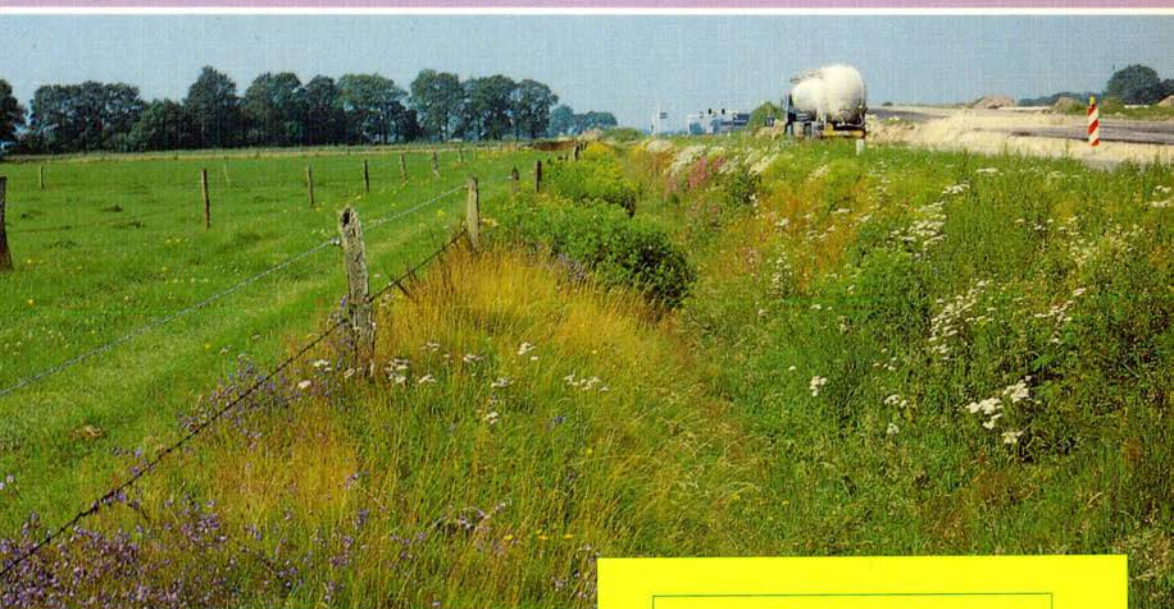


12.0

NATUURTECHNIEK EN WATERSTAATSWERKEN



dienst weg- en waterbouwk

DIGITAAL
BESCHIKBAAR
KENNISPLEIN

12.0-14g

1^e ex.

NATUURTECHNIEK
EN
WATERSTAATSWERKEN

BIBLIOTHEEK
Dienst Weg- en Waterbouwkunde
Postbus 5044, 2600 GA DELFT

27 NOV. 1990

NATUURTECHNIEK EN WATERSTAATSWERKEN

p. aanen
w. alberts
g.j. bekker
h.d. van bohem
p.j.m. melman
j. van der sluijs
g. veenbaas
h.j. verkaar
c.f. van de watering

Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse
Natuurhistorische Vereniging
in samenwerking met
Dienst Weg- en Waterbouwkunde
Rijkswaterstaat
1990

27 NOV. 1990

ISBN: 90.5011.044.4

Dit is een uitgave van de Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging onder redactie van drs. H.D. van Bohemen, drs. D.A.G. Buizer en drs. A. Littel, in samenwerking met de Dienst Weg-en Waterbouwkunde van Rijkswaterstaat.

Een deel van de oplage is als uitgave van Rijkswaterstaat verschenen.

Redactieadres: Oudegracht 237, 3511 NK Utrecht, tel. 030-314797

Bron van de foto's: zie bijlage op pag. 142.

© Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht 1990.

Niets uit deze uitgave mag worden veeleelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, microfilm, fotocopie of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de uitgever.

No part of this book may be reproduced in any form, by print, photoprint, microfilm or any other means, without written permission from the publisher.

Inhoud

Voorwoord	7
1. Waterstaatswerken en de zorg voor de natuur. W. Alberts	8
2. Groene elementen van waterstaatswerken en hun (potentiële) ecologische betekenis. J. van der Sluijs en H.D. van Bohemen	21
3. Theoretische achtergronden bij de toepassing van natuurtechnische kennis. H.J. Verkaar, P. Aanen en C.F. van de Watering	33
4. De betekenis van migratie voor de ecologische kwaliteit van waterstaatswerken en hun omgeving. H.J. Verkaar en G.J. Bekker	46
5. Inrichting en maaibeheer van grazige vegetaties in wegbermen. P.J.M. Melman en H.J. Verkaar	64
6. Inrichting en beheer van beplante weg- en kanaalbermen. J. van der Sluijs en P.J.M. Melman	82
7. Inrichting en beheer van rivierdijken. C.F. van de Watering, P.J.M. Melman en H.J. Verkaar	89
8. Inrichting en beheer van oevers en oeververdedigingen van rijkswateren. G.J. Bekker en H.D. van Bohemen	105
9. Inrichting en beheer van zeewerende duinen. H.D. van Bohemen en G. Veenbaas	125

Voorwoord

Als onderdeel van het Ministerie van Verkeer en Waterstaat heeft Rijkswaterstaat onder meer de zorg voor werken op het vlak van infrastructuur en waterbeheersing. Een onderdeel van deze werken vormen de wegbermen, dijken, oevers en duinen. De waterstaatszorg omvat mede de zorg voor het milieu.

Tussen het milieu en de waterstaatswerken bestaan vaak gespannen relaties. Meestal zijn er mogelijkheden om iets van deze spanning weg te nemen door gebruik te maken van de natuurtechniek.

Gedurende de laatste decennia is ook bij Rijkswaterstaat de belangstelling voor natuurtechniek voortdurend gegroeid. Met het uitvoeren van natuurtechnisch onderzoek en het toepassen van natuurtechnische inzichten is door de Hoofdafdeling Milieu van mijn dienst een omvangrijke hoeveelheid kennis opgebouwd omtrent de funktionele mogelijkheden en de praktische toepassing van natuurtechniek in waterstaatswerken. Het tijdstip is aangebroken om deze kennis aan een breed publiek te presenteren in de vorm van een bundel van artikelen over de relaties tussen natuurtechniek en waterstaatswerken.

De informatie in de bijdragen is zeker niet alleen van belang voor de medewerkers van Rijkswaterstaat. Voor vele anderen biedt deze bundel tal van aanknopingspunten voor onderzoek en toepassing van natuurtechnische maatregelen. Ik vertrouw erop dat de aangereikte informatie zal bijdragen tot behoud, herstel en ontwikkeling van natuurlijke kwaliteiten.

Ir. J.G. Stelling

Hoofdingenieur-Directeur
Dienst Weg- en Waterbouwkunde
Rijkswaterstaat

Waterstaatswerken en de zorg voor de natuur

W. Alberts

Samenvatting

Het karakter van de relatie tussen waterstaatswerken en natuur is in de loop der tijd aanzienlijk veranderd. De omvang van de werken nam toe, net als de aan waterstaatswerken verbonden negatieve gevolgen voor de natuur. Tevens groeide de maatschappelijke waardering voor de steeds schaarser wordende natuur in Nederland. Dergelijke ontwikkelingen zijn niet aan Rijkswaterstaat voorbijgegaan. Het leidde tot een standpunt dat te karakteriseren is met de constatering: "waterstaatszorg is mede zorg voor het milieu". Vandaar dat tegenwoordig een zorgvuldige afweging plaatsvindt tussen alle voor- en nadelen van een mogelijk waterstaatswerk. Daartoe wordt een gefaseerde procedure doorlopen. In elke fase wordt invulling gegeven aan de zorg van Rijkswaterstaat voor het milieu, het landschap en de natuur. De invulling van de zorg voor de natuur wordt geïllustreerd aan de hand van een rondgang langs die planningsfasen en waterstaatswerken waarvoor thans op concrete wijze gestalte is gegeven aan deze zorg. De rondgang leert onder meer dat wederzijdse afstemming van de plannen van instanties werkzaam op het vlak van natuur wordt nodig geacht, evenals voortzetting van onderzoek naar de ecologische betekenis van waterstaatswerken.

1. Inleiding

Sedert het moment waarop men in Nederland het eerste waterstaatswerk realiseerde, bestaat er een relatie tussen waterstaatswerken en natuur. Het karakter van de relatie tussen beide onderdelen heeft zich in de loop der tijd sterk gewijzigd. De oorzaak van deze wijziging ligt in de ontwikkeling die zich in beide onderdelen heeft afgespeeld. De allereerste waterstaatswerken waren van een zodanige aard en omvang dat nauwelijks van enige invloed op de natuur gesproken kon worden. Men had in die vervlogen tijden wel wat beters te doen dan zich te bekommeren om de gevolgen van waterstaatswerken. Zouden de werken niet uitgevoerd worden, dan stond in veel gevallen het voortbestaan van mens, plant en dier op het spel. Zo werden in Nederland, ter verbetering van de bestaanszekerheid, vanaf het Laat-Neolithicum tot in de IJzertijd in de doorgaans onbegaanbare veengebieden houten wegen aangelegd. Daarmee werd niet alleen verkeer tussen de bewoonde, hogere gronden aan beide zijden van het veen mogelijk, maar ook het vervoer van ijzererts van de winplaatsen in het veen naar de zandgronden (Casparie, 1986; 1987).

Vroegere infrastructuur; een houten veenweg in zuid-oost Drenthe.
(Biologisch-Archaeologisch Instituut, Rijksuniversiteit Groningen)





Ook de aanleg rond 800 n.C. van houten plan-kieren in het havencomplex van Dorestad had een duidelijke functie (van Es & Verwers, 1980). Zonder deze houten straatjes tussen het handelskwartier op de hooggelegen oever en de schepen in de rivierbedding zou vanuit dit handelscentrum aan de splitsing van Rijn en Lek het internationale scheepvaartverkeer en -vervoer amper mogelijk zijn geweest. Het stadium van dergelijke kleinschalige werken ligt echter ver achter ons. Door hun aard en omvang hebben de hedendaagse waterstaatswerken grote, ingrijpende invloeden op de natuur.

Maar niet alleen de waterstaatswerken hebben een ontwikkeling doorgemaakt, ook onze houding ten opzichte van de natuur is door de eeuwen heen fundamenteel veranderd. Dit manifesteert zich onder meer in de beleving van de natuur (Fischer, 1985). In het eerste millennium van onze jaartelling stond de natuur symbool voor een onbekende, ontoegankelijke, angstaanjagende en levensgevaarlijke wildernis. Tot in de late middeleeuwen heeft de gedachte dat "buiten de ziel niets de moeite waard is om bewonderd te worden" de houding ten opzichte van de natuur bepaald. Eerst in de Renaissance kwam hierin enige verandering. Geleidelijk ontstond meer en meer ruimte voor esthetische bewondering voor en wetenschappelijke verkenning van de natuur. Met name in de landschapsschilderkunst laat deze ontwikkeling zich goed volgen (Bergvelt, 1978). De veranderde houding ten opzichte van de natuur leidde tevens tot beheersing van de natuur, hetgeen onder meer resulteerde in de strakke, meetkundige patronen van de Franse parken en de illusie van natuurlijkheid van de parkaanleg in Britse landschapsstijl. Niet onvermeld mag blijven dat de ontwikkeling ook geleid heeft tot het in cultuur brengen van de "woeste gronden".

In het verre verleden waren beide onderdelen, waterstaatswerken en natuur, nog met elkaar in evenwicht. Gezien de grote maatschappelijke voordelen en de beperkte nadelen voor de toch al niet hooggewaardeerde natuur, stond toen de aanleg van kleinschalige waterstaatswerken zelden of nooit ter discussie. Ook in de tegenwoordige tijd vormen de maatschappelijke voordelen de beweegredenen van realisatie van werken. Daar staat echter tegenover dat de omvang van de voor natuur veelal negatieve effecten van de werken sterk zijn toegenomen, net als de waarde die sedert het begin van de twintigste eeuw aan de voortdurend schaarser wordende natuur wordt toegekend. Deze ontwikkelingen hebben er toe geleid dat tegenwoordig een zorgvuldige afweging plaatsvindt tussen de voor- en nadelen van een waterstaatswerk, voordat tot realisatie wordt overgegaan. Daarbij spelen de nadelen voor de natuur een belangrijke rol. Binnen Rijkswaterstaat is men zich terdege bewust van het feit dat de huidige (en toekomstige) waterstaatswerken de in Nederland aanwezige natuur op negatieve wijze zullen beïnvloeden. Mede door het treffen van maatregelen wordt getracht de negatieve invloed te beperken en waar mogelijk een positieve bijdrage te leveren. Voor een groot deel liggen dergelijke maatregelen op het vlak van de natuurtechniek.

Gedurende de laatste decennia is de (inter)nationale belangstelling voor natuurtechniek voortdurend gegroeid. Met het uitvoeren van natuurtechnisch onderzoek en het toepassen van natuurtechnische inzichten is binnen de Rijkswaterstaat in het algemeen en binnen de Dienst Weg- en Waterbouwkunde in het bijzonder een omvangrijke hoeveelheid aan kennis opgebouwd omtrent de toepassing van natuurtechniek in waterstaatswerken, zoals weg-

bermen, dijken, oevers en duinen. Het tijdstip is aangebroken om deze kennis aan een breed publiek te presenteren in de vorm van een bundeling van artikelen over de relaties tussen natuurtechniek en waterstaatswerken. In deze bijdrage wordt in algemene termen ingegaan op de wijze waarop Rijkswaterstaat gestalte geeft aan de zorg voor de natuur. Tevens worden conclusies getrokken die richtinggevend kunnen zijn voor de verdere ontwikkeling van natuurtechnisch onderzoek en de toepassing van natuurtechnische kennis binnen Rijkswaterstaat.

2. Waterstaatszorg is mede zorg voor het milieu

Als onderdeel van het Nederlandse Ministerie van Verkeer en Waterstaat heeft Rijkswaterstaat een aantal taken. Vanuit de haar opgedragen zorg voor waterhuishouding, conditionering en infrastructuur is Rijkswaterstaat verantwoordelijk voor de rijkswegen, -kanalen, rivieren, sommige meren, alsmede de Noord- en Waddenzee. Daarnaast is zij mede verantwoordelijk voor beleid en beheer van uiterwaarden, zee- en rivierdijken en zeewerende duinen. Weliswaar ontbreekt de zorg voor het milieu in deze opsomming, maar reeds in 1981 kwam men binnen Rijkswaterstaat al tot de conclusie: "Waterstaatszorg is mede zorg voor het milieu" (Rijkswaterstaat, 1981).

In de afgelopen decennia heeft zich, ook binnen Rijkswaterstaat, een bewustwordingsproces voltrokken met betrekking tot het belang van het milieu als object van zorg bij het handelen. Dit proces is versneld onder invloed van externe maatschappelijke ontwikkelingen die hun doorwerking hebben gevonden via de milieuwetgeving, zoals de Wet Geluidhinder en de milieu-effectrapportage. Dit heeft ertoe geleid dat het milieu als zorggebied gestalte kreeg enerzijds in de erkenning dat bij al het handelen van Rijkswaterstaat het milieu als afwegingsfactor expliciet betrokken dient te worden, anderzijds in het ontstaan en de groei van specifieke afdelingen binnen Rijkswater-

staat belast met de taak deze zorg voor het milieu te behartigen.

Het milieu bestaat naar de aard van de aspecten die erbij betrokken zijn uit materiële en niet-materiële aspecten. De niet-materiële aspecten zijn van sociale aard en vormen samen het sociale milieu. De materiële aspecten vormen samen het landschap. In Nederland is het landschap voor een groot deel door mensen gemaakt. Voor een deel is het van natuurlijke aard. De laatstgenoemde categorie vormt het natuurlijke milieu, waarin biotische (planten en dieren) en abiotische elementen (atmosfeer, gesteente, reliëf, water en bodem) zijn te onderscheiden. De zorg van Rijkswaterstaat voor het milieu omvat in principe alle aspecten van het milieu. Op deze plaats wordt ingegaan op het natuurlijke milieu, de natuur.

De wijze waarop binnen Rijkswaterstaat omgegaan wordt met de zorg voor de natuur, zal aan de hand van vier voorbeelden worden geïllustreerd. De voorbeelden hebben betrekking op fasen uit de planningsprocedure voor infrastructuur. Ze variëren naar het ruimtelijke schaalniveau en dientengevolge ook naar de invulling van het zorggebied natuur.

2.1. Het Tweede Structuurschema Verkeer en Vervoer

In deel d van het Tweede Structuurschema Verkeer en Vervoer is op een nationaal schaalniveau het lange-termijnbeleid voor de sector verkeer en vervoer vastgelegd (Ministerie van Verkeer en Waterstaat & Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, 1990). In de nota fungeert de duurzame samenleving als maatstaf voor het te voeren beleid. Naast de te volgen strategie, bevat de nota uitspraken over de verbetering van de leefbaarheid, de geleiding van de mobiliteit, de verbetering van de bereikbaarheid en de versterking van het fundament van het verkeers- en vervoersbeleid. Bij de invulling van het zorggebied natuur binnen de invalshoek "leefbaarheid" spelen andere sectorale beleidsnota's een belangrijke rol, zoals het Structuurschema Natuur- en

Landschapsbehoud (Ministerie van Landbouw en Visserij & Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, 1984) en het Natuurbeleidsplan (Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, 1989). In deze nota's wordt ingegaan op de ruimtelijke aspecten van het natuur- en landschapsbehoud in Nederland. Zo mogen ruimtelijke ingrepen die ertoe kunnen leiden dat de wezenlijke kenmerken en waarden van natuurgebieden verloren gaan of worden aangetast, niet dan in geval van een zwaarwegend maatschappelijk belang in uitvoering worden genomen. In deel d van het Tweede Structuurschema Verkeer en Vervoer worden grote en waardevolle natuurgebieden dan ook zoveel mogelijk ontzien. Dit wordt nagestreefd door terughoudendheid te betrachten bij de aanleg van nieuwe wegverbindingen en bij de reconstructie van bestaande verbindingen, vooral als deze gelegen zijn in natuurgebieden. Desalniettemin is nieuwe infrastructuur gepland, aangezien uitbreiding en verbetering van het net van hoofdwegen van groot maatschappelijk belang wordt geacht. Als na een zorgvuldige afweging van belangen blijkt dat aanleg of reconstructie van hoofdwegen noodzakelijk wordt geacht is, zal de schade aan de natuur ter plaatse van de ingreep zo klein mogelijk worden gehouden. Terughoudendheid bij de aanleg en optimale landschappelijke inpassing van nieuwe infrastructuur moeten op korte termijn verdere versnippering van de natuur voorkomen. Op lange termijn zal de reeds bestaande versnippering worden teruggedrongen door het treffen van mitigerende en compenserende maatregelen.

2.2. De Handleiding Projectnota's

Waterstaatswerken grijpen doorgaans sterk in op de belangen van anderen. Verder treden vaak wijzigingen op in de omstandigheden van het bestaande milieu. Besluiten over de aanleg of reconstructie van waterstaatswerken worden eerst genomen na een zorgvuldige afweging van alle belangen. Dit stelt hoge eisen aan de

voorbereiding van het besluitvormingsproces. Het resultaat van die voorbereiding wordt neergelegd in een projectnota. Het opstellen van een projectnota is geen simpele zaak. Praktische aanwijzingen hiervoor worden gegeven in de Handleiding Projectnota's (Rijkswaterstaat, 1989a). Bij een project waarbij sprake is van belangrijke nadelige effecten op het milieu, worden de opzet en de inhoud van de projectnota in sterke mate bepaald door de wettelijke vereisten van de regeling van milieu-effectrapportage (m.e.r.). Het milieu-effectrapport (MER) wordt in de projectnota geïntegreerd. Een belangrijk deel van de projectnota wordt ingenomen door de beschrijving en vergelijking van effecten van de voorgenomen ingreep en geselecteerde alternatieven op relevante belangen, zoals economie, milieu, verkeer, landbouw en sociale aspecten. Op dit regionale schaalniveau worden wat het milieu betreft in de handleiding vier aandachtsvelden onderscheiden: natuur en landschap, luchtverontreiniging, bodem- en grondwater, alsmede geluid- en trillingshinder. Meer nog dan de paragraaf in de Handleiding Projectnota's, biedt het aan deze paragraaf ten grondslag liggende rapport van Rijkswaterstaat (1990) informatie over de invulling van het aspect natuur. In dit rapport wordt uitvoerig ingegaan op inhoudelijke aspecten inzake de analyse van effecten op natuur als gevolg van wegenprojecten. Bij de invulling van het aspect natuur worden de hiërarchisch geordende biologische integratieniveaus gevolgd. Zowel het niveau van organismen, populaties, levensgemeenschappen als het landschaps-ecologische niveau wordt besproken. De nadruk ligt daarbij op de (on)mogelijkheden om effecten op de natuur in de omgeving van de tracé-alternatieven te beschrijven, te voorspellen en te beoordelen. Door middel van mitigerende en compenserende maatregelen kan een deel van de verwachte negatieve effecten op de natuur worden verzacht en kunnen mogelijke positieve effecten worden versterkt.

2.3. De Richtlijnen voor het Ontwerpen van Autosnelwegen

Indien op basis van de informatie neergelegd in de projectnota besloten is een waterstaatswerk te gaan realiseren, wordt vervolgens gewerkt aan het ontwerp. Voor wegenprojecten wordt naast het technisch ontwerp ook de nodige aandacht besteed aan de landschappelijke inpassing van het weglichaam. Richtinggevend voor beide ontwerpen zijn de Richtlijnen voor het Ontwerpen van Autosnelwegen, afgekort R.O.A. (Rijkswaterstaat, in prep.). De resultaten van de afstemming tussen de voorgenomen ingreep en het landschap worden beschreven in een landschapsplan. Om de afstemming vorm en inhoud te geven is in de R.O.A. een hoofdstuk "Landschap" opgenomen. Dit hoofdstuk geeft algemene informatie over landschappelijke inpassing van autosnelwegen, de daarbij ter beschikking staande ontwerpmiddelen en het proces rond het opstellen van een landschapsplan.

Het richtinggeven aan en het vormgeven van nieuwe ontwikkelingen in het landschap wordt aangeduid als ontwerpen. Om de afname van landschappelijke kwaliteiten bij een voorgenomen ingreep tegen te gaan, wordt er bij het landschapsontwerp van uitgegaan dat ingrepen in het bestaande landschap zodanig vorm gegeven dienen te worden, dat ze in samenhang met de mogelijkheden ter plaatse moeten kunnen plaatsvinden. Uitsluitend behoud van bestaande kwaliteiten is een onvoldoende antwoord op dergelijke ingrepen. Daarnaast zal landschappelijke inpassing gericht moeten zijn op het creëren van nieuwe landschappelijke kwaliteiten. Dit vereist een zorgvuldige afweging, niet alleen tussen uiteenlopende belangen (bijvoorbeeld economie versus landschap), maar ook tussen de verschillende landschappelijke aspecten (bijvoorbeeld natuur versus landschapsbeeld). Bij de invulling van het aspect natuur geldt als algemene doelstelling het handhaven of herstellen en waar mogelijk ontwikkelen van het bestaande stelsel van ecotopen en relaties in en tussen ecotopen. Ecologische begrippen

als habitat, corridor en barrière spelen daarbij een belangrijke rol. Zo zullen bij het opstellen van een landschapsplan de mogelijkheden om een bijdrage te leveren aan de ruimtelijke verplaatsingsmogelijkheden van bepaalde diersoorten onderzocht worden. Wat de corridorfunctie betreft houdt dit in dat nagegaan wordt of de inrichting van een wegberm een bijdrage kan leveren aan de verplaatsingsmogelijkheden van bepaalde soorten planten en dieren.

2.4. De Handleiding Beheersplanning

In de loop der tijd zijn, gebaseerd op de in landschapsplannen beschreven ontwerpen, vele hectaren houtige begroeiing aangeplant en min of meer natuurlijke gras- en kruidachtige vegetaties aangelegd in wegbermen, op dijken en langs waterlopen. Dergelijke groenvoorzieningen zijn aangelegd om een functie te vervullen. In eerste instantie gaat het daarbij om wegbouw-, waterbouw- en verkeerskundige functies, zoals stabilisatie van het weg- of dijklichaam en lichtafscherming. Daarnaast vervullen groenvoorzieningen ook andere functies. Gedacht moet worden aan onder meer de functie als habitat voor de plante- en diersoorten, die uit gebieden met een hoge cultuurdruk zijn verdwenen. Om te komen tot een optimale functievervulling van groenvoorzieningen tegen minimale beheerskosten worden beheersplannen opgesteld. Richtinggevend voor de inhoud van beheersplannen is de Handleiding Beheersplanning (Rijkswaterstaat, 1988). De invulling van het zorggebied natuur op dit lokale schaalniveau wordt sterk bepaald door de op waterstaatswerken aanwezige of aan te brengen begroeiing, de doelen die daarmee nagestreefd worden en de beheersmaatregelen die nodig zijn om het nagestreefde doel te bereiken. Voor beplantingen gaat het daarbij vooral om het aangeven van de gewenste ontwikkeling en de verschillende stadia die daarbij worden doorlopen. Beheersmaatregelen, zoals het maaien en het afvoeren van het maaisel, fungeren als een middel om de ontwikkeling van de natuur te sturen.

2.5. De zorg voor de natuur bij andere taken van Rijkswaterstaat

Naast de haar opgedragen zorg voor de infrastructuur zijn er nog andere taakvelden waarvoor Rijkswaterstaat verantwoordelijk is, te weten:

* waterhuishouding

Het landelijke beleid op het gebied van de waterhuishouding is neergelegd in de Derde Nota Waterhuishouding (Ministerie van Verkeer en Waterstaat et al., 1989). In deze nota wordt voor ieder type waterhuishoudkundig systeem de landelijke hoofddoelstelling "gezonde waterhuishoudkundige systemen en een duurzaam gebruik" geconcretiseerd in de vorm van streefbeelden. Zij vormen richtpunten voor het beleid. Maatregelen en ingrepen in de waterhuishouding moeten erop gericht zijn om dichterbij het streefbeeld te komen. In veel gevallen gaat het daarbij om het creëren van een hydrologische uitgangssituatie als basis voor ontplooiing en duurzaam functioneren van onder meer de natuur in Nederland.

De Derde Nota Waterhuishouding is voor het rijksniveau taakstellend en voor het beleid en beheer van lagere overheden richtinggevend. Verdere uitwerking zal plaatsvinden in het beheersplan voor de rijkswateren en provinciale waterhuishoudingsplannen.

* conditionering

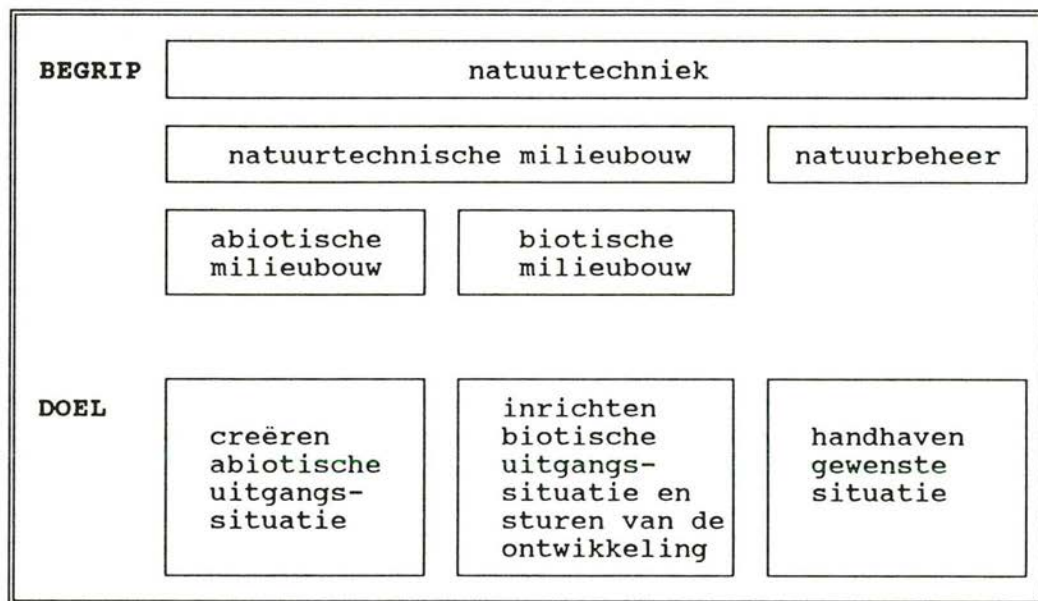
Het landelijke kustverdedigingsbeleid is een goed voorbeeld van de taak van Rijkswaterstaat ten aanzien van conditionering. Behoud van de veiligheid van het achter de Noordzeekust gelegen polderland is voor Nederland een absolute noodzaak. Dat vereist een voortdurende inspanning, want door aanhoudende kusterosie gaat bijna de helft van de kust langzaam maar zeker achteruit.

Bij de huidige kustverdediging is sprake van een knelpuntenbeleid. Voor een belangrijk deel van de kust wordt achteruitgang geac-

cepteerd. Alleen daar waar de veiligheid van het polderland in gevaar komt, wordt verdere kustachteruitgang bestreden. De laatste jaren blijkt het terugtrekken van de kust op steeds meer problemen te stuiten, onder meer met de (inter)nationaal waardevolle natuur in het duingebied. Deze problematiek vroeg om een bezinning op het gevoerde beleid, hetgeen resulteerde in een discussie over het toekomstige kustverdedigingsbeleid (Rijkswaterstaat, 1989b). Ook in de nieuwe beleidsvisie, zal behoud van veiligheid van het polderland een absolute voorwaarde zijn. Daarnaast is de vraag aan de orde welke gebruiksfunctie en natuurwaarden in het duingebied tegen de gevolgen van kustachteruitgang beschermd moeten worden (Verhagen, 1990). Hiervoor is het noodzakelijk keuzes te maken. Deze variëren van geen bescherming tot de bescherming van alle in de duinen voorkomende belangen en waarden. In tegenstelling tot vroeger, kunnen er in de toekomst dus redenen zijn om bij bedreiging van waardevolle natuur maatregelen te treffen om de aanwezige natuur te handhaven. Verder is op veel plaatsen langs de kust het duingebied zo breed dat de veiligheid van Nederland niet direct op het spel staat. In deze gebieden kan de "speelruimte" benut worden voor de ontwikkeling van natuur. Kansen voor natuurontwikkeling zijn er ook in die gebieden waar kustaanwas voorkomt.

3. Natuurtechniek

Op diverse plaatsen is reeds gewezen op de (potentiële) kwaliteiten van gebieden waar de Rijkswaterstaat op enigerlei wijze betrokken is bij de aanleg en het beheer. Teneinde dergelijke kwaliteiten optimaal te benutten worden natuurtechnische maatregelen toegepast. Natuurtechnische maatregelen zijn doelbewuste handelingen gericht op het scheppen, herstellen, ontwikkelen of handhaven van de levensvoorwaarden van de inheemse flora, fauna en levensgemeenschappen in hun onderlinge



figuur 1. Begrippen en doelen in de natuurtechniek (naar Westhoff, 1988).

samenhang. Binnen de natuurtechniek worden een aantal begrippen onderscheiden, elk met hun eigen doel(en) (zie figuur 1).

Abiotische milieubouw is het scheppen van het geschikte uitgangsmilieu voor de ontwikkeling van meer natuurlijke levensgemeenschappen of van natuurlijke processen door ingrepen in het abiotische milieu. Dergelijke ingrepen, bijvoorbeeld het aanbrengen van reliëf in duinen, vinden meestal maar één keer plaats. Biotische milieubouw, ook wel aangeduid met de term natuurontwikkeling, is het realiseren van de biotische uitgangssituatie en het daarop aansluitend sturend ingrijpen op de zich ontwikkelende levensgemeenschap. Hierbij worden dezelfde sturende maatregelen toegepast als bij het natuurbeheer, zoals maaien of nietsdoen. Bij natuurbeheer dienen echter jaarlijks dezelfde maatregelen gehanteerd te worden om de levensgemeenschappen te behouden zoals ze zijn. Bij de biotische milieubouw daar-

entegen zijn veranderingen in de (intensiteit van de) maatregelen mogelijk, al naar gelang het voortschrijden van de ontwikkeling.

Bij waterstaatswerken worden natuurtechnische maatregelen vooral gehanteerd bij:

- de aanleg, waarbij het gaat om de toepassing van maatregelen ten behoeve van het creëren van de abiotische uitgangssituatie, bijvoorbeeld door het uitvoeren van grondwerk.
- de inrichting, waar het zwaartepunt van de gehanteerde maatregelen ligt in de sfeer van de biotische milieubouw. Gedacht moet worden aan het met beplanting verwezenlijken van de gewenste biotische uitgangssituatie.
- het onderhoud c.q. beheer, waar de nadruk ligt op het sturen van de ontwikkeling, onder andere door het maai-beheer af te stemmen op de in gang gezette ontwikkeling.

In elk van deze, in de tijd gezien opeenvolgen-

de fasen, spelen de (potentiële) ecologische functies voor soorten, levensgemeenschappen en ecosystemen in de omgeving van waterstaatswerken een rol. Met name als habitat, migratieroute en isolator kunnen waterstaatswerken een functie vervullen. De mate waarin dergelijke ecologische functies vervuld kunnen worden is evenwel sterk afhankelijk van de in de omgeving aanwezige soorten, levensgemeenschappen en ecosystemen. De hiervoor benodigde informatie, met name de gewenste biotische ontwikkeling en de daarvoor benodigde abiotische Ausgangssituation, is veelal neergelegd in nota's geschreven ten behoeve van hogere planningsfasen. Vooral het land-schapsplan biedt een goede gelegenheid voor het opstellen van een globale invulling van de gewenste ontwikkeling. In latere, gedetailleerdere planvormen wordt het globale beeld dan verder ingevuld met behulp van concrete natuurtechnische maatregelen.

4. Natuurtechniek en waterstaatswerken

Alles bij elkaar beslaan de waterstaatswerken een aanzienlijk oppervlak. Vanwege de grootte en het lintvormige karakter van de groene elementen van waterstaatswerken is herhaaldelijk gewezen op de (potentiële) ecologische betekenis. Natuurtechnische maatregelen moeten leiden tot het scheppen, ontwikkelen of handhaven van de (a)biotische condities die het mogelijk maken dat de ecologische betekenis van dergelijke gebieden ten volle benut worden. In het onderstaande zullen per waterstaatswerk de voornaamste conclusies ten aanzien van de relaties tussen natuurtechniek en waterstaatswerken samengevat worden. In de andere hoofdstukken van deze bundel wordt nader op de materie ingegaan.

4.1. Wegbermen.

Wat opvalt is de stormachtige ontwikkeling die zich de afgelopen decennia heeft voltrokken ten aanzien van het beheer van wegbermen in

Nederland. Sedert de jaren vijftig werden de wegbermen frequent gemaaid zonder het maaisel af te voeren. Dit leidde tot wegbermen met het uiterlijk van een gazon, waarvan echter de ecologische kwaliteit (i.c. diversiteit, zeldzaamheid en volledigheid) van de wegbermvegetaties uiterst beperkt was. In de jaren zeventig tekende zich een ommekeer af. Herhaaldelijk is gewezen op de mogelijkheden van een extensief beheer van één tot tweemaal per jaar maaien en vervolgens afvoeren van het maaisel, overeenkomstig het vroeger gangbare landbouwkundig beheer van kruidenrijke hooilanden. Eén van de gevolgen van een dergelijk beheer van maaien en afvoeren is een netto afvoer van voedingsstoffen, met name stikstof. De netto afvoer van nutriënten leidt uiteindelijk tot verlaging van de produktieniveaus. Relatief lage produktieniveaus van graslanden gaan gepaard met een grote diversiteit en een hoog aantal (zeldzame) plantesoorten, kortom ze bezitten botanisch gezien een hoge ecologische kwaliteit. In de ontwikkeling van de grazige wegbermvegetaties neemt het beheer dus een essentiële plaats in. In feite vormt een constant beheer een vereiste voor het verkrijgen en behouden van grazige levensgemeenschappen. Wordt het maaibeheer achterwege gelaten dan verandert grasland na verloop van tijd in struweel en tenslotte in bos. Uit onderzoek naar de gevolgen van het maaibeheer van grazige vegetaties in bermen is gebleken dat in een groot aantal situaties het huidige beheer van tweemaal per jaar maaien en afvoeren een positieve invloed heeft op de ecologische kwaliteit van wegbermvegetaties.

4.2. Dijken

Kenmerkend voor het Nederlandse rivierdijkengebied is het vegetatietype met de aanduiding "stroomdalflora". Vroeger waren de oeverwallen, stroomruggen, rivierduinen en dijken het van nature aanwezige habitat voor soorten uit het verbond der droge kalkgraslanden. Deze voor het rivierengebied typerende flora is de laatste decennia sterk achteruitgegaan. De

oorzaak voor de achteruitgang is voor een deel gelegen in de wijze waarop de taluds van dijken worden beheerd. Vele stroomdalgraslanden waren lange tijd als hooiland in beheer of fungeerden als extensieve weidegrond voor schapen. De recente intensivering binnen de landbouwsector is ook aan de graslanden op de rivierdijken niet ongemerkt voorbijgegaan. Door de hoge (kunst)mestgiften veranderde het eertijds onbemeste, extensieve en laag-productieve hooiland in een bemeste, intensief gebruikte en produktieve grasmat. Een beheer gericht op maaien en afvoeren en/of op extensieve beweiding is nodig om deze flora weer tot uitbreiding te laten komen. Maar niet alleen het agrarisch beheer, ook de aanleg van nieuwe en de reconstructie van bestaande rivierdijken is van invloed op het voortbestaan van de stroomdalflora. Uit onderzoek is gebleken dat een natuurtechnisch aangelegde en beheerde dijk de functie van de dijk als waterkering niet aantast. De erosiebestendigheid van stroomdalgraslanden is minstens even groot, zo niet groter, als de grasmat zoals die voor het ontwerpen van rivierdijken wordt voorgeschreven. Ook voor de eisen ten aanzien van het lutumgehalte van de bovengrond en de oriëntatie en steile van de hellingen geldt, dat de veiligheid en de ontwikkeling van een stroomdalflora elkaar niet in de weg staan.

4.3. Oevers.

Het Nederlandse landschap bevat vanouds veel water en daarmee ook veel oevers, de overgangsstrook tussen land en water. Door stroming en golven kunnen de oevers worden aangetast. Dit kan leiden tot verlies van land, ondermijning van de waterkering en ondieper worden van de watergang. Daarom worden oevers al eeuwenlang verdedigd, vroeger veelal met hout en steen, maar de laatste decennia ook met staal, beton en asfalt. Het onnatuurlijke karakter van deze oevers riep meer en meer weerstand op. Dit leidde tot bezinning op functies en inrichting van de oevers. Eind 1985 werd bij Rijkswaterstaat het Project Milieuvriendelijke Oevers (PMO) opge-

zet om problemen bij de verdediging en de inrichting van de oevers langs de grote rijkswateren zo milieuvriendelijk mogelijk op te lossen. Het doel van PMO is de bevordering van een analytische aanpak bij de inrichting en het beheer van oevers, zodat aan het multifunctionele karakter recht wordt gedaan. De ecologische functies, met name de habitat- en corridor-functie, krijgen daarbij extra aandacht. Deze aanpak vereist onderzoek naar onder meer de ecologie in oeverzones en de mogelijkheden van riet, biezengrassen en moerasvegetaties bij oeverversterking. Naast dergelijk algemeen onderzoek vindt veel projectgebonden onderzoek plaats. Het bestaat uit evaluatie van nieuwe, milieuvriendelijk ingerichte proefvakken. Hoewel de definitieve resultaten van het algemeen en projectgebonden onderzoek eerst na 1990 zullen verschijnen, tekenen zich ondertussen wel ontwikkelingen af. Gesteld kan worden dat door een combinatie van civiel- en natuurtechnische maatregelen het goed mogelijk is een civieltechnisch verantwoord en landschapsecologisch waardevolle bescherming van de oever te creëren. Tevens is de conclusie gerechtvaardigd, dat dergelijke milieuvriendelijke oevers tot nu toe ten onrechte als duurder dan civieltechnische oevers zijn gekenschetst. Onder specifieke omstandigheden kan dit het geval zijn, maar in het algemeen hoeft het niet zo te zijn.

4.4. Duinen

De duinen vormen met het strand en de onderwateroever een natuurlijke, zandige waterkering. Onder invloed van kustvormende processen en factoren van natuurlijke en antropogene aard is deze waterkering voortdurend in beweging. Op de ene plaats wordt de duinkust breder (aangroei) en op de andere plaats smaller (afslag). Kustafslag kan catastrofale gevolgen hebben voor de veiligheid van het beneden de zeespiegel gelegen deel van Nederland. Deze ongewenste ontwikkeling zal door Rijkswaterstaat met alle ter beschikking staande middelen bestreden worden. Maar ook als andere belangen, zoals recreatie,

waterwinning en natuur, in het gedrang dreigen te komen worden maatregelen getroffen om verlies te voorkomen. In veel gevallen wordt ingegrepen door met zandsuppleties de duinen te verzwaren om zodoende de kustafslag te compenseren. Dergelijke "zachte" natuurtechnische oplossingen passen veel beter in het dynamische, zandige kustmilieu dan "harde" civieltechnische werken. Bij de uitvoering van kustverdedigingsmaatregelen wordt de laatste jaren meer en meer aandacht besteed aan de natuurtechnische mogelijkheden. Het gaat er daarbij vooral om meer in te spelen op de in het kustmilieu voorkomende natuurlijke, dynamische processen. Het laten ontstaan van slufters en primaire duinen, de regeneratie van natte duinvalleien, alsmede het toestaan van lokale verstuing zijn slechts enkele voorbeelden van mogelijkheden die passen in het streven naar een nationaal kustverdedigingsbeleid waarin plaats is voor een meer dynamisch beheer. Vooruitlopend hierop worden op lokale schaal natuurtechnische maatregelen toegepast bij het op hoogte brengen van de zeeverende duinregel. Met name de inrichting van de nieuwe abiotische en biotische uitgangssituatie krijgen daarbij veel aandacht.

5. Conclusies

Uit de rondgang langs een aantal planningsfasen en waterstaatswerken kunnen conclusies worden getrokken die samen een beeld geven van de wijze waarop binnen Rijkswaterstaat invulling wordt gegeven aan het zorggebied natuur.

* Geconstateerd kan worden dat Rijkswaterstaat thans in alle relevante planningsfasen nadrukkelijk aandacht besteedt aan het aspect natuur. Voor bijna alle planningsfasen zijn handleidingen geschreven over de wijze waarop omgegaan zou moeten worden met de invulling van het zorggebied natuur. Enkel waar het gaat om de gedetailleerde, technische uitwerking van het land- schapsplan in de vorm van een inrichtings-

plan, ontbreekt nog een kaderstellende handleiding.

- * De invulling van het zorggebied natuur is sterk afhankelijk van de ruimtelijke schaal van het planningsfase. Op nationale schaal gaat het om abstracte begrippen als "natuurgebieden". Op lagere schaalniveaus krijgt de invulling geleidelijk een concretere inhoud. Op het laagste niveau gaat het bij wijze van spreken om afzonderlijke bomen.
- * Tussen de ten behoeve van de verschillende planningsfasen opgestelde plannen bestaat een duidelijke afstemming. Plannen op een hoger ruimtelijk schaalniveau zijn bepalend voor de inhoud van plannen op lagere niveaus.
- * Rijkswaterstaat beschikt over de nodige kennis om de ecologische mogelijkheden van waterstaatswerken door middel van natuurtechniek optimaal te benutten. Voor alle waterstaatswerken geldt dat er thans fundamenteel en praktijkgericht onderzoek plaatsvindt. Aangezien in het verleden dergelijk langdurig onderzoek zich noodgedwongen tot bepaalde werken moest beperken, is de diepgang van de inmiddels verzamelde kennis afhankelijk van het object van studie.
- * Weliswaar heeft zich in de loop der tijd een aanpak ontwikkeld waarbij op alle ruimtelijke schaalniveaus aandacht wordt besteed aan natuur en natuurtechniek, doch dit wil niet zeggen dat de huidige aanpak geen beperkingen kent. In de eerste plaats zal de afweging van maatschappelijke belangen niet altijd in het voordeel van de natuur uitvallen. Veeleer zal sprake zijn van een compromis tussen de voor een waterstaatswerk primair geachte functie en het natuurbelang. In de tweede plaats worden er grenzen gesteld door de omvang van het beheersgebied. Rijkswaterstaat is verantwoordelijk voor de inrichting van zijn beheersgebied. Voor wat zich buiten het beheersgebied afspeelt zijn diverse andere overheidsinstanties verantwoordelijk. Wederzijdse afstemming van de plannen voor de inrichting binnen en buiten

het beheersgebied van Rijkswaterstaat is nodig, aangezien ecologische functies geen rekening houden met bestuurlijke grenzen tussen beheersgebieden.

Waar het gaat om verdere invulling van de zorg van Rijkswaterstaat voor een duurzaam voortbestaan van natuur, tekenen zich twee ontwikkelingslijnen af. De eerste volgt het spoor van voortzetting en uitbouw van onder-

zoek inzake de relaties tussen waterstaatswerken, natuur en natuurtechniek om te komen tot verbeteringsmogelijkheden binnen de beheersgebieden van Rijkswaterstaat. Het tweede spoor richt zich op de afstemming van plannen en natuurtechnische maatregelen tussen de overheidsinstanties met een verantwoordelijkheid voor de natuur in Nederland.

Referenties

- BERGVELT, E., 1978 - Het Hollandse landschap in de kunst. *Holland* 10(3): 135-160.
- CASPARIE, W.A., 1986 - The two Iron Age trackway XIV (Bou) and XV (Bou) in the raised bog of Southeast Drenthe (the Netherlands). *Palaeohistoria* 28: 169-210.
- CASPARIE, W.A., 1987 - Bog trackways in the Netherlands. *Palaeohistoria* 29: 35-65.
- ES, W.A. VAN, & W.J.H. VERWERS 1980 - Excavations at Dorestad 1: The Harbour: Hoogstraat 1. *Nederlandse Oudheden* 9: 1-319.
- FISCHER, H., 1985 - Naturwahrnehmung im Mittelalter und Neuzeit. *Landschaft + Stadt* 17(3): 97-110.
- MINISTERIE VAN LANDBOUW, NATUURBEHEER EN VISSERIJ 1989 - Natuurbeleidsplan. SDU uitgeverij, 's-Gravenhage.
- MINISTERIE VAN LANDBOUW EN VISSERIJ & MINISTERIE VAN VOLKSHUISVESTING, RUIMTELIJKE ORDENING EN MILIEUBEHEER 1984 - Structuurschema Natuur- en Landschapsbehoud. Deel d: regeringsbeslissing. Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage.
- MINISTERIE VAN VERKEER EN WATERSTAAT, MINISTERIE VAN VOLKSHUISVESTING, RUIMTELIJKE ORDENING EN MILIEUBEHEER & MINISTERIE VAN LANDBOUW EN VISSERIJ 1989 - Derde Nota Waterhuishouding (Water voor nu en later). SDU uitgeverij, 's-Gravenhage.
- MINISTERIE VAN VERKEER EN WATERSTAAT & MINISTERIE VAN VOLKSHUISVESTING, RUIMTELIJKE ORDENING EN MILIEUBEHEER 1990 - Tweede Structuurschema Verkeer en Vervoer. Deel d: regeringsbeslissing. SDU uitgeverij, 's-Gravenhage.
- RIJKSWATERSTAAT 1981 - De Rijkswaterstaat en de zorg voor het milieu. Hoofddirectie van de Waterstaat, 's-Gravenhage.
- RIJKSWATERSTAAT 1988 - Handleiding Beheersplanning voor groenvoorzieningen bij Rijkswaterstaat. Deel I, handleiding voor het opstellen en gebruik (werkconcept). Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Delft.
- RIJKSWATERSTAAT 1989a - Handleiding Projectnota's. Hoofddirectie van de Waterstaat, 's-Gravenhage.
- RIJKSWATERSTAAT 1989b - Discussienota Kustverdediging na 1990. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 's-Gravenhage.
- RIJKSWATERSTAAT 1990 - Methoden milieu-effectrapportage wegenprojecten. Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Delft.
- RIJKSWATERSTAAT In prep. - Richtlijnen voor het Ontwerpen van Autosnelwegen. Hoofddirectie van de Waterstaat, 's-Gravenhage.
- VERHAGEN, H.J., 1990 - Coastal protection and dune management in the Netherlands. *Journal of coastal research* 6(1): 169-179.
- WESTHOFF, V., 1988 - Natuur als bouwmeester of als bouwpakket. In: Westhoff, V., H.L.F. Saeijs & J.W.G. Pfeiffer (red.) *Natuur: bouwmeester of bouwpakket*. Natuur- en Landschapsbehoud, nr. 2. Stichting Uitgeverij K.N.N.V., Utrecht.

Groene elementen van waterstaatswerken en hun (potentiële) ecologische betekenis

J. van der Sluijs en H.D. van Bohemen

Samenvatting

De groene elementen van waterstaatswerken betreffen in vele gevallen lintvormige en gradiëntrijke structuren met een aanzienlijke (potentiële) betekenis als habitat of biotoop voor een breed scala aan organismen en levensgemeenschappen.

De ecologische functie van grazige bermen langs wegen en kanalen en op dijken heeft sinds de jaren zeventig meer inhoud gekregen. Door een beheer van maaien en afvoeren is het aantal plantesoorten belangrijk toegenomen.

Ook bij beplante bermen ontstaat meer aandacht voor de ecologische betekenis, hoewel daar meer dan bij de vorige categorie esthetische, visueel-ruimtelijke en verkeerskundige functies een rol spelen.

Een andere belangrijke categorie waterstaatswerken vormen de oevers van rivieren, kanalen, meren en zeearmen. Inrichting (en daaropvolgend beheer) van gradiëntrijke, milieuvriendelijke oevers krijgt hier steeds meer aandacht.

1. Inleiding

Vanuit haar zorg voor waterhuishouding, conditionering en infrastructuur heeft Rijkswaterstaat het beheer over rijkswegen, -kanalen, rivieren en (sommige) meren. Daarnaast is zij mede verantwoordelijk voor beleid en beheer van uiterwaarden, zee- en rivierdijken en zeewerende duinen. Al deze gebieden hebben een meer of minder belangrijke natuurlijke betekenis.

In het hiernavolgende worden deze gebieden

verder toegelicht en wordt dieper ingegaan op hun (potentiële) ecologische functies.

2. Algemeen

De groene elementen van Waterstaatswerken beslaan een aanzienlijke oppervlakte. Veelal betreft het kilometerslange, lintvormige elementen, die grote delen van het land met elkaar verbinden, waardoor de samenhang tussen verschillende ecologische eenheden aanwezig is. Deze groene elementen bieden leefruimte (habitat/biotoop) aan een grote verscheidenheid aan organismen, resp. levensgemeenschappen. In een aantal gevallen betreft het soorten en levensgemeenschappen die elders in ons land zeldzaam zijn geworden (bijv. heischrale vegetaties), waardoor de groene elementen een belangrijke refugiumfunctie voor flora en fauna vervullen. De groene lintvormige elementen kunnen in de lengterichting van de weg een belangrijke betekenis hebben als verplaatsings- en verspreidingsroute voor plant en dier. Een ander belangrijk gegeven is het feit dat deze elementen vaak gradiëntrijke situaties bezitten, zoals gradiënten in vocht, nutriënniveau, hoogteligging en verstoring. Indien in de aanleg en het beheer rekening wordt gehouden met de aanwezigheid van dergelijke gradiënten, kunnen deze goed tot hun recht komen. De functie als isolator (bufferfunctie) speelt voor bermen een minder belangrijke rol. Dit vindt zijn oorzaak in de relatief geringe breedte van de objecten in relatie tot de omvang van de storing. Meestal is die storing visueel, ecologisch, akoestisch of milieuhygiënisch van aard. Wel kunnen weg-

bermen een zekere bufferende werking hebben voor emissies van wegverkeer (geluid, stoffen). Dit geldt mogelijk nog in versterkte mate indien bermbeplantingen zijn aangebracht.

3. Grazige bermen langs wegen en kanalen.

Nederland heeft een hoge bevolkingsdichtheid: per 1 januari 1988 leefden er gemiddeld 434 inwoners per km² (CBS, 1988a). Vanzelfsprekend kent ook het wegennet een hoge dichtheid. Op een landoppervlakte van 41.863 km² bedraagt de lengte aan verharde wegen 100.893 km, waarvan buiten de bebouwde kom 55.100 km; dit is 2,4 km/km² (CBS, 1988b).

De door wegbermen ingenomen oppervlakte

bedraagt naar schatting 480 km² (van der Sluijs & van de Watering, 1983). Van bermen langs kanalen zijn geen gegevens over oppervlakten bekend. Ter vergelijking, de totale oppervlakte aan natuurlijke terreinen bedroeg per 1 januari 1985 1497 km² (CBS, 1988a).

Rijkswaterstaat beheert anno 1986 151 km² wegberm, van deze oppervlakte is ruim 20 km² beplant (CBS, in prep.). Tevens komen er waterlopen in of langs deze bermen voor. Dit geeft al aan dat er verschillende levensgemeenschappen in bermen kunnen voorkomen. Dit wordt nog versterkt, doordat wegen en kanalen vele bodemtypen en landschappen doorsnijden. Sykora et al. (1988) onderscheiden in hun voorlopige indeling 15 plantengemeenschappen voor grazige wegbermen. Als habitat zijn bermen van wegen en kanalen voor vele plantengemeenschappen van belang. Na een periode van een in ecologisch

Grazige wegberm langs de A28. (Berkenbosch)



opzicht minder geschikt beheer van frequent maaien zonder afvoer van het maaisel (klepe-len), is er sinds het begin van de zeventiger jaren als gevolg van wijziging van het maai-beheer een ecologisch herstel ingetreden. Door een nabootsing van het vroegere, extensieve hooilandbeheer hebben de bermen veel aan ecologische waarde gewonnen (o.a. Zonder-wijk, 1979; van Herwaarden, 1988). Met name in Groot-Brittannië was het ontwikkelen van deze visie al eerder in gang gezet (Mabey, 1974; Way, 1969; Way, 1970).

De basis voor een in ecologisch opzicht ver-antwoord bermonderhoud is een regelmatig en extensief maai- en afvoerbeheer. De maai-frequentie en -periode wordt afgestemd op de actuele (soms ook op de potentiële) vegetatie. Momenteel worden alle bermen langs rijkswe-gen en -kanalen maximaal tweemaal per jaar gemaaid, waarbij het maaisel wordt afgevoerd (Heemsbergen et al., 1989; Rijkswaterstaat, 1989d). Op plaatsen waar de primaire functies van de objecten dit vereisen, kan dit een keer vaker zijn, zoals op verzorgingsplaatsen, uit-zichtshoeken en bebakeningsstroken.

Behalve grote lengten aan relatief smalle, aan veel verstorende invloed blootstaande bermen zijn er ook bredere bermen en grotere opper-vlakten te vinden. Vooral bermgedeelten bin-nen knooppunten en aansluitingen beslaan grote oppervlakten. Ter illustratie van het voor-afgaande: in een effectiviteitsonderzoek naar het bermbeheer van een 4.040 m lang wegvak van een in 1972 opengestelde autosnelweg bedroeg de daarbij behorende oppervlakte berm 273.355 m². Dit komt overeen met een oppervlakte van 67,7 m² per strekkende me-ter autosnelweg (Rijkswaterstaat, 1985b).

De kwaliteit van de berm als habitat is natuur-lijk niet evenredig met de kwantiteit ervan. Habitats in de berm kennen een hoge graad van verstoring en vervuiling. Vanwege het re-gelmatig uitvoeren van reconstructies en uit-breidingen krijgt de bermvegetatie meestal geen kans een oudere, stabiele fase te berei-ken.

Een recent landelijk onderzoek naar het voor-komen van vegetatietypen in wegbermen in

Nederland heeft hierover meer informatie ver-strekt (Sykora et al., 1988). Uit dit nog lopend onderzoek bleek dat de in Nederland zeer algemeen voorkomende soorten de grootste presentie hebben. Dit zijn soorten van sterk antropogeen beïnvloede plantengemeen-schappen, zoals soorten van vochtige bemes-te graslanden, van storingsmilieus, van droge neutrale graslanden, van voedselrijke ruigten, van droge zure graslanden, voedselrijke zo-men, van akkers en van sterk betreden plaat-sen. Als oorzaken hiervoor noemen de onder-zoekers het vroegere slechte beheer, de dyna-mische omstandigheden en de externe randef-fecten. Toch wordt gesteld dat in bermen een groot aantal interessante soorten voorkomt, die inspanning voor een ecologisch verant-woord beheer ruimschoots rechtvaardigen. Dit mede gezien de steeds voortschrijdende ach-teruitgang van plantesoorten elders in Neder-land (Westhoff & Weeda, 1984) en de mogelijk nog optredende verbeteringen bij een contin-uering van ecologisch verantwoord bermbeheer. (Sykora et al., 1988). Een aantal zeldzame Lycopodium-soorten is recent in schrale en vochtige berm-situaties aangetroffen (persoon-lijke mededeling H. Heemsbergen).

In de handleidingen voor het maai-beheer van bermen van rijkswegen (Heemsbergen et al., 1989) wordt steeds meer aandacht besteed aan het stimuleren van een zo gevarieerd mo-gelijke grazige bermbegroeiing. Door op enke-le speciaal daarvoor geselecteerde plaatsen het maaien geheel of gedeeltelijk te reduceren kunnen andere waardevolle biotopen worden ontwikkeld. In aansluiting op beplanting wor-den zo bijvoorbeeld zoomvegetaties gestimu-leerd, die schuil-, voedsel-, nestel- en overwin-teringsmogelijkheden bieden aan vele dieren. De aanwezigheid van dergelijke extensief be-heerde, ruigere bermgedeelten is vooral voor insecten zeer waardevol (Koster, 1988; Ellis, 1989). Voor het selecteren van dergelijke loka-ties is een verantwoorde afweging noodzakelijk tussen landschappelijke, ecologische (zowel floristisch als faunistisch), organisatorische en financiële aspecten. Hoewel er op terreinen van Rijkswaterstaat nog weinig ervaring in de

praktijk is opgedaan, lijken dergelijke overgangssituaties tussen grazige en houtige vegetaties goed realiseerbaar.

Bermen van wegen en kanalen kunnen benut worden als migratieroute voor flora en fauna. Voorwaarde hiertoe is dat in het planstadium voor het project een grondige studie wordt gemaakt van de landschapsecologische relaties in de omgeving van de (vaar)weg. Een bermontwerp dat goed inspeelt op de in de omgeving aanwezige ecologische relaties kan de barrièrewerking van de weg verminderen. Tot op heden is hier - behalve voor enkele zoogdiersoorten - nog weinig aandacht aan besteed. Een voorbeeld van onbedoelde (en in ecologisch opzicht overigens minder gewenste) migratie is de recente uitbreiding van zouttolerante plantesoorten, zoals Stomp kweldergras (*Puccinellia distans* subsp. *distans* L.), Deens lepelblad (*Cochlearia danica* L.) en Engels gras (*Armeria maritima* Willd.) langs wegbermen in Oost-Nederland (Heukels & van der Meijden, 1983; Mennema et al., 1985; Weeda et al., 1988). Deze van oorsprong tot het kustgebied beperkte soorten hebben zich dankzij de gladheidsbestrijding met zout tot ruim 150 km oostwaarts in het binnenland kunnen verspreiden.

4. Beplante bermen

Beplante bermen bestaan hoofdzakelijk uit gesloten beplantingsvakken of singels van boomvormende en/of struikvormende houtsoorten, die tezamen een gesloten beplanting vormen. Tevens zijn vele combinaties van grazige vegetaties met bomen te vinden (de zogenaamde niet-gesloten beplantingen van bomen in rijen, lanen en weiden). In een klein aantal gevallen komt haag- of hakhoutbeplanting voor. Beplanting wordt voornamelijk om esthetische, visueel-ruimtelijke of verkeerskundige redenen aangelegd (Pilon, 1980; Meijer, 1983; Nas, 1983). Ecologische motieven spelen tot op heden over het algemeen een ondergeschikte rol. Deze rol kan echter zeker versterkt worden, temeer daar dergelijke

beplantingselementen over het algemeen geen functie hebben voor de houtproductie.

Gesloten beplantingen kunnen een grote ecologische waarde hebben, mits inrichting, sortimentskeuze en beheer hierop zijn afgestemd. In het landelijk gebied worden alleen inheemse soorten toegepast. De sortimentskeuze wordt bepaald door de natuurlijke verspreiding van plantesoorten in Nederland (van Leeuwen & Doing, 1959). Een extensief beheer is een voorwaarde voor een ecologisch waardevolle beplanting. Dit biedt een diversiteit aan vegetaties met vele geleidelijke overgangen, waardevol voor bijvoorbeeld vogels (Kasemir, 1987).

Vooraf bij transparant uitgevoerde beplantingen (boomweiden, -rijen en -lanen) staan cultuurhistorische, esthetische en visueel-ruimtelijke redenen op de voorgrond. De ecologische waarde is minder bepalend (Rijkswaterstaat, 1989b). Door bladval en beschaduwing is de onderliggende grazige vegetatie ecologisch minder waardevol dan een onbeschaduwde berm in overigens vergelijkbare omstandigheden. Vanwege het (onder)doorzicht en het ontbreken van een struiken door het maaibeheer zijn dergelijke beplantingselementen als schuil- en broedgelegenheid eveneens weinig geschikt. Langs wegen prevaleren de verkeersveiligheidsaspecten en wordt er intensief onderhoud gepleegd. De bomen krijgen geen kans tot volle ouderdom te komen, doch worden reeds in een veel eerder stadium verwijderd. Dientengevolge zijn dergelijke beplantingselementen ook van weinig betekenis voor korstmossen (ter Keurs & Meelis, 1987) en in boomholten broedende vogels. Een en ander wordt nog eens versterkt doordat de gebruikte soorten (Staatsbosbeheer, 1988) vaak voortkomen uit kruisingen met uitheemse soorten.

Gesloten beplantingen kunnen een corridorfunctie vervullen voor met name de soorten van houtwallen en bosranden. Vanwege de over het algemeen geringe breedte van beplantingselementen langs (vaar)wegen gaat dit voor de typische bossoorten niet op.

De lijnvormige beplantingsstructuren zoals boomlanen en singels zijn van invloed geble-



Beplante wegberm langs de A28. (Bekker)

ken op het foerageergedrag van vleermuizen (Helmer, 1987a en 1987b).

5. Bermsloten

Vanwege de aanwezigheid van waterlopen (met als hoofdfunctie ontwatering en afwatering, afscheiding en veekering) zijn er plaatselijk vochtige en natte milieutypen in de bermen aanwezig. Vooral indien de overgang van deze vochtige milieutypen naar drogere milieus voldoende breed is, kunnen ze aan vele soorten organismen levensruimte bieden. In dit opzicht is het belangrijk de overgang van droog naar nat niet abrupt te ontwerpen, doch geleidelijk, zodat ook soorten uit oevermilieus kansen krijgen. Hier wordt bij nieuwaanleg tegenwoordig meer en meer aandacht aan besteed.

Factoren zoals instroom van van de weg afkomend verontreinigd hemelwater en eutroof water uit de omgeving zijn van negatieve invloed op de ecologische waarde.

In relatief weinig door de omgeving beïnvloede watersystemen blijken juist waardevolle soorten als Pilvaren (*Pilularia globulifera* L.), Krabbescheer (*Stratiotes aloides* L.) en Gewoon blaasjeskruid (*Utricularia vulgaris* L.) voor te komen (persoonlijke mededeling G. Veenbaas).

6. Plassen

Speciale aandacht verdienen de meer of minder diepe plassen welke in sommige aansluitingen en knooppunten aangelegd zijn of worden. Hiervan zijn langs de Nederlandse



Bermsloot langs de A11. (Berkenbosch)

wegen in ecologisch opzicht zowel slechte als goede voorbeelden te vinden. In het eerste geval betreft het bassins voor van de weg afstromend hemelwater met steile, vaak verticaal beschoeide oevers, in een enkel geval zelfs met een talusbekleding van asfalt. In het tweede geval betreft het plassen die een gelijksoortige functie vervullen, maar die uitgevoerd zijn met een zeer flauw oevertalud met een natuurlijke begroeiing van vele water- en oeverplanten.

7. Oevers van rivieren, kanalen en meren

Nederland bezit als gevolg van zijn lage ligging in de delta van een aantal grote rivieren een verscheidenheid aan watertypen. Voor de Rijkswaterstaat zijn in dit verband vooral de

grote rivieren, getijdewateren, kanalen en grote meren van belang, waarbij de inrichting en het beheer van oevers belangrijke aspecten zijn. Hierbij gaat het vooral om bescherming van oevers tegen erosie als gevolg van de invloed van golven en stroming.

De laatste jaren wordt aan de oevers uit een oogpunt van natuurbehoud en natuurontwikkeling steeds grotere waarde gehecht (Natuurwetenschappelijke Commissie, 1979; Rijkswaterstaat, 1985a en 1986). Het blijkt dat de oevers, naast hun traditionele functies ook elementen herbergen met belangrijke landschappelijke en natuurlijke waarden.

Dat het hierbij om kwantitatief gezien belangrijke lintvormige elementen gaat moge blijken uit het feit dat de totale oeverlengte bij rijkswateren ca. 5.000 km bedraagt. In een natuurlijke oever is veelal een geleidelijke overgang van droog naar nat en hoog naar laag aanwezig,

waarbij grote variaties aan milieu-omstandigheden voorkomen. Als gevolg hiervan kan een grote verscheidenheid aan flora en fauna aangetroffen worden. Bij rivieroeveren bijvoorbeeld kan onderscheid gemaakt worden in een zone die permanent onder water is, een veelvuldig overstroomde oever, een af en toe overstroomde oever en een zelden overstroomde oever. Elk van deze zones is weer nader op te splitsen (Leemans & Reiling, 1986).

De laatste jaren wordt meer en meer aandacht besteed aan de inrichting van zogenaamde milieuvriendelijke oevers. Hierbij wordt zoveel mogelijk rekening gehouden met de natuurlijke processen in het betreffende watersysteem.

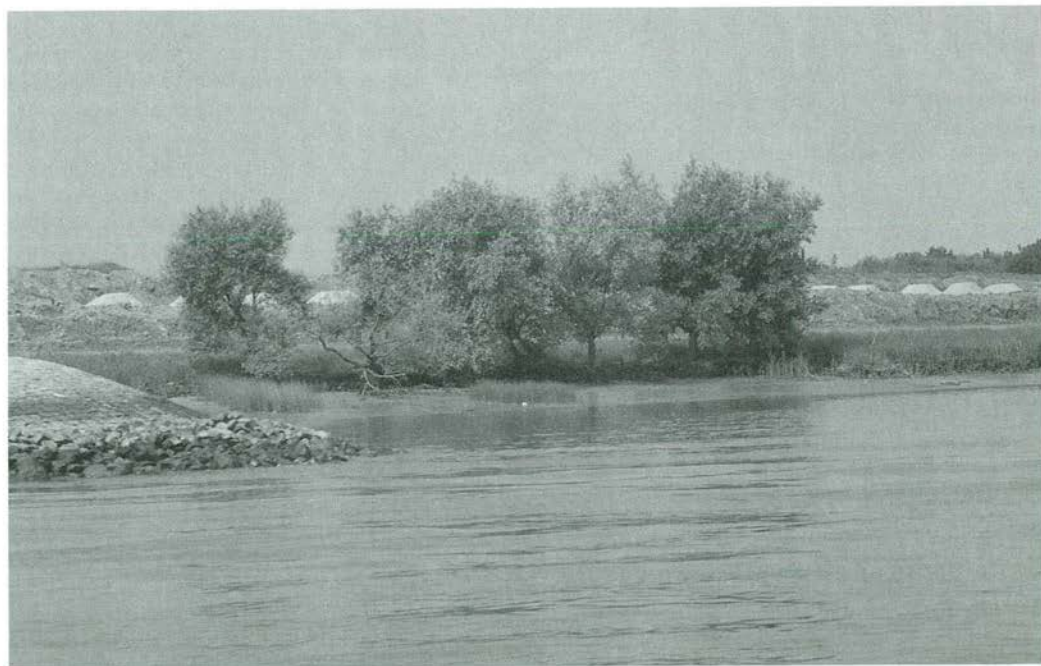
Naast een habitatfunctie, vervullen oevers voor bepaalde planten en dieren ook een belangrijke corridorfunctie, zoals voor de Otter (*Lutra lutra* L.) (Bekker, 1988).

Oevers zijn geen op zichzelf staande elementen maar bezitten allerlei relaties met de omgeving. Ten behoeve van de vergroting van kennis en inzicht op dit terrein is bij de Rijkswaterstaat enige jaren geleden het Project Milieuvriendelijke Oevers (P.M.O.) gestart.

Belangrijke resultaten op het gebied van natuurontwikkeling zijn geboekt langs de Overijsselse Vecht (Rijkswaterstaat, 1985c), maar ook langs oevers van de grote rivieren, kanalen, meren en getijdewateren worden meer en meer mogelijkheden geboden voor een zo groot mogelijke natuurlijkheid (Adriaanse, 1986; Rijkswaterstaat, 1989c).

Een belangrijk aspect betreft het bevorderen van het gebruik van plantensoorten als levend bouw materiaal op oevers (Ivens, 1987), omdat de gehanteerde harde materialen veelal de vestiging van een gesloten oevervegetatie en

Oever langs de Oude Maas. (Bekker)



de ermee gepaard gaande ontwikkeling van de fauna belemmeren (Seibert, 1968).

8. Rivierdijken

Reeds in de elfde eeuw werden dijken aangelegd om de overlast en het gevaar van buiten hun oevers tredende rivieren af te wenden (Sykora & Zonderwijk, 1986; Berendsen, 1988).

De in de loop der eeuwen aangelegde en verzwaarde rivierdijken met hun taluds zorgen in het vlakke Nederland voor een extra milieutype. Vooral op de op de zon geëxponeerde dijkwal is in de loop van de tijd een rijke stroomdalvegetatie ontstaan. Deze vegetatie is in de in cultuur zijnde graslanden in het rivierengebied sterk achteruitgegaan ten gevolge van het intensieve agrarische gebruik aldaar. Een steeds verder gaande intensivering van het agrarische gebruik van rivierdijken - soms gepaard gaande met dumping van mestoverschotten - heeft gezorgd voor een verdere aantasting van de stroomdalvegetaties.

Het rivierendistrict met zijn stroomdalflora behoort tot de rijkste floristische districten van Nederland. Hier komt ca. 20 procent (ca. 250 soorten) van de totale flora van Nederland voor. Ca. 100 van deze soorten zijn tot dit gebied beperkt. De meeste hiervan zijn zeldzaam en worden in toenemende mate in hun voortbestaan bedreigd. De stroomdalflora bereikt in Nederland de noordwestelijke grens van haar verspreidingsgebied. Zonder geschikte groeiplaatsen op dijkwal is de stroomdalflora grotendeels tot uitsterven gedoemd (Weeda, 1988).

Recent uitgevoerd onderzoek (Sykora & Liebrand, 1986) heeft aangetoond dat een ecologisch verantwoorde aanleg en beheer van rivierdijkvegetaties goed samen gaat met de waterbouwkundige functie zoals erosiewering van de dijkbekleding. Een extensief beheer is gebaseerd op niet of in zeer beperkte mate bemesten. Extensieve beweiding met schapen of jongvee dan wel maaien en afvoeren zijn de meest geschikte beheersvormen. Frequent maaien (klepelen) van de vegetatie is in ecolo-

gisch en waterbouwkundig opzicht minder gewenst (Technische Adviescommissie voor de Waterkeringen, 1986).

Ondanks het feit dat stroomdalflora de waterkerende functie van de dijk niet benadeelt is het voortbestaan van deze vegetaties in Nederland allerm minst verzekerd. Dit vindt zijn oorzaak in de nog op grote schaal in uitvoering zijnde dijkverbeteringen, die onvoldoende mogelijkheden blijken te bieden voor hervestiging van de stroomdalplanten (van de Steeg, 1988).

9. Zeewerende duinen en zeedijken

De meer dan 40.000 ha duinen in Nederland maken deel uit van de lange, relatief smalle duinstrook van Calais (N-Frankrijk) tot de noordpunt van Denemarken. De Nederlandse duinen nemen zowel voor wat betreft de ecologische betekenis, als de oppervlakte en de mate van gaafheid een bijzondere plaats in. De ecologische betekenis wordt vooral bepaald door de gevarieerde geomorfologische ontstaanswijze en opbouw. Daarnaast spelen verschillen in de hydrologische situatie, de verscheidenheid aan begroeiingstypen (droge en natte duinen met alle mogelijke gradaties daartussen), de bodemsamenstelling (waaronder variatie in kalkgehalte) alsmede lokale verschillen in microklimaat een belangrijke rol. (Westhoff & van der Maarel, 1982; Bakker et al., 1979; Doing, 1988).

Hoewel de diversiteit niet het enige gegeven is om de waarde van een gebied aan te geven, geeft een hoge diversiteit aan soorten en levensgemeenschappen een belangrijke indicatie van de natuurlijke omstandigheden. Vele duinterreinen bezitten een hogere soortenrijkdom dan men op grond van de oppervlakte zou verwachten (van der Meijden, 1987). Het bijzondere is voorts dat de Nederlandse kustduinen een vrijwel aaneengesloten, grotendeels onbebouwd gebied vormen.

De duinen bezitten niet alleen een belangrijke ecologische functie. Er zijn ook (soms meer of minder met de natuurfunctie in strijd zijnde)

gebruiksfuncties te onderkennen, zoals recreatie, waterwinning en niet in het minst verdediging van het achterliggende polderland (Arens et al., 1989). Vooral de zeereep speelt een belangrijke rol bij het instandhouden van de zeewerende functie van de duinen (Rijkswaterstaat, 1989a). Hier ligt dan ook de voornaamste betrokkenheid van de Rijkswaterstaat bij de duinen. Het gaat daarbij om het handhaven van de veiligheid van het polderland tegen overstroming. Op de Waddeneilanden, Noord-Holland en Deltagebied is voornamelijk Rijkswaterstaat de beheerder van de zeereep, elders zijn het de waterschappen die het dagelijkse beheer voeren.

Van de Nederlandse kust met achterland is 255 km duinkust. Plaatselijk is langs de Nederlandse kust sprake van aangroei, een deel is stabiel, terwijl ca. 100 km kust achteruitgang vertoont. Van die 100 km is ca. 49 km onderhevig aan een sterke mate van afslag (meer dan 2 m per jaar). Bij de aangroei wordt zoveel mogelijk een (terughoudend) beleid gevoerd, waarbij embryonale en primaire duinvorming met allerlei interessante, zeldzame plante- en diersoorten de kans krijgt zich ongestoord (dit wil zeggen met zo min mogelijk menselijke beïnvloeding) te ontwikkelen.

Bij de afslagkust is het veelal nodig maatregelen te nemen ter voorkoming dat de veiligheid van het polderland in gevaar komt, belangrijke natuurwaarden verdwijnen of verliezen optreden aan plaatselijk aanwezige niet-natuurfuncties in de duinen (bebouwing, waterwinning, industrie e.d.). Bij het plannen en uitvoeren van maatregelen in het kader van de kustverdediging wordt meer en meer rekening gehouden met de landschapsecologische waarden en processen die hier van nature voorkomen of te verwachten zijn. Dat geldt zowel voor de onderwateroever, het strand als de zeereep zelf (Rijkswaterstaat, 1987 en 1988).

Voorbeelden waarmee met een meer natuurvriendelijke werkwijze is gewerkt betreffen de duinverzwaringen van Oostvoorne, 's Gravenzande (Monster) en Zwanewater. Strandsuppleties werden de afgelopen jaren ondermeer



Duinen in de omgeving van Monster. (van Bohemen)

toegepast bij Ameland, Texel, Voorne en Goeree.

Door middel van bijsturing van dergelijke grootschalige ingrepen wordt ter bevordering van natuurontwikkeling nivellering en fixering van het aangebrachte reliëf (zoveel mogelijk) voorkomen. Met een dergelijke natuurvriendelijke aanpak wordt aangesloten bij de actuele en potentiële geomorfologische, ecologische en visueel-ruimtelijke waarden van het zeereepgebied en het achterliggende duingebied. Het wordt steeds duidelijker dat natuurwaarden behouden kunnen blijven en verder ontwikkeld

kunnen worden als de natuurlijke processen zo ongestoord mogelijk plaatsvinden.

Voor zeedijken gelden vergelijkbare uitgangspunten als voor rivierdijken. Extensieve agrarische exploitatie of natuurtechnisch beheer heeft vanwege ecologische redenen de voorkeur. Ook op zeedijken is bij een goed beheer de grasmat zeer erosiebestendig gebleken (Burger, 1984; Waterloopkundig Laboratorium & Laboratorium voor Grondmechanica, 1984). Het tot op grote hoogte bekleden van het

buitentalud met asfalt is daarom niet nodig en in ecologisch en visueel oogpunt ongewenst. Deze ervaring heeft ertoe geleid dat de oorspronkelijk dubbelzijdig met asfaltbitumen beklede Waddenzeedijk van Schiermonnikoog na een recente reconstructie met een grasmat is afgewerkt. Deze metamorfose tot groene Deltadijk bleek mooier, onderhoudsvriendelijker en bijna f 30 miljoen goedkoper! (Anonymus, 1987; Rijkswaterstaat, z. j.).

Referenties

- ANONYMUS 1987 - Groene deltdijken in Friesland. Deltawerken; Driemaandelijks Bericht, nr. 121: 569-573.
- ADRIAANSE, L.A., 1986 - Natuurlijke en natuurtechnische oeverbeschermingen. Rijkswaterstaat, directie Zee land, Middelburg.
- ARENS, B., F. VAN DER MEULEN, J.V. WITTER, G.W. HEIL & M. LIPS 1989 - Duinfuncties. Invloed van kustgedrag. Technisch Rapport 8 Discussienota ten behoeve van de Kustverdediging na 1990. Universiteit van Amsterdam/Rijkswaterstaat, Amsterdam/'s-Gravenhage.
- BAKKER, T.W.M., J.A. KLEIN & F.J. VAN ZADELHOFF 1979 - Duinen en duinvalleien. PUDOC, Wageningen.
- BEKKER, G.J., 1988 - De Otter (Lutra lutra L.); natuurtechnische mogelijkheden rond oevers. Syllabus cursus natuurtechnisch oeverbeheer. Notitie MI-AL-88-40. Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Delft.
- BERENDSEN, H.J.A., 1988 - Het ontstaan van het rivierenlandschap. Natura 85(4) : 76-81.
- BURGER, A.M., 1984 - Sterkte van een buitenbeloop van een "groene dijk" tijdens een superstormvloed - on derzoek naar het gedrag van een met gras begroeide dijk langs de Friese Waddenzeekust, tussen de Noorderleegpolder en Holwerd - verslag grootschalig modelonderzoek. Nota WL M1980, band A. Waterloopkundig Laboratorium, Delft
- CENTRAAL BUREAU VOOR DE STATISTIEK 1988a - Statistisch Zakboek 1988. Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage.
- CENTRAAL BUREAU VOOR DE STATISTIEK 1988b - Statistiek van de wegen per 1/1/1988. Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage.
- CENTRAAL BUREAU VOOR DE STATISTIEK in prep. - Algemene Milieu-statistiek 1989. Centraal Bureau voor de Statistiek, Leidschendam.
- DOING, H., 1988 - Landschapsoecologie van de Nederlandse kust. Stichting Duinbehoud/Stichting Publika tiefonds Duinen, Leiden.
- ELLIS, W.N., (ed.), 1989 - Insektenfauna en natuurbeheer. Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuur historische Vereniging, Utrecht.
- HEEMSBERGEN, H., J. VAN DER SLUIJS & G. VERHOEK 1989 - Handleiding voor het maaien van bermen langs rijkswegen in de directie N-Brabant van de Rijkswaterstaat. Centrum voor Onderzoek en Regelge ving in de Weg- en Waterbouw, Ede.
- HELMER, W., 1987a - Vleermuizen en bosstructuur. Nederlands Bosbouw Tijdschrift 59(11): 366-372.
- HELMER, W., 1987b - Vleermuizen in Mergelland-Oost. Rapport van het Consulentenschap NMF in de provincie Limburg. Ministerie van Landbouw en Visserij, Consulentenschap Natuur Milieu en Faunabeheer, Maas tricht.
- HERWAARDEN, G.J. VAN, 1988 - Natuurtechnische mogelijkheden voor landinrichtingsprojecten; deel 4: bermen. Mededelingen Landinrichtingsdienst nr 185. Landinrichtingsdienst, Utrecht.

- IVENS, E., 1987 - Natuurlijke oeverbescherming: welke plantensoorten kunnen worden toegepast als levend bouw materiaal op oevers?. Verslag van een drie-maands literatuuronderzoek in de periode januari 1987 tot april 1987. Vakgroep Vegetatiekunde, Plantenecologie en Onkruidkunde, Landbouw Universiteit Wageningen.
- KASEMIR, L.S.A.M., 1987 - Vogelvrij in de bebouwde kom, mogelijkheden om de vogelstand in stedelijke gebieden te verbeteren. Rapport Rijksuniversiteit Groningen, Haren.
- KEURS, W.J. TER, & E. MEELIS 1987 - Terugkeer van epifytische korstmossen in Zuid-Holland. Landschap 4(1): 4-18.
- KOSTER, A., 1988 - Insectenbeheer. Stichting Uitgeverij Koninklijke Neder- landse Natuurhistorische Vereniging/Adviesgroep Vegetatiebeheer, Utrecht/Wageningen.
- LEEMANS, J.A.A.M., & R. REILING 1986 - Probleemverkenning naar de landschapsecologische gevolgen van oevererosie langs de Waal. Stichting voor Toegepaste Landschapsecologie, Nijmegen.
- LEEUVEN, C.G. VAN, & H. DOING 1959 - Landschap en beplanting in Nederland. Uitgeverij H. Veenman & ZN, Wageningen.
- MABEY, R., 1974 - The Roadside Wildlife Book. Sphere Books Ltd, London.
- MEIJDEN, R. VAN DER, E. WEEDA, F.A.C.B. ADEMA & G.J. DE JONCKHEERE 1983 - Flora van Nederland (Heukels/Van der Meijden). Wolters-Noordhoff, Groningen.
- MEIJDEN, R. VAN DER, 1987 - Oecologie en natuurwaarden van de duinen. Duin 10(1/2): 26-28.
- MEIJER, J.P.H., 1983 - Populieren langs wegen en kanalen in het Nederlandse landschap. Populier 20(2): 36-43.
- MENNEMA, J., A.J. QUENE-BOTERENBROOD & C.L. PLATE 1985 - Atlas van de Nederlandse Flora - deel 2: zeldzame en zeer zeldzame planten. Bohn, Scheltema & Holkema, Utrecht.
- NAS, R.M.W.J., 1983 - Het gebruik van de populier door de afdeling 'Verkeerswegen' van het Staatsbosbe heer. Populier (2): 27-29.
- NATUURWETENSCHAPPELIJKE COMMISSIE 1979 - De verstening van de oevers van de grote rivieren. Advies van de Natuurwetenschappelijke Commissie van de Natuurbeschermingsraad, Utrecht.
- PILON, J.J., 1980 - Bomen langs de weg. Groen 36(11): 482-488.
- RIJKSWATERSTAAT 1985 - Overijsselse Vecht; oeverbescherming met haar relevante belangen. Directie Overijssel, Zwolle.
- RIJKSWATERSTAAT 1985a - Omgaan met water. Hoofddirectie van de Waterstaat, 's-Gravenhage.
- RIJKSWATERSTAAT 1985b - Onderhoudsvarianten in het bermbeheer, uitgewerkt voor een wegvak van Rijksweg 50. Projectgroep bermen / Rationeel onderhoud, Delft.
- RIJKSWATERSTAAT 1986 - Notitie Tweede Kamer m.b.t. voortgang "Omgaan met water". Hoofddirectie van de Waterstaat, 's-Gravenhage.
- RIJKSWATERSTAAT 1987 - Evaluatie strandsuppleties. Nota DGW-GWWS 87.006. Dienst Getijdewateren, 's-Gravenhage.
- RIJKSWATERSTAAT 1988 - Handboek zandsuppleties. Dienst Weg- en Waterbouw- kunde/Dienst Getijdewa teren, Delft/Middelburg.
- RIJKSWATERSTAAT 1989a - Discussienota kustverdediging na 1990. Hoofddirectie van de Waterstaat, 's-Gravenhage.
- RIJKSWATERSTAAT 1989b - De ecologische betekenis van "boomweiden" langs rijkswegen. Notitie MI-OL-89-09. Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Delft.
- RIJKSWATERSTAAT 1989c - Milieuvriendelijke oevers. Rapport Project Milieuvriendelijke Oevers nr. 3. Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Delft.
- RIJKSWATERSTAAT 1989d - Cursus Beheer Groenvoorzieningen. Dienst Weg- en Waterbouwkunde/Hoofddi rectie van de Waterstaat, Delft/s-Gravenhage.
- RIJKSWATERSTAAT z. j. - Een groene dijk voor Schiermonnikoog. Directie Friesland, Leeuwarden.
- SEIBERT, P., 1968, - Importance of natural vegetation to the protection of the banks of streams, rivers and canals. Nature and Environment Series: Freshwaters. Munchen.
- SLUIJS, J. VAN DER, & C.F. VAN DE WATERING 1983 - De wegberm ecologisch bezien - natuurbehoud in een notedop. Recreatie & Toerisme 15(2): 66-68.
- STAATSBOSBEHEER 1988 - Overzicht plantmateriaal Rijkswaterstaat vanaf het plantseizoen 1980-'81 t/m 1987-'88. Nota SBB 1988-27. Staatsbosbeheer, afdeling Verkeerswegen, Utrecht.

- STEEG, H.M. VAN DE, 1988 - Is er nog toekomst voor het soortenrijke dijkhellingsgrasland? *Natura* 85(4) : 107-111.
- SYKORA, K.V., & C. LIEBRAND 1986 - Behoud, herstel en ontwikkeling van soortenrijke dijkvegetaties. *Waterschapsbelangen* 71(23/24): 686-699.
- SYKORA, K.V., & P. ZONDERWIJK 1986 - Kleurrijke dijkbeemden: hoe lang nog? *Waterschapsbelangen* 71(10): 247-253.
- SYKORA, K.V., L. DE NIJS & T. PELSMA 1988 - Plantengemeenschappen in Nederlandse wegbermen en de zeldzaamheidswaarde van de bermflora. *De Levende Natuur* 89(1): 14-20.
- TECHNISCHE ADVIESCOMMISSIE VOOR DE WATERKERINGEN 1986 - Landbouwkundig en natuurtechnisch beheer van rivierdijkgrasland. Technische Adviescommissie voor de Waterkeringen, Delft.
- WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM & LABORATORIUM VOOR GRONDMECHANICA 1984 - Erosiebestendigheid van gras op kleitaluds - verslag modelonderzoek. Nota WL 1930 WL / CO 265412/15 LGM. Waterloopkundig Laboratorium & Laboratorium voor Grondmechanica, Delft.
- WAY, J.M. (ed.), 1969 - Road verges: their function and management. London Symposium 1969. Monks Wood Experimental Station, Abbots Ripton, Huntingdon.
- WAY, J.M., 1970 - Roads and the conservation of wildlife. *Journal of the Institution of Highway engineers* 17: 5-11.
- WAY, J.M., 1973 - Road verges on rural roads. Occasional Reports No. 1. Monks Wood Experimental Station, the Nature Conservancy, Abbots Ripton, Huntingdon.
- WAY, J.M., 1976 - Grassed and planted areas by motorways. Occasional Reports No. 3. The Institute of Terrestrial Ecology, Monks Wood Experimental Station, Abbots Ripton, Huntingdon.
- WEEDA, E.J., 1988 - Over het Fluviatiele district: enige voorlopige notities. *Natura* 85(4): 82-88.
- WEEDA, E.J., R. WESTRA, Ch. WESTRA & T. WESTRA 1988 - Nederlandse Oecologische Flora - wilde planten en hun relaties. Deel 3. Instituut voor Natuurbeschermingseducatie, Amsterdam.
- WESTHOFF, V., & E. VAN DER MAAREL 1982 - Kustlandschap en plantengroei. In: W.J. Wolff et al. Wadden, duinen en delta. Biologische Raad Reeks. Wageningen.
- WESTHOFF, V., & E. WEEDA 1984 - De achteruitgang van de Nederlandse flora sinds het begin van deze eeuw. *Natuur en Milieu* 8(7/8): 8-17.
- ZONDERWIJK, P., 1979 - De bonte berm - de rijke flora en fauna langs onze wegen. Zomer & Keuning, Ede.

Theoretische achtergronden bij de toepassing van natuurtechnische kennis

H.J. Verkaar, P. Aanen en
C.F. van de Watering

Samenvatting

De Rijkswaterstaat is betrokken bij de aanleg en het beheer van een aantal typen objecten die (potentieel) belangrijke ecologische functies kunnen vervullen. Vooral als habitat en migratieroute kunnen deze gebieden van belang zijn. Een aantal aspecten kunnen worden onderscheiden bij de afweging voor welke typen organismen, levensgemeenschappen en/of landschappen gekozen moet worden. Voor de functie van habitat zijn dat de aspecten zeldzaamheid, diversiteit en complexiteit, ongestoordheid, natuurlijkheid, volledigheid en tenslotte vervangbaarheid en ontwikkelingstijd. Voor de functie van migratieroute moeten daaraan behalve deze aspecten nog aspecten die gerelateerd zijn aan de gevoeligheid voor isolatie worden toegevoegd. Door middel van natuurtechniek kan na de ontwerpfase van infrastructuur vervolgens getracht worden een invulling te geven aan de gekozen doelstellingen bij de aanleg en het beheer.

1. Natuurtechniek

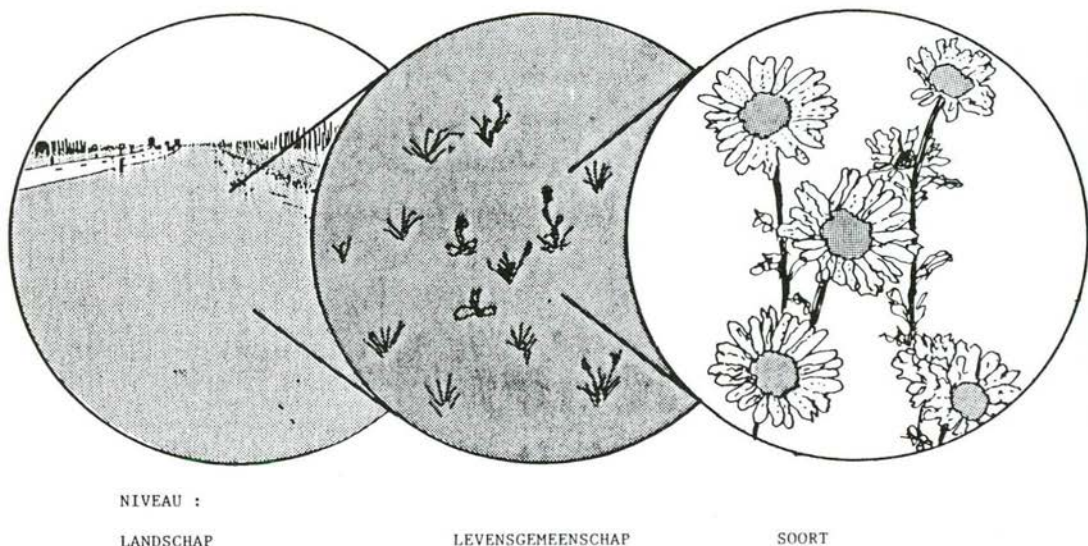
In het verleden is reeds door een aantal auteurs gewezen op de potentiële kwaliteiten van ecosystemen in gebieden waar de Rijkswaterstaat op enigerlei wijze betrokken is bij de aanleg en het beheer (zoals Perring, 1969; SCW-werkgroep E6, 1972; 1975; 1980; 1981; Doing, 1974; van der Sluijs & van de Watering, 1983; de Soet, 1976; Bakker et al., 1979; Zonderwijk, 1979; Sykora, 1983; Jongman, 1984; Davis, 1986; Froment & Joye, 1986;

Schlüter, 1986). Een intrigerende vraag is nu hoe er in deze gebieden condities kunnen worden gehandhaafd of gecreëerd om de potenties van deze ecosystemen zo optimaal mogelijk te benutten zonder dat daarbij de voor de Rijkswaterstaat primair geachte functies in die gebieden worden aangetast: voor welk ecosysteem moet er nu gekozen worden?

Natuurtechnische inzichten zouden na beantwoording van deze vraag moeten leiden tot het creëren van abiotische en eventueel biotische condities die de ontwikkeling van deze ecosystemen mogelijk zouden kunnen maken. Onder natuurtechniek wordt hierbij verstaan het complex van handelingen dat gericht is op het scheppen, ontwikkelen of handhaven van de levensvoorwaarden van de inheemse flora, fauna en levensgemeenschappen in hun onderlinge samenhang (Proost & van der Hoek, 1985). Bij de aanleg is men daarbij gericht op het scheppen van een uitgangssituatie die ontwikkeling van de gewenste soorten of levensgemeenschappen mogelijk maakt; bij het beheer op het (geleidelijk) herstellen, versterken of handhaven van aanwezige soorten of levensgemeenschappen.

2. Het ecosysteem

Het eerste probleem dat de vraag voor welk ecosysteem gekozen zou moeten worden, direct oproept is wat dan wel een ecosysteem en zeker een "optimaal" functionerend ecosysteem is. Schroevers (1981) omschrijft het begrip ecosysteem als "het functioneel relatie-



figuur 1. Schematische weergave van de hiërarchische structuur van de verschillende integratieniveaus in een ecosysteem.

stelsel binnen een bepaalde tijdruimte dat bestaat uit zowel levende als niet-levende subsystemen*. Uit deze omschrijving volgt direct de hiërarchische opbouw van ecosystemen in bepaalde subsystemen van een lager integratieniveau (zie figuur 1).

Hierbij moet gedacht worden aan het niveau van de levensgemeenschap, eventueel onder te verdelen in een botanisch onderdeel en een zoölogisch onderdeel, en de abiotische component op dit integratieniveau. Het niveau van de biocoenose of de levensgemeenschap is weer onder te verdelen in populaties of groepen van individuen met een grote genotypische verwantschap.

Ecosystemen zijn geen statisch functionerende eenheden. Er treden voortdurend veranderingsprocessen op. Deze veranderingsprocessen kunnen samenhangen met de dynamiek van omgevingsfactoren, te weten tijdelijke fluctuaties van biotische en abiotische omgevingsvariabelen van een zekere omvang die aanleiding zijn voor fluctuaties in aantallen

organismen. Door deze fluctuaties kan de samenstelling van levensgemeenschappen sterke veranderingen ondergaan. Toch blijft de levensgemeenschap over een lange periode gezien gemiddeld genomen tamelijk constant in samenstelling, wanneer uitwendige factoren, die het verloop van de successie bepalen, tenminste constant blijven.

Naast deze tijdelijke veranderingsprocessen is er onder natuurlijke omstandigheden ook een gericht veranderingsproces bekend, namelijk de successie. Hierbij volgen de levensgemeenschappen elkaar op een bepaalde plaats op in toenemende mate van rijping. In de successie is er sprake van een gericht proces, waarbij de levensgemeenschap zich vanuit een pionierfase ontwikkelt naar een climaxfase.

3. Successie en ecologische waarde

De ecologische theorie biedt voor de beant-

wording van de vraag voor welke ecosystemen gekozen zou moeten worden, slechts in beperkte mate houvast. Er wordt in de ecologische theorie aan ecosystemen in de pionierfase een lage soortdiversiteit met grote aantallen van relatief weinig soorten, een grote mate van dynamiek, een grote veerkracht tegen ongunstige abiotische condities en een geringe persistentie toegeschreven (van Leeuwen, 1966; MacArthur & Wilson, 1967; Odum, 1969). De laatste drie begrippen werden samengevat in het verzamelbegrip "stabiliteit", hetgeen al spoedig leidde tot grote verwarring omtrent het hanteren van dit verzamelbegrip. Daarom ontleedde Oriens (1975) het begrip "stabiliteit" ter verduidelijking in maar liefst zeven deelaspecten.

In dezelfde theorie werden ecosystemen in de climaxfase beschreven als zeer soortenrijk, zeer persistent en met een geringe weerstand tegen externe, vooral door de mens veroorzaakte verstoringen. Uiteraard werd aan ecosystemen in climaxfase in deze theorie een grotere ecologische waarde toegekend dan aan ecosystemen in jongere successiestadia. Deze theorie heeft echter aan veel kritiek blootgestaan (Oriens, 1975; Margalef, 1975; May, 1975 en 1981; Whittaker, 1975; Grubb, 1977; Connell & Slatyer, 1977; Huston, 1979; Kwa & Ringelberg, 1984; Pimm, 1984; Tilman, 1985; Dekker & Knaapen, 1986; Kwa, 1987; Klijn, 1987). Zijn climaxsystemen wel soortenrijker, stabiel en daarmee wellicht ook waardevoller dan ecosystemen in de jongere successiestadia? Veel case-studies blijken vaak het tegendeel te bewijzen of in elk geval het algemene beeld te nuanceren. In veel gevallen blijkt een lichte mate van verstoring juist oorzaak te zijn van het doorbreken van dominantie (Grubb, 1977; Grime, 1979; Huston, 1979; Shmida & Ellner, 1984). Dominantie ontstaat in situaties waarbij enkele zeer concurrentiekrachtige soorten andere, minder concurrentiekrachtige soorten verdringen ("competitive exclusion"); daardoor leidt dominantie tot soortenarmoede en uniformiteit (Grime, 1979; Braakhekke, 1985).

Het blijkt uitermate moeilijk om processen in

het successieproces te generaliseren (Connell & Slatyer, 1977): "Leidt een grote mate van diversiteit nu tot een grote mate van persistentie of veerkracht?", "Leidt een grote mate van persistentie tot stabiliteit?" (zie Bakker, 1964; Klijn, 1987). Het antwoord op deze vragen kan grote invloed hebben op het beheer. Wanneer men bijv. streeft naar stabiele ecosystemen, dan kan men volgens de hypothese dat een grote mate van diversiteit leidt tot persistentie, het beheer richten op het ontwikkelen van een zo groot mogelijke diversiteit, b.v. door het van plaats tot plaats en van tijd tot tijd sterk variëren van het beheersregime. Zou men uitgaan van de hypothese dat persistentie de stabiliteit bevordert, dan zou dat kunnen leiden tot een beheer dat in de tijd zo constant mogelijk is.

De complexiteit van natuurlijke systemen, inclusief hun interacties, maakt aspecten ervan moeilijk meetbaar, en als deze al meetbaar zijn moeilijk generaliseerbaar (vgl. bijv. van Dobben & Lowe-McConnell, 1975; May, 1976; Huston, 1979; Pimm, 1984; Dekker & Knaapen, 1986; Klijn, 1987; Kwa, 1987). Afhankelijk van de bestudeerde ecosystemen en het schaalniveau, waarop de ecosystemen onderzocht zijn, blijken systemen met een grote diversiteit nu eens persistenter, dan weer minder persistent te zijn. Gegeneraliseerde uitspraken over de kwaliteit van ecosystemen zijn daarom niet mogelijk. Een benadering waarbij de ecologische kwaliteit per ecosystemeem wordt ontrafeld in een aantal deelaspecten blijkt veel meer perspectieven te bieden (Clausman & Den Held, 1984).

4. Functionele benadering

Er dient gekozen te worden voor een benadering, waarbij uitgegaan wordt van de mogelijke ecologische functies die terreinen beheerd door de Rijkswaterstaat kunnen vervullen in het landschap. De ecologische "rol" die deze terreinen kunnen vervullen, wordt in vier functies onderverdeeld, te weten:

- habitat (voor soorten, levensgemeenschappen, patronen van levensgemeenschappen)

- migratieroute (van soorten, of soorten uit specifieke levensgemeenschappen)
- isolator: van ongewenste invloeden vanuit omringend gebied
- stabilisator: regulator van fluctuaties in aangrenzend gebied

De vraag blijft voor welke genotypen, soorten en/of levensgemeenschappen deze functies van belang zouden kunnen of moeten zijn en hoe deze kwantificeerbaar te maken zijn. In de volgende paragrafen zal worden aangegeven hoe deze aspecten kunnen worden gekwantificeerd.

4.1. Habitat

De waarde die toegekend kan worden aan het voorkomen van bepaalde soorten en levensgemeenschappen, bepaalt de vraag of gestreefd moet worden naar het creëren of instandhouden van een bepaald habitatype. Udo de Haes & ter Keurs (1986) geven aan

dat de intrinsieke waarde van natuur en landschap afgeleid kan worden van twee hoofdcriteria, te weten de mate van differentiatie (patroonkenmerk) en de mate van natuurlijkheid (proceskenmerk). Zij clusteren de mate van zeldzaamheid, diversiteit, complexiteit, ongestoordheid, natuurlijkheid en onvervangbaarheid in deze beide hoofdcriteria. Hieraan wordt de volgende uitwerking gegeven:

* zeldzaamheid

Zeldzaamheid is een relatief begrip. Als een soort of levensgemeenschap in een bepaald gebied zeldzaam is, hoeft dat niet voor haar gehele areaal te zijn. Daarom is het noodzakelijk om een onderscheid te maken per geografisch schaalniveau (lokaal, regionaal, nationaal, mondiaal).

In een aantal gevallen is over de zeldzaamheid voldoende informatie voor handen. Op nationaal niveau geeft de Standaardlijst van de Nederlandse Flora een redelijke indruk

HOOFDCRITERIUM	ASPECT
DIFFERENTIATIE	- zeldzaamheid ¹ - diversiteit/complexiteit ¹
NATUURLIJKHEID	- ongestoordheid ¹ - natuurlijkheid ¹ - bedreigdheid ¹ - volledigheid ² - vervangbaarheid/ontwikkelingstijd

¹ per integratieniveau (soort, levensgemeenschap, ecosysteem, eventueel de abiotische component apart).

² met name op het niveau van de levensgemeenschap en het ecosysteem.

Tabel 1. Criteria voor de bepaling van de waarde van natuur en landschap (Udo de Haes & ter Keurs, 1986).

van de zeldzaamheid per soort (van der Meijden et al., 1983; Mennema et al., 1980 en 1985). Op regionaal niveau is de informatie soms uitstekend uitgewerkt (bijv. Clausman & den Held, 1984), soms echter slechts in bescheiden mate. Wellicht bieden de plannen tot standaardisatie van inventarisaties en de geplande landelijke gegevensbestanden goede mogelijkheden om te beschikken over gegevens omtrent de regionale zeldzaamheid. Mondiale gegevens zijn wel voor alle in Nederland voorkomende soorten en soortengroepen indicatief beschikbaar (Wolff, 1988), maar vaak niet erg gekwantificeerd (Anonymus, 1987). De gegevens over de fauna (sommige zoogdieren en de avifauna uitgezonderd, vgl. Bekhuis et al. (1987)) en over gehele levensgemeenschappen zijn veel schaarser. De recent

gepubliceerde atlanten van de Nederlandse dagvlinders (Geraerds, 1986) en de reptielen en amfibieën (Bergmans & Zuiderwijk, 1986) maken de toegankelijkheid van informatie eenvoudiger. De aangeboden informatie is echter minder fijnchalig dan bij de floragegevens. De landelijke milieukartering biedt informatie over de verspreiding van diverse zeldzame taxa en levensgemeenschappen in Nederland (Kalkhoven et al., 1976).

Kwantitatieve gegevens over de verspreiding van levensgemeenschappen zijn slechts in zeer beperkte mate beschikbaar. Toch is het noodzakelijk om onderscheid te maken tussen de zeldzaamheid van afzonderlijke soorten en die van levensgemeenschappen. Dit wordt bijvoorbeeld bevestigd door de resultaten van onderzoek van Margules et al.

Enkele voorbeelden van zeldzame planten in de wegerbarm.

a. Aardaker (*Lathyrus tuberosus*).
(Melman)





b. Kleine wolfsklauw (*Lycopodium tristachyum*).
(Melman)

(1988). Bij een random bemonstering werden in dit onderzoek in een Australische kustdelta alle voorkomende plantesoorten in een gebied met een oppervlakte van 4,6% van de totale onderzoeksgebied aangetroffen. Om alle voorkomende typen levensgemeenschappen te herbergen bleek daarentegen maar liefst 75,3% van de oppervlakte van het totale gebied noodzakelijk te zijn. De zeldzaamheid van alle individuele soorten in dit gebied bleek derhalve veel geringer dan die van sommige typen van levensgemeenschappen.

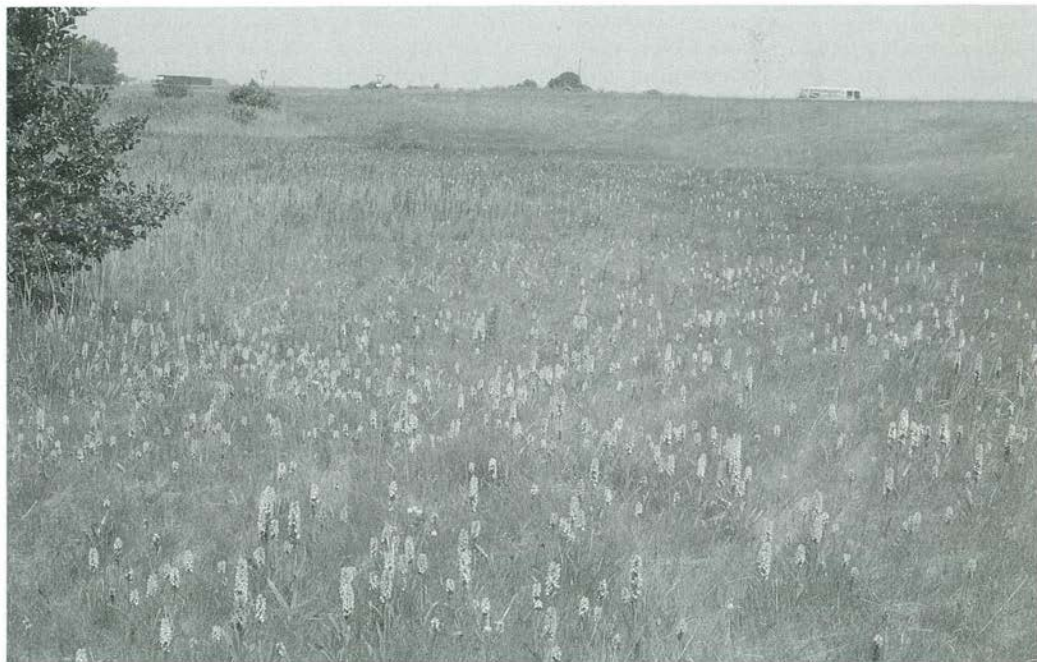
Omdat de ecologische amplitudo's van levensgemeenschappen doorgaans smaller zijn dan die van de samenstellende soorten (Ellenberg, 1958; Whittaker, 1970) is het niet verwonderlijk dat levensgemeenschappen over het algemeen gevoeliger op milieuvor-

schillen reageren dan de afzonderlijke soorten. Een uitzondering zou hierbij gemaakt kunnen worden voor de stenoecische soorten, waarvan de beperkte ecologische amplitudo overeenkomt met die van de levensgemeenschap waarin zij exclusief voorkomen.

Bij de beschrijving van het aspect zeldzaamheid wordt er juist zoals bij de hiernavolgende aspecten de voorkeur gegeven aan weging aan te brengen naar de dichtheid in een bepaald gebied (Clausman & den Held, 1984).

* diversiteit/complexiteit

Diversiteit- en complexiteitsindices hebben een ruime aandacht gehad in de ecologische literatuur. Over het algemeen wordt er aan ongewogen diversiteitsindices (aantal



c. Rietorchis (*Dactylorhiza majalis* ssp. *praetermissa*).
(Melman)

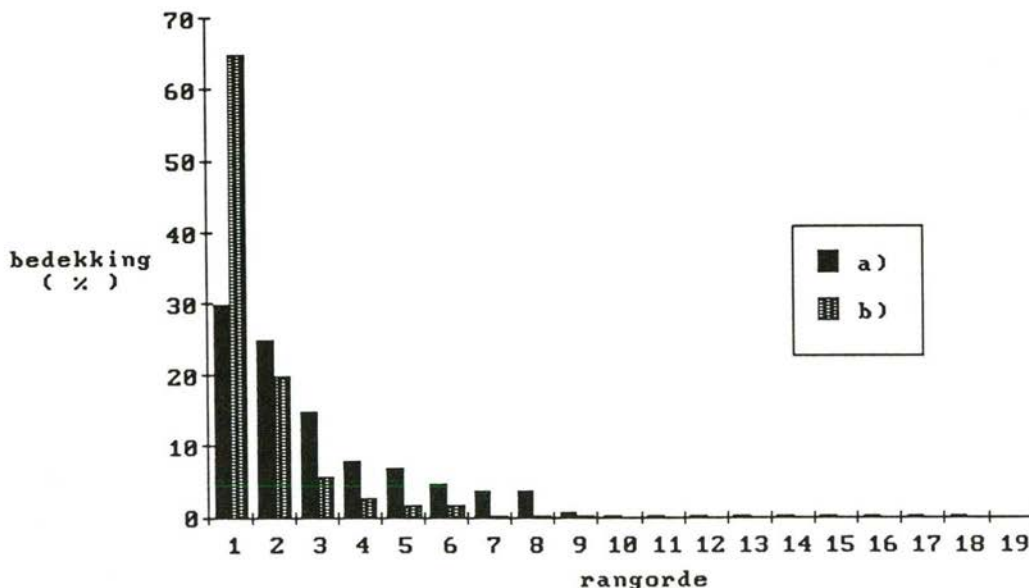
soorten, levensgemeenschappen, typen per oppervlakte-eenheid) slechts een beperkte waarde toegekend. Belangrijker is hoe de verdeling en de bijdrage van elk integratieniveau aan het totale systeem is. Daarvoor is er een aantal benaderingen beschikbaar met name op het niveau van de soort, zoals de equitabiliteits- of Shannonindex, de Simpsonindex, de evenness (evenwichtigheid) en de dominance-diversity index (Pielou, 1966; Whittaker, 1972; Peet, 1974; During & Willems, 1984; Werger & Westhoff, 1985; Magurran, 1988). Een voorbeeld van de bestudering van de relatie tussen dominantie en diversiteit is weergegeven in figuur 2.

Hoewel deze indices specifieke beperkingen hebben (Kolasa & Biesiadka, 1984), wijken de uitkomsten van de verschillende benaderingen uiteindelijk over het algemeen weinig

van elkaar af. Voor de kwantificering van de diversiteit van landschappelijke eenheden zijn enkele methoden beschikbaar (zie o.m. Burggraaff et al., 1979; Kwakernaak, 1982 en 1986; White & Miller, 1988).

* ongestoordheid

De mate van ongestoordheid kan worden gekwantificeerd door het traceren van het aandeel van soorten die van origine niet voorkomen in een bepaald milieu, de zogenaamde storingsindicatoren. Wat betreft de flora zijn deze vrij nauwkeurig omschreven (Ellenberg, 1979; van der Meijden et al., 1983; Loopstra & van der Maarel, 1984). Van de fauna is er een aantal specifieke cultuurvolgers bekend, die ook vaak als storingsindicator kunnen worden opgevat.



figuur 2. De relatie tussen dominantie en diversiteit in twee verschillend beheerde vegetaties in een wegberm op een substraat van zware klei, weergegeven in rangorde.

a) tweemaal per jaar gemaaide wegbermvegetatie

(hellingshoek na LN-transformatie is -1,572, $r = -0,938$ en $P < 0,001$);

b) wegbermvegetatie die gedurende vijf jaar niet meer gemaaid wordt

(hellingshoek na LN-transformatie is -2,264, $r = -0,994$ en $P < 0,001$).

Hierbij is de procentuele bedekking per soort weergegeven op de Y-as. Op de X-as staat een rangorde van soorten aangegeven naar afnemende bedekking per soort. Hoe groter het verval is, des te sterker is er sprake van dominantie van een of enkele soorten en des te geringer is de diversiteit.

* natuurlijkheid

Bij de bestudering van de mate van natuurlijkheid wordt vergeleken of de verspreiding van de soort, c.q. levensgemeenschap overeenkomt met zijn ecologisch gedrag op andere plaatsen. Dit aspect is evenwel moeilijk te kwantificeren. Een bijkomend probleem is het referentiebeeld dat gehanteerd wordt bij de vergelijking van de bestaande situatie met de meest natuurlijke. De mens heeft het Nederlandse landschap sinds het Neolithicum vele malen ingrijpend veranderd. Op de meeste plaatsen veranderde het landschap van een loofbos naar een begraasd ecosysteem (heide of

beemd), akker met een beperkte bemesting of bewoningskern, en vervolgens in een nog sterker anthropogeen beïnvloed cultuurlandschap. Toch kan vaak nog wel vanuit de abiotische condities aan worden gegeven welke soorten, ecosystemen enz. het meest passend zijn.

* bedreigdheid

Het beeld dat de mate van bedreigdheid geeft, komt in veel gevallen vrij sterk overeen met de mate van zeldzaamheid, maar kan ook sterk verschillen. Hoewel de Blauwe Knoop (*Succisa pratensis*) nog steeds niet zeldzaam is in Nederland, neemt de soort

zo sterk af dat de soort stellig als bedreigd mag worden beschouwd. Gegevens over de ontwikkeling in voorkomen sinds de laatste 50 jaar geven een indruk van de mate van bedreigdheid (zie de paragraaf zeldzaamheid).

* volledigheid

De mate van volledigheid van levensgemeenschappen en landschappen kan worden gekwantificeerd door de aanwezige soorten of levensgemeenschappen te vergelijken met de voor dat landschap kenmerkende soorten en levensgemeenschappen. Voor wat betreft de kenmerkende soorten van Nederlandse plantengemeenschappen en ecotopen bieden de typologieën van Westhoff & den Held (1969), van der Meijden et al. (1983), Loopstra & van der Maarel (1984) en van Runhaar et al. (1987) bruikbare informatie. Informatie over gemeenschappen van dieren is slechts in zeer beperkte mate beschikbaar.

* vervangbaarheid/ontwikkelingstijd

Over de vervangbaarheid en de ontwikkelingstijd is slechts in beperkte mate informatie aanwezig. De vervangbaarheid zal sterk beïnvloed worden door de mate van omkeerbaarheid van abiotische processen en de bereikbaarheid van soorten vanuit omliggende habitats. De bereikbaarheid wordt sterk door lokale omstandigheden bepaald (zie ook de volgende paragraaf). De ontwikkelingstijd is grof benaderd afhankelijk van het successiestadium. De ontwikkelingsduur per successiestadium en van elke successiereeks kan echter sterk variëren (Krebs, 1978; Miles, 1987). Een erg nauwkeurige benadering vormt de vaststelling van het stadium in de successiereeks derhalve niet. Er is evenwel veelal onvoldoende informatie beschikbaar om de ontwikkelingstijd nauwkeuriger te kwantificeren.

De integratie van alle hierboven genoemde aspecten is vaak niet goed mogelijk, en soms ook minder wenselijk. De aspecten tezamen

geven een beeld van de kwaliteit van het ecosysteem of het landschap. Een eenzijdige en gesimplificeerde benadering van alle aspecten zou kunnen leiden tot het vasthouden aan een aanpak die, indien die stelselmatig zou worden uitgevoerd, zou kunnen resulteren in monotonie. Daarom is een zekere differentiatie in de weging van bovengenoemde aspecten gewenst.

4.2. Migratieroute

Waterstaatswerken kunnen een waarde vertegenwoordigen als habitat. Deze waarde kan echter nog worden vergroot, indien zij tevens een functie zouden kunnen hebben in de versterking van zgn. ecologische infrastructuur van bepaalde soorten. Lintvormige landschapselementen, zoals veel waterstaatswerken, kunnen immers bij uitstek geschikt zijn om te fungeren als migratieroute. De overleving van populaties hangt mede af van de mogelijkheden tot uitwisseling (Fahrig & Merriam, 1985; Henderson et al., 1985).

Bij het uitblijven van deze mogelijkheden van uitwisseling door isolatie is er niet alleen sprake van een vergrote kans op mortaliteit, maar ook op genetische verarming. Vermindering van de genetische heterogeniteit in een populatie kan leiden tot een lagere fitness in tijden van stress (Ouborg, 1988).

Lintvormige landschapselementen behoeven voor zeer mobiele dieren niet per se geschikt te zijn als habitat, alleen als veilige trekbaan. Voor weinig mobiele dieren en voor planten daarentegen moet het terrein ook geschikt zijn als habitat om als migratieroute dienst te kunnen doen. De afwegingen die gemaakt kunnen worden bij de keuze voor een bepaald(e groep van) organisme(n) is in belangrijke mate overeenkomstig de afweging gemaakt in de voorgaande paragraaf; hierbij dienen echter de reeds in het omringend landschap aanwezige waarden nog nadrukkelijk betrokken te worden. De omvang van het in de afweging te betrekken gebied hangt af van het verspreidingsvermogen van betrokken soort. In de afweging zal echter meer moeten worden uit-

gegaan van de betekenis van het genotype (soort) dan van de door groepen van soorten aangegane verbanden. Daarbij gelden additionele variabelen, zoals:

- verspreidingsvermogen;
- levensduur;
- reproductievermogen;
- bij de reproductie betrokken individuen en
- vestigingskans.
- minimumareaal

In de praktijk zijn deze variabelen tot nu toe slechts voor een beperkt aantal organismen (veelal zoogdieren) bij benadering bekend.

4.3. Isolator

De isolator is ecologisch gezien met name daar van belang waar abiotische processen nabijgelegen gebieden nadelig kunnen beïnvloeden (uitdroging, eutrofiëring) of waarbij organismen, met name dieren, gevrijwaard moeten worden van ongunstige invloeden (bijv. wegverkeer!). Er kan hierbij een onderscheid gemaakt worden tussen isolatie door middel van constructieve materialen, zoals damwanden, kleilichamen, etc. en isolatie door middel van vegetaties, veelal houtige begroeiingen.

Op een minder absolute wijze kan de functie van isolatie leiden tot het selectief of slechts in beperkte mate doorlaten van stofstromen of organismen (filterwerking), bijvoorbeeld door het gedeeltelijk wegvangen van verontreinigingen.

4.4. Stabilisator

Omdat de betekenis van regulatie voor tal van biologische processen veelal moeilijk aantoonbaar is, is deze functie tot nu toe het minst uitgesproken gehanteerd. Per definitie moet deze regulatie afhankelijk zijn van de dichtheid van de betrokken organismen, d.w.z. hoe groter de populatie, hoe groter de sterftetekans onder invloed van de regulerende factor en hoe kleiner de populatie, hoe groter de reproductie. In het ecologisch onderzoek is onderbouwing van dergelijke regulaties tot nu toe voornamelijk gevonden in predator-prooi interacties (bijv. May, 1976; Hassell, 1976). Voor andere interacties, zoals de interactie herbivoor-plant, is regulatie nog slechts zelden en in onvoldoende mate aangetoond (Dempster & Lakhani, 1979; van der Meijden, 1979; Verkaar, 1987).

Voor een aantal m.n. dierlijke plaagorganismen in landbouwsituaties, waarbij specifieke predatoren werden geïntroduceerd, is zulks wel aangetoond en er zijn enkele aanwijzingen dat iets dergelijks ook optreedt bij het toelaten van een natuurlijke begroeiing in landbouwsystemen, maar de evidentie van zulke regulatie is nog uitermate zwak onderbouwd (zie o.m. Verkaar, 1987). Anderzijds zijn er geen aanwijzingen dat mogelijke plaagorganismen in beheersgebieden van Rijkswaterstaat evident schade toebrengen aan goed beheerd aangrenzend landbouwgebied.

Referenties

- ANONYMUS 1987 - Botanisch basisregister. Centraal Bureau voor de Statistiek, Voorburg/Heerlen.
- BAKKER, K., 1964 - Backgrounds of controversies about population theories and their terminologies. *Z. ang. Entomologie* 53: 187-208.
- BAKKER, T.W.M., J.A. KLIJN & F.J. VAN ZADELHOFF 1979 - Duinen en duinvalleien - een landschapsecologische studie van het Nederlandse duingebied. Pudoc, Wageningen.
- BEKHUIS, J., R. BIJLSMA, A. VAN DIJK, F. HUSTINGS, R. LENSINK & F. SARIS 1987 - Atlas van de Nederlandse vogels. SOVON, Arnhem.
- BERGMANS, W. & A. ZUIDERWIJK 1986 - Atlas van de Nederlandse amfibieën en reptielen en hun bedreiging. Kon. Ned. Nat. Ver., Hoogwoud.

- BRAAKHEKKE, W.G., 1985 - The significance of competition for plant diversity. *Z. zool. Syst. Evolut.-forsch.* 23: 315-327.
- BURGGRAFF, M., L. VAN DEIJL, G. LAEJENDEKKER, H.A. MEESTER-BROERTJES & A.H.P. STUMPEL 1979 - Milieukartering - methoden, toepassing en perspectief. Pudoc, Wageningen.
- CONNELL, J.H., & R.O. SLATYER 1977 - Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *Amer. Natur.* 111: 1119-1144.
- CLAUSMAN, P.H.M.A., & A.J. DEN HELD 1984 - Het vegetatie-onderzoek van de provincie Zuid-Holland - algemeen rapport. *Prov. Planol. Dienst Zuid-Holland, Rijswijk.*
- DAVIS, B.N.K., 1986 - Colonization of newly created habitats by plants and animals. *J. Environ. Managem.* 22: 361-371.
- DOBBEN, W.H. VAN, & R.H. LOWE-MCCONNELL (eds.), 1975 - Unifying concepts in ecology. Junk, The Hague.
- DOING, H., 1974 - Landschapsecologie van de duinstreek tussen Wassenaar en IJmuiden. *Mededel. LH Wageningen* 74-12, Wageningen.
- DEKKER, J., & J. KNAAPEN 1986 - Dynamiek in de ecologische infrastructuur. *Landschap* 3: 282-294.
- DEMPSTER, J.P. & K.H. LAKHANI 1979 - A population model for cinnabar moth and its food plant, ragwort. *J. Anim. Ecol.* 48: 143-164.
- ELLENBERG, H., 1958 - Bodenreaktion (einschliesslich Kalkfrage). In: W. Ruhland (ed.) - *Handbuch der Pflanzenphysiologie IV*. Springer, Berlin. pp. 638-708.
- ELLENBERG, H., 1979 - Zeigerwerte der Gefasspflanzen Mitteleuropas. *Scripta Geobot.* 9, Gottingen.
- FAHRIG, L., & G. MERRIAM 1985 - Habitat patch connectivity and population survival. *Ecology* 66: 1762-1768.
- FROMENT, A., & Ch. JOYE 1986 - Vers une gestion ecologique des espaces verts ruraux. *Natur. belg.* 67: 97-115.
- GERAERDTS, W.H.J.M., (ed.), 1986 - Voorlopige atlas van de Nederlandse dagvlinders - Rhopalocera. Landelijk Dagvlinderproject LH, Wageningen.
- GRIME, J.P., 1979 - Plant strategies & vegetation processes. Wiley, Chichester.
- GRUBB, P.J., 1977 - The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. *Biol. Rev.* 52: 107-145.
- HASSELL, M.P., 1976 - Arthropod predator-prey systems. In: R.M. May (ed.) - *Theoretical ecology - principles and applications*. Blackwell, Oxford. pp. 71-93.
- HENDERSON, M.T., G. MERRIAM & J. WEGNER 1985 - Patchy environments and species survival: Chipmunks in an agricultural mosaic. *Biol. Conserv.* 31: 95-105.
- HUSTON, M., 1979 - A general hypothesis of species diversity. *Amer. Nat.* 113: 81-101.
- JONGMAN, R.H.G., 1984 - Uiterwaarden: genetisch reservoir en ecologische infrastructuur. *Landschap* 1: 109-118.
- KALKHOVEN, J.T.R., A.H.P. STUMPEL & S.E. STUMPEL-RIENKS 1976 - Landelijke milieukartering. Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage.
- KLIJN, J.A., 1987 - Diversiteit en stabiliteit van landschappelijke ecosystemen; een handvol paradoxen? *Landschap* 2: 107-122.
- KOLASA, J., & E. BIESIADKA 1984 - Diversity concept in ecology. *Acta Biotheor.* 33: 145-162.
- KREBS, C.J., 1978 - Ecology, the experimental analysis of distribution and abundance. Harper Int., New York.
- KWA, C.L., 1987 - Stabiliteit als metafoor. *Landschap* 4: 19-29.
- KWAKERNAAK, C., 1982 - Landscape ecology of a Prealpine area. Dissertatie, Amsterdam.
- KWAKERNAAK, C., 1986 - Informatie als begrip in de landschapsecologie. *Landschap* 3: 182-189.
- LEEUEWEN, C.G. VAN, 1966 - A relation theoretical approach to pattern and process in vegetation. *Wentia* 15: 25-46.
- LOOPSTRA, I.L., & E. VAN DER MAAREL 1984 - Toetsing van de ecologische soortengroepen in de nederlandse flora aan het systeem van indicatiewaarden volgens Ellenberg. Rapport nr. 381. Rijksinst. onderz. bos- en landschapsbouw "De Dorschkamp", Wageningen.
- MacARTHUR, R.H., & E.O. WILSON 1967 - The theory of island biogeography. Princeton Univ. Press, Princeton.
- MAGURRAN, A.E., 1988 - Ecological diversity and its measurement. Croom Helm, London.

- MARGALEF, R., 1975 - Diversity, stability and maturity in natural ecosystems. In: W.H. van Dobben & R.H. Lowe-McConnell (eds.) - Unifying concepts in ecology. Junk, The Hague. pp. 151-160.
- MARGULES, C.R., A.O. NICHOLLS & R.L. PRESSEY 1988 - Selecting networks of reserves to maximise biological diversity. *Biol. Cons.* 43: 63-76.
- MAY, R.M., 1975 - Stability in ecosystems: some comments. In: W.H. van Dobben & R.H. Lowe-McConnell (eds.) - Unifying concepts in ecology. Junk, The Hague. pp. 161-168.
- MAY, R.M., 1976 - Models for two interacting populations. In: R.M. May (ed.) - Theoretical ecology - principles and applications. Blackwell, Oxford. pp. 49-70.
- MEIJDEN, E. VAN DER, 1979 - Herbivore exploitation of a fugitive plant species: local survival and extinction of the cinnabar moth and ragwort in a heterogeneous environment. *Ecologia* 42: 307-323.
- MEIJDEN, E. VAN DER, E.J.M. ARNOLDS, F. ADEMA, E.J. WEEDA & C.L. PLATE 1984 - Standaardlijst van de Nederlandse flora 1983. Rijksherbarium, Leiden.
- MENNEMA, J., A.J. QUENE-BOTERENBROOD & C.L. PLATE 1980 - Atlas van de Nederlandse Flora, deel 1. Kosmos, Amsterdam.
- MENNEMA, J., A.J. QUENE-BOTERENBROOD & C.L. PLATE 1985 - Atlas van de Nederlandse Flora, deel 2. Bohn, Scheltema & Holkema, Utrecht.
- MILES, J., 1987 - Vegetation succession: past and present preceptions. In: A.J. Gray, M.J. Crawley & P.J. Edwards (eds.) - Colonization, succession and stability. *Symp. Brit. Ecol. Soc.* vol. 26, Blackwell, Oxford. pp. 1-29.
- ODUM, E.P., 1969 - Fundamentals of ecology. Saunders, Philadelphia.
- ORIAN, G.H., 1975 - Diversity, stability and maturity in natural ecosystems. In: W.H. van Dobben & R.H. Low-McConnell (eds.) - Unifying concepts in ecology. Junk, The Hague. pp. 139-150.
- OUBORG, N.J., 1988 - Genetische verarming: de problematiek van het beheer van kleine plantenpopulaties. *De Levende Natuur* 89: 7-13.
- PERRING, F.H., 1969 - The botanical importance of roadside verges. In: J.M. Way (ed.) - Road verges: their function & management. Monks Wood Experimental Station, Huntingdon. pp. 4-7.
- PIELOU, E.C., 1966 - Species diversity and pattern diversity in the study of ecological succession. *J. Theor. Biol.* 10: 27-37.
- PIMM, S.L., 1984 - The complexity and stability of ecosystems. *Nature* 307: 321-326.
- PROOST, J., & D. VAN DER HOEK 1985 - Natuurtechniek van morgen, een verkenning naar mogelijkheden. Werkgroep Natuurtechniek, Studiekring Cultuurtechniek, Wageningen.
- RUNHAAR, J., C.L.G. GROEN, R. VAN DER MEIJDEN & R.A.M. STEVERS 1987 - Een nieuwe indeling in ecologische groepen binnen de Nederlandse flora. *Gorteria* 13: 277-359.
- SCHLUTER, U., 1986 - Pflanze als Baustoff - Ingenieurbiologie in Praxis und Umwelt. Patzer, Berlin.
- SCHROEVERS, P.J., (ed.), 1982 - Landschapstaal, een stelsel van basisbegrippen voor de landschapsecologie. Pudoc, Wageningen.
- SCW-werkgroep E6, 1972 - Het aanbrengen van begroeiing op wegbermen en taluds. mededel. 29. Stichting Studie Centrum Wegenbouw, Arnhem.
- SCW-werkgroep E6, 1975 - Het onderhoud van begroeiing op wegbermen en taluds. Mededel. 37. Stichting Studie Centrum Wegenbouw, Arnhem.
- SCW-werkgroep E6, 1980 - Wegbermbeheer. Mededel. 49. Stichting Studie Centrum Wegenbouw, Arnhem.
- SCW-werkgroep E6, 1981 - Bomen en struiken langs wegen. Mededel. 51. Stichting Studie Centrum Wegenbouw, Arnhem.
- SHMIDA, A., & S. ELLNER 1984 - Coexistence of plant species with similar niches. *Vegetatio* 58: 29-55.
- SLUIJS, J. VAN DER, & C.F. VAN DE WATERING 1983 - De wegberm ecologisch gezien - natuurbehoud in een notedop. *Recreatie en Toerisme* 83/2: 66-68.
- SOEST, F. DE, 1976 - De waarden van de uiterwaarden. Pudoc, Wageningen.
- SYKORA, K.V., 1983 - The Lolio-Potentillion Anserinae R. Tuxen 1947 in the northern part of the Atlantic domain. Diss., Nijmegen.
- TILMAN, D., 1985 - The resource-ratio hypothesis of plant succession. *Amer. Nat.* 125: 827-852.
- UDO DE HAES, H.A., & W.J. TER KEURS 1986 - Milieubiologie. In: J.J. Boersema, J.W. Copius Peereboom & W.T. de Groot (eds.) - Basishoek Milieukunde. Boom, Meppel. pp. 123-140.
- VERKAAR, H.J., 1987 - Population dynamics - the influence of herbivory. *New Phytol.* 106 (Suppl.): 49-60.

- WESTHOFF, V., & A.J. DEN HELD 1969 - Plantengemeenschappen in Nederland. Thieme, Zutphen.
- WOLFF, W.J., (ed.) 1988 - De internationale betekenis van de Nederlandse natuur. RIN-rapport 88/32, R.I.N., Leersum.
- WHITE, P.S., & R.I. MILLER 1988 - Topographic models of vascular plant richness in the southern Appalachian high peaks. J. Ecol. 76: 192-199.
- WHITTAKER, R.H., 1970 - Communities and ecosystems. MacMillan, London.
- WHITTAKER, R.H., 1975 - The design and stability of some plant communities. In: W.H. van Dobben & R.H. Lowe-McConnell (eds.) - Unifying concepts in ecology. Junk, The Hague. pp. 169-181.
- ZONDERWIJK, P., 1979 - De bonte berm - De rijke flora en fauna langs onze wegen. Zomer & Keuning, Ede.

De betekenis van migratie voor de ecologische kwaliteit van waterstaatswerken en hun omgeving

H.J. Verkaar en G.J. Bekker

Samenvatting

Vanuit theoretische overwegingen moet worden geconcludeerd dat migratie essentieel voor de handhaving van populaties is. De betekenis van migratie en van minimum-arealen komt tot uiting bij de overleving van individuen (effecten binnen één generatie), bij de grootte van de nakomelingschap (effecten in de volgende generatie) en bij de mogelijkheid tot handhaving gedurende vele generaties.

Diersoorten met een grote home range, een geringe actieradius bij "expansieve uitbreiding", een beperkte reproductiecapaciteit en een gering aantal individuen betrokken bij de reproductie, een korte levensduur en een geringe veerkracht tegen ongunstige milieufactoren, en voorkomend in kleine populaties zouden het kwetsbaarst voor het beperken van de migratie kunnen zijn. Voor plantesoorten met een beperkte pollen-, zaad- of sporendispersie, een geringe reproductiecapaciteit, een korte levensduur (als vegetatieve plant en als zaad in de bodem) en/of een geringe veerkracht tegen ongunstige milieucondities en voorkomend in kleine populaties geldt hetzelfde. Soorten uit (plagio)climaxecosystemen, (top)carnivoren en grote grazers lijken het meest kwetsbaar voor isolatie.

Bij de aanleg en het beheer van waterstaatswerken kan worden getracht de barrièrewerking die van die werken op kwetsbare soorten uitgaat, te beperken, of de barrièrewerking juist te vergroten om mortaliteit ten gevolge van aanrijdingen te verkleinen. Daarnaast kan men proberen migratie van kwetsbare soorten

evenwijdig aan deze werken te bevorderen en het habitat te vergroten door waterstaatswerken (deels) in te richten en te beheren als migratieroute en/of habitat. Ook kan gedacht worden aan het creëren van alternatieve habitats buiten het waterstaatswerk ter compensatie van aangerichte schade.

1. Inleiding

De betekenis van migratie voor de ecologische kwaliteit van ecosystemen is het eenvoudigst aan te geven door uit te gaan van het ontbreken van migratie, bijv. ten gevolge van versnippering. In biologische zin moet onder versnippering worden verstaan het uiteenvallen van een bepaalde oppervlakte van een habitat in kleinere, ruimtelijk gescheiden oppervlakten (vrij naar Opdam, 1987a en 1987b) en onder migratie alle bewegingen van de ene ruimtelijke eenheid naar de andere (Baker, 1978). Deze opsplitsing kan tot het uiteenvallen van relatief grote populaties tot kleinere groepen van individuen leiden en/of tot biotoopverlies (Burkey, 1989). Tal van menselijke ingrepen kunnen leiden tot versnippering: de aanleg van infrastructurele werken, zoals rijkswegen, spoorwegen en leidingenstraten; en ook veranderend landgebruik, zoals intensivering van de landbouwtechnieken, waardoor bestaande corridors niet meer gebruikt kunnen worden (van de Watering & Verkaar, 1987; Burgess, 1988).

In dit hoofdstuk zal worden aangegeven wat isolatie is en waarom migratie voor de instand-

houding van populaties noodzakelijk is, welke organismen kwetsbaar zijn voor isolatie en welke maatregelen genomen zouden kunnen worden om de negatieve gevolgen van isolatie ten gevolge van de aanleg en het gebruik van waterstaatswerken te beperken.

2. De eilandtheorie

De effecten van isolatie zijn uitvoerig bestudeerd door MacArthur & Wilson (1967) hetgeen uitmondde in de formulering van de zogenaamde eilandtheorie. Hierbij werd het soortenaantal van eilanden vergeleken met de afstand tot het vasteland (gerelateerd aan de kolonisatiekans), de areaalgrootte (gerelateerd aan de uitsterfkans) en de ouderdom van eilanden (gerelateerd aan de resultante van kolonisatie en uitsterven, d.w.z. de turn over). Empirisch werd de theorie ondersteund met waarnemingen aan onder meer vogels, planten en insecten. De theorie gaat ervan uit dat naarmate de afstand van het eiland tot het vasteland groter is, de kans op kolonisatie kleiner is, en naarmate de oppervlakte van het eiland groter is, de kans op uitsterven kleiner. Er zou een dynamisch evenwicht bestaan tussen (her)vestiging en uitsterven.

Diverse auteurs hebben getracht om de concepten van de eilandtheorie toe te passen op landschappelijke configuraties op het vasteland (Diamond, 1975; Whitcomb et al., 1976). Vragen als "moet er gestreefd worden naar een groot reservaat of vele kleinere?" kwamen hierbij aan de orde. Deze toepassing leidde tot heftige wetenschappelijke discussies (Gilbert, 1980; Higgs, 1981; Margules et al., 1982; den Boer, 1983; Blouin & Connor, 1985; Hermy, 1986; Rapoport et al., 1986). Empirische gegevens over de avifauna van bossen leken elkaar tegen te spreken (Helliwell, 1976; Opdam et al., 1984 en 1985; Askins et al., 1987). Of er sprake is van evenwichtssituaties tussen kolonisatie en uitsterven en of men gegeven een bepaald areaal moet streven naar één omvangrijk habitat of vele kleine habitats, het belang van uitwisseling en/of migratie wordt grosso modo door alle auteurs onderschreven.

Uiteraard kan migratie op verschillende wijzen worden opgevat. Voor dieren zijn er tenminste vier typen van migratie denkbaar:

1. bewegingen, zoals foerageren e.d., binnen één bepaald habitat;
2. bewegingen van het ene deelhabitat naar de andere, waarbij in elk een deel van de levensfuncties worden verricht, bijv. seizoenstrek e.d.;
3. bewegingen van de ene subpopulatie naar de andere binnen een stelsel van een metapopulatie (Opdam, 1987a);
4. "expansieve" uitbreiding van het areaal van het ene habitat naar andere (potentiële) habitats. Voor planten geldt dat transportverschijnselen van belang zijn bij de bestuiving, de zaad- of sporedispersie en de vegetatieve expansie.

3. Effecten van isolatie op de persistentie van populaties

De effecten van isolatie kunnen op verschillende stadia van de tijdschaal manifest worden. Binnen één generatie kunnen er effecten ten gevolge van doorsnijding optreden door directe mortaliteit (bijv. verkeersslachtoffers) of indirect door verslechtering van de habitatkwaliteit, waardoor bijv. voedselgebrek ontstaat (migratiebewegingen 1 en 2, ev. ook 3, zijn beïnvloed). Over meerdere generaties bezien kunnen de effecten behalve de hiervoor genoemde ook zijn de beperking van de reproductie en de beperking van immigratie en emigratie (ook migratiebeweging 3 en 4 zijn beïnvloed).

Een lange termijn effect van isolatie is het verlies van genetische variabiliteit (Wilcox, 1980; Ouborg, 1988). Op grond van theoretische modellen en ervaringen met zoogdieren in dierentuinen wordt aangenomen dat minimaal 500 bij de reproductie actieve organismen per (meta)populatie noodzakelijk zijn om over vele generaties een bepaalde genetische variabiliteit te handhaven. De relaties tussen de genetische variabiliteit en populatiedynamische grootheden als reproductie, sterfte e.d. zijn vrijwel onbekend. Daarom zijn de gevolgen

van een reductie van genetische variabiliteit op het uitsterven van populaties niet aan te geven, maar daarmee nog niet te verwaarlozen. Wanneer geprobeerd wordt problemen die samenhangen met isolatie en barrièrewerking, op te lossen, dan stuit men doorgaans al snel op het dilemma dat het verbinden van het een doorgaans het scheiden van het ander veroorzaakt (zie o.m. van de Watering & Verkaar, 1987). Het is daarom noodzakelijk een keuze te maken voor welke (groep van) organismen men voorwaarden wil scheppen om deze barrièrewerking te verminderen, en voor welke organismen een ogenschijnlijke extra barrière acceptabel is, omdat die groep toch weinig gevoelig is voor isolatie. Om een dergelijke keuze te kunnen maken dient men inzicht te hebben in welke organismen nu het gevoeligst zijn voor isolatie en welke niet.

4. Kwetsbaarheid voor isolatie

De kwetsbaarheid van organismen voor isolatie wordt bepaald door een aantal erfelijk min of meer vastgelegde eigenschappen in hun samenhang met omgevingsvariabelen. Deze eigenschappen kunnen in belangrijke mate worden afgeleid van de fundamentele populatiebiologische vergelijking (Harper, 1977):

aantal organismen op tijdstip t_{n+1} = aantal organismen op tijdstip t_n + aantal geboorten - aantal sterften + immigranten - emigranten

Het aantal organismen op tijdstip t_n dat behoort tot de (meta)populatie in een gebied bepaalt de dichtheid. Het aantal geboorten of gekiemde zaden wordt bepaald door de reproductiecapaciteit, het aantal aan de reproductie deelnemende individuen, dat weer afhankelijk is van de leeftijd van de eerste reproductie en de maximale levensduur, de mate van iteropariteit (= het aantal seizoenen dat een individu aan de reproductie deelneemt (Kirkendall & Stenseth, 1985), het gedrag en de getalsverhouding van de sexen, de mate van autogamie en hermafroditisme (= het verschijnsel waarbij reproductie plaatsvindt

zonder tussenkomst van een partner), de reeds genoemde dichtheid en de vestigingskansen en ouderschapszorg.

De home range geeft een indicatie van de noodzakelijke omvang van het habitat gegeven een bepaalde kwaliteit. Migratiebewegingen (bijv. als resultante van immigratie en emigratie) hangen mede af van het dispersievermogen. De home range is een van de grootheden die de kwetsbaarheid voor doorsnijding van een bepaald gebied aangeeft. Het dispersievermogen gegeven een bepaalde landschappelijke configuratie is mutatis mutandis een voor de implicaties van isolatie niet te onderschatten grootheid.

De kolonisatiekansen wordt in belangrijke mate beïnvloed door het dispersievermogen, de omvang van de reproductie en de ouderschapszorg in relatie tot omgevingsfactoren. De extinctiekansen wordt vooral bepaald door de grootte van de vereiste home range, de maximale levensduur, de populatiegrootte, de grootte van de reproductie en de ouderschapszorg in relatie tot habitatkenmerken. Al deze grootheden tezamen bepalen onder meer de turn oversnelheid van de populatie. Alle hier genoemde aspecten worden bepaald door de genetische eigenschappen van het genotype en door de lokale milieuvariabelen.

4.1. Dichtheid en home range

Naarmate de dichtheid geringer is en home ranges groter zijn, zullen grotere afstanden moeten worden afgelegd om uitwisseling mogelijk te maken. De kans dat de (meta)populatie kwetsbaarder wordt voor isolatie zal daarbij toenemen met afnemende dichtheden en toename van home ranges.

De dichtheid, uitgedrukt in het aantal individuen op een bepaalde oppervlakte-eenheid, is op zich een wat complexe grootheid. Een gebied zal immers doorgaans bestaan uit principale habitats die geschikt, c.q. optimaal, zijn voor de betreffende soort, uit habitats, die slechts marginaal geschikt zijn, en uit zogenaamde non-habitats, die in het geheel niet geschikt zijn (Opdam, 1987a). In een dergelij-

HOME RANGE (in ha.)		
Koolmees ^{1 en 2}		
loofbos (NL)		1,7
naaldbos (NL)		0,4 - 10
loofbos stadsmilieu (BRD)		0,4
tuinen (UK)		0,5 - 2,0
dennenbos (UK)		8 - 17
parken (BRD, België)		1,2 - 2,1
Pimpelmees ²		
loofbos stadsmilieu (BRD)		0,2
tuinen (UK)		2,2 - 7
dennenbos (UK)		4 - 8
parken (BRD, België)		0,7 - 0,8
Vos ³		
	home range (ha.)	dichtheid (per km ²)
Bristol (UK)	45	1,82
Londen (UK)	165	1,03
Oxford (UK)	45	1,08
Wales	400	0,5
Nederland	57 - 928	0,1 - 1,0
Zweden	610	0,03
Oost-Duitsland	700	0,55
U.S.A.	102 - 960	0,09 - 1,13
Canada	900	0,13

1 Kluver & Tinbergen, 1953

2 zie: Cowie & Hinsley, 1987; div. bronnen

3 zie: Trehwella et al., 1988; div. bronnen

Tabel 1. Grootte van de territoria van Pimpelmees, Koolmees en Vos in diverse habitats.

ke configuratie van principale, marginale en non-habitats geeft de zeldzaamheid een zekere indruk van de dichtheid als resultante van de bezetting van principale en marginale habitats gerelateerd aan de oppervlakte.

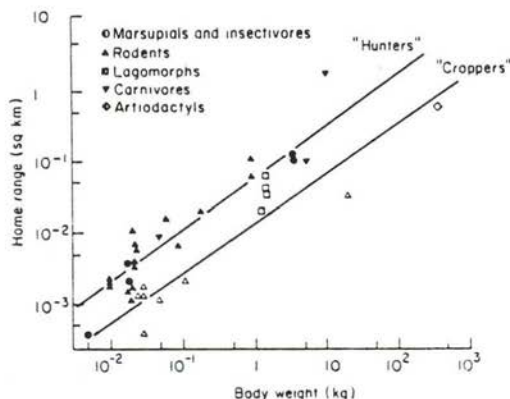
De home range wordt vooral bepaald door de mate waarin voorzien kan worden in de levensbehoeften van de soort, d.w.z. de habitatkwaliteit. Naarmate het habitat geschikter is om te voldoen aan deze levensbehoeften, zal de

omvang van de home range geringer behoeven te zijn (zie tabel 1).

Bij het inschatten van de kwetsbaarheid voor isolatie zal daarom steeds de habitatkwaliteit moeten worden meegenomen.

Afgezien van de invloed door lokale milieufactoren op de omvang van de home range, hebben ook soortspecifieke factoren een sterke invloed. In eerste plaats kan bij de meeste typen voedselrelaties gesteld worden dat de

figuur 1. De correlatie tussen lichaamsgewicht van een aantal Noord-Amerikaanse zoogdieren en grootte van hun home range bij carnivoren ("Hunters"), aangegeven met dichte symbolen, en herbivoren ("Croppers"), aangegeven met open symbolen (uit: Baker, 1978).



home range groter en de dichtheden per oppervlakte-eenheid lager worden naarmate:

- het dier groter is en meer voedsel nodig heeft om in zijn energie-behoefte te kunnen voorzien;
- de dichtheid van voedselplanten en/of prooidieren lager is;
- het organisme op een hogere trap in de voedselpiramide staat en
- de eisen die de soort stelt aan het habitat complexer zijn (bijv. een grote verscheidenheid aan structuurkenmerken e.d.) (Odum, 1959; Phillipson, 1966; Baker, 1978; Krebs, 1978).

Parasitaire en saprofytische voedselrelaties vormen hierop een uitzondering. Bovendien zal de dichtheid lager en de home range groter uitvallen naarmate het lichaamsgewicht van elk individu groter is.

(Top)carnivoren, zoals katachtigen, marterachtigen, wolfachtigen, grote roofvogels, en grote grazers (runderachtigen, herten, wild zwijn, hoenders) behoren tot de organismen die doorgaans slechts in lage dichtheden voorkomen en grote home ranges nodig hebben omdat ze een hogere plaats in de voedselpiramide innemen, c.q. een dermate grote hoe-

veelheid resources nodig hebben om te kunnen overleven dat zij daarvoor een groot oppervlak moeten benutten (zie figuur 1). In kleine aantallen zijn zij kwetsbaar (Pimm et al., 1988).

Planten bewegen zich niet direct in hun habitat, tenzij door vegetatieve expansie of door zaaddispersie. Toch moet een habitat een minimale omvang hebben om condities te herbergen die ontwikkeling mogelijk maken. Plantesoorten die bijv. specifiek zijn voor heggen en houtwallen, komen daarin alleen voor, indien die heggen en houtwallen breder zijn dan 5 meter, en naarmate zij breder zijn, herbergen zij meer van hun specifieke soorten (Forman & Godron, 1986).

Soorten die zeer specifieke milieu-eisen stellen, zoals soorten van zeer kenmerkende, maar zeer soortenrijke bos- en graslandmilieus en soorten van gradiëntmilieus (per definitie bezitten gradiënten slechts een gering areaal) zullen veelal een groot minimumareaal bestrijken.

4.2. Reproductiecapaciteit

De reproductiecapaciteit is eveneens een belangrijke grootheid. Naarmate de reproductie groter is, mag op grond van de waarschijnlijkheidstheorie worden verondersteld dat de kans dat uitwisseling tussen populaties kan plaatsvinden groter is en dat de kans dat een populatie zich "op eigen kracht" kan herstellen van een catastrofe zonder aanvoer van organismen van elders groter is.

De maximale reproductiecapaciteit van planten en dieren kan sterk variëren. Een eenjarige soort uit woestijnen produceert bijvoorbeeld slechts 1 tot 10 zaden in zijn levenscyclus, Duist (*Alopecurus myosuroides*) ongeveer 100 en sommige orchideeën wel 10^{10} zaden (Harper, 1977). In algemene zin is er toch enige lijn aan te geven. Plantesoorten van pionierecosystemen, die in korte tijd een open plaats

koloniseren, zoals ruderaal soorten, worden gekenmerkt door een snelle groei, een korte levenscyclus en een grote nakomelingschap van doorgaans kleine zaden, die veelal gemakkelijk door de wind verbreid worden (O-dum, 1959; Harper, 1977). Deze soorten worden r-selecte soorten genoemd. Soorten van rijpe climaxecosystemen, zoals bossen en hoogvenen, met een geringe groeisnelheid, een lange levenscyclus en een beperkte nakomelingschap met een veelal complexe zaadverbreiding- en bestuivingsstrategie, worden K-selecte soorten genoemd. De r-selecte soorten zullen over het algemeen een grotere reproductie hebben dan K-selecte soorten. Bovendien steken de r-selecte soorten verhoudingsgewijs meer energie in de reproductie dan K-selecte soorten (zie tabel 2).

K-selecte soorten van rijpe ecosystemen, zoals natuurlijke bossen, hoogvenen e.d., zijn derhalve gezien hun beperkte reproductiecapaciteit het kwetsbaarst voor isolatie. Ook soorten van plagioclimaxecosystemen, ecosystemen die door het beheer in een bepaald stadium van de successie worden gehouden en gezien dat beheer als het rijpste stadium moeten worden beschouwd (Wells, 1971), zoals heiden en soortenrijke graslanden, kunnen tot de categorie van kwetsbare soorten gerekend worden. Bij dieren is de nakomelingschap ook doorgaans geringer bij de K-selecte soorten en soorten met een grote lichaamsomvang van climax- en plagioclimaxecosystemen ten opzichte van r-selecte soorten met vaak kleinere individuen. De reproductiecapaciteit van zoogdieren is doorgaans aanzienlijk geringer dan die van evertbraten (=ongewervelden). Naarmate zoogdieren groter zijn, is hun reproductiecapaciteit geringer.

4.3. Vestigingskans, ouderschapszorg en overleving

In de vorige paragraaf is reeds aangegeven dat K-selecte soorten een relatief beperkte reproductiecapaciteit bezitten. De energie die K-selecte soorten steken in de overleving van

hun nakomelingschap, is evenwel veel groter dan die van r-selecte soorten. Zaden van K-selecte plantesoorten zijn doorgaans zwaarder en bevatten meer reservestoffen, zoals zetmeel, dan die van r-selecte soorten (Salisbury, 1942; Harper et al., 1970; zie tabel 2).

De overlevingskansen bij ongunstige milieu-omstandigheden van de kiemplanten hangen af van deze reservevoorraad (Grime & Jeffrey, 1965; Hutchinson, 1967; Verkaar & Schenkeveld, 1984).

Bij dieren hangt de overlevingskans mede af van de ouderschapszorg. Bij veel lagere dieren is die beperkt tot het verbergen van de eieren op een voor de ontwikkeling gunstige plaats. Bij zoogdieren en vogels is de ouderschapszorg hoog ontwikkeld, hoewel de zorg per individu en daarmee de overlevingskans afneemt per toenemend aantal nakomelingen per worp (bijv. Perrins, 1965; Dijkstra, 1988).

K-selecte soorten steken doorgaans weinig energie in de reproductie (zie tabel 2), maar veel in de overleving als zichtbare plant en dier. Toch moet er bij planten een onderscheid gemaakt worden tussen de opvallende levensfasen van kiemplant t/m vruchtdragende plant en de levensfase van het zaad. Sommige boomsoorten kunnen als "zichtbare" plant enkele duizenden jaren oud worden. Ook kruiden uit de ondergroei van bossen en uit graslanden kunnen vele tientallen jaren tot zelfs eeuwen oud worden (Oinonen, 1967a en 1976b; Tamm, 1972; Rabotnov, 1978 en 1985). r-selecte soorten leven soms slechts enkele weken (een aantal efemere plantesoorten) (Bakker et al., 1966).

Als zaad in de bodem is de overlevingsduur van een aantal plantesoorten uit bossen en soortenrijke graslanden echter zeer beperkt in tegenstelling tot veel ruderaal, r-selecte soorten (Verkaar, 1988). Bij catastrofes, waarbij het zaad in de bodem overleeft maar de "zichtbare" planten niet, zijn veel K-selecte soorten in het nadeel ten opzichte van veel r-selecte. Een lange maximale levensduur van vegetatieve planten kan er toe leiden dat bij uitblijven van catastrofes de turn oversnelheid van populaties laag is.

GROEP	ZAADGEWICHT (gr)	REPRODUCTIVE EFFORT (%)	ZAADPRODUKTIE PER PLANT PER JAAR
ruderalen	$10^{-3} - 10^{-5}$	15 - 30	$10^3 - 10^5$
bomen van pioniersystemen	$10^{-3} - 10^{-4}$	8 - 12	$10^6 - 10^8$
kruiden van open habitats en graslanden	$10^{-2} - 10^{-5}$	5 - 15	$10^2 - 10^3$
kruiden uit ondergroei van bossen	$10^{-2} - 10^{-3}$	1 - 8	$10^1 - 10^2$
bomen uit rijpere bos- ecosystemen	$10^0 - 10^4$	2 - 6	$10^3 - 10^4$
parasieten en saprofyt	$10^{-3} - 10^{-6}$	30 - 40	$10^6 - 10^7$

Tabel 2. Grove schatting van de ranges van het zaadgewicht, de energie (drooggewicht) geïnvesteerd in reproductieve organen (reproductive effort) en de zaadproduktie per plant per jaar van een aantal typen planten (deels naar Salisbury, 1942; Harper et al., 1970 en Harper, 1977).

Bij dieren is de maximale overlevingsduur goed te correleren met lichaamsgewicht. Grote zoogdieren hebben dus over het algemeen een relatief lange levensduur. Sommige r-selecte soorten evertrebraten leven soms slechts enkele dagen; vele zoogdieren tientallen jaren tot meer dan een eeuw.....

4.4. Dispersievermogen

Het dispersievermogen van dieren vertoont een grote variatie. Dieren met vleugels kunnen zich bijv. over het algemeen verder verbreiden dan dieren die niet over vleugels beschikken. Waterdieren kunnen zich veelal gemakkelijker verbreiden dan dieren van landsituaties. Grotere dieren verbreiden zich gemakkelijker dan kleine, hoewel sommige zeer kleine

organismen zich zeer goed kunnen verbreiden d.m.v. winddispersie (Baker, 1978).

In een onderzoek naar de verspreidingspatronen van enkele groepen evertrebraten bleek dat vooral de kruipende soorten (regenwormen) vermoedelijk slechts een zeer beperkte dispersiecapaciteit hebben (zie tabel 3).

In de groep van de vertebraten worden de reptielen en amfibieën beschouwd als weinig mobiel en derhalve kwetsbaar voor isolatie. Enkele padden- en salamandersoorten blijken nauwelijks in staat een afstand van meer dan 250 m. tussen voortplantingspoelen te overbruggen (Laan & Verboom, 1988). Ook een aantal dagvlindersoorten kunnen zich slechts in geringe mate verbreiden (Dennis, 1986). Loopkeverssoorten van bossen en andere climaxecosystemen hebben veelal een beperkt dispersievermogen, terwijl soorten van agrari-

SOORT	GEVONDEN AANTALLEN BIJ HMP.												
	2	4	6	8	10	12	14	16	18	20	22	24	27
Oligochaeta	7	17	7	0	0	0	0	1	4	7	0	7	2
Carabida :													
Calathus melanocephalus	0	26	4	1	15	1	21	1	1	2	0	0	0
Pterostichus vulgaris	3	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	1	0
Trechus quadristriatus	0	25	6	17	2	3	0	9	1	11	6	9	0

De dieren zijn bemonsterd met tien potvallen per monsterplek. De dijk was toen 12 jaar daarvoor afgewerkt en sindsdien beheerd als hooiland. Over het gehele dijktraject wordt er een hooilandvegetatie aangetroffen met als dominante plantensoorten *Festuca rubra*, *Lolium perenne*, *Poa pratensis*, *Cerastium fontanum*, *Cirsium arvense*, *Sonchus arvensis*, *Dactylis glomerata* en *Taraxacum officinale*. Lelystad ligt nabij hectometerpaal (afgekort: hmp.) 2 en Enkhuizen bij hmp. 27 (determinaties: Mw. M. Jager).

Tabel 3. Het voorkomen van regenwormen (Oligochaeta) en enkele loopkeversoorten (Carabida) op de dijk Enkhuizen-Lelystad in het najaar van 1987.

sche en ruderales habitats doorgaans een zeer efficiënte dispersie kennen (den Boer, 1977). Het blijkt dat het voorkomen van slecht verbreidende loopkeversoorten met name sinds 1900 sterk achteruit is gegaan, terwijl de efficiëntere verbreiders veelal stabiel bleven of zelfs in voorkomen toenamen (Turin & den Boer, 1988).

Planten kennen een groot scala van dispersie-strategieën (van der Pijl, 1982). Veel sporen van soorten, zoals varens en mossen, zijn in staat afstanden van vele duizenden kilometers te overbruggen (Schmidt, 1918). De ouder-schapszorg uitgedrukt in voorraad reservestof-fen in deze sporen is echter zeer gering. Over het algemeen hebben de meeste r-selecte plantensoorten een efficiënte zaaddispersie en/of een persistent zaadkapitaal. De zaaddispersie van nogal wat soorten uit bossen en graslanden is beperkt (McClanahan, 1986), zonder dat dit gecompenseerd wordt door een persistent zaadkapitaal (Verkaar, 1988).

Van de plantensoorten met een zoöchore zaaddispersie blijken de ornithochore (=dispersie door vogels) zaadverbreiders het efficiëntst (Sauer, 1988). De efficiëntie van de overige zoöchore verbreiders blijkt vaak vrij beperkt (Shmida & Ellner, 1983). Voorts zijn er

een groot aantal hydratochore verbreiders (=dispersie door middel van waterstromingen), vooral op zee, die zeer grote afstanden (tussen continenten) kunnen overbruggen (van der Pijl, 1982; Sauer, 1988).

Meer nog dan de maximale dispersie is de in een bepaalde landschappelijke configuratie gerealiseerde dispersie van belang. Geeft de omgeving van een dassenburcht voldoende veiligheid om de maximaal mogelijke dispersie ook werkelijk te realiseren? Is er in het bos voldoende windverplaatsing om de daar aanwezige anemochoren (=dispersie onder invloed van de wind) ook werkelijk tot zaaddispersie van enige omvang aan te zetten? Zijn de zaadverbreidende vogels ook werkelijk in het bosje aanwezig om dispersie mogelijk te maken? En bij de bestuiving: zijn er voldoende bestuivers om een effectieve bestuiving en daarmee een succesvolle zaadzetting mogelijk te maken (Levin & Kerster, 1974; Jennersten, 1988)? Deze vragen kunnen alleen in situ beantwoord worden.

Doorgaans komt het grootste deel van alle geproduceerde zaden in de omgeving van de ouderplant terecht (Harper, 1977; Sharpe & Fields, 1982; Verkaar et al., 1983; Verkaar, 1989). Het blijkt uit onderzoek met behulp van

simulatiemodellen dat het onder veel condities het gunstigst is als slechts een zeer gering deel van de zaden het habitat bij de dispersie verlaat ten behoeve van vestiging elders (de Jong & Klinkhamer, 1983).

Tenslotte moet de effectiviteit van de dispersie afgezet worden tegen de dichtheid in een bepaald gebied. Weliswaar is de verspreidingscapaciteit van de vos (tot vele tientallen kilometers) groter dan die van de Bosspitsmuis (enkele honderden meters), maar doordat de dichtheid van vossen doorgaans zoveel lager is (zie tabel 1) wil dat nog niet zeggen dat die grotere dispersie van de vos vanuit populatiedynamisch oogpunt effectiever is.

In het voorafgaande is een vrij grove indruk gegeven van welke groepen van organismen kwetsbaar zouden kunnen zijn voor isolatie en

derhalve baat zouden kunnen vinden bij passende maatregelen. Voor een evolutionaire verklaring van deze adaptaties wordt hier verwezen naar Verkaar (1989).

Van de soorten in de ondergroei van de Nederlandse boscossystemen zijn de autochore (=zaaddispersie zonder specifieke aanpassingen) zaadverspreiders meer vertegenwoordigd in de uurhokfrequentieklassen 1 t/m 3 (zeldzaam); de efficiënter verspreidende sporenplanten komen juist meer voor in de uurhokfrequentieklassen 7 t/m 9 (algemeen) (zie tabel 4).

Het is niet uitgesloten dat dit beeld mede wordt bepaald door verschillen in habitateisen tussen de soorten, maar mogelijk hangt de grotere zeldzaamheid van de autochoren ook samen met hun gevoeligheid voor isolatie.

	UFK 1 t/m 3 zeldzaam	UFK 4 t/m 6	UFK 7 t/m 9 algemeen
autochoren	35,2	36,7	15,8
zoöchoren	14,8	26,5	21,1
anemochoren	25,9	16,3	26,3
ornithochoren	9,3	12,2	10,5
sporenplanten	14,8	8,2	26,3

autochoor	= dispersie zonder specifieke aanpassingen
zoöchoor	= dispersie via dieren (niet vogels)
anemochoor	= dispersie via de wind
ornithochoor	= dispersie via vogels

Tabel 4. De verdeling (in %) van een aantal dispersietypen van soorten uit de ondergroei van de Nederlandse bossen (naar Loopstra & van der Maarel, 1984), uitgezonderd het Alnion, over drie categorieën van uurhokfrequentieklassen.

4.5. Welke soorten verdienen bijzondere aandacht?

In de periode 1949-1954 werd het Kuinderbos in de Noordoostpolder ingeplant, ca. tien jaar na de inpoldering. Bij een onderzoek naar de vegetatie van het bos in 1979 bleek dit bos de rijkste varenflora van Nederland te herbergen (Bremer, 1980). Het bos bleek dankzij zijn vrij unieke abiotische omstandigheden, t.w. greppels met in de taluds kalkrijk Blokzijlzand op veenmosveen, met een vrij sterke beschaduwing door essen, eiken en Sitkasparren, een groeiplaats te zijn van enkele soorten, die tot dan toe nog nooit in Nederland waren aangetroffen. De dichtstbijzijnde vindplaats van één van die soorten, *Polystichum setiferum*, bevond zich vele honderden kilometers van het Kuinderbos. Ook de sporen van andere varensoorten moeten op zijn minst vele tientallen kilometers hebben afgelegd. Zaadplanten zijn in de ondergroei van deze bossen nog schaars en die soorten die er voorkomen, worden op het vasteland direct grenzend aan de polder aangetroffen (Bremer, 1988).

Het zal duidelijk zijn dat het voor deze soorten, maar ook voor hogere plantesoorten met stoffijn zaad, zoals orchideeën en bremrapen bijvoorbeeld, weinig zinvol is maatregelen te nemen om isolatie tegen te gaan. Het lokaal scheppen van gunstige habitatcondities is voor dergelijke soorten over het algemeen voldoende voor handhaving en vestiging.

Voor een aantal andere soorten is dat niet het geval. Uit de voorafgaande beschouwingen is het duidelijk dat er een aantal groepen van organismen zijn die wel kwetsbaar zijn. Dit zijn in feite de soorten die eertijds een continu verspreidingspatroon hadden en niet blootstonden aan periodieke catastrofes. In tabel 5 wordt een samenvattend overzicht gegeven van de eerder onderscheiden aspecten en gevoeligheid mede in relatie tot het tijdsaspect (effecten in een tijdschaal over generaties).

Omdat zoals al aangegeven in paragraaf 4.3. de maximale levensduur van de "zichtbare" levensfase slechts een tijdelijke invloed heeft op de overleving, mag aan de gevoeligheid

van soorten van pionierecosystemen voor dit kenmerk niet al te veel waarde worden toegekend. Ook de betekenis van iteropariteit en ouderschapszorg moet in vergelijking met de andere grootheden niet worden overschat.

Samenvattend moet worden geconcludeerd (zie tabel 3) dat bij het nemen van maatregelen om de effecten van isolatie te beperken moet worden gedacht aan soorten van bossen, soortenrijke graslanden, hoogvenen, (top)carnivoren, grote grazers, amfibieën, reptielen, kruipende en lopende evertrebraten en sommige dagvlindersoorten.

4.6. Effecten op levensgemeenschappen en ecosystemen

In het voorafgaande is de aandacht beperkt tot de effecten van isolatie op afzonderlijke populaties. De effecten van isolatie treden immers direct op het niveau van individuele populaties. Indirect kunnen de effecten van isolatie op (meta)populaties ook invloed hebben op het functioneren van levensgemeenschappen en daarmee van ecosystemen. Door veranderingen in populaties kunnen wijzigingen optreden in bijvoorbeeld de voedselbeschikbaarheid, de vegetatiestructuur, etc. Omtrent de effecten van isolatie op het functioneren van levensgemeenschappen en van gehele ecosystemen is evenwel vrijwel niets bekend.

Daarnaast kan isolatie ook betrekking hebben op abiotische condities in ecosystemen, bijv. ten gevolge van veranderingen in de hydrologie door aanleg van een waterstaatswerk. Dergelijke verstoringen kunnen grote invloed hebben op de habitatkwaliteit en daarmee op de extinctiekans. Zo kan een verlaging van de vochtbeschikbaarheid in weidegebieden leiden tot een achteruitgang van vogelsoorten als de Zomertaling (*Anas querquedula*), de Watersnip (*Gallinago gallinago*), de Grutto (*Limosa limosa*), de Tureluur (*Tringa totanus*) en de Kemphaan (*Philomachus pugnax*) (Musters et al., 1986).

Maatregelen die genomen worden om de negatieve effecten van isolatie te beperken,

ASPECT	EFFECTEN :	
	BINNEN ÉÉN GENERATIE	OVER MEERDERE GENERATIES
dichtheid	CL	CL
home range reproductie	CL	CL
capaciteit	0	CL
leeftijd eerste reproductie	0	CL
maximale levensduur:		
a. als zaad/spore	CL	CL
b. "zichtbaar"	PI	PI
iteropariteit	0	PI
autogamie/hermafroditisme	0	PI
ouderschapszorg	0	PI
dispersievermogen	(PI)	CL

CL : soorten van (plagio)climaxecosystemen, (top)carnivoren, grote grazers
PI : soorten van pionierecosystemen
0 : factor niet relevant voor effecten binnen één generatie

Tabel 5. Overzicht van de grootste gevoeligheid voor isolatie van twee typen van soorten uitgezet naar de effecten over één en meerdere generaties.

moeten in de eerste plaats gericht zijn op (groepen van) afzonderlijke soorten, maar mede met de intentie de interne regulatie van het gehele ecosysteem te kunnen handhaven.

5. Inventarisatie en afweging van keuzen

Landschappen bestaan doorgaans uit mozaïeken van landschapselementen. Sommige van die elementen bevatten veel organismen die kwetsbaar zijn voor isolatie en die baat zouden vinden bij maatregelen die erop gericht zijn de

effecten van die isolatie te beperken. Omdat zoals eerder gemeld, het "verbinden van het ene landschapselement, de scheiding van het andere landschapselement kan inhouden" moet een gevoeligheidsanalyse worden uitgevoerd om tot de keuze van passende maatregelen te komen.

In de praktijk betekent dat dat er in de eerste plaats een inventarisatie moet worden gemaakt van de aanwezigheid van voor isolatie gevoelige organismen. Voor de soorten met een grote home range moet die inventarisatie zich uitstrekken over een afstand van vele kilometers van het waterstaatswerk; voor

invertebraten, amfibieën, reptielen en planten is een inventarisatie over een traject van een tot drie kilometer aan weerszijden van het waterstaatswerk doorgaans voldoende gezien de grootte van hun home range.

Vervolgens is een inventarisatie noodzakelijk van (potentiële) habitats van soorten waaraan een grote natuurwaarde wordt toegekend. Aan de hand hiervan kan worden afgeleid hoe groot de afstanden van brongebieden van deze soorten tot hun (potentiële) habitats zijn. Dan moet de eigenlijke gevoeligheidsanalyse worden uitgevoerd waarin wordt aangegeven welke gebieden soorten (kunnen) herbergen die kwetsbaar zijn voor versnippering. Hierbij moet een onderscheid gemaakt worden in:

1. situaties waarbij sprake is van verbinding van bestaande, reeds bezette habitats, en
2. situaties waarbij sprake is van één of enkele brongebieden en één of enkele potentiële habitats waar het organisme nog niet voorkomt.

5.1. Verbinding van reeds bezette habitats.

* planten.

In dergelijke situaties zijn soorten die zeer gevoelig zijn voor catastrofes, bijv. droogte, overstromingen, tijdelijke intensieve begrazing, en in lage dichtheden voorkomen het gevoeligst. Ook soorten met een beperkt dispersievermogen en een geringe reproductiecapaciteit zijn kwetsbaar. Soorten met een langlevende zaadvoorraad zijn minder kwetsbaar (zie eerdere paragrafen). Bij de bepaling van het dispersievermogen gaat het daarbij niet alleen om de eigenschappen van het zaad, maar ook om de blootstelling aan verbredende "agentia", zoals de wind, water, dieren. Boomzaden met beperkte aërodynamische eigenschappen verbreiden zich vaak efficiënter dankzij hun blootstelling aan hogere windsnelheden dan zaden van de soorten uit de ondergroei van bossen en zaden van graslandsoorten. Kwetsbaar zijn soorten van soortenrijke graslanden en autochore en anemochore

soorten van de ondergroei van bossen (zie tabel 5).

* dieren

Alle soorten met een relatief grote home range zijn kwetsbaar, d.w.z. alle vertebraten (uitgezonderd de meeste knaagdieren en veel soorten vogels), alle roofvogels en invertebraten van met name (plagio-)climax-ecosystemen. Voor de inperking van de laatste groep is nog meer onderzoek noodzakelijk.

5.2. Verbinding met potentiële habitats

* planten

Alle bovengenoemde soorten en alle soorten met een slechte zaaddispersie onafhankelijk van de overlevingsduur van de zaadvoorraad zijn kwetsbaar. Dan moeten ook vele zeldzame vertegenwoordigers van de vlinderbloemigen, de wolfsmelkfamilie, etc. worden meegenomen (zie bijv. Verkaar, 1988 en 1989).

* dieren

Voor dieren zijn soorten met een beperkte mobiliteit kwetsbaar, onafhankelijk van de grootte van hun home range. Het betreft dan allerlei kruipende en lopende organismen. De al eerder genoemde organismen zijn kwetsbaar. In die groep zijn met name de weinig mobiele reptielen en amfibieën zeer kwetsbaar.

5.3. Abiotische milieufactoren

Om een indruk van de mogelijkheden van natuurtechnische milieubouw te verkrijgen is het zinvol over een beschrijving te beschikken van de stromingen van stofstromen, zoals waterflows (oppervlakte- en grondwater), en nutriëntenflows, en van de bodemopbouw. Bij grondwaterstromingen en kwelverschijnselen kan het daarbij gaan om transportverschijnselen over vele tientallen kilometers. Deze inzichten leveren informatie over de natuurtechnische mogelijkheden en de maatregelen die genomen dienen te worden om de habitats van de gewenste soorten of levensgemeen-

schappen te kunnen creëren of te kunnen handhaven. Inzicht hierin is noodzakelijk omdat deze factoren een grote invloed kunnen hebben op het al dan niet slagen van natuurbouwprojecten.

In de volgende fase dienen mogelijke verbindinglijnen van de hier genoemde kwetsbare groepen te worden aangegeven. Op grond van de aan de natuurwaarde die aan deze (groepen van) organismen wordt toegekend, hun kwetsbaarheid voor isolatie en de kans dat de voorgestelde maatregelen succesvol kunnen zijn, kan vervolgens bij het ontwerp, de inrichting en het beheer getracht worden de negatieve effecten van isolatie te beperken.

6. Maatregelen

Bij het nemen van maatregelen dient in de eerste plaats de vraag gesteld te worden of er sprake is van een verhoogde extinctiekans tengevolge van de aanleg en het gebruik van het geprojecteerde waterstaatswerk in de habitats in de omgeving. Die extinctiekans zou kunnen worden verhoogd ten gevolge van directe mortaliteit door het gebruik van het waterstaatsobject, en/of kwaliteitsverlies van het resterend habitat, en/of barrièrewerking en daarmee een verlaging van de kolonisationskansen. Voor potentieel geschikte habitats dient met name de vraag te worden gesteld of het waterstaatswerk leidt tot een verminderde bereikbaarheid vanuit mogelijke brongebieden (Saunders et al., 1987; Saunders & Hobbs, 1989).

Wanneer is vastgesteld voor welke (groepen van) organismen maatregelen genomen moeten worden, kan men in principe een keuze maken uit drie typen van maatregelen, die afgeleid van deze drie aspecten elkaar evenwel geenszins behoeven uit te sluiten.

6.1. Het tegengaan van de directe mortaliteit

Er zijn een aantal mogelijkheden om de aanrijdingskansen tussen voertuigen en dieren, die de weg niet als een absolute barrière ervaren, te

verminderen. Door rasters en andere hindernissen worden dieren gedwongen andere, hopelijk veiliger, routes te volgen.

Op de plaats van het raster zelf wordt de barrièrewerking derhalve doelbewust versterkt. De vormgeving van de rasters, zoals lengte, maaswijdte en hoogte, geeft de mogelijkheid om de werking meer of minder selectief te doen zijn.

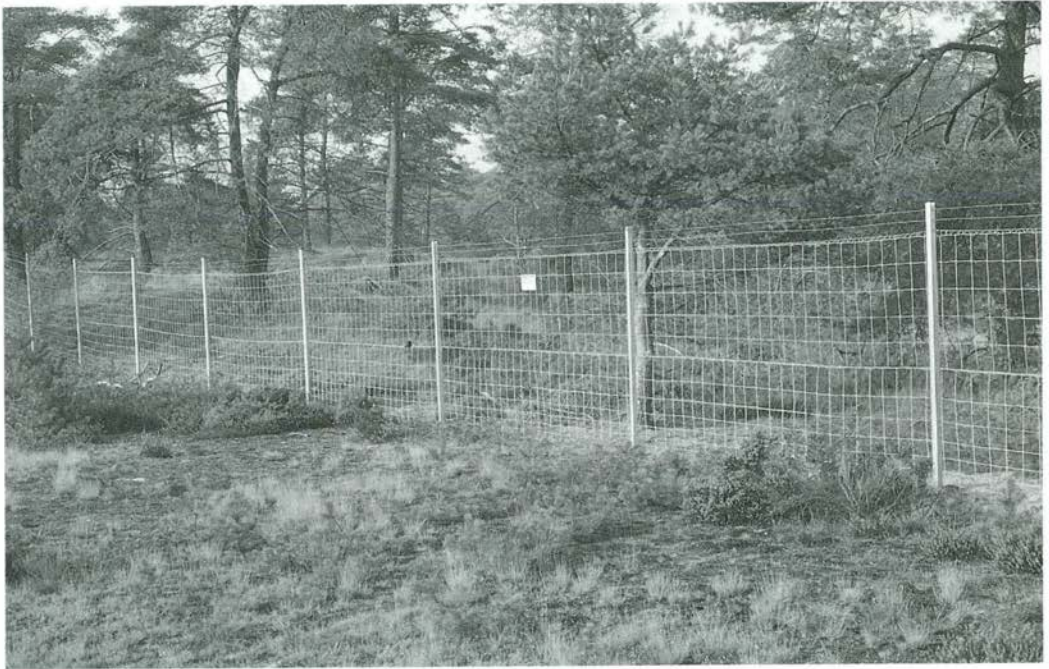
Door het aanleggen van beplantingen of het plaatsen van schermen kunnen vogels gedwongen worden op grotere hoogte over de weg te vliegen. De wilgenrij langs de Oostvaardersdijk en diverse beplantingen langs de A27 zijn hiervan voorbeelden.

Wildspiegels en andere middelen die visuele signalen van nadere verkeer kunnen aangeven, worden gebruikt om bij duisternis overstekende dieren te waarschuwen. Over de doeltreffendheid van deze middelen bestaan evenwel twijfels (Kofler & Schulz, 1985; Ückermann, 1985; Zacks, 1985).

Daarnaast zijn er maatregelen denkbaar die erop gericht zijn de habitatkwaliteit van bestaande habitats aan een zijde van het waterstaatswerk te verhogen, zodat de noodzaak tot oversteken vermindert. De aanleg van voortplantingspoelen voor reptielen aan beide zijden van een weg is daarvan een voorbeeld.

6.2. Het beperken van de barrièrewerking

Bij de aanleg van nieuwe rijkswegen wordt steeds meer getracht specifieke passages aan te leggen, bijv. in de vorm van cerviducten. De naam cerviduct is afgeleid van de diersoort, die bij de eerste toepassing van deze constructie bij de A50 centraal stond, namelijk het edelhert (*Cervus elaphus*). De effectiviteit van cerviducten, ook wel ecoducten genoemd, wordt momenteel onderzocht, maar nu al staat vast dat zij worden gebruikt door vele zoogdiergroepen, zoals edelherten, zwijnen, marters, vossen, et cetera. Bij de aanleg van vele wegen worden tegenwoordig dassetunnels gebouwd; onlangs zijn er onder bestaande wegen dassetunnels aangebracht. Dassetun-



Raster langs de A1. (Bekker)

nels bestaan in Nederland uit betonnen buizen met een doorsnede van ca. 0.40 m.

Zij worden frequent door dassen en andere dieren gebruikt (Derckx, 1986; Broekhuizen, 1987). Voornamelijk bij kleinere wegen worden er ook tunnels speciaal bestemd voor paden aangelegd.

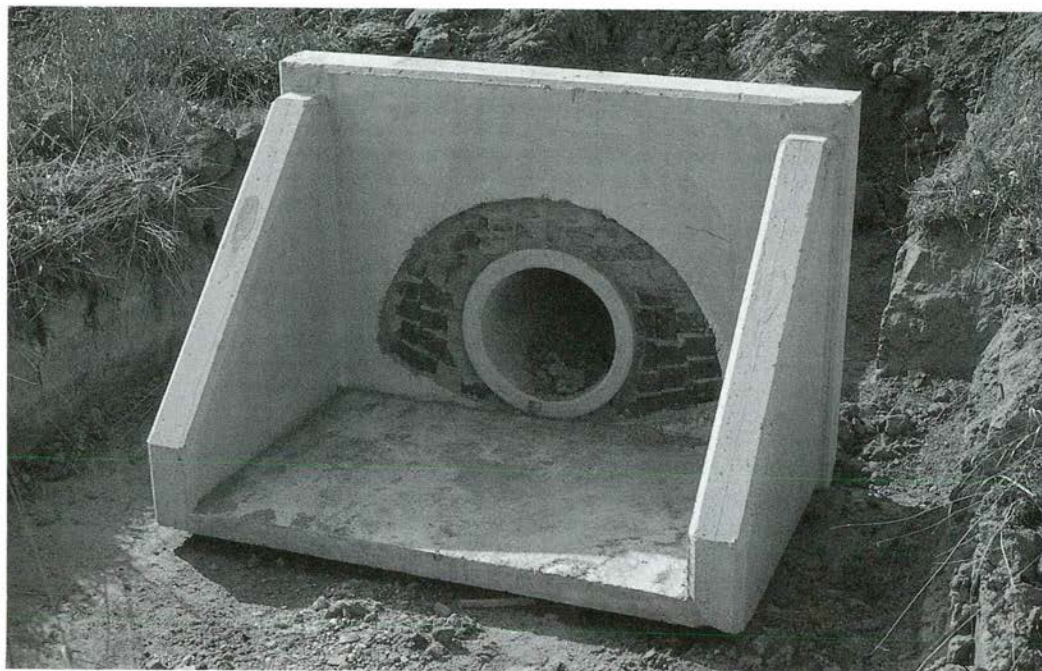
Ook kunstwerken die niet primair bedoeld zijn voor het opheffen van de barrièrewerking van planten en dieren, zoals bruggen, duikers en viaducten, worden door vele organismen gebruikt (Maaskamp, 1983; Broekhuizen et al., 1986). Dikwijls is een beperkte aanpassing van het ontwerp dan wel noodzakelijk (Reed, 1975; Bekker, 1989).

Uitzaaien om een barrière te overbruggen is voor vele zeldzame plantesoorten vaak geen werkzame methode. Enerzijds bestaat de kans van introductie van gebiedsvreemde genoty-

pen. Anderzijds blijken inzaai-experimenten veelal weinig succesvol (Londo, 1984).

6.3. Verbetering van bestaande biotopen

Onder a. is al genoemd dat plaatselijk verhoging van de habitatkwaliteit een zinvolle maatregel kan zijn. Wanneer delen van het waterstaatswerk zich daarvoor lenen, kunnen deze zodanig worden ingericht dat zij een onderdeel vormen van een habitat en/of gebruikt worden als migratieroute tussen habitats. Voor dieren met een grote dispersiecapaciteit zou eventueel volstaan kunnen worden met het ontwikkelen van het waterstaatswerk als migratieroute; voor minder mobiele dieren en planten moeten deze onderdelen functioneren als volledig habitat. Uiteraard kunnen niet alle habitattypen



Dassetunnel onder de A73. (Bekker)

in waterstaatswerken worden gerealiseerd. Het is bijvoorbeeld ondenkbaar dat hoogvenen of oligotrofe vennen in wegbermen tot ontwikkeling zouden kunnen komen.

6.4. Ontwikkeling van nieuwe biotopen

Een andere mogelijkheid vormt het scheppen van condities voor een alternatief (deel-)habitat buiten de directe invloedssfeer van het waterstaatswerk door middel van natuurtechnische milieubouw. Deze activiteit moet dan worden beschouwd als een herstelwerkzaamheid en een compensatie voor het onvolledig geworden en in kwaliteit aangetaste habitat. Herstel van een aangetast habitat kan bijvoorbeeld bestaan uit het opnieuw aanleggen van hout-

wallen, zodat weer een samenhangend stelsel van met elkaar verbonden houtwalsystemen ontstaat. Een ander voorbeeld is het aanleggen van de al eerder genoemde voortplantingspoelen van padden, aansluitend op de daarvoor nodige migratiebanen.

Gezien het voorafgaande is het duidelijk dat de maatregelen, die tot nu toe zijn ontwikkeld, vooral gericht zijn op organismen met een beperkt dispersievermogen (bijv. padden), met een grote home range (bijv. zoogdieren zoals dassen, edelherten, e.d.). In toekomstig onderzoek moet worden nagegaan of de aandacht aan deze diergroepen afdoende is om ook voor andere kwetsbare organismen een oplossing te bieden en of ook andere typen van maatregelen zinvol en uitvoerbaar zijn.

Referenties

- ASKINS, R.A., M.J. PHILBRICK & D.S. SUGENO 1987 - Relationship between the regional abundance of forest and the composition of forest bird communities. *Biol. Conserv.* 39: 129-152.
- BAKER, R.R., 1978 - The evolutionary ecology of animal migration. Hodder & Stoughton, London.
- BAKKER, D., S.J. TER BORG & D. OTZEN 1966 - Ecological research at the plant ecology laboratory, State University Groningen. III On the life forms of hapaxanth in the Dutch flora. *Wentia* 15: 13-24.
- BEKKER, G.J., 1989 - Faunavoorzieningen bij wegen. *Wegen* 63(12/1): 8-13.
- BOER, P.J. DE, 1977 - Dispersal power and survival, Carabids in a cultivated countryside. Miscellaneous papers of the Landbouwhogeschool Wageningen 14: 1-190. Veenman, Wageningen.
- BOER, P.J. DEN, 1983 - Wat is de kern van de eiland-theorie? *Mededelingen WLO* 10: 167-171.
- BLOUIN, M.S., & E.F. CONNOR 1985 - Is there a best shape for nature reserves? *Biol. Conserv.* 32: 277-288.
- BREMER, P., 1980 - The ferns (Pteridophyta) of the Kuinderbos (The Netherlands), the establishment of 23 species in a planted forest. *Acta Botanica Neerlandica* 29: 351-357.
- BREMER, P., 1988 - Veranderingen in de varenflora van het Kuinderbos in tien jaar. *De Levende Natuur* 89: 74-80.
- BROEKHUIZEN, S., 1987 - Het functioneren van tunnels en rasters, aangelegd om verkeerssterfte bij dieren te voorkomen. RIN-rapport 1-8. R.I.N., Arnhem.
- BROEKHUIZEN, S., C.A. VAN 'T HOFF, F. MAASKAMP & T. PANWELS 1986 - Het belang van heggen als geleiding voor migrerende dassen *Meles meles* (L. 1758). *Lutra* 29: 54-66.
- BURGESS, R.L., 1988 - Community organization: effects of landscape fragmentation. *Can. J. Bot.* 66: 2687-2690.
- BURKEY, T.V., 1989 - Extinction in nature reserves: the effect of fragmentation and the importance of migration between reserve fragments. *Oikos* 55: 75-81.
- COWIE, R.J., & S.A. HINSLEY 1987 - Breeding success of Blue Tits and Great Tits in suburban gardens. *Ardea* 75: 81-90.
- DARWIN, C., 1859 - On the origin of species by means of natural selection. Murray, London.
- DENNIS, R.L.H., 1986 - Motorways and cross-movements, an insect's 'mental map' of the M56 in Cheshire. *AES Bulletin* 45: 228-243.
- DERCKX, H., 1986 - Ervaringen met dassenvoorzieningen bij Rijksweg 73, Teerseldijk en Maasbrug. *Lutra* 29: 67-75.
- DIAMOND, J.M., 1975 - The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. *Biol. Conserv.* 7: 129-146.
- DIJKSTRA, C., 1988 - Reproductive tactics in the Kestrel *Falco tinnunculus*, a study in evolutionary biology. Thesis, Groningen.
- FORMAN, R.T.T., & M. GODRON 1986 - Landscape ecology. Wiley, New York.
- GILBERT, F.S., 1980 - The equilibrium theory of island biogeography: fact or fiction? *J. Biogeogr.* 7: 209-235.
- GRIME, J.P., & D.W. JEFFREY 1965 - Seedling establishment in vertical gradients of sunlight. *J. Ecol.* 53: 621-642.
- HARPER, J.L., 1977 - Population biology of plants. Academic Press, London.
- HARPER, J.L., P.H. LOVELL & K.G. MOORE 1970 - The shapes and sizes of seeds. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 1: 327-356.
- HELLIWELL, D.R., 1976 - The effects of size and isolation on the conservation value of wooded sites in Britain. *J. Biogeogr.* 3: 407-416.
- HERMY, M., 1986 - De eilandtheorie en de toepassing ervan in het natuurbehoud: kritische kanttekeningen. *Biol. Jb. Dodonaea* 54: 15-29.
- HIGGS, A.J., 1981 - Island biogeographic theory and nature reserve design. *J. Biogeogr.* 8: 117-124.
- HORN, H.S., & R.H. MACARTHUR 1972 - Competition among fugitive species in a harlequin environment. *Ecology* 53: 749-752.
- HUTCHINSON, T.C., 1967 - Comparative studies to the ability of species to withstand prolonged periods of darkness. *J. Ecol.* 55: 291-299.

- JENNERSTEN, O., 1988 - Pollination in *Dianthus deltoides* (Caryophyllaceae): effects of habitat fragmentation visitation and seed set. *Conserv. Biol.* 2: 359-366.
- JONG, T.J. DE, & P.G.L. KLINKHAMER 1986 - Population ecology of the biennials *Cirsium vulgare* and *Cynoglossum officinale*: an experimental and theoretical approach. Dissertatie R.U. Leiden.
- KIRKENDALL, L.R., & N.C. STENSETH 1985 - On defining "breeding once". *Am. Nat.* 125: 189-204.
- KOFLE, H., & W. SCHULZ 1985 - Wildfalle und Schutzmassnahmen in Osterreich. *Proc. Highway and Wildlife*, 5-7 juni 1985. pp. 93-102.
- KLUYVER, H.N., & L. TINBERGEN 1953 - Territory and the regulation of density in titmice. *Arch. Neerl. Zool.* 10: 265-289.
- KREBS, C.J., 1978 - Ecology, the experimental analysis of distribution and abundance. Harper & Row, New York. 2nd ed.
- LAAN, R.M., & B. VERBOOM 1988 - Nieuwe poelen voor amfibieën in Zuid-Limburg. *Natuurhist. Maandblad* 77: 34-38.
- LONDO, G., 1984 - Zijn uitplanten en uitzaaien zinvolle maatregelen bij het natuurbeheer? *De Levende Natuur* 85: 130-135.
- LOOPSTRA, I.L., & E. VAN DER MAAREL 1984 - Toetsing van de ecologische soortengroepen in de Nederlandse flora aan het systeem van indicatiewaarden volgens Ellenberg. Rapport nr. 381. Rijksinstituut "De Dorschkamp", Wageningen.
- MAASKAMP, F., 1983 - Het gebruik van een duiker door dassen als onderdoorgang van een weg. RIN-rapport 1-4. R.I.N., Arnhem.
- MacARTHUR, R.H., & E.O. WILSON 1967 - The theory of island biogeography. Princeton Univ. Press, Princeton NJ.
- MARGULES, C., A.J. HIGGS & R.W. RAFF 1982 - Modern biogeographic theory: are there any lessons for nature reserve design? *Biol. Conserv.* 24: 115-128.
- McCLANAHAN, T.R., 1986 - The effect of a seed source on primary succession in a forest ecosystem. *Vegetatio* 65: 175-178.
- MEIER, H., 1987 - Die Eingriffsregelung des Niedersächsischen Naturschutzgesetzes. Beiheft zur Schriftenreihe Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen.
- MUSTERS, C.J.M., F. PARMENTIER, A.J. POPPELAARS, W.J. TER KEURS & H.A. UDO DE HAES 1986 - Factoren die de dichtheid van weidevogels bepalen. Rapport Milieubiologie & C.L.M., Rijksuniversiteit Leiden, Leiden.
- ODUM, E.P., 1959 - Fundamentals of ecology. Saunders, Philadelphia.
- OINONEN, E., 1967a - The correlation between the size of Finnish Bracken (*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn) clones and certain periods of site history. *Acta For. Fenn.* 83: 1-53.
- OINONEN, E., 1967b - Sporal regeneration of Ground Pine (*Lycopodium complanatum* L.) in southern Finland in the light of the size and age of its clone. *Acta For. Fenn.* 83: 76-85.
- OPDAM, P., 1987a - De metapopulatie: model van een populatie in een versnipperd landschap. *Landschap* 4: 289-306.
- OPDAM, P., 1987b - Versnippering van het Nederlandse landschap: effecten op soorten en levensgemeenschappen. In: C.F. van de Watering & H.J. Verkaar (eds.) - Versnippering, verslag van een workshop. RWS, Delft. pp. 3-9.
- OPDAM, P., D. VAN DORP & C.J.F. TER BRAAK 1984 - The effect of isolation on the number of woodland birds of small woods in The Netherlands. *J. Biogeogr.* 11: 473-478.
- OPDAM, P., G. RIJSDIJK & F. HUSTINGS 1985 - Bird communities in small woods in an agricultural landscape: effects of area and isolation. *Biol. Conserv.* 34: 333-352.
- OUBORG, N.J., 1988 - Genetische verarming: de problematiek van het beheer van kleine plantenpopulaties. *De Levende Natuur* 89: 7-13.
- PERRINS, C.M., 1965 - Population fluctuations and clutch size in the Great Tit (*Parus major*). *J. Anim. Ecol.* 34: 601-647.
- PHILLIPSON, J., 1966 - Ecological energetics. *Studies in Biology* no. 1. Edw. Arnold, London.
- PIJL, L. VAN DER, 1982 - Principles of dispersal in higher plants. Springer, Berlin. 3th ed.
- PIMM, S.L., H.L. JONES & J. DIAMOND 1988 - On the risk of extinction. *Amer. Nat.* 132: 757-785.

- RABOTNOV, T.A., 1978 - On coenopopulations of plants reproducing by seeds. In: A.H.J. Freyssen & J.W. Woldendorp (eds.) *Structure and functioning of plant populations*. North-Holl. Publ. Comp., Amsterdam. pp. 1-26.
- RABOTNOV, T.A., 1985 - Dynamics of plant coenotic populations. In: J. White (ed.) *The population structure of vegetation*. Junk, Dordrecht. pp. 121-142.
- RAPOPART, E.H., G. BORIOLO, J.A. MONJEAU, J.E. PUNTIERI & R.D. OVIEDO 1986 - The design of nature reserves: a simulation trial for assessing specific conservation value. *Biol. Conserv.* 37: 269-290.
- REED, D.F., T.N. WOORDARD & T.M. POYAR 1975 - Behavioral response of male deer to a highway underpass. *J. Wildlife Managem.* 39: 361-367.
- SALISBURY, E.J., 1942 - *The reproductive capacity of plants*. Bell, London.
- SAUER, J.D., 1988 - Plant migration - the dynamics of geographic patterning in seed plant species. Univ. Calif. Press, Berkeley.
- SAUNDERS, D.A., G.W. ARNOLD, A.A. BURBIDGE & A.J.M. HOPKINS 1987 - The role of remnants of native vegetation in nature conservation: future directions. In: D.A. Saunders, G.W. Arnold, A.A. Burbidge & A.J.M. Hopkins (eds.) *Nature conservation: the role of remnants of native vegetation*. Surrey Beatty & Sons, CSIRO, CALM. pp. 387-392.
- SAUNDERS, D., & R. HOBBS 1989 - Corridors for conservation. *New Scientist* 1649: 63-68.
- SCHMIDT, W., 1918. Die Verbreitung von Samen und Blütenstaub durch die Luftbewegung. *Österreichische Botanische Zeitschrift* 67: 313-328.
- SHARPE, D.M., & D.E. FIELDS 1982 - Integrating the effects of climate and seed fall velocities on seed dispersal by wind : a model and application. *Ecological Modelling* 17: 297-310.
- SHMIDA, A., & S. ELLNER 1983 - Seed dispersal on pastoral grazers in open Mediterranean chaparral. *Isr. J. Bot.* 32: 147-159.
- STEBBINS, G.L., 1950 - *Variation and evolution in plants*. Columbia Univ. Press, New York.
- TAMM, C.O., 1972 - Survival and flowering of perennial herbs: III. The behaviour of *Primula veris* on permanent plots. *Oikos* 23: 159-166.
- TREWHELLA, W.J., S. HARRIS & F.R. McALLISTER 1988 - Dispersal distance, home-range size and population density and the red fox (*Vulpes vulpes*): a quantitative analysis. *J. Appl. Ecol.* 25: 423-434.
- ÜCKERMANN, E., 1985 - Stand der Wildverkehrstod in Europa. *Proc. Highway and Wildlife*, 5-7 juni 1985. pp. 55-64.
- TURIN, H., & P.J. DEN BOER 1988 - Changes in the distribution of carabid beetles in the Netherlands since 1880. II. Isolation of habitats and long-term time trends in the occurrence of carabid species with different powers of dispersal (Coleoptera, Carabidae). *Biol. Conserv.* 44: 179-200.
- VERKAAR, H.J., 1988 - Wegbermen en rivierdijken als mogelijke migratiebanen voor planten. *Landschap* 5: 72-82.
- VERKAAR, H.J., 1989 - Corridors as a tool for plant species conservation ? In: R.G.H. Bunce (ed.) *Species dispersal in agricultural habitats*. Bellhaven (accepted).
- VERKAAR, H.J., A.J. SCHENKEVELD & M.P. VAN DE KLASHORST 1983 - The ecology of short-lived forbs in chalk grassland: dispersal of seeds. *The New Phytologist* 95: 335-344.
- VERKAAR, H.J., & A.J. SCHENKEVELD 1984 - On the ecology of short-lived forbs in chalk grasslands: seedling development under low photon flux density conditions. *Flora* 175: 135-141.
- WATERING, C.F. VAN DE, & H.J. VERKAAR 1987 - Versnippering, verslag van een workshop. Rijkswaterstaat/DWW, Delft.
- WELLS, T.C.E., 1971 - A comparison of the effects of sheep grazing and mechanical cutting on the structure and botanical composition of chalk grassland. In: E. Duffey & A.s. Watt (eds.) *Symposia of the British Ecological Society* II. pp. 497-515.
- WHITCOMB, R., J. LYNCH, P. OPLER & C. ROBBINS 1976 - Island biogeography strategy and limitations. *Science* 193: 1030-1032.
- WILCOX, B.A., 1980 - Insular ecology and conservation. In: M.E. Soule & B.A. Wilcox (eds.) *Conservation biology - an evolutionary-ecological perspective*. Sinauer, Sunderland MA. pp. 95-117.
- WILDERMUTH, H., 1978 - *Natur als Aufgabe*. Schweiz. Bund f. Naturschutz, Basel.
- ZACKS, J.L., 1985 - An investigation of swarereflex wildlife warnings reflectors. US Dep. of Transportation, Fred. Highway Administrative and Michigan Department of Transportation.

Inrichting en maaibeheer van grazige vegetaties in wegbermen

P.J.M. Melman en H.J. Verkaar

Samenvatting

De visie ten aanzien van de inrichting en het beheer van wegbermen heeft zich de afgelopen 15 jaar in Nederland sterk gewijzigd. Bij de keuze van inrichting en beheer spelen de laatste jaren ook ecologische argumenten een rol. Bij het beheer tracht men veelal door middel van maaien te sturen naar een gewenste vegetatieontwikkeling. De ecologische kwaliteit van de wegbermvegetatie kan gekwantificeerd worden met behulp van een aantal parameters zoals diversiteit, zeldzaamheid en volledigheid. Hoewel deze parameters niet altijd een eenduidig beeld te zien geven, blijkt dat een verlaging van de maaifrequentie van twee- naar éénmaal per jaar volgens de resultaten van onderzoek over een periode van vijf jaren over het geheel genomen niet ongunstig heeft uitgewerkt. Gedurende deze onderzoeksperiode blijkt de ecologische kwaliteit van de wegbermvegetaties waarbij de maaifrequentie lager is dan éénmaal per jaar, over het algemeen te zijn afgenomen. In vrijwel alle situaties voldoet het huidig beheer van twee- of drie maal per jaar maaien en afvoeren goed. Kortom: tweemaal per jaar maaien en afvoeren is veelal een goed beheersregime; in sommige gevallen kan de maaifrequentie teruggebracht worden tot éénmaal per jaar maaien en afvoeren zonder verlies aan ecologische kwaliteit. In de komende jaren zal het onderzoek gericht zijn op de ontwikkeling van simulatiemodellen waarin de effecten van diverse beheersregimes kunnen worden voorspeld. Hiernaast zal worden onderzocht welke mogelijkheden de wegbermen bieden aan de fauna.

1. Wegbermbeheer van vroeger en nu

Reeds in de prehistorie bedienden de toenmalige bewoners van de Nederlanden zich van bepaalde routes door de omvangrijke oerbossen in het oostelijk deel en de uitgestrekte kwelder- en moerasgebieden in het westelijk deel. Doorgaans hadden deze routes niet het karakter van een (verharde) weg, maar van verbindingen tussen plaatsen over die delen in het landschap, die zich het best voor transport leenden. Eerst in de Romeinse tijd was er sprake van een wat grootschaliger aanleg van wegen. Het betrof hierbij de hoofdwegen, de viae, die veelal voorzien werden van een verhoogd talud met een wegverharding van kiezel of zelfs bestrating en greppels aan weerszijden (Willems, 1987). Tot in de Napoleontische tijd waren er echter slechts weinig verharde wegen in de Nederlanden. Sinds de negentiende eeuw is het aantal verharde wegen echter sterk toegenomen. Na de tweede wereldoorlog is ook het net van verharde wegen in het landelijk gebied sterk uitgebreid. Tot aan de tweede wereldoorlog maakten wegbermen buiten de steden bijna overal deel uit van het agrarisch beheer. Eeuwenlang zijn wegbermen evenals met de beemden en (tijdelijk) verlaten akkers begraasd door rondtrekkende kuddes van schapen en rundvee. Het is dan ook niet verwonderlijk dat Heimans (1911) veel vondsten van zeldzame plantensoorten in Zuid-Limburg meldde van wegbermvegetaties, die zonder bemest te worden regelmatig en vrij extensief begraasd werden. Na de tweede wereldoorlog zijn alle langs

wegbermen rondtrekkende kudde verdwenen. Door de uitvinding van de kunstmest in de negentiende eeuw door Von Liebig was het mogelijk geworden uitgestrekte gebieden voor landbouwdoeleinden te ontginnen en was men niet meer afhankelijk van rondtrekkende kudde als mestleveranciers voor de akkers. De toegenomen technologische kennis stelde de mens in staat grootschalige ontginningsswerken uit te voeren. De beweiding van het vee vond voortaan alleen nog maar plaats in omheinde weilanden. Daarmee verviel de betekenis van het rondtrekkend vee bij het beheer van de wegbermen. De toegenomen verkeersintensiteit heeft vermoedelijk ook bijgedragen aan het verdwijnen van begrazing als beheersmaatregel in wegbermen.

Sinds de tweede wereldoorlog worden grazige wegbermen gemaaid i.p.v. begraasd. Aanvankelijk lag daarbij de nadruk op rationalisatie. De wegbermen moesten er uniform uitzien, nl. als een gazon, zodat een, naar men aannam, efficiënt beheer mogelijk zou zijn. Een laag afgemaaide wegberm diende de verkeersveiligheid. Dit beheer van frequent maaien zonder het maaisel af te voeren (soms 7 tot 12 maal per jaar) leidde er toe dat de soortenrijkdom van wegbermvegetaties schrikbarend afnam en dat alleen enkele plantensoorten die dit maaieregime tolereerden, overbleven.

In de zeventiger jaren kwam er mede door pioniers als Zonderwijk (Zonderwijk, 1979) een kentering in deze beheersvorm. Zij wezen erop dat wanneer een beheer van tweemaal per jaar maaien en vervolgens afvoeren van het maaisel zou worden aangehouden, de ecologische kwaliteit van wegbermen sterk zou kunnen toenemen. Sindsdien wordt een dergelijk maaieregime in toenemende mate door zowel rijk als provincies en gemeenten toegepast. Daarmee is de ecologische waarde van veel wegbermen inderdaad weer toegenomen. Sinds halverwege de jaren zeventig zijn in een aantal wegbermen aanleg- en beheersvarianten toegepast met als doel de ecologische waarde van deze wegbermen te verhogen (van der Velde, 1983). Helaas zijn deze experimenten vaak gebrekkig gedocumenteerd en

zijn de ontwikkelingen sindsdien veelal slechts in beperkte mate of gedurende korte tijd vervolgd.

2. Ecologische kwaliteit

Nederlandse wegbermen vormen (een deel van) het habitat van ca. 450 soorten hogere planten en ca. 100 soorten mossen en korstmossen in de grazige wegbermen aangetroffen (Sykora et al., 1988). Van deze soorten is het grootste gedeelte algemeen tot zeer algemeen. Een gering gedeelte (8,3%) is evenwel zeldzaam tot vrij zeldzaam. Dat de meeste soorten van wegbermen momenteel (nog) zo algemeen zijn, zou kunnen samenhangen met een relatief goed beheer van de wegbermvegetaties, gezien vanuit een ecologisch gezichtspunt, in vergelijking tot het beheer van andere landschapselementen en de overvloed aan wegbermen in Nederland. In samenhang met bos-, sloot-, en oevervegetaties en deels in samenhang met de ecologische kwaliteit van het achterland kunnen grazige (berm)vegetaties het habitat of een deel van het habitat van veel fauna-elementen vormen waaronder de vogel-, reptiel-, amfibieën-, muizen- en diverse insectenpopulaties (Cobham, 1983; Geraedts, 1986; Koster, 1986; Michael, 1986; Siepel et al., 1987; Zuiderwijk, 1989).

Grazige wegbermvegetaties zijn syntaxonisch en synoecologisch sterk verwant aan hooilandvegetaties (Sykora et al., 1988). Door het wegverkeer, het wegdek, het wegmeubilair, et cetera, staan wegbermvegetaties evenwel bloot aan invloeden die niet specifiek zijn voor hooilanden, zoals vuil- en zoutlast, periodiek grote hoeveelheden oppervlakkig afstromend wegwater, turbulentie door het wegverkeer, geluidsbelasting enz. Door hun relatief geringe breedte is er doorgaans geen ruimte voor bufferzones om deze nadelige factoren beperken. Deze invloeden kunnen een beperking inhouden van de natuurtechnische mogelijkheden van wegbermvegetaties.



: source of sink

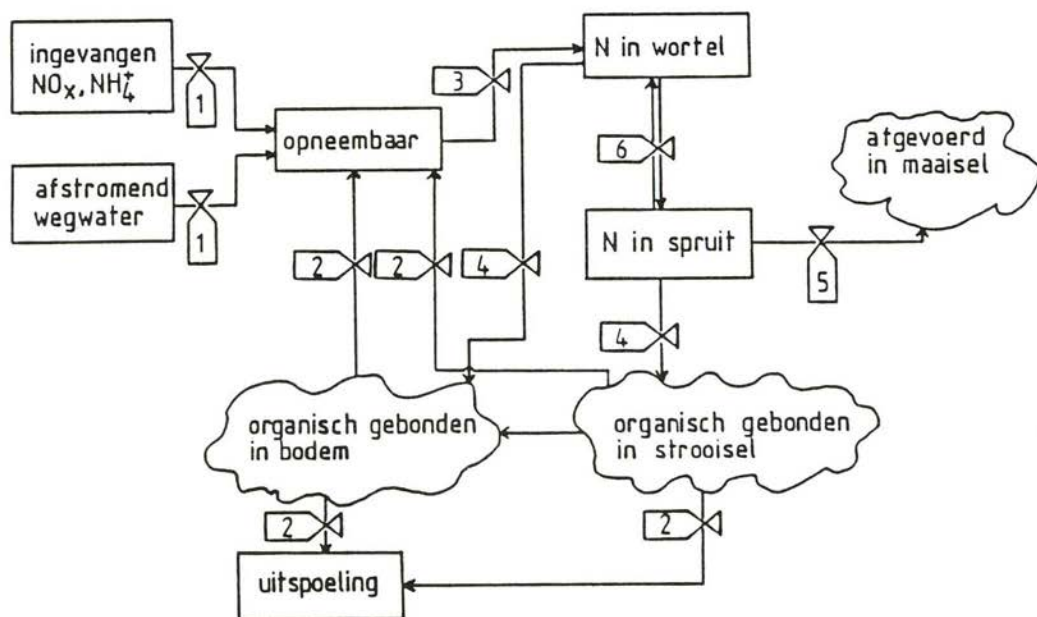


: toestandsvariabele



: snelheid van een proces, t.w. :

1. afspoeling
2. decompositie
3. opname door de wortel
4. mortaliteit
5. maairegime
6. (re)allocatie



figuur 1. Schematische weergave van de stikstofstroom in een wegbarmecosysteem.

3. Achtergronden natuurtechniek

Nutriënten zijn in Nederland doorgaans bepalend voor het produktieniveau. Stikstof is daarbij een van de belangrijkste groeibepalende voedingselementen, ook waar het wegbermen betreft. De stikstofstroom in het wegbermecosysteem wordt schematisch weergegeven in figuur 1.

Opneembaar stikstof komt aan de vegetatie beschikbaar door met name mineralisatie van in de bodem en in strooisel gebonden stikstofverbindingen, maar ook door uit de lucht ingevangen stikstofverbindingen en door stikstof uit afstromend wegwater. Ten gevolge van een veelheid aan oorzaken, waartoe ook het wegverkeer behoort, is de atmosferische depositie van stikstofverbindingen de afgelopen decennia zeer sterk gestegen (Langeweg, 1988). Daardoor is de aanvoer van stikstof in het systeem zeer veel groter dan voor de eeuwwisseling. Afhankelijk van de vegetatiesamenstelling kunnen stikstofbindende micro-organismen, bijv. in de wortelknolletjes van Vlinderbloemigen, ook nog van kwantitatieve betekenis zijn. Stikstof kan voornamelijk uit het systeem verdwijnen door uitspoeling en door het afvoeren van maaisel, plaggen e.d. Aangezien de uitspoeling van stikstof in onbemeste, grazige vegetaties doorgaans bijzonder gering is (Neeteson & van Veen, 1988), zal er sprake zijn van een geleidelijke accumulatie van stikstof in het systeem, indien er geen of onvoldoende stikstof wordt afgevoerd bij het maaieregime. Door de aanvoer van stikstof van buiten het systeem neemt de hoeveelheid dan immers toe in de loop van de tijd.

Een van de gevolgen van het huidig beheer van maaien en afvoeren van het maaisel is dat er doorgaans sprake is van een netto afvoer van voedingsstoffen. Deze netto afvoer leidt tot verschrping en daardoor veelal tot een verlaging van de produktieniveaus. Deze verlaging van de produktie kan op haar beurt weer leiden tot verlaging van de maai-frequentie. Relatief lage produktieniveaus van graslanden zijn gecorreleerd aan een hoge soortenrijkdom van planten (van den Bergh, 1979; Grime,

1979; Oomes & Mooi, 1981; Willems, 1983; Altena & Oomes, 1985).

4. Aanleg

Bij de aanleg van wegbermen wordt de uitgangssituatie gecreëerd voor de toekomstige ontwikkeling van de vegetatie. Het is daarom van belang reeds bij de aanleg rekening te houden met de nutriëntenbeschikbaarheid. Een relatief voedselarm substraat geeft ontwikkelingsmogelijkheden voor laagproduktieve, soortenrijke vegetaties. Bermen worden daarom bij voorkeur afgewerkt met een relatief voedselarme bovengrond (2% humus) (Anonymus, 1985b). Waar mogelijk kunnen geleidelijke overgangen (gradiëntsituaties) worden aangelegd (Bekker & van de Watering, 1981). Geleidelijke overgangen zowel in toegepast substraat als in expositie en hydrologie zijn vooral mogelijk wanneer de berm voldoende breed is. Door het plaatselijk tot aan het bereik van het grondwaterniveau verlagen van een gedeelte van de wegberm worden bijvoorbeeld gunstige condities geschapen voor vochtminnende planten en dieren.

Bij de inrichting wordt de berm ter vermindering van erosie ingezaaid met een grasmengsel. In veel gevallen is het inzaaien van grassen ter voorkoming van erosie niet noodzakelijk, en volstaat een eenmalige bespuiting met edelcompost, zeker daar waar weinig erosie te verwachten valt (Anonymus, 1985c).

In de meeste situaties kunnen de aan de plaatselijke omstandigheden aangepaste soorten zich daarna spontaan vestigen; zeker als een niet te grote hoeveelheid zaaizaad is gebruikt. Onder gunstige condities zijn op zandige bodems zeer soortenrijke vegetaties gedomineerd door cryptogamen te verwachten (Anonymus, 1985c), afhankelijk van de mate van opslag van houtige soorten en de aanwezigheid van organische stof in de bodem.

5. Beheer

Naast de aanleg en inrichting is het beheer



Maaien en afvoeren als vorm van wegbermbeheer. (Melman)

een belangrijke factor in de ontwikkeling van de bermvegetatie. Een constant beheer is een eerste vereiste voor het verkrijgen van grazige levensgemeenschappen die in een bepaalde 'steady state' verkeren (van der Sluijs & van de Watering, 1983). Het extensieve beheer van één tot tweemaal per jaar maaïen en afvoeren van het maaisel heeft grote overeenkomsten met het vroeger gangbare landbouwkundige beheer van kruidenrijke hooilanden en met het extensieve begrazingsbeheer (Bakker & de Vries, 1985). Hiernaast kan een gedifferentieerd maaibeheer zoals een andere frequentie of een ander tijdstip van maaïen en tijdelijk niet maaïen de ruimtelijke variatie in het aantal levensgemeenschappen worden bevorderd. Uiteraard is periodiek maaïen een randvoorwaarde om de successie te fixeren op grazige vegetaties als een zogenaamde plagioclimax-

situatie, d.w.z. een door het beheer gefixeerd stadium dat daardoor als eindfase van de successie moet worden beschouwd (Wells, 1971). Wanneer het maaibeheer achterwege wordt gelaten, verandert grasland in Nederland na verloop van tijd in struweel en tenslotte in bos.

6. Organisatie en kosten van het beheer

Het te voeren maaibeheer wordt in samenspraak tussen de beheerders en ecologen bepaald. Omdat de toe te passen maaifrequentie afhangt van het produktieniveau en het maaitijdstip van het produktieniveau en de fenologie van de in de wegberm voorkomende soorten, worden er sinds het begin van de

tachtiger jaren voor alle bermen van rijkswegen zgn. maaischema's opgesteld (Heemsbergen & Verhoek, 1986). In deze maaischema's wordt per wegtraject nauwkeurig voorgeschreven wat voor maaibeheer moet worden aangehouden. Hierbij gelden de volgende uitgangspunten:

- bij de keuze van het tijdstip van de maaibeurt wordt zoveel mogelijk rekening gehouden met het ontwikkelingsstadium van de vegetatie (bloei en zaadverspreiding);
- het onderhoud moet praktisch en financieel uitvoerbaar zijn en
- de gekozen onderhoudsvorm zal een aantal jaren achtereen strikt toegepast moeten worden (tijdstip, frequentie).

Het maaischema wordt opgesteld na een inventarisatie, die gegevens omvat omtrent de bembreedte, de grondsoort, het al dan niet beplant zijn met bomen en struiken en de aanwezige kruidachtige plantesoorten. In de afweging van het maairegime wordt ook de te verwachten ontwikkeling in de vegetatie betrokken. Op dit moment worden er in opdracht van de Rijkswaterstaat simulatiemodellen ontwikkeld. Op grond van gegevens van de uitgangssituatie kan worden voorspeld hoe verschillende maairegimes op den duur uitwerken op de ecologische waarde en beheerskosten. Ongeveer 30 % van het totale onderhoudsbudget (ca. 60 miljoen Hfl.) van de Rijkswaterstaat bestemd voor groenvoorzieningen wordt besteed aan onderhoud van de grazige bermvegetaties (Anonymus, 1985a). De kosten van het maaibeheer zijn van diverse factoren afhankelijk. Zeer belangrijk daarbij zijn de gewasproductie, de moeilijkheidsgraad en obstakeldichtheid bij de bewerking, het transport en de bestemming van het maaisel (Anonymus, 1988). Een belangrijk deel van het uit wegbermen afkomstige maaisel wordt in Nederland afgezet in de landbouw; de rest wordt gestort op stortplaatsen of als compost verwerkt.

7. Onderzoek naar de invloed van substraat en beplanting en van variatie in maaifrequentie

In de zogenaamde verschrallingssuccessie ligt het accent in de eerste jaren op een verlaging van de produktieniveaus (Oomes, 1988). In de daarop volgende jaren wijzigt vooral de concurrentieverhouding tussen de dominante soorten zich en is de verlaging van de produktie vermoedelijk minder van belang. Pas na langere tijd spelen vestiging, kieming en dispersie een belangrijker rol (Oomes, 1988). Dan resulteert het beheer van afvoeren van het maaisel niet meer in een sterke afvoer van nutriënten. Bij verlaging van de nutriëntenbeschikbaarheid immers zal de vegetatiestructuur veranderen: laagblijvende soorten en rozetplanten nemen geleidelijk een groter aandeel in de vegetatie in (Verkaar et al., 1983). Daarnaast zal de hoeveelheid stikstof in het blad naar verhouding lager worden (Verkaar, 1987). Daardoor neemt de efficiëntie van de verschraling door het maaien en afvoeren van het maaisel af. Dit kan leiden tot een evenwicht tussen aan- en afvoer van stikstof in het wegbermeecosysteem: de turnover snelheid van stikstof in het systeem daalt en er treedt daarbij in een stabilisatie van het produktieniveau op.

Het is dan ook de vraag of een beheer dat gericht is op een constante verschraling na verloop van tijd nog wel noodzakelijk is. Oomes (1988) schat die periode op ca. vijf jaar. Het is dan de vraag of een maaibeheer gericht op verschraling nog wel zinvol is. Dat wil niet zeggen dat een klepelbeheer (= maaien, maar niet afvoeren) dan gewenst is: Om een steady state te behouden blijft gezien de constante aanvoer van nutriënten periodiek afvoeren noodzakelijk.

Daarnaast zou een differentiatie in maairegime



a



b

	klei (Tiel)		zand (Voorthuizen)	
	beschaduwde plots	onbeschaduwde plots	beschaduwde plots	onbeschaduwde plots
2X maaïen, oorspronkelijk beheer	2X (B)	2X (O)	2X (B)	2X (O)
1X maaïen, voorzomer	1X V (B)	1X V (O)	1X V (B)	1X V (O)
1X maaïen, nazomer	1X N (B)	1X N (O)	1X N (B)	1X N (O)
1X per twee jaar maaïen	1/2 (B)	1/2 (O)	1/2 (B)	1/2 (O)
nooit maaïen	0 (B)	0 (O)	0 (B)	0 (O)

Tabel 1. Overzicht van de onderzochte plots en de gehanteerde aanduidingen per regime.

bij kunnen dragen in een ecologische variatie (gradiënten van relatief produktieve vegetaties en weinig produktieve vegetaties).

De Rijkswaterstaat probeert de ecologische kwaliteit van wegbermen nog te verhogen op zo doelmatig mogelijke wijze. Onderzoek moet aangeven wat hiervoor de mogelijkheden zijn. In de hierna volgende paragrafen wordt het resultaat van een dergelijk onderzoek als voorbeeld beschreven. De beschikbaarheid van nutriënten in wegbermen, veelal gerelateerd met het substraat-type, kan sterk verschillen. Bovendien komt beschaduwning door beplanting vaak voor. Daarom is variatie in substraat (klei/zand) als aan- en afwezigheid van beplanting in het onderzoek betrokken. In totaal zijn er twintig verschillende plots op twee lokaties aangelegd (zie tabel 1).

De vegetatie binnen deze plots werd jaarlijks vegetatiekundig beschreven. Om de vegetatie te kunnen beoordelen is het nodig specifieke vegetatieparameters te kwantificeren. Hierbij is de volledigheid naast diversiteit en zeldzaamheid als ecologische parameter gebruikt. Onder volledigheid wordt hierbij verstaan: De

mate waarin de levensgemeenschappen overeenkomen met de levensgemeenschappen die men op grond van het substraattype en het beheer op een bepaalde plaats mag verwachten. Op zandgronden waar gemaaid wordt, kan men verwachten dat soorten van schrale graslanden (Thero-Airion en Galio-Koelerion) domineren; op kleiige bodems, waar gemaaid wordt, zullen soorten van voedselrijke graslanden (Arrhenatherion) overheersen. Ongemaaide vegetaties zullen naar verwachting op den duur voornamelijk bestaan uit soorten van zomen en struwelen en van bossen. De indeling van de Nederlandse plantesoorten volgens Loopstra & van der Maarel (1984) is gebruikt om te bestuderen of de vegetaties in de plot zich volgens deze lijnen hebben ontwikkeld. Daarom is per plot het bedekkingsaandeel van de voorkomende soortengroepen bepaald door deze te wegen naar de totale vegetatiebedekking (f-soort van een groep/f-totaal). Binnen de hoofdgroep van graslanden is bovendien een differentiatie aangebracht in de onderscheiden subgroepen.

Het resultaat van verschillende vormen van wegbermbeheer.

a. nooit maaïen op zandig substraat onder beschaduwde omstandigheden. (Melman)

b. tweemaal maaïen op zandig substraat onder onbeschaduwde omstandigheden. (Melman)

Met behulp van de parameters diversiteit, zeldzaamheid en volledigheid zijn de veranderingen per plot in de tijd gevolgd en de verschillen tussen de beheerseenheden onderling vergeleken.

7.1. Verandering in tijd

Met behulp van de tekentoets (Wijvekat, 1974) is de mate van significantie van de veranderingen in de eerder genoemde parameters gedurende de periode 1982-1987 onderzocht. Als voorbeeld is van de lokatie op

zand het beschaduwde gedeelte in tabel 2 uitgewerkt.

Uit de gegevens van de onderzochte uitgangssituaties blijkt dat indien minder dan éénmaal per jaar wordt gemaaid zowel de gewogen als ongewogen diversiteit in de onderzochte situaties afneemt. De zeldzaamheid is over het algemeen bij alle beheerstypen iets afgenomen uitgezonderd bij éénmaal per jaar maaien en eens per twee jaar maaien onder beschaduwde omstandigheden op klei, en eens in de twee jaar maaien onder onbeschaduwde omstandigheden op zand. Na vijf jaar

Tabel 2. Verandering van een aantal ecologische parameters als gevolg van verschillende maairegimes (op zand) in de beschaduwde zijde over de periode 1982-1987 getoetst met behulp van de tekentoets.

ECOLOGISCHE WAARDERING		MAAIREGIME:				
		2x (B)	1x V (B)	1x N (B)	1/2 (B)	0 (B)
DIVERSITEIT	- Ongewogen	o	o	o	- -	- -
	- Gewogen	-	- -	- -	-	- -
ZELDZAAMHEID	- Ongewogen	- -	o	o	o	o
	- Gewogen	+ +	+ +	+ +	-	- -
VOLLEDIGHEID	- Soortengroepen die geacht worden thuis te horen in dit systeem:					
	* Thero-Airion	+	o	+	o	+
	* Galio-Koelerion	+ +	+ +	+ +	-	- -
	- Soortengroepen die niet geacht worden thuis te horen in dit systeem:					
	* Arrhenath. eutroof	o	o	o	-	-
	* Arrhenatherion	- -	- -	- -	+ +	o
	* Arrhenath. droog	o	o	o	+ +	+
	* Arrhenath. oligotroof	o	+ +	o	o	- -

2x (B) : 2x maaien, oorspronkelijk beheer (beschaduwde plots)

1x V (B) : 1x maaien, voorzomer (beschaduwde plots)

1x N (B) : 1x maaien, nazomer (beschaduwde plots)

1/2 (B) : 1x per twee jaar maaien (beschaduwde plots)

0 (B) : nooit maaien (beschaduwde plots)

- - = sterk significante afname

- = significante afname

o = geen significant verschil

+ = significante toename

+ + = sterk significante toename

De ongewogen diversiteit is bepaald door het gemiddeld aantal soorten per plot te berekenen. De gewogen diversiteit is m.b.v. de Schannon-index per plot berekend, waarbij gebruik is gemaakt van een 10log-schaal (Pielou, 1966). De zeldzaamheid is bepaald uit de indeling in uurtok-frequentieklasse (Van der Meijden et al., 1984). De ongewogen zeldzaamheid is berekend door de som van UFK's van de aanwezige soorten per plot te middelen ($\sum UFK_{gem}$). De gewogen zeldzaamheid is berekend door per plot een weging aan te brengen voor de bedekking van de aanwezige soorten ($(\sum UFK_{gem} \times f) / f_{tot}$). Hierbij staat f voor de bedekking van elke soort en f_{tot} voor de gesommeerde bedekking van alle soorten per opname.

wijken de vegetaties in diverse plots onderling al sterk af. Waar minder dan éénmaal per jaar wordt gemaaid, is de diversiteit sterk teruggelopen evenals de gewogen zeldzaamheidswaarde. De vegetatie van de beschaduwde plots herbergt daar na vijf jaar slechts weinig elementen van het Galio-Koelerion en relatief veel van Thero-Airion en Arrhenatherion in de plots waar minder dan éénmaal per jaar wordt gemaaid. In deze plots kwamen soorten van zomen en struwelen tot 1987 niet voor. Wellicht neemt de kolonisatie van dergelijke soorten onder dergelijke condities vele jaren in beslag. Bij een maairegime van éénmaal maaien in het najaar is hier de diversiteit lager, maar de zeldzaamheidswaarde hoger.

Tussen de twee onderzochte lokaties zijn er voor de waarden van de diverse parameters duidelijke verschillen. Zo is de diversiteit bij plots op klei hoger dan bij plots op zand. Op klei wordt het grootste aandeel van de bedekking van de soorten door het eutrofe Arrhenatherion bepaald. Indien onder deze omstandigheden niet meer wordt gemaaid, bestaat het grootste aandeel van de bedekking uit soorten

van humusrijke ruigten die voornamelijk voorkomen in zeer nutriëntenrijke situaties.

Hiernaast is onderzocht in welke mate het voorkomen van de plantesoorten ten opzichte van het voorgaande jaar is veranderd. Om de mate van verandering te kunnen inschatten is er per beheerseenheid een vergelijking gemaakt tussen de rangcorrelatiecoëfficiënt berekend met behulp van de Spearman rangcorrelatietoets (Snedecor & Cochran, 1980) in de bedekking van de soorten aanwezig in 1982 met die van 1987 (zie tabel 3).

Hoewel de grootte van dit getal mede wordt beïnvloed door het aantal ingevoerde getallenparen geeft deze rangcorrelatiecoëfficiënt toch een indruk van de mate van veranderlijkheid, omdat het aantal getallenparen evenwel niet sterk uiteenloopt. Van de onderzochte situaties is de vegetatie over het algemeen het sterkst veranderd bij een beheer van minder dan éénmaal per jaar maaien. De niveaus van de Spearman rangcorrelatiecoëfficiënten liggen over het algemeen lager bij de plots op klei, vermoedelijk vanwege het groter aantal soorten in die plots.

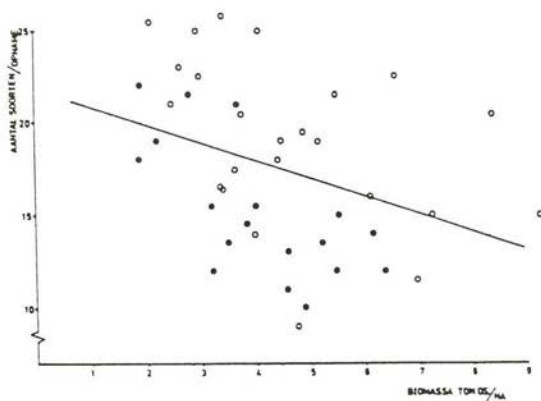
Tabel 3. De mate van verandering in de vegetatiesamenstelling in de periode van 1982 tot en met 1987 voor kleiig (K) en zandig (Z) substraat en beschaduwde (B) en onbeschaduwde (O) omstandigheden.

MAAIREGIMES	K-B	K-O	Z-B	Z-O
2x maaien (2x)	0.308	0.361	0.653	0.645
1x maaien, voorzomer (1x V)	0.685	0.167	0.524	0.649
1x maaien, nazomer (1x N)	0.367	0.244	0.578	0.271
1x per twee jaar maaien (1/2)	0.155	0.173	0.454	0.216
nooit maaien (0)	0.156	0.136	0.014	0.444

Weergegeven staan de rangcorrelatiecoëfficiënten volgens Spearman. Indien deze coëfficiënt naar nul nadert, is er geen enkele overeenkomst tussen de vegetatie in 1982 en die van 1987; indien de coëfficiënt 1 is, is de vegetatiesamenstelling van 1987 identiek aan die van 1982. De hoogte van de coëfficiënt wordt mede bepaald door het aantal soorten. Naarmate het aantal soorten toeneemt, neemt de coëfficiënt af (zie ook toelichting tabel 2).

7.2. Relatie biomassa en soortenrijkdom

De biomassaproductie van dergelijke wegbarmvegetaties wordt voor een groot deel bepaald door de beschikbaarheid van de in de bodem aanwezige nutriënten. De beschikbaarheid hiervan is sterk afhankelijk van het bodemsubstraat. Zo blijkt uit het onderzoek de produktie van de bovengrondse biomassa op de zandige lokatie een stuk lager te liggen dan op de kleiige lokatie. Uit een berekening van de relatie tussen de bovengrondse biomassa en het aantal soorten per beheerseenheden is geen correlatie gevonden. Dit zou veroorzaakt kunnen zijn door een gering aantal waarnemingen (5) per beheerstypen. Wordt de bovengrondse biomassa en het aantal soorten echter per lokatie gecorreleerd voor alle maairegimes tezamen (zodat het aantal beschikbare waarnemingen toeneemt), dan is er wel een significant verband. Hoewel de bovengrondse biomassa vrij sterke schommelingen liet zien, is bij de onderzochte wegbarmvegetaties een negatief verband aantoonbaar tussen de bovengrondse biomassa en het soortenaantal (zie figuur 2).



figuur 2. Relatie tussen bovengrondse biomassa in jaar n en soortenaantal in jaar n op klei (open cirkels = onbeschaduwde omstandigheden, dichte cirkels = beschaduwde omstandigheden; $r = 0.364$ en $N = 42$).

Hieruit kan worden opgemaakt dat bij een lagere produktie het aantal soorten toeneemt, zoals ook verwacht werd op grond van vergelijkbare studies (Al-Mufti et al., 1977; van den Bergh, 1979; Grime, 1979). Op theoretische gronden kan men verwachten dat bij zeer lage produkties het soortenaantal weer zal afnemen (Grime, 1979).

Bij vergelijking van de aanlegvarianten substraattype en aan- of afwezigheid van beplanting valt op, dat ook bij een van origine voedselrijk substraat met een hoog lutumgehalte een grote diversiteit mogelijk is, zelfs groter dan op relatief voedselarm zand. Uit de gegevens blijkt dat het aantal soorten bij aanwezigheid van beplanting significant lager is dan bij afwezigheid van beplanting (Chi²-toets, $P < 0.001$).

Indien het model van Oomes (1988) juist is, dan bevinden de vegetaties van de maairegimes waar voldoende frequent wordt gemaaid en afgevoerd, zich vermoedelijk in de fasen waarin vermindering van dominantie en kieming en vestiging van belang zijn. De veranderingen in de vegetatiesamenstelling verlopen in die fasen langzamer dan in de eerste fase. De effecten van de diverse in dit onderzoek toegepaste maairegimes moeten dan ook worden afgezet tegen de ontwikkelingsfase van de verschrallingssuccessie. Mogelijk is er alleen dan sprake van een effectieve verschraling, wanneer er minimaal tweemaal per jaar wordt gemaaid en afgevoerd. Wellicht is echter slechts éénmaal maaien en afvoeren per jaar voldoende om een bepaald produktieniveau te handhaven. Nauwkeuriger uitspraken over de mate van verschraling zijn slechts te maken op grond van kringloop- en/of modelstudies (Verkaar et al., 1988). Voor regelmatig beheerde wegbarmvegetaties is hiernaar nog weinig specifiek onderzoek verricht.

Vermoedelijk zal een afname van de produktieniveaus kunnen resulteren in een afname van de maaifrequentie. Een dergelijke ontwikkeling

zou ook financieel gunstig kunnen zijn, indien de kwaliteit van het maaisel door het op verschraling gerichte beheer niet te zeer achteruitgaat. Bij eiwitgehalten beneden 10 % op droge stofbasis wordt het maaisel als minder aantrekkelijk beschouwd als veevoeder en wordt daarmee de afzet in de landbouw problematisch. De kosten van het afvoeren van het maaisel kunnen dan sterk oplopen. Tot nu toe zijn er geen milieuhygiënische bezwaren tegen het gebruik van wegbermmaaisel als veevoeder gevonden (Verkaar et al., 1987 en 1989). De gehalten aan lood en andere zware metalen blijven beneden de gestelde normen.

7.3. Enkele faunistische aspecten: de loopkevers

Tot nu toe zijn faunistische aspecten nauwelijks in het wegbermonderzoek betrokken. Toch stelt de fauna veelal haar eigen eisen aan het habitat. In een inleidende studie is daarom nagegaan hoe de verdeling van locomotorisch actieve (= actief bewegende) Carabiden (=loopkevers) is in de eerder genoemde plots. Carabiden kunnen beschouwd worden als uitstekende indicatoren voor lokale milieuocondities (den Boer, 1976 en 1986; Desender, 1988). Over het algemeen beschik-

Tabel 4. De gemiddelde waarden van een aantal ecologische parameters berekend met de resultaten van een éénmalige bemonstering van Carabiden in de plots op zandig substraat gedurende twee weken in augustus 1988.

ONBESCHADUWD	DIVERSITEIT		ZELDZAAMHEID	
	ongewogen	gewogen	ongewogen	gewogen
maairegime				
2X maaien	18.7 (a)	1.11 (a)	1.89	1.81
1X maaien, zomer	16.3	1.03	1.85	1.78 (a)
1X maaien, nazomer	14.0 (b)	0.99 (b)	1.88	2.07 (b)
1X per twee jaar maaien	14.3 (b)	0.98 (b)	1.96	1.81
nooit maaien	13.7	0.89 (b)	1.84	1.95 (b)

BESCHADUWD	DIVERSITEIT		ZELDZAAMHEID	
	ongewogen	gewogen	ongewogen	gewogen
maairegime				
2X maaien	15.0 (a)	0.90	1.82	1.58
1X maaien, zomer	14.3	0.97	1.75 (a)	1.69
1X maaien, nazomer	11.7 (b)	0.84	1.56	1.50
1X per twee jaar maaien	15.0 (a)	0.94	1.56 (b)	1.57
nooit maaien	14.0	0.90	1.67	1.49

Uitgevoerd in drievoud per behandeling met vijf vangpotten per bemonstering. De vangpotten waren voorzien van 25 ml. 5X-ige methanal-oplossing. Voor de berekening van deze parameters wordt verwezen naar de toelichting bij tabel 2. Een aanduiding met letters bij de waarde geeft aan of er sprake is van een significant verschil tussen de behandelingen: indien de letter verschilt is $P < 0.05$ (Wilcoxon-Mann-Whitney-toets).

ken zij over een slechts beperkte mobiliteit. De plots werden daarom beschouwd als zelfstandige zoöcoenosen voor Carabiden. Hoewel de aantallen en de activiteit per soort en per seizoen zeer sterk kunnen variëren (Thiele, 1977; Eijsackers et al., 1988), is in dit inleidend onderzoek toch volstaan met een eenmalige vangst in juni 1988. Er blijken grote overeenkomsten te zijn in de resultaten van dit loopkeveronderzoek met die van het botanisch onderzoek (zie tabel 4 en tabel 2).

Het is dan ook niet verwonderlijk dat de diversiteit van de Carabiden sterk gecorreleerd is met de diversiteit van de hogere planten (zie figuur 3).

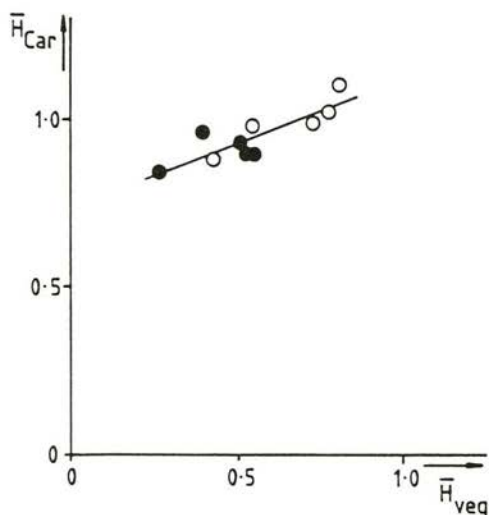
Ook bij de Carabiden blijkt de diversiteit veelal hoger te zijn in de vakken die één of tweemaal per jaar gemaaid worden in vergelijking tot de vakken die minder frequent worden gemaaid. Vooral in de onbeschaduwde situatie is dat evident. Deze resultaten sluiten goed aan bij de conclusies van Grosskopf (1988) die bij

een vergelijking van drie verschillend beheerde Duitse wegbermen vond dat een maairegime van ten hoogste tweemaal maaïen per jaar eveneens de gunstigste effecten had op de Carabidenactiviteit. In toekomstig onderzoek zal meer aandacht besteed worden aan de betekenis van relevante maairegimes op diverse fauna-elementen.

7.4. Beoordeling van het beheer

De waardering voor wat betreft de ecologische aspecten strekt zich voornamelijk uit over de vegetatie van hogere planten van de wegberm. De beoordeling van de gegevens over de Carabiden moet exemplarisch worden opgevat en onder voorbehoud. Het betreft hier immers slechts een diergroep, die maar één maal is bemonsterd. Een dergelijke bemonstering laat nog weinig harde conclusies toe.

In het voorgaande zijn een aantal parameters gekwantificeerd. Hierbij is een toename van de diversiteit, zeldzaamheid als positief en een afname als negatief gewaardeerd. Voor volledigheid hangt een positieve of negatieve waardering af van de overeenkomst met een onder desbetreffende abiotische omstandigheden te verwachten vegetatietype. Bij de beoordeling is onderscheid gemaakt tussen de grootte van een toe- of afname van de betreffende parameters. Tussen de parameters onderling heeft geen weging plaatsgevonden. Deze weging zou evenwel mede door een toename van de bemonstering bepaald moeten worden. Afhankelijk van deze doelstelling kan aan de verschillende parameters meer of minder waarde worden gehecht. Deze doelstelling zou in het ene geval bijvoorbeeld kunnen zijn: het ontwikkelen van een soortenrijke vegetatie; in het andere geval het in standhouden van een



figuur 3. De Shannon-index, een maat voor de soorten diversiteit, van Carabiden ($\bar{H}_{Car}$) in augustus 1988 uitgezet tegen de Shannonindex van de hogere planten ($\bar{H}_{veg}$) in de zomer van 1987 in de plots op zandig substraat (open cirkels = onbeschaduwde omstandigheden, dichte cirkels = beschaduwde omstandigheden; voor de getrokken regressielijn geldt: $y = 0,385 \cdot x + 0,743$; $r^2 = 0,717$; $P_{tweezijdig} = 0,002$. Voor aanvullende informatie wordt verwezen naar de toelichting bij tabel 4).

ECOLOGISCHE WAARDERING	MAAIREGIME:				
	2x	1x V	1x N	1/2	0
DIVERSITEIT					
- ongewogen	0	0	0	0	0
- gewogen	0	-	- -	0	0
ZELDZAAMHEID					
- ongewogen	+	0	0	0	0
- gewogen	+	+	+	-	-
VOLLEDIGHEID					
- graslanden	+	+	+	-	+
- storingsmilieus	0	0	0	0	0

2X = 2X maaien	- -	= significant neg. waardering (>25% en <50%)
1X V = 1X maaien, voorzomer	-	= significant neg. waardering (<25%)
1X N = 1X maaien, nazomer	0	= geen significant verschil
1/2 = 1X per twee jaar maaien	+	= significant pos. waardering (<25%)
0 = nooit maaien	+	= significant pos. waardering (>25% en <50%)

Tabel 5. Waardering van de parameters van de verschillende maairegimes van 1987 ten opzichte van 1982 onder beschaduwde omstandigheden op zand (lokatie Voorthuizen).

aantal zeldzame taxa of bijzondere vegetatietypen.

Tabel 5 geeft als voorbeeld een overzicht van de waardering van de botanische parameters op zand onder beschaduwde omstandigheden.

De verschillende beheerstypen zijn gerangschikt van gewenst naar minder gewenst, waarbij alle parameters gelijk gewogen zijn (zie tabel 6).

Uit deze rangschikking valt direct op dat het oorspronkelijk beheer (2X maaien) bij deze vergelijking in bijna alle gevallen gunstig uitvalt. Bij tweemaal maaien en afvoeren per jaar zullen meer nutriënten afgevoerd worden dan bij een lagere maaifrequentie. Bij éénmaal maaien per jaar, met name bij maaien in sep-

tember, zal er wellicht slechts in zeer beperkte mate sprake zijn van het afvoeren van nutriënten. Het lijkt erop dat de wegberm op een kleiig substraat zich al in de fase bevindt waarin de vegetatiestructuur en de onderlinge concurrentieverhoudingen in plaats van verschraving de meest overheersende invloed hebben op de botanische kwaliteit. In die fase is een frequentie van tweemaal maaien per jaar niet meer noodzakelijk en kan volstaan worden met éénmaal maaien in het najaar. Omdat dit wellicht gepaard gaat met lagere beheerskosten, heeft dit maairegime zeker voordelen. De effecten van éénmaal maaien in de voorzomer geven in wegbermen op zand geen verschillen met éénmaal maaien in de nazomer, maar op klei lijkt dat regime ongun-

GEWENST <-----> MINDER GEWENST

Hogere planten:

klei (Tiel)	beschaduwd: 1X N	>	2X	=	1X V	>	1/2	>	0
	onbeschaduwd: 2X		=	1X N		>	1X V		= 0 > 1/2

zand (Voort.)	beschaduwd: 2X	=	0	>	1X V	=	1X N	>	1/2
	onbeschaduwd: 2X		>	1X V		=	1X N		> 1/2 = 0

Carabiden:

Zand (Voort.)	beschaduwd: 1X V	>	2X	>	1/2	>	0	>	1X N
	onbeschaduwd: 2X		>	1X V		>	1X N		= 1/2 > 0

2X = 2X maaien

1X V = 1X maaien, voorzomer

1X N = 1X maaien, nazomer

1/2 = 1X per twee jaar maaien

0 = nooit maaien

Tabel 6. Een voorbeeld van een beoordeling van maairegimes bij de onderzochte omstandigheden op grond van een ongewogen vergelijking van alle parameters.

stig, mogelijk vanwege de negatieve beïnvloeding van vegetatiestructuur waardoor enkele hoog opschietende kruiden kunnen gaan domineren. Een maaifrequentie lager dan éénmaal per jaar heeft na vijf jaar bijna steeds ongunstig op de genoemde parameters uitgewerkt. Ondanks de sterke beperkingen bij het inleidend onderzoek valt op dat de parameters van de Carabiden sterk lijken op die van de hogere planten. Bij de beschaduwde plots zijn er enkele afwijkingen.

Veel grazige wegbermvegetaties in Nederland bevinden zich nu dankzij het sedert ruim één decennium ingevoerde maaibeheer wellicht in een stadium waarbij verlaging van de produktieniveaus niet meer centraal staat. De gekozen onderzoekslokaties geven ook wat betreft dit aspect een vrij representatief beeld voor de

meeste Nederlandse wegbermen. De wegbermvegetaties die minder dan éénmaal per jaar worden gemaaid, leveren tot nu toe een vrij ongunstig beeld op. De waarde van deze vegetaties wordt vermoedelijk groter naarmate zij meer het karakter krijgen van echte zoomvegetaties. De ontwikkelingstijd van met name mantelvegetaties is echter lang. Tot nu toe is het aandeel van soorten kenmerkend voor zomen en mantels zeer gering. De periode van vijf jaar is vermoedelijk te kort om een goede indruk te verkrijgen over de mogelijkheden van deze extensievere beheerstypen. Dit vermoeden wordt bevestigd door de mate van veranderingen (zie tabel 3) waaruit blijkt dat de vegetatie in de ongemaaide plots nog jaarlijks vrij sterk verandert. Hieruit kan worden afgeleid dat een aantal ontwikkelingen nog gaande is.

Het is daarom niet uit te sluiten dat de botanische waarde van deze beheerstypen, los van hun mogelijke faunistische waarde, in de toekomst zal stijgen.

8. Verder onderzoek

Naast het hier beschreven onderzoek worden er momenteel door de Rijkswaterstaat meer studies uitgevoerd. Bovendien draagt de Rijkswaterstaat bij aan studies uitgevoerd door derden.

Een veelbelovende studie vormt de ontwikkeling van een simulatiemodel waarin op grond van nutriëntenstromen en hydrologische uitgangssituaties voorspeld kan worden hoe verschillende maairegimes op den duur uitwer-

ken op de ecologische waarde en beheerskosten van de meest voorkomende wegbermen. Daarnaast wordt er onderzocht hoe fauna-elementen, zoals reptielen, muizen en loopkevers beïnvloed worden door diverse maairegimes. Andere onderzoeken richten zich op de effecten van in diverse dichtheden aangelegde beplantingen op de ecologische kwaliteit en de grensmilieus tussen grazige en houtige begroeiingen. De resultaten van al dit onderzoek zullen worden gebruikt bij een verdere detaillering, c.q. verbetering van de maaischema's. Wellicht kunnen bermen in de toekomst dankzij dit onderzoek nog waardevoller worden door als habitat voor bijzondere en elders minder algemene levensgemeenschappen van planten en dieren te fungeren.

Referenties

- AL-MUFTI, C.L. SYDES, S.B. FURNESS, J.P. GRIME & S.R. BAND 1977 - A quantitative analysis of shoot phenology and dominance of herbaceous vegetation. *J. Ecol.* 65: 759-791.
- ALTENA, H.J., & M.J.M. OOMES 1985 - Te verwachten graslandvegetaties bij extensivering van het gebruik. *De Levende Natuur* 86 (1): 16-20.
- ANONYMUS 1985a - Projectgroep Bermen Rationeel Wegonderhoud. Bermfactor: samenvatting kostenonderzoek projectgroep bermen; Rijkswaterstaat, Delft.
- ANONYMUS 1985b - Grondafwerking voor wegen. Stichting Studie Centrum Wegenbouw, mededeling nr. 54, Arnhem.
- ANONYMUS 1985c - Natuurtechnische erosiebestrijding op taluds langs rijkswegen. Heidemij, Rijkswaterstaat, Delft.
- ANONYMUS 1988 - Verwerkingsmogelijkheden van gras verzameld langs bermen van rijkswegen. Grontmij N.V., De Bilt en Rijkswaterstaat, Delft/ Utrecht.
- BAKKER, J.P., & Y. DE VRIES 1985 - Über die Wiederherstellung artenreicher Wiesengesellschaften unter verschiedenen Mahsystemen in den Niederlanden. *Natur und Landschaft* 60: 292-296.
- BEKKER, G.J., & C.F. VAN DE WATERING 1981 - Gradienten in wegbermen. *Heidemij tijdschrift*, 86: 177-181.
- BERGH, J.P. VAN DEN, 1979 - Changes in the composition of mixed populations of grassland species. In: M.J.A. Werger (ed.), *The study of vegetation*. Dr. W. Junk, The Hague. pp. 57-80.
- BOER, P.J. DEN, 1976 - Overleven in een cultuurlandschap. *Drenthe* 48: 180-183.
- BOER, P.J. DEN, 1986 - Carabids as objects of study. In: P.J. den Boer et al. (eds.) *Carabid beetles*. Fischer, Stuttgart, New York. pp. 539-551.
- COBHAM, R.O., 1983 - The economics of vegetation management: In: J.M. Way (ed.), *Management of Vegetation*. BPCP Publications, Croydon. 35-66.
- DESENDER, K., 1988 - Spatial distribution of Carabid beetles in a pasture. *Revue d'ecologie et de biologie du sol* 25: 101-113.
- EIJSSACKERS, H., C.F. VAN DE BUND, P. DOELMAN & W. MA 1988 - Fluctuerende aantallen en activiteiten van bodemorganismen. RIN-rapport 88/23. R.I.N., Arnhem.
- GERAEDTS, W.H.J.M., 1986 - Voorlopige atlas van de Nederlandse dagvlinders (Rhopalocera). Landelijk Dagvlinderproject, L.H., Wageningen.

- GRIME, J.P., 1979 - Plant strategies & vegetation processes. Wiley, Chichester.
- GROSSKOPF, J., 1988 - Die Aktivitätsstruktur der Carabiden (Col.) des Strassenrandes als Folge von Mulchen und Saugmähen. *Natur und Landschaft* 63: 511-516.
- HEEMSBERGEN, H., & G. VERHOEK 1986 - Handleiding voor het maaien van bermten langs rijkswegen in de directie Drenthe van de Rijkswaterstaat. Stichting Studie Centrum Wegenbouw, Arnhem.
- HEIMANS, E., 1911 - Uit ons krijtland. W. Versluys, Amsterdam.
- KOSTER, A., 1986 - Meer mogelijkheden voor insecten in wegbermen. *De Levende Natuur*, 86: 154-157.
- LANGEWEG, F. (ed.), 1988 - Zorgen voor morgen - nationale milieuverkenning 1985-2010. Tjeenk Willink, Alphen a/d Rijn.
- LOOPSTRA, I.L., & E. VAN DER MAAREL 1984 - Toetsing van de ecologische soortengroepen in de Nederlandse flora aan het systeem van indicatiewaarden volgens Ellenberg. Rapport nr. 381., R.B.L. "De Dorschkamp", Wageningen.
- MEIJDEN, R. VAN DER, E.J.M. ARNOLDS, F. ADEMA, E.J. WEEDA & C.L. PLATE 1984 - Standaardlijst van de Nederlandse flora. Rijksherbarium, Leiden.
- MICHAEL, E.D., 1986 - Use of roadside plantings by songbirds for nesting. *Roadside Design and Management* 1075: 19-20.
- NEETESON, J.J., & J.A. VAN VEEN 1988 - Mechanistic and practical modelling of nitrogen mineralization-immobilization in soils. In: J.R. Wilson (eds.) *Advances in nitrogen cycling in agricultural ecosystems*. C.A.B. International, Wallingford. pp. 145-155.
- OOMES, M.J.M., & H. MOOI 1981 - The effects of cutting and fertilizing on the floristic composition and production of Arrhenatherion elatioris grassland. *Vegetatio* 47: 233-239.
- OOMES, M.J.M., 1988 - Het effect van verschralend beheer op productie en soortenrijkdom van grasland. In: H.J.P.A. Verkaar, P.J.M. Melman & G. Veenbaas (red), *Verslag van de workshop beheer grazige bermten*. Rijkswaterstaat, Delft. pp. 17-32.
- PIELOU, E.C., 1966 - The measurement of diversity in different types of biological collections. *J. Theoret. Biol.* 13, 131-144.
- SNEDECOR, G.W. & W.G. COCHRAN 1980 - Statistical methods. Ames, Iowa, U.S.A.
- SIEPEL, H., C.F. VAN DE BUND, W.K.R.E. VAN WINGERDEN, F.A. BINK, W. BONGERS, A.A. MABELIS, G.J. ROELOFSEN, J. MEIJER & M.H. DEN BOER 1987 - Beheer van graslanden in relatie tot de ongewervelde fauna: ontwikkeling van een monitorsysteem. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem.
- SLUIJS, J. VAN DE, & C.F. VAN DE WATERING 1983 - De wegberm ecologisch bezien. *Land + Water*-nu 83: 33-36.
- SYKORA, K.V., L. DE NIJS & T. PELSMA 1988 - Plantengemeenschappen in Nederlandse wegbermen en de zeldzaamheidswaarde van de bermflora. *De Levende Natuur* 89: 14-20.
- THIELE, H.U., 1977 - Carabid beetles in their environment. *Zoophysiol. Ecol.* 10. Springer, Berlin.
- VELDE, M. VAN DER, 1983 - Wegbermbeheer provincie Groningen vanaf 1977 tot 1983. Provinciale Waterstaat Groningen, afd. Biologie, Groningen.
- VERKAAR, H.J.P.A., 1987 - Gebruik en verdeling van stikstof in de plant. *Vakblad voor Biologen* 67: 431-432.
- VERKAAR, H.J., A.J. SCHENKEVELD & J.M. BRAND 1983 - On the ecology of short-lived forbs in chalk grassland: micro-site tolerances in relation to vegetation structure. *Vegetatio* 52: 91-102.
- VERKAAR, H.J.P.A., M.A. KLEIN BRETELER, C.E. LOURENS, P.A.W.M. RAAYMAKERS & P.A.F.M. REIJBOEK 1987 - Looduitstoot door het wegverkeer, Effecten op de kwaliteit van hooi afkomstig uit wegbermen. *Wegen* 861: 333-335.
- VERKAAR, H.J.P.A., P.J.M. MELMAN & G. VEENBAAS 1988 - Verslag van de workshop beheer grazige wegbermen. Rijkswaterstaat, Delft.
- VERKAAR, H.J.P.A., & C.E. LOURENS 1989 - Gehalten arsenicum, cadmium, chroom, koper, nikkel en zink in maaisel afkomstig van wegbermen. *Wegen* 63(12/1): 19-22.
- WELLS, T.C.E., 1971 - A comparison of the effects of sheep grazing and mechanical cutting on the structure and botanical composition of chalk grassland. In: E. Duffey and A.S. Watt (eds.) *Symposia of the British Ecological Society* 11. Blackwell, Oxford. pp. 497-515.
- WILVEKATE, M.L., 1974 - Verklarende statistiek. Aula, Utrecht.
- WILLEMS, J.H., 1983 - Species composition and above ground phytomass in chalk grassland with different management. *Vegetatio* 52, 171-180.

- WILLEMS, W.J.H., 1987 - Romeinse wegen in Limburg. Historisch Geografisch Tijdschrift 5(1/2): 6-12.
- ZUIDERWIJK, A., 1989 - Reptielen in wegbermen - een analyse van 106 locaties. Universiteit van Amsterdam & Rijkswaterstaat, Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Delft.
- ZONDERWIJK, P., 1979 - De bonte berm. Zomer en keuning BV., Ede.

Inrichting en beheer van beplante weg- en kanaalbermen

J. van der Sluijs en P.J.M. Melman

Samenvatting

Beplantingen op weg- en kanaalbermen werden voornamelijk vanwege visuele, architectonische en verkeerskundige motieven aangebracht. Vooral bij gesloten beplantingen zijn er veel ecologische mogelijkheden, die momenteel meer en meer worden uitgebuit bij de fases ontwerp, aanleg en inrichting en beheer en onderhoud.

In de ontwerpfase dient voldoende informatie aanwezig te zijn over de ecologische kwaliteiten van de afzonderlijke ontwerpmethoden.

Daar men beplanting veelal snel verwezenlijkt wil zien, wordt de aanleg meestal gerealiseerd door aanplant van elders voorgekweekt plantmateriaal. Aspecten die een rol spelen bij de keuze van het plantmateriaal zijn: groeisnelheid, plantengeografische spreiding, herkomst en sortimentssamenstelling.

Bij de fase van beheer en onderhoud tenslotte blijkt een minder intensieve inspanning goed mogelijk. Temeer daar er meestal geen productie wordt nagestreefd. Belangrijk voor het beheer is dat men een goed beeld heeft van het op termijn gewenste beeld van de beplanting, zodat dit via een rationeel onderhoud bereikt kan worden.

1. Inleiding

Beplante bermen bestaan hoofdzakelijk uit gesloten beplantingsvakken of singels van boomvormende en/of struikvormende houtsoorten, die tezamen een gesloten beplanting vormen. Tevens zijn vele combinaties van grazige vegetaties met bomen te vinden (de

zogenaamde niet-gesloten beplantingen van bomen in rijen, lanen en weiden). In een klein aantal gevallen komt haag- of hakhoutbeplanting voor.

Beplanting wordt voornamelijk om esthetische, visueel-ruimtelijke of verkeerskundige redenen aangelegd (Pilon, 1980; Meijer, 1983; Nas, 1983). Ecologische motieven spelen tot op heden over het algemeen een ondergeschikte rol. Deze rol kan echter zeker versterkt worden, temeer daar dergelijke beplantingselementen over het algemeen geen functie hebben voor de houtproductie.

Gesloten beplantingen kunnen een grote ecologische waarde hebben, mits inrichting, sortimentskeuze en beheer hierop zijn afgestemd.

Een natuurtechnische aanpak bij het tot ontwikkeling laten komen van beplantingen verdient veel meer aandacht. De ecologische waarde van beplantingen kan hierdoor stijgen, terwijl de onderhoudskosten in belangrijke mate kunnen dalen.

2. Ontwerp

Een ecologisch verantwoord ontwerp van de bermen vereist kennis van de ecologische kwaliteiten van de afzonderlijke ontwerpmethoden. In het verleden was het ontwerp in hoofdzaak gebaseerd op visuele, architectonische en verkeerskundige motieven. Het verwezenlijken van een optimaal ecologisch ontwerp dwingt de ontwerper en de opdrachtgever tot het verzamelen van meer gegevens over de ecologische waarde van de te hanteren ontwerpmethoden.



Beplante wegberm langs de A15. (Melman)

Zo is recent onderzoek uitgevoerd naar de ecologische waarde van boomweiden (Rijks-waterstaat, 1989a). Uit het onderzoek kwam duidelijk naar voren dat de ecologische waarden van het ontwerpmiddel boomweiden gering zijn ten opzichte van de ontwerpmiddelen kruidachtige berm of gesloten beplanting. Het ontwerpmiddel boomweide kan belangrijke verkeerskundige, visueel-ruimtelijke, cultuur-historische of esthetische functies vervullen. Indien er alleen sprake is van ecologische functies kan dit ontwerpmiddel beter niet worden toegepast.

Er zijn echter een aantal complicerende factoren voor het inschatten van de ecologische waarde van ontwerpmiddelen. Allereerst dient ieder ontwerp in relatie tot het landschap in de omgeving beschouwd te worden. Van veel organismen is nog weinig bekend hoe zij zich

gedragen in verschillende landschappelijke structuren. Een tweede belemmering vormt het feit dat de ecologische waarde een abstract begrip is, dat zich lastig in parameters laat vangen. Over het algemeen wordt ecologisch waardevol geassocieerd met horizontale en verticale differentiatie en een zekere mate van natuurlijkheid. Bij de inrichtingskeuze zal er in alle gevallen een afweging tussen soorten(groepen) plaats moeten vinden. Het Rijks-instituut voor Natuurbeheer besteedt veel inspanning aan onderzoek naar de functies van kleine landschapselementen voor planten en dieren (Opdam et al., 1986).

Ofschoon er nog vele vragen betreffende de ecologische rol van beplantingselementen bestaan, dient bij het ontwerp ingespeeld te worden op de ecologische relaties die in het plangebied bestaan of ontwikkeld kunnen

worden. Hiertoe is het tevens van belang zich een goed idee te vormen van het op termijn gewenste beeld van de aan te brengen beplantingselementen.

3. Aanleg en inrichting

Uitgangspunt voor een ecologisch verantwoorde aanleg is een spontane ontwikkeling van de vegetatie, bij voorkeur op een zo weinig mogelijk gestoord substraat. Afhankelijk van de ter plaatse heersende voorwaarden, zoals bodem, vochtvoorziening, milieudynamiek en dergelijke, zal er zich een bepaalde vegetatie vestigen en deze zal via een proces van opeenvolging, successie, verder tot ontwikkeling komen. Indien er geen beïnvloeding plaatsvindt zal een onbegroeide bodem eerst

begroeid raken met voornamelijk pioniersoorten. In de meeste situaties zal bij afwezigheid van een maai- of een graasbeheer na verloop van tijd struweelvorming optreden. In Nederland resulteert de uiteindelijk vegetatie, het climaxstadium, bijna overal tot bos.

Bij de aanleg van beplantingen langs (water)-wegen worden deze eerste fasen van de successie overgeslagen. De beplanting vervult veelal een verkeerskundige, landschappelijke of esthetische functie en de ontwerper en opdrachtgever verlangen op korte termijn hoogte en massa van de beplanting. Dit betekent dat de natuurlijke ontwikkeling van de begroeiing niet wordt afgewacht. Elders voorgekweekt plantmateriaal wordt (soms in hoge dichtheden) aangeplant. De begeleiding na de aanplant is intensief: onkruidbestrijding, inboeten, zuiveren en dunnen. In dergelijke gevallen

Beplante kanaalberm langs het Wilhelminakanaal. (Berkenbosch)



is er geen sprake van ecologisch verantwoord aanleg.

Buiten de stedelijke omgeving wordt de sortimentskeuze doorgaans gebaseerd op planten-geografische factoren (van Leeuwen et al., 1959). De aan te planten soorten dienen van nature in het gebied thuis te horen en aan de groeiplaats aangepast te zijn. Dit vereist gebruik van plantmateriaal van inheemse herkomst, doch in diverse gevallen is het gekochte plantmateriaal afkomstig uit buitenlands zaad, zodat op grote schaal andere ecotypen van soorten zijn ingevoerd. Momenteel wordt overigens steeds meer plantmateriaal toegepast dat is opgekweekt uit geselecteerd zaad van inlandse herkomst. Bij voorkeur dient het plantmateriaal feitelijk van lokale herkomst te zijn.

De wens tot het binnen korte termijn realiseren van rijk gevarieerde beplantingen heeft in de jaren zeventig geleid tot aanplant in mengingen tot wel 10 soorten (Jager et al., 1979). Men trachtte als het ware het uiteindelijke climaxstadium al in de aanlegfase te realiseren. De ervaring heeft geleerd dat dergelijke bonte sortimenten vanwege de onderlinge groeiverschillen weinig kans van slagen hebben en alleen tegen een zeer intensief, soortgericht en kostbaar beheer tot volledige ontwikkeling kunnen komen (Jager et al., 1979; Jager, 1984; Goos et al., 1987). Momenteel worden dergelijke sortimenten dan ook meestal niet meer toegepast en wordt ernaar gestreefd slechts enkele hoofdhoutsoorten in het sortiment op te nemen.

In de randen van de beplanting wordt meestal een voor die specifieke situatie aangepast sortiment van struikvormers aangebracht. Als bijvoorbeeld de randen dicht moeten zijn zullen er doorgaans geen boomvormende soorten worden toegepast, aangezien de begroeiing daaronder wegens lichtgebrek een open karakter krijgt. Indien men de toegankelijkheid van het beplantingsvak wil belemmeren kunnen er soorten worden aangeplant die doornen bevatten.

Een belangrijk gegeven is dat de aangeplante soorten voldoende vrije uitgroei ruimte krijgen

(Reuver, 1989; van der Sluijs, 1989). Dit betekent bij boomvormende soorten al snel een grondoppervlak met een diameter van 15 tot 20 meter, bij struikvormende soorten betreft het 8 à 10 meter. In praktijksituaties blijkt deze stelregel in het voorafgaande ontwerp nogal eens vergeten te zijn. Individuele bomen en struiken of zelfs gehele beplantingsranden blijken dan na een aantal jaren onvoldoende standruimte te hebben of hinderlijk te worden voor de weg en het verkeer. Alleen door een intensief en dus kostbaar onderhoud kunnen de gevolgen dan in de hand worden gehouden.

Voor wat betreft de aanlegmethodiek is bij de Rijkswaterstaat onderzoek opgezet naar diverse methodes voor het realiseren van een gesloten beplanting. Doel van dit onderzoek is meer inzicht te verkrijgen in het aanbrengen van meer natuurlijke opgaande begroeiingen, waarbij tevens het kostenaspect wordt meegenomen. Inplant in verschillende dichtheden en na verschillende bodembewerkingen zijn onderdeel van deze proefopzet. Tevens is inzaaien en spontane ontwikkeling afwachten (niets doen) in het onderzoek opgenomen. Binnen enkele jaren worden er uit dit in 1986 gestarte onderzoek voorlopige resultaten verwacht.

4. Beheer en onderhoud

Na de fase van aanleg en inrichting resteren nog een aantal mogelijkheden voor een natuurtechnische ontwikkeling. Vooral het laatste decennium vat de mening post dat een minder intensieve inspanning in nazorg en onderhoud zeer goed mogelijk is (bijv. van der Sluijs, 1989). Zo is inboeten bij gesloten beplantingen, zeker bij uitvalpercentages tot enkele tientallen procenten, niet in alle gevallen noodzakelijk. Open plaatsen in de beplanting zorgen voor extra verticale en horizontale differentiatie.

Ook bestrijding van concurrerende kruidengroei blijkt niet altijd noodzakelijk. Vele, met name eenjarige, kruiden zijn eerder een waardevolle aanwezigheid in de beplanting, dan



Beplante wegberm langs de A27. (van der Sluijs)

dat zij storend zijn. Dergelijke kruiden bedekken de grond en verminderen de verdroging van de bodem, terwijl ze de kieming en vestiging van meer hinderlijke soorten, zoals wortel-onkruiden, tegen kunnen gaan. Op bescheiden schaal is zo zelfs geprobeerd de gewenste onkruidonderdrukkende kruiden in de plantvakken in te zaaien (bijvoorbeeld Jager, 1973). Gebruikt zijn onder andere witte klaver (*Trifolium repens* L.), gele ganzebloem (*Chrysanthemum segetum* L.) en echte kamille (*Matricaria recutita* L.). Mits goed begeleid zijn de ervaringen met deze methode goed, maar men kan zich afvragen of gebruik maken van de spontaan tot ontwikkeling komende onkruidflora (uit de aanwezige zaadbank) dan niet de voorkeur heeft. Essentieel voor een doelmatig beheer is dat

men weet welke functies nagestreefd worden voor het beplantingselement en dat men daarbij een bepaald eindbeeld voor de beplanting voor ogen heeft. Het begrip eindbeeld is een term die in de beplantingstechniek steeds meer gehanteerd wordt om aan te geven naar welk beeld op termijn wordt gestreefd. Het valt als volgt te definiëren: verschijningsvorm (inrichting, vorm, samenstelling) waaraan een object met begroeiing (op lange termijn) globaal aan zal moeten beantwoorden. Dit beeld omvat zowel visueel-ruimtelijke als ecologische aspecten en is zodanig bepaald dat de gestelde functies vervuld kunnen worden (Rijkswaterstaat, 1989b). Uiteraard dienen de te vervullen functies en het gewenste eindbeeld met de gekozen beplantingsvorm gerealiseerd te kunnen wor-

den. Functie en gewenst eindbeeld zijn het vertrekpunt voor een doelmatig beheer en onderhoud (Reuver, 1989).

Ook in het latere beheer kunnen natuurtechnische maatregelen toegepast worden. Voor landschappelijke beplantingen, die een niet strikt houtteeltkundige doelstelling vervullen, zijn produktieve aspecten niet bepalend voor het beheer. Juist in de beheersgebieden van de Rijkswaterstaat doet zich deze situatie veel voor. Stamtaalreductie, het door middel van het uitvoeren van een dunning terugbrengen van het aantal bomen per oppervlakte-eenheid, wordt dan niet bepaald door louter houtteeltkundige overwegingen. Dit betekent dat niet vanzelfsprekend de bomen met de meest rechte stammen worden aangemerkt als toekomstboom, ofwel boom die de eindopstand gaat vormen. Ook kromme en gevorkte bomen kunnen deze rol vervullen. Met name grillig gevormde bomen zijn voor diverse organismen zeer waardevol, zoals mossen, epifytische korstmossen en vogels.

Bij een beheer gericht op minimalisatie van de menselijke beïnvloeding kunnen natuurlijke processen in de beplanting domineren. De lokale afwisseling in beheersintensiteit komt de diversiteit aan begroeiingen ten goede. Zou men alle beplantingselementen altijd op dezelfde wijze en met dezelfde intensiteit beheren, dan leidt dit tot eenvormigheid. Het bevorderen van verscheidenheid is in de natuurtechnische beheersvisie een belangrijk principe (Anonymus, 1980).

In de meeste gevallen wordt het bij een dunning vrijkomende hout versnipperd, met uitzondering van het zwaardere stamhout. Versnipperen wordt in vele gevallen uit netheidsoverwegingen gedaan. In economisch opzicht is dit overbodig kostbaar onderhoud. Ook uit ecologische overwegingen is het ten stelligste

af te raden. Door het versneld vrijkomen van nutriënten komen er storingssoorten tot ontwikkeling. Het laten liggen van het bij dunning vrijkomende hout heeft de voorkeur. Desgewenst kunnen de takken worden platgedrukt of in het midden van de beplanting worden opgestapeld. De nutriënten kunnen zo geleidelijk in de voedselkringloop van het bos opgenomen worden. De takken bieden groeiplaatsen aan schimmels, mossen en andere organismen en kunnen dienen als schuil- en nestmogelijkheden voor diersoorten.

5. Praktijk

In de praktijksituatie bij de Rijkswaterstaat zijn weinig beplantingselementen aanwezig die doelbewust uit louter ecologische motieven zijn ontworpen. Alleen in een aantal droge en schrale situaties is sprake van spontaan tot ontwikkeling komende beplantingselementen. Het betreft dan grazige vegetaties, vaak op taluds, die vanwege het schrale karakter niet gemaaid werden. In de loop der jaren is op deze taluds houtige opslag ontstaan, voornamelijk bestaande uit grove den (*Pinus sylvestris* L.) en ruwe berk (*Betula pendula* Roth.). Gezien de vele open plekken en natuurlijke overgangen die in dergelijke vegetaties voorkomen zijn ze ecologisch waardevol. Zo blijken bijvoorbeeld diverse soorten reptielen hiervan te profiteren (Zuidewijk, 1989). In het beheer wordt getracht deze overgangen te behouden. Door het pleksgewijze openhouden van de begroeiing wordt voorkomen dat de bomen de overhand krijgen. Vooral op plaatsen waar waardevolle vegetaties van dwergstruiken (*Calluna vulgaris* L., *Ulex europaeus* L.) voorkomen dient bosvorming tegengehouden te worden (Rijkswaterstaat, 1985).

Referenties

- ANONYMUS 1980 - Natuurtechnisch bosbeheer, beheersmethodieken. Werkgroep beheersmethodieken natuurtechnisch bosbeheer. Zonder vermelding uitgever.
- GOOS, J., & L. POLS 1987 - Beplantingsonderzoek 1986; verslag van de 5e landelijke evaluatie van recent aangelegde beplantingselementen. Rapport nr. 1987-16. Staatsbosbeheer sector Landschapsbouw, Utrecht.
- JAGER, K., L. OLDENKAMP & J.P. PEETERS 1973 - Het gebruik van bodembedekkers in beplantingen. Nederlands Bosbouw tijdschrift 45(7/8): 237-243.
- JAGER, K., 1984 - Dunning in beplantingen buiten bosverband; de invloed van dunningstijdstip en -intensiteit op de hergroei van loofboomsoorten en struiken. Groen 40(10): 404-410.
- JAGER, K., & N.A. LEEK 1979 - Bosbouwkundige principes bij het ontwerpen van beplantingen buiten bosverband. Groen 35(9): 381-389.
- LEEJWEN, Chr.G. VAN, & H. DOING KRAFT 1959 - Landschap en beplanting in Nederland; richtlijnen voor de soortenkeuze bij beplantingen op vegetatiekundige grondslag. H. Veenman & Zonen N.V., Wageningen.
- MEIJER, J.P.H., 1983 - Populieren langs wegen en kanalen in het Nederlandse landschap. Populier 20(2): 36-43.
- NAS, R.M.W.J., 1983 - Het gebruik van de populier door de afdeling 'Verkeerswegen' van het Staatsbosbeheer. Populier (2): 27-29.
- OPDAM, P., T.A.W. VAN ROSSUM & T.G. COENEN (eds.), 1986 - Ecologie van kleine landschapselementen. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum.
- PILON, J.J., 1980 - Bomen langs de weg. Groen 36(11): 482-488.
- REUVER, P.J.H.M., 1989 - Tussen beplantingsplan en eindbeeld; het beheer van bosplantsoen. Stichting Praktijkonderwijs en Leerlingwezen voor bosbouw, cultuurtechniek en groen sector, Arnhem.
- RIJKSWATERSTAAT 1985 - Natuurtechnische erosiebestrijding op taluds langs rijkswegen. Wegbouwkundige Dienst, Delft.
- RIJKSWATERSTAAT 1989a - De ecologische betekenis van "boomweiden" langs rijkswegen. Notitie MI-OL-89-09. Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Delft.
- RIJKSWATERSTAAT 1989b - Handleiding voor het opstellen en gebruiken van beheersplannen voor groenvoorzieningen bij Rijkswaterstaat. Notitie MI-AL-89-01. Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Delft.
- SLUIJS, J. VAN DER, 1989 - Het beheer van beplantingen. In: Rijkswaterstaat. Cursus Beheer Groenvoorzieningen. Dienst Weg- en Waterbouwkunde/Hoofddirectie van de Waterstaat, Delft/s-Gravenhage.
- ZUIDERWIJK, A., 1989 - Reptielen in wegbermen, een analyse van 106 locaties. Universiteit van Amsterdam/Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Amsterdam/Delft.

Inrichting en beheer van rivierdijken

C.F. van de Watering, P.J.M. Melman en H.J. Verkaar

Samenvatting

Op nog slechts enkele plaatsen in het rivierengebied van Rijn, Waal en Gelderse IJssel komt de karakteristieke stroomdalflora voor. Deze flora, die plantensociologisch behoort tot het Mesobromion, is relatief soortenrijk en bevat veel zeldzame soorten.

Door intensivering van beheersmethoden is dit vegetatietype de laatste decennia sterk achteruit gegaan. Een beheer gericht op maaien en afvoeren of lichte beweiding is nodig om deze vegetatie weer tot uitbreiding te laten komen. Een voorwaarde is bovendien, dat het lutumgehalte van de bovengrond niet te hoog is (minder dan 25%).

Om een natuurtechnisch wenselijk beheer voor langere tijd vast te houden verdient het aanbeveling bij uitgifte van dijkgraslanden aan boeren hierover bepalingen op te nemen in pacht-overeenkomsten of dijkgraslanden in beheer te laten bij het waterschap.

Hoewel stroomdalgraslanden structuurrijker zijn dan bemeste graslanden bieden ze een betere weerstand tegen erosie. Bij bemeste graslanden treedt een snelle groei van hoog-opschietende plantesoorten op. Zij ontnemen aan laagblijvende soorten de kans tot kieming en vestiging te komen. Na maaien van deze voedselrijke graslanden blijft een zogenaamde "holle zode" over, die gevoelig is voor erosie. Voortgezet onderzoek onder praktijkcondities zal nodig zijn om voor dijkgraslanden met een "stroomdalflora-potentie" de meest geschikte maatregelen te treffen.

1. Inleiding

1.1. Historie

Uit een beschrijving van Plinius (50 jaar na Christus) weten we dat de toenmalige Noord-Nederlanders op terpen leefden. Hun strijd tegen het water leverde een eenvoudig bestaan op. Volgens Plinius leken zij op zeevaarders als de zee het land overstroomde en op schipbreukelingen als de zee zich terugtrok. Zij hielden zich in leven met vis die met primitieve netten gevangen werd. Wild en vee moesten zij ontberen, omdat het terp-omringend terrein voor landgebonden wezens ontoegankelijk was (Reijs, 1947). Plinius moet Noord-Nederland bezocht hebben in een periode van verhoogde transgressie, want opgravingen tonen aan dat veehouderij al vele eeuwen eerder geïntroduceerd was (Chamalaun & Waterbolk, 1980).

In het rivierengebied, waar rond het begin der jaartelling de Batavieren huisden, waren de omstandigheden al niet veel beter. Bewoning kwam alleen voor op de oeverwallen en rivierduinen, enige akker- en weidebouw was mogelijk op de kunstmatig opgeworpen waarden. Het wassend water vormde echter een voortdurende bedreiging; de lagere gronden waren hooguit als hooiland geschikt (Mulder, 1951). Het moet toch tot zeker 800 na Christus geduurd hebben, voordat de eerste dijkenbouw ter hand werd genomen. De Romeinen hadden al wel dammen langs de rivieren gemaakt om hun leger "droog" te kunnen verplaatsen. Men bouwde toen echter nog geen dijken met als doel het achterland tegen overstromingen te beschermen.

Het moment, waarop de gesloten dijkenbouw

ter hand werd genomen, is moeilijk aan te geven. Borger (1985) vermoedt een geleidelijk proces, waarbij met name de kennis over uitwateringsconstructies een beperkende factor was voor het totstandkomen van gesloten dijkringen.

De eerste voorzieningen werden "sytwinden" genoemd: ophogingen om afstromend water van burens, die op hogerliggende gronden woonden, te keren. Pas in de twaalfde en dertiende eeuw werd dijkbouw systematisch aangepakt. Tezelfdertijd ontstonden de eerste waterschappen en rond 1300 waren alle dijkringen gesloten met als doel het inliggende gebied permanent tegen overstroming te beschermen. Alhoewel dit doel maar gedeeltelijk werd bereikt was Nederland ook in die tijd al buiten de grenzen bekend om zijn waterbouwkundige prestaties. Dante schreef vol bewondering in zijn gedicht "il Inferno":

Zo tussen Brugge en Witsand verweren
De Vlamingen (Nederlanders) zich, bang als
de vloed zal naken
En maken een schutswal, die de zee moet
keren.

Vele eeuwen lang bleef de waterstaatkundige geschiedenis van Nederland gekenmerkt door overstromingen, dijkdoorbraken en ander ongerief waarvoor het wassend water verantwoordelijk was.

In 1809 was het koning Lodewijk Napoleon die de ernst van de situatie inzag. Na massale dijkdoorbraken in het rivierengebied in de winter 1808/ 1809 richtte hij het Comité Central du Waterstaat op, die middelen moest zoeken om overstromingen in de toekomst te voorkomen. Als suggestie gaf de koning het comité mee: de rivierdijken te slechten en de dorpen op terpen te bouwen. Mocht dit niet haalbaar zijn dan zouden zijdelingse rivierafleidingen op de meest bedreigde plaatsen gemaakt moeten worden. Via een kunstmatig reservebed zou dan het teveel aan water naar zee afgevoerd kunnen worden. Deze laatste gedachte werd ook voorgestaan door koning Willem I.

Het duurde nog tot 1850, eer men tot andere

inzichten kwam. De waterstaatsinspecteurs Ferrand en Van der Kun ontvouwd een plan, gebaseerd op de stelling dat ijsdammen (de belangrijkste oorzaak van overstromingen van rivierdijken) voorkomen dienden te worden, in plaats van te aanvaarden als niet te keren kwaad. Zij wilden een regelmatig rivierbed met vaste krommingen van beide oevers; verlaging van de uiterwaardkaden en verhoging van de bandijken. Het plan van genoemde waterstaatsinspecteurs is de grondslag geworden van het hedendaagse denken over rivierbeheer (Reijs, 1947).

1.2. Beleid inzake dijkversterkingen

Een belangrijk element in het huidige denken over rivierbeheer is de maatgevende hoogwaterstand, die wordt berekend uitgaande van de maatgevende afvoer. Na verscheidene kritieke situaties in de eerste helft van deze eeuw en met name de Stormvloed van 1953 werd in 1956 besloten de bandijken langs de grote rivieren te dimensioneren op een afvoer van 18000 m³/s van de Rijn bij Lobith (Technische Adviescommissie voor de Waterkeringen, 1985). Dit werd vastgelegd in de zogenaamde Deltawet.

In de jaren zeventig is er nogal wat oppositie gekomen tegen de dijkverbeteringsplannen, die op deze eis waren afgestemd. Het landschappelijk fraaie rivierengebied werd op vele plaatsen danig aangetast en ook de kosten voor de realisatie van de plannen vormden een bron van zorg. Eén en ander heeft ertoe geleid dat de toenmalige minister van Verkeer en Waterstaat in 1975 de Commissie Rivierdijken (algemeen bekend als de Commissie Becht, naar de naam van de voorzitter) instelde met als opdracht de tot dan gehanteerde maatstaf voor rivierdijkversterking nader te bezien. De commissie beval in haar eindrapport (Commissie Rivierdijken, 1977) aan de maatgevende afvoer te verlagen tot 16500 m³/s Rijnafvoer te Lobith, waarbij een overschrijdingskans van 1/1250 jaar behoort.

In het algemeen werd tevens benadrukt bij dijkversterkingsplannen volgens uitgekiend

ontwerp te werken, hetgeen ondermeer impliceert dat landschappelijke waarden zoveel mogelijk ontzien moeten worden.

Uitgaande van deze gedachte wordt thans door landschapsontwerpers voorgesteld verzwarings uit te voeren tegen de buitenzijde van de oude dijk. Hierdoor worden de binnenwaarts langs de oude dijk gelegen landschappelijke elementen gespaard (dijkhuizen, oude beplantingen) (Feddes & Halenbeek, 1988).

In de tweede helft van de jaren zeventig werd ten gevolge van een groeiend milieubesef de zorg voor het milieu steeds meer betrokken bij het menselijk handelen. Ook binnen de Rijkswaterstaat deed zich een verandering in het milieudenken voor. Nieuwe, infrastructurele werken dienden getoetst te worden op hun milieu-consequenties. Bij aanleg en beheer werd gezocht naar mogelijkheden om natuurwaarden te handhaven of zelf verder te ontwikkelen (Rijkswaterstaat, 1981).

In 1981 rapporteerde een werkgroep van de Technische Adviescommissie voor de Waterkeringen (een in 1965 ingesteld adviesorgaan van de minister van Verkeer en Waterstaat) over de bijzondere botanische kwaliteit van rivierdijkgraslanden. De werkgroep ging met name in op de maatregelen om bij aanleg en beheer deze kwaliteit te behouden c.q. verder op te voeren. Zij wees erop, dat de grote verscheidenheid aan milieu-omstandigheden (helling, expositie, grondsoort, wijze van beheer en waterhuishouding) leidt tot een hoge soortenrijkdom in vergelijking met vlak gelegen graslanden. Op rivierdijken komen zo'n 250 soorten voor, die kenmerkend zijn voor het rivierengebied, waarvan 100 beperkt zijn tot dit gebied (fluviaal district) (Technische Adviescommissie voor de Waterkeringen, 1981 en 1986).

Om de uit natuurwetenschappelijk oogpunt zo belangwekkende zogenaamde stroomdalflora kans van overleven te geven zullen passende maatregelen getroffen moeten worden. In dit verband is in 1984 door Rijkswaterstaat opdracht verleend aan de Landbouwniversiteit te Wageningen onderzoek te verrichten naar de optimale samenstelling en levensvoorwaarden van de grasmat van rivierdijken.

2. Beschrijving rivierdijkvegetaties

2.1. Stroomdalflora

De meest kenmerkende vegetatie van het Nederlands rivierdijkengebied is een type, dat bekend staat als stroomdalvegetatie (Sloff & van Soest, 1939). De term veronderstelt een relatie tussen het voorkomen van plantesoorten en hun ligging in de nabijheid van de rivier. Deze stroomdalvegetatie bestaat uit soorten waarvan de kern van het areaal in Midden- en Oost-Europa ligt en die in Nederland hun noordwest-grens vinden. Hun voorkomen wordt in verband gebracht met de nabijheid van de rivier, maar zeker ook met de relatief gunstige omstandigheden in uiterwaarden en op rivierdijken, zoals het voorkomen van droge, relatief warme, zandige zuidhellingen (Jongman, 1984). Vroeger waren vooral de oeverwallen, stroomruggen en rivierduinen het van nature aanwezige habitat van deze soorten. Door toegenomen intensivering van de landbouw verdwenen deze soorten uit de uiterwaard en konden deels een refugium vinden op de bandijken, waar met de oorspronkelijke standplaats vergelijkbare omstandigheden voorkwamen.

Hoe het zaadverspreidingsmechanisme precies in zijn werk gaat, valt niet met zekerheid te zeggen. Of zaden door het water worden aangevoerd en bij overstroming achterblijven, of dat windverspreiding en/of verspreiding via dierlijke organismen een doorslaggevende rol speelt, blijft een punt van discussie. De zaden van een aantal soorten hebben in elk geval een zeer beperkt drijfvermogen (Feekes, 1936). Meer algemeen kan gesteld worden dat het rivierdal zeker kan functioneren als ecologische infrastructuur en een belangrijke corridor-functie heeft (gehad) bij de verbreiding van deze warmteminnende flora naar ons land (Jongman, 1984).

Plantensociologisch rekenen we de typische stroomdalflora tot het Mesobromion, het verbond der droge kalkgraslanden (Westhoff & Den Held, 1975). Het verbond is optimaal ontwikkeld in het submediterrane gebied.



Kattedoorn (*Ononis repens* ssp. *spinosa*) op de dijk langs de Waal. (Melman)

Buiten het fluviatiel district komt deze gemeenschap in Nederland alleen nog in het Krijt-district voor. Sykora en Liebrand (1987) die 123 opnamen maakten op rivierdijken van IJssel, Waal en Rijn plaatsten de stroomdalflora eveneens bij het Mesobromion, meer in het bijzonder bij de gemeenschap van Sikkelklaver en Zachte Haver, het *Medicagini-Avenetum pubescentis*.

Van de 174 soorten die zij aantroffen behoort echter het overgrote deel tot de bemeste graslanden en akkers/ruigten. 46 soorten kunnen tot de onbemeste graslanden gerekend worden. Voor een overzicht van de door deze onderzoekers aangetroffen Mesobromion-soorten wordt verwezen naar tabel 1.

Bremer en de Kogel (1988) stellen in dit verband de betekenis van de winterdijk (als refugium) vast. Inventarisatie langs de gehele

benedenloop van de IJssel leverde 47 soorten op, die tot de stroomdalflora gerekend kunnen worden. Van dit aantal zijn er slechts 6 die meer in de uiterwaard voorkomen dan op de dijk.

2.2. Zeldzaamheid en diversiteit

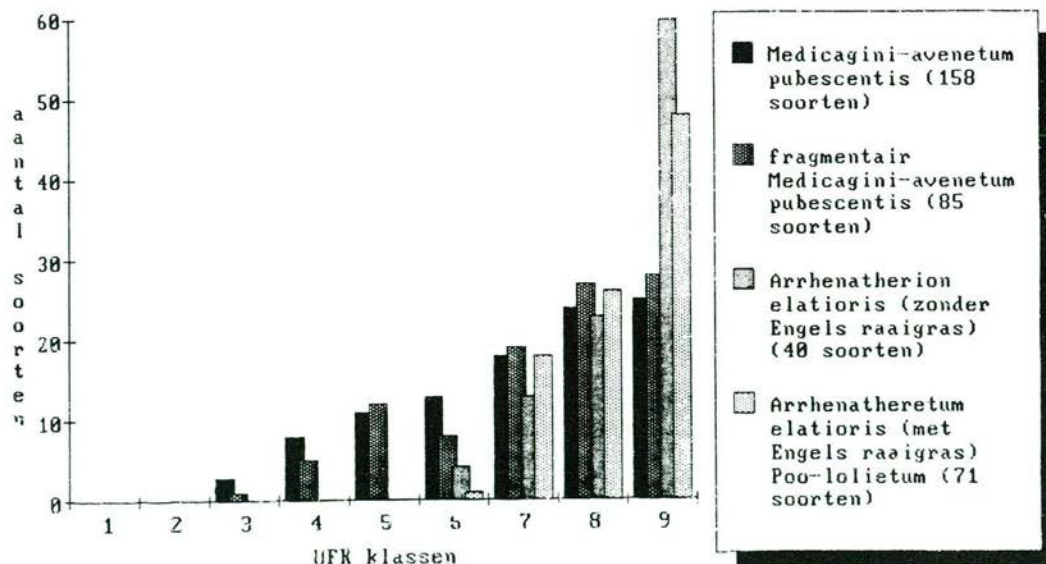
Sykora en Liebrand (1987) hebben aange-toond, dat de soortenrijkdom van de stroomdalflora hoger is dan van de andere vegetatietypen, die op dijken voorkomen. Tabel 2 maakt dit duidelijk.

Clusteren we de vegetatietypen van Sykora en Liebrand tot 4 groepen dan blijkt dat de stroomdalflora relatief meer zeldzame soorten bevat dan de meer triviale graslandtypen. In figuur 1 zijn uurhokfrequentie-klassen (UFK)

WETENSCHAPPELIJKE NAAM	-	NEDERLANDSE NAAM
<i>Eryngium campestre</i>	-	Wilde kruisdistel
<i>Scabiosa columbaria</i>	-	Duifkruid
<i>Sanguisorba minor</i>	-	Kleine pimpernel
<i>Orobanche caryophyllacea</i>	-	Walstrobremraap
<i>Salvia pratensis</i>	-	Veldsalie
<i>Ononis spinosa</i>	-	Kattedoorn
<i>Bromus inermis</i>	-	Kweekdravik
<i>Centaurea scabiosa</i>	-	Grote Centaurie
<i>Medicago lupulina</i>	-	Hopklaver
<i>Carex caryophyllea</i>	-	Voorjaarszegge

Tabel 1. Door Sykora en Liebrand (1987) aangetroffen Mesobromion soorten.

figuur 1. Aantal soorten per uurhokfrequentieklasse (UFK) van door Sykora en Liebrand (1987) onderscheiden vegetatietypen.



PLANTEN- GEMEENSCHAP	GEMIDDELD SOORTENAANTAL	MAXIMUM SOORTENAANTAL	MINIMUM SOORTENAANTAL
I	30	33	28
II	29	42	16
III	32	47	17
IV	31	40	23
V	24	34	21
VI	33	50	21
VII	28	44	20
VIII	18	24	14
IX	18	26	13
X	14	23	7

I	Medicagini-Avenetum pubescentis subass. agrostietosum tenuis, met Cypreswolfsmelk en Bitterkruid
II	Medicagini-Avenetum pubescentis subass. agrostietosum tenuis, met Veldbeemdgras en Akkerwinde
III	Medicagini-Avenetum pubescentis subass. agrostietosum tenuis, met Klein streepzaad en Gewone ereprijs
IV	Medicagini-Avenetum pubescentis subass. agrostietosum tenuis, met Scherpe boterbloem en Gewone ereprijs
V	Medicagini-Avenetum pubescentis subass. centaureetosum scabiosae
VI	Medicagini-Avenetum pubescentis subass. cynosuretosum
VII	Gemeenschap met Wilde marjolein en Glad walstro; fragmentair Medicagini-Avenetum pubescentis, een overgang vormend naar het Arrhenatheretum elatioris subass. inops
VIII	Arrhenatheretum elatioris subass. inops, met Kleefkruid en Grote brandnetel
IX	Arrhenatheretum elatioris subass. inops, met Ruw beemdgras en Engels raaigras
X	Poë-Loliëtum

Tabel 2. Gemiddeld, minimaal en maximaal soortenaantal van de plantengezelschappen (naar Sykora & Liebrand, 1987).

(Loopstra & van der Maarel, 1984) uitgezet tegen het aantal soorten.

2.3. Achteruitgang stroomdalflora

Zorgelijk is echter de enorme achteruitgang die zich in deze typische stroomdalflora en überhaupt in de ontwikkeling van plantesoorten de afgelopen decennia heeft voorgedaan. Van 50 lokaties met een goed ontwikkelde stroomdalflora die in 1968 aangetroffen werden door Neyenhuys bleek 17 jaar later op 28 plaatsen (van die 50) sprake te zijn van sterke achteruitgang of volledige verdwijning d.w.z. een achteruitgang van 56% (Sykora &

Liebrand, 1987). Bremer en de Kogel (1988) stellen vast dat op één van de soortenrijkste plaatsen langs de IJssel "het Zalkerbos", 30% van de 508 soorten die er sinds 1845 voorkwamen, is verdwenen.

Een andere conclusie uit hun werk is dat van de 127 specifieke stroomdalplantesoorten die ooit langs de IJssel zijn aangetroffen er 34 verdwenen zijn. Deze verarming van de flora moet zeker niet uitsluitend op zichzelf beschouwd worden. De kruidenrijke, uitbundig bloeiende plantengezelschappen zijn ook van grote betekenis voor de fauna. Veel bloembezoekende en herbivore insecten zoals bijen en vlinders zijn voor hun bestaan van deze flora afhankelijk.



Knikkende distel (*Carduus nutans*) op de dijk langs de IJssel. (Melman)

De oorzaak van de achteruitgang van de dijkflora in recente tijd is voor een belangrijk deel gelegen in de wijze waarop de dijktaaluds beheerd worden. De standplaatseisen van de stroomdalflora verdragen zich niet met het gangbaar agrarisch beheer. Maar ook de vele dijkversterkingen die de laatste decennia zijn uitgevoerd in het kader van de Deltawet, waarbij veelal gekozen is voor zwaardere klei dan voor stroomdalflora geschikt is, hebben het aantal vindplaatsen van deze karakteristieke vegetatie sterk doen verminderen. Met het oog op nog uit te voeren verzwaringswerken is het thans van het grootste belang meer aandacht te geven aan behoud van de stroomdalflora.

3. Beheer dijktaaluds

3.1. Ecologische aspecten

De dijkgraslanden hebben van oudsher slechts een geringe agrarische betekenis. Het zijn marginale graslanden, waarin veel kruiden voorkomen en het produktieniveau laag is, derhalve graslanden van een geringe agrarische betekenis. Bovendien zijn de vaak steile hellingen voor volwassen rundvee moeilijk te betreden. Daar komt nog bij dat de smalle, langgerekte vorm het uit oogpunt van bedrijfsvoering onaantrekkelijk maakt om apart vee in te scharen. Ze voldoen hooguit als uitloop van het aanliggend grasland en als schuilplaats voor het vee bij hoge waterstanden. Tot eind jaren zeventig waren dan ook vele dijkgraslan-



Het bermbeheer van een dijk met behulp van een schaapskudde. (Melman)

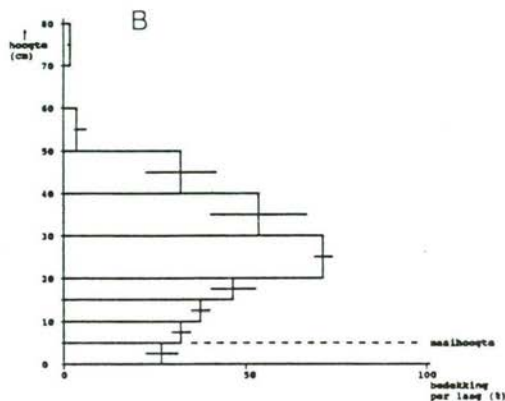
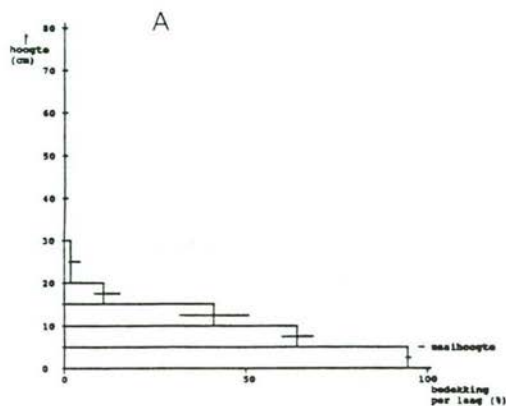
den als hooiland in beheer of functioneerden als extensieve weidegrond voor schapen of paarden. Bij dat beheer bleek de stroomdalflora goed te gedijen (Technische Adviescommissie voor de Waterkeringen, 1986).

De laatste jaren is daar een kentering in gekomen. De graslandbedrijven werden geïntensifieerd en men trachtte door hoge mestgiften van het riviergrasland een extra snede wintervoeder te winnen. Ook de rivierdijken werden aan dit regime onderworpen. Daar komt nog bij, dat boeren in de winter overtollig drijfmest op de dijktafuds dumpen, waardoor een nog sterkere voedselverrijking optreedt. De natuurwaarde van het rivierdijkgrasland is hierdoor ernstig verminderd. Ook ter instandhouding van de waterkerende functie van de dijk heeft dit beheer nadelige consequenties.

Bij een overmaat aan voedsel, zoals in het

geval van mestdumpen, zullen zeer concurrentiekrachtige, hoogopschietende, algemene kruiden en grassen, zoals *Arrhenatherum elatius*, *Urtica dioica*, *Alopecurus pratensis*, *Cirsium arvense* en *Galium aparine*, gaan domineren. In dergelijke situaties komen laagblijvende (en soms kortlevende) soorten bij gebrek aan licht niet tot kieming en vestiging (Grime, 1979). Daardoor is de dichtheid van de vegetatie in de laag vlak boven het maaiveld gering. Na maaien of beweiding in het najaar ontstaat derhalve een zeer open vegetatiestructuur ("holle zode"), die gedurende de aansluitende winter niet verandert. Ook de beworteling in de bovenste lagen van de bodem is in dit soort vegetaties veelal lager dan in soortenrijke vegetaties op voedselarme bodems.

Onderzoek naar vegetatiestructuur op een bemest rivierdijkgrasland bij Wamel (langs de



figuur 2. Gemiddeld bedekkingspercentage en standaardafwijking per laag van twee rivierdijkgraslanden.
A: Olst, stroomdalflora.
B: Wamel, verruigd.

Waal) en een onbemest laagproductief hooiland bij Olst (langs de Gelderse IJssel) maakt één en ander duidelijk (zie figuur 2).

Verwacht mag worden, dat een dergelijke "holle zode" kwetsbaar is voor erosie (zie verder par. 4).

Een andere beheersmaatregel die tot een, uit natuurbeheersoogpunt, slechte grasmat leidt, is het maaien en het (veelal om financiële redenen) laten liggen van het maaisel. Zo ontstaat een dikke strooisellaag die slechts enkele eveneens algemene soorten tot ontwikkeling laat komen. Onder de strooisellaag blijft de grond kaal en vormt zo een potentieel gevaar bij hoge waterstanden en golfploop. Ook intensieve betreding (zeker met rundvee) is schadelijk voor een grasmat. De zogenaamde paarden- en schapenpadjes blijven onbegroeid en een hoge betredingsgraad leidt ook in algemene zin tot een kwetsbare grasmat (Technische Adviescommissie voor de Waterkeringen, 1981).

Wanneer in een matrix beheersregimes tegen meest voorkomende vegetatietypen worden uitgezet, dan blijken een vijftal beheersvarianten gunstig te zijn voor het voorkomen van de stroomdalflora (Sykora & Liebrand, 1987), te weten:

- éénmaal per jaar maaien (augustus/september) en het maaisel afvoeren. Vooral geschikt voor relatief voedselarme bodem;
- tweemaal per jaar maaien (juni en september) en afvoeren van maaisel. Geschikt voor matig voedselrijke bodem;
- extensieve beweiding van ten hoogste 1 stuks jong vee of 3 schapen per ha.;
- voorjaar maaien en afvoeren en in nazomer extensief beweiden;
- voorbeweiding in voorjaar en in nazomer nog een maaibeurt met afvoer maaisel.

Het is belangrijk dat het eenmaal gekozen beheersregime zo lang mogelijk gehandhaafd blijft. Daar staat tegenover dat in de ruimte gezien verschillende beheersregimes juist verrijkend kunnen werken, zoals aangegeven wordt in de relatietheorie: Constantie in de tijd tezamen met variatie in de ruimte geeft een hoge mate van diversiteit (van Leeuwen, 1965).

Niet alleen bij beheer van bestaande rivierdijken dient natuurtechnisch te werk te worden gegaan ook bij aanleg of reconstructie van (nieuwe) dijken is dit van belang. Eerste resultaten met een inzaaioproef op de Pannerdensch Dijk (nabij het punt waar de Rijn zich splitst in Waal en Pannerdensch Kanaal)

hebben uitgewezen, dat met het toepassen van hooizaad uit bestaande stroomdalflora op een nieuw dijktaalud goede resultaten bereikt kunnen worden. Op vijf proefvakken (12 x 30 m) werden verschillende graszaadmengsels uitgezaaid. Ongeveer 4 maanden na inzaai werd op één proefvak hooizaad van een naburige, bestaande dijk, waar een goed ontwikkeld stroomdalgrasland voorkomt, bijgezaaid. Reeds in het vegetatie seizoen na inzaai bleek in dat vak een groot aantal stroomdalsoorten voor te komen die in de andere vakken ontbraken (persoonlijke mededeling W. Schippers).

3.2. Bestuurlijke aspecten

Reeds in de dertiende eeuw ontstonden de eerste waterschappen, die zich ten doel stelden de rivierdijk te beheren om zodoende het achterland droog te houden. Vanwege de agrarische betekenis, die de rivierdijk als grasland nu eenmaal heeft, is het feitelijke gebruik van de dijk in veel gevallen via pachtcontracten uitgegeven aan boeren.

Met betrekking tot de eigendom-gebruiksverhouding doen zich drie situaties voor:

- waterschap is eigenaar en gebruiker;
- waterschap is eigenaar, gebruik is verpacht en
- particulier is eigenaar en gebruiker.

De Graeff (1986) stelt, dat natuurbelangen voor het waterschap behoren tot het zogenaamde verwante belang. Het is zaak dat het waterschap bij zijn taakuitoefening zo goed mogelijk rekening houdt met deze belangen en dat de uit de voor dit belang noodzakelijke beheerskosten tot op zekere hoogte door het waterschap worden gedragen. Met behulp van deskundigen wordt een beheersplan opgesteld en het natuurtechnisch gewenste beheer kan worden uitgevoerd.

Als de grond verpacht is, zal de pachtovereenkomst uitkomst moeten bieden. Veel pachtcontracten zijn afgesloten in een tijd, dat van natuurtechnisch beheer geen sprake was. Zonder dwingende reden kunnen deze overeenkomsten niet eenzijdig worden opengebro-

ken. Eenvoudiger is de situatie, wanneer recent een dijkverzwaring is uitgevoerd. Er worden dan nieuwe pachtovereenkomsten opgesteld, die conform de nieuwe voorontwerp-wet Beheer Landbouwgronden, restrictieve bepalingen mogen bevatten, die bovendien een meerjarig karakter hebben (Pitlo, 1986). Indien particulieren eigenaar en tevens gebruiker zijn, kunnen alleen sancties opgelegd worden, indien zij handelen in strijd met de Keur (waterschapsreglement) of met het Provinciaal Reglement (Technische Adviescommissie voor de Waterkeringen, 1981).

Samengevat zal er naar gestreefd moeten worden het beheer van maaien en afvoeren en/of extensief beweiden in pachtovereenkomsten te regelen, waarbij eventueel gedeelde inkomsten geaccepteerd moeten worden terwille van een algemeen maatschappelijk belang.

Tenslotte zal er strenger op moeten worden toegezien dat mestoverschotten niet op dijktaaluds worden gedumpt. De Keur verbiedt dit om redenen van behoud van een erosiewerend grasdek. De naleving laat echter thans nog te wensen over.

4. Civieltechnische randvoorwaarden

4.1. Huidige richtlijnen

Soortenrijke stroomdalgraslanden kunnen gehandhaafd worden, mits deze vegetatietypen de primaire functie van de dijk, de functie als waterkering, niet in de weg staan. Door Sykora en Liebrand (1987) is aangetoond, dat stroomdalgraslanden vrijwel alleen op het binnentalud, op de kruin en op het buitentalud boven de maximale hoogwaterstand voorkomen. De stroomdalflora blijkt niet bestand te zijn tegen regelmatige overstrooming.

Civieltechnisch gesproken wordt de maatgevende belasting voor kruin en binnentalud bepaald door over- en afstromend water als gevolg van golfoverslag en neerslag. Uit de veiligheidsnormen die men hiervoor hanteert

blijkt duidelijk welke waarde wordt toegekend aan een kleibedekking met een gesloten grasmat. Uit oogpunt van erosie wordt voor een kleidek met grasmat een maatgevend gemiddeld debiet voor golfoverslag toegelaten dat een factor 100 hoger ligt in vergelijking met een zandige grond met slechte grasmat (Technische Adviescommissie voor de Waterkeringen, 1985).

Volgens de door Technische Adviescommissie voor de Waterkeringen (1985) uitgegeven "Leidraad" moet het lutumgehalte voor het binnentalud zo rond de 20% en het zandgehalte tussen 25 en 50% liggen. Bij voorkeur dient het kleidek 1 m dik te zijn. Een kleidek met een lichtere bovengrond (30 à 40 cm afdeklaag) is evenwel acceptabel, mits dit wordt gecompenseerd door een zwaardere klei in de ondergrond.

In de "Leidraad" van Technische Adviescommissie voor de Waterkeringen (1985) worden ook eisen gesteld aan de grasmat:

- deze dient gesloten te zijn en niet te kort de winter in te gaan (5 à 8 cm), de mat dient het gehele jaar groen te zijn,
- grassen en kruiden die 's winters bovengronds of geheel afsterven mogen slechts in bepaalde mate voorkomen,
- de in de grasmat voorkomende plantesoorten moeten redelijk bestendig zijn tegen droogte en vorst.

Grasmatten die aan deze eisen voldoen kunnen zich handhaven bij stroomsnelheden tot 6 m/s bij debieten tot 500 l/s per m. Daarentegen zullen inhomogene, sterk zandige substraten reeds bij snelheden van 2 m/s erosieproblemen geven.

Recent onderzoek heeft uitgewezen dat wellicht beter de geschiktheid van klei voor dijkbekleding kan worden vastgesteld door gebruik te maken van de consistentiegrenzen in combinatie met het zandgehalte (Kruse, 1988).

4.2. Resultaten recent onderzoek

Het onderzoek dat Sykora en Liebrand (1987) uitvoerden naar de erosiebestendigheid van de verschillende "grasmatten" in het rivierdij-

kengebied werpt een wat ander licht op deze zaak. Op drie verschillende wijzen (twee laboratoriumproeven en één veldproef) werden bodemonsters uit verschillende vegetatietypen op hun erosiebestendigheid vergeleken:

1. sproeikopmethode uitgestoken zode.

Bij de eerste methode werden zoden onderworpen aan een sproeikop die gedurende een vaste tijd krachtige waterstralen over het bodemonster spoot. Door vergelijking van gewichtsverliezen werden indruk verkregen van de erosiegevoeligheid.

2. sproeikopmethode in situ.

Ditselfde principe is ook toegepast bij de tweede methode, waarbij men echter met een grotere sproeikop werkte. De erosiebestendigheid is beschreven aan de hand van de verandering van het reliëf c.q. daling van het maaiveld en de hoeveelheid uitgespoeld en opgevangen materiaal.

3. erosie-centrifuge.

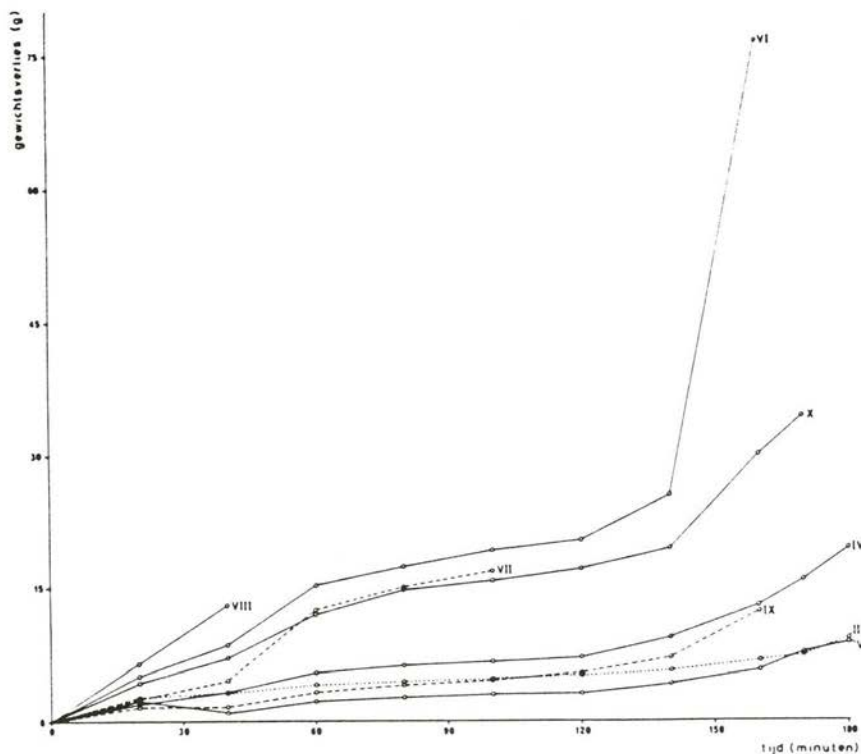
De erosie-centrifugeproef wordt praktisch toepasbaar geacht voor problemen, waarbij over een kleioppervlak stromend water de erosiebelasting vormt. Door rotatie van een cilinder werd water in contact gebracht met een bodemonster. Het resultaat van de door dit water op de stilstaande binnenkern uitgeoefende schuifspanningen werd constant gemeten met behulp van een torsiemeter. Bovendien werd tijdens de proef op vaste tijdstippen de gewichtsafname van het monster bepaald als maat voor de relatieve erosiebestendigheid.

Figuur 3 geeft de resultaten van de erosiecentrifugeproef.

Alhoewel in de drie proeven verschillende bewerkingen zijn uitgevoerd, wijst het resultaat in dezelfde richting: soortenrijke stroomdalgraslanden vertonen in het algemeen minder erosie dan de soortenarme graslanden.

Ook onderzoek van Schippers en Pon (1983) heeft uitgewezen dat begroeide dijken met een lutumgehalte van 6 tot 25% de grootste erosiebestendigheid vertonen.

Zoals inherent aan het voorkomen van stroomdalgraslanden wordt de grootste erosiebestendigheid derhalve aangetroffen op bodems die



figuur 3. Gemiddelde gewichtsafname per gemeenschap in relatie tot de tijdsduur waarin het erosietoestel werkzaam is geweest (naar Sykora en Liebrand, 1987) (voor de betekenis van de symbolen I t/m X wordt verwezen naar tabel 2).

niet bemest worden en waar een extensief maai- of beweidingsbeheer wordt gevoerd.

Sykora en Liebrand (1987) hebben ook aandacht besteed aan de steilte van hellingen in relatie tot het voorkomen van stroomdalflora. Zoals al eerder gesteld is de stroomdalflora gebaat bij droge, relatief warme omstandigheden. Het is dan ook niet verwonderlijk, dat de stroomdalgraslanden hun optimale ontwikkelingsmogelijkheden vinden op zuidhellingen met een steilte van 1:2 tot 1:3.

Bedacht moet echter worden dat de "Leidraad" van Technische Adviescommissie voor de Waterkeringen (1985) juist deze steilte als ont-

werputgangspunt voor het binnentalud adviseert. Het is derhalve geenszins bewezen dat er een causaal verband bestaat tussen hellingsteilte en voorkomen stroomdalflora. Toch moet hieruit geconcludeerd worden, dat de in de "Leidraad" aangegeven steilte, de ontwikkeling van een goed ontwikkelde stroomdalflora in elk geval niet in de weg staat.

Resumerend kan gesteld worden, dat de eisen met betrekking tot lutumgehalte van het substraat van dijkbekledingen en steilte van de helling van het binnentalud zowel wat betreft veiligheid als natuurbelang hand in hand gaan. Indien de conclusies van het erosie-onderzoek

van Sykora en Liebrand niet weerlegd worden door uitgebreider, grootschaliger onderzoek is er ook civieltechnisch gezien reden het ontwikkelen en handhaven van stroomdalgraslanden te bevorderen.

5. Uitgangspunten natuurtechnische aanpak

5.1. Algemeen

Beschouwen we de problematiek van dijk-aanleg en -beheer in relatie tot de natuurwetenschappelijke waarde van rivierdijkgraslanden dan heeft het recent uitgevoerd onderzoek, alsmede enkele praktijkervaringen een aantal zaken duidelijk gemaakt.

In zijn algemeenheid geldt dat het ontwikkelen, instandhouden en verbeteren van de voor rivierdijken karakteristieke stroomdalflora niet op gespannen voet staat met de civieltechnische "kwaliteit" van de waterkering. Deze vegetatie komt voor op het binnentalud, op de kruin van de dijk en op het buitentalud ruim boven de maximale hoogwaterstand. Derhalve delen van de dijk, waar doorgaans geen directe golfaanval te duchten is.

Om de kans, dat stroomdalflora zich ontwikkelt, handhaaft of verbetert zo groot mogelijk te laten zijn zal er in ontwerp-, aanleg- en beheersplan met een aantal punten rekening moeten worden gehouden.

5.2. Ontwerp- en aanlegfase

Een belangrijk uitgangspunt voor de ontwikkeling van stroomdalflora is, dat het substraat niet te zwaar is.

Een bovengrond met een lutumgehalte van <25% is het meest geschikt (lichte tot zware zavel). Deze textuurklasse wijkt af van de door de leidraad aangegeven zwaarte van de dijkbekleding op binnentaluds (zie figuur 4). Dit zou gecompenseerd kunnen worden door het risico van golfoverslag te verlagen door een iets hogere dijk te maken dan de leidraad voorschrijft (Florian, 1986).

Van belang is ook, dat bij de tracerings van het dijkverloop getracht wordt een zo groot mogelijk aandeel zuid- en zuidwesthellingen te creëren. Juist op deze hellingen ontstaan micro-klimatologische omstandigheden, waaronder de stroomdalflora zich kan ontwikkelen.

De niet te zware bovengrond moet ook aan bepaalde eisen voldoen ten aanzien van zuurgraad (pH tussen 6 - 8) en kalkgehalte (CaCO_3 tussen 1 - 6%). Het verdient om die reden sterke voorkeur om daar waar mogelijk gebruik te maken van de bovengrond van de bestaande (te versterken) dijk. Door dit materiaal in depot te leggen en te verwerken als deklaag bij de nieuwe dijk wordt niet alleen bereikt dat een geschikt bodemsubstraat is gegeven, maar zou tevens een deel van het zaad geleverd kunnen worden om het nieuwe talud van een stroomdalvegetatie te voorzien.

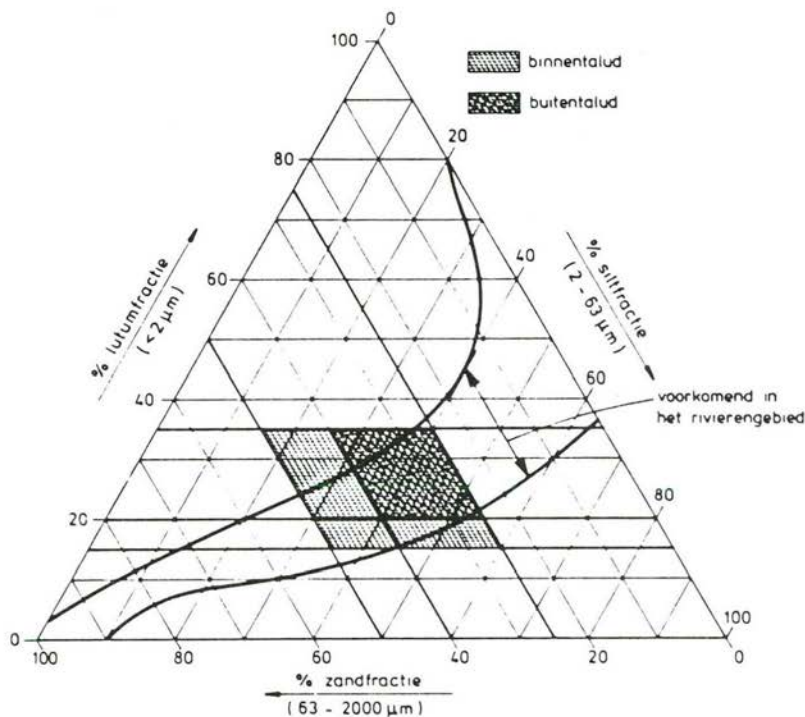
Om het vestigen van de stroomdalvegetatie te bespoedigen staan nog enkele andere wegen open. Inzaai met hooizaad van stroomdalflora zou voor nieuwe situaties gunstige perspectieven kunnen bieden.

5.3. Beheersfase

In de natuurtechniek zijn aanleg en beheer onlosmakelijke begrippen. Een natuurtechnisch juist gekozen aanleg kan door een ongunstig beheer volledig teniet worden gedaan. Het omgekeerde geldt in mindere mate. Rivierdijken, waarop een zware afdekgrond is aangebracht kunnen na verloop van vele decennia bij een juist beheer toch een waardevolle vegetatie opleveren.

Het handhaven van een laag niveau aan voedingsstoffen kan bereikt worden door één of tweemaal per jaar te maaien en af te voeren. Bij zeer lichte bodems is éénmaal per jaar maaien en afvoeren voldoende. Hetzelfde effect kan ook bereikt worden door extensieve beweiding (jong vee of schapen). Als richtlijn kan worden aangehouden één stuks jong vee of 3 schapen per ha.

Gunstig scoort ook een combinatie van maaien/afvoeren en beweiden, d.w.z. in voorjaar maaien gevolgd door extensief beweiden in



figuur 4. Textuur-driehoek met in de gearceerde ruit de voor dijkbekleding gewenste fracties (Technische Adviescommissie voor de Waterkeringen, 1985).

nazomer, of een voorbeweiding in het begin van het vegetatieseizoen gevolgd door een maaibeurt in augustus/september. Ten ene male moet voorkomen worden dat bij dit beheersregime bemesting plaatsvindt. Daarmee wordt het verschalingsbeheer in één keer teniet gedaan.

Zoals al in de inleiding van deze paragraaf is aangegeven lijkt een natuurtechnisch aangelegde en beheerde dijk de kwaliteit van de waterkering niet aan te tasten. De angst dat het toelaten van kruiden een open, holle zode doet ontstaan, die een verhoogde erosiegevoeligheid vertoont, is ongegrond. De stroomdalflora is weliswaar structuurrijker dan de monotone grasmatten die vroeger werden nagestreefd, maar het lijkt voldoende aange-

toond dat, mede vanwege een diep en intensief vertakt wortelstelsel, de erosiebestendigheid van de stroomdalgraslanden minstens even groot zo niet groter is.

6. Slotwoord

Alhoewel globaal bekend is hoe natuurtechnisch verantwoord beheer van rivierdijkgraslanden moet plaatsvinden, zijn er nog een aantal zaken die nadere bestudering behoeven. In de eerste plaats zal het inzicht verruimd moeten worden aangaande de erosiegevoeligheid van verschillende typen grazige vegetaties onder verschillende condities. Met name het gedrag van met diverse vegetatietypen

begroeide dijkhellingen bij hoge waterstanden, golfoploop en golfoverslag dient nader bekeken te worden.

Wat betreft het ecologisch onderzoek dienen de in het bovenrivierengebied ontwikkelde natuurtechnische principes getoetst te worden in andere situaties. In 1988 is een soortgelijk onderzoek gestart op de rivierdijken van Maas en Benedenrivierengebied. Hierbij zullen ook de zeewerende dijken betrokken worden.

Tenslotte zullen praktijkexperimenten de haalbaarheid van enkele natuurtechnische maatregelen moeten aantonen. Daarbij wordt vooral gedacht aan inzaaien (van stroomdalsoorten) en het overzetten van zoden, alsmede de keuze van dikte en zwaarte van afdekklagen. Het natuurtechnisch onderzoek op waterkeringen zal er uiteindelijk toe moeten leiden dat voor aanleg en beheer van dijkgraslanden een aparte leidraad tot stand wordt gebracht.

Referenties

- BORGER, G.J., 1985 - De ouderdom van onze dijken. *Historisch Geografisch Tijdschrift* 3(3): 76-79.
- BREMER, P. & T.J. DE KOGEL 1988 - Floristische aspecten van de benedenloop van de IJssel. *Gorteria* 14(2): 35-46.
- CHAMALAUN, M. & H.T. WATERBOLK (eds.) 1980 - *Voltooid verleden tijd? Een hedendaagse kijk op de prehistorie*. Intermediair Bibliotheek/ Uitgeverij Dr. W. Backhuys, Amsterdam.
- COMMISSIE RIVIERDIJKEN 1977 - Rapport Commissie Rivierdijken. Hoofddirectie van de Waterstaat, 's-Gravenhage.
- FEDDES, Y.C., & F.L. HALENBEEK 1988 - Een scherpe grens; ontwerpstudie naar de ruimtelijke kwaliteit van verzwaarde rivierdijken. *Landschapsarchitectuur, Staatsbosbeheer, Utrecht*.
- FECKES, W., 1936 - De ontwikkeling van de natuurlijke vegetatie in de Wieringermeerpolder, de eerste grote droogmakerij van de Zuiderzee. Commissie voor het Botanisch Onderzoek van de Zuiderzee en omgeving. *Verslagen en Mededelingen No. 28*.
- FLORIAN, G.J., 1986 - Ontwerp en Aanleg van rivierdijken. *Waterschapsbelangen* 71 (23/24): 703-708.
- GRAEFF, J.J. DE, 1986 - Verantwoordelijkheden en mogelijkheden van de rivierdijkbeheerder. *Waterschapsbelangen* 71 (23/24): 700-702.
- GRIME, J.P., 1979 - *Plant Strategies and Vegetation processes*. John Wiley and Sons, Chichester.
- JONGMAN, R.H.G., 1984 - Uiterwaarden: Genetisch reservoir en ecologische infrastructuur. *Landschap* 1 (2): 109-118.
- KRUSE, G.A.M., 1988 - Onderzoek naar het beoordelen van de geschiktheid van kleigrond voor bekleding van dijken met grasbekleding. *Grondmechanica Delft te Delft*.
- LEEUEWEN, C.G. VAN, 1965 - Het verband tussen natuurlijke en anthropogene landschapsvormen, gezien vanuit de betrekkingen in grensmilieus. *Gorteria*, 2 (8): 93-105.
- LOOPSTRA, I.L., & E. VAN DER MAAREL 1984 - Toetsing van de ecologische soortengroepen in de Nederlandse flora aan het systeem van indicatiewaarden volgens Ellenberg. Rapport nr. 381. Rijksinstituut voor onderzoek in de bos- en landschapsbouw "De Dorschkamp", Wageningen.
- MULDER, G.J.A., (eds.) 1951 - *Handboek der Geografie van Nederland*. N.V. De Erven J.J. Tijl, Zwolle.
- PITLO, R.H., 1986 - Schetsen van mogelijkheden, een samenvatting. *Waterschapsbelangen* 71 (23/24): 709-710.
- REIJS, W.W., 1947 - *Nederland, zoals het was - zoals het is*. Bosch en Keuning N.V., Baarn.
- RIJKSWATERSTAAT 1981 - *De Rijkswaterstaat en de zorg voor het milieu*. Hoofddirectie van de Waterstaat, 's-Gravenhage.
- SCHIPPERS, W., & K. PON 1983 - Grondsoort, vegetatie en erosiebestendigheid, onderzoek aan de linker IJsselbanddijk. *Landbouwhogeschool, Wageningen*.
- SLOFF, J.G., & J.L. VAN SOEST 1939 - *Het fluviatiel district in Nederland en zijn flora*. *Nederlands Kruidkundig Archief* 49.

- SYKORA, K.V., & C.I.J.M. LIEBRAND 1987 - Natuurtechnische en Civieltchnische aspecten van Rivierdijkvegetaties. Landbouwuniversiteit, vakgroep Vegetatiekunde, Plantenecologie en Onkruidkunde, Wageningen.
- TECHNISCHE ADVIESCOMMISSIE VOOR DE WATERKERINGEN 1981 - Aanleg, Beheer en Onderhoud van de grasmatten op rivierdijken. Rapport nr. 1 van subwerkgroep 9A. T.A.W., Lelystad.
- TECHNISCHE ADVIESCOMMISSIE VOOR DE WATERKERINGEN 1985 - Leidraad voor het ontwerpen van rivierdijken, deel 1 - bovenrivierengebied. Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage.
- TECHNISCHE ADVIESCOMMISSIE VOOR DE WATERKERINGEN 1986 - Landbouwkundig en natuurtechnisch beheer van rivierdijkgrasland. Meetkundige Dienst, 's-Gravenhage.
- WESTHOFF, V., & A.J. DEN HELD 1975 - Plantengemeenschappen in Nederland. Thieme & Cie., Zutphen.

Inrichting en beheer van oevers en oeververdedigingen van rijkswateren

G.J. Bekker en H.D. van Bohemen

Samenvatting

Dit hoofdstuk gaat in op de oevers langs grote wateren (meren, rivieren en kanalen) in Nederland. Na een kort overzicht over de verscheidenheid van oevers wordt ingegaan op de actuele en potentiële natuurwaarden van de oeverzone. Tevens wordt inzicht geboden in de mogelijke vormen van aantasting van de oevers.

Op basis van praktijkvoorbeelden en ecologische inzichten wordt een pleidooi gehouden voor de aanleg van meer natuurtechnische vormen van oeververdediging. Tot slot worden een aantal algemene uitgangspunten geformuleerd en aanbevelingen gedaan hoe in de praktijk bij een noodzakelijke aanleg van een oeververdediging omgegaan kan worden met een zo milieuvriendelijke oplossing.

1. Inleiding

Nederland staat in de wereld bekend als een waterbouwkundige natie. Van oudsher stond "de strijd tegen het water" centraal. Zorg voor oeververdedigingen vormt een belangrijk onderdeel van deze strijd. De Rijkswaterstaat heeft door de beheerstaak van de rijkswateren, die bestaan uit grote rivieren, kanalen, meren en getijdewateren, een grote lengte oevers in beheer. Het gaat daarbij om ca. 5000 km. Bij andere beheerders van grote wateren, zoals provincies en waterschappen, is een vergelijkbare oeverlengte in beheer. Daarnaast omvatten slootoevers en kleine watergangen nog eens ca. 200.000 km oeverlengte.

Vanouds zijn de oevers vorm gegeven vanuit de lokale beheerstrategie, waarbij het accent lag op een verdediging van de oevers tegen eroderende krachten van het water (Commissie voor Vaarwegbeheerders, 1988).

Oevers hebben altijd bloot gestaan aan erosieve krachten door met name waterstroming, ijsgang en golven. Deze erosie, deels onderdeel van de natuurlijke dynamiek van de systemen zelf, is voor het andere deel veroorzaakt door de mens aangebrachte wijzigingen in het watersysteem, zoals scheepvaart en peilveranderingen.

De grote rivieren Rijn, Maas en Waal hebben in Nederland het karakter van een benedenloop. Hiervoor zijn kenmerkend een meanderende loop, de wisselende afvoeren, de relatief lage stroomsnelheden en het optreden van meer sedimentatie dan erosie.

Gezien de vele door de mens toegekende functies van water en land is het verdedigen van de oevers in vele situaties noodzakelijk. Dit heeft geleid tot de aanleg van oeververdedigingen; eerst met beperkte technische middelen, later door forse civieltechnische ingrepen met niet van nature in Nederland voorkomende materialen.

Veel van deze puur civieltechnisch uitgevoerde constructies blijken weinig over te laten van de belangrijke natuurwaarden van oevers. Het was onder meer de Natuurwetenschappelijke Commissie van de Natuurbeschermingsraad die wees op het ongemerkt voortschrijden van de versterking van de oevers van de grote rivieren en bracht hierover een advies aan de overheid uit (Natuurwetenschappelijke Commissie, 1979). Ook oeververdedigingen langs

kanalen, bestaande uit damwanden, ontmoeten veel kritiek in de maatschappij, onder andere door het verdrinken van dieren (Beker, 1990). Deze kritiek leidde stapsgewijs tot noodzaak van een herbezinning over de functie van oevers en de toe te passen verdedigingen van (rijks)wateren. Als gevolg daarvan is in 1985 bij Rijkswaterstaat het Project Milieuvriendelijke Oevers van start gegaan. Het doel van dit project is bij de oevers langs rijkswateren, en zo mogelijk ook langs wateren met andere beheerders, te komen tot een meer milieuvriendelijke wijze van oeververdediging.

De grote verscheidenheid aan milieu-omstandigheden bij oevers vereist dat bij het zoeken naar oplossingen aangesloten wordt bij de ter plaatse aanwezige omstandigheden.

Het streven naar meer milieuvriendelijke oevers is een praktische invulling van het beleid naar een integraal waterbeheer, zoals dat is omschreven in de nota "Omgaan met water" (Rijkswaterstaat, 1986). Hierin wordt de ecologische samenhang binnen watersystemen centraal gesteld. De benadering beoogt door een integrale afweging de wensen van de samenleving ten aanzien van de functies en het functioneren van watersystemen in evenwicht te brengen met de ecologische mogelijkheden. Om een zo optimaal mogelijke afstemming van mogelijkheden en wensen te bereiken staan technische en juridische instrumenten ter beschikking of zijn in ontwikkeling (Rijkswaterstaat, 1989). Deze benadering vereist een grondige analyse van de toegekende functies, van de systeemeigen processen en van het beheer. De ecologische mogelijkheden moeten daarbij in een ecologische basisdoelstelling worden vastgelegd. Hierbij kunnen referentiebeelden een belangrijke rol spelen.

Gezien de natuurlijke verschillen in morfologie, hydrologie en bodemsamenstelling en gezien de vele vormen van gebruik vertonen oevers een grote variatie. Dit geldt tussen de typen wateren, maar ook in de lengterichting van hetzelfde water. Bij het streven naar meer milieuvriendelijke oeververdedigingen is unifor-

miteit en een reeks van standaardoplossingen daarom slechts in beperkte mate mogelijk. De belangen op en in het water en op het land bepalen daarbij in belangrijke mate het ontwerp. Concreet betekent dit dat de oeververdediging van een drukbevaren vaarweg met grote schepen andere eisen stelt dan die langs een vaarweg, waar zo nu en dan een recreatievaartuig passeert.

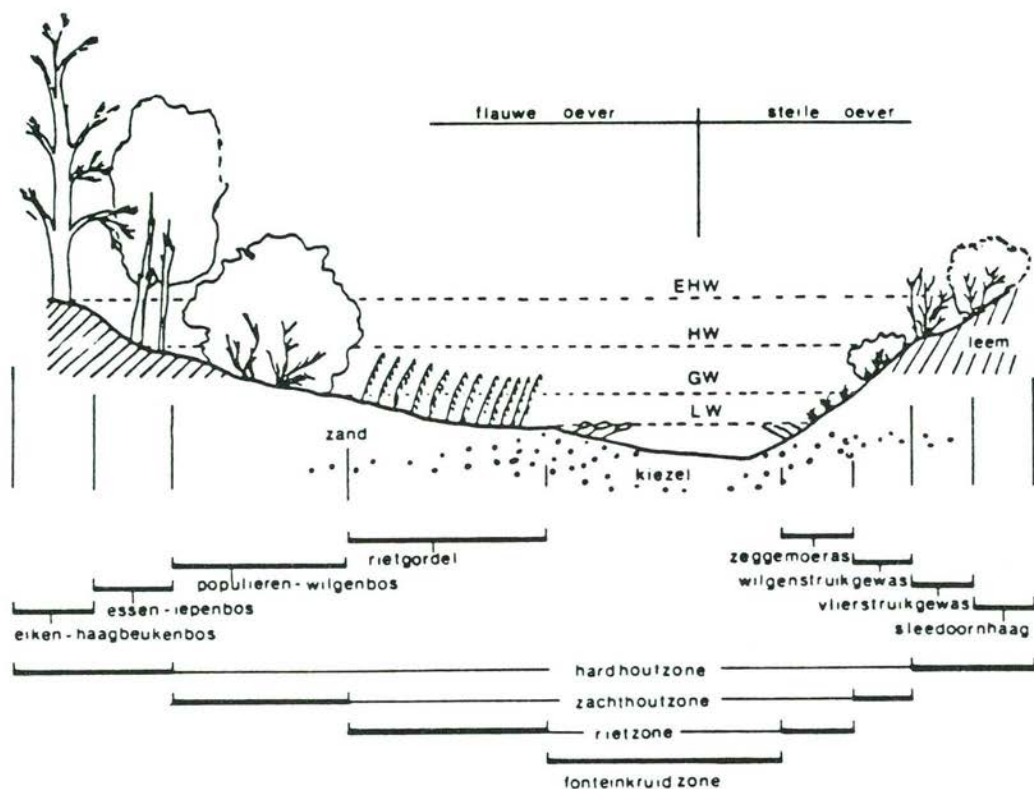
Milieuvriendelijk betekent dat ruimte wordt geboden aan de flora en fauna die eigen is aan het betreffende water en de er langs voorkomende oever in combinatie met de toegekende functies. Het begrip milieuvriendelijk is een vrij nieuw begrip. De werkwijze, die leidt tot milieuvriendelijke oevers moet geleidelijk worden ingebouwd in het normale dagelijkse werk.

2. Oevers

2.1. Wat is een oever?

Oevers vormen het overgangsgebied van water naar land. Deze globale omschrijving is gezien de grote variatie aan oevers in de praktijk moeilijk hanteerbaar. Bij kanalen met damwanden is de oeverbreedte beperkt tot enkele centimeters, terwijl sommige rivieroevers met de uiterwaarden enkele honderden meters breed kunnen zijn. Het is gewenst meer duidelijkheid aan te brengen in het begrip.

In juridische zin (Artikel 578 van het Burgerlijk Wetboek) wordt uitgegaan van de volgende definitie: "...de boorden van rivieren, meeren of stroomen, welke bij gewone tijden, als het water op het hoogste is, door dat water overdekt worden, en niet hetgeen door watervloeden overstroomd is". Onder deze definitie valt het gebied tussen de gemiddeld en de hoogste waterstand, waaronder de uiterwaarden. Bittmann (1965) geeft als vage omschrijving van de oever: "het gebied dat onder water bij de oevervoet begint, meestal onder de hoogwaterlijn en eindigt boven water bij de oeverkruin, of als die ontbreekt de gemiddelde waterstandslijn". Met deze definitie rekent Bitt-



figuur 1. Dwarsdoorsnede van een standaardoever (Bitmann, 1965).

mann de uiterwaarden niet tot de oever. Leemans en Reiling (1986) laten de oever van de met kribben versterkte Waal beginnen aan de waterzijde bij de kop van de krib. Aan de landzijde hanteren zij als grens de buitenkruinlijn van de zomerkade.

Hoe het ook zij, uit het bovenstaande is duidelijk dat het bij oevers gaat om een zone, die (periodiek) in nauw contact staat met het water. In dit hoofdstuk komt weliswaar het beheer van dijken niet aan de orde, maar gezien de betekenis van de uiterwaarden in dit verband gaat de voorkeur uit de oever niet te beperken tot de zone rond de gemiddelde waterstandslijn.

De functies van oppervlaktewateren zijn afvoer van water, ijs en sediment, scheepvaart, watervoorziening, natuur en landschap. Op het land zijn de functies landbouw, bewoning, infrastructuurle werken, industrie en natuur en landschap van belang.

De functies van de oever zijn:

- scheiding van land en water, met een accent op verdediging van land tegen water;
- visuele geleiding van scheepvaart en plaats om af te meren;
- milieu voor levensgemeenschappen en de daarin thuishorende organismen (flora en fauna) en de daarbij behorende natuurlijke processen;



Voorbeeld van een brede rietoevers langs het Zwarte Water. (Bekker)

- terrein voor oeversgebonden activiteiten (vissen, oeverrecreatie).

De functies van de oever zijn sterk gerelateerd aan de functies van het aangrenzende water en het oppervlakte water.

2.2. Natuurwaarde in de oeverzone

Kwakernaak et al. (1988) beschouwen het water en de oever als een ecologisch systeem, met voor elk water karakteristieke overgangen, processen, levensgemeenschappen en organismen.

Oevers zijn overgangen tussen water en land of wel de overgang nat-droog. Dit gaat vaak gepaard met overgangen tussen zout-zoet, voedselrijk-voedselarm, zuurstofrijk-zuurstofarm en donker-licht. Overgangs- en grensmilieus zijn in het algemeen rijk aan natuurwaarden.

Het kustgebied, de estuaria, de meren en moerassen, de rivieren met hun oevers herbergen een groot deel van de natuurlijke en half-natuurlijke terreinen in Nederland (Wolff et al., 1988). Deze terreinen worden onder andere gekenmerkt door een veelheid aan aaneengesloten grensmilieus, met specifieke combinaties van milieu-eigenschappen. De rijkswateren omvatten 50% van de door het Rijksinstituut voor Natuurbeheer opgestelde lijst van "wetlands", internationaal belangrijke water- en moerasgebieden in Nederland (Boudewijn, 1987). Qua oppervlakte is dat zelfs 80-90%. Een essentieel onderdeel daarbij vormen de oevers van deze rijkswateren.

De natuurwaarden geven oevers een belangrijke habitatfunctie in het Nederlandse landschap. De aaneengeslotenheid van de oevers geven de Nederlandse oppervlaktewateren

bovendien een belangrijke betekenis als corridor voor planten en dieren.

De grote variatie in expositie, substraat, fysische processen, inrichting en beheer van water en land wordt nog versterkt door de grote verscheidenheid van overgangen in het oevermilieu. Ten opzichte van het aangrenzende land- en watersysteem is de oppervlakte van het oeversysteem meestal gering. Het heeft echter een eigen waarde voor het voortbestaan van bepaalde organismen zowel op het land (trekvoegels, amfibieën) als in het water (vissen).

In de oever bepalen verschillende standplaatsfactoren welke vormen van biologisch leven mogelijk zijn. Enkele factoren spelen daarbij een hoofdrol (Adriaanse, 1986):

- * de waterbeweging:
 - de golfenlengte en golfhoogte
 - de stroming
 - de waterstandswisseling
- * de geomorfologie:
 - de oevervorm
 - het substraat
- * de waterkwaliteit:
 - de chemische parameters
 - het doorzicht

De diversiteit aan soorten planten, dieren en levensgemeenschappen is duidelijke gecorreleerd met de heterogeniteit van het milieu langs rivieren (Ward & Stanford, 1983; Nilson et al., 1989).

In de oeverzone kan tot waar licht op de bodem doordringt plantengroei optreden. Deze diepte wordt ondermeer bepaald door schaduw boven en in het water door planten en bomen en door in het water zwevende levende en dode deeltjes. Voor vele watersystemen is de oever in belangrijke mate bepalend voor het voorkomen van producenten. Bovendien komen in deze zone meer primaire en secundaire consumenten voor dan in de andere zones (Odum, 1971).

De vegetatiezone van rivieren, meren en in principe van kanalen bestaat uit de reeks: "ondergedoken - drijfblad - boven water uitgroeïend - op de droge oever groeïend". In

figuur 1 komt deze opeenvolging voor de verschillende soorten wateren naar voren.

De oeverzone speelt in één of meer levensstadia van vele vissen een rol. Te denken valt hierbij aan: het afzetten van eieren aan de vegetatie, het schuilen van jonge vis tussen de waterplanten, het optrekken buiten de sterke stroom in rivieren.

Een heel belangrijke functie van de oeverzone is de produktie van een relatief grote hoeveelheid dierlijke en plantaardige organismen, die weer tot voedsel dienen aan andere organismen. Een oeverzone moet dan ook voldoende groot zijn om de in het geding zijnde voedselketens te kunnen voorzien van een noodzakelijke basis.

Oevers met een goed ontwikkelde vegetatie zijn van belang als broedbiotoop voor vogels. Steile randjes, ontstaan door afslag, vormen het broedgebied voor de oeverzwaluw. Slikrandjes en vegetatie geven voedsel aan ondermeer vele steltlopers.

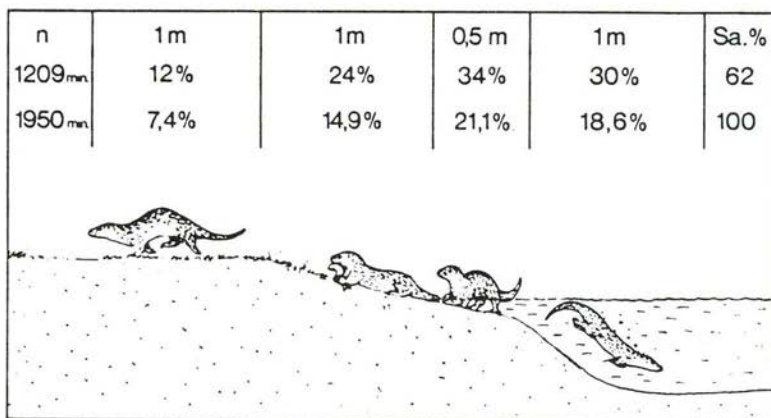
De oever kent ook enkele aan de oever gebonden zoogdieren. Zo brengt de otter ruim 60% van zijn tijd door in de oeverzone (zie figuur 2).

Daarnaast zijn soorten als woelrat, bever, muskrat en waterspitsmuis typische oeverbewoners.

In tabel 1 is het belang van de oevers weergegeven langs de Friese meren voor enkele diergroepen. Opvallend is de betekenis van het al dan niet begroeïd zijn.

2.3. Referentiebeelden

Voor de inrichting en het beheer van de in het geding zijnde oevers kunnen referentiebeelden en daaruit af te leiden streefbeeld en belangrijke rol spelen. Bij de ontwikkeling en de toepassing van een systeem van referentiebeelden is het noodzakelijk te beschikken over een inventarisatie van de actuele situatie. Met behulp van de (soms gebrekkige) gegevens uit het verleden, inzicht in vergelijkbare watertypen onder meer natuurlijke regi-



figuur 2. Aandeel van het verblijf in de (3.5 m brede) oeverzone (1.209 min. = 62%) in verhouding tot de totale duur van de activiteiten (1.951 min. = 100%) van een otter in het visotteronderzoeks-reservaat Oderhaus (B.R.D.) (Reuther, 1985).

Tabel 1. Soortenaantallen van enkele groepen gewervelde dieren, die voor kunnen komen in een aantal oevertypen langs de Friese meren (Smittenberg & Roukema, 1979).

OEVERTYPE	ONBEGROEID	BEGROEID MET RIET EN WATERPLANTEN	BEGROEID MET RIET EN OPGAAND GEWAS
DIERSOORTEN			
vissen (stagnante wateren)	5	7	n.v.t.
broedvogels (friese wateren)	0	max. 13	max. 21
zoogdieren	2	6	8

mes en algemeen erkende ecologische uitgangspunten is het mogelijk een referentie op te stellen. Hierna is het mogelijk streefbeeld te formuleren. Dat zijn gewenste situaties, die men in een bepaald tijdsbestek zou willen realiseren. Hierbij is het van belang de kennis over de ontwikkeling (successie, verlanding) te betrekken bij de formulering van de gewenste streefbeeld.

Via referentie- en streefbeeld kunnen ontwikkelingen gestuurd worden omdat men inzicht heeft in de te verwachten stadia in die ontwik-

keling. Het benodigde (ontwikkelings-)beheer kan hierop worden afgestemd.

Bij de keuze van referentiebeeld spelen vele aspecten en factoren een rol. Het gaat daarbij vooral om fysisch-geografische (morfologie, hydrologie, bodem), biologische (vegetatie, fauna) en (historisch en visueel-)landschapelijke aspecten. Een algemeen hanteerbaar overzicht voor de oevers langs de Nederlandse wateren is nog niet beschikbaar. Enerzijds ontbreekt het aan voldoende gegevens over de toestand in het verleden (op verschillende tijdstippen) en anderzijds is de menselijke

I. ZONE PERMANENT ONDER WATER

1. stroomgeul
2. kribvak
3. besteede onderwateroever

II. VEELVULDIG OVERSTROOMDE ZONE

1. onbegroeid zandstrand
2. ijl begroeid zandstrand
3. slib- en modderstrand
4. ruigte op flank van strandwal
5. hoge strandwal
6. kleilige oever en steilrand
7. moeraszoom op besteende (krib)oever
8. idem, ruigtekruidenzoom
9. overzande kribwortel
10. rietgors
11. wilgenbegroeiing

III. AF EN TOE OVERSTROOMDE ZONE

1. pioniergrasland op strandwal
2. grasland op lage oeverwal
3. hooggelegen uiterwaardgrasland
4. laaggelegen uiterwaardgrasland
5. moerassige vegetaties
6. moerassig kleigrasland
7. plasjes en sloten
8. rietvelden
9. wilgenbosjes

IV. ZEELDEN OVERSTROOMDE ZONE

1. zandig oeverwalgrasland
2. zavelig oeverwalgrasland
3. verarmd oeverwalgrasland
4. meidoornhagen
5. oeverwalbos
6. soortenrijk kleigrasland op zomerkade
7. verarmd kleigrasland op zomerkade
8. besteend talud op zomerkade
9. talud van steenglooiingen

Tabel 2. Overzicht van de milieutypen langs de Waaloever (Leemans & Reiling, 1986).

invloed steeds sterker geworden. In 1986 verscheen een studie van Janse over de ecologische waarden van wateren in het winterbed van de grote rivieren. Een belangrijk onderdeel in die studie vormt een overzicht van maatregelen, die de ontwikkeling van gewenste levensgemeenschappen in de wateren, inclusief de oevers, bevorderen. Leemans en Reiling (1986) geven een overzicht van de oeversituatie langs de Waal. Tabel 2 vormt een illustratie van de variatie aan actuele milieutypen langs de Waal.

Er zijn enkele voorzetten gedaan om deze referentie- en/of streefbeeld in te vullen:

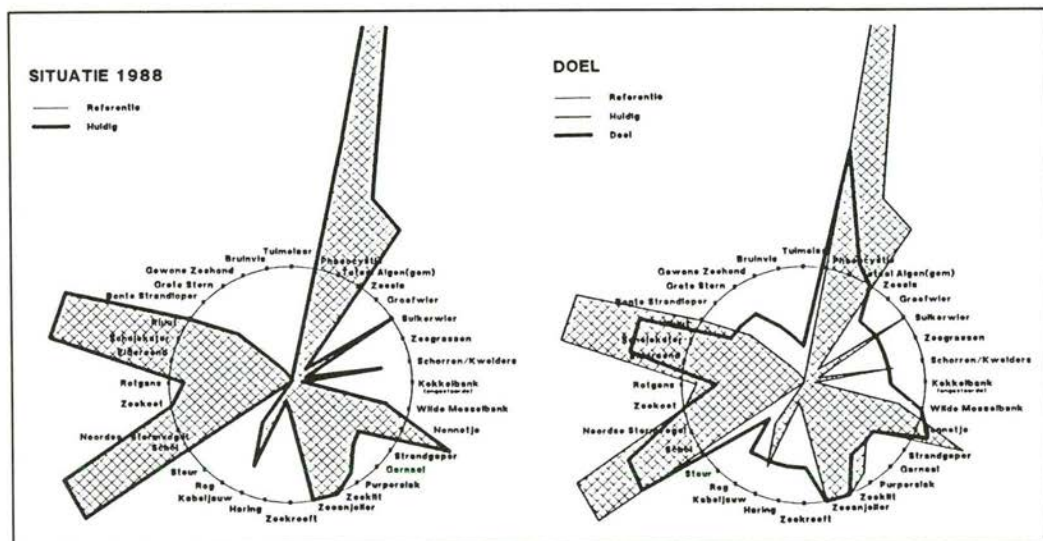
- Kwakernaak et al. (1988) duiden als mogelijke ecologische referentie voor oevers langs kanalen op de meer natuurlijke oevertypen in de omgeving. Veel ecologische relaties tussen verschillende gebieden verlopen via kanaaloevers. Zo verbindt het in de provincie Noord-Brabant gelegen Wilhelminakanaal de sterk geïsoleerde beekdalen van de Dommel, de Beerse, de Reusel en de Donge.
- Ten Brink en Hosper (1989) hebben voor de Derde Nota Waterhuishouding (Ministerie van Verkeer en Waterstaat et al., 1989) een referentiesysteem ontwikkeld dat naar de bijbehorende figuren "Amoebe-benadering" wordt genoemd. Op de cirkel is de referentiesitua-

tie aangegeven. De 100%-norm van de gehanteerde criteria zijn als punten op de cirkel terug te vinden. Waar de situatie in het peiljaar afwijkt van de referentie is dit aangegeven door een punt binnen (vermindering) of buiten (vermeerdering) de cirkel te plaatsen. Voor de Noordzee en haar randzeeën hebben zij deze benadering uitgewerkt zoals in figuur 3 is aangegeven.

Voor rivieren is recent door De Wit (1990) een "rivieramoebe" ontwikkeld (zie figuur 4).

Uit de figuur komt de conclusie naar voren dat verbeteringen vooral optreden als het beleid met betrekking tot de waterkwaliteit, door middel van een 90% reductie van de lozingen, versterkt wordt met hydrologische, morfologische en landinrichtingsmaatregelen. Het streven naar milieuvriendelijke oevers is één van deze maatregelen.

Een benadering met behulp van referentiesystemen en streefbeeld in biedt aan het beleid een hulpmiddel om ecologische gegevens uit heden en verleden verantwoord in concrete en toetsbare (ecologische) doelstellingen om te zetten. Dergelijke referenties en ecologische doelstellingen kunnen ook anderen een meer objectief beeld geven van de gemaakte keuzen. Er is evenwel op het gebied van oevers nader onderzoek nodig voor een verantwoorde



figuur 3. De huidige ecologische toestand van de Noordzee en een fictieve ecologische doelstelling (Ten Brink & Hosper, 1989).

toepassing van een dergelijke aanpak (Ministerie van Landbouw en Visserij, 1989).

3. Aanval op oevers

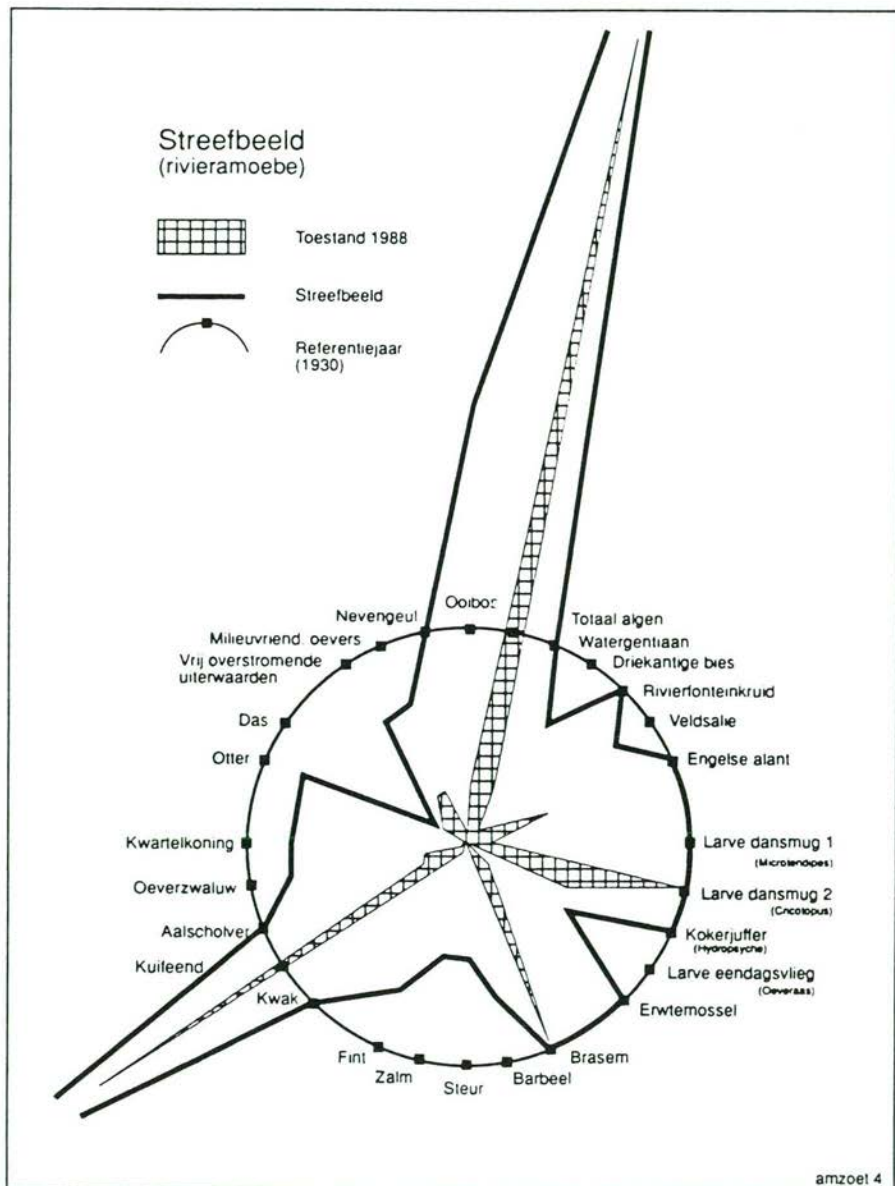
Oevers langs rijkswateren vragen in de meeste situaties een bescherming tegen golven en stromingen, soms ook tegen belastingen van de landzijde. In golven en stromingen zijn hoeveelheden bewegingsenergie gebundeld. Als deze bij de oever de bodem en het land raken gaat deze energie over van waterdeeltjes op gronddeeltjes. De mate waarin dit gebeurt is afhankelijk van de vorm van de oever, de samenhang tussen de bodemdeeltjes en de kracht van de belastingen.

Bij de grote rivieren in Nederland speelt de stroming een rol (1 à 2 m/s) en in strenge winters de ijsgang. De sterk doorgevoerde ontwatering voor de landbouw en de toename van het verhard oppervlak in de stedelijke omgeving versnelt de uitslag uit het stroomgebied. De piekafvoeren en de stroomsnelheden

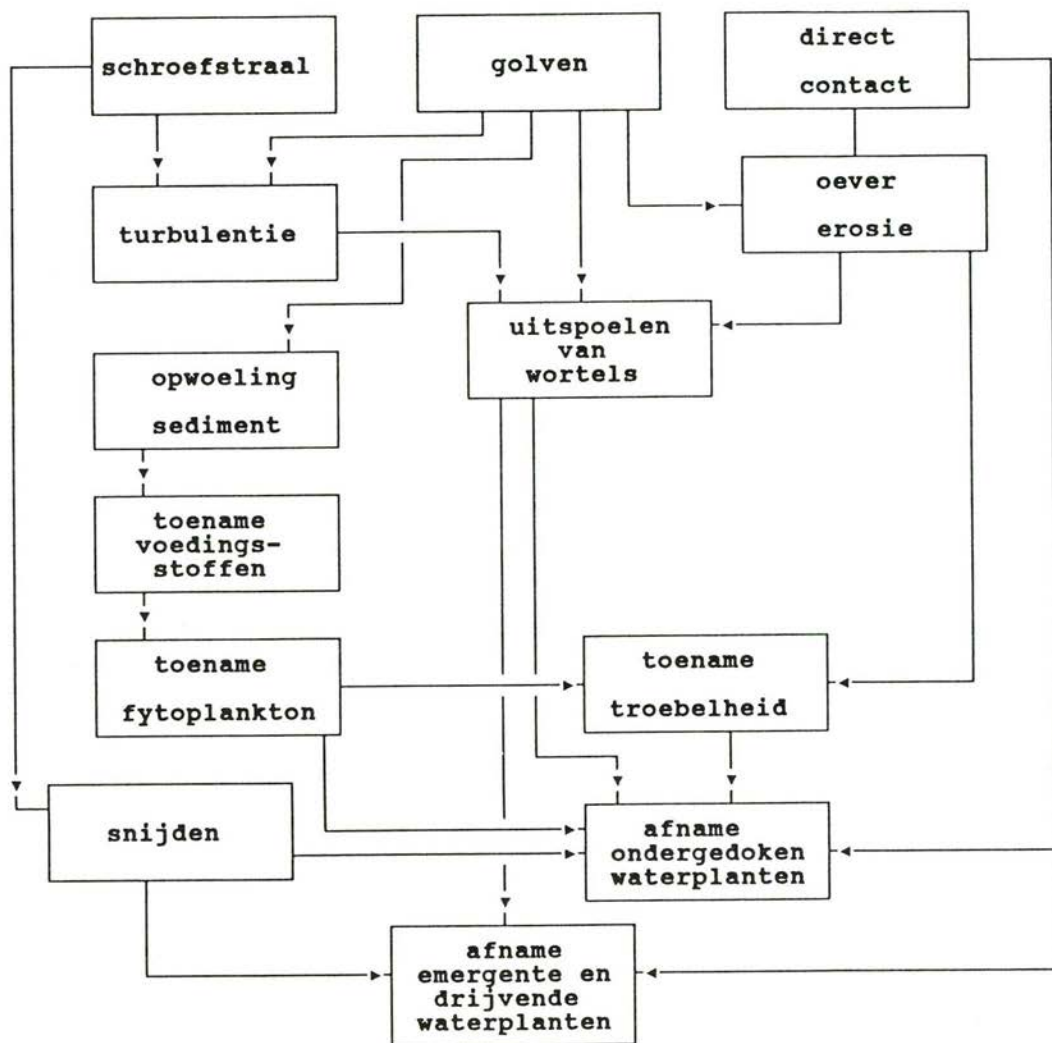
zijn daardoor toegenomen en de regelmaat in de afvoer afgenomen. Schepen veroorzaken extra golven en waterbewegingen. Bij kanalen zijn met name de belastingen veroorzaakt door schepen van belang, waarbij de afstand van de vaarlijn tot de oever veelal geringer is dan bij rivieren. De effecten van de scheepvaart op de oevervegetatie is weergegeven in figuur 5. Zowel op rivieren als op kanalen is een schaalvergroting van de scheepvaart opgetreden; meer en grotere schepen en grotere motorvermogens.

Bij oevers van grote meren is vooral de wind met als gevolg windgolven de oorzaak van aantasting. De strijklengte van de wind over het water kan daarbij groot zijn, zodat golven met een amplitude van 1 à 1.5 m ontstaan.

In de afgesloten, voormalige getijdewateren in het Deltagebied doet zich het fenomeen voor dat de windgolven zich nu concentreren op één niveau terwijl dat voorheen een getijdebeving met windbelasting kende die aangrepen op verschillende hoogten, verdeeld over een brede oeverzone (Adriaanse, 1986).



figuur 4. Het streefbeeld van de rivieren (de Wit, 1990).



figuur 5. De effecten van de scheepvaart op de oeervervegetatie.

Hierbij komt dat het winterpeil lager ingesteld wordt dan het zomerpeil, dus aanvallen veroorzaakt in een door meer stormen gekenmerkte periode, komen terecht op een minder door oeervervegetatie verdedigde oevergedeelte.

Kwakernaak et al. (1988) stellen dat bij het water- en oeverbeheer, evenals elders in het Nederlandse landschap, de grensmilieus zich hebben verscherpt. Veel ingrepen in de waterhuishouding van de Nederlandse wateren

hebben de systeem-eigen dynamiek gewijzigd. Deze verandering heeft veel invloed op de bestaande evenwichtssituatie. Een groot aantal oeverprofielen veranderen van breed, stabiel en geleidelijk aflopend naar steil, smal en instabiel. Voor oevers is de noodzakelijke ruimte vaak niet beschikbaar. Ze zijn als het ware in een keurslijf gedrongen.

Naast de hierboven genoemde hydraulische belastingen zijn nog andere belastingen van belang. Bij het ontwerpen, inrichten en beheeren van oeververdedigingen moeten deze in de beschouwing worden meegenomen (Commissie Vaarweg Beheerders, 1988):

- mechanische belastingen, veroorzaakt door drijvend afval, afmeren en ankeren van schepen, alsmede de schade aan oevers door het uit de koers raken van schepen.
- ijsbelasting door ijsschotsen geven stootbelastingen. Vast ijs kan onderdelen van de constructie meenemen (schuifbelasting). Ook het kapotvriezen van constructiemateriaal is mogelijk.
- biologische belasting door vee of door graverij van muskusratten. Riet kan een toplaag van asfalt doen uiteenvallen of bomen een zetstenenglooiing uiteendrukken.
- chemische belasting, bijvoorbeeld het gebruik van herbiciden. Dit kan aantasting geven van de levende delen in een oever en als nevengevolg een negatief effect hebben op de stabiliteit van de dode materialen.
- bovenbelasting veroorzaakt door recreatie op de oever of door de aanwezigheid van een weg naast de oever.
- fysische belasting door te drastisch schonen en maaien. De oevervegetatie kan daardoor negatief worden beïnvloed.

Bovengenoemde vormen van oeveraanval maakt het van ouds nodig beschermende maatregelen te nemen.

4. Natuurtechnische oeververdedigingen

4.1. Inleiding

Omdat wateren en oevers zijn te beschouwen als ecologische systemen met systeemeigen karakteristieken is het nodig bij natuurtechnische oeververdedigingen zoveel mogelijk in te spelen op van nature te verwachten processen, die leiden tot een (evenwichts-)situatie. Bij het verdedigen van een oever gaat het er om de systeemeigen dynamiek zoveel mogelijk toe te laten en de systeemvreemde dynamiek buiten de oeverzone te houden. In sommige situaties is het voor het behoud van de diversiteit aan organismen gewenst enkele regelmatig terugkerende invloeden van buiten toe te laten (maaien, inundatie). In andere systemen (buitenbochten van rivieren, oevers langs grote meren met grote windinvloed) moet veelal ingegrepen worden, omdat de afkalving niet te tolereren is.

Voordat wordt overgegaan tot het ontwerpen van een verdediging is het gewenst na te gaan of niet op andere manieren de veranderende of systeemvreemde dynamiek kan worden tegengegaan of voorkomen. Het is nodig zowel de oorzaak van de aantasting te achterhalen als aan te geven wat het gevolg zal zijn bij niet ingrijpen.

Een volledig afgewogen overzicht van uitgangspunten over het aspect natuur bij oeververdedigingen is nog niet te geven. Zowel in PMO-kader als daarbuiten zijn verschillende onderzoeken gestart en proefprojecten opgezet waarin verschillende varianten van milieuvriendelijke oevers zijn aangelegd en evaluaties uitgevoerd van reeds aangelegde werken. Ofschoon nog volop in onderzoek zijn er op dit moment wel een aantal voorwaarden te geven waaraan milieuvriendelijke oevers zouden moeten voldoen.

Adriaanse (1986) geeft voor oeverbeschermingsconstructies een ontwerpschema (zie tabel 3).

Voordat algemene ontwerppunten

ONTWERPFASEN	BELANGRIJKE VRAGEN
* inventarisatie uitgangssituatie	- welke functie vervult de oever - wat zijn de doorslaggevende factoren voor de huidige erosie - huidige vegetatie - potentiële vegetatie
* planning van de ruimtelijke ordening	- waar zijn welke functies
* planning van de standplaatsdoelstellingen	- welke standplaatsfactoren moeten waar aangepast worden om de beoogde functievervulling te bereiken - natuurtechnische milieubouwmaatregelen
* ontwerp en wijze van uitvoeren	- ontwerpen en dimensioneren van de technische constructies - aanplant/inbouw van vegetatie-elementen

Tabel 3. Ontwerpschema natuurtechnische oeverbeschermingen (Adriaanse, 1986).

worden afgeleid volgen eerst enkele voorbeelden uit de verschillende typen wateren. In het kader van een integraal waterbeheer is het nodig bij het streven naar meer natuurwaarden in de oeverzone een tweetal voorwaarden te stellen:

- er zal moeten worden gewerkt aan de verbetering van de ecologische kwaliteit van het oppervlakte water;
- een verbeterde aanleg en inrichting moeten worden gevolgd door een daarop afgestemd beheer.

4.2. Rivieren

In de loop van de laatste duizend jaar zijn de rivieren stap voor stap beteugeld door bedijking (bandijken), ontgravingen in de uiterwaard, regulering (zomerkaden en dwarsdammen), normalisatie (kribben en strekdammen) gekoppeld aan de zomerkaden) en kanalisatie (stuwen en sluizen) (van de Pol, 1985).

Ondanks deze ingrepen hebben rivieren nog steeds een dynamisch karakter met een grote differentiatie in processen en milieutypen. Belangrijke kenmerken zijn stromend water, wisselende debieten en peilen, alsmede erosie en sedimentatie van zand, slib of klei.

De dynamiek is in feite de motor van de ontwikkelingen, die in het Plan Ooievaar (de Bruijn et al, 1988) worden voorgestaan. Daarin wordt een op de natuur gerichte toekomstvisie van het rivierengebied gegeven. Een pleidooi wordt gehouden en mogelijkheden aangewezen voor een meer aan de natuurlijke omstandigheden aangepast gebruik van de uiterwaarden van de grote rivieren, waarbij planten en dieren, die thuis horen in dat milieu voldoende kans wordt geboden. Hetzelfde geldt voor de inrichting van de oevers, want dat is de zone, die van nature het meest frequent te maken heeft met erosie en sedimentatie.

Leemans en Reiling (1986) geven de mate van milieuvriendelijkheid van verschillende oeververdedigingstechnieken en -materialen, voor riviersituaties (zie tabel 4).

Kribben zijn voor de stroomgeleiding en de oeververdediging in de grote rivieren een belangrijk middel. Ze houden de stroomdraad in belangrijke mate intact, zodat scheepvaart mogelijk is. Tussen de kribben is anderzijds nog alle ruimte om een relatief ongestoorde overgang tussen rivier naar zomerkade te hebben. Als de uitschuring niet te accepteren is, is verstening van het tussenliggende deel vaak een milieu-onvriendelijke oplossing



Oever van de Waal. (Bekker)

(Natuurwetenschappelijke Commissie, 1979). Aanpassing van de kribben, bijvoorbeeld door verlenging land- of rivierwaarts, andere vorm of een extra krib verdient hierbij de voorkeur.

Het gebruik van zandsuppletie met gebruikmaking van natuurlijke processen, maar ook een grote kans op herhaling, heeft ecologisch de voorkeur. Zand en klei zijn passende materialen uit de directe omgeving.

Het gebruik maken van levend boom- en plantmateriaal, al dan niet in combinatie met niet-levende materialen is hier eveneens een onderdeel van. In Nederland is tot nu toe vooral aandacht voor riet als werkend onderdeel van de oeververdediging (Ivens, 1987; LONL, 1989). Ook wilg en biezengrassen lijken hiervoor in aanmerking te komen. Adriaanse (1986) en Ivens (1987) geven overzichten van

plantesoorten van de oever, die hierbij een rol kunnen spelen.

Bij de Overijsselse Vecht, een relatief kleine rivier zonder scheepvaart waar vanouds geen kribben zijn toegepast, zijn recent enkele proeven uitgevoerd met plasbermen. Omdat een plasberm onderdeel is van de oever en daarmee een functie heeft voor het betreffende water is het van belang de plasbermen niet te isoleren van de Vecht. Gezocht is daarom naar een vooroeververdediging, waarbij een goede uitwisseling tussen plasberm en rivier mogelijk is.

Dit is bereikt door in de vooroeververdediging van schanskorven openingen te laten en door de bovenkant van de verdediging onder het streefpeil te houden. Een bijzonder voordeel is dan dat deze constructie het grootste deel van

MEEST MILIEUVRIENDELIJK

▲ beperkte erosie toelaten

periodiek ingrijpen: zandsuppleties, baggeren

kribaanpassing: verlenging, verlaging, verdichting,
versterking met wilgen, kopaanpassing

oeververdediging met systeemeigen materialen:

- golfbrekende beplanting (riet, wilg)
- versterking met klei en wilgenhout

oeververdediging met systeemvreemde materialen:

- puin, losgepakte steen
- nylondoek, hoogovenslakken, asfalt, tropisch hardhout
- damwand

MINST MILIEUVRIENDELIJK

Tabel 4. De mate van milieuvriendelijkheid van verschillende oeververdedigingstechnieken (Leemans & Reiling, 1986).

het jaar niet zichtbaar is. Om ongewenste erosie te voorkomen mag er achter de vooroeververdediging geen aparte stroming ontstaan. Daartoe is de vooroeververdediging bij de openingen naar de oever afgebogen.

4.3. Kanalen

Kanalen hebben geen natuurlijke ontstaanswijze, al kunnen ze gedeeltelijk ter plaatse van natuurlijke wateren gegraven zijn. Veelal hebben ze slechts een geringe waterafvoer, gecombineerd met een constant waterpeil. Door de scheepvaart en de geringe diepte hebben kanalen veel zwevende deeltjes in het water wat de lichtintrede en daarmee de primaire produktie negatief beïnvloedt.

De meeste (rijks-)kanalen hebben voor de opvang van de belastingen van de scheepvaart harde oeververdedigingen nodig, waarbij de te benutten breedte vaak beperkt is. Veel kanaaloevers zijn voorzien van een damwandconstructie, waardoor het kanaal een bakprofiel heeft. Het oevermilieu ontbreekt dan geheel. Zo'n water kan ecologisch niet goed

functioneren. Dit wordt nog versterkt door de vele zwevende deeltjes door de scheepvaart en de voortdurende onrust in het water. Lichtintrede en primaire produktie wordt daardoor sterk negatief beïnvloed. Dit geeft direct beperkingen voor de natuurtechnische mogelijkheden.

Waar meer ruimte beschikbaar is en waar het kanaalprofiel dat toelaat, is een taludverdediging van stortsteen, schanskorven of blokkenmatten te prefereren. Deze verdedigingsvorm laat meer ruimte voor het ontwikkelen van een oevervegetatie. Een flauw taluds raakt beter begroeid dan een steil talud. Om de oevers van kanalen ecologisch en landschappelijk beter in te passen worden proeven genomen waar gebruik gemaakt is van een indirecte verdediging in combinatie met plasbermen.

Achter een verdediging van damwandplanken, lange palen of stortsteen is een natte strook ingericht. Een proef met enkele aangelegde proefvakken in het Wilhelminakanaal (Rijkswaterstaat, 1989) maakt duidelijk dat plasbermen technisch, landschappelijk en ecologisch een goede verbetering geeft van deze kanaaloe-



Aanleg van vooroeververdediging met schanskorven in de Overijsselsche Vecht. (Bekker)

vers. De inrichting roept zeker ook nog vragen op: de hoogte van de vooroever in relatie tot de golfaanval, de breedte en diepte van de plasberm, het al dan niet verdedigen van de eigenlijke oeverlijn of het tijdstip van het verwijderen van het afgezette slib.

4.4. Meren

De meeste van de meren in beheer bij de Rijkswaterstaat zijn ontstaan door afsluiting van getijdewateren. Met de verandering van het systeem is ook de dynamiek veranderd.

Voor de Friese IJsselmeerkust vielen na aanleg van de Afsluitdijk intergetijdegebieden droog. Deze hebben zich ontwikkeld tot belangrijke natuurgebieden (Slager en Smit, 1987). Bij de nieuwe polders in het IJsselmeer is een verdediging gekozen bestaande uit dijken met een

ondertalud van stort- en/of zetsteen. Hier midden in de oude Zuiderzee zijn geen ondiepten aangelegd. Bij de randmeren met een geringere windaanval ligt er in veel gevallen een voorland voor de eigenlijke waterkering. Dit voorland, dat in een aantal situaties interessante natuurwaarden op heeft geleverd, is vaak mede ingericht voor de recreatie. Met een betere zonering tussen recreatie en natuur zijn op deze oevers natuurwaarden te behouden en verder te ontwikkelen.

In de Deltawateren was er voor de afsluiting c.q. vermindering van het getij op veel plaatsen een dijk met buitendijkse kwelders, schorren en slikken. Geconstateerd is dat vele schorren sterk werden geërodeerd (van Eerd, 1985). Bij gehele afsluiting is plotseling de getijbeweging vervangen door een relatief vast peil. Bij de Oosterschelde is een reductie van



Voorbeeld van een plasberm langs het Wilhelminakanaal. (van Bohemen)

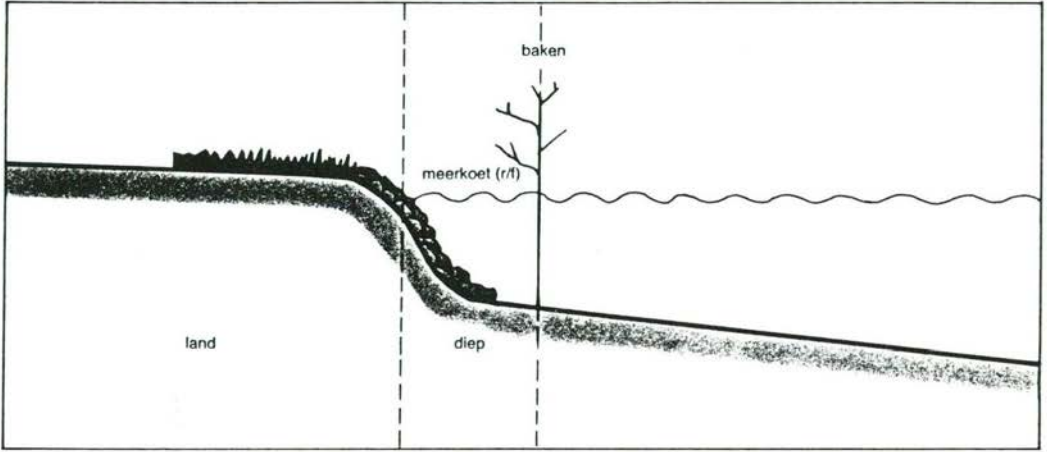
het getij opgetreden. Een meer geconcentreerde aanval op een plek of zone veroorzaakt erosie. Als dat ter plaatse van een zandlaag is gaat die erosie zeer snel. Een nieuw in te stellen evenwicht is op de meeste plaatsen niet afgewacht. Dit zou gepaard gaan met een groot verlies aan oppervlakte van schorren en kwelders. Om daar de aanwezige hoge natuurwaarde te beschermen is op grote schaal gebruik gemaakt van stortstenen vooroeververdedigingen, die qua vormgeving zeer gevarieerd zijn. De evaluatie van de vooroeververdediging in het Veerse Meer en het Grevelingenmeer leert dat een indirecte verdediging van de oevers voor vogels meer mogelijkheden als rust- en foerageergebied biedt dan een directe verdediging van de oever (zie figuur 6a en 6b).

5. Algemene uitgangspunten

Uit de voorgaande reeks van voorbeelden is een aantal algemeen geldende natuurtechnische uitgangspunten af te leiden, die tot hoofddoel hebben ecologisch goed functionerende oevers te krijgen, zonder afbreuk van de functie verdediging van het land tegen water.

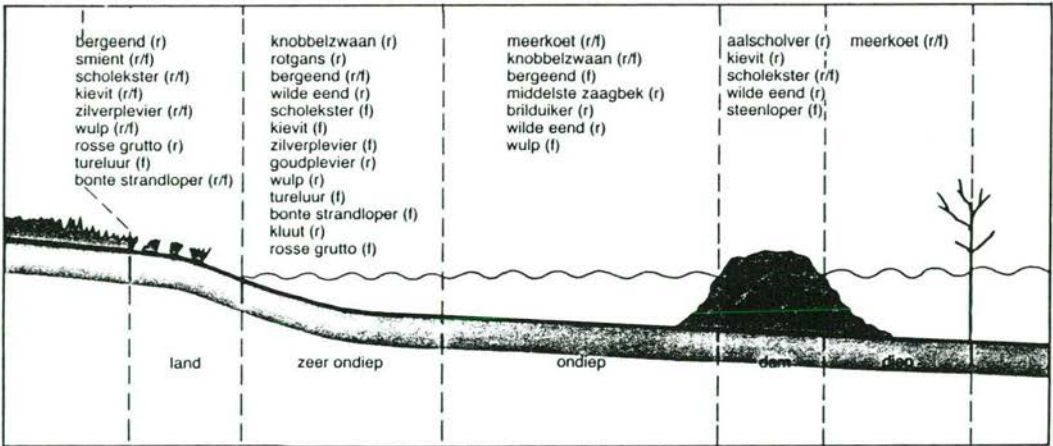
Wanneer een oever moet worden verdedigd is het gewenst de menselijke invloed op het ecologisch functioneren van de oeverzone te minimaliseren. De systeem-eigen dynamiek zal dan zoveel mogelijk gehandhaafd blijven. Bij de oever zijn voor de habitatfunctie en de corridorfunctie enkele hoofdcriteria aan te geven. Voor de habitatfunctie zijn dat natuurlijkheid en differentiatie. Voor de corridorfunctie

a



r = rusten
f = fourageren

b



figuur 6. De verdeling van vogelsoorten op een: a. direct beschermde oever, b. indirect beschermde oever.

van oevers is het van belang de oever zodanig in te richten en te beheren dat er een verbinding is met waardevolle kerngebieden, dat gelijke ecotooptypen regelmatig langs het betreffende water voorkomen en dat er voldoende dekking en rust geboden wordt.

5.1. De habitat- en corridorfunctie van oevers

Bovenstaande begrippen omvatten bij oevers het streven naar:

- * het specifieke karakter per type water
Het uitgangspunt dat wateren en oevers ecologische systemen zijn, houdt in dat het eigen karakter van die systemen ook bij de natuurtechnische oeververdediging een belangrijke rol moet spelen. Het ecologisch systeem in oevers wordt gekarakteriseerd door de interne en externe dynamiek. Die geven samen met de abiotische en biotische componenten van een oeversysteem aan hoe een verdediging moet zijn. Ofwel de (on)mogelijkheden voor de ecologische streefbeelden, die van de te ontwikkelen referentiebeelden moeten worden afgeleid, zijn hierdoor bepaald. De veelheid aan abiotische verschillen zoals bodemopbouw en bodemsamenstelling, veroorzaakt door stroming, erosie en sedimentatie, bepalen in sterke mate de aanwezige vegetatie en fauna.
- * het gebruik maken van in het gebied passend materiaal
De materiaalkeuze bij de oeververdediging bepaalt mede de ecologische mogelijkheden. Het gebruik van materialen uit de omgeving (zand, klei, riet, wilgen) is qua kosten en qua ecologische mogelijkheden te prefereren boven gebiedsvreemde materialen. Ook de milieuhygiënische aspecten moeten hierbij in ogenschouw worden genomen. Het gebruik van gebiedsvreemde materialen als hoogovenslakken, stortsteen, beton, staal en tropisch hardhout is om deze redenen in dit verband in principe ongewenst.
- * het vergroten van de oeverruimte
Ruimte is een belangrijk onderdeel bij het natuurtechnisch ontwerpen. De oevers langs de Nederlandse wateren worden van nature gekenmerkt door een scala van

flauwe tot zeer flauwe taluds. De bewegingsenergie van waterdeeltjes wordt bij een flauw talud geleidelijk afgegeven. De daarbij horende evenwichtssituatie is niet statisch maar is steeds in beweging. De diversiteit aan situaties en bijpassende milieus is daardoor groot. Bij voldoende ruimte blijft er naast de verdediging plaats voor allerlei natuurlijke processen. Voor een goed functioneren van de oever en de verdediging is ruimte dus een elementair ontwerp-middel. Bij inrichting en beheer kunnen deze natuurlijke processen worden bevorderd of afgeremd. Adriaanse (1986) deelt met het begrip ruimte de reeks natuurtechnische oeverbeschermingssystemen op in drie hoofdtypen:

- weinig of geen ruimte; met doorgroeibare constructies van stortsteen. In verband met het kunnen aanslaan van de vegetatie verdient een uit steen en wiepen opgebouwd filter de voorkeur boven filterdoek.
 - meer ruimte; beschermde flauwe taluds of plasbermen. Ook hier is het gebruik van levende planten een belangrijk onderdeel.
 - veel ruimte en een ondiepe, zeer flauw hellende vooroever; een vooroeverbescherming en mogelijkheden voor natuurtechnische milieubouw. Het realiseren van abiotische randvoorwaarden, o.a. differentiatie, biedt daarbij grote mogelijkheden.
- * verhoging van diversiteit in de lengterichting langs wateren
Een natuurtechnisch ontwerp maakt gebruik van de vele verschillen in de lengterichting van de oevers. De oevers langs een natuurlijk water kennen verschillen, zowel in functie, als in vorm en te benutten ruimte. Deze verschillen dienen via het ontwerp en het daarop volgende beheer te worden bevorderd.
 - * verbinding met andere systemen
Bij het natuurtechnisch ontwerp dient speciale aandacht te worden besteed aan de vormgeving van op elkaar aantakende wateren en op de relaties tussen oevergedeelten van hetzelfde water. De functie die juist

oevers kunnen hebben voor de landschaps-ecologische relaties is groot. Het herstel en handhaven van dergelijke relaties tussen

oevers, maar vooral ook met de wijdere omgeving is voor veel organismen nodig om te overleven.

Referenties

- ADRIAANSE, L., 1986 - Natuurlijke en natuurtechnische oeverbeschermingen. Nota GWWS 86.408.202. RWS Deltadienst, Middelburg.
- BEKKER, G.J., 1990 - Het gebruik van fauna-uitstapplaatsen in kanalen. De Levende Natuur 91(12): 34-39.
- BITTMAN, E., 1965 - Grundlagen und Methoden des biologischen Wasserbaus. In: Der biologische Wasserbau an der Bundeswasserstrassen. Verlag Ulmer, Stuttgart.
- BOUDEWIJN, T.J., 1987 - Rijkswateren als wetlands; ecosysteem-analyse van de rijkswateren als internationaal belangrijke water- en moerasgebieden. Rapport 87-2. Ecoland, Utrecht.
- BRINK, B.J.E. TEN, & S.H. HOSPER 1989 - Naar toetsbare ecologische doelstellingen voor het waterbeheer: de AMOEBE-benadering. H₂O 22(20): 612-617.
- BRUIN, D. DE, D. HAMHUIS, L. VAN NIEUWENHUIJZE, W. OVERMARS, D. SIJMONS & F. VERA 1987 - Ooievaar, de toekomst van het rivierengebied. St. Gelders Milieufederatie, Arnhem.
- COMMISSIE VAARWEG BEHEERDERS 1988 - Richtlijnen voor het ontwerp van oeververdedigingen langs vaarwegen. Deelrapport nr. 1. 's-Gravenhage.
- EERDT, M.M. VAN, 1985 - Schorkliferosie in de Oosterschelde. Landschap 2 (2): 99-108.
- HAGEMEIER, M.L., & J.T.M. SESSINK 1982 - De invloed van golfwerking op oevervegetatie. Werkdocument 1982-288. Rijksdienst voor de IJsselmeerpolders, Lelystad.
- IVENS, E., 1987 - Natuurlijke Oeverbescherming: Welke plantesoorten kunnen worden toegepast als levend bouw materiaal op oevers? Intern rapport Landbouw Universiteit, Wageningen.
- JANSE, J.H., 1986 - Ecologische waarden van de wateren in het winterbed van de grote rivieren. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum.
- KWAKERNAAK, C., 1988 - Ecologische onderbouwing milieuvriendelijke oevers. Rapportnr. 88/17. SCMO-TNO, Delft.
- LEEMANS, J., & R. REILING 1986 - Probleemverkenning naar de landschapsecologische gevolgen van oevererosie langs de Waal. Rapportnr. 22. Stichting Toegepaste Landschapsecologie, Nijmegen.
- LEWIS, G., & G. WILLIAMS 1984 - Rivers and Wildlife Handbook, a guide to practices which further the conservation of wildlife on rivers. RSPB, Bedfordshire.
- MINISTERIE VAN LANDBOUW EN VISSERIJ 1989 - Natuurbeleidplan. SDU uitgeverij, 's-Gravenhage.
- MINISTERIE VAN VERKEER EN WATERSTAAT, MINISTERIE VAN VOLKSHUISVESTING, RUIMTELIJKE ORDENING EN MILIEUBEHEER & MINISTERIE VAN LANDBOUW EN VISSERIJ 1989 - Derde Nota Waterhuishouding (Water voor nu en later). SDU uitgeverij, 's-Gravenhage.
- NATUURWETENSCHAPPELIJKE COMMISSIE 1979 - De versterking van de oevers van de grote rivieren. Natuurbeschermingsraad, Utrecht.
- NEWBOLD C., J. PURSEGLOVE & N. HOLMES z.j. - Nature Conservation and river engineering. Nature Conservancy Council, Peterborough.
- NILSSON, CHR., G. GRESSON, M. JOHANSSON & U. SPERENS 1989 - Patterns of plant species richness along riverbanks. Ecology 70: 77-84.
- ODUM, D.F., 1971 - Fundamentals of ecology. Saunders, Philadelphia.
- REUTHER, C., 1985 - Die Bedeutung der Uferstruktur für den Fischotter und daraus resultierende Anforderungen an die Gewässerpflege. Zeitschrift für Angewandte Zoologie 2 (1/2): 93-128.
- RIJKSWATERSTAAT 1987 - Omgaan met water. 's-Gravenhage.
- RIJKSWATERSTAAT 1989 - De ontwikkeling en bescherming van oevers in afgesloten zeearmen. RWS, Dienst Getijdewateren, Middelburg.
- RIJKSWATERSTAAT & RIJKSINSTITUUT VOOR NATUURBEHEER 1989 - Onderzoek aan natte oeverstroken langs het Wilhelminakanal. PMO-rapport nr. 8. RWS Directie Noord-Brabant/Rijksinstituut voor Natuurbeheer, 's-Hertogenbosch/Leersum.

- POL, W. VAN DE, 1985 - Oeverafslag langs grote rivieren. Landschap 2 (2): 109-117.
- SCHIECHTL, H., 1980 - Bioengineering for landreclamation and conservation. Alberta.
- SCHLÜTER, U., 1986 - Pflanze als Baustof, ingenieursbiologie in Praxis und Umwelt. Hannover.
- SEIBERT, P., 1968 - Importance of natural vegetation for the protection of the banks of stream, rivers and canals. Nature and Environment series: Freshwater.
- SMITTENBERG, J.H. & Y. ROUKEMA 1979 - Ecologische inventarisatie van de meeroevers in Friesland. Nota no. 260. Provinciale Planologische Dienst Friesland, Leeuwarden.
- SLAGER, H. & G.F.J. SMIT 1987 - De waarde langs de Friese IJsselmeerkust: samenhang tussen bodem, hydrologie en vegetatie. Landschap 4 (4): 264-273.
- WARD, J.V., & J.A. STANDFORD 1983 - The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In: T.D. Fontaine & S.M. Bartell (eds.) - Dynamics of lotic ecosystems. Ann Arbor Science, Ann Arbor, Michigan.
- WIT, J.A.W. DE, 1990 - De grote rivieren. In: P. Levoy - Milieubeleid in de jaren negentig. K.U.N., Nijmegen.
- WOLFF, W.J., 1988 - De internationale betekenis van de Nederlandse natuur. Rapportnr. 88/32. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum.

Inrichting en beheer van zeewerende duinen

H.D. van Bohemen en G. Veenbaas

Samenvatting

De duinen in Nederland vormen een belangrijke bescherming tegen de zee. Als gevolg van plaatselijke afslag van de duinkust is het ter handhaving van de veiligheid van het polderland noodzakelijk beschermende maatregelen te nemen. Het is van belang dat bij het in stand houden van de zeewerende functie rekening wordt gehouden met de grote natuurwetenschappelijke en landschappelijke betekenis. De laatste decennia is er bij allerlei waterstaatswerken meer inzicht gekomen in de mogelijkheden voor een natuurtechnische aanpak ter handhaving en verhoging van natuur- en landschapswaarden. Dit geldt zeker ook voor kustverdedigingswerken. Door middel van weldoordachte natuurtechnische maatregelen kan voldoende ruimte geboden worden voor een zo natuurlijk mogelijke afwerking. Dit geldt voor zowel verzwaring voor, ter plaatse van of achter de zeereep. In plaats van strakke zanddijken ontstaan kunstduinen met een geomorfologisch patroon dat sterke overeenkomst vertoont met wat er van nature verwacht kan worden. Ingegaan wordt op een tweetal voorbeelden waar bij de uitvoering van duinverzwaring rekening is gehouden met een landschappelijk verantwoorde inpassing van de ingebrachte zandaanvullingen. Het betreft een project op Voorne en één langs de Hollandse kust tussen 's-Gravenzande en Kijkduin.

Oorspronkelijk werd vooral naar de visueel-ruimtelijke aspecten gekeken; thans wordt meer en meer aangesloten bij landschapsecologische waarden en processen. Het schepjen van voorwaarden voor een zo natuurlijk mogelijke ontwikkeling door middel van natuurtechnische milieubouw met inachtneming van

de eisen, die uit het oogpunt van veiligheid van het polderland worden gesteld, wordt meer en meer gemeengoed.

Kort wordt nader ingegaan op de ervaringen met nieuwe methoden van aanleg van helmbe-groeiingen.

Als gevolg van voortgaande afslag (veroorzaakt door o.m. zeespiegelrijzing) en winderosie zullen de komende decennia meer ingrepen nodig zijn om de veiligheid van het polderland en overige aan duinen toegekende functies te waarborgen. In de nabije toekomst zal de blik tevens gericht worden op een meer dynamisch kustbeheer, waarbij ook strand- en onderwateroeversuppleties een rol zullen spelen om de optredende erosie te compenseren.

1. Inleiding

De meer dan 40.000 ha duinen die in Nederland aanwezig zijn maken deel uit van de lange, smalle duinstrook vanaf Calais (Noord-Frankrijk) tot aan de noordpunt van Denemarken. De Nederlandse duinen nemen hierin een bijzondere plaats in, zij vormen een overgangssituatie tussen de duidelijk andere, kalkrijke duinen met een meer "zuidelijke" inslag in Frankrijk en België en de meer noordelijk gelegen kalkarme duinen van de Duitse Waddeneilanden en Denemarken. Het bijzondere karakter wordt vooral veroorzaakt door de aanwezigheid van verschillende kustvormen, hun relatief grote oppervlakte, de grote terreinvariatie, macro- en microgradiënten, de gevarieerde vegetatie en fauna, de relatief geringe mate van aantasting van het duingebied. De grote verscheidenheid aan terreintypen is het gevolg van:

- klimaatsverschillen;
- verschillen in geologie en geomorfologie;
- verschillen in kustontwikkeling (afslag-, aangroei- en stabiele kusten);
- verschillen in chemische samenstelling van de zandbodem (bijvoorbeeld kalk- en ijzergehalte);
- verschillen in waterhuishouding en
- het reliëf. Hierbij speelt met name het verschil in micro-klimaat tussen noord- en zuidhellingen een grote rol.

De abiotische verscheidenheid bepaalt in hoge mate de biologische variatie, zowel wat begroeiing als fauna betreft (Doing, 1988; Westhoff, 1982).

De aanwezige plantengemeenschappen kunnen al naar gelang de invloed van het grondwater gerangschikt worden in een xeroserie (buiten de invloed van het grondwater), een mesoserie (invloed van het grondwater niet merkbaar), een hygroserie (alleen in de zomer droogvallend) en in een hydroserie (permanent onder invloed van water; waterplanten) (Londo, 1971).

De verscheidenheid aan organismen en levensgemeenschappen wordt echter vooral de laatste decennia voor een deel teniet gedaan door:

- het optreden van verstarring van geomorfologische processen. Er ontstaan bijvoorbeeld vrijwel geen primaire en secundaire duinvalleien meer als gevolg van over grote oppervlakten vastleggen ervan;
- de snelle successie na het vrij plotseling verdwijnen van vroegere verschillen in beheer die in toenemende mate leidt naar meer eenvormige begroeiingstypen;
- de toename van intensieve vormen van recreatie, versnippering door bebouwing, industrie, wegen, etc. en
- de toename van de invloed van luchtverontreiniging (zure regen) en afname van voedselarme, vochtige duinvalleien door eutrofiëring en grondwaterstandsdaaling (o.a. door waterwinning); (Westhoff & van der Maarel, 1982; van der Meulen & van der Maarel, 1988).

Naast de waarde van de duinen als natuurge-

bied heeft het duin ook betekenis voor een aantal gebruiksfuncties (wonen, drinkwatervoorziening, e.d.) (Hoozemans et al., 1989). Voorts vormt de handhaving van de veiligheid van het polderland een essentiële functie van de duinen.

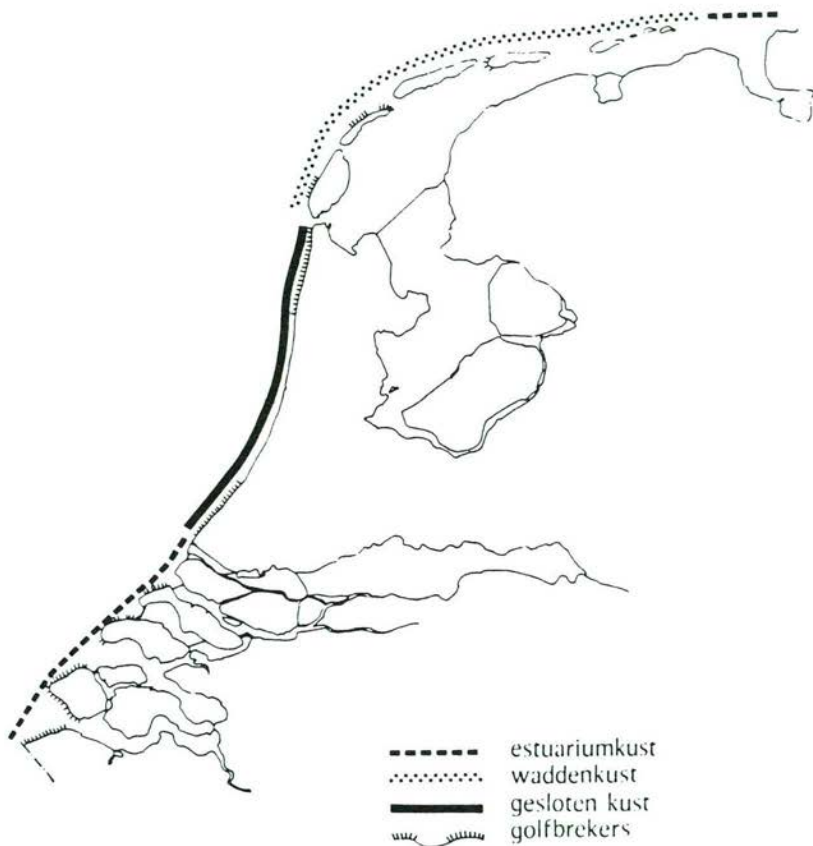
De door de zee en wind uit zeezand gevormde duinen bieden naast de dijken een natuurlijke bescherming tegen overstroming door de zee. Op allerlei manieren wordt ingegrepen in de zeereep en elders in het duingebied met kustverdedigingsmaatregelen om te voorkomen dat bij storm een doorbraak kan plaatsvinden. Bij de planning en de uitvoering van dergelijke kustverdedigingsmaatregelen wordt meer en meer aandacht besteed aan de natuurtechnische mogelijkheden naast de traditionele civieltechnische werkwijze. Voorts blijkt dat, wanneer met de bestaande of in de toekomst te verwachten natuurlijke processen rekening wordt gehouden, er interessante natuurontwikkelingen denkbaar zijn. Wel dient hierbij onderscheid gemaakt te worden in de mogelijkheden en beperkingen van afslag-, aangroei- en stabiele kusten (Arens et al., 1989).

2. Landschapsecologische kenmerken en betekenis van de kustduinen

Globaal gezien zijn in Nederland drie kustvormen te onderscheiden (zie figuur 1).

1. De gesloten strand- en duinkust van Noord- en Zuid-Holland die gekenmerkt wordt door een tientallen kilometers lange aaneenschakeling van zandstrand met duingebieden direct daarachter;
2. Waddenkust bestaande uit een serie langgerekte schoorwaleilanden met daartussen brede zeegaten;
3. Estuariumkust gekenmerkt door diep het land indringende zeearmen of estuaria.

Deze kustvormen zijn overigens niet scherp van elkaar te onderscheiden. De scherpste overgang tussen zee en land is wel de geslo-



figuur 1. Huidige kustvormen van Nederland (Wolff, 1982).

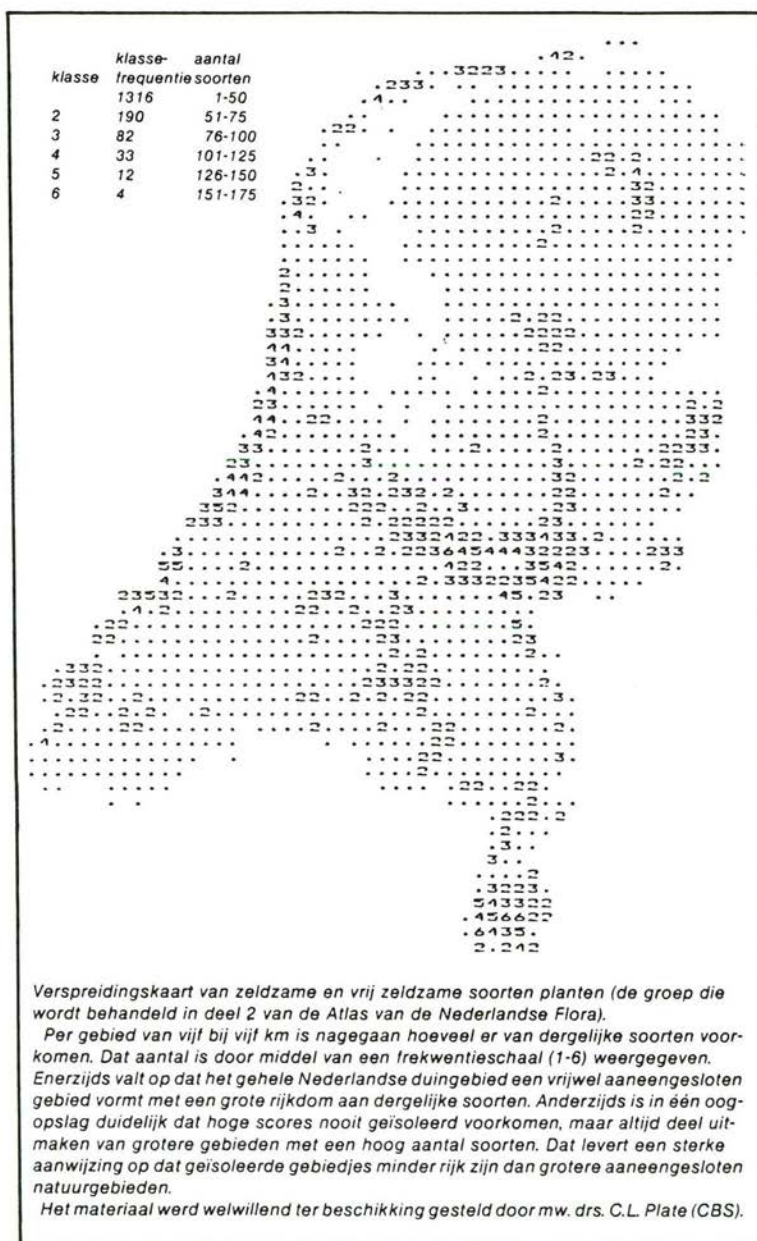
ten kust. De waddenkust is een echt overgangsgedebied tussen zee en land.

De waarde van het duingebied vanuit natuurbehoudsoogpunt kan ondermeer aan de aanwezigheid van zeldzame en vrij zeldzame plant- en diersoorten worden afgelezen. De Nederlandse duinen blijken bijvoorbeeld een grote rijkdom aan zeldzame en vrij zeldzame plantesoorten te bezitten (zie figuur 2).

Veel belangrijker uit een oogpunt van natuurbehoud is de grote rijkdom aan ecosystemen en de grote dynamiek in vergelijking tot de

meeste andere natuurgebieden. Hierdoor is ook een ruime afwisseling van verschillende successiestadia aanwezig.

Binnen het duinsysteem in Nederland is op grond van verschil in kalkgehalte van de bodem plantengeografisch gezien een tweedeling gemaakt in een noordelijk deel dat relatief arm is aan kalk ($\pm 0,5 - 2\% \text{ CaCO}_3$) (Waddendistrict) en een zuidelijk deel dat rijk is aan kalk ($2 - 10\% \text{ CaCO}_3$) en een grotere verscheidenheid aan plantesoorten herbergt (Duindistrict). In het Duindistrict strekt zich achter de zeereep



figuur 2. Verspreidingskaart van zeldzame en vrij zeldzame plantesoorten (van der Meijden, 1987).

overwegend een complex van dichte, hoge en soortenrijke duinstruwelen met overwegend gesloten, kruidenrijke graslanden uit. In hoofdzaak is hier een vieraal plantengemeenschappen te onderscheiden: het Duindoorn-Vlierstruweel (*Hippophaë-Sambucetum*), het Duindoorn-Ligusterstruweel (*Hippophaë-Ligustretum*), het Wegedoorn-Meidoornstruweel (*Rhamno-Crataegetum*) en het LigusterBerkenstruweel (*Ligustro-Betuletum*) (Sloet van Oldruitenborgh, 1976).

In het Waddendistrict spelen dergelijke struwelen een ondergeschikte rol. Hier overheersen droge en vochtige duinheiden en lage kruipwilgstruwelen, terwijl de duingraslanden meer open en rijk aan mossen en korstmossen zijn. Bossen zijn (nog) niet of nauwelijks ontwikkeld. Ten dele is onbekend hoe die ontwikkeling zal verlopen door het eeuwenlange intensieve gebruik.

Het strand vormt voor vele planten en dieren een extreem milieu. Hierdoor treffen we maar een beperkt aantal plante- en diersoorten aan. Het gaat daarbij om bijvoorbeeld Biestarwegras, Zeeraket, Zandhaver, Zeepostelein, respectievelijk Strandplevier en Dwergstern.

Op het strand volgt de zeereep die ontstaan is onder invloed van zand uit zee en de werking van de wind. Pas als in de jonge Biestarwegrasduintjes een zoetwaterreservoir is gevormd kan Helm zich ontwikkelen. De Helm kan door zijn snelle groei en invang van zand de embryonale duintjes mede doen aaneensluiten tot een duinrichel of een zeereep. Dit proces vindt bij een aangroeiende kust plaats. Bij een afslagkust ontstaat een aan de zeezijde steil-afhellende zeereep. Door het naar binnen schuiven van het zand krijgt de zeereep weer haar oorspronkelijke vorm, maar is wel meer landinwaarts gebracht (rollende zeereep).

Doordat de werking van de wind en de turbulentie van het zand op het strand en de zeereep overheersen en het kalkgehalte in jong substraat ook in het Waddendistrict nog relatief hoog is, komen de meeste plantesoorten van het strand en de zeereep in zowel het Wadden- als het Duindistrict voor. Dit geldt voor: Helm (*Ammophila arenaria*), Zandhaver

(*Leymus arenarius*), de duinvorm van de Akkermerkdistel (*Sonchus arvensis* var. *maritimus*), de duinvorm van Rood Zwenkgras (*Festuca rubra* var. *arenaria*), Zeewinde (*Calystegia soldanella*), Blauwe Zeedistel (*Eryngium maritimum*) en Duindoorn (*Hippophaë rhamnoides*). Hoe groter de afstand tot de zeereep is des te sterker het verschil tussen het Wadden- en Duindistrict tot uiting komt. Globaal gezien kunnen de Nederlandse duinen naar begroeiing, bodem en hydrologie ingedeeld worden in (Bakker, 1976):

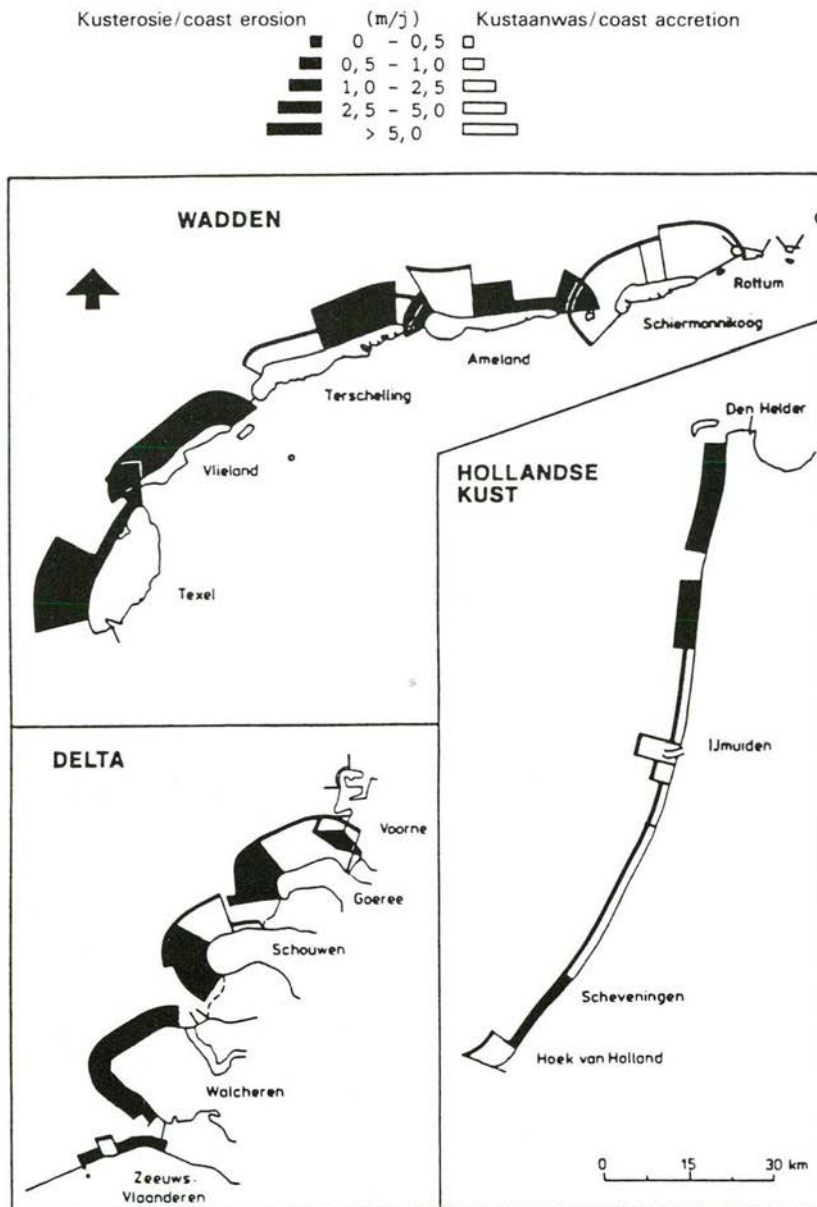
- kalkrijke, droge duinen (zeereep met Helm, Duindoorn-, Liguster- en Meidoornstruwelen);
- kalkarme, droge duinen (duinheiden);
- vochtige, kalkrijke duinvalleien;
- vochtige, kalkarme duinvalleien;
- verdroogde duinvalleien;
- natte valleien en oevers van duinmeren.

Het duinlandschap heeft een kenmerkende bodem en waterhuishouding, begroeiing en dierenwereld. Er is een grote verscheidenheid aan macro- en micro-gradiënten. Voorts bezit het duingebied belangrijke (landschapsecologische) relaties met de omgeving. Samenvattend kan gesteld worden dat het Nederlandse duingebied hoge en plaatselijk zelfs unieke natuurwaarden bezit.

Wel is er gedurende de laatste decennia een aantal (deels ongunstige) wijzigingen opgetreden, zoals afname natuurlijke dynamiek, afname van aantal en omvang van de vochtige duinvalleien, naast de reeds langgeleden ingezette algehele grondwaterstandsaling. Voorts valt versnippering van gebieden te constateren en treedt afname van de verscheidenheid aan overgangssituaties op tussen droge en natte kustlandschappen en tussen duin en achterland, hetgeen leidt tot een belemmering van de uitwisseling van organismen tussen gebieden.

Ondanks bovengenoemde aantastingen vormt het Nederlandse duinlandschap toch nog een bijzonder groots en waardevol natuurgebied (Ministerie van Landbouw & Visserij, 1989).

Maatregelen ten behoeve van behoud en ontwikkeling van natuurwaarden kunnen aan dat



figuur 3. Gemiddelde jaarlijkse verplaatsingen van de kustlijn (van Bohemen et al., 1989).

belang bijdragen. Accent kan daarbij gelegd worden op:

- het behoud en het laten ontwikkelen van moeilijk vervangbare levensgemeenschappen (voorbeelden: oude loofbossen, schrale graslanden, heiden);
- het sparen en voorkómen van eutrofiëring van voedselarme, vochtige duinvalleien;
- het laten ontwikkelen van primaire jonge duinvormen.

Voorwaarde hiervoor is een dynamisch kustlandschap met een op elkaar afgestemde verhouding tussen jonge en oude duinmilieus en de hiermee gepaard gaande gradiëntrijke situaties.

3. Kustverdediging en natuurtechniek

3.1. Maatregelen om zeewerende duinen op een zo natuurlijk mogelijke wijze vast te leggen

Een groot deel van de Nederlandse kust is al eeuwen onderhevig aan afslag (zie figuur 3).

Geleidelijk is een verandering gekomen in de wijze waarop met kustachteruitgang wordt omgegaan. Tot voor kort werden, waar de kust achteruitging of de veiligheid in gedrang kwam, dijken, dammen, strandhoofden, palenrijen e.d. gebouwd. Thans wordt meer rekening gehouden met de verworven inzichten en kennis omtrent kustmorfologische processen waarmee een meer dynamisch kustbeheer mogelijk blijkt. Eerst gebeurde dat nog in de vorm van een flexibel kustbeheer waarbij door landinwaartse opschuiving van de zeereep een gesloten duinfront werd behouden. Daarna is het accent op een zogenaamd knelpuntenbeleid komen te liggen. Hierbij werden zandsuppleties uitgevoerd om plaatselijk erosie tegen te gaan. Op dit moment worden onderzoeken en beleidsanalyses verricht die kunnen uitmonden in een beleid om erosie te remmen of te stoppen.

Het gaat er vooral om meer in te kunnen spelen op natuurlijke processen in plaats van het

"bestrijden" ervan. Dat betekent dat in Nederland bij voorkeur met het materiaal zand wordt gewerkt en niet met traditionele constructies, bestaande uit materialen die in Nederland van nature niet voorkomen. Harde elementen hebben grote neveneffecten op aangrenzende kustvakken.

De volgende mogelijkheden (zie figuur 4) doen zich voor om de zeewerende duinen met behulp van zand te versterken:

- zandsuppletie aan de landzijde van de zeereep;
- suppletie in de zeereep zelf;
- suppletie op het strand en
- suppletie op de onderwateroever.

Veelal wordt, na uitvoering van een beleidsanalytische studie, gekozen voor één van de genoemde oplossingen. De mogelijkheden en het rendement zijn namelijk sterk van de plaatselijke omstandigheden afhankelijk.

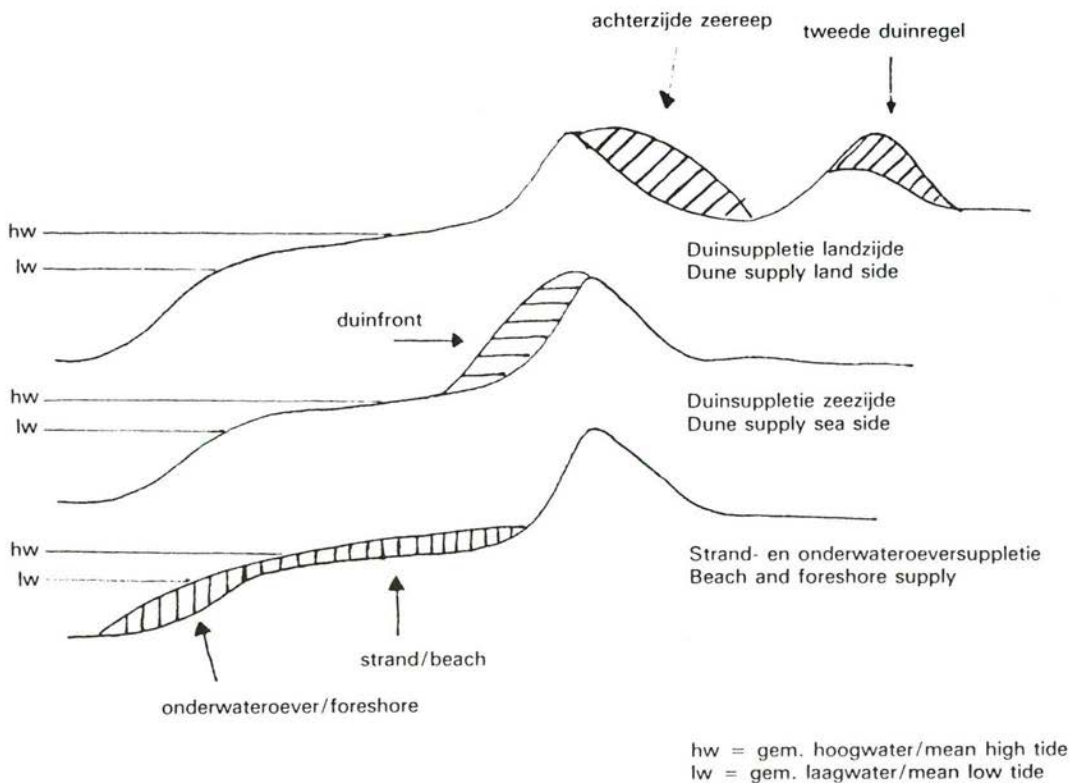
In deze bijdrage zal ingegaan worden op de aspecten die verband houden met suppleties in en achter de zeereep. In de komende jaren zullen strandsuppleties en wellicht ook onderwateroever-suppleties een grotere rol gaan spelen als maatregel ter beteugeling van de kustachteruitgang.

Uit een in 1987 uitgevoerde evaluatie van strandsuppleties (Anonymus, 1987) blijkt dat binnen de soms grillige natuurlijke omstandigheden (periodieke) strandsuppleties goed te dimensioneren zijn.

Dat wil zeggen dat van te voren veelal te bepalen is of de suppletie aan vooraf gestelde eisen met betrekking tot de levensduur zal voldoen en kustmorfologisch gezien effectief zal zijn (Anonymus, 1987). Als blijkt dat dergelijke maatregelen over grotere kustgedeelten mogelijk zijn, komen er ook meer mogelijkheden voor natuurontwikkeling in de kustduinzone. Wel dient bij de beoordeling van effecten ook de herkomst van het zand in de beschouwing betrokken te worden.

3.2. Methoden om een vitale helmbeegroeiing te verkrijgen.

Bij duinverzwaringen is het van belang te



figuur 4. Plaats van de suppletie in het dwarsprofiel (van Bohemen et al., 1989).

voorkomen dat het ingebrachte zand naar elders verstuijt. Vanouds is daarvoor het plaatsen van rijshoutschermen en aanplant (poten) van Helm toegepast. Recent onderzoek heeft uitgewezen dat ook met zaaien van Helm of ineggen van stengeldelen (waarbij na het zaaien of ineggen van stengeldelen het zandoppervlak met stro wordt vastgelegd) goede resultaten worden verkregen.

Tijdens de duinverzwaring op Voorne zijn de drie methoden op praktijkschaal onderzocht (van der Putten & van Gulik, 1988). Het blijkt dat, indien deze drie methoden onder optimale omstandigheden (zoals goede kwaliteit plant-materiaal, regelmatige overstuiving met vers

zand) worden uitgevoerd, er onderling weinig verschillen in helmgroei meetbaar zijn. Helm zaaien is goedkoper dan het ineggen van stengeldelen en helm poten is het duurst. Tabel 1 geeft een overzicht van de voorwaarden voor de toepassing van de genoemde methoden.

Eerder uitgevoerd onderzoek (van der Putten & van Gulik, 1985) heeft uitgewezen dat aanplant van helm op zand waar reeds helm heeft gegroeid tot sterfte of trage hergroei van de helm leidt. Uit laboratoriumonderzoek is door middel van op selectieve wijze uitschakelen van bacteriën, schimmels of aaltjes gebleken dat hoogstwaarschijnlijk bodemschimmels in

	HELM ZAAIEN	STENGELDELEN	POTEN VAN HELM
VERSTUIVINGS- GEVOELIGHEID	niet toepassen als tijdens kieming meer dan 5 cm zand instuift of als zand wegstuift	minder gevoelig voor overstuiving	zand vastleggen met rietpoten
TOEPASSINGS- PERIODE	uitsluitend tussen 15 sept.- 1 april	stengeldelen snel verwerken. Niet toepassen bij vriezend weer	bij voorkeur niet in de zomer
BEVESTIGING	eenmalige gift 80-20-20 NPK/ha (langzaam vrijkomend)	eenmalige gift 80-20-20 NPK/ha	
HOEVEELHEDEN	15 kg/zaad/ha.	40 stuks/m'	pootafstand 50x(70-75) cm
OOGSTEN	zaad oogsten in juli	stengeldelen bij voorkeur uit duintjes met vitale helm	planten oogsten van vitale helm (geen planten uit kwijnende helmbegroeiing betrekken)
STRO INEGGEN	5 ton stro/ha	5 ton/ha	
BIJZONDERHEDEN		lengte stengel- delen 15 cm (minstens 2 kiem- krachtige ogen)	

Tabel 1. Voorwaarden voor toepassing van Helm zaaien, stengeldelen ineggen en poten van Helm.

combinatie met aaltjes degeneratie van helm bevorderen en de herinplantingsproblemen veroorzaken. Voortdurende instuiving van (strand)zand is essentieel om helm vitaal te houden. Overigens is Noordse helm minder gevoelig voor deze organismen. Het onderzoek wordt voortgezet om het probleem van de kwijnende helm, waardoor uiteindelijk ongewenste erosie kan optreden, op te lossen.

3.3. Duinverzwaring Voorne

* opbouw en erosie van de zeeuerende duinen

Wat de polders betreft heeft Voorne in de vijftiende eeuw zijn huidige vorm gekregen.

De duinenreeks was toen echter nog niet gesloten, zodat ook aan de zeezijde van het eiland dijken nodig waren als zeeuering. Pas omstreeks 1650 lagen er duinen aan zowel de noordwest- en noordoostkant als aan de zuidwestkant van het eiland, net zoals nu het geval is (Pilon, 1988). Door aanvoer van stuifzand en maatregelen om dit vast te leggen konden plaatselijk nieuwe duinregels ontstaan. Vooral in de eerste helft van deze eeuw is aan de noordwestkust op deze wijze een aantal malen zee- waarts een nieuwe zeereep ontstaan, waar- bij achterliggende strandvlakten van de zee werden afgesnoerd. De hierdoor ontstane duinvaleien hebben een zeer hoge natuur- waarde (vooral qua vegetatie, maar ook wat



Ingeëgd stro. (Veenbaas)

de overige biotische en abiotische kenmerken betreft) (Adriani & van der Maarel, 1968). Hoewel ook hier negatieve ontwikkelingen gaande zijn als gevolg van allerlei ingrepen, veranderingen in beheer en zure regen, zijn deze duinvalleien nog steeds zeer waardevol (Boot & van Dorp, 1986). Op andere plaatsen vond en vindt echter afslag plaats, namelijk aan de zuidwestkust en in sterke mate bij de Groene Punt.

- * voorbereiding verzwarende en uitvoering tijdelijke maatregelen

In de tweede helft van deze eeuw is deze afslag plaatselijk zo sterk geworden dat ingrijpende maatregelen nodig waren.

Om te voldoen aan de veiligheidsnormen krachtens de Deltawet diende de zeereep tussen de Brielse Gatdam en de Haringvliet-

dam versterkt te worden. De plannen hier toe zijn zorgvuldig voorbereid mede in verband met de zeer grote natuurwaarde van de Voornse duinen.

Voordat de definitieve verzwarende kon worden uitgevoerd, was de situatie langs de zuidwestkust en bij de Groene Punt inmiddels zo precair dat reeds eerder tijdelijke voorzieningen moesten worden getroffen: tussen 1973 en 1975 werd de zeewering geheel gesloten met een beperkt profiel en werd aan de zuidwestzijde een strandsuppletie uitgevoerd (Voogt & van der Putten, 1988).

In 1977 vond wederom een strandsuppletie plaats en wel zodanig dat de strandafname tot 1983 - het jaar waarin met de definitieve verzwarende zou worden begonnen - zou kunnen worden opgevangen.

Deze tijdelijke voorzieningen hebben mede de plaats voor de nog uit te voeren definitieve verzwarening bepaald. Er is na afweging van de technische, financiële en natuurbeschermingsaspecten voor gekozen om deze verzwarening aan de noordwestzijde buitenwaarts uit te voeren en die aan de zuidwestzijde binnenwaarts. De overgang hiertussen kwam bij de Groene Punt te liggen.

Om de verzwarening zo goed mogelijk in het duinlandschap en de zeereep in te passen werd een "Compenserend landschappelijk aanpassingsplan" opgesteld door een daartoe ingestelde werkgroep.

De belangrijkste voorwaarden waaraan moest worden voldaan waren:

- de verzwarening mag niet beneden het minimumprofiel komen;
- begroeide duintoppen boven het minimumprofiel dienen zoveel mogelijk te worden gehandhaafd;
- het patroon van de duinen van voor de aanleg van de tijdelijke voorziening moet zoveel mogelijk worden gevolgd;
- er dienen effectieve maatregelen tegen verstuiving te worden genomen.

Het patroon van het nieuwe duinlandschap, dat diende overeen te komen met de vorm van de vroeger aanwezige duinen, werd ontworpen met behulp van oude hoogtekaarten van het gebied.

Om te beschikken over een overzicht van de voor instuiving van zand gevoeligste vegetaties die direct grenzen aan de zeereep werd bij het landschapsplan een kaart gevoegd van een strook duingebied van 100 m breedte direct achter de zeereep, waarop de voor instuiving gevoelige vegetietypen waren aangegeven.

Tegen verstuiving konden verschillende maatregelen worden genomen, waaronder het aanbrengen van helmbeplanting. Omdat met deze laatste methode slechte ervaringen waren opgedaan bij het aanbrengen van de tijdelijke voorziening, werd onderzoek verricht om na te gaan wat de beste

methoden zijn om een goed stuifwerende helmbeplanting te verkrijgen. Dit onderzoek is gedeeltelijk gelijktijdig verricht met de werkzaamheden voor de verzwarening, die in drie gedeelten is uitgevoerd, zodat onderzoekresultaten van het eerste gedeelte konden worden toegepast bij de later uitgevoerde gedeelten. Paragraaf 3.2 geeft de resultaten van dit onderzoek.

* uitvoering verzwarening deltahoogte

Het zand voor de verhoging en verbreding van de zeereep (afkomstig van de Maasvlakte) is op het strand in depot gespoten (in totaal 8 miljoen m³) en werd na ontziltling verwerkt tot een nieuw duinlandschap.

Omdat bij de uitvoering van het eerste gedeelte, de noordwestkust, de indruk ontstond dat in de terreinen direct achter de zeereep het grondwaterpeil steeg door waterdruk vanuit het depot, werd bij het volgende gedeelte een drainage aangebracht bij en evenwijdig aan de bestaande duinvoet.

Met diverse zware machines werd na ontziltling het grote zandverzet verricht, waarna met een kleine bulldozer de afwerking tot het juiste profiel plaatsvond. In het tweede binnenwaarts te verzwaren gedeelte bevonden zich enkele hoge duintoppen. Deze zijn bij het aanbrengen van de verzwarening zorgvuldig gespaard. Behalve dat deze toppen al meteen een natuurlijker beeld geven dan de nog nieuwe duingedeelten, vormen zij ook een bron van waaruit planten zich kunnen vestigen in de nieuwe duinen. Nadat helmbeplanting was aangebracht (zowel het inleggen van stengeldelen, het planten van helmboesjes met rietpoten als het zaaien en inleggen van helmzaad werd toegepast) werd een afrastering tegen konijnen geplaatst. Om jonge Bergeenden de mogelijkheid te verschaffen zich van hun nesthol naar de zee te begeven werden in deze afrastering bergeendenpaadjes gemaakt.



Een deel van de Voornse duinverzwaring met oude en nieuwe duintoppen. (Veenbaas)

3.4. Duinverzwaring tussen 's-Gravenzande en Kijkduin

Het duingebied tussen Scheveningen en Hoek van Holland vormt een betrekkelijk smalle zone als gevolg van voortdurende afslag door de zee. De waarde van dit gebied is groot vanwege het feit dat Oude kalkarme duinen met hun karakteristieke, deels uit heiden bestaande begroeiing zeer dicht bij de zee liggen.

Naar het zuiden toe verdwijnen de Oude onder de Jonge duinen en zijn de Oude duinen verder weggeslagen door de zee. In de richting van de zeereep grenzen de Oude aan de Jonge duinen.

Vanwege deze bijzondere situatie is bij zand-aanvulling ook in dit gebied zorgvuldig rekening gehouden met een zo goed mogelijke landschappelijke inpassing.

In 1986 ving het hoogheemraadschap Delfland aan met maatregelen ten behoeve van een achterwaartse verzwaring van de zeereep tussen 's-Gravenzande en Kijkduin. De betreffende zeereep moest voor 1990 op Delta-hoogte (10,5 m boven N.A.P.) en op Delta-sterkte gebracht worden. Het betekent in dit gebied een verhoging van gemiddeld 1 m ten opzichte van de bestaande zeereep.

Waar de nieuwe duinregel landinwaarts van de bestaande is gekomen, is de verhoging zelfs 3,5 m of meer. In de eerste fase werd ca. 1,4 miljoen m³ zand over een lengte van ca. 8 km op het strand voor de huidige zeereep gebracht. In de tweede fase (na ontzilting) is het zand getransporteerd om op of achter de bestaande zeereep te worden gebracht (verhoging en verbreding van het buitenduin). Om deze kunstduinen een zodanige vorm te kun-

nen geven dat meer kansen voor een gevarieerde begroeiing en dierenwereld geboden werden zonder de zeewerende functie in gevaar te brengen is een vegetatiekundige en geomorfologische kartering van de eerste 600 m duin vanaf de zeereep uitgevoerd. De resultaten van beide karteringen vormden de basis voor de landschappelijke afwerking van de verzwareing (Hornstra, 1987).

Het ging daarbij vooral om het tegengaan van nivellering en fixering van het reliëf alsmede om ruimte te geven aan geomorfologische processen ten gunste van de landschappelijke en ecologische betekenis van de zeereep en het aangrenzende duinterrein.

Met behulp van luchtfoto's is een vegetatiekartering uitgevoerd, op een schaal 1:1000. Met behulp van de beschikbare hoogtekaarten is een geomorfologische kartering uitgevoerd. Daarna zijn binnen de uitgangspunten van de advisering de volgende voorwaarden geformuleerd:

- de afwerking dient machinaal te geschieden;
- de hellingen mogen niet steiler worden dan 1:3;
- de breedte van de verzwareing dient zo gering mogelijk te zijn;
- ruimte voor eventuele verstuuving is zeer beperkt in verband met tracering fietspad en het aangrenzende waardevolle kalkarme duinterrein;
- hoeveelheid extra zand voor de vormgeving is gering.

Door de begeleidingsgroep, bestaande uit civiel- en natuurtechnici en vertegenwoordigers van het beleid, werden de volgende uitgangspunten geformuleerd waarmee bij het inbrengen van het zand en het aanbrengen van een zo natuurlijk mogelijk reliëf rekening moest worden gehouden:

- de aansluiting op het naast de verzwareing aanwezige reliëf dient zo consequent mogelijk te gebeuren;
- de hoogteverschillen dienen op wisselende afstanden te worden gerealiseerd zonder vlakke delen tussen de te maken toppen;

- hellingen moeten zo steil mogelijk afgewerkt worden (maar niet steiler dan 1:3);
- aan te brengen duintoppen dienen zo hoog mogelijk te worden om een visueel-ruimtelijk gezien verantwoorde verhouding van het totale profiel ten opzichte van de aangebrachte top te verkrijgen;
- de toppen dienen met voldoende variatie afgewerkt te worden (variërende hellingshoek, vorm van de helling -zowel hol- als bolvormig-, en hoogte);
- bij lange hellingen is het visueel-ruimtelijk gezien gewenst met behulp van een bulldozer enig overlangs reliëf te realiseren.

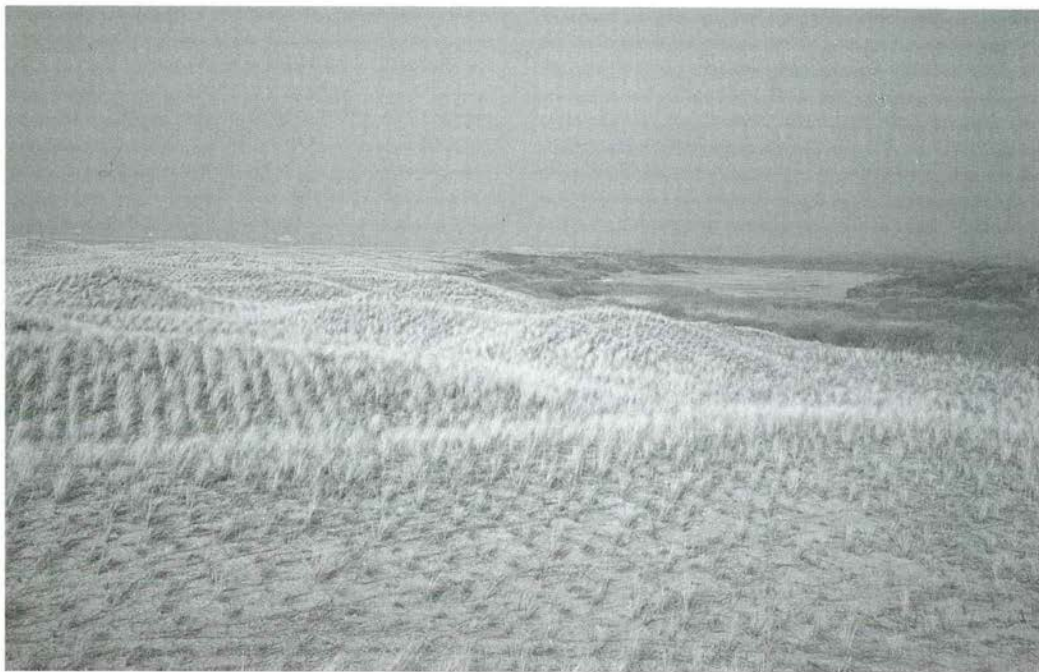
Bij het aanbrengen van de begroeiing is gebruik gemaakt van de ervaringen opgedaan bij de werken op Voorne (zie paragraaf 3.2). Toegepast werden: inplanten met Helm en de stengeldelenmethode.

Bij het uitbrengen van het advies is niet alleen aandacht besteed aan de natuurtechnische inrichting maar ook aan het later te voeren beheer en onderhoud.

Door in de onderhoudsfase rekening te houden met geomorfologische processen (zoals het plaatselijk toelaten van verstuuving) zal de natuurlijke en landschappelijke waarde worden verhoogd. Tevens is er het voordeel dat de groei van de helm als gevolg van grotere zanddynamiek gestimuleerd wordt. In de komende jaren zal de ervaring leren of het plaatselijk stimuleren en sturen van verstuuving ook werkelijk perspectieven bieden voor flora en fauna in dit duingebied.

3.5. Evaluatie van de toegepaste natuurtechniek op Voorne en tussen 's-Gravenzande en Kijkduin

Duinverzwareingen zijn forse ingrepen in het landschap. Er wordt zand aangebracht dat qua samenstelling (zoals korrelgrootte-verdeling) vaak niet overeenkomt met het zand wat er van nature aanwezig is. Veelal is het materiaal zeer schelpenrijk en soms is een sterk wisselende fractie slib aanwezig. Uit de uitgevoerde verzwareingen blijkt dat door een goede



Duinverzwaring tussen 's-Gravenzande en Kijkduin. (van Bohemen)

voorbereiding en zorgvuldige uitvoering er goede mogelijkheden zijn voor een geomorfologisch en visueel-landschappelijk gezien zeer aanvaardbare afwerking. De vraag is of er ook voor ontwikkeling van vegetatie en fauna voldoende perspectieven zijn. Zowel op Voorne als tussen 's-Gravenzande en Kijkduin worden gegevens verzameld om de ontwikkelingen zoveel als mogelijk is te volgen.

Op Voorne zijn daartoe (van der Laan, 1989) verspreid langs de gehele zeereep transecten uitgezet waarin permanente proefvlakken zijn opgenomen. In de transecten gelegen in het noordwestelijk kustgedeelte dat het eerste was afgewerkt zijn in drie achtereenvolgende jaren vegetatie-opnamen gemaakt. Een aantal proefvlakken kon door de latere afwerking van het zuidwestelijk kustgedeelte alleen nog maar in 1988 worden opgenomen. In de 120 verkre-

gen vegetatie-opnamen zijn in totaal 78 soorten waargenomen. Voor een zeereep is dit een ongekend hoog aantal soorten. Niet alleen het hoge soortental, ook de soortensamenstelling wijst uit dat de begroeiing van het nieuwe duin, althans in deze beginfase, vrij sterk afwijkt van een natuurlijke buitenduinvegetatie. Slechts 11 van de 78 soorten die in totaal zijn waargenomen zijn soorten die kenmerkend zijn voor het (groene) strand- en buitenduinmilieu (Veenbaas et al., 1989).

Naast deze karakteristieke buitenduinsoorten komt een aantal soorten voor die weliswaar niet specifiek zijn voor de vegetatietypen van het strand- en buitenduingebied, maar die duidelijk wel thuishoren in bepaalde duinvegetaties zoals het duingrasland en pionierstadia van het duinstruweel.

Een duidelijke reflectie van het kunstmatige

karakter van de ontstaanswijze van deze zeereep is de aanwezigheid van de vele soorten die men in een buitenduin niet verwacht. Het betreft vooral soorten die kenmerkend zijn voor onder meer ruigten, voedselrijke akkers en bemeste graslanden. Uit de reeks opnamen die nu van drie achtereenvolgende jaren beschikbaar is, blijkt dat het gemiddelde van het aantal soorten per opname toeneemt. Het gemiddelde in de jaren '86 t/m '88 is resp. 8, 10 en 15 soorten. Ook wat betreft de structuur van de vegetatie is er, gemeten aan het bedekkingspercentage en de hoogte van de begroeiing, een duidelijke ontwikkeling te constateren. De gemiddelden daarvan zijn resp. circa 20, 30 en 35% en 50, 60 en 65 cm.

Evenals op Voorne wordt de ontwikkeling van de begroeiing tussen 's-Gravenzande en Kijkduin gevolgd. Daartoe werd in de zomer van 1989 een vijftal opnamen gemaakt. Een vergelijking van de gegevens met die van Voorne laat ook hier een grote variatie aan plantesoorten zien, waarvan een deel niet van nature in de buitendünen aangetroffen wordt. Er komen veel elementen in de begroeiing voor die men in de zeereep niet zou verwachten. Het betreft hier echter deels een suppletie die achter de eerste zeereep is aangebracht. Voorts is er sprake van een door de gebruikte kunstmest verrijkt substraat. Dit komt vooral tot uitdrukking in de aanwezigheid van veel ruigtekruiden.

Het onderzoek naar de ontwikkeling van de vegetatie op de verzwaarde zeereep zal nog een aantal jaren worden voortgezet. Bij de uiteindelijke beoordeling van de ontwikkelingen en de verwachtingen over toekomstige vegetaties is het essentieel om in beschouwing te nemen gedurende welke termijn de suppletie veiligheid moet bieden.

4. Slotwoord/Toekomstperspectief

De laatste jaren zijn zogenaamde zandsuppleties voor, in of achter de zeereep ter compensatie van plaatselijke kustachteruitgang meer en meer in zwang gekomen. Daarnaast zijn strandsuppleties uitgevoerd en worden vooroe-



Hondstong (*Cynoglossum officinale*) in de Voorne duinverzwaring. (Veenbaas)

versuppleties overwogen. Vooral de vooroeversuppleties bieden hoogstwaarschijnlijk uit een oogpunt van kustmorfologie en behoud en ontwikkeling van natuur- en landschapswaarden goede perspectieven omdat hierbij niet in het terrestrische milieu hoeft te worden ingegrepen (overigens wel in het aquatische milieu). In het kader van de Discussienota Kustverdediging (Rijkswaterstaat, 1989) is een uitgebreide beleidsanalytische studie verricht waarbij (ook) de gevolgen van kustontwikkeling voor de natuurwaarde en de verschillende gebruiksfuncties van de duinkustzone nader zijn bekeken.

In de komende jaren zal blijken of er werkelijk

mogelijkheden zijn voor een dynamischer kustbeheer.

Hopelijk liggen hier ook kansen voor een meer natuurlijke ontwikkeling van de zeereep. Uitgangspunt daarbij zal het vergroten van de natuurwaarden zijn, waarbij het handhaven van een gesloten kustlijn niet overal als voorwaarde gesteld zal worden. Voordelen hiervan zijn kostenbesparing en hogere natuurwaarden. De min of meer natuurlijke landschappen zijn niet gebaat bij verstarring van de dynamiek (Westhoff & van der Maarel, 1982; van der Meulen & van der Maarel, 1988). Bij verstarring ontstaan geen nieuwe primaire en secundaire duinvalleien en de successie leidt in toeneemende mate tot monotone eindstadia.

Natuurtechnische milieubouw biedt mogelijkheden de verarming het hoofd te bieden. Hierin past ook het plaatselijk laten stuiven van duinen, zodat jonge successiestadia weer een kans krijgen. Het opheffen van verstarring dient evenwel met onderzoek gepaard te gaan. Zorgvuldig moeten verschillen tussen afslag-, aangroei- en stabiele kusten in het oog worden gehouden.

Mogelijkheden van een meer gevarieerde kustvorm zijn:

- * Het zich laten ontwikkelen van een gekerfde zeereep;
Hierbij is de mogelijkheid aanwezig dat een zo compleet mogelijk duinecosysteem ontstaat met een grote mate van zelfregulatie.
- * Het toestaan van lokale verstuingen;
Verstuiving is een belangrijk natuurlijk verjongingsproces dat de laatste jaren nog te weinig de kans heeft gekregen. Door plaatselijke verstuiving wordt de variatie in het duinmilieu vergroot.

* Het ruimte bieden aan sluftervorming.

Studie naar de mogelijkheden van dergelijke voorstellen biedt kansen voor versterking van de relatie tussen natuurtechnici en cultuurtechnici om samen met beleidsverantwoordelijken de natuur aan bod te laten komen voor zover de veiligheid van het polderland dat toelaat.

Om een zo goed mogelijk milieu voor planten en dieren te krijgen is het van belang de meer grootschalige fysische processen, zoals erosie-sedimentatie, kwel-infiltratie, oppervlaktewaterstroming e.d., zoveel mogelijk te laten prevaleren boven de populatiedynamische processen van planten en dieren, daar die grotendeels door de eerste gestuurd worden. Dit betekent dat naar grotere gebieden als geheel en in de verdere toekomst gekeken dient te worden. Een middel daartoe is het ontwikkelen van beheersplannen voor grote delen van de kust. Dergelijke plannen bieden mogelijkheden om wensen uit verschillende beleidssectoren op elkaar af te stemmen en overzichten van concrete maatregelen op te nemen, waarbij behoud, herstel en ontwikkeling van natuurwaarden een integraal onderdeel vormen. Het Beheersplan Kustbescherming Waddeneilanden (Waddencomité RWS, 1987) is een goed voorbeeld waarin het kustbeheer zoals dat tot dusverre is gevoerd is geëvalueerd en getoetst aan vigerende plannen en waarin een visie is vastgelegd hoe in de komende jaren met het kustgebied in de Waddenzee zal moeten worden omgegaan. Het biedt de lokale beheerder de mogelijkheid om zijn maatregelen af te stemmen op de waarden van het grote geheel. Deze werkwijze verdient navolging langs de gehele Nederlandse kust.

Referenties

- ADRIANI, M.J. & E. VAN DER MAAREL 1968 - Voorne in de branding. Stichting Wetenschappelijk Duinonderzoek, Oostvoorne.
- ARENS, B., F. VAN DER MEULEN, J.V. WITTER, G.W. HEIL & M. LIPS 1989 - Duinfuncties. Invloed van kustgedrag. Technisch Rapport 8 t.b.v. de Discussienota Kustverdediging na 1990. Universiteit van Amsterdam/Rijkswaterstaat, Amsterdam/'s-Gravenhage.
- BAKKER, T.W.M., J.A. KLUJN & F.J. ZADELHOFF 1981 - Nederlandse kustduinen - Landschapsecologie. Pudoc, Wageningen.
- BOHEMEN, H.D. VAN, P.D. JUNGERIUS & F. VAN DER MEULEN 1989 - Herstel, ontwikkeling en beheer van landschapsecologische processen op het strand en in de buitenduinen. De Levende Natuur 90(5): 134-142.
- BOOT, R.G.A., & D. VAN DORP 1986 - De plantengroei van de Duinen van Oostvoorne in 1980 en veranderingen sinds 1934. Stichting Het Zuidhollands Landschap, Rotterdam.
- DOING, H., 1988 - Landschapsecologie van de Nederlandse kust. Een landschapskartering op vegetatiekundige grondslag. Stichting Duinbehoud, Leiden.
- HOOZEMANS, F.M.J., G.B. VAN DRIEL, B. ARENS, F. VAN DER MEULEN & J.V. WITTER 1989 - Inventarisatie Duinfuncties. Technisch Rapport 4 t.b.v. de Discussienota Kustverdediging na 1990. Rijkswaterstaat, 's-Gravenhage.
- HORNSTRA, N.L., 1987 - De duinen tussen Ockenburgh en Ter Heijde. Karteringsverslag en advisering verzwarende zeereep, I.O.O., Oostvoorne.
- LAAN, D. VAN DER, 1989 - Vegetatieontwikkeling in de verzwaarde duinenrij op Voorne. Interimverslag. Instituut voor Oecologisch Onderzoek, Oostvoorne.
- LONDO, G., 1971 - Patroon en proces in duinvalleivegetaties langs een gegraven meer in de Kennemerduinen. Verhandelings nr. 2. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum.
- MEULEN, F. VAN DER, & E. VAN DER MAAREL 1989 - Coastal defence alternatives and Nature development perspectives. In: Meulen, F. van der, P.D. Jungerius & J. Visser (eds.) Perspectives in Coastal Dune Management. SPB Academic Publishing, 's-Gravenhage.
- MEIJDEN, E. VAN DER, 1987 - Oecologie en natuurwaarden van de duinen, Duin nr. 1/2: 26-28.
- MINISTERIE VAN LANDBOUW EN VISSERIJ 1989 - Natuurbeleidsplan. SDU uitgeverij, 's-Gravenhage.
- PILON, J.J., 1988 - Kustafslag op Voorne in het verleden. Waterschapsbelangen (8): 255-259.
- PUTTEN, W.H. VAN DER, & W.J.M. VAN GULIK 1985 - Stimulering van begroeiing van nieuw opgehoogde zeewerende duinen. I.O.O., Oostvoorne.
- PUTTEN, W.H. VAN DER, & W.J.M. VAN GULIK 1988 - De aanleg van helmbegroeiing op zeewerende duinen. I.O.O., Oostvoorne.
- RIJKSWATERSTAAT 1987 - Evaluatie strandsuppleties. Dienst Getijdewateren, 's-Gravenhage.
- RIJKSWATERSTAAT 1988 - Handboek zandsuppleties. Dienst Weg- en Waterbouwkunde/Dienst Getijdewateren, Delft/Middelburg.
- RIJKSWATERSTAAT 1989 - Discussienota Kustverdediging na 1990. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 's-Gravenhage.
- SLOET VAN OLDROUTENBORGH, C.J.M., 1976 - Duinstruwelen in het Deltagebied. Meded. L.H. 76-8., Wageningen.
- VEENBAAS, G., D. VAN DER LAAN & W.H. VAN DER PUTTEN 1989 - Duinverzwarende Voorne. De Levende Natuur 90(5): 170-173.
- VOOGT, H., & W.H. VAN DER PUTTEN 1988 - De verzwarende van de zeereep van Voorne. Land en Water-Nu (5): 41-53.
- VOOGT, H., 1988 - Verzwarende van de zeereep en problemen met helmbepplanting. Waterschapsbelangen (7): 208-213.
- WADDENCOMITÉ RWS, 1987 - Beheersplan kustbescherming. Leeuwarden.
- WESTHOFF, V., & E. VAN DER MAAREL 1982 - Kustlandschap en plantengroei. In: W.J. Wolff et al. (eds.), Wadden-Duinen-Delta. Pudoc, Wageningen.
- WOLFF, W.J., 1982 - Ontwikkeling en betekenis van de Nederlandse kust. In: W.J. Wolff et al. (eds.), Wadden-Duinen-Delta. Pudoc, Wageningen.

Bijlage: Bron fotomateriaal

Foto op omslag Rijkswaterstaatuitgave
Bron: Bekker

Hoofdstuk 1

1. Vroegere infrastructuur; een houten veenweg in zuid-oost Drenthe.
Bron: Biologisch-Archaeologisch Instituut, Rijksuniversiteit Groningen.
2. Hedendaagse infrastructuur; het Prins Clausplein bij 's-Gravenhage.
Bron: Rijkswaterstaat, Meetkundige Dienst.

Hoofdstuk 2:

1. Grazige wegberm langs de A28.
Bron: Berkenbosch.
2. Beplante wegberm langs de A28.
Bron: Bekker.
3. Bermsloot langs de A11.
Bron: Berkenbosch.
4. Oever langs de Oude Maas.
Bron: Bekker.
5. Duinen in de omgeving van Monster.
Bron: van Bohemen.

Hoofdstuk 3:

1. Enkele voorbeelden van zeldzame planten in de wegberm.
 - a. Aardaker (*Lathyrus tuberosus*).
Bron: Melman.
 - b. Kleine wolfsklauw (*Lycopodium tristachyum*).
Bron: Melman.
 - c. Rietorchis (*Dactylorhiza majalis praetermissa*).
Bron: Melman.

Hoofdstuk 4:

1. Raster langs de A1.
Bron: Bekker.
2. Dassetunnel onder de A73.
Bron: Bekker.

Hoofdstuk 5:

1. Maaien en afvoeren als vorm van wegbermbeheer.
Bron: Melman.
2. Het resultaat van verschillende vormen van wegbermbeheer.
 - a. nooit maaien op zandig substraat onder beschaduwde omstandigheden.
Bron: Melman.

- b. tweemaal maaien op zandig substraat onder beschaduwde omstandigheden.
Bron: Melman.

Hoofdstuk 6:

1. Beplante wegberm langs de A15.
Bron: Melman.
2. Beplante kanaalberm langs het Wilhelminakanaal.
Bron: Berkenbosch.
3. Beplante wegberm langs de A27.
Bron: van der Sluys.

Hoofdstuk 7:

1. Kattedoorn (*Ononis repens spinosa*) op de dijk langs de Waal.
Bron: Melman.
2. Knikkende distel (*Carduus nutans*) op de dijk langs de IJssel.
Bron: Melman.
3. Het bermbeheer van een dijk met behulp van een schaapskudde.
Bron: Melman.

Hoofdstuk 8:

1. Voorbeeld van een brede rietoevers langs het Zwarte Water.
Bron: Melman.
2. Oever van de Waal.
Bron: Bekker.
3. Aanleg van vooroeververdediging met schanskorven in de Overijsselsche Vecht.
Bron: Bekker.
4. Voorbeeld van een plasberm langs het Wilhelminakanaal.
Bron: van Bohemen.

Hoofdstuk 9:

1. Ingeëgd stro.
Bron: Veenbaas.
2. Een deel van de Voornse duinverzwaring met oude en nieuwe duintoppen.
Bron: Veenbaas.
3. Duinverzwaring tussen 's-Gravezande en Kuikduin.
Bron: van Bohemen.
4. Hondstong (*Cynoglossum officinale*) in de Voornse duinverzwaring.
Bron: Veenbaas.

Rijkswaterstaat Dienst Weg- en Waterbouwkunde

De Rijkswaterstaat beheert en onderhoudt wegen, vaarwegen en waterkeringen met een totale waarde van ongeveer 110 miljard gulden. De Dienst Weg- en Waterbouwkunde (DWW) is een onderdeel van Rijkswaterstaat.

De doelstelling van de DWW luidt: "technisch-wetenschappelijke ondersteuning van de Rijkswaterstaat op het gebied van beleid, voorbereiding, ontwerp, uitvoering, instandhouding en materieel beheer van wegen en waterbouwkundige werken met inbegrip van de materiaaltechnologie, het terrestrisch milieu en de bedrijfseconomie".

De taken van de dienst zijn in vier hoofdafdelingen ondergebracht. Deze zijn:

- materialen,
- wegenbouw,
- waterbouw en
- milieu.

De personele bezetting van de dienst bedroeg eind 1989 250 medewerkers. Hiervan zijn er ca. 80 werkzaam in het onderzoek, ca. 100 in de advisering, ca. 30 in de beleids(ondersteunende) sector en ca. 40 in de algemeen ondersteunende functies.

Dienst Weg- en Waterbouwkunde
van der Burghweg 1
Postbus 5044
2600 GA Delft
tel. 015-699111

Koninklijke Nederlandse
Natuurhistorische Vereniging
Vereniging voor veldbiologie

De KNNV is een van de oudste (1901) en grootste verenigingen in ons land op het gebied van natuurstudie en -bescherming. De doelstelling is verbreiding van de kennis van de natuur in de ruimste zin van het woord, het meewerken aan akties gericht op natuurbescherming en het aankweken van liefde voor de natuur.

Er zijn 55 afdelingen met gezamenlijk ruim 9500 leden. Deze ontvangen tien maal per jaar het interessante tijdschrift 'Natura', met nieuwtjes over de vereniging maar vooral met prettig leesbare artikelen over de natuur.

Werkgroepen op het gebied van mossen, Europese orchideeën, herpetologie, het strand enz. bieden de mogelijkheid om dieper op bepaalde aspecten van de natuur in te gaan. Vaak ontmoeten vakmensen en amateurs elkaar in deze werkgroepen! De 'Landelijke Jongeren' is er voor leden van 20 tot 30 jaar. Zij organiseert eigen activiteiten en geeft een eigen blad uit.

De vereniging organiseert jaarlijks binnen- en buitenlandse kampen onder deskundige leiding. De afdelingen organiseren, naast lezingen op gebied van natuur, milieu en landschap, ook excursies naar natuurgebieden in de eigen omgeving.

Voor inlichtingen over de vereniging en haar afdelingen kunt u zich wenden tot 'De Veldwinkel'.



'De Veldwinkel'
Oudegracht 237
2511 NK Utrecht
tel. 030 314797

di t/m vr 10.00-16.30
iedere 2e za van de maand
12.00-15.00

Stichting Uitgeverij KNNV

De Stichting Uitgeverij KNNV bouwt voort op een lange traditie. De eerste uitgave in de 'Natuurhistorische Bibliotheek' verscheen in de jaren '20, de eerste 'Wetenschappelijke Mededeling' in 1949. Sindsdien verschenen er ruim vijftig titels in de 'Bibliotheek' en ruim honderdnegentig in de 'Mededelingen'.

Zeker tweehonderdduizend boeken en boekjes vonden hun weg naar afnemers in binnen- en buitenland. Dit enorme succes danken we vooral aan de belangeloze inzet van de auteurs en aan de subsidies die we voor veel uitgaven ontvingen. Hierdoor kon de prijs van onze boeken laag blijven, ook nu nog!

De uitgeverij publiceert origineel werk op het gebied van de Nederlandse flora en fauna, maar kent ook uitgaven op het gebied van landschapsbeschrijvingen in binnen- en buitenland, natuurbescherming en handleidingen voor veldbiologisch onderzoek.

Mocht u geïnteresseerd zijn in onze uitgaven, dan kunt u een lijst van leverbare titels aanvragen. Ook uitverkochte titels leveren we u als fotokopie tegen kostprijs.

Wilt u ons blijven steunen en verzekerd zijn van ontvangst van onze uitgaven, dan kunt u een abonnement nemen op alle nieuwe publikaties, of op een deel ervan, bij voorbeeld alleen de insektennummers of de botanische nummers. U kunt onze uitgaven inzien in 'De Veldwinkel'. Schriftelijk of telefonisch bestellen kan alleen bij ons bureau te Eindhoven.

Uitgeverij
Oudegracht 237
3511 NK Utrecht
tel. 030 314797

Bureau Eindhoven
Isidorusweg 21
5624 KD Eindhoven
tel. 040 440139

Gedurende de laatste decennia is ook bij Rijkswaterstaat de belangstelling voor natuurtechniek voortdurend gegroeid. Met het uitvoeren van natuurtechnisch onderzoek en het toepassen van natuurtechnische inzichten is door de Hoofdafdeling Milieu van de Dienst Weg- en Waterbouwkunde van Rijkswaterstaat een omvangrijke hoeveelheid kennis opgebouwd omtrent de functionele mogelijkheden en de praktische toepassing van natuurtechniek in waterstaatswerken. Het tijdstip is aangebroken om deze kennis aan een breed publiek te presenteren in de vorm van een bundel van artikelen over de relaties tussen natuurtechniek en waterstaatswerken.