Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in natuurterreinen

redactie:
M. Cals, M. de Graaf en J. Roelofs

Een uitgave van de vakgroep Oecologie van de Katholieke Universiteit Nijmegen en de Directie N.B.L.F. van het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij

BIDOC PROVINCIEHUIS N-BR.
3 2500 00046 3977

Bij het drukken van dit boek is gebruik gemaakt van de oorspronkelijke manuscripten. De auteurs zijn verantwoordelijk voor de inhoud van hun artikelen.

Niets uit deze opgave, met uitzondering van referaat, titelbeschrijving en korte citaten ten behoeve van boekbesprekingen, mag worden gereproduceerd, opnieuw vastgelegd, vermenigvuldigd of uitgegeven door middel van druk, fotocopie, microfilm, langs electronische of electromagnetische weg of op welke andere wijze dan ook zonder schriftelijke toestemming van de organisatoren van het symposium.

Uitgave: Katholieke Universiteit Nijmegen
Faculteit der Natuurwetenschappen
Vakgroep Oecologie
Toernooiveld 1
6525 ED Nijmegen

Produktie: Fontline Boekprodukties, Nijmegen
Illustraties: Afd. Illustraties, Fac. Natuurwetenschappen, K.U.N.
Zetwerk en vormgeving: Marc Regenboog, Fontline
Druk: ten Brink Meppel BV
Omslagontwerp: Henk Wals, Fontline

CIP-GEGEVENS KONINKLIJKE BIBLIOTHEEK, DEN HAAG

Effectgerichte

Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en
eutrofiëring in natuurterreinen / red.: M. Cals, M. de Graaf
en J. Roelofs. - Nijmegen : Katholieke Universiteit
Nijmegen, Werkgroep Milieubiologie. - Ill.
Proceedings van een symposium georganiseerd door de
vakgroep Oecologie van de Katholieke Universiteit Nijmegen
en de Directie N.B.L.F. van het Ministerie van Landbouw,
Natuurbeheer en Visserij op 30 oktober 1992.
ISBN 90-373-0174-6
Trefw.: milieuverontreiniging ; natuurgebieden /
eutrofiëring ; natuurgebieden.

© Copyright 1993 Katholieke Universiteit Nijmegen

INHOUD

Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in natuurterreinen 1
C. den Hartog,
Katholieke Universiteit Nijmegen

De subsidieregeling E.G.M. 5
J.B. Pieters,
Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij

Kennis van ecotopen en sturing van standplaatsfactoren: onmisbaar voor effectief natuurbeheer 9
C.F. van Beusekom,
Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij

Voorwaarden en perspectieven voor herstel van verzuurde en geëutrofieerde oppervlaktewateren 31
M.J.R. Cals, M.J.S. Bellemakers, M. Maessen en J.G.M. Roelofs,
Katholieke Universiteit Nijmegen

Zijn hydrologische ingrepen noodzakelijk voor het herstel van verzuurde natte schraallanden? 63
A.J.M. Jansen[1], A.Th.W. Eijsink[2], A.P. Grootjans[3], E.J. Lammers[3] en F. P. Sival[3]
[1] KIWA N.V., [2] Staatsbosbeheer Overijssel, [3] R.U. Groningen

Basenverzadiging in soortenrijke trilvenen 97
Geert van Wirdum, Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek

Methodieken voor herstel van verzuurde en geëutrofieerde heiden en schraallanden 127
J.G.M. Roelofs, M.C.C. de Graaf, P.J.M. Verbeek en M.J.R. Cals,
Katholieke Universiteit Nijmegen

Ecotoopbeheer in droge duinen: sturende processen en limiterende factoren 147
M.Veer[1], F. van der Meulen[1], G.W. Heil[2] en A.M.Kooijman[1],
[1] Universiteit van Amsterdam, [2] Resource Analysis

Oecologische grondslagen van natuurbehoud en natuurbeheer 171
V. Westhoff

EFFECTGERICHTE MAATREGELEN TEGEN VERZURING EN EUTROFIERING IN NATUURTERREINEN

C. den Hartog
Vakgroep Oecologie, Faculteit der Natuurwetenschappen, Katholieke Universiteit Nijmegen, Toernooiveld 1, 6525 ED Nijmegen

Inleiding tot het symposium

'Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring' is een project geïnitieerd door het ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij.

De eerste resultaten van dit project, die in de volgende hoofdstukken worden gepresenteerd, laten zonneklaar zien dat dit initiatief van het ministerie voor het natuurbehoud zeer succesvol is geweest. Het belet me evenwel niet om hier te memoreren dat het ministerie als geheel een voor het natuurbehoud veelal ongunstig beleid voert, ten dele omdat het ministerie ook andere belangen moet behartigen, ten dele mogelijk uit onwetendheid. Als gevolg van het tegenstrijdige beleid bestaat in brede kring de indruk, dat natuur en milieu een marginaal onderwerp vormen, goed voor public relations (mooie folders), maar waarvoor onder geen voorwaarde de economie mag worden afgeremd.

Uit de vele voorbeelden die hier genoemd kunnen worden, heb ik er drie gekozen om deze stelling te illustreren.

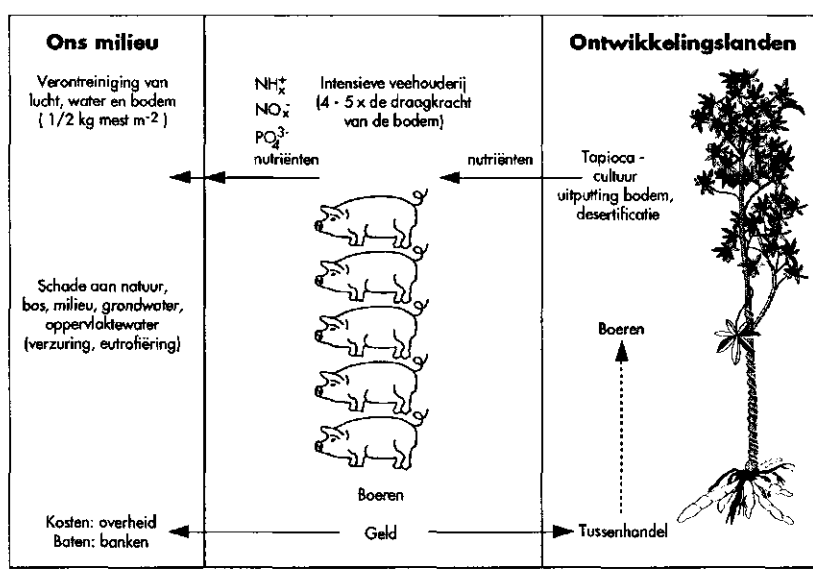
1. De Waddenzee is erkend als een internationaal natuurgebied. Dat betekent evenwel niet dat het waddengebied op een wijze beheerd wordt die met het behoud van de natuurlijke kwaliteiten in overeenstemming is. De wijze waarop momenteel naar kokkels wordt gevist veroorzaakt grootschalige aantasting van de natuur; het is roofbouw van de ergste soort. Het vervolgens wijzen op de verantwoordelijkheid van de vissers ten aanzien van het behoud van de natuurlijke hulpbronnen, is niet de methode om een natuurgebied voor vandalisme te behoeden.

2. In de landbouw gaan natuuronvriendelijke praktijken nog steeds door, ofschoon men zich kan afvragen of ze economisch verantwoord zijn. De glastuinbouw b.v. verbruikt zeer veel gesubsidieerde energie en bestrijdingsmiddelen, maar is niettemin nauwelijks kostendekkend. In de supermarkt kan men zien dat dezelfde producten in zonnige streken, ver van hier, veel goedkoper worden geproduceerd. Met de transportkosten

erbij geteld zijn ze vaak lager in prijs dan ons eigen product en kwalitatief niet minder. Waarom gaat men met de glastuinbouw door?

3. De intensieve veehouderij zoals die momenteel wordt beoefend heeft er voor gezorgd, dat er hier te lande een veestapel is waarvan de behoefte vier- tot vijfmaal de productiecapaciteit (oecologische draagkracht) van de beschikbare bodem bedraagt. Een zeer groot gebied in de zogeheten ontwikkelingslanden wordt van zijn nutriënten ontdaan in de vorm van tapioca (figuur 1). Er wordt keurig voor betaald (de tijden van weleer zijn voorbij), maar aangezien het meeste geld niet bij de producerende boeren terechtkomt, worden de nutriënten aldaar gewoonlijk niet of onvoldoende aangevuld. Dit leidt tot verarming in ontwikkelingslanden en vergroting van de verschillen tussen rijk en arm, hetgeen onze regering officieel wil voorkomen. Ongelukkigerwijze profiteren wij helemaal niet van deze toevloed van nutriënten. Neen, het bezorgt ons een mestprobleem, aantasting van natuur, lucht-, water- en bodemverontreiniging, bedreiging van de drinkwaterkwaliteit, en dit alles wordt geaccepteerd om het de veehouders mogelijk te maken hun rente aan de bank te betalen. Mijn conclusie is, dat in feite noch onze maatschappij, noch die van de ontwikkelingslanden met deze vorm van veehouderij is gebaat. Het is de hoogste tijd deze vorm van productie te beëindigen.

Het project 'Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring' is in feite bedoeld om in een aantal natuurgebieden de schadelijke gevolgen van



Figuur 1
Het probleem van de intensieve veehouderij: (1) een nutriëntenstroom naar ons milieu en (2) een geldstroom die daarmee niet parallel loopt

onze historisch gegroeide, maar economisch dubieuze manier van produceren te bestrijden. De overheid probeert nu met een strenge normering de gevolgen van deze manier van produceren in te dammen. Dit moet geleidelijk gebeuren, want een te snelle invoering van de gewenste normen heeft andere ongewenste maatschappelijke gevolgen. De effectgerichte maatregelen zijn dan ook bedoeld om de meest gevoelige componenten in onze natuurterreinen de kans te geven om te overleven, tot de gewenste normen gehaald zijn en zulke maatregelen niet meer nodig zijn. Het gaat dus eigenlijk om een overbruggingsregeling. De tijd zal leren hoe lang de overbruggingsperiode zal moeten duren. Er moet zeer goed worden beseft dat de effectgerichte maatregelen slechts een succes van zeer tijdelijke aard zullen hebben als de voor het milieu noodzakelijke, lage vervuilingsnormen niet binnen zeer afzienbare tijd worden gehaald.

Voor het restaureren van natuurterreinen, of deze nu terrestrisch of aquatisch van aard zijn, geldt in de praktijk slechts één model, waarvan niet afgeweken moet worden.

1. Intensief onderzoek naar de levensgemeenschappen, de hydrologie en de natuurlijke processen die zich in het te restaureren systeem afspelen. Kennis van het functioneren van een systeem leert ons ook waar, wanneer en hoe kan worden ingegrepen om de gewenste toestand te herstellen of te genereren.

2. De oorzaken die tot de achteruitgang van het natuurterrein hebben geleid, moeten worden weggenomen. De overheid tracht dit te bereiken door normering van de uitstoot van schadelijke stoffen.

3. De gevolgen van de schadelijke invloeden dienen eveneens te worden aangepakt en wel in hun geheel, niet gedeeltelijk. De 'effectgerichte maatregelen' passen hier.

4. Men dient te herstructureren als dat noodzakelijk is.

5. De ontwikkeling van het natuurgebied dient na oplevering voor een aantal jaren te worden gevolgd (monitoring); eventueel moet de ontwikkeling worden bijgestuurd.

Het is van essentieel belang dat de hier gegeven volgorde in acht wordt genomen. Praktisch alle mislukkingen van restauratieprojecten die ons bekend zijn, kunnen worden toegeschreven aan het afwijken van de bovengenoemde volgorde of het slechts gedeeltelijk uitvoeren van een project. In het bijzonder bij het saneren van een aantal grote wateren in ons land zijn fouten gemaakt omdat met het oog op de kosten slechts een deel

van de gevolgen werd aangepakt. Dit heeft geleid tot zeer onbevredigende resultaten.

Goed vooronderzoek is essentieel. De stappen twee en drie, i.e. wegnemen van de oorzaken en het saneren van de gevolgen, dienen ongeveer simultaan te worden uitgevoerd, wil men tot een duurzame oplossing komen. Het wegnemen van de oorzaken alléén, zal op zichzelf gewoonlijk niets opleveren. Stap drie, uitgevoerd als een op zichzelf staande activiteit, kan inderdaad effect sorteren, maar zonder uitvoering van stap twee is dat effect van tijdelijke aard en zijn nieuwe maatregelen in de toekomst onontkoombaar. Dat geldt ook voor de 'effectgerichte maatregelen' als het normeringsbeleid te laat de streefnormen bereikt. De resultaten van de effectgerichte maatregelen tonen niettemin aan dat voor relatief weinig geld een hoog rendement is verkregen. Het project draagt ook bij tot het ontwikkelen van beheerstechnieken voor beheerders, een goede zaak voor de toekomst.

De subsidieregeling E.G.M.

J.B. Pieters
Directie N.B.L.F., Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij,
Postbus 20401, 2500 EK Den Haag

Het begrip E.G.M. en de gelijknamige subsidieregeling was vier jaar geleden nog totaal onbekend. Dat is vandaag de dag wel anders in natuurbeheersland. Het toont aan hoe snel, ook in de oecologie, wetenschap en praktijk zich kunnen ontwikkelen en bepaalde inzichten door kunnen breken.

Zoals zo vaak in het leven, is ook het ontstaan van het EGM-project niet het resultaat van een strakke beleidsplanning geweest. Het is geboren uit een samenloop van omstandigheden. Eind 1988 namen enkele medewerkers van de toenmalige directie N.M.F. (tegenwoordig N.B.L.F.) van het ministerie van L.N.V. het initiatief tot een analyse van de stand van verzuring en vermesting van de natuur. De situatie bleek veel ernstiger dan verwacht. Het bleek dat een groot deel van onze natuurgebieden ernstig in kwaliteit was achteruitgegaan, tot zelfs op de Waddeneilanden toe, die wij toch plegen te beschouwen als onze enige nog echt schone gebieden in ons vervuilde land.

Gelukkig bleek ook, dat er in de onderzoekswereld, in het bijzonder bij de vakgroep Oecologie van de Katholieke Universiteit Nijmegen, ervaring bestond in het herstellen van door verzuring en eutrofiëring aangetaste oecosystemen. Het Beuven in Brabant is daarvan het schoolvoorbeeld geworden. Er was dus alle aanleiding voor het opstellen van een herstelprogramma. Tezelfdertijd was het ingenieursbureau IWACO in opdracht van het ministerie van VROM bezig met het project voor effectgerichte maatregelen in het kader van het verzuringsbeleid. In dat kader werd ook vanuit de (tegenwoordige N.B.L.F.-directie de omvang van de problematiek in de natuurterreinen geïnventariseerd. Datzelfde werd door de toenmalige directie Bos en Landschapsbouw voor de bossen gedaan. Beleidsmatig werd daarbij vastgelegd, dat dit soort maatregelen als tijdelijk moest worden aangemerkt, zolang de brongerichte aanpak nog niet tot een duurzame situatie zou leiden. De gedachte daarbij was, dat met effectgerichte maatregelen alleen de meest ernstige effecten zouden kunnen worden voorkomen.

Begin 1989 werd op grond van een motie van de heren de Vries en Voorhoeve een structureel bedrag van 100 miljoen toegevoegd aan de Rijksbegroting voor milieudoeleinden. Van dit bedrag ging 40 miljoen naar het Ministerie van L.N.V., en van die 40 miljoen werd 10 miljoen beschikbaar gesteld voor EGM: 5 miljoen voor bossen en 5 miljoen voor natuur.

Er werd vervolgens een managementteam gevormd, een EGM-subsidieregeling gemaakt, een begeleidingscommissie ingesteld – en daarmee was het EGM-project een feit. Inmiddels zijn ruim drie jaar verstreken. In die periode zijn 285 concrete projecten uitgevoerd of nog in uitvoering, waarmee een bedrag van om en nabij 20 miljoen gulden is gemoeid. De belangrijke vraag is: is dat geld nu goed besteed? Zijn die projecten geslaagd? EGM was een grotendeels nieuwe materie. Er bestond weinig of geen ervaring mee. Het niet-denkbeeldige gevaar voor misgrepen en mislukkingen heeft men van meet af aan onderkend. Daarom zijn voor de voorbereiding en begeleiding van projecten, voor methodiekontwikkeling en monitoring, teams van ervaren onderzoekers ingeschakeld. Dit zijn de zogenaamde deskundigenteams. Sinds enige jaren zijn vier van zulke teams operationeel, namelijk voor:

- oppervlaktewateren
- matig mineraalrijke heiden en schraallanden
- natte schraallanden
- droge duinen.

In die teams wordt samengewerkt door deskundigen van de vakgroepen oecologie van de universiteiten van Nijmegen, Groningen en Utrecht, het Keuringsinstituut voor Waterleidingartikelen (KIWA), de vakgroep Fysische Geografie van de Universiteit van Amsterdam, het Instituut voor Bos en Natuur, het Staring Centrum en de vakgroepen Natuurbeheer en Bodemkunde van de Landbouwuniversiteit.

Deze deskundigenteams richten hun aandacht op zogenaamde referentieprojecten, die een breed scala van typen van ecosystemen omvatten. Ook begeleiden zij, waar nodig, andere projecten. De teams zijn gebonden aan een strakke planning. Zij besteden thans een budget van ca 1.2 miljoen per jaar. Dit lijkt wellicht een relatief hoog bedrag, maar de gekozen aanpak blijkt uitermate vruchtbaar te zijn. Dankzij het werk van de deskundigenteams is al binnen een periode van ca drie jaar voor een aantal typen oecosystemen bekend welke methodiek voor het beheer nodig is om de effecten van verzuring en eutrofiëring tegen te gaan. Er zijn dus snelle en bruikbare resultaten geboekt. Deze mogen evenwel niet teniet worden gedaan door een stagnatie in de aanpak van de bronnen die de effecten teweeg hebben gebracht. Dat zou weggegooid geld zijn. De effectgerichte maatregelen zullen een tijdelijk karakter moeten blijven houden. Uiteindelijk zal in onze natuurterreinen een normaal beheer moeten kunnen plaatsvinden.

Hoe het straks verder zal gaan met het project is een interessante kwestie. In 1993 zullen enkele wijzigingen worden doorgevoerd:

1. De EGM-subsidieregeling zal worden beëindigd. Het uitvoeringsbudget zal worden ingebouwd in de algemene budgetsubsidies van de terreinbeherende organisaties. Daarmee komt ook de verantwoordelijkheid van de uitvoering van EGM grotendeels bij deze organisaties te liggen.
2. De verantwoordelijkheid voor de monitoring van referentieprojecten en het functioneren van de deskundigenteams zal worden ondergebracht bij het Informatie en Kenniscentrum van de directie N.B.L.F. in Wageningen.

Punt twee behoeft een nadere toelichting. De begeleidingscommissie EGM heeft gewezen op het grote belang van continuering van het monitoringsprogramma en de deskundige begeleiding van projecten. De opgezette waarnemingsreeksen in een groot aantal representatieve terreintypen zijn uniek en leveren een schat aan toepasbare kennis op. Deze reeksen zouden – in een minder intensieve vorm – over een langere periode moeten worden voortgezet. Daarnaast is het zo dat de projectperiode van drie jaar te kort is gebleken om voor alle relevante oecosystemen een passende methodiek te ontwikkelen. Aan de hand van de bereikte resultaten zal een planning worden gemaakt van het nog te verrichten werk in de komende jaren. Op grond daarvan zal worden bezien welk deel van het budget daarvoor nog gereserveerd dient te blijven.

In dit symposiumboek worden de belangrijkste resultaten van de deskundigenteams gepresenteerd. Daarbij komt ook het rendement van EGM in verschillende terreintypen aan de orde. Enerzijds is gebleken dat – bij de juiste aanpak – in bepaalde typen verbluffend snel herstel optreedt. Tal van rodelijstsoorten, soms reeds uitgestorven gewaand, blijken weer terug te keren. Of dat herstel ook duurzaam is zal de toekomst leren. Anderzijds is ook duidelijk geworden dat in andere terreintypen juist weinig resultaat kan worden verwacht. Binnenkort zullen alle tot nog toe uitgevoerde EGM-projecten worden geëvalueerd op het punt van ecologisch rendement en kosteneffectiviteit. Op grond daarvan zal het mogelijk zijn de beperkte middelen meer gericht in te zetten in de meest perspectiefbiedende situatie.

Het moge duidelijk zijn dat het Ministerie van L.N.V. het grote belang van het EGM-programma onderkent. Ook in de volgende fase zal er voor gezorgd worden dat hetgeen is bereikt, wordt behouden, en dat wat nog moet gebeuren, gerealiseerd kan worden. Dit geheel in de geest van de bedoeling van de Tweede Kamer, toen deze in 1989 gemeenschapsgelden uittrok voor de bestrijding van de effecten van de verzuring.

KENNIS VAN ECOTOPEN EN STURING VAN STANDPLAATSFACTOREN: ONMISBAAR VOOR EFFECTIEF NATUURBEHEER

C.F. van Beusekom
Directie Natuur, Bos, Landschap en Fauna, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Postbus 20401, 2500 EK Den Haag

Samenvatting

Verdroging, verzuring en vermesting van het milieu tasten de natuurlijke levensgemeenschappen in ons land zodanig ingrijpend aan, dat het grootste deel hiervan sterk degradeert dan wel verdwijnt. Deze aantasting voltrekt zich via de standplaats, doordat sturende abiotische factoren die bepalend zijn voor de plantengroei, essentiële veranderingen ondergaan. De belangrijkste sturende factoren zijn: vochttoestand, zuurgraad en voedselrijkdom. Voor een eventueel herstel van ecosystemen is kennis van de wijze waarop deze factoren de processen in de diverse typen standplaatsen sturen, een eerste vereiste. Deze kennis is in het natuurbeheer onvoldoende ontwikkeld. Een belangrijk hulpmiddel bij het verkrijgen van overzicht en inzicht in diversiteit en werking van ecosystemen is het ecotoop-concept. De ecotoop, de ruimtelijke eenheid die homogeen is voor biotische en abiotische factoren die bepalend zijn voor de plantengroei, is de basale operationele eenheid die uitgangspunt moet zijn voor effectief natuurbeheer. Als aanzet daartoe wordt de hoofdopzet van een ecotopen-classificatie geïntroduceerd. Aan de hand van deze classificatie blijkt dat ongeveer tweederde van de ecotopendiversiteit in ons land dreigt te verdwijnen. In veel gevallen is herstelbeheer nog mogelijk en wel door middel van z.g. effectgerichte maatregelen. Deze zijn gericht op de sturende abiotische factoren. De stap naar abiotisch herstelbeheer of ecotopenbeheer betekent een nieuwe fase in de ontwikkeling van het natuurbeheer. Dit vereist een meer interdisciplinaire oriëntatie van de betrokken abiotische en biotische vakgebieden. De ecotoop als object van onderzoek en beheer is daarbij het verbindend gegeven.

Inleiding

De inzichten in het natuurbeheer zijn in de loop van de tijd niet steeds dezelfde geweest. Aanvankelijk overheerste de opvatting dat instandhouding van natuurwaarden het meest gebaat was bij 'niets doen'. Pas na de

oorlog brak, onder invloed van de plantensociologie, het inzicht door dat de Nederlandse natuur in hoofdzaak een halfnatuurlijk karakter heeft. Dit karakter is ontstaan onder de eeuwenlange invloed van een grote verscheidenheid aan traditionele agrarische gebruiksvormen. Men besefte dat het natuurbeheer hierop moet voortbouwen en dat menselijke activiteit noodzakelijk is voor het voortbestaan van de diversiteit van ecosystemen in ons land (Westhoff et al., 1970).

Die opvatting vormt tot op heden de basis van theorie en praktijk van het natuurbeheer. Zij heeft haar geldigheid ruimschoots bewezen; dank zij de toepassing ervan zijn talloze natuurwaarden, die anders zeker verloren zouden zijn gegaan, behouden of hersteld.

Dit uitgangspunt, het voortbouwen op traditionele agrarische technieken, brengt met zich mee dat het natuurbeheer overwegend is gericht op de biotische component van ecosystemen, in het bijzonder de vegetatie. In de abiotische sfeer speelt ook de organische bodemlaag een rol in het beheer. De minerale bodem en het water daarentegen, zowel in fysische als in chemische zin, zijn in veel mindere mate aangrijpingspunt. Dit geldt voor de gangbare beheerspraktijk, maar het geldt evenzeer voor nieuwere beheersopvattingen die uitgaan van herstel van het volledige, natuurlijke ecosysteem. Ook die stroming wordt gekenmerkt door een bijna exclusief biotische gerichtheid. Tegen actief ingrijpen in bodem en water van natuurgebieden valt bij natuurbeheerders zelfs een zekere aversie te bespeuren. Deze houding is ongetwijfeld mede gevoed door de algemene ervaring dat dergelijke ingrepen in ons land veelal desastreuze gevolgen voor natuurwaarden hebben veroorzaakt. Men behoeft maar te denken aan de ecologische ravage die de cultuurtechniek in ons land heeft aangericht.

Een gevolg van de hier geschetste situatie is dat het onderzoek en de kennis op het gebied van het natuurbeheer grotendeels beperkt zijn gebleven tot de biotische component van ecosystemen. De abiotische basis van die systemen is slechts in geringe mate object van studie geweest en de kennis op dit gebied ontbreekt dan ook op grote schaal. Alleen ten aanzien van de waterhuishouding is recent een kentering te bespeuren (Van Beusekom et al., 1990). Die situatie is begrijpelijk genoeg. Tot voor kort waren bodem, water en lucht in onze natuurgebieden immers nog redelijk gezond. Ze vormden aldus een stabiele basis voor het vertrouwde en beproefde biotische beheer. Men kon zich schijnbaar de luxe permitteren de abiotische kennisgebieden te verwaarlozen.

Die situatie behoort inmiddels definitief tot het verleden, zoals hierna zal worden toegelicht. Nu verdroging, verzuring en vermesting in vrijwel al onze natuurgebieden een dominante rol spelen, zijn de technieken van het

traditionele natuurbeheer principieel ontoereikend geworden als instrumentarium voor instandhouding, laat staan herstel of ontwikkeling, van het overgrote deel van de ecosystemen in ons land.

Wordt de abiotische basis van ecosystemen aangetast?

Verdroging, verzuring en vermesting veroorzaken aanzienlijke veranderingen in de fysische en chemische eigenschappen van bodem en water (o.a. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1989; De Vries et al., 1989, 1991). Zij houden geen halt bij de grenzen van de ecologische hoofdstructuur. In al onze natuurgebieden zijn hun effecten aan de orde.

Veel ecosystemen en soorten zijn gevoelige graadmeters voor veranderingen in het abiotisch milieu. Deze manifesteren zich in een geleidelijke verschuiving in het voorkomen en de talrijkheid van soorten. Ook kleine veranderingen hebben reeds effect, maar de subtiliteit van deze processen maakt dat ze zelfs door specialisten vaak niet of pas laat worden opgemerkt.

Wanneer de stelling juist is dat het abiotisch milieu door de thans optredende milieu-effecten ingrijpend verandert, dan ligt het voor de hand dat dit in ecosystemen zichtbaar moet worden in de vorm van relatief grove effecten. Welnu, de signalen die de natuur afgeeft laten aan duidelijkheid niets te wensen over. Met name gedurende de laatste tien tot vijftien jaar hebben de veranderingen in veel ecosystemen zulke dramatische vormen aangenomen dat ze door iedereen gemakkelijk kunnen worden waargenomen. Hiervan zijn voorbeelden te over. Structuurrijke heidevelden hebben in korte tijd plaats gemaakt voor eentonige grasvlakten (figuur 1a en 1b). Soortenrijke natte schraallanden zijn overdekt door haarmossen en veenmossen (figuur 2a en 2b). Korstmosrijke pioniervegetaties zijn overwoekerd door dichte matten van bochtige smele (figuur 3a en 3b). Het afwisselende patroon van droge-duinvegetaties is uitgewist door een zee van wuivend duinriet en helm (figuur 4a en 4b).

De hier getoonde beelden zijn zowel herkenbaar als representatief, en spreken voor zich. Vergrassing, verruiging en vermossing zijn in onze natuur de nieuwe en overheersende fenomenen geworden. Minder opvallend, maar onmiskenbaar, is het snel voortschrijdende verlies aan soorten: planten zowel als dieren.

Niet langer kan ontkend worden dat de kwaliteit van de meeste natuurterreinen in ons land zienderogen en in een ongekend hoog tempo achteruitgaat. Dat aantasting van het abiotisch milieu door verdroging, verzuring en vermesting daarbij een belangrijke rol speelt, wordt intussen door nie-

Figuur 1
Droge heide:
a. normaal;
b. vergrast



mand meer betwist. Anders ligt dit met de vraag in hoeverre hier sprake is van dominante processen. In kringen van het natuur- en het bosbeheer vindt nog geregeld discussie plaats over de vraag in hoeverre traditionele factoren zoals verwaarlozing, onjuist beheer, natuurlijke successie en het optreden van ziekten en plagen, niet evenzeer ten grondslag zouden kunnen liggen aan de genoemde verschijnselen. Sterker nog, in veel beheersvi-

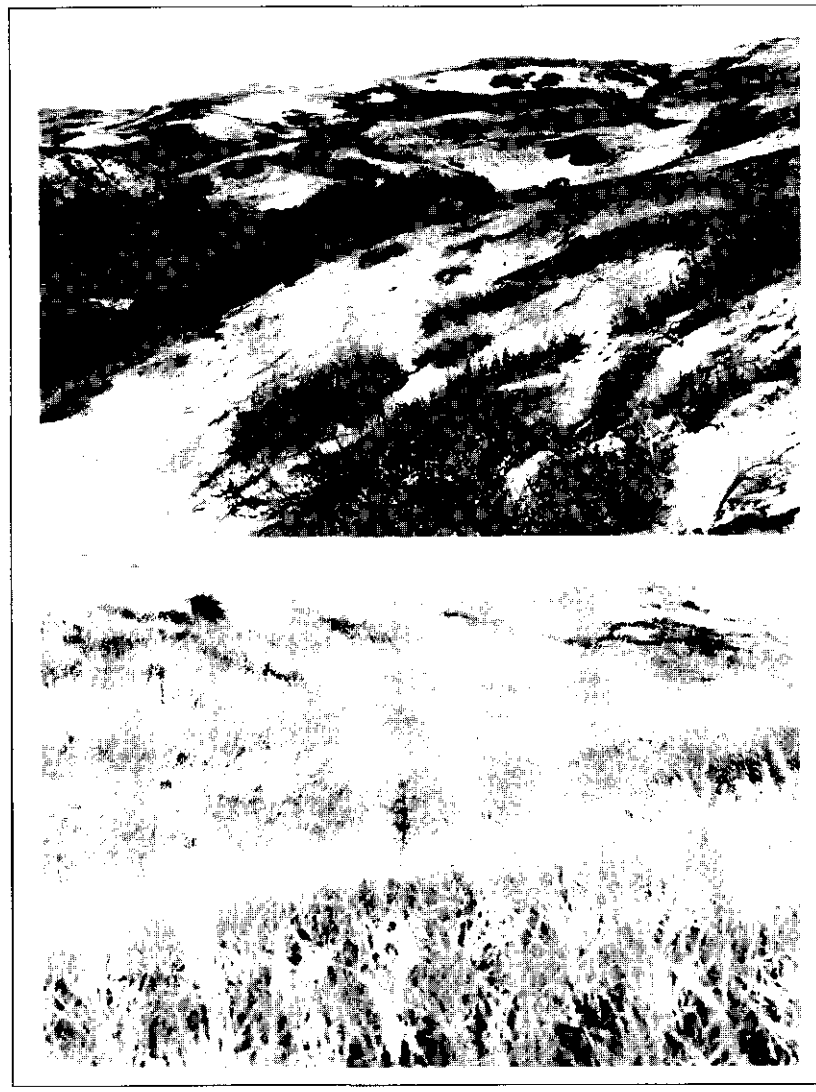


Figuur 2
Nat schraalland:
a. normaal;
b. vergrast

sies en ecologisch veldonderzoek houdt men weinig of zelfs in het geheel geen rekening met mogelijke effecten van vooral verzuring en vermesting. Zij zijn gebaseerd op de fictie dat deze effecten niet aan de orde zijn.



Figuur 3
Jong dennenbos (aanplant):
a. normaal;
b. vergrast



Figuur 4
Duinroos-hellingen:
a. normaal;
b. vergrast

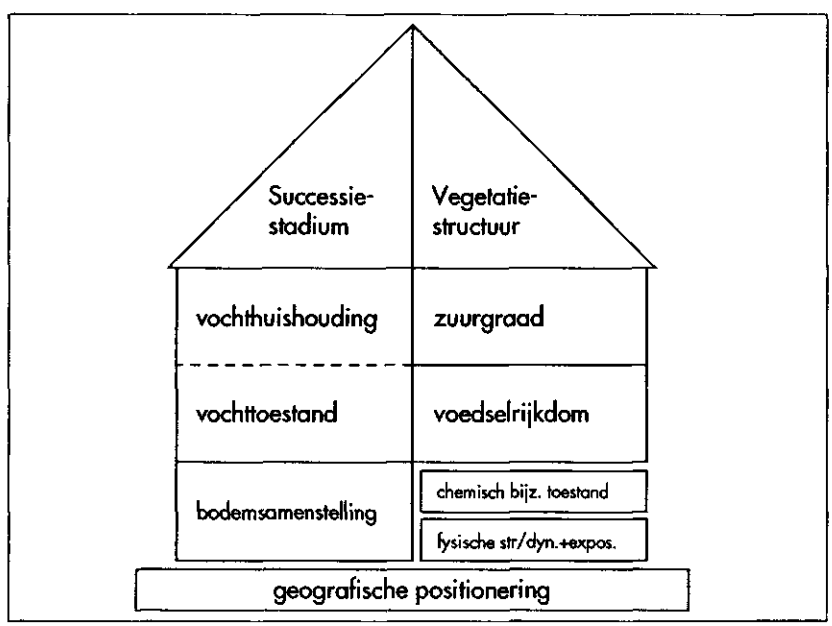
Sturende abiotische factoren: het ecotoopconcept

Teneinde een beter inzicht te krijgen in de betekenis van de effecten van verdroging, vermesting en verzuring op de kwaliteit van ecosystemen, is het noodzakelijk te weten welke factoren voor die kwaliteit bepalend zijn.

Alvorens die factoren te bespreken, is het gewenst eerst stil te staan bij het begrip ecosysteem (Tansley, 1935; Odum, 1959). In de oecologie is het ecosysteem de functionele eenheid die bestaat uit het levenloze milieu (de abiotische component) en levende organismen (de biotische component).

Het is dus een ruim begrip, dat zowel zeer kleine tot zeer grote, en zowel homogene als zeer heterogene systemen kan omvatten. Gezien vanuit de optiek van het natuurbeheer is het gewenst te beschikken over een minder ruim, en tevens meer praktisch begrip. Wanneer wordt gesproken over beheer van ecosystemen, moet duidelijk zijn wat met die systemen wordt bedoeld. De term ecosysteembeheer veronderstelt een definitie aan de hand van kenmerken die bepalend zijn voor dat systeem en tevens stuurbaar vanuit het beheer: sturende factoren. Het ecosysteemniveau dat aan deze voorwaarde voldoet, is dat van de ecotoop (figuur 5).

De ecotoop wordt gedefinieerd (vereenvoudigd naar Stevers et al., 1987) als een ruimtelijke eenheid die homogeen is ten aanzien van biotische en abiotische factoren die voor de plantengroei bepalend zijn. Daarnaast kennen we het begrip standplaats (Van Wirdum, 1984; Van Wirdum en Van Dam, 1984). De standplaats wordt hier opgevat in de zin van Stevers et al. (1987), namelijk als de ruimtelijke eenheid die homogeen is ten aanzien van abiotische factoren die voor de plantengroei bepalend zijn. De standplaats is dus alleen door abiotische factoren bepaald; de ecotoop door biotische en abiotische factoren tezamen. Dit houdt in dat een standplaats meerdere ecotopen kan omvatten. In beide concepten, ecotoop en standplaats, staat de relatie centraal tussen de plantengroei en de sturende factoren die deze bepalen. De plantengroei wordt dus beschouwd als 'pars pro toto' voor het



Figuur 5
Ecotoopconcept: schematische weergave van het complex van biotische en abiotische factoren (sturende factoren) die bepalend zijn voor de plantengroei

levende deel van het systeem. Dat is goed te verdedigen; enerzijds omdat de plantengroei het primaire levende product is van het systeem, anderzijds omdat de plantengroei het belangrijkste aangrijpingspunt vormt voor sturing van het systeem door de beheerder. Voorts is essentieel het criterium homogeniteit voor de sturende factoren. Ecotoop en standplaats zijn operationele begrippen, waarbij stuurbaarheid voorop staat. Dit impliceert dus homogeniteit van sturende factoren.

Uitgaande van de plantengroei als object van sturing in het natuurbeheer, behoeft het geen toelichting dat dit beheer alleen dan succesvol kan zijn wanneer de beheerder kennis draagt van de sturende biotische en abiotische factoren en van de wijze waarop hij deze kan beïnvloeden. Ten aanzien van de biotische factoren is aan deze voorwaarde wel voldaan. Deze factoren zijn: successiestadium en vegetatiestructuur. Inzake de sturing van deze factoren heeft het traditionele natuurbeheer een grote hoeveelheid kennis en ervaring opgeleverd. Daarentegen is van de abiotische factoren en hun stuurbaarheid nog maar een beperkte kennis aanwezig, kennis die bovendien nog onvoldoende is verbreid. Gelukkig bestaat er sinds kort nagenoeg eenstemmigheid over de vraag welke de belangrijkste sturende abiotische factoren zijn. Deze zijn: vochttoestand, zuurgraad en voedselrijkdom (Van Wirdum, 1984; Gremmen, 1987; Stevers et al., 1987). Deze drie factoren bepalen de abiotische variatie in de natuur in overheersende mate. Daarnaast kunnen factoren als fysische dynamiek, expositie en zout- of zinkgehalte van additionele betekenis zijn. De sturende abiotische factoren vochttoestand, zuurgraad en voedselrijkdom zijn conditionele factoren in de door Van Wirdum (1979) aangegeven zin. Zij sturen de processen in de wortelzone van de standplaats en bepalen daarmee de condities voor de plantengroei. Zo is bijvoorbeeld de vochttoestand sturend voor o.a. de zuurstofhuishouding en de stikstofhuishouding in de wortelzone. Tussen deze factoren bestaat derhalve een hiërarchische relatie.

Vanuit het oogpunt van het natuurbeheer is het dus van het grootste belang te weten welke eisen bepaalde natuurlijke vegetaties stellen aan vochttoestand, zuurgraad en voedselrijkdom, en te weten of en op welke wijze deze factoren zo nodig kunnen worden bijgestuurd. Zoals al eerder gesteld, ontbreekt die kennis grotendeels en bestond aan die kennis ook nauwelijks behoefte, omdat de conditie van bodem en water veelal een stabiel natuurlijk gegeven was. Intussen is duidelijk geworden dat dat laatste niet meer opgaat; verdroging, verzuring en vermesting tasten dat gegeven aan. Wanneer we vaststellen dat die conditie in overheersende mate bepaald wordt door de factoren vochttoestand, zuurgraad en voedselrijkdom, dan wordt tevens duidelijk dat verdroging, verzuring en vermesting geen

randverschijnselen zijn. We kunnen dan vaststellen dat deze effecten precies aangrijpen op de voor de plantengroei essentiële sturende factoren. Die effecten tasten de standplaats, de abiotische basis van de natuurlijke levensgemeenschappen, in de kern aan.

Classificatie van ecotopen

Uit het voorgaande blijkt dat het ecotoopconcept van essentieel belang is voor een goed en werkbaar begrip van de diversiteit en het functioneren van ecosystemen, en van de vele invloeden, natuurlijk of menselijk, die erop inwerken. Het gaat daarbij zowel om gewenste beïnvloeding door de terreinbeheerder als om ongewenste beïnvloeding door milieu-effecten. Zo een ecotoopconcept en een daarop gebaseerde ecotopenclassificatie is tot op heden nog niet in een voldoende bruikbare vorm ontwikkeld. Mede door het ontbreken daarvan wordt het verband tussen de biotische en de abiotische component van ecosystemen door velen als complex en ontoegankelijk ervaren. Onmiskenbaar is er een groeiende behoefte aan een overzichtelijke en praktische indeling van ecosystemen, die tevens de sleutel verschaft tot de relevante processen in de standplaats, de invloed hierop van beheersingrepen en milieu-effecten en de uitwerking daarvan op de plantengroei. Een goed ecotopensysteem is een noodzakelijk hulpmiddel bij de ordening van de vele verschillende veldsituaties en bij de voorspelling van de gevolgen van maatregelen en invloeden die aangrijpen op de abiotische component van levensgemeenschappen.

Een goed ecotopen-classificatiesysteem moet voldoen aan de volgende criteria:

- Het moet zo natuurlijk mogelijk zijn, d.w.z. de weerspiegeling vormen van de in het veld voorkomende complexen van biotische en abiotische kenmerken.
- Het moet gebaseerd zijn op de sturende biotische en abiotische factoren (kenmerken).
- Het moet bruikbaar zijn op verschillende integratieniveaus en zich desgewenst lenen voor verdere verfijning.
- Het moet toegankelijk zijn vanuit de biotische vakgebieden natuurbeheer, vegetatiekunde, autoecologie en floristiek, en vanuit de abiotische vakgebieden hydrologie, bodemkunde en fysische geografie.

- Het moet bruikbaar zijn in de praktijk van beheer, inrichting, beleid en onderzoek op het gebied van natuurbehoud, milieubeheer, waterhuishouding, bodemgebruik, geografie en planologie.
- De onderscheiden eenheden moeten karteerbaar zijn en aansluiten op ecologische classificaties op landschapsniveau.

In hoeverre zijn er al systemen beschikbaar die de gestelde criteria benaderen ?

De plantensociologie is de eerste wetenschap die verbindingen heeft gelegd tussen vegetatiekundige eenheden en diverse belangrijke abiotische factoren. Hoewel de beschikbare kenmerkensets niet kunnen worden beschouwd als een ecotopensysteem in de boven bedoelde zin – en uiteraard ook niet als zodanig zijn bedoeld – bieden ze toch belangrijke aanknopingspunten en bouwstenen (o.a. Westhoff en Den Held, 1969).

Daarnaast zijn voor de hogere planten tabellen ontwikkeld met indicatiewaarden voor vocht en/of stikstof en zuurgraad (Kruijne et al., 1967; Ellenberg, 1974, 1979; Landolt, 1977; Londo, 1975). Deze zijn door Gremmen (1987) gegroepeerd naar standplaatsen.

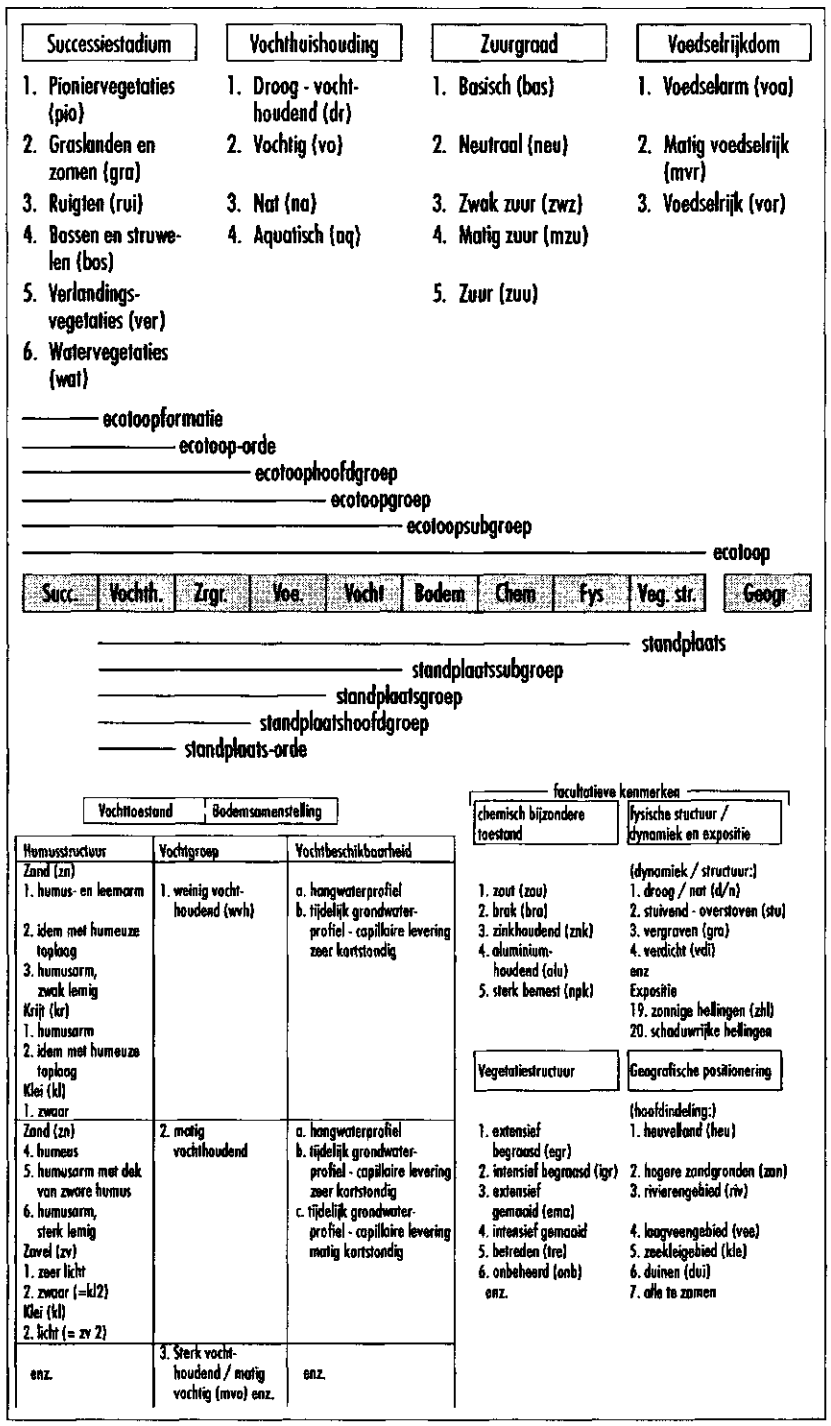
Ongeveer tezelfder tijd publiceerden Stevers et al.(1987) het CML-ecotopensysteem, waaraan Runhaar et al. (1987) ecologische soortgroepen van hogere planten, mossen en korstmossen koppelden, op soortgelijke wijze als Gremmen (1987) dat deed. Deze systemen zijn een belangrijke stap in de gewenste richting, maar ze voldoen niet volledig aan de gestelde criteria. Het belangrijkste bezwaar is gelegen in het vaak kunstmatige karakter van de onderscheiden eenheden. Mede daardoor hebben deze systemen weinig ingang gevonden.

Volledigheidshalve wordt hier ook melding gemaakt van de hiërarchische ecosysteemclassificatie van Klijn & Udo de Haes (1990). Anders dan de naam suggereert, classificeert dit systeem geen ecosystemen, maar is het een abiotische classificatie op schaalniveaus van elementair tot mondiaal. In het licht van de gestelde criteria biedt het onvoldoende bruikbare aanknopingspunten.

Het bovenstaande in aanmerking nemend is er aanleiding om verder te zoeken naar een systeem dat zoveel als mogelijk tegemoet komt aan de geformuleerde wensen. Dit heeft geleid tot een prototype, waarvan de hoofdopzet in figuur 6 is weergegeven.

Het betreft een hiërarchisch systeem, opgebouwd uit twee biotische en zeven abiotische kenmerkposities. Centraal staan de sturende factoren successiestadium en vegetatiestructuur (biotisch) en vocht, zuurgraad en voedselrijkdom (abiotisch).

Figuur 6
Schema van het ecotopen-classificatiesysteem (voorlopig), in hoofdlijnen



De ecotoop is de laagste eenheid in de hiërarchie. Hij wordt bepaald door de 9 kenmerkposities tezamen. De standplaats als abiotische pendant van de ecotoop wordt bepaald door zeven posities. De ecotoop is de operationele eenheid op beheersniveau.

In het kader van natuur-, milieu- en ruimtelijk beleid is veelal behoefte aan meer geaggregeerde eenheden. In die situatie kan gewerkt worden met bijvoorbeeld de ecotoopgroep (vier posities) of de ecotoopsubgroep (vijf posities). Wenst men zich te beperken tot de abiotische component, dan is de standplaatsgroep (drie posities) een bruikbare eenheid. Op verschillende niveaus is koppeling mogelijk aan ecologische classificaties op landschapsniveau. Daartoe is een aparte geografisch-positionele kenmerkentabel toegevoegd.

In hoeverre voldoet dit systeem nu aan de eis van natuurlijkheid? Een proef op de som is hier mogelijk door het systeem te koppelen aan soortengroepen en aan vegetatiekundige eenheden.

Tabel 1 toont een voorbeeld van een voorlopige toedeling van soorten op het niveau van de ecotoopgroep. Het blijkt dat die toedeling leidt tot natuurlijke en herkenbare clusters van soorten. Deze clusters lijken bovendien de modules te vormen waaruit vegetatiekundige associaties en subassociaties zijn samengesteld.

In tabel 2 is een fragment weergegeven van de koppeling (voorlopig) van ecotoopsubgroepen en ecotopen aan vegetatiekundige eenheden op het niveau van de subassociatie. Het blijkt dat het niveau waarop de ecotoop is gedefinieerd precies bij de subassociatie aansluit.

De ecotopen-classificatie kan hier slechts in hoofdlijnen worden aangeduid. Het systeem zal in ander verband uitvoeriger worden gepresenteerd en toegelicht. Binnen het kader van dit symposium wordt het onder meer geïntroduceerd, omdat het een vorm verschaft aan de uitgangspunten die ten grondslag liggen aan de stelling dat verdroging, verzuring en vermesting de levensgemeenschappen in onze natuurgebieden in de kern aantasten.

Tabel 1
Voorbeeld van toedeling (voorlopig) van soorten (ecologische soortgroepen) op het niveau van de ecotoopgroep (voor de verklaring van de gebruikte codering, zie figuur 6)

Ecotoopgroep 2.1.4.1. **2. Graslanden en zomen** **1. Droog - vochthoudend** **4. Matig zuur** **1. Voedselarm**	**Ecotoopgroep 2.2.4.1.** **2. Graslanden en zomen** **2. Vochtig** **4. Matig zuur** **1. Voedselarm**	**Ecotoopgroep 2.3.4.1.** **2. Graslanden en zomen** **3. Nat** **4. Matig zuur** **1. Voedselarm**
1.4.1. *dr* *mzu* *voa* Antennaria dioica, Acrostaphylos uva-ursi, Arnica montana, Carex ericetorum, Erica cinerea, Genista pilosa, Gnaphalium sylvaticum (+ pio), Lycopodium selago, Lycopodium tristachyum, Polypodium vulgare (+ bos), Scorzonera humilis, Solidago virgaurea (Z) (+ bos), Teucrium scorodonia (+ Z) (+ bos), Thymus serpyllum, Viola canina.	2.4.1. *vo* *mzu* *voa* Erica scoparia, Gentiana pneumonanthe, Pedicularis sylvatica, Polygala serpyllifolia, Trichophorum cespitosum.	3.4.1. *na* *mzu* *voa* Hammarbya paludosa, Oxycoccus macrocarpos, Scheuchzeria palustris (+ ver).
1.3.1. dr zwz voa 1.4.1. *dr* *mzu* *voa* Hieracium umbellatum, Hypericum pulchrum, Lathyrus linifolius (Z) (+ bos), Veronica officinalis.	2.3.1. vo zwz voa 2.4.1. *vo* *mzu* *voa* Cirsium dissectum, Dactylorhiza maculata, Peucedanum palustre (+ rui, + bos).	3.3.1. na zwz voa 3.4.1. *na* *mzu* *voa* Carex limosa, Drosera anglica.
1.4.1. *dr* *mzu* *voa* 1.5.1. dr zu voa Agrostis vinealis (+ pio), Carex pilulifera (+ bos), Deschampsia flexuosa (+ bos), Galium saxatile (+ bos), Vaccinium myrtillus (+ bos).		
1.3.1. dr zwz voa 1.4.1. *dr* *mzu* *voa* 1.3.2. dr zwz mvr Hieracium laevigatum (+ Z) (+ bos), Hieracium pilosella, Hypochaeris radicata, Luzula campestris, Rumex acetosella (+ pio).		
1.1.1. dr bas voa 1.3.1. dr zwz voa 1.4.1. *dr* *mzu* *voa* 1.5.1. dr zu voa Carex arenaria (+ pio).		3.1.1. na bas voa 3.3.1. na zwz voa 3.4.1. *na* *mzu* *voa* Juncus arcticus ssp. balticus (+ pio).
1.4.1. *dr* *mzu* *voa* 1.5.1. dr zu voa 1.3.2. dr zwz mvr 1.4.3. dr neu vr Agrostis capillaris.		

Tabel 1 (vervolg) Voorbeeld van toedeling (voorlopig) van soorten (ecologische soortgroepen) op het niveau van de ecotoopgroep (voor de verklaring van de gebruikte codering, zie figuur 6)

Ecotoopgroep 2.1.4.1. **2. Graslanden en zomen** **1. Droog - vochthoudend** **4. Matig zuur** **1. Voedselarm**	**Ecotoopgroep 2.2.4.1.** **2. Graslanden en zomen** **2. Vochtig** **4. Matig zuur** **1. Voedselarm**	**Ecotoopgroep 2.3.4.1.** **2. Graslanden en zomen** **3. Nat** **4. Matig zuur** **1. Voedselarm**
1.4.1. *dr* *mzu* *voa* 2.4.1. *vo* *mzu* *voa* Genista anglica, Lycopodium clavatum, Nardus stricta, Potentilla erecta, Pyrola minor (+ bos).		
	2.4.1. *vo* *mzu* *voa* 3.4.1. *na* *mzu* *voa* Carex curta, Carex echinata, Drosera rotundifolia (+ pio), Dryopteris cristata, Narthecium ossifragum, Viola palustris (+ bos).	
1.4.1. *dr* *mzu* *voa* 2.4.1. *vo* *mzu* *voa* 1.5.1. dr zu voa 2.5.1. vo zu voa Calluna vulgaris, Dryopteris carthusiana (+ bos), Empetrum nigrum (+ pio), Erica tetralix, Luzula multiflora ssp. multiflora (+ bos), Juncus squarosus, Vaccinium uliginosum (+ bos).		
	2.4.1. *vo* *mzu* *voa* 3.4.1. *na* *mzu* *voa* 2.5.1. vo zu voa 3.5.1. na zu voa Eriophorum angustifolium (+ ver).	
1.3.1. *dr* *zwz* *voa* 2.3.1. *vo* *zwz* *voa* 1.4.1. *dr* *mzu* *voa* 2.4.1. *vo* *mzu* *voa* Danthonia decumbens, Succisa pratensis.		
	2.3.1. vo zwz voa 3.3.1. na zwz voa 2.4.1. *vo* *mzu* *voa* 3.4.1. *na* *mzu* *voa* Agrostis canina (+ rui), (+ ver), Carex oederi ssp. oederi (+ pio), Carex panicea, Luzula multiflora ssp. congesta.	
1.3.1. dr zwz voa 2.3.1. vo zwz voa 1.4.1. *dr* *mzu* *voa* 2.4.1. *vo* *mzu* *voa* 1.3.2. dr zwz mvr 2.3.2. vo zwz mvr Carex ovalis, Juncus conglomeratus, Potentilla anglica.		
	2.3.1. vo zwz voa 3.3.1. na zwz voa 2.4.1. *vo* *mzu* *voa* 3.4.1. *na* *mzu* *voa* 2.3.2. vo zwz mvr 3.3.2. na zwz mvr Hydrocotyle vulgaris (+ bos), Ranunculus flammula.	
1.1.1. dr bas voa 2.1.1. vo bas voa 1.3.1. dr zwz voa 2.3.1. vo zwz voa 1.4.1. *dr* *mzu* *voa* 2.4.1. *vo* *mzu* *voa* 1.5.1. dr zu voa 2.5.1. vo zu voa Festuca ovina ssp. tenuifolia.		
	2.1.1. vo bas voa 3.1.1. na bas voa 2.3.1. vo zwz voa 3.3.1. na zwz voa 2.4.1. *vo* *mzu* *voa* 3.4.1. *na* *mzu* *voa* Carex trinervis.	

Tabel 1 (vervolg) Voorbeeld van toedeling (voorlopig) van soorten (ecologische soortgroepen) op het niveau van de ecotoopgroep (voor de verklaring van de gebruikte codering, zie figuur 6)

Ecotoopgroep 2.1.4.1. **2. Graslanden en zomen** **1. Droog - vochthoudend** **4. Matig zuur** **1. Voedselarm**	**Ecotoopgroep 2.2.4.1.** **2. Graslanden en zomen** **2. Vochtig** **4. Matig zuur** **1. Voedselarm**	**Ecotoopgroep 2.3.4.1.** **2. Graslanden en zomen** **3. Nat** **4. Matig zuur** **1. Voedselarm**
2.3.1. vo zwz voa 2.4.1. *vo mzu voa* 2.5.1. vo zu voa *Carex nigra.*	3.3.1. na zwz voa 3.4.1. *na mzu voa* 3.5.1. na zu voa	
1.3.1. dr zwz voa 1.4.1. *dr mzu voa* 1.5.1. dr zu voa *Molinia coerulea (+bos).*	2.3.1. vo zwz voa 2.4.1. *vo mzu voa* 2.5.1. vo zu voa	3.3.1. na zwz voa 3.4.1. *na mzu voa* 3.5.1. na zu voa

Ecotoopverlies door verdroging, verzuring en vermesting

Figuur 7a toont de sturende abiotische factoren vocht, zuurgraad en voedselrijkdom bijeengebracht in een drie-dimensionaal model. Dit z.g. natuurtechnische standplaatsmodel, ontwikkeld door Gremmen (1987, 1990), ligt in enigszins gewijzigde vorm ten grondslag aan de zojuist besproken ecotopen-classificatie.

Volgens dit model zijn er theoretisch 36 terrestrische standplaatsgroepen mogelijk. Deze 36 standplaatsgroepen omvatten vier successiestadia, hetgeen leidt tot een theoretisch aantal van 144 ecotoopgroepen.

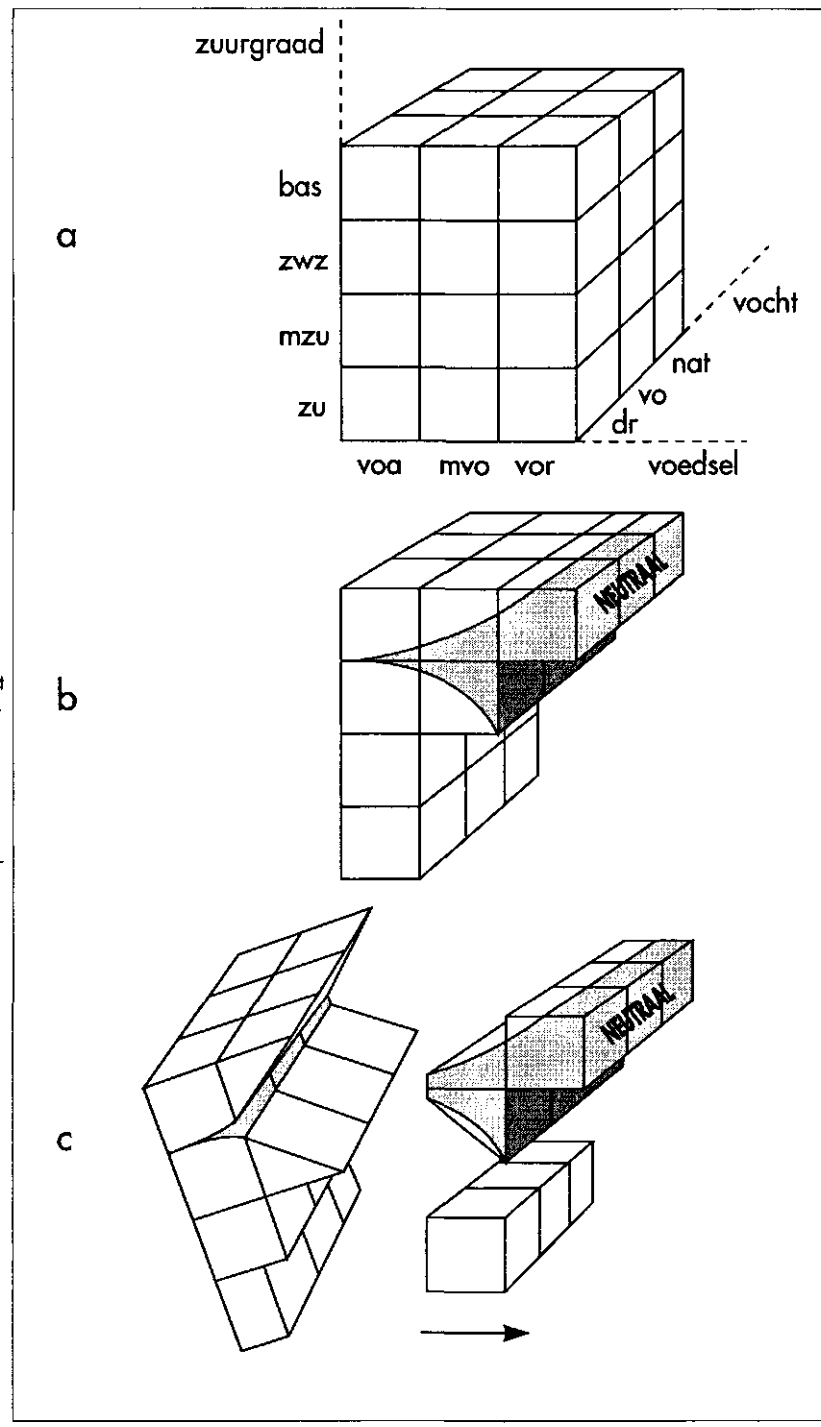
In de veldsituatie komen niet al deze theoretische mogelijkheden voor. Figuur 7b laat zien welke terrestrische standplaatsgroepen in de natuur worden aangetroffen en wel onder ongestoorde omstandigheden. Het betreft 21 standplaatsgroepen, die dus 84 ecotoopgroepen omvatten. Merk op dat het zwaartepunt ligt in de voedselarme sfeer. Voorts illustreert figuur 7b de trend dat een grotere voedselrijkdom tendeert naar een neutrale zuurgraad.

Figuur 7c geeft de actuele veldsituatie weer bij de huidige stand van verdroging, verzuring en vermesting. Deze diagnose is gebaseerd op de gegevens die zijn verzameld in het kader van het EGM-project. Uit die gegevens blijkt dat op dit moment twaalf standplaatsgroepen, ofwel 48 ecotoopgroepen, reeds vergaand zijn gedegradeerd of verdwenen. Het betreft de voedselarme en een deel van de matig voedselrijke groepen, alle gekenmerkt door een hoge natuurwaarde. Wat overblijft is een negental standplaatsgroepen, ofwel 36 ecotoopgroepen, in de voedselrijk-neutrale sfeer. De natuurwaarde van deze groepen is relatief gering. Bovendien is bij 6, respectievelijk 24, van deze groepen sprake van voortgaande aantasting en

Tabel 2 Voorbeeld van toedeling (voorlopig) van vegetatiekundige eenheden op het niveau van ecotoopsubgroep en ecotoop (voor de verklaring van de gebruikte codering, zie figuur 6)

Ecotoopsubgroep					Vegetatiekundige eenheid	Ecotoop			Geografie	
1.1.1.1.	dr	bas	voo	wvh	Anthyllido-Silenetum nutantis cerastietosum	zn1	a		egr tre	dui
					Anthyllido-Silenetum nutantis sanguisorbetosum	zn2	a	shl	egr	dui
					Medicagini-Avenetum pubescentis inops	zn1	a	zhl	egr	riv
					Medicagini-Avenetum pubescentis centaureetosum scabiosae	zv1	a	zhl	onb	riv
					Koelerio-Gentianetum brizetosum	kr2	a	zhl	egr	heu
					Festuco-Thymetum serpylli pimpinelletosum (ook 1.3.1.1.)	zn3	a	zhl gra	egr onb	zon
					Associatie van Dianthus deltoides en Herniaria glabra (ook 1.3.1.1.)	zn3	a		egr	zon
					Inulo-Polygonatetum odorati (Z)	zn2	a	zhl	onb	dui
1.1.2.2.	dr	bas	mvr	mvh	*Medicagini-Avenetum pubescentis cynosuretosum*	zn4	a	zhl	egr	riv
					Lolio-Cynosuretum typicum, variant met Trisetum flavescens	zn4,6	a		egr	zon riv dui
					Lolio-Cynosuretum onconidetosum	zv1	a	zhl	egr	riv
					Lolio-Cynosuretum plantaginetosum mediae	zv1,2	a		egr	riv
					Anthyllido-Trifolietum scabri	zv1	a	zhl	egr	kle
					Arrhenatheretum elatioris "typicum"	zv1,2 kr2	a a	zhl	ema	riv heu
					Trifolio-Agrimonietum hypericetosum (Z)	zv1,2	a	zhl	onb	heu zon
					Trifolio-Agrimonietum coronilletosum (Z)	zv1,2	a	zhl	onb	riv
1.1.3.2.	dr	bas	vor	mvh	Arrhenatheretum elatioris picridetosum	zv1,2 zn4	a a		ema	riv dil (k)
1.2.1.1.	dr	neu	voo	wvh	*Taraxaco-Golietum maritimi*	zn2	a		egr	dui
					Festuco-Thymetum serpylli met Taraxacum tortilobum	zn2	a		egr	zon tre
1.2.2.2.	dr	neu	mvr	mvh	Lolio-Cynosuretum typicum, variant met Agrostis tenuis en Holcus lanatus	zn4	a		egr	zon
					Violetum calaminariae	zn6	a,c	znk	egr	heu
1.2.3.2.	dr	neu	vor	mhv	Arrhenatheretum elatioris inops (ook 2.2.3.3.)	zv1,2 zn4	a a	npk	ema ima	dil
					Poo-Lolietum (ook 2.2.3.3.)	olle	a	npk	ima igr	dil
1.3.1.1.	dr	zwz	voo	wvh	Festuco-Golietum maritimi koelerietosum	zn2	a		egr	dui
					Festuco-Thymetum serpylli pimpinelletosum (ook 1.1.1.1.)	zn3	a	zhl gra	egr onb	zon
					Associatie van Dianthus deltoides en Herniaria glabra (ook 1.1.1.1.)	zn3	a		egr	zon
					Botrychio-Polygaletum subass. met Hypnum cupressiforme (ook 1.3.1.2.)	zn2	b		egr	dui
					Nardo-Gentianetum pneumonanthes met Polygala vulgaris (ook 1.3.1.2.)	zn2	b		egr	zon
1.3.1.2.	dr	zwz	voo	mvh	Anthyllido-Silenetum nutantis polypodietosum	zn5	a	shl	egr	dui
					Botrychio-Polygaletum subass. met Hypnum cupressiforme (ook 1.3.1.1.)	zn2	c		egr	dui
					Nardo-Gentianetum pneumonanthes met Polygala vulgaris (ook 1.3.1.1.)	zn2	c		egr	zon
					Lolio-Cynosuretum hieracietosum auriculae	zn6	c		egr	zon
1.3.2.2.	dr	zwz	mvr	wvh	Medicagini-Avenetum agrostietosum tenuis	zn4	a	zhl	egr	riv
					Lolio-Cynosuretum luzuletosum compestre	zn4	a		egr	zon riv
					Arrhenatheretum elatioris brizetosum	zv1	a	zhl	?	riv

inkrimping. Daarnaast treden in het zure bereik drie nieuwe standplaatsgroepen op, die van nature niet voorkomen. Deze matig voedselrijke categorie is door vermesting ontstaan. Ze breidt zich zeer sterk uit ten koste van de voedselarme groepen en heeft een zeer geringe natuurwaarde. Uit dit



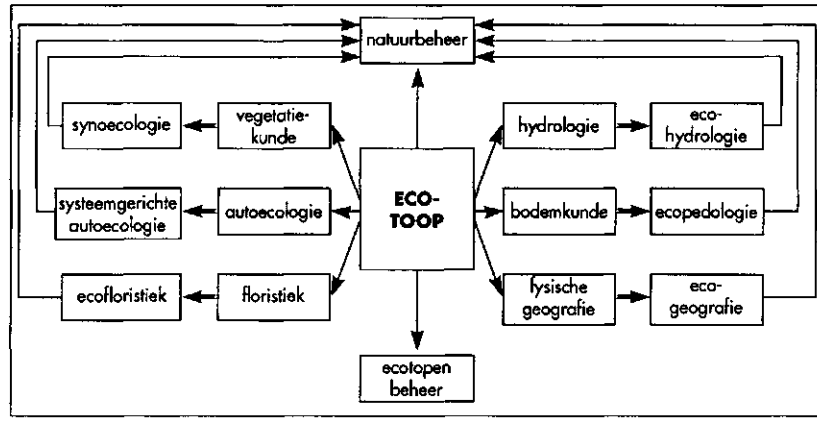
Figuur 7
Standplaatsgroepen (terrestrisch):
a. theoretisch: 36 groepen (natuurtechnisch model, gewijzigd naar Gremmen, 1987, 1990).
b. normale veldsituatie bij ongestoorde abiotische omstandigheden: 21 groepen.
c. actuele veldsituatie, bij huidige stand van verdroging, verzuring en vermesting:
3 groepen niet of weinig aangetast, sterk expanderend, natuurwaarde (vrij) gering;
6 groepen (vrij) sterk aangetast, inkrimpend, natuurwaarde matig tot vrij gering;
12 groepen (zeer) sterk aangetast, verdwijnend, resterende natuurwaarde gering;
3 groepen nieuw optredend, sterk expanderend, natuurwaarde uiterst gering

overzicht blijkt dat per saldo ruim tweederde van de totale diversiteit aan standplaatsen en ecotopen in ons land min of meer sterk is gedegradeerd of verdwenen. Het resterende deel wordt gekenmerkt door een geringe natuurwaarde. Het algehele beeld is overduidelijk: de natuurlijke abiotische en biotische diversiteit worden grotendeels uitgewist. Van het oorpronkelijke, samenhangende geheel blijven slechts enkele brokstukken over.

Natuurbeheer als ecotopenbeheer: een nieuwe fase

De conclusie uit het voorafgaande is duidelijk. Verdroging, verzuring en vermesting tasten het overgrote deel van de natuurlijke ecosystemen in ons land ingrijpend aan. Die aantasting voltrekt zich via de standplaats. Eventuele maatregelen voor herstel zullen dan ook op de standplaats moeten zijn gericht. Daarvoor is kennis nodig van sturende abiotische factoren in relatie tot de plantengroei, anders gezegd, kennis van ecotopen. Daarmee krijgt natuurbeheer, voorzover gericht op systeemherstel, het karakter van ecotopenbeheer.

Ecotopenbeheer vereist een brede, interdisciplinaire, op toepassing gerichte kennis. Figuur 8 brengt dit vereiste in beeld. De ecotoop is hier centraal gesteld als object van onderzoek door, en als verbindend medium tussen de betrokken vakgebieden. Deze biotische en abiotische vakgebieden hebben alle betrekking op specifieke facetten van de ecotoop. Kennis hiervan is noodzakelijk om de werking van ecotopen te kunnen begrijpen en die systemen op verantwoorde wijze te kunnen beïnvloeden. Het gaat om de biotische vakgebieden vegetatiekunde, autoecologie en floristiek, en om de abiotische vakgebieden hydrologie, bodemkunde (pedologie) en fysische geografie. Het is nodig dat deze vakgebieden zich meer interdisciplinair



Figuur 8
De ecotoop als kristallisatiepunt van interdisciplinaire kennisontwikkeling, noodzakelijk voor effectief natuurbeheer (zie tekst)

ontwikkelen, respectievelijk in abiotische en in biotische richting. Dat zal moeten leiden tot volwaardige interdisciplines: synoecologie, systeemgerichte autoecologie, ecofloristiek, ecohydrologie, ecopedologie en ecogeografie. Het natuurbeheer is in deze visie een bij uitstek interdisciplinair toepassingsgebied, waarin aspecten van alle genoemde wetenschappen in operationele zin behoren te zijn geïntegreerd.

Er is gelukkig een onmiskenbare ontwikkeling in de aangegeven richting. Die ontwikkeling is echter te traag, gelet op de mate van aantasting van de natuurlijke systemen en de urgentie van maatregelen daartegen: effectgerichte maatregelen of herstelbeheer (in de zin van Westhoff, dit symposium). Een versnelling is noodzakelijk, in het bijzonder om het verwaarloosde, geïsoleerde en volstrekt onderschatte vak natuurbeheer te laten emanciperen tot wat het al lang had moeten zijn: natuurbeheer als ecotopenbeheer. Alleen wanneer die opzet slaagt, hebben de vele bedreigde ecosystemen in ons land nog enige overlevingskans.

Uit de verschillende voordrachten op dit symposium blijkt dat herstel van ecosystemen in veel gevallen mogelijk is, al is het maar als tijdelijke overlevingsmaatregel. De toegepaste methoden zijn in alle gevallen gericht op herstel van de verstoorde abiotische basis van ecosystemen: ecotoopherstel. Het EGM-project is gebaseerd op de operationele integratie van biotische en abiotische kennis, de kennis van ecotopen, waarvoor deze bijdrage een pleidooi wil zijn. Wanneer de overtuigende resultaten die dit project in verrassend korte tijd heeft opgeleverd, een stimulans vormen voor beleid, beheer en onderzoek om het herstelbeheer van ecotopen een veel grotere prioriteit te geven, dan mag het symposium van deze dag als geslaagd worden beschouwd.

Dankwoord

De opgenomen foto's werden bereidwillig beschikbaar gesteld door Rob Beentjes (figuur 1b, 2b, 3a en 3b, 4a en 4b), André Jansen (figuur 2a) en Hans Kampf (figuur 1a), waarvoor mijn dank. Voorts dank ik Maaike de Graaf voor haar hulp bij de vormgeving van tabellen en schema's.

Literatuur

Beusekom, C.F. van, J.M.J. Farjon, F. Foekema, B. Lammers, J.G. de Molenaar & W.P.C. Zeeman, 1990. Handboek Grondwaterbeheer voor Natuur, Bos en Landschap. 's Gravenhage.

Ellenberg, H., 1974. Zeigerwerte der Gefässpflanzen Mitteleuropas. 1. Aufl. Scripta Geobotanica 9. Göttingen.

Ellenberg, H., 1979. Idem. 2. Aufl.

Gremmen, N.J.M., 1987. Natuurtechnisch model voor de beschrijving en voorspelling van effecten van veranderingen in waterregime op de waarde van een gebied vanuit natuurbehoudsstandpunt. I. Uitgangspunten en modelconcept. Rapport 1e, Studiecommissie Waterbeheer Natuur, Bos en Landschap (SWNBL). Utrecht.

Gremmen, N.J.M., 1990. Idem. IV. Herziening en verificatie. Rapport 1r, SWNBL. Utrecht.

Klijn, F. & H.A. Udo de Haes, 1990. Hiërarchische ecosysteemclassificatie. Voorstel voor een eenduidig begrippenkader. Landschap 7: 215-233.

Kruijne, A.A., D.M. de Vries & H. Mooij, 1967. Bijdrage tot de oecologie van de Nederlandse graslandplanten. Wageningen.

Landolt, E., 1977. Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora. Veröffentl. Geobot. Inst. E.T. H. 64.

Londo, G., 1975. Nederlandse lijst van hydro-, freato- en afreatofyten. Rapport, RIN. Leersum.

Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1989. Verdroging van Natuur en Landschap in Nederland. Beschrijving en analyse. 's Gravenhage.

Odum, E.P., 1959. Fundamentals of ecology. Second edition. Philadelphia, pp. 10-27.

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: 276-359.

Stevers, R.A.M., J. Runhaar, H.A.M. Udo de Haes, C.L.G. Groen, 1987. Het CML-ecotopensysteem, een landelijke ecosysteemtypologie, toegespitst op de vegetatie. Landschap 4: 135-150.

Tansley, A.G., 1935. The use and abuse of vegetational concepts and terms. Ecology 16: 284-307.

Vries, W. de, A. Breeuwsma & F. de Vries, 1989. Kwetsbaarheid van de Nederlandse bodem voor verzuring. Een voorlopige indicatie in het kader van de Richtlijn 'Ammoniak en Veehouderij'. Rapport 29, Staring Centrum. Wageningen.

Vries, W. de & J. Kros, 1991. Assessment of critical loads and the impact of deposition scenarios by steady state and dynamic soil acidification models. Report 36, Staring Centrum. Wageningen.

Westhoff, V. & A.J. den Held, 1969. Plantengemeenschappen in Nederland. Zutphen.

Westhoff, V., P.A. Bakker, C.G. van Leeuwen & E.E. van der Voo, 1970. Wilde Planten. Flora en vegetatie in onze natuurgebieden, deel 1. Deventer, pp. 170-189.

Wirdum, G. van, 1979. Dynamic aspects of trophic gradients in a mire complex. Proceedings Technical Meeting, TNO. The Hague, pp. 66-82.

Wirdum, G. van, 1984. Statistische bewerking ecologische indicatiewaardenlijsten. Rapport 2, Studiecommissie Waterbeheer Natuur, Bos en Landschap (SWNBL). Utrecht.

Wirdum, G. van & D. van Dam, 1984. Bepaling belangrijkste standplaatsfactoren. Rapport 1, SWNBL. Utrecht.

Voorwaarden en perspectieven voor herstel van verzuurde en geëutrofieerde oppervlaktewateren

M.J.R. Cals, M.J.S. Bellemakers, M. Maessen en J.G.M. Roelofs
Vakgroep Oecologie, Werkgroep Milieubiologie, Katholieke Universiteit Nijmegen, Toernooiveld 1, 6525 ED Nijmegen

Inleiding

De achteruitgang, zowel in kwantitatieve als in kwalitatieve zin, van oligotrofe, zwakgebufferde milieus wordt al vele decennia onderkend. Tot het begin van deze eeuw waren de grootschalige ontginningen de belangrijkste oorzaak voor de achteruitgang van dit milieutype (Arts, 1987, 1990). Sinds die tijd hebben veel terreinen een beschermde status gekregen. De achteruitgang bleef echter doorzetten. Aanvankelijk werd gedacht dat dit uitsluitend toe te schrijven was aan menselijke activiteiten, zoals de inlaat van verontreinigd beekwater, het wassen van schapen, veen- en zandwinning en het gebruik als zwemwater, schaatsbaan of visvijver. Het beheer was vooral gericht op het isoleren van de natuurreservaten en het verbieden van dergelijke menselijke activiteiten. Isolatie in ruimte en gebruik was ook in Duitsland de strategie. Daar heeft Wittig al in de jaren zeventig een vergelijking gemaakt tussen wateren met een beschermde status waar menselijke activiteiten niet plaatsvonden en niet beschermde wateren waar menselijke activiteiten wel plaatsvonden (Wittig, 1980, 1982). Hij concludeerde dat de achteruitgang in de beschermde en geïsoleerde wateren sterker was dan in de niet beschermde terreinen. Uit onderzoek aan diatomeeën (Van Dam & Kooyman-van Blokland, 1978) en waterplanten (Roelofs, 1983; Roelofs et al., 1984) bleek dat verzuring van het water als gevolg van atmosferische depositie, de bovenvermelde isolatie en het weren van menselijke activiteiten zeer belangrijke oorzaken waren van de achteruitgang. Bovendien maakte verdergaand onderzoek duidelijk dat aan de zuurgraad gelieerde processen, namelijk de veranderingen in de koolstof- en stikstofhuishouding, de belangrijkste sturende processen zijn binnen deze problematiek (Roelofs, 1983; Roelofs et al., 1984; Schuurkes, 1987).

Sturende processen en limiterende factoren in verzurings- en eutrofiëringsgevoelige wateren

Voor een effectief natuurbeheer en -behoud is kennis van de de eisen die organismen stellen aan het milieu waarin ze voorkomen, onontbeerlijk. Om hierop in te kunnen spelen en de goede beheersmaatregelen (inclusief EGM) te kunnen formuleren is inzicht nodig in de totstandkoming van de betreffende standplaatscondities: de sturende processen in een bepaald type oecosysteem en hoe die gereguleerd kunnen worden.

De productiviteit van oecosystemen, en daarmee veelal ook de vegetatiesamenstelling, wordt bepaald door dat element dat limiterend is. Voor de waterplanten zijn stikstof (N), fosfor (P) en anorganische koolstof (C) bepalend voor de groei. Een essentiële vraag voor het beheer is: welk van deze elementen is door middel van beheersmaatregelen tot limiterende concentraties te reguleren, om overwoekering door algen of waterplanten te voorkomen?

Bij de huidige depositieniveau's van stikstof uit de lucht is het in aerobe vennen met een minerale bodem een vrijwel ondoenlijke zaak om stikstof limiterend te laten zijn.

Fosfaat is in veel aquatische oecosystemen in grote hoeveelheden aanwezig en wordt in veel natuurterreinen in (te) hoge concentraties via oppervlaktewater of grondwater en ook als gevolg van atmosferische depositie aangevoerd. Uitputting van fosfaat tot limiterende concentraties zou in veel gevallen een onbegonnen zaak zijn. De mobiliteit en beschikbaarheid van fosfaat kan alleen beperkt worden door beïnvloeding van factoren die de beschikbaarheid van het fosfaat bepalen.

De regulatie van de concentratie anorganisch koolstof van het water biedt wel goede aanknopingspunten. Het proces is het koolstofevenwicht in water:

$$CO_3^{2-} + 2H^+ \Leftrightarrow HCO_3^- + H^+ \Leftrightarrow CO_2 + H_2O$$

De limiterende factor waar het beheer zich op kan richten is het kooldioxidegehalte van het water. Dat is afhankelijk van de totale hoeveelheid anorganische koolstof, de stof welke de buffercapaciteit van het water bepaalt. Deze buffercapaciteit wordt ook wel aangeduid met de termen alkaliniteit, zuurneutraliserend vermogen of biologische waterhardheid. Een beheer gericht op de limitatie van het anorganische koolstof van het water heeft een groot bijkomend voordeel: in aquatische oecosystemen waarin het bicarbonaatgehalte laag is, blijkt in het algemeen dat de beschikbaarheid van fosfaat minimaal is. Door de geringe mobiliteit van PO_4^{3-} van de bodem naar de waterlaag zijn zwakgebufferde wateren vaak voedselarm.

Voorwaarden voor herstel

Om te kunnen beoordelen of effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in een plas zinvol kunnen zijn, dient men na te gaan wat voor type oecosysteem het vroeger was en hoe het in de loop der jaren veranderd is. Op deze manier kan een streefbeeld voor de toekomst worden bepaald: namelijk, hoe een plas er na EGM uit moet komen te zien. Zowel van de historische als de actuele situatie zijn de biotische en abiotische gegevens van belang.

Abiotische gegevens

Wat de abiotische gegevens betreft zijn water- en bodemkwaliteit, hydrologische situatie en bodemopbouw van belang. Oude meetgegevens dienen vaak echter met de nodige voorzichtigheid geïnterpreteerd te worden. Het is bijvoorbeeld bekend dat in de vijftiger jaren op grote schaal gebruik gemaakt werd van een bepaald pH-papier dat vrijwel altijd een pH van ongeveer 5.5 aangaf.

Wat de bodemopbouw betreft is het al dan niet aanwezig zijn van leemlagen of veenresten van belang, evenals de hydrologische situatie (vroeger vergeleken met nu). Deze hydrologie is van belang in verband met de wijze van buffering: werd het water gebufferd door de aanvoer van kalkhoudend grondwater, door de inlaat van kalkhoudend oppervlaktewater of was het water hydrologisch geïsoleerd? Deze factoren kunnen belangrijke consequenties hebben voor de uitvoering in praktisch-technische zin.

Vegetatieontwikkeling

De historische vegetatieontwikkeling kan een indicatie geven van de fysisch/chemische water- en bodemkwaliteit van de plas, omdat een bepaald vegetatietype slechts voorkomt onder specifieke abiotische omstandigheden. Hieruit kan afgeleid worden of het systeem vroeger gebufferd was (de Lyon & Roelofs, 1986; Bloemendaal & Roelofs, 1988) en hoe dat in bepaalde tijdsperioden veranderd is.

Historische vegetatiegegevens zijn tevens belangrijk in verband met het al dan niet aanwezig zijn van een zaadbank in het sediment. Tot op heden is in wateren waar EGM in korte tijd tot succes leidde, gebleken dat snel herstel van de vegetatie plaatsvond vanuit de achtergebleven zaadbank in het sediment. (Her-)vestiging van soorten die geheel afhankelijk is van externe zaadbronnen (verspreiding vanuit de omgeving) verloopt beduidend moeizamer. Terreinen waarin een zaadbank naar verwachting niet aanwezig is

krijgen daarom in principe een lagere prioriteit voor de subsidiëring en uitvoering van EGM. Een uitzondering kan gemaakt worden voor die gevallen waarbij zaden vanuit de omgeving aangevoerd kunnen worden via verbindende waterlopen.

Er wordt hier veel nadruk gelegd op het belang van vegetatiegegevens. De reden daarvoor is de expertise die bestaat op het gebied van de relaties tussen waterplanten en de water- en bodemkwaliteit en dat van veel terreinen vegetatiegegevens voorhanden zijn die op hun beurt voor veel mensen toegankelijk en bruikbaar zijn. Expliciet wordt echter benadrukt dat bij voorkeur zoveel mogelijk groepen van organismen in de overwegingen betrokken moeten worden, dus ook microflora en fauna.

Beheer en gebruik

Verzuringsgevoelige wateren zijn vaak enigszins gebufferd doordat ze gebruikt zijn als schapenwasplaats, zwemplas, visvijver of doordat er oppervlaktewater (veelal ontginningswater) vanuit de omgeving werd ingelaten.

Ook dit zijn criteria aan de hand waarvan beoordeeld kan worden welke maatregelen genomen dienen te worden. Op basis van bovengenoemde gegevens kan beoordeeld worden of er sprake is van verzuring, alkalinisering of eutrofiëring door de atmosferische depositie of dat er aanvoer van te veel kalk en/of voedingsstoffen plaatsvindt. Tevens kan de belangrijkste oorzaak van het proces dat de achteruitgang van het ven stuurt worden vastgesteld.

Tot slot moet een toekomstperspectief geschetst worden: hoe moet het verzuurde/geëutrofieerde water er na EGM uit komen te zien. Dit toekomstperspectief moet zoveel mogelijk overeenkomen met de historische beschrijvingen van het water. De doelstelling van uit te voeren maatregelen en de verwachtingen voor de toekomst dienen geënt te zijn op het historisch referentiekader. Het heeft met andere woorden geen zin om in een plas waarvan alleen bekend is dat er vroeger zuurindicerende plantesoorten groeiden, maatregelen te treffen met de hoop of verwachting zeldzame soorten uit het zwakgebufferd milieu te krijgen.

Bij deze benadering krijgt de historie een zeer zwaar stempel: in beginsel krijgen wateren waarin zeldzame en bedreigde soorten in het verleden voorkwamen maar nu door verzuring of eutrofiëring verdwenen zijn, dus hoge prioriteit voor de toekenning en uitvoering van EGM. Toch kunnen zich in de praktijk ook kansrijke situaties voor EGM voordoen waarbij die historie onduidelijk is of ontbreekt. Indien oude gegevens geheel ontbre-

ken dient men af te gaan op actuele gegevens. Daarbij kunnen zich heel globaal gezien drie situaties voordoen:

1. De zeldzame en bedreigde organismen uit het zwakgebufferd milieu komen voor, de omstandigheden voldoen aan de standplaatscondities van de betreffende soorten en de situatie is stabiel. In deze situatie hoeft men niets te doen.

2. De zeldzame en bedreigde organismen uit het zwakgebufferd milieu komen voor maar de omstandigheden zijn niet (meer) optimaal. Door naijl-effecten kunnen de organismen toch nog enige tijd stand houden ondanks het feit dat de omstandigheden in ongunstige zin veranderd zijn. In dergelijke gevallen zijn EGM zeker zinvol en kan een relatief eenvoudige analyse van de situatie vaak duidelijk maken welke maatregelen geschikt zijn.

3. De zeldzame en bedreigde soorten uit het zwakgebufferd milieu komen niet voor. In de regel is de kans op succesvolle EGM in plassen waarvan geen oude gegevens bekend zijn én momenteel uitsluitend zuur- of juist hard-water-indicerende soorten voorkomen, uitermate klein. In twijfelgevallen, indien bijvoorbeeld in de directe omgeving soortenrijke vergelijkbare wateren te vinden zijn, kan alleen experimenteel onderzoek, bijvoorbeeld het uitvoeren van maatregelen op kleine schaal, duidelijk maken wat de kansen kunnen zijn.

Overzicht van de effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in oppervlaktewateren

De mogelijke effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in oppervlaktewateren bestaan uit: baggeren, oevers vrijstellen en bufferen. Deze effectgerichte maatregelen worden in het algemeen beschouwd als eenmalige, actieve ingrepen in het oecosysteem die tot doel hebben de basiscondities (abiotische standplaatsomstandigheden) te herstellen. Aanvullend is veelal een vervolgbeheer noodzakelijk om de gecreëerde situatie te stabiliseren. Dit aanvullend beheer bestaat meestal uit reguliere beheersmaatregelen zoals het maaien van oevervegetaties en het waterpeilbeheer.

Baggeren

Het uitbaggeren van oppervlaktewateren is noodzakelijk indien zich in de loop der jaren een organische sliblaag heeft opgehoopt. Bij verzuring is dat

het gevolg van geremde afbraakprocessen naarmate de pH lager wordt en de tijdelijke massale ontwikkeling van knolrus. Bij eutrofiëring en alkalinisering is dat het gevolg van de overmaat aan voedingsstoffen.

Bij het uitbaggeren dient in de regel de organische sliblaag verwijderd te worden zodat een mineraal, zandig sediment aan de oppervlakte komt. Het uitbaggeren van de sliblaag tot op mineraal substraat is nodig om een situatie met een stabiele water- en bodemkwaliteit te creeëren en om een geschikte kiemings- en vestigingsbodem voor planten te creeëren en de oude zaadbank aan de oppervlakte te brengen.

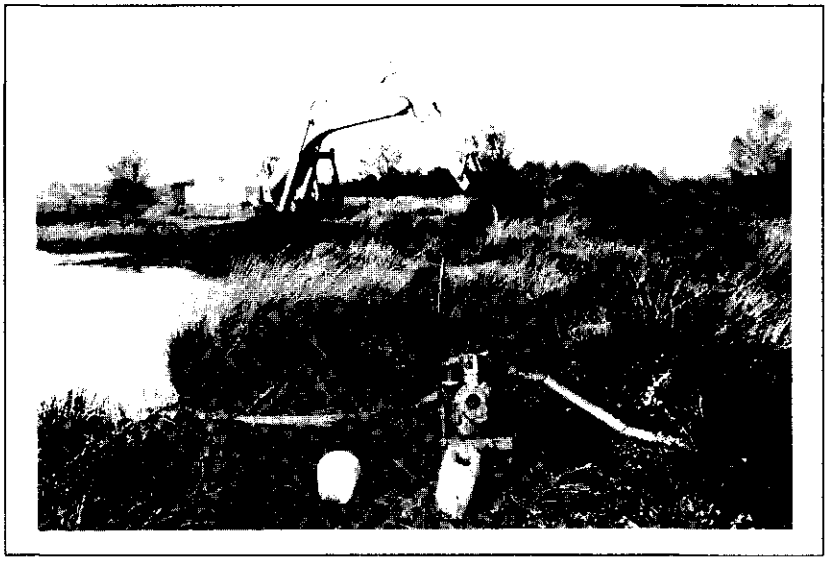
Bij de aanwezigheid van leemlagen of veenpakketen (van soms wel meerdere meters dikte) dient echter alleen de bovenlaag die door de slechte waterkwaliteit gedegradeerd is (dat wil zeggen week en ongestructureerd geworden), verwijderd te worden. Het is praktisch gezien geen haalbare kaart en het is daarnaast ook niet nodig om dergelijke lagen geheel te verwijderen. Leem in het sediment kan bufferend werken. Het plaatselijk voorkomen van veen binnen een overwegend zandig sediment hoeft zeker niet ongunstig te zijn en kan zelfs de variatie aan abiotische en biotische omstandigheden van het oecosysteem vergroten.

Praktische aspecten en methodieken van baggeren

Er bestaan ten behoeve van venbeheer twee typen baggermethoden: het droog en nat baggeren. Voordat met baggeren wordt gestart is het noodzakelijk om een bathymetrisch onderzoek uit te voeren naar de dikte van de sliblaag en de totale hoeveelheid te verwijderen slib. Tevens is het belangrijk een beeld te hebben van de opbouw van de ondergrond. Om verontreiniging van de stortplaats van het afgevoerde slib te voorkomen is het noodzakelijk een zware-metalen analyse van het slib uit te voeren.

Voor uitvoering van droog baggeren (hierbij is er geen water in het ven) moet uitgezocht worden of er sprake is van een echte zandbodem met een grote draagkracht of van dunne zandlaagjes die zich bovenop leem- of veenlagen bevinden. Alleen in het eerste geval kan gebruik gemaakt worden van een (kleine) bulldozer op rupsbanden. In de laatste gevallen is de draagkracht van de bodem en de nauwkeurigheid waarmee de sliblaag verwijderd kan worden in het algemeen te klein om deze of vergelijkbare machines te gebruiken zonder het bodemprofiel definitief te verstoren. In deze situaties is het uiterst belangrijk om alléén de toplaag voorzichtig te verwijderen tot op de soms slechts één tot enkele centimeters dikke zandlaagjes en de leem- of veenlagen daaronder intact te laten.

Tot op heden zijn de beste resultaten in dit soort gevallen geboekt indien gewerkt werd met een kraan op rupsbanden met een extra lange



Figuur 1
Baggerwerkzaamheden in het kader van de regeling EGM. Een kraan met lange giek en kantelbare bak, geplaatst op rijplaten werkt vanaf het water naar de oevers toe. De waterstand wordt tijdelijk verlaagd met behulp van een pomp.

giek (ca. 20 meter) en een kantelbare bak (figuur 1). Een goede machinist kan op basis van de weerstandsverschillen tussen de slib- en de zandlaag met een grote nauwkeurigheid het slib verwijderen en een dun zandlaagje laten zitten. Er kan het best vanuit het centrum van de plas naar de oevers toe gewerkt te worden om eenmaal gereed gekomen stukken niet meer te belasten. In sommige wateren kan de draagkracht van de bodem zelfs te klein zijn om dergelijke machines te dragen zonder de ondoorlatende lagen of het profiel te beschadigen. In die gevallen wordt de maximaal bereikbare oppervlakte uitgebaggerd vanaf de kanten en kan er voor gekozen worden om het slib in het centrum van de plas niet te verwijderen. Indien een plas niet van nature droogvalt kan de uit te baggeren plas eventueel tijdelijk drooggelegd worden met behulp van een pomp. Zowel bij het 'baggeren' cq. het afschrapen van de sliblaag als bij het afvoeren van het materiaal moeten altijd rijplaten gebruikt worden om de beschadiging van de bodem te beperken.

Wanneer de bodem van een ven zeer kwetsbaar is of het ven niet leeg gepompt kan worden, kan de methode van nat baggeren toegepast worden. Hiertoe wordt vanaf een vlot vanuit het midden van de plas met behulp van een soort stofzuiger het slib opgezogen en vervolgens uit het water gefilterd. Het slib wordt dan in een depot gestort waar het kan inklinken. Het overblijvende water vloeit weer terug in het ven. Deze techniek is tot op heden in geen enkel project haalbaar gebleken. In de relatief kleine en ondiepe wateren waarover we in het kader van EGM spreken, is de hoeveelheid water dat als proceswater kan fungeren veel te klein.

Oevers vrijstellen

Met de oevers vrijstellen wordt bedoeld dat gebaggerd of geplagd wordt tot boven de hoogwaterlijn. Alleen dan kunnen oevers ontstaan die regelmatig droogvallen hetgeen nodig is voor plantesoorten uit het oeverkruidverbond. Onder het vrijstellen van de oevers wordt ook het verwijderen van bomen of dichte bossages verstaan. Dit is nodig om de windwerking op de oevers te vergroten, waardoor deze mineraal blijven. Bovendien wordt de eutrofiëring van het water als gevolg van de verhoogde invang van atmosferische depositie door bomen en de bladval in het water gereduceerd.

Bufferen

Regulatie van de buffercapaciteit van het water is noodzakelijk indien de natuurlijke of huidige aanvoer van bufferstoffen te weinig of juist te veel is om het systeem in zijn natuurlijke staat te behouden. Er bestaan verschillende methoden van bufferen, de meest gebruikte zijn:

- hydrologische ingrepen gericht op het herstel van de natuurlijke kwelstroom
- het inlaten van kalkhoudend grond- of oppervlaktewater
- het bekalken van het water.

Bij voorkeur wordt gekozen voor die methode van bufferen die het meest aansluit bij de natuurlijke wijze van bufferen van het systeem of de wijze van bufferen in het verleden. Daarbij wordt zoveel mogelijk gebruik gemaakt van systeem-eigen stoffen en methodieken.

In wateren die vroeger deels grondwatergevoed waren maar waar de grondwaterinvloed nu verdwenen is of zover gereduceerd dat het niet meer voldoende buffering levert, wordt bij voorkeur de natuurlijke kwelinvloed hersteld of grondwater ingelaten. Bij wateren waar beekwater doorheen liep en/of nog loopt, worden bijvoorbeeld voorzieningen getroffen zodat de aanvoer van (voedselarm) beekwater naar behoeven gereguleerd kan worden. In hydrologisch geïsoleerde wateren die vroeger gebufferd waren als gevolg van anthropogene activiteiten zoals het wassen van schapen, het gebruik als visvijver e.d., is bekalken van het water meestal de meest 'systeem-eigen' en beste optie.

Dosering

De streefwaarde voor de alkaliniteit van het water wordt afgeleid van historische (vegetatie-)gegevens. Hoeveel kalkhoudend water of kalk toegediend moet worden, wordt eerst berekend op basis van: de pH en alkaliniteit van

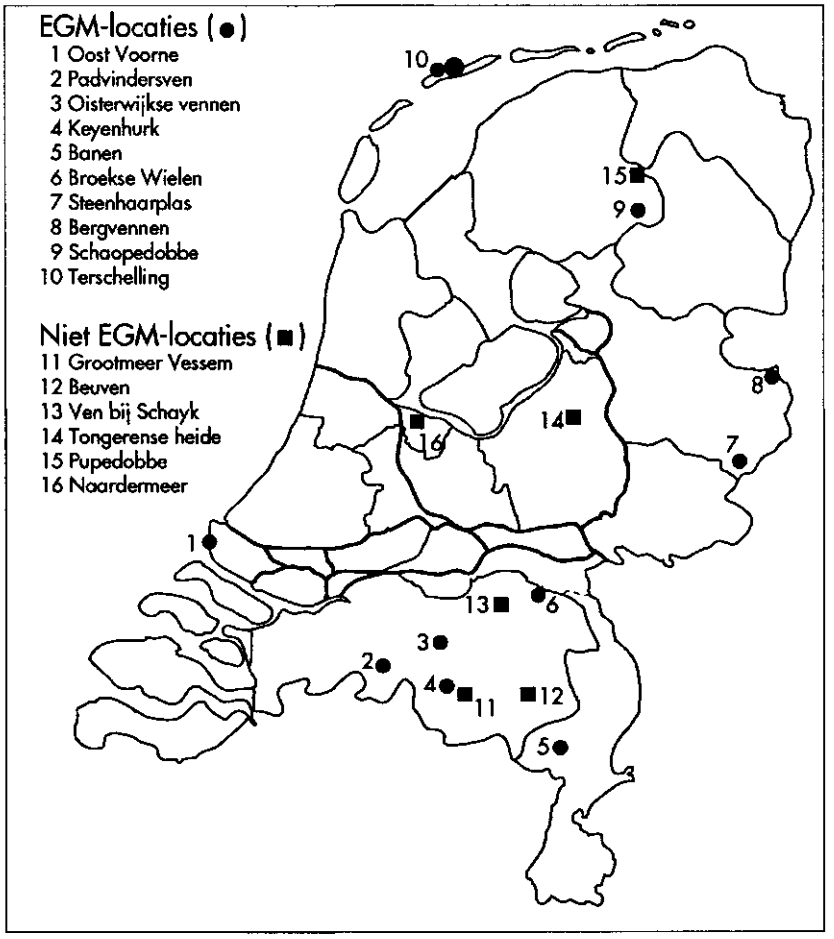
het water vroeger en nu, de te bufferen hoeveelheid water (volume van de plas), het bufferend vermogen van de toe te voegen stof of het in te laten water of de verzurende werking van de atmosferische depositie.

Op basis van de berekeningen wordt een (eerste) buffering aangebracht waarbij voor een 'voorzichtige' dosis wordt gekozen. De eerste tijd na het aanbrengen van de externe buffering is een intensieve monitoring en eventuele follow-up vereist. Afhankelijk van de waterkwaliteit, die regelmatig gecontroleerd wordt door fysisch-chemische analyse, wordt vastgesteld of een aanvullende buffering nodig is of niet. De uiteindelijke fijnafstelling van de bufferregulatie wordt aldus empirisch bepaald.

Er wordt met nadruk op gewezen dat een dergelijke intensieve begeleiding en monitoring in de eerste periode na uitvoering van de maatregelen absoluut noodzakelijk is. De eerste ervaringen met EGM op praktijkschaal in oppervlaktewateren leren dat ongeveer vijf jaren na uitvoering een stabiele situatie ontstaat. In de loop van die jaren kan de monitoring geleidelijk geëxtensiveerd worden van een twee- à driemaandelijkse monstername en controle naar een halfjaarlijkse tot jaarlijkse monitoring. In het eerste jaar na uitvoer vergt de bewaking en regulatie van de waterkwaliteit veel aandacht, in het tweede t/m vierde jaar gaat de aandacht uit naar de stabilisatie van het oecosysteem als geheel. In die jaren is de bijsturing vooral gericht op het in evenwicht brengen en houden van de concurrentiekracht van plantesoorten. Potentieel woekerende plantesoorten als Knolrus (*Juncus bulbosus*), Riet (*Phragmites australis*), op de oevers groeiende grassen e.d. waarvan vaak grote hoeveelheden zaden aanwezig zijn, moeten dan bijvoorbeeld in toom gehouden worden met behulp van een adequaat maai- en/of peilbeheer.

Referentieprojecten van de vakgroep Oecologie, KUN

Sinds 1989 verricht de vakgroep Oecologie van de K.U.N. 'de abiotische en biotische monitoring van effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in oppervlaktewateren' in opdracht van de directie N.B.L.F. van het ministerie van L.N.V. De in dit kader begeleide en onderzochte projecten zijn de zogenaamde referentieprojecten: zij beogen een min of meer representatief beeld te geven van de verschillende typen wateren die, bij begin van de regeling, voor EGM in aanmerking geacht werden te komen. Veel van de expertise en ervaring van de vakgroep is opgedaan in onderzoek en monitoring van projecten uit de daaraan voorafgaande jaren. De conclusies en aanbevelingen op het gebied van EGM in wateren zullen ook



Figuur 2
Onderzoeks- en monitoringslocaties in Nederland van de vakgroep Oecologie, K.U.N.; nr 1 t/m 10 zijn zgn. referentieprojecten in het kader van de regeling EGM; 11 t/m 16 zijn overige onderzoekslocaties.

op deze ervaringen worden gebaseerd. De belangrijkste onderzoeks- en monitoringsprojecten zijn aangegeven in figuur 2.

De verschillende typen oppervlaktewateren: indeling gebaseerd op EGM-relevante criteria

Op basis van het monitoringsprogramma en eerder opgedane ervaringen zijn de voor EGM in aanmerking komende oppervlaktewateren ingedeeld in categorieën of typen wateren. Hierbij werd uitgegaan van de indeling, gehanteerd door Bellemakers et al. (1990). Door nieuwe ontwikkelingen, als gevolg van de resultaten van het EGM-onderzoek, is deze indeling aangepast. De voornaamste criteria waarop de huidige indeling is gebaseerd,

zijn: de huidige en oorspronkelijke waterchemie en vegetatie, de wijze van buffering in het verleden en de oorzaak van achteruitgang van het systeem (verzuring, alkalinisering of eutrofiëring).

Op basis van deze EGM-relevante criteria (met de nadruk op de maatregelen) zijn de volgende typen onderscheiden:

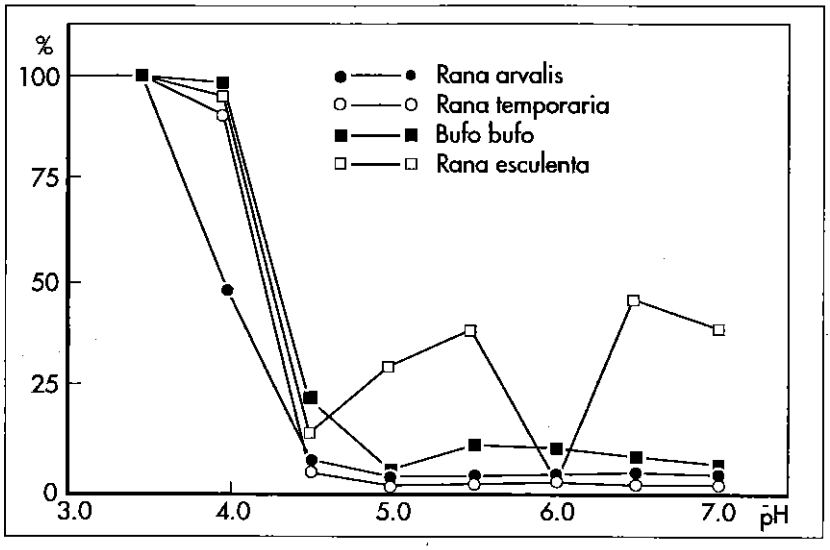
1. Voorheen zwakzure (heide-)vennen die (verder) verzuurd zijn
   - optimale pH = 4 à 5; alkaliniteit = 0.1 - 0.2 meq/l;
   - vegetatie behorend tot het Sphagno-Utricularion
2. Voorheen zwakgebufferde wateren die verzuurd zijn
   - optimale pH = 5 à 6; alkaliniteit = 0.1 - 0.5 meq/l;
   - vegetatie behorend tot het Isoeto-Lobelietum
3. Voorheen zwak tot matig gebufferde wateren die in het algemeen eerst geëutrofieerd, eventueel later verzuurd zijn
   - optimale pH = 6 à 7; alkaliniteit = 0.1 - 1.0 meq/l;
   - vegetatie behorend tot de klasse der Littorelletea

Categorie drie omvat een scala aan mogelijkheden en wordt nog verder onderverdeeld.

Voorheen zwakzure (heide-)vennen die (verder) verzuurd zijn

Tot deze categorie worden de heidevennen gerekend die van nature of altijd al relatief zuur zijn geweest met een pH tussen 4 en 5 en een buffercapaciteit tot ca. 0.2 meq/l. De vegetatie wordt in het algemeen gekenmerkt door veenmossen, eventueel Klein blaasjeskruid, Veenpluis, Snavelzegge of andere zuurindicerende soorten. Deze relatief zure wateren zijn in veel gevallen verder verzuurd, dat wil zeggen nog iets zuurder geworden dan ze van nature al zijn: de alkaliniteit is gelijk aan 0 geworden en de pH gedaald tot 4.2 of lager. Een dergelijke verzuring heeft niet direct ingrijpende consequenties voor de vegetatie omdat die bestaat uit zuurtolerante plantesoorten. Het uitbaggeren van dergelijke vennen of het treffen van andere maatregelen met als doel andere plantesoorten te krijgen (bijvoorbeeld uit het Oeverkruidverbond) is in dit type wateren verspilde moeite, weggegooid geld en vaak zelfs ongewenst. Na uitbaggeren zullen immers dezelfde plantesoorten terugkomen als in de uitgangssituatie en in de meest ongelukkige gevallen wordt zelfs een fraaie hoogveenontwikkeling verstoord.

Verdere verzuring van dit type wateren kan echter wel problematisch zijn voor amfibieënpopulaties. In figuur 3 is te zien dat de eieren van ver-



Figuur 3
Eimortaliteit (in percentages) van de heikikker (*Rana arvalis*), bruine kikker (*Rana temporaria*), gewone pad (*Bufo bufo*) en groene kikker (*Rana esculenta*) in relatie tot de pH van het water (Leuven & Schuurkes, 1985)

scheidene soorten amfibieëen vrijwel volledig beschimmelen in water met een pH lager dan 4.2.

Indien de beschimmeling van amfibieëneieren in dergelijke verzuurde heidevennen zodanig is toegenomen dat het voortbestaan van de populaties gevaar loopt, kunnen effectgerichte maatregelen tegen verzuring wel zinvol zijn. Belangrijk is daarbij het karakter van het oecosysteem in zijn geheel niet aan te tasten maar juist (terug) te brengen in de natuurlijke of oorspronkelijke staat. De enige maatregel die dan in aanmerking komt is een subtiele verhoging van de pH en buffercapaciteit tot de natuurlijke waarden van resp. 4.5 à 5 (pH) en 0.1 à 0.2 meq/l (buffercapaciteit).

In het algemeen gaat het bij deze categorie wateren om hydrologisch geïsoleerde wateren waarin de verweringscapaciteit van de bodem in vroeger tijden zorgde voor een lichte buffering van het systeem. De meest geëigende methode om in deze wateren de uitputting van de natuurlijke buffervoorraad weer te compenseren, is het water heel licht te bekalken.

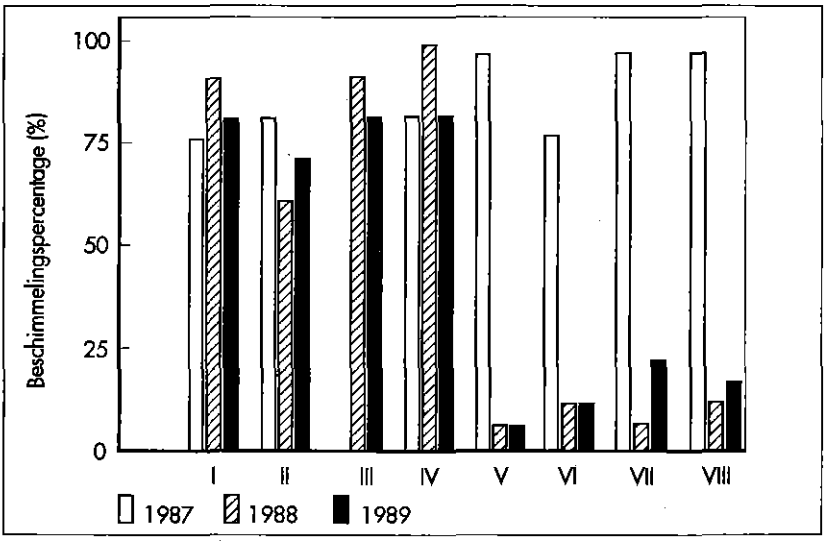
Ook in heidevennetjes in de Tongerense Heide (eigendom van en beheerd door de Stichting Het Geldersch Landschap) beschimmelden de eiklompen van de heikikker. Daarom werd besloten de vennetjes in 1987 heel licht te bemergelen (figuur 4). Op basis van het volume van de betreffende vennetjes en de pH en de alkaliniteit van het water werd de dosis toe te voegen mergel berekend. Er werd zoveel mergel toegevoegd dat de buffercapaciteit van het water zou stijgen tot maximaal 0.2 meq/l hetgeen in het algemeen neerkwam op een dosering van 250 - 500 kg/ha. Uitgangspunt bij de formulering van deze effectgerichte maatregelen tegen verzu-



Figuur 4
Bekalking van heidevennen in de Tongerense Heide

ring was dat het oecosysteem in zijn algemeenheid zijn natuurlijke zwakzure karakter zou verkrijgen cq. behouden. De beschimmelingspercentages van eiklompen van de heikikker werden door de bemergeling gereduceerd van 75-100% tot 0-25% (Figuur 5).

De fysisch-chemische watersamenstelling veranderde behoudens de pH- en alkaliniteitsstijging, niet sterk als gevolg van bemergeling. De bemergeling werkt gedurende meerdere jaren mits de vennetjes water blijven be-



Figuur 5
Beschimmelings percentages van eieren van de heikikker in vennen in de Tongerense Heide in het jaar voor (1987) en de jaren na bemergeling van het water (1988 en 1989). Vennen I t/m IV zijn niet bemergeld, vennen V t/m VIII zijn wel bemergeld

vatten: wanneer de vennen droogvallen en vervolgens in het late najaar weer met water gevuld worden, is het water direct zuur. Tijdens de droge periode treden oxidatieve processen op waarbij zuurionen worden gevormd (Bellemakers et al., 1991). Indien boven dit sediment water komt te staan lost deze zuurvoorraad in het water op en is het water direct zuur. In droogvallende vennetjes dient de bemergeling om die reden ieder jaar herhaald te worden. Dit kan het best gebeuren in het vroege voorjaar, voor de afzet van de kikkereieren terwijl de vennetjes water bevatten. In vennen die niet droogvallen is na bemergeling een toename van het aantal venvreemde diatomeeën-soorten waargenomen. Na verloop van tijd namen deze soorten weer in aantal af. Er werden in sommige bemergelde vennen echter ook diatomeeënsoorten waargenomen die vroeger in zwakzure milieus voorkwamen maar inmiddels verdwenen waren. Bij droogvallende vennetjes waren de abundanties van venvreemde diatomeeën-soorten gering. De subtiele bemergeling bleek geen negatieve invloed te hebben op de aanwezige vegetatie, noch op de vegetatieontwikkeling. Voor een meer uitgebreide beschrijving van deze bemergelingsexperimenten wordt verwezen naar Bellemakers et al. (1990, 1991) en Bellemakers & Van Dam (1992).

Voorheen zwakgebufferde wateren die verzuurd zijn

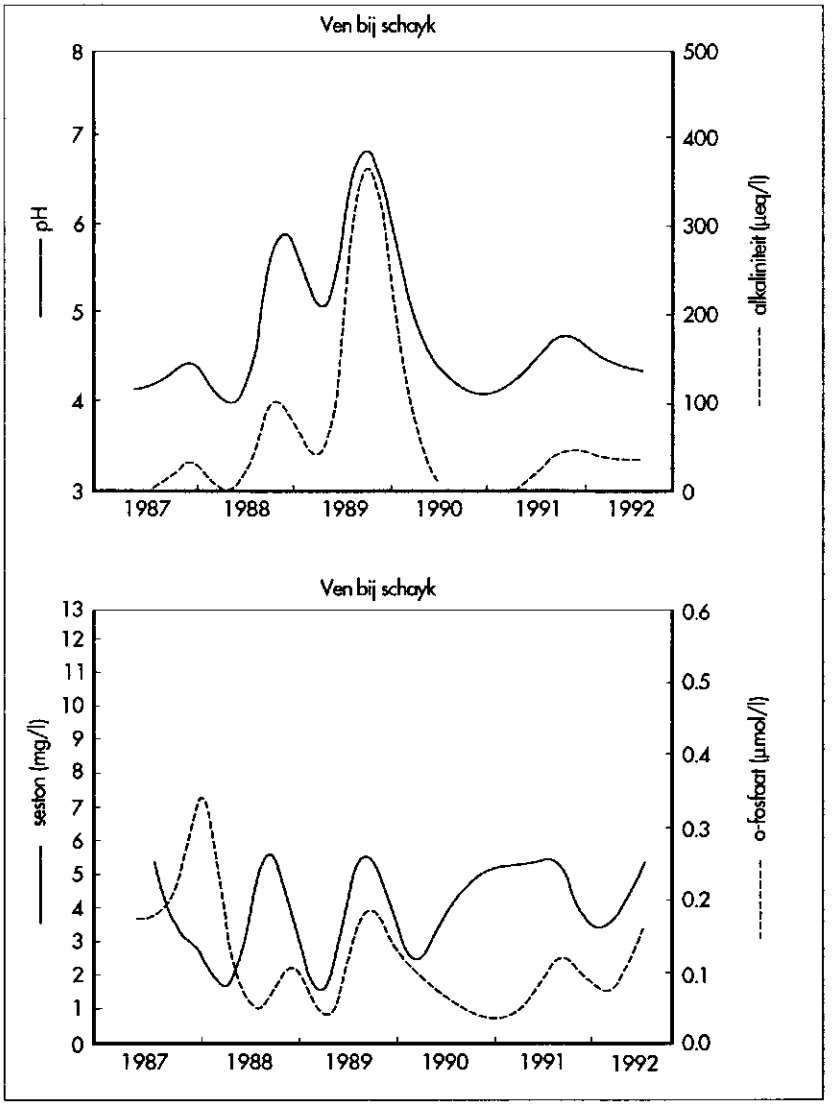
Dit betreft de van oorsprong of voorheen zwakgebufferde wateren met een relatief lage pH (5 à 6) en buffercapaciteit (0.1 - 0.5 meq/l) met een voedselarme, minerale bodem. De vegetatie van dergelijke oecosystemen werd gekenmerkt door het Littorellion (Oeverkruidverbond) met soorten als Oeverkruid, Waterlobelia en Biesvarens. Zoals in vrijwel alle, relatief ondiepe, Nederlandse oppervlaktewateren, speelt ook in dit type vennen en plassen het sediment een belangrijke rol. Het betreft wateren met een mineraal sediment met een oligotroof karakter, waarbij de bodem niet of nauwelijks bufferstof bevat of ontvangt en die dientengevolge direct verzuurd is. Met name het verzuurde sediment heeft belangrijke consequenties voor de herstelperspectieven van deze oecosystemen. Dit heeft allereerst betrekking op het herstel van de fysisch-chemische condities van de bodem: in dergelijke verzuurde sedimenten heeft zich een grote voorraad zuurionen en ammonium opgehoopt. Na baggeren en aanvullend bufferen (in het algemeen van het water) worden die zuur- en ammoniumionen uitgewisseld tegen bufferende ionen die zich in het water bevinden: de bodem levert dus nog zuur na en wel gedurende geruime tijd. Daarnaast leidt de aanvoer van bicarbonaat in een zuur sediment tot een hoge CO_2 spiegel ($HCO_3^- + H^+ \Rightarrow H_20 + CO_2$). In veel verzuurde wateren komt knolrus massaal voor en van deze soort is in het algemeen een gigantische zaadvoorraad aanwezig in het sedi-

ment. Knolrus profiteert volop van de hoge CO_2-concentraties die als gevolg van de buffering ontstaan. De woekering van deze soort is inmiddels dan ook een berucht verschijnsel na de uitvoer van EGM in verzuurde systemen. Een tweede consequentie van een verzuurd sediment ligt op het gebied van het behoud van de zaadbank. Ervaringen in dit type oecosystemen wijzen er vooralsnog op dat de kiemkracht van de zaden in verzuurde sedimenten vaak sterk gereduceerd is. In geëutrofieerde oecosystemen blijft de kiemkracht daarentegen vaak lange tijd behouden.

Concluderend kan gesteld worden dat de perspectieven voor herstel van vegetaties uit het zwakgebufferd milieu in voorheen zwakgebufferde, (direct) verzuurde wateren met een voedselarm mineraal karakter minder gunstig zijn dan voor andere ventypen. Na verwijdering van de sliblaag vindt er een redelijk goed herstel van water- en bodemkwaliteit plaats, waarbij de nalevering van zuurionen in een aantal gevallen voor problemen kan zorgen. De vegetatieontwikkeling verloopt in dit type vennen vaak erg traag, ook bij gunstige abiotische condities.

Een voorbeeld van een dergelijk type oppervlaktewater waaraan bovenstaande wordt toegelicht, is het ven bij Schayk (oppervlakte ca. 0.7 ha, maximale diepte ca. 1.5 m). Dit ven, waarvan bekend is dat er in 1984 nog Drijvende waterweegbree (*Luronium natans*) voorkwam, is verzuurd. Voordat tot maatregelen werd overgegaan in 1987, bestond de vegetatie hoofdzakelijk uit Knolrus (*Juncus bulbosus*) en Veenmos (*Sphagnum* spec.). In een deel had zich een organische sliblaag opgehoopt, een ander deel was mineraal. Cylinderexperimenten hadden uitgewezen dat bemergeling boven organisch zowel als boven mineraal sediment, leidde tot een goede fysisch-chemische waterkwaliteit: de pH steeg tot 5 à 6 en er werd geen interne eutrofiëring gemeten in de vorm van verhoogde fosfaat- en/of sestongehalten. Op basis van deze resultaten werd besloten om het ven niet eerst uit te baggeren maar direct te bemergelen.

De eerste bemergeling werd uitgevoerd in december 1987. Er werd 500 kg grove mergel (met brokstukken met een diameter van 1 dm) in het ven aangebracht. Er werd gebruik gemaakt van relatief grove mergel omdat verondersteld werd dat grotere brokstukken langzaam, pH-afhankelijk zouden oplossen. Dit zou een pH-shock voorkomen. Een pH-shock trad inderdaad niet op. Het tegendeel bleek zelfs te gebeuren: de pH en alkaliniteit stegen slechts weinig en de stijging was van korte duur (figuur 6). Bij deze bemergeling viel op dat de wat grotere brokken al na korte tijd niet verder oplosten. Het leek alsof er een soort coating van neerslagproducten op de brokken was gevormd die het oplossen belemmerde.



Figuur 6
Verloop van de pH, alkaliniteit, het seston- en ortho-fosfaat-gehalte in het ven bij Schayk in de jaren 1987 t/m 1992

Omdat het water in 1988 al weer net zo zuur was als voor bemergeling, werd besloten een tweede bemergeling uit te voeren. In augustus 1988 werd wederom 500 kg mergel in het ven aangebracht. Ditmaal werd grof gemalen mergel gebruikt met een maximale diameter van 3 mm. Ook deze bemergeling werkte te weinig en te kort: de alkaliniteit was ca. een half jaar na bemergeling slechts 0.05 meq/l. In juni 1989 werd het ven bij Schayk voor de derde keer bemergeld met 1000 kg grof gemalen mergel (max. diameter 3 mm).

In figuur 6 is te zien dat de bemergelingen de pH en de alkaliniteit telkens tijdelijk deden stijgen, maar al snel weer uitgewerkt waren. Het (geleidelijk) in oplossing gaan van mergel is niet sterk pH-afhankelijk: dit werd bevestigd door experimenten waaruit bleek dat korrelgrootte en temperatuur de belangrijkste sturende factoren zijn voor het oplossen van mergel (Bellemakers et al., 1990). Aan het verloop van de gehalten seston en orthofosfaat is te zien dat ook de voedingsstoffenhuishouding nauwelijks beïnvloed werd. In de fysisch-chemische waterkwaliteit werden dus geen essentiële of blijvende effecten gemeten. De ontwikkeling van de vegetatie verliep navenant: meer zeldzame soorten uit het Oeverkruidverbond kwamen niet terug op het organische deel en ook niet op het minerale deel. Helaas bleek al snel het risico van bekalken in dit type verzuurde systemen waarin ook het sediment zuur is: Knolrus breidde zich enorm uit. Voor een meer uitgebreide beschrijving en achtergrondinformatie wordt verwezen naar Bellemakers et al. (1990).

Uit deze ervaringen kan geconcludeerd worden dat niet baggeren in dit type oecosystemen in ieder geval niets oplevert en baggeren ook hier noodzakelijk lijkt. Dit doet overigens niets af aan het feit dat de perspectieven voor herstel van dit type oecosysteem met behulp van bekalking in zijn algemeenheid gering zijn. De problemen die optreden als gevolg van herhaaldelijke verzuring na bekalking, kunnen wellicht voorkomen worden bij een zeer geleidelijke en continue buffering door middel van een reguleerbare (grond-)waterinlaat.

In 1993 worden in de Bergvennen (Overijssel) en de Keyenhurk (Noord-Brabant) EGM-projecten uitgevoerd waarbij een geleidelijke en continue buffering van de plassen centraal staat. In de Bergvennen zal er grondwater ingelaten worden, terwijl de Keijenhurk gebufferd oppervlaktewater zal ontvangen. De effecten van deze wijze van buffering dienen intensief gemonitord te worden in fase 2 van het EGM-monitoringsprogramma in oppervlaktewateren. Voor een gedetailleerde beschrijving van de plannen in deze vennen wordt verwezen naar paragraaf D.

Wanneer geleidelijke buffering niet mogelijk is, is het raadzaam het ven niet uit te baggeren. Uit het oogpunt van vegetatieontwikkeling kan men het ven zich het beste laten ontwikkelen tot een hoogveen of een hoogveenachtig systeem. Deze ontwikkeling wordt verhinderd door herhaaldelijk baggeren.

Voorheen zwak tot matig gebufferde wateren die in het algemeen eerst geëutrofieerd, eventueel later verzuurd zijn

Schaminée et al. (1992) onderscheiden binnen de klasse der Littorelletea de associaties van het Littorellion uniflorae, Potamion graminei, Hydrocotylo-Baldellion, Samolo-Baldellion en het Eleocharition acicularis. Binnen de tot categorie drie behorende wateren betreft het met name wateren waarvan de vegetatie behoort tot het Hydrocotylo-Baldellion en het Samolo-Baldellion hoewel de overige associaties niet uitgesloten worden. Bij de wateren die tot deze categorie behoren is de wijze en (ten minste tijdelijke) instandhouding van de buffercapaciteit van groter belang dan de (vegetatiekundige) karakteristieken van het systeem op zich. Het betreft namelijk de wateren die, omdat ze van oorsprong of in vroeger jaren een redelijke buffercapaciteit tegen verzuring hadden, eerst eutrofieerden (mede of voornamelijk) als gevolg van de stikstofverbindingen in de atmosferische depositie, en hooguit in een later stadium zijn gaan verzuren. In de afgelopen jaren is gebleken dat in deze categorie wateren de perspectieven voor herstel in het algemeen goed te noemen zijn. Het blijkt dat de kiemkracht van de zaadbank in geëutrofieerde oecosystemen veel langer behouden blijft dan in verzuurde sedimenten. Dit is een van de belangrijkste, zo niet het belangrijkste verschil tussen geëutrofieerde en verzuurde systemen wat de potenties voor (vegetatiekundig) herstel betreft. Een goed inzicht in de sturende factoren, met name op het gebied van de buffering is daarbij echter een basisvoorwaarde. De wijze waarop een oecosysteem oorspronkelijk gebufferd werd, is met name voor de te formuleren EGM van wezenlijk belang.

Categorie drie kan worden onderverdeeld in:

A. Wateren die eerst geëutrofieerd en daarna verzuurd zijn door uitputting van de (natuurlijke) buffercapaciteit

B. Wateren die geëutrofieerd zijn door vnl. atmosferische depositie

C. Wateren die geëutrofieerd zijn door atmosferische depositie en doordat oppervlaktewater werd – en nog steeds wordt – ingelaten

D. Wateren die eerst geëutrofieerd zijn doordat vroeger oppervlaktewater werd ingelaten en die daarna verzuurd zijn

Bij wateren die eerst geëutrofieerd en daarna verzuurd zijn door uitputting van de (natuurlijke) buffercapaciteit moet men vooral denken aan wateren die vroeger door grondwater werden gevoed maar waar die invloed op een gegeven moment is weggevallen door dalingen in de grondwaterstand.

Daarnaast kan het gaan om wateren met een mesotrofe bodem die wat buffering kan leveren en waarin vroeger bijvoorbeeld schapen werden gewassen of die vroeger als zwemplas werden gebruikt. Deze gebruiksfunctie levert een buffering die in vroeger tijden wel voldoende was maar tegenwoordig onvoldoende is om het systeem te behoeden voor verzuring. Indien het wegvallen van de grondwaterinvloed de belangrijkste reden van verzuring is, dan is het herstel van de grondwaterstand en -stroming de meest aangewezen maatregel. Dergelijke hydrologische ingrepen reiken vaak echter ver buiten het betreffend natuurterrein en zijn niet snel of helemaal niet realiseerbaar. In die gevallen, en meestal ook in geval van schapenwasplaatsen en zwemplassen, is de betreffende plas te beschouwen als hydrologisch geïsoleerd. Indien hydrologische maatregelen niet realiseerbaar zijn, dan kan herstel van de buffercapaciteit geschieden door middel van bekalken. Voordat tot bemergelen wordt overgegaan is het noodzakelijk dat de plas wordt uitgebaggerd. In literatuur over de bekalking van meren, die veelal handelt over verzuurde en bekalkte meren in Scandinavische landen, de V.S. en Canada (Schils, 1987), wordt vaak gewaarschuwd voor het gevaar van een pH-shock. In de bemergelde referentieprojecten is een pH-shock tot op heden niet waargenomen. Voorwaarde is uiteraard wel dat de dosering vooraf wordt berekend en is afgestemd op de pH en volume van de te bemergelen plas en de zuurlast ter plekke. In deze categorie wateren kan de buffering ook plaatsvinden door de inlaat van grondwater dat ter plekke wordt opgepompt. De duurzaamheid van een aangebrachte externe buffering hangt sterk af van het feit of de plas droogvalt of niet. Bij droogvallen krijgen oxidatieve, in het algemeen zuurleverende processen de overhand. Bij langdurig onder water staan is het zuurstofgehalte van het sediment laag en krijgen reductieve, in het algemeen zuurconsumerende of alkaliniserende processen de overhand. Bij droogvallen vindt dan een sterke ophoping van zuurionen in het sediment plaats. Indien boven dit sediment weer water komt te staan komt een deel van deze zuurionen vrij in het water. Dit pleegt een grote aanslag op de buffercapaciteit van het systeem. Bemergelde wateren moeten om die reden na droogvallen vaak opnieuw bemergeld worden. In wateren waarin de externe buffering gereguleerd wordt door middel van de inlaat van kalkhoudend water treedt dit proces van verzuring uiteraard ook op. Ook dan vereist de regulatie van de buffering tijdens en/of na droogvallen de nodige aandacht en bijstelling maar dit kan veel geleidelijker en continu gebeuren. De verzuring van het sediment tijdens droogvallen en de daarmee gepaard gaande, periodiek hoge CO_2 spiegels die optreden bij de bekalking daarna, kunnen dan voorkomen worden door permanent in een zeer lage dosering grondwater in te laten.

Het droogvallen van de bodem is voor plantesoorten uit de klasse der Littorelletea overigens vaak gunstig, zo niet noodzakelijk.

Methodieken van bufferen in de voorheen zwak tot matig gebufferde wateren die eerst geëutrofieerd en (eventueel) later verzuurd zijn

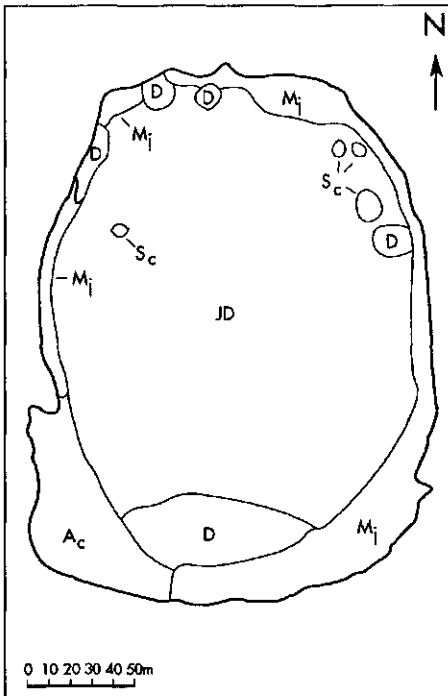
Al eerder werd benadrukt dat de wijze van buffering die toegepast kan worden als effectgerichte maatregel tegen verzuring, bij voorkeur aansluit of beter nog gebaseerd wordt op de wijze van buffering in het verleden. Dit betekent dat er niet een algemeen toepasbare standaard-methodiek gegeven kan worden. Mede daarom worden de tot op heden geplande of uitgevoerde maatregelen aan de hand van praktijkvoorbeelden beschreven.

A. Wateren die eerst geëutrofieerd en daarna verzuurd zijn door uitputting van de (natuurlijke) buffercapaciteit

Een voorbeeld van een ven dat eerst geëutrofieerd en daarna verzuurd is omdat de buffercapaciteit uitgeput raakte, is het Padvindersven (gelegen in de gemeente Etten-Leur in de provincie Noord-Brabant en in eigendom en beheer van de Stichting Het Brabants Landschap). Het Padvindersven ontving en ontvangt nog steeds oppervlakkig afstromend grondwater vanuit het aangrenzend landbouwgebied. Omdat de kalkvoorraad van landbouwgronden in het algemeen op een (relatief) hoog niveau wordt gehouden is dit grondwater matig kalkhoudend. Dit zorgde er vroeger voor dat het ven zwakgebufferd was. De bufferende werking die van de grondwaterinvloed uitging was lange tijd voldoende om te voorkomen dat het ven verzuurde. Bij de toenemende depositieniveau's van zure en verzurende stoffen echter bleek dit niet meer genoeg te zijn en vanaf de zestiger jaren verzuurde het ven. Er werd besloten om het ven uit te baggeren tot op het minerale zand en het water aanvullend te bufferen. Door medewerkers van de vakgroep Oecologie (K.U.N.) werd in eerste instantie nagegaan of het mogelijk zou zijn om de grondwaterinvloed in het ven te kunnen doen toenemen. Dit werd door de beherende instantie niet wenselijk en haalbaar geacht. Daarom werd besloten om het tekort aan kalk te compenseren door het water (direct) te bemergelen.

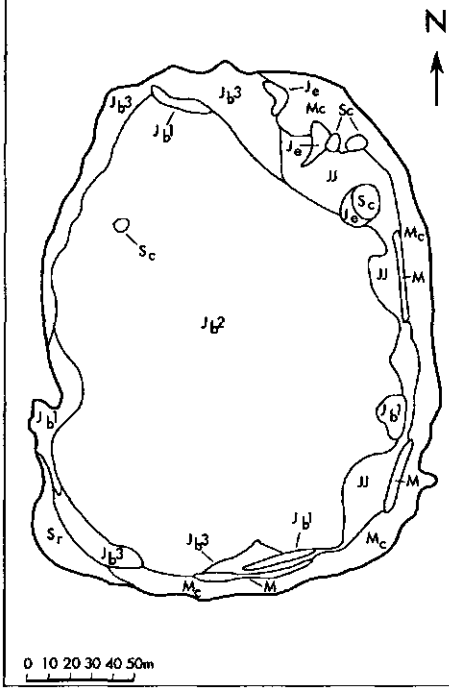
De baggerwerkzaamheden zijn uitgevoerd in het najaar van 1989 en in het voorjaar van 1990 is het water licht bemergeld. Een vergelijking van de vegetatiekaarten van 1989 en 1990 (voor versus na uitvoering van EGM) maakt duidelijk dat binnen één jaar de variatie aan plantesoorten sterk toenam (figuur 7). Zeldzame plantesoorten als Witbloemige waterranonkel (*Ranunculus ololeucos*), Oeverkruid (*Littorella uniflora*), Waterpostelein (*Lythrum portula*) en Moerashertshooi (*Hypericum elodes*) werden al in 1990 aangetroffen terwijl Knolrus, die voor uitvoering massaal werd aange-

Figuur 7
Vegetatiekaarten van het Padvindersven in 1989 en 1990



De vegetatiekaart van het Padvindersven, 1989

type JD: Codominantie van *Juncus bulbosus* en *Drepanocladus fluitans*. Storingsvegetatie met o.a. *Glyceria fluitans* en *Hydrocotyle vulgaris*.
type D: Dominantie van *Drepanocladus fluitans*.
type Mj: Dominantie van *Molinea caerulea*. Plaatselijk wat *Juncus bulbosus*.
Type Ac: Dominantie van *Agrostis canina*.
Sc: *Salix cinerea*- struik.



De vegetatiekaart van het Padvindersven, 1990

type J: Dominantie van *Juncus bulbosus*, soortenrijk type. *Agrostis stolonifera*, *Hydrocotyle vulgaris*, *Gnaphalium uliginosum*, *Ranunculus repens*, *Poa annua*, *Lythrum portula* en *Ranunculus aloleucos* komen plaatselijk vrij veel voor.
type Jb1: Dominantie van *Juncis bulbosus* (zeer hoge bedekking). Overige soorten komen slechts in kleine aantallen voor: o.a. *Gnaphalium uliginosum*, *Agrostis stolonifera*, *Polygonum lapathifolium*.
type Jb2: Dominantie van *Juncus bulbosus* (variabele bedekking, plaatselijk vrijwel kaal), zeer soortenarm.
type JJ: Codominantie van *Juncus effusus* en *Juncus bulbosus*. Plaatselijk met veel *Littorella uniflora*, *Hydrocotyle vulgaris*, *Agrostis canina* en *Agrostis stolonifera*.
type Je: Dominantie van *Juncus effusus*. Storingsvegetatie met o.a. *Holcus lanatus*, *Glyceria fluitans*, *Juncus bulbosus* en *Hydrocotyle vulgaris*.
type Hs: Codominantie van *Holcus lanatus*, *Sparganium ramosum*, *Juncus effusus* en *Juncus bulbosus*.
type M: Smalle zone met *Molinea caerulea*-pollen.
type Mc: *Molinea caerulea* is dominant, verder nogal kaal.
Sc: *Salix cinerea*- struik.

troffen, in lage abundanties voorkwam. Het belang van de minerale, droogvallende oevers is goed te zien aan het verspreidingspatroon van de bijzondere soorten. Voor meer informatie wordt verwezen naar Bellemakers et al. (1990, 1993).

B. Wateren die geëutrofieerd zijn door vnl. atmosferische depositie

Wateren die eutrofiëren als gevolg van de stikstofbelasting vanuit de lucht betreffen in het algemeen wateren met een kalkhoudende bodem die voldoende bicarbonaat levert of wateren met een grondwaterinvloed. Hierbij kan gedacht worden aan duinplassen of poelen of wateren binnen rivierduincomplexen zoals bijvoorbeeld de Broekse Wielen (gelegen in de gemeente Grave in de provincie Noord-Brabant en in eigendom en beheer van Staatsbosbeheer). Duinplassen, en dit geldt ook voor de duinplassen in het zogenaamde kalkloze district waar het kalkgehalte van de bodem lager is dan 5%, verzuren slechts bij uitzondering op korte termijn. Bij de huidige depositieniveau's moet hierbij gedacht worden aan een periode van enkele tientallen jaren.

De carbonaatvoorraad van de bodem levert aan het bovenstaande water veelal voldoende buffering tegen de verzurende werking van de atmosferische depositie. In dit type oecosystemen is het terugdringen van de eutrofiëring door de plas uit te baggeren de enig noodzakelijke en afdoende maatregel voor herstel. Een voorbeeld van (duin-)plassen die geëutrofieerd zijn, (voornamelijk) als gevolg van de atmosferische depositie, is het Griltjeplak (gelegen op Terschelling en in eigendom en beheer van Staatsbosbeheer). In het Griltjeplak breidden Riet (*Phragmites australis*), Wilde gagel (*Myrica gale*) en Kruipwilg (*Salix repens*) zich in de loop van de tachtiger jaren sterk uit terwijl het wateroppervlak sterk gereduceerd werd (figuur 8). Hoewel dit proces hoort bij de natuurlijke successie van dergelijke duinplassen, was het tempo waarin dit verliep beduidend hoger dan van nature. Dit proces werd niet alleen versneld door de atmosferische depositie, maar ook door de te hoge waterstanden. In de in de dertiger jaren aangelegde Weeversdam, was een afvoerpunt aanwezig op het oorspronkelijke peilniveau. Dit afvoerpunt was echter op een gegeven moment gedicht. Dit leidde er toe dat het Griltjeplak veel minder vaak droogviel dan voorheen en dat op de bodem levende waterplanten vaak het gehele jaar onder water stonden en overschaduwd werden. Het gevolg van de bemestende atmosferische depositie en deze (te) hoge waterstanden was een sterke uitbreiding van ondergedoken waterplanten, mossen en algen ten koste van plantesoorten uit de Waterpunge-Oeverkruidgemeenschap (*Samolo-Littorelletum*). De pH (ca. 8) en alkaliniteit (1 - 2 meq/l) van deze en vergelijkbare



Figuur 8
Het Griltjeplak vóór (1991) en ná (1992) de uitvoering van EGM

duinplassen is hoger dan de gemiddelde waarden waarbij soorten uit het Oeverkruidverbond gewoonlijk voorkomen (pH = 6 à 7; alkaliniteit tot ca. 1 meq/l; De Lyon & Roelofs, 1986). Voor de handhaving van de betreffende soorten bij dergelijke relatief hoge pH- en alkaliniteitswaarden en de stabiliteit van het aquatisch oecosysteem is het noodzakelijk dat de waterstanden in zulke duinplassen de natuurlijke fluctuaties volgen en de oevers bij lage waterstanden geregeld droogvallen.

In het Griltjeplak werden daarom naast het uitbaggeren dat plaatsvond in het najaar van 1991, aanvullende maatregelen genomen om het geschikte

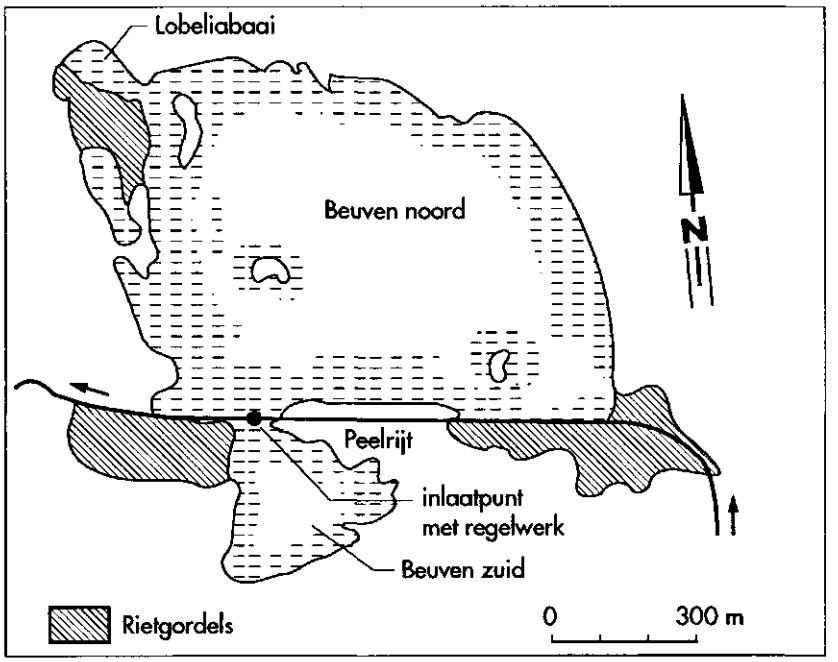
waterpeil in de toekomst te kunnen vaststellen en reguleren: het waterafvoerpunt in de Weeversdam is weer opengemaakt en daar is een stuw met schotbalken geplaatst. Voor meer informatie wordt verwezen naar Cals (1992) en Bellemakers et al. (1993).

C. Wateren die geëutrofieerd zijn door atmosferische depositie en doordat oppervlaktewater werd -en nog steeds wordt- ingelaten

Een categorie zwakgebufferde wateren die grote potenties bezitten betreft de wateren die geëutrofieerd zijn doordat voedselrijk, kalkhoudend water werd, en nog steeds wordt ingelaten. Een voorbeeld hiervan is het Beuven (in eigendom en beheer van de gemeente Someren, provincie Noord-Brabant). In het Beuven, vroeger reeds bekend om zijn rijkdom aan bijzondere en zeldzame plantesoorten, zijn in 1986 maatregelen uitgevoerd. Tot 1986 stroomde voedselrijk water van de beek de Peelrijt, afkomstig van een bovenstrooms gelegen landbouwgebied, het Beuven in. Dit leidde tot eutrofiëringsverschijnselen. De verrijking met fosfaten werd voornamelijk veroorzaakt door het aangevoerde beekwater terwijl de verrijking met stikstofverbindingen voor ca. 80% aan de atmosferische depositie te wijten was (Buskens, 1989). Er ontstond een dikke organische laag op de oorspronkelijke minerale zandbodem, het rietmoeras breidde zich sterk uit terwijl de oorspronkelijke vegetatie met soorten uit de Oeverkruidklasse (Littorelletea) achteruitging. Om een verdere achteruitgang te voorkomen, is het Beuven in 1986 uitgebaggerd. Tevens werd de belangrijkste eutrofiëringsbron, de aanvoer van voedselrijk en kalkhoudend, Peelrijtwater omgeleid. Indien er echter helemaal geen kalkhoudend water meer aangevoerd zou worden, dan zou het Beuven binnen korte tijd verzuren. Om dit te voorkomen is het Beuven-Zuid afgescheiden van de rest van het ven (Beuven-Noord). Peelrijtwater wordt eerst voorgezuiverd in Beuven-Zuid (figuur 9).

Nadat de voedingsstoffen zijn bezonken wordt het inmiddels voedselarme, maar nog steeds kalkhoudende water vanuit Beuven- Zuid ingelaten in Beuven-Noord indien de pH en de buffercapaciteit te laag dreigen te worden.

In figuur 10 is te zien dat de pH en de buffercapaciteit, die voor uitvoering van de maatregelen veel te hoog waren, sindsdien op het goede peil zitten. Tevens is de trofiegraad, met name het fosfaatgehalte door de maatregelen tot een laag niveau terug gebracht. Het herstel van de vegetatie was spectaculair te noemen en verliep zeer snel. Alle zeldzame plantesoorten waarvan bekend was dat ze ooit in het Beuven zijn waargenomen, groeien er nu weer. De enige uitzondering vormt Drijvende egelskop (*Sparganium angustifolium*) waarvan alleen een melding uit het eind van de dertiger jaren bekend is.



Figuur 9
Overzichtskaart van het Beuven met de belangrijkste waterlopen en de positie van het regelwerk met behulp waarvan voorgezuiverd, bufferend beekwater naar behoefte kan worden ingelaten vanuit Beuven-Zuid naar Beuven-Noord

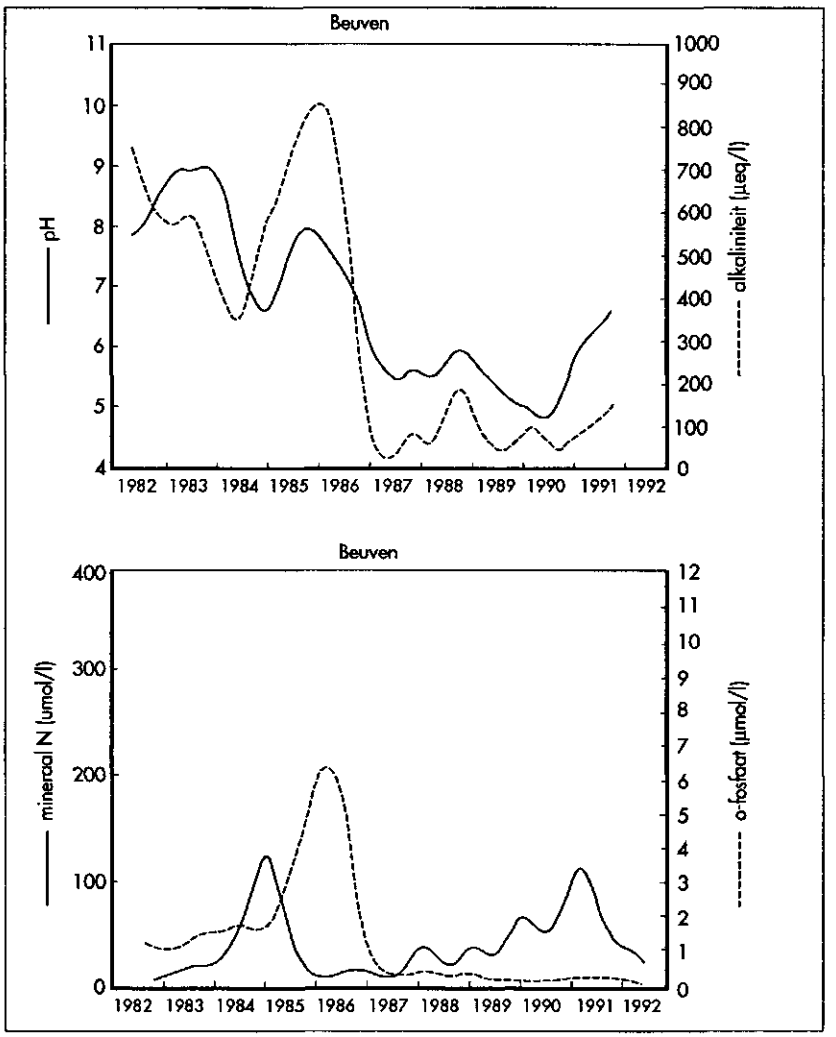
Voor meer informatie over het Beuven wordt verwezen naar Buskens (1989) en Bellemakers et al. (1990).

D. Wateren die eerst geëutrofieerd zijn doordat vroeger oppervlaktewater werd ingelaten en die daarna verzuurd zijn

Van deze categorie wateren worden twee voorbeelden besproken: de Bergvennen (gelegen in de provincie Overijssel) en de Keijenhurk, een ven in de Landschotse Heide (provincie Noord-Brabant).

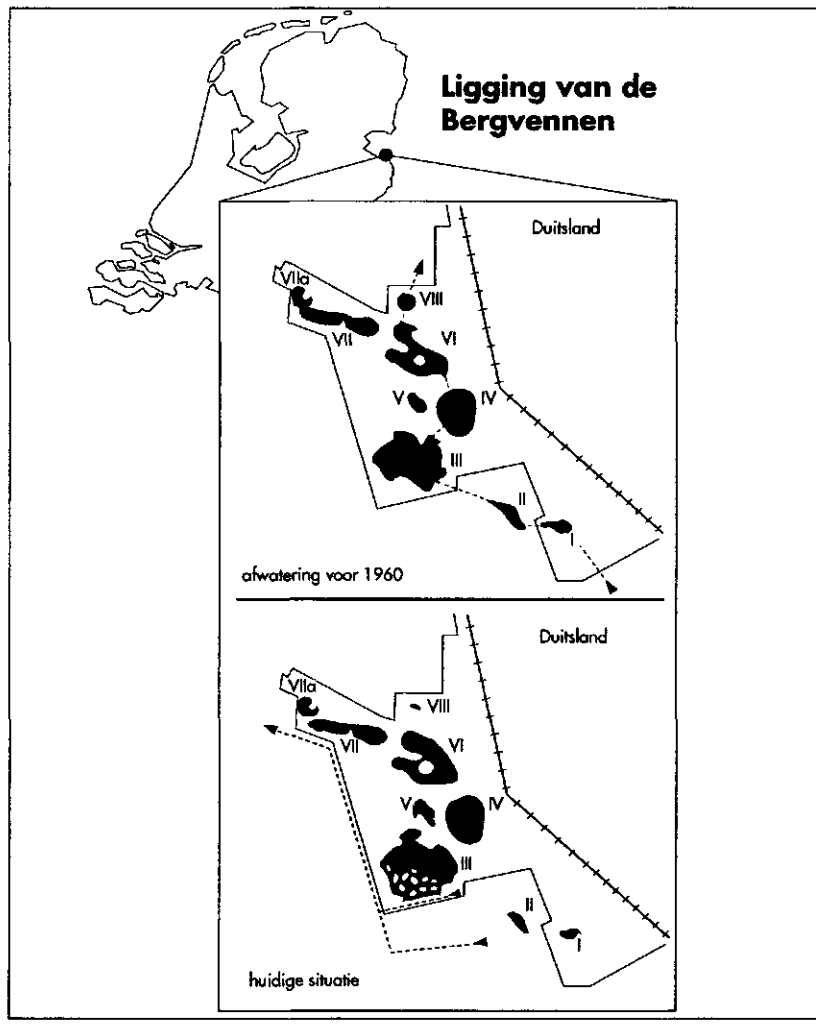
Natuurreservaat de Bergvennen (gelegen in de gemeente Denekamp in de provincie Overijssel) bestaat uit heide, naald- en loofbos en een aantal vennen. Het terrein is eigendom van de Stichting Het Overijssels Landschap. In figuur 11 is te zien dat de vennen tot ca. 1960 onderling verbonden waren door sloten waardoorheen ontginningswater liep.

Het gevolg van deze doorstroming met ontginningswater was dat er een gradiënt in voedselrijkdom en buffering ontstond die afliep van ven I naar II naar III en via IV naar VI en VIII. Vanwege de eutrofiëring die optrad werden de Bergvennen aan het eind van de vijftiger jaren uitgebaggerd. Tevens werd het ontginningswater omgeleid (zie figuur 11; vennen I en II lagen inmiddels buiten het natuurreservaat). Dit leidde in de eerste jaren tot een verbetering van de waterkwaliteit en een herstel van de oorspronkelijke vegetatie. In het begin van de zeventiger jaren echter werd deze positieve



Figuur 10
Verloop in de pH, buffercapaciteit (µeq l^{-1}), mineraal N en o-fosfaat (µmol l^{-1}) in het Beuven van 1982 tot 1992

verandering ten negatieve gekeerd doordat verzuring zijn intrede deed. Het verdwijnen van de meeste ondergedoken waterplanten behalve Veenmossen (*Sphagnum* spec.) en Knolrus (*Juncus bulbosus*) en de toename van stikstofminnende soorten als Pitrus (*Juncus effusus*), Kruipend struisgras (*Agrostis canina*) en Pijpestrootje (*Molinia caerulea*) in de oeverzone waren het welbekende, karakteristieke gevolg. De laatste jaren is de pH in alle vennen rond de 4. Op de oostelijke oever van ven IV, op het wat hoger gelegen terrestrische deel, groeit een gagelstruweel. Dit is een indicatie voor een horizontale toestroming van oppervlakkig grondwater in deze oeverzone. In deze zone hebben Waterlobelia (*Lobelia dortmanna*) en Oeverkruid (*Litto-*



Figuur 11
Overzichtskaart van de Bergvennen met de belangrijkste waterlopen in de periode voor en na 1960

rella uniflora) zich tot op heden kunnen handhaven, waarschijnlijk dankzij deze grondwaterinvloed. De plannen voor EGM, die hopelijk in 1993 uitgevoerd kunnen gaan worden, bestaan er uit

1. de vennen uit te baggeren en
2. de vennen onderling weer te verbinden en te laten doorstromen met bufferend water teneinde weer een gradiënt van meer naar minder gebufferd te creëren.

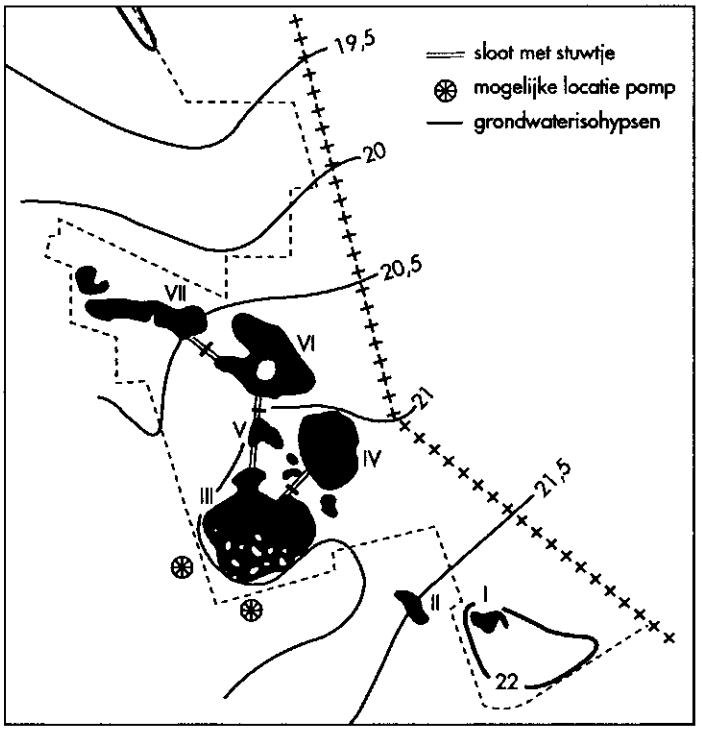
De bodemopbouw van de Bergvennen is complex en ruimtelijk zeer divers: op sommige plaatsen is de bodem mineraal maar op veel andere plaatsen

bevinden zich dikke veenpakketten waaroverheen afwisselend wel en niet zandlaagjes zijn gestoven. In eerste instantie werd er daarom vanuit gegaan dat de vennen het best nat uitgebaggerd konden worden met behulp van een 'stofzuiger' op drijvende pontons. Dit blijkt in de praktijk niet haalbaar te zijn omdat er veel te weinig water in de vennen aanwezig is en ook niet vanuit de omgeving geleverd kan worden. Er is een zekere hoeveelheid water nodig zodat de pontons kunnen drijven en er is proceswater nodig voor deze baggertechniek. Waarschijnlijk zullen de vennen zover mogelijk worden drooggelegd en dan worden uitgebaggerd met behulp van een kraan met extra lange giek. De kraan zal in ieder geval op rijplaten staan en er zal zoveel mogelijk vanaf de (drooggepompte) randen gewerkt worden: vanaf het centrum naar de oevers toe.

Er is over gedacht om, net als vroeger, ontginningswater te gebruiken voor de inlaat. Hiervoor is uiteindelijk niet gekozen vanwege de volgende argumenten. Eén ven, en dat zou alleen ven III kunnen zijn, zou moeten gaan fungeren als voorbezinkingsbekken en daarmee worden opgegeven als groeiplaats voor soorten uit het Oeverkruidverbond (*Littorellion*). Dit werd als een (te) zware tol ervaren. De ervaringen bij het Beuven hebben geleerd dat de omleiding van de beek een aanzienlijke kostenpost vormde op het totale budget van de operatie en dat het een goede organisatie en veel overleg vergt om de wateraanvoerbehoefte (aan te geven door de beheerder) en de feitelijke wateraanvoer (te leveren door – bijvoorbeeld – het waterschap) goed op elkaar aan te laten sluiten indien daar verschillende instanties verantwoordelijk voor zijn. De coördinatie van de aanvoer van voldoende water en vervolgens de inlaat van de benodigde hoeveelheid kan veel makkelijker binnen een en dezelfde instantie geregeld worden. Vanwege deze redenen is er voor gekozen om grondwater op te pompen en in te laten. Uit vooronderzoek is gebleken dat het grondwater ter plaatse voldoende gebufferd, voedsel- en sulfaatarm is. Het is dus zeer geschikt voor externe buffering terwijl eutrofiëring achterwege zal blijven. Een ander voordeel van een grondwaterpomp is de eenvoudige bediening en regulatie van de inlaat die overigens ook eenvoudig opgeheven kan worden zodra de luchtverontreiniging zodanig is teruggedrongen dat deze noodmaatregel niet meer nodig zal zijn. Een overzicht van de hydrologische situatie in de Bergvennen na uitvoering van de geplande EGM is weergegeven in figuur 12.

Bij de Oisterwijkse Vennen vinden we eenzelfde doorstroomsysteem en dezelfde ontwikkeling in de loop der tijd. Daar zijn dan ook vergelijkbare maatregelen voorgesteld (Cals & Roelofs, 1990).

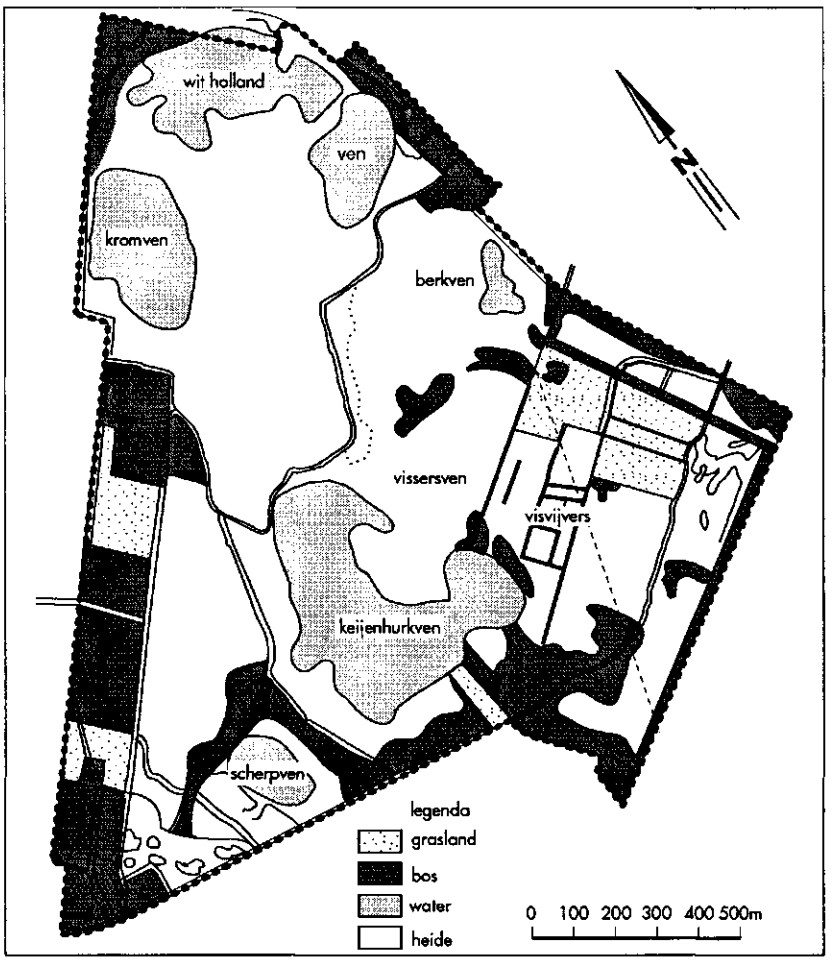
Een tweede voorbeeld van wateren waarin vroeger kalkhoudend water werd ingelaten en dat naderhand is verzuurd doordat die waterinlaat werd



Figuur 12
Overzichtskaart van de Bergvennen na uitvoering van de (in 1993 geplande) EGM

stopgezet, betreft vennen in de Landschotse Heide (eigendom van en gelegen in de gemeente Oost-, West- en Middelbeers in de provincie Noord-Brabant). Tot 1989 vond in het grootste ven van de Landschotse Heide, de Keijenhurk bij hoge waterstanden inundatie plaats van kalkhoudend (gekalkt) water vanuit nabijgelegen visvijvers. Vanuit de Keijenhurk kon overtollig water doorstromen naar de laagte waarin zich het Vissersven bevindt en vervolgens eventueel naar het Berkven (zie figuur 13). Om het natuurreservaat te vrijwaren van het water uit deze visvijvers zijn de kaden rondom de visbassins in 1989 opgehoogd. Dit had tot gevolg dat reeds in 1990 verschijnselen van beginnende verzuring zichtbaar werden. Om deze ontwikkeling te keren is het ven in 1991 en 1992 uitgebaggerd en zijn maatregelen getroffen om kalkhoudend water (gecontroleerd) in te laten.

Teneinde de buffering te reguleren is het Scherpven uitgebaggerd. De baggerwerkzaamheden zijn uitgevoerd in het najaar van 1992. In januari 1993 wordt het Scherpven bekalkt. Een reeds bestaande sloot vanuit dit ven naar de Keijenhurk is geschoond en kan gaan fungeren als aanvoersloot van gebufferd water. In deze sloot is een stuw met schotbalken geplaatst zodat de inlaat gereguleerd kan worden afhankelijk van de pH en buffercapaciteit van het water in de Keijenhurk. Indien de maatregelen succesvol



Figuur 13
Overzichtskaart van de Landschotse Heide

zullen blijken te zijn kan deze methodiek vanuit de Keijenhurk worden uitgebreid naar het Vissersven en het Berkven.

Conclusies

Welke EGM zinvol zijn in een oppervlaktewater dient te worden vastgesteld op basis van veranderingen in abiotische en biotische omstandigheden en veranderingen in gebruik en beheer in de loop der jaren tot op heden. EGM in oppervlaktewateren kunnen bestaan uit:

- baggeren
- reguleren van de buffering

- vrijstellen van de oevers
- aanvullend beheer (waterpeilbeheer, maaien etc.) voor de stabiliteit van het gerestaureerde oecosysteem

In van nature relatief zure heidevennen die (verder) verzuurd zijn (type 1), is uitbaggeren teneinde een andere vegetatiesamenstelling te krijgen zinloos. Wel kan een subtiele bemergeling een succesvolle maatregel zijn om de beschimmeling van amfibieëneieren te voorkomen.

In zwakgebufferde wateren met een voedselarme, minerale bodem die verzuurd zijn (type 2), kan bemergelen het risico inhouden dat Knolrus (*Juncus bulbosus*) gaat woekeren. Indien de verzuring zeer geleidelijk wordt opgeheven door grondwater of daarop lijkend bufferend oppervlaktewater in te laten wordt dit risico aanzienlijk lager ingeschat. De kiemkracht van de zaadbank kan in dergelijke verzuurde sedimenten sterk gereduceerd zijn. In dit type wateren lijkt baggeren noodzakelijk.

In zwakgebufferde wateren die geëutrofieerd (eventueel in een later stadium verzuurd; type 3) zijn, kunnen – de op het oecosysteem toegesneden – EGM binnen korte tijd leiden tot herstel van de water- en bodemkwaliteit en de vegetatie. De vitaliteit van de zaadbank kan enkele decennia behouden blijven.

De duurzaamheid van de aangebrachte buffering hangt, zeker bij bemergelen, sterk af van het feit of de plas droogvalt of niet. Tijdens en/of na droogvallen is een bijstelling van de buffering in het algemeen noodzakelijk.

Dankzij de uitvoering van EGM is de afgelopen jaren het aantal vindplaatsen van enkele, zeer zeldzaam geworden plantesoorten van het zwakgebufferd aquatisch milieu, voor het eerst in wellicht 30 jaren weer toegenomen.

Literatuur

Arts, G.H.P., 1987. Geschiedenis van de verzuring van zwak gebufferde wateren in Nederland onder invloed van atmosferische depositie. Rapport 28-01 Dutch priority programme on acidification. In opdracht van het Ministerie van V.R.O.M., 50 pp en bijlagen.

Arts, G.H.P., 1990. Deterioration of atlantic soft-water systems and their flora, a historical account. Proefschrift Katholieke Universiteit Nijmegen, 197 pp.

Bellemakers, M.J.S., M. Maessen & G.M. Verheggen, 1990. Restauratie van verzuurde en geeutrofieerde zwak gebufferde ondiepe oppervlaktewateren; mogelijkheden tot herstel. Vakgroep Aquatische Oecologie en Biogeologie K.U.N. i.o.v. het Ministerie van V.R.O.M., 96 pp.

Bellemakers, M.J.S., H. van Dam & A.J.M. Roozen, (1991). Kan Heikikker worden behouden door bekalking van heidevennen? De Levende Natuur 1991 no.6: 228-232.

Bellemakers, M.J.S. & H. van Dam, 1992. Improvement of breeding success of the moor frog (*Rana arvalis*) by liming of acid moorland pools and the consequences of liming for water chemistry and diatoms. Environ. Pollut. 78: 165-171.

Bellemakers, M.J.S., M. Maessen, M.J.R. Cals & J.G.M. Roelofs, 1993. Monitoring van effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in oppervlaktewateren; eindrapport eerste fase. Vakgroep Oecologie, Werkgroep Milieubiologie K.U.N. in opdracht van de Directie N.B.L.F., Ministerie L.N.V., in prep.

Buskens, R.F.M., 1989. Beuven: herstel van een ecosysteem. Vakgroep Aquatische Oecologie & Biogeologie K.U.N. in opdracht van de Directie N.M.F., Ministerie L. & V., 153 pp.

Cals, M.J.R. & Roelofs, J.G.M., 1990. Prae-advies effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in oppervlaktewater. Uitgave Vakgroep Aquatische Oecologie en Biogeologie, Katholieke Universiteit Nijmegen, 88 pp.

Cals, M.J.R., 1992. De grote schoonmaak van het Griltjeplak en de Badhuiskuil. De Levende Natuur 93:180.

De Lyon, M.H.J. & Roelofs, J.G.M., 1986. Waterplanten in relatie tot waterkwaliteit en bodemgesteldheid, deel 1 en 2. Laboratorium voor Aquatische Oecologie, 232 pp.

Leuven, R.S.E.W. & J.A.A.R. Schuurkes, 1985. Effecten van zure neerslag op zwak gebufferde en voedselarme wateren. Publicatiereeks Lucht no 47, Ministerie van V.R.O.M., 131 pp.

Roelofs, J.G.M., 1983. Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities in soft waters in the Netherlands. I: Field observations. Aquat. Bot. 17: 139-155.

Roelofs, J.G.M., J.A.A.R. Schuurkes & A.J.M. Smits, 1984. Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities in soft waters. II: Experimental studies. Aquat. Bot. 18: 389-411.

Schaminée, J.H.J., V. Westhoff & G.H.P. Arts, 1992. Die Strandlinggesellschaften (Littorelletea Br.-Bl. et Tx. 43) der Niederlande, in europäischem Rahmen gefaßt. Phytocoenologia 20: 529-558.

Schils, E.G.P., 1987. Restauratie van verzuurde meren. Scriptie no. 70, Laboratorium voor Aquatische Oecologie K.U. Nijmegen, 51 pp.

Schuurkes, J.A.A.R., 1987. Acidification of surface waters by atmospheric deposition: with emphasis on chemical processes and effects on vegetation. Proefschrift Katholieke Universiteit Nijmegen, 160 pp.

Van Dam, H. & H. Kooyman-van Blokland, 1978. Man-made changes in some Dutch moorland pools, as reflected by historical and recent data about diatoms and macrophytes. Int. Revue ges. Hydrobiol. 63: 587-607.

Wittig, R., 1980. Die geschützten Moore, und oligotrophen Gewässer der Westfälischen Bucht. Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen 5: 1-228.

Wittig, R., 1982. The effectiveness of the protection of endangered oligotrophic-water vascular plants in nature conservation areas of Northrhine-Westphalia. In: J.J. Symoens, S.S. Hooper and P. Compère (eds.), Studies on Aquatic Vascular Plants. R. Bot. Soc. Belgium, Brussels: 418-424.

ZIJN HYDROLOGISCHE INGREPEN NOODZAKELIJK VOOR HET HERSTEL VAN VERZUURDE NATTE SCHRAALLANDEN?

A.J.M. Jansen[1], A.Th.W. Eijsink[2], A.P. Grootjans[3], E.J. Lammers[3] & F. P. Sival[3]
[1] KIWA N.V., Postbus 1072, 3430 BB Nieuwegein
[2] Staatsbosbeheer Overijssel, Holtweg 8a, 7588 PC Beuningen
[3] Lab. voor Plantenecologie, R.U. Groningen, Postbus 14, 9750 AA Groningen

Inleiding

Natte schraallanden zijn grondwaterafhankelijk. De standplaatscondities van deze graslanden worden in belangrijke mate bepaald door hoge grondwaterstanden en de chemische samenstelling van het grond- en/of oppervlaktewater (Grootjans, 1985; Kemmers en Van Wirdum, 1988; Van Wirdum, 1991).

Ontginning, verdroging, verzuring, eutrofiëring en versnippering hebben geleid tot verlies aan areaal en kwaliteit van natte schraallanden (Westhoff en Weeda, 1984).

Het is algemeen bekend dat verzuring optreedt door zure depositie. Maar natte schraallanden raken ook verzuurd door daling van de grondwaterstand of door afname van de toestroming van basenrijk grond- en/of oppervlaktewater (Bakker et al., 1987). Om de gevolgen van de verzuring in natte schraallanden, trilvenen en natte duinvalleien te bestrijden werd door het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij in 1990 het deskundigenteam Natte Schraallanden ingesteld. Het doel is het ontwikkelen van algemeen toepasbare methoden voor het herstel van zuurgraad en mineralenhuishouding in de bodem van natte schraallanden. In 1991 rapporteerde het deskundigenteam (Jansen, 1991a) en adviseerde twee typen maatregelen: herstel van de invloed van basenrijk grond- of oppervlaktewater in de wortelzone en/of verwijdering van de verzuurde organische toplaag. Deze herstelmaatregelen dienen te worden gevolgd door een op de vegetatie toegesneden beheer. Kennis van de relatie vegetatie-waterhuishouding is dan ook noodzakelijk om doeltreffende maatregelen te kunnen nemen tegen verzuring van natte schraallanden.

In de onder auspiciën van het deskundigenteam uitgevoerde voorbeeldprojecten worden de effecten van de toegepaste maatregelen gemonitord. Enkele van deze voorbeeldprojecten zijn Blauwgraslanden. Blauwgraslanden zijn gekenmerkt door natte, zwak zure tot neutrale, mesotrofe standplaatscondities (Grootjans, 1985; Westhoff en Den Held, 1975). In het ver-

volg van dit artikel zullen de hydrologische processen verantwoordelijk voor het ontstaan van deze standplaatscondities worden besproken aan de hand van drie Blauwgraslandreservaten (Punthuizen en de Lemselermaten in Overijsel, De Wyldlanden in Friesland) alsmede twee duinvalleien op de Waddeneilanden (Kapenglop, Schiermonnikoog en de Koegelwieck, Terschelling).

Blauwgraslanden en grondwaterstanden

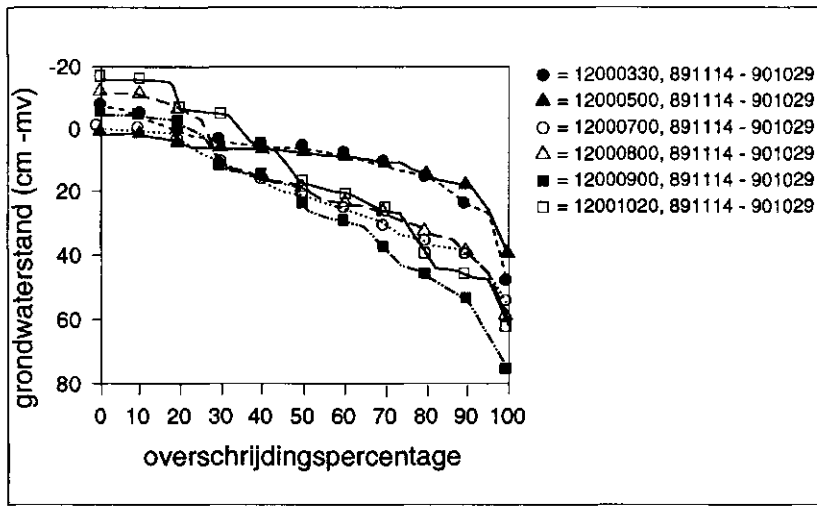
Bovengenoemde reservaten vertegenwoordigen een belangrijk deel van de variatie in Blauwgraslandtypen die er in Nederland nog voorhanden is. Het reservaat Punthuizen herbergt o.a. een goed ontwikkelde vorm van het orchideeënrijke Blauwgrasland (Cirsio-Molinietum orchietosum). In de Lemselermaten vinden we een beekdalblauwgrasland (hier: Cirsio-Molinietum typicum en orchietosum). Het reservaat de Wyldlanden is een boezemblauwgrasland (Cirsio-Molinietum agrostietosum), terwijl het Kapenglop op Schiermonnikoog nog restanten van een duinblauwgrasland bezit. De Koegelwieck op Terschelling hoort in dit rijtje eigenlijk niet thuis. Weliswaar komen hier enkele Blauwgraslandsoorten voor (Spaanse ruiter, Blauwe zegge), maar het gebied ontleent zijn waarde toch vooral aan zijn kalkminnende Knopbiesvegetaties (Junco-baltici-Schoenetum nigricantis) met Parnassia en orchideeën. Deze vegetaties kunnen echter onder bepaalde omstandigheden de voorloper van een duinblauwgrasland zijn.

De verschillende Blauwgraslandtypen zijn onderscheiden op basis van verschillen in soortensamenstelling. Liggen aan deze verschillen nu ook verschillen in hydrologische processen ten grondslag? Om dit na te gaan gaan we enkele kenmerken van het grondwaterstandsverloop in deze reservaten met elkaar vergelijken.

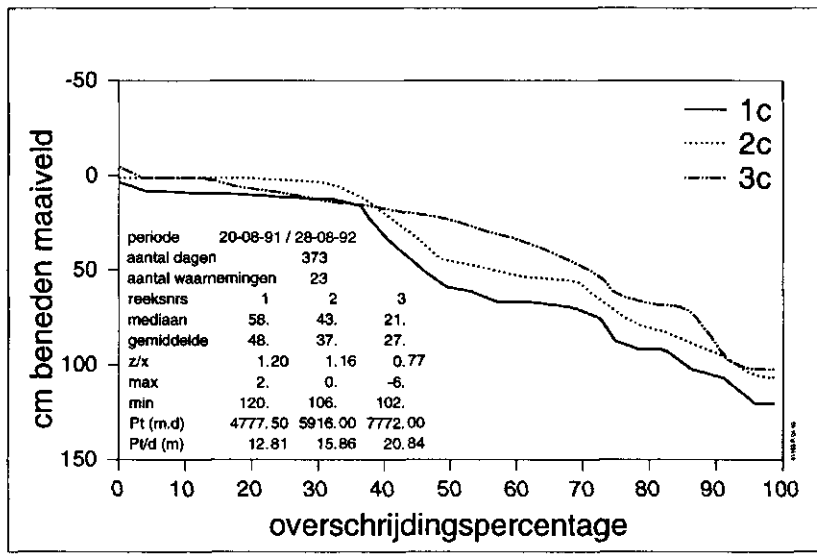
Het verloop van de grondwaterstand kan worden weergegeven met duurlijnen. In een duurlijn is de duur (tijd in procenten) dat een bepaalde grondwaterstand wordt overschreden weergegeven. De duurlijnpatronen van de subassociaties van het Blauwgrasland zijn echter verschillend.

De duurlijnen van de subassociatie agrostietosum (figuur 1) van de Wyldlanden zijn kenmerkend voor een Blauwgrasland (Grootjans, 1985): hoge standen komen zeer langdurig voor, er treedt een vrij langdurige inundatie op en de laagste standen bedragen zelfs in droge jaren niet meer dan 60 tot 75 cm.

De duurlijnen van de subassociaties typicum en orchietosum van de Lemselermaten (figuur 2 en 3) zijn in veel opzichten overeenkomstig met die van de Wyldlanden. In de Lemselermaten zakken de laagste standen in



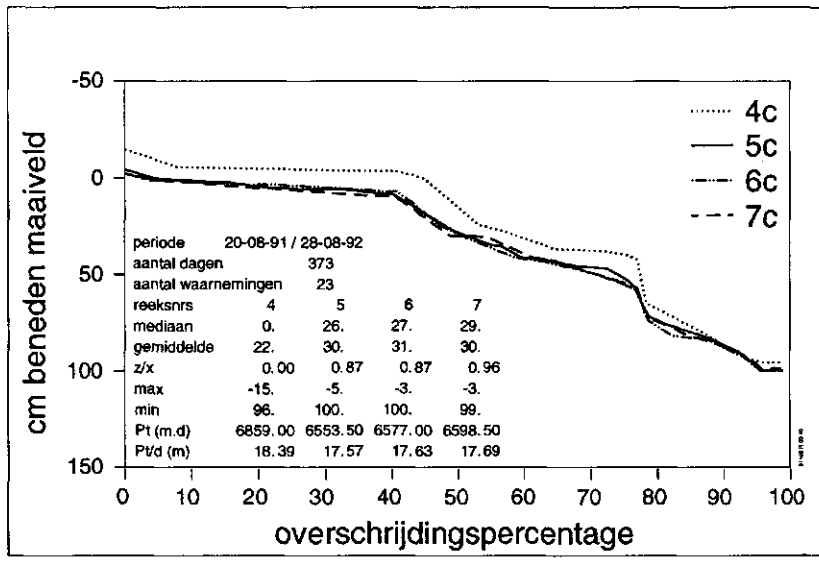
Figuur 1
Duurlijnen van het Cirsio-Molinietum agrostietosum van de Wyldlanden (De Haan, 1992



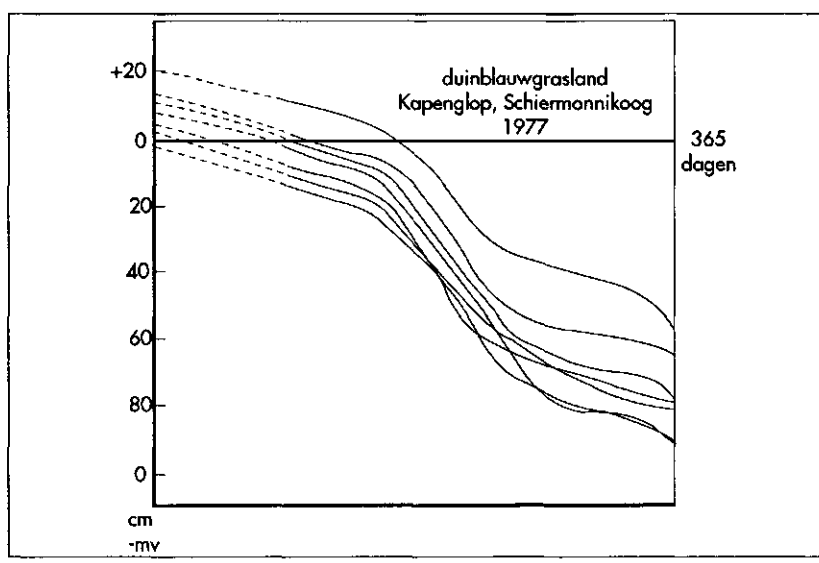
Figuur 2
Duurlijnen van het Blauwgrasland van de Lemselermaten in de peilbuizen 1c, 2c en 3c

droge zomers echter dieper weg dan in de Wyldlanden. Dit hangt samen met het verschil in bodems. Het Blauwgrasland van de Wyldlanden komt voor op veen, dat van de Lemselermaten op lemig zand met een humeuze bovenlaag van 15-25 cm. Ondanks dit verschil behoren de Lemselermaten behoren tot de best ontwikkelde Blauwgraslanden van Nederland.

Het duurlijnenpatroon van het duinblauwgrasland uit het Kapenglop (Engelmoer & Hendriksma, 1979) (figuur 4) lijkt hier weinig op; de lijnen zijn S-vormig. De diepste standen zijn redelijk vergelijkbaar met de eerder



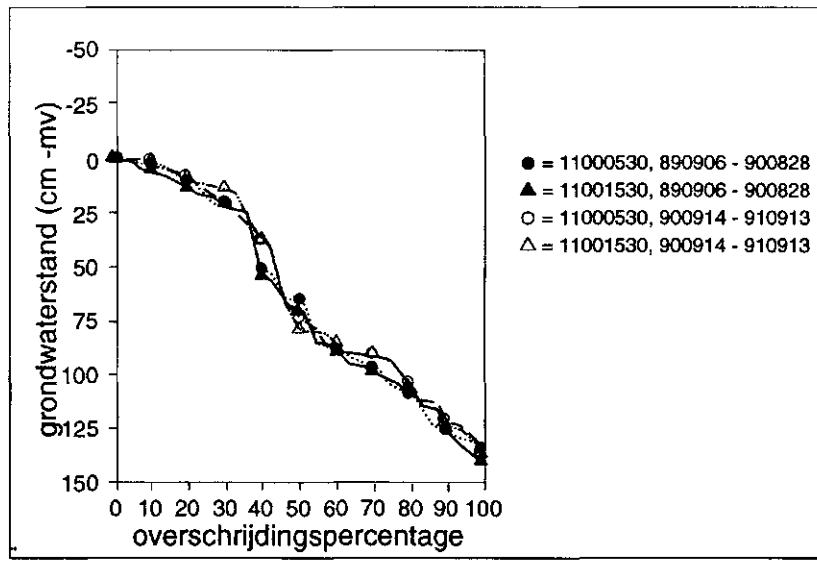
Figuur 3
Duurlijnen van het Blauwgrasland van de Lemselermaten in de peilbuizen 4c, 5c, 6c en 7c



Figuur 4
Duurlijnen van het Blauwgrasland van het Kapenglop (Engelmoer & Hendriksma, 1979)

gepresenteerde Blauwgraslandtypen en zakken weg tot ca 70 cm, in extreem droge zomers oplopend tot maximaal 100 cm.

De duurlijnen van het orchideeënrijke Blauwgrasland (figuur 5) van Punthuizen zijn ook S-vormig en lijken nog minder op die van de boezem- en beekdalblauwgraslanden. De periode met hoge grondwaterstanden is zeer kort en de laagste standen zakken in droge zomers maar liefst naar 130-140 cm onder maaiveld.



Figuur 5
Duurlijnen van het Cirsio-Molinietum orchietosum van Punthuizen (De Haan, 1992)

De reservaten nader bekeken

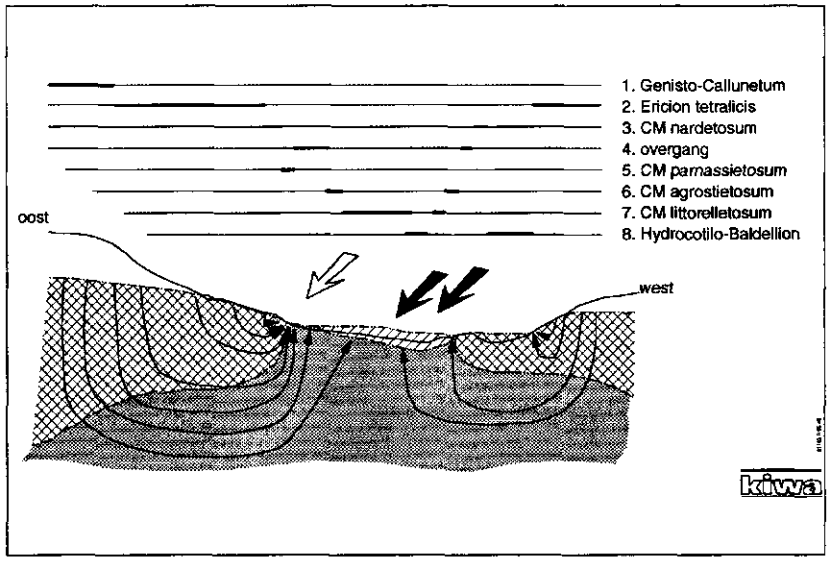
Het onderzoek in de verschillende gebieden is niet steeds op dezelfde wijze uitgevoerd. De informatie over de verschillende gebieden heeft ondanks eenzelfde opzet dan ook telkens een wat andere inhoud.

Punthuizen

Vegetatiezonering en hydrologisch systeem

Uit een vergelijking van oude vegetatieopnamen (Van der Ven, 1958; Van der Steeg, 1965) met recent materiaal, blijkt dat alle soorten hogere planten nog steeds aanwezig zijn (Jansen, 1991b).

In Punthuizen (figuur 6) zijn de hoge delen van de dekzandruggen begroeid met een droge heide (Genisto pilosae-Callunetum) en de lagere delen met een vochtige heide (Ericetum tetralicis typicum). De dekzandruggen gaan geleidelijk over in laagten. Op de flanken van deze laagten is het heischrale grasland (Nardo-Gentianetum pneumonanthes) en/of de heischrale subassociatie van het Blauwgrasland (Cirsio-Molinietum nardetosum) ontwikkeld. Deze gemeenschappen worden lager op de gradiënt gevolgd door subassociaties van het Blauwgrasland: orchietosum of parnassietosum (rijk aan orchideeën en/of Parnassia), typicum (typische), agrostietosum (met veel soorten van de Kleine zeggen), littorelletosum (met soorten van Oeverkruidgemeenschappen) en tenslotte de associatie van Veelstengelige waterbies (Eleocharitetum multicaulis). In Punthuizen komt



Figuur 6
Het voorkomen van vegetatietypen in relatie tot de chemische samenstelling van het grondwater, de waterstand en het hydrologisch proces in het vroege voorjaar in Punthuizen (Jansen, 1991b)

de meest basenminnende plantengemeenschap, het C-M parnassietosum, dus voor op hogere delen van de gradiënt. In zeer veel andere terreinen zijn deze plantengemeenschappen juist beperkt tot de laagste delen.

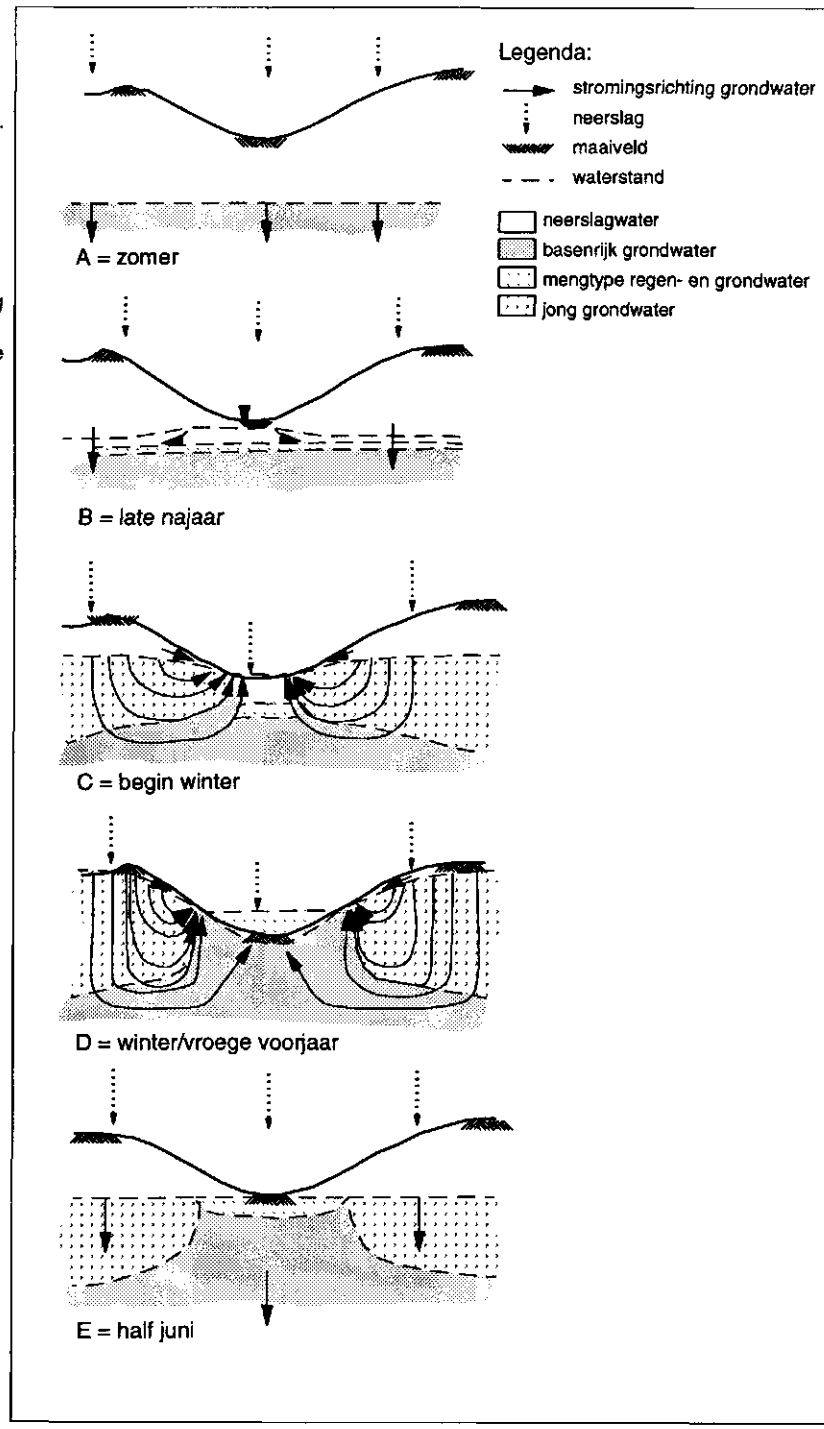
Ondanks de lage grondwaterstanden in de zomer behoort dit Blauwgrasland tot de mooisten van Nederland. Hoe is het dan mogelijk dat onder dergelijke omstandigheden een zeer soortenrijk en basenminnend Blauwgrasland duurzaam standhoudt? Het antwoord op deze vraag ligt besloten in de werking van het hydrologisch systeem.

In Punthuizen liggen de gebieden waar regenwater inzijgt en grondwater uittreedt dicht bij elkaar. De dikte van het watervoerende pakket is gering (Hoogendoorn, 1991). Deze factoren maken het dan ook onwaarschijnlijk dat in dit gebied ooit grondwater opkwelde, dat afkomstig is uit een groot watersysteem.

In figuur 7 zijn de belangrijkste hydrologische processen in de loop van een jaar weergegeven. In de zomer en het vroege najaar is het gehele gebied een inzijggebied. De waterstand ligt op ongeveer 1.20-1.30 meter onder het maaiveld van de slenk. Dit grondwater is basenrijk.

In het late najaar begint de grondwaterstand te stijgen. Onder de slenk treedt een opbolling van de waterspiegel op. Bovenop het basenrijke water ontstaat een neerslaglens.

In het begin van de winter ontstaat een lokaal watersysteem. Door de stroming van lokaal grondwater wordt het basenrijke grondwater opgeperst. Dit water treedt uit op de hoger gelegen flanken, die niet geïnundeerd zijn. In de laagte zelf komt hoofdzakelijk regenwater en jong basen-



Figuur 7
Hydrologische processen in Punthuizen (Jansen, 1991b). Schematische weergave van de grondwaterstand, de chemische samenstelling en de *stromingsrichting* van het grondwater gedurende het jaar. Voor verdere toelichting zie tekst

arm grondwater voor. Het lokale systeem ontstaat omdat de laagte, die een zeer beperkte afvoer heeft, overstroomt. Door deze inundatie bolt de waterspiegel in dekzandruggen op en wordt het basenrijke grondwater opgeperst.

De oppersing en het uittreden van het basenrijke grondwater is in het vroege voorjaar sterker dan in het begin van de winter. Dit wordt veroorzaakt doordat het verschil in waterstanden tussen dekzandruggen en slenk toeneemt. Het basenrijke grondwater treedt hoger op de flanken uit en komt dicht onder het maaiveld van de laagte te staan. In de slenk is voornamelijk basenarm water aanwezig.

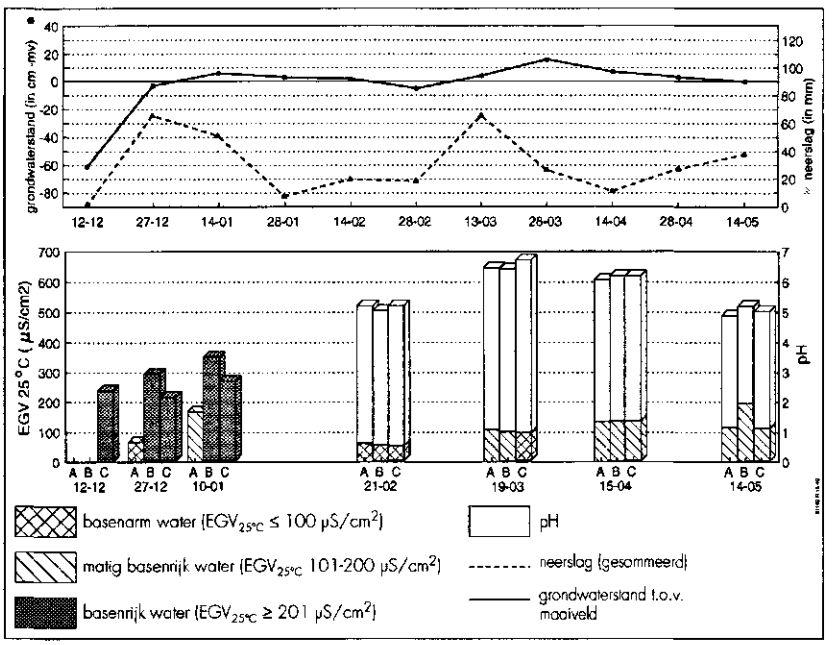
Vanaf eind mei-begin juni wordt het hele gebied weer inzijggebied. De waterspiegel zakt snel: het neerslagoverschot verdwijnt en de diepe sloten in het omringende cultuurland gaan draineren.

De standplaatsomstandigheden van het Blauwgrasland in Punthuizen ontstaan dus door een lokaal hydrologisch systeem. De inundatie van de laagte met neerslagachtig water leidt tot opbolling van de grondwaterstand in de dekzandruggen, waardoor basenrijk grondwater wordt opgeperst. Dit grondwater treedt uit op de grens van wel en niet overstroomde delen, die hoger op de gradiënt liggen. Daar komt dan ook de meest basenminnende vorm van het Blauwgrasland voor.

Standplaatscondities

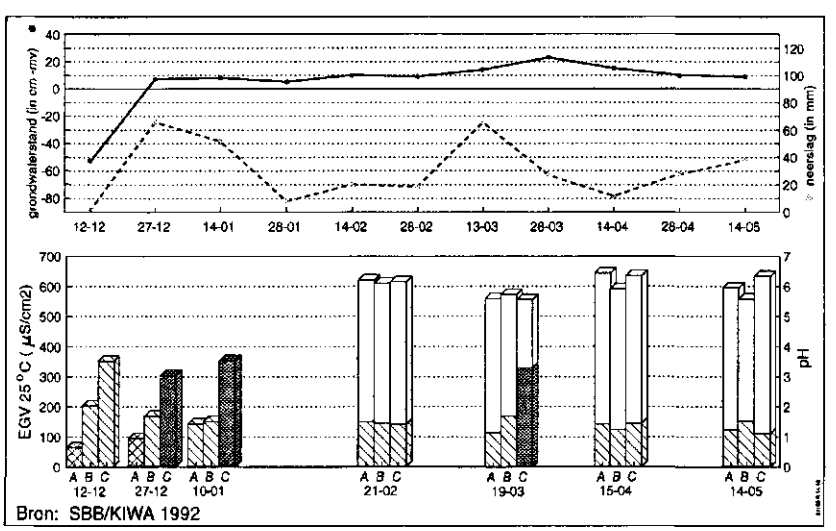
Welke plantengemeenschap tot ontwikkeling komt hangt nauw samen met de waterstand, de pH en de basenverzadiging. De pH en de basenverzadiging van de wortelzone worden in belangrijke mate bepaald door de chemische samenstelling van het grondwater. Kleine verschillen in deze standplaatsfactoren zorgen voor een grote vegetatiekundige variatie (zie figuur 6) (Eijsink en Jansen, 1992 concept). Dit wordt geïllustreerd aan de hand van twee subassociaties van het Blauwgrasland, het C-M parnassietosum en het C-M littorelletosum, en één gemeenschap van het Oeverkruidverbond (Eleocharitetum multicaulis).

Bij elk van de vegetatietypen staan steeds drie buizen, namelijk een A, B en C buis, met een diepte van respectievelijk van ongeveer 40, 80 en 120 cm. In de periode december 1991 tot juni 1992 werden maandelijks de pH en het Electrisch Geleidings Vermogen (EGV) bij 25 °C gemeten. Voor grondwater kan de pH beschouwd worden als een indirecte maat voor de buffercapaciteit. Grondwater met een pH tussen 6 en 8 levert een goede buffering tegen verzuring, grondwater met een pH tussen 4 en 5 weinig tot niet. Onder niet-geëutrofieerde omstandigheden betekent een hoog EGV dat het water veel basen bevat, met name calcium. Voor de overzichtelijk-

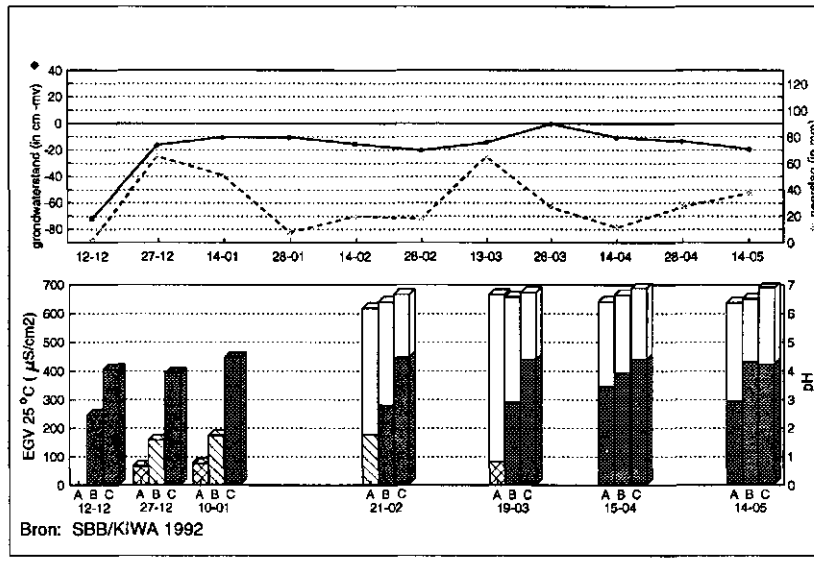


Figuur 8
Het verloop van de pH, het EGV, de neerslag en de waterstand in peilbuis 13 (Cirsio-Molinietum littorelletosum) in Punthuizen

heid zijn drie watertypen onderscheiden: regenwater met een EGV tot 100 µS/cm (basenarm); mengwater met een EGV van 100 tot 200 µS/cm (matig basenrijk) en grondwater met een EGV groter dan 200 µS/cm (basenrijk). In de figuren 8, 9 en 10 zijn voor de peilbuizen A, B en C de pH en EGV weergegeven. Bovenin deze figuren zijn de neerslag en de waterstand opgenomen.



Figuur 9
Het verloop van de pH, het EGV, de neerslag en de waterstand in peilbuis 12 (Eleocharitetum multicaulis) in Punthuizen



Figuur 10
Het verloop van de pH, het EGV, de neerslag en de waterstand in peilbuis 15 (Cirsio-Molinietum parnassietosum) in Punthuizen

De hoogteverschillen binnen het Blauwgrasland zijn gering; ongeveer 30 cm. Het micro-reliëf bepaalt in belangrijke mate het inundatiepatroon in de winter (zie figuur 8, 9 en 10). Het hoogst gelegen blauwgrasland (Cirsio-Molinietum parnassietosum) is niet geïnundeerd; het lager gelegen Blauwgrasland (Cirsio-Molinietum littorelletosum) is af en toe overstroomd. Het Eleocharitetum multicaulis, dat het laagst gelegen is, is langdurig overstroomd.

Naast de inundatieduur levert het EGV een andere basis voor een vergelijking. De EGV-waarden in de peilbuizen die model staan voor deze gemeenschappen illustreren het eerder beschreven hydrologische proces op fraaie wijze. Het C-M littorelletosum heeft nooit basenrijk EGV > 200 µS/cm) grondwater in de wortelzone. Hetzelfde geldt voor het Eleocharitetum multicaulis. Het mengwatertype (EGV 100-200 µS/cm) komt veel langer voor in de wortelzone van deze gemeenschap dan in die van het C-M littorelletosum. Het basenrijke grondwater bereikt wel de wortelzone van het C-M parnassietosum. Dit gebeurt in de maanden april en mei. Het EGV van het grondwater onder het C-M parnassietosum reageert sterk op pieken in de neerslag. Bij veel neerslag (en hoge grondwaterstanden) is in de wortelzone steeds regenwater aanwezig; bij minder neerslag steeds mengwater of basenrijk grondwater.

Er is een duidelijke relatie tussen het verloop van de pH en het voorkomen van deze drie gemeenschappen. De pH van het C-M parnassietosum, Eleocharitetum multicaulis en C-M littorelletosum neemt in deze volgorde af. Die van het C-M parnassietosum ligt tussen 6 en 7, waarbij de C-buis

steeds de hoogste waarde bezit. De pH van het C-M littorelletosum schommelt tussen de 5 en 7, waarbij lagere waarden domineren. De pH van het Eleocharitetum multicaulis ligt tussen die van de twee andere gemeenschappen in.

De standplaatsfactoren overstromingsduur, pH en basenverzadiging verklaren het voorkomen en de positie van de plantengemeenschappen. Het hydrologisch proces bepaalt waar de geschikte standplaatscondities ontstaan.

Effecten van plaggen

In het westelijke deel van het Blauwgrasland werd in 1991 geplagd. De vegetatie was hier vrijwel volledig vergrast. Hennegras en Pijpestrootje domineerden; hier en daar kwam nog Kruipwilg voor. Het plaggen leidde tot de terugkeer van diverse bijzondere soorten: Spaanse ruiter, Moerassmele, Oeverkruid, Parnassia, Alpenrus, Bleekgele droogbloem, Pilvaren, Oermos (*Archidium alterniflorum*) en Eendagsmos (*Ephemerum serratum*). De terugkeer van dergelijke bijzondere soorten is geen doel op zich, maar geeft aan dat de standplaatscondities van deze soorten zijn hersteld en van de gemeenschappen waarin ze thuishoren. Op andere vergraste plekken, waar in de winter basenrijk water wordt uitgeperst, verschenen na plaggen bijzonderheden als Vetblad, Sierlijk vetmuur, Wijdbloeiende rus, Draadgentiaan. Na enkele jaren ook Moeraswespenorchis en Parnassia. De ephemere soorten van het Dwergbiezenverbond zijn dan verdwenen, terwijl pioniers van het Blauwgrasland in de verdrukking raken. Plaggen gevolgd door maaien leidt hier veelal tot duurzaam herstel van het Blauwgrasland.

Lemselermaten

Vegetatieontwikkeling en hydrologisch proces

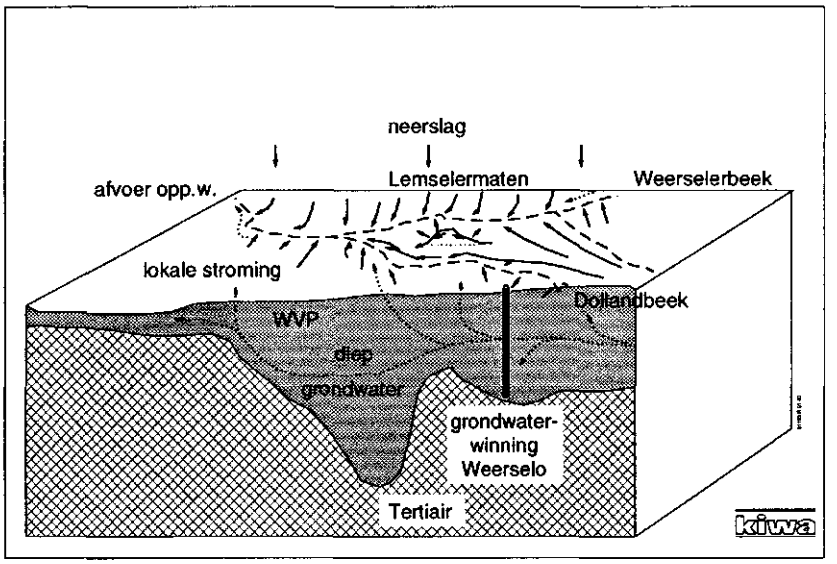
Het Blauwgrasland van de Lemselermaten (Overijssel) is een fraai voorbeeld van een beekdalblauwgrasland. Het ligt op de zuidflank van het beekdal. Naar de beek toe loopt het terrein geleidelijk af, waarbij in het midden van het schraalland een laagte ligt. Deze laagte is gekenmerkt door het Cirsio-Molinietum orchietosum, een gemeenschap met soorten van de kalkmoerassen (Caricion davallianae). De overige delen zijn begroeid met een Cirsio-Molinietum typicum. De Lemselermaten zijn befaamd vanwege hun zeer hoge soortenrijkdom (Westhoff, 1945). Tot in de jaren zestig kwamen voor: Grote muggenorchis, Moeraswespenorchis, Vetblad, Parnassia, Rondbladig wintergroen, Groenknolorchis, Goudsterremos (*Campyllium stellatum*) en Vetmos (*Riccardia pinguis*).

De opnamen van Westhoff uit 1944 (Westhoff en Jansen, 1990) hebben we vergeleken met een niet gepubliceerde opname van Westhoff uit 1973. Tevens werden drie niet gepubliceerde pq-reeksen uit de periode 1967-1989 geanalyseerd. Deze gegevens werden verzameld door J.J. Kleuver (Staatsbosbeheer Overijssel). De volgende veranderingen in de soortensamenstelling van het Blauwgrasland zijn opgetreden (Jansen, 1991d):

- veel soorten afhankelijk van basenrijk, mesotroof grondwater zijn verdwenen of sterk achteruit gegaan. Het gaat om hogere planten en mossen, die kenmerkend zijn voor het orchideeënrijke Blauwgrasland (Cirsio-Molinietum orchietosum) en de kalkmoerassen (Caricion davallianae);
- de meeste soorten van vochtige, zwak zure oligo-mesotrofe omstandigheden zijn achteruit gegaan of verdwenen. Dit zijn soorten met een optimum in het heischrale grasland (Violion caninae)
- diverse soorten indicatief voor drogere en voedselrijke(re) milieus zijn toegenomen of verschenen. Het betreft algemene graslandsoorten (Molinio-Arrhenatheretea en de Molinietalia), soorten van ruigten (Filipendulion) en het Dotterbloemhooiland (Calthion);
- diverse soorten indicatief voor stagnerend regenwater en/of matig tot zwak zure omstandigheden zijn toegenomen of verschenen. Het gaat dan om Zomprus en Moeraswalstro en om kensoorten van de Kleine zeggen gemeenschappen (Parvocaricetea);
- de bedekkingen van de kensoorten van het typische Blauwgrasland (Cirsio-Molinietum typicum) zijn gelijk gebleven of iets toegenomen. De bedekkingen van Pijpestrootje en Blauwe knoop, kensoorten van het Biezeknoppen-Pijpestrootjes-verbond (Junco-Molinion), nemen sterk af.

In de Lemselermaten is het orchideeënrijke Blauwgrasland dan ook grotendeels vervangen door het typische Blauwgrasland. De oorspronkelijke zeer natte, basenrijke en matig voedselrijke omstandigheden bestaan nog maar op een klein oppervlak. Voor het overige is het Blauwgrasland gekenmerkt door meer zure en veel voedselrijkere omstandigheden dan voorheen. Tevens is de gemiddelde grondwaterstand gedaald en zijn de schommelingen van de grondwaterstand groter.

De standplaatscondities van het Blauwgrasland van de Lemselermaten ontstaan onder invloed van een groot watersysteem (figuur 11). Het in de Lemselermaten opkwellende basenrijke grondwater is afkomstig uit oostelijke richting. Ter hoogte van de Lemselermaten wordt het watervoerend pakket veel dunner en neemt de doorlatendheid af. Het grondwater stroomt als het ware in een trechter, hetgeen gepaard gaat met opwaartse stroming



Figuur 11
Hydrologische processen in en rondom de Lemselermaten (Croese, 1992 concept)

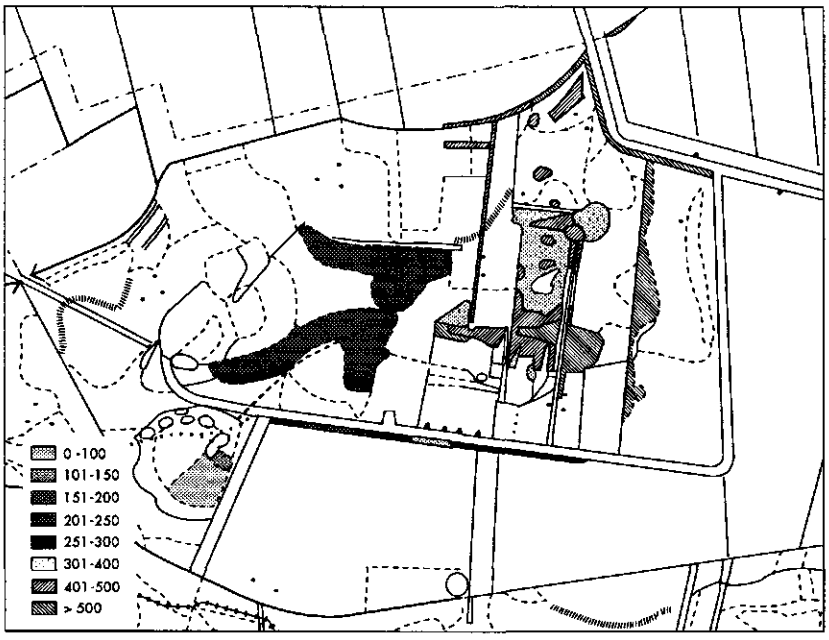
en kwel. Vroeger tradt deze kwelstroom grotendeels uit in het maaiveld van het Blauwgrasland. Deze opwaartse stroom wordt thans voornamelijk door de verdiepte beek afgevangen, die grenst aan het terrein (Jansen, 1991d). De invloed van de grondwaterwinning Weerselo is veel minder groot (Croese, 1992).

Hydrologische veranderingen

Wat zijn de oorzaken van de geconstateerde veranderingen? Voor het oplossen van deze vraag worden de abiotische omstandigheden in beschouwing genomen.

In de figuren 2 en 3 zijn de duurlijnen van het Blauwgrasland in de Lemselermaten gepresenteerd. Uit de duurlijnen blijkt dat hoge standen nog steeds langdurig voorkomen, maar dat deze snel wegzakken tot ongeveer 1 meter beneden maaiveld. Op grond van de oude vegetatiegegevens lijkt het waarschijnlijk dat de periode met hoge standen korter is geworden en de laagste grondwaterstanden gedaald zijn. Dit betekent dat het basenrijke grondwater de wortelzone van de vegetatie korter kan bereiken.

De daling van de grondwaterstand leidt tot een afname van de invloed van het basenijke grondwater uit het grote watersysteem, terwijl die van regenwater en jong grondwater, dat zijdelings afstroomt, toenemen. De vergrote invloed van jong grondwater, dat zijdelings afstroomt, blijkt uit de sterke toename van Veldrus op de flanken van de gradiënt (Jalink en Jansen, 1989). De gedaalde grondwaterstanden resulteren eveneens in een versterkte mineralisatie van organisch materiaal in droge perioden. Vanwege

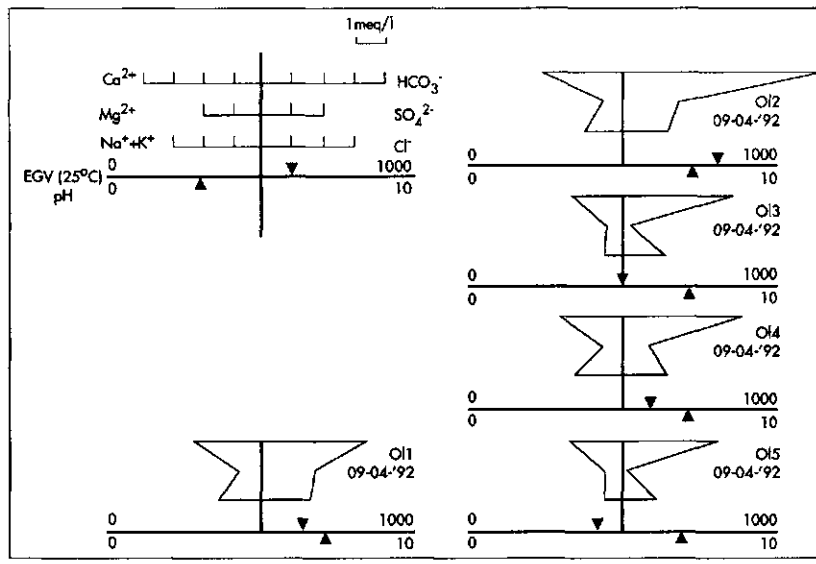


Figuur 12
EGV van het oppervlaktewater in de Lemselermaten op 9 april 1992

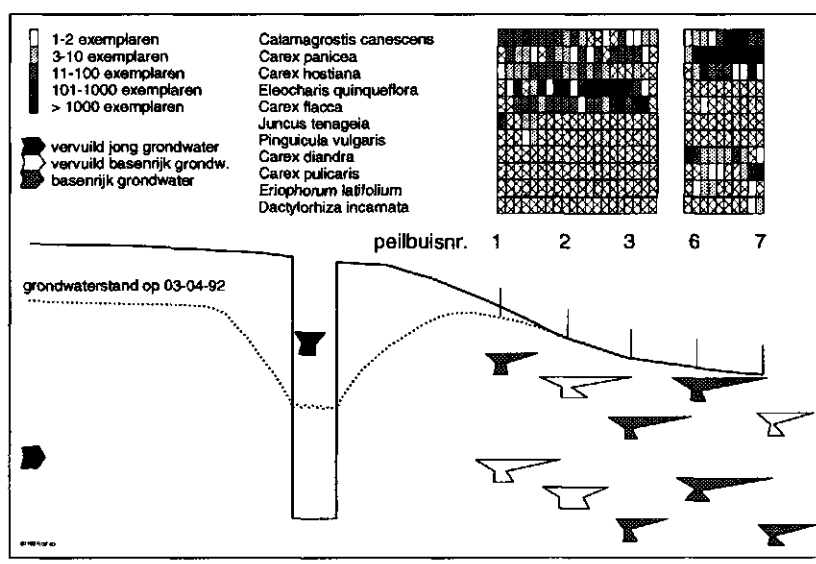
de veronderstelde daling van de grondwaterstand zijn dus meer zure en voedselrijkere omstandigheden ontstaan, zodat de beschreven veranderingen in de vegetatie van de Lemselermaten kunnen worden verklaard. Deze veronderstelling behoeft nog nadere onderbouwing.

De eutrofiëring van het Blauwgrasland wordt in ieder geval (ook) veroorzaakt door de toestroming van voedselrijk landbouwwater. Dit wordt afgeleid uit de chemische samenstelling van het oppervlaktewater en het grondwater.

In het vroege voorjaar van 1992 is het EGV van het oppervlaktewater gemeten (figuur 12) en zijn watermonsters genomen. In het rechterdeel van de figuur liggen drie percelen. In deze percelen ligt het EGV over een grote oppervlakte tussen de 301 en 400. Deze EGV is hier karakteristiek voor basenrijk water (figuur 12). In de rechter percelen komen echter ook vlakken voor met EGV-waarden hoger dan 401. In deze zones is steeds sprake van vervuild basenrijk water. Dit blijkt uit de chloride-concentraties, die groter zijn dan 0.7 meq/l (Grootjans, 1985), en de verhoogde natrium- en kaliumwaarden (figuur 13). De oorzaak van deze vervuiling is zowel bovengrondse afstroming als ondergrondse toestroming van respectievelijk oppervlaktewater en grondwater vanaf de direkt aangrenzende cultuurgronden, die het Blauwgrasland van verrijkt landbouwwater voorzien (zie figuur 14). De toename van eutrafente soorten wordt hierdoor dan ook verklaard.



Figuur 13
Enkele Stiff-diagrammen van het oppervlaktewater in de Lemselermaten op 9 april 1992. De calciumconcentraties zijn te laag



Figuur 14
De relatie tussen grondwaterstand, chemische samenstelling van het grondwater en het voorkomen van enkele soorten van het Blauwgrasland. De calciumconcentraties van de watermonsters met een grondwaterachtige samenstelling zijn te laag

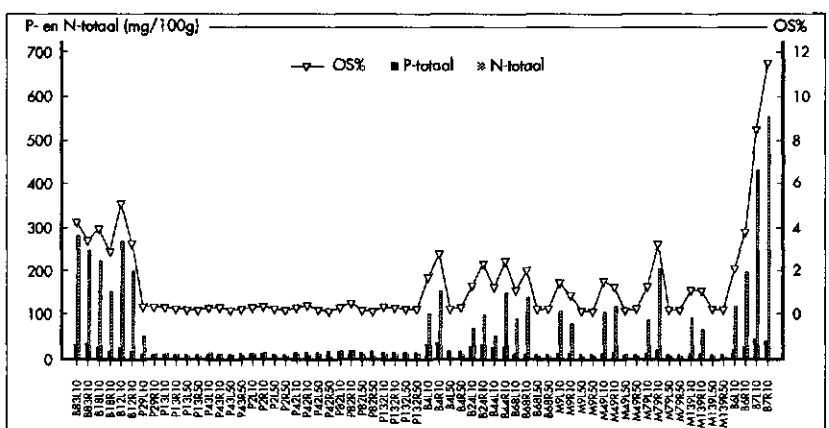
Effecten van plaggen

Het Blauwgrasland van de Lemselermaten is aan het vergrassen. Rood zwenkgras, Hennegras en Gestreepte witbol nemen sluipend toe. In 1988 worden voor het eerst maatregelen tegen die vergrassing genomen. Er is geplagd op een gradiënt. Op de hoogste delen van de gradiënt wordt geoxideerd ijzer aangetroffen, hetgeen een gevolg is van de gedaalde grondwaterstanden. Iets lager op de gradiënt, waar geen geoxideerd ijzer meer wordt

aangetroffen, ontstond een vegetatie met o.a. Vlozegge, Kleine valeriaan, Boompjesmos (*Climacium dendroides*) in plaats van dominant Hennegras.

In het kader van EGM zijn meer uitgebreide plagstroken gelegd. De gekozen lokaties vertegenwoordigen een zo groot mogelijk spectrum aan milieugradiënten van hoog naar laag. Zowel binnen als buiten het Blauwgrasland zijn hierbij transecten gelegd. Deze zijn onderverdeeld in cellen, waarin het voorkomen van soorten wordt opgenomen (figuur 14). In de eerste twintig cellen (peilbuizen 1 t/m 3) werd de organische laag verwijderd in 1990. De tweede tien cellen (peilbuizen 6 en 7) zijn een niet geplagd Cirsio-Molinietum orchietosum. Het plaggen leidt tot herstel van soortenrijke gemeenschappen met diverse zeldzame soorten, die gebonden zijn aan basenrijke omstandigheden: Wijdbloeiende rus (*Juncus tenageia*), Vetblad (*Pinguicula vulgaris*) en Armbloemige waterbies (*Eleocharis quinqueflora*). De specialiteiten van het orchideeënrijke Blauwgrasland, Vleeskleurige orchis (*Dactylorhiza incarnata*), Ronde zegge (*Carex diandra*) en Breedbladig wollegras (*Eriophorum latifolium*) hebben zich tot nu toe niet gevestigd. Ook de Vlozegge (*Carex pulicaris*) is nog niet gevonden. Hennegras (*Calamagrostis canescens*) daarentegen is twee jaar na plaggen al weer algemeen in de geplagde strook. Hoewel plaggen leidt tot een forse afname van de hoeveelheid stikstof (zie figuur 15) zorgt de de hernieuwde toevoer van voedingsstoffen via oppervlakte- en grondwater voor nieuwe kansen voor eutrafente soorten. Plaggen leidt dan ook tot voorlopig herstel van de vegetatie.

Voor duurzaam herstel zijn dus andere maatregelen nodig dan plaggen. De toevoer van voedselrijk water zal moeten worden gestopt c.q. gemini-



De monsternummers beginnend met een P zijn geplagde proefvlakken, die met een M zijn gemaaide proefvlakken. De monsternummers voorafgegaan door een B zijn noch geplagd, noch gemaaid. Plaggen leidt steeds tot een sterke daling van N-totaal.

Figuur 15
De hoeveelheden N- en P-totaal in relatie tot het organisch stofgehalte (%OS) van geplagde en niet geplagde proefvlakken in Reggers Sandersvlak, Middelduinen, en Lemselermaten

maliseerd. Dit kan alleen door de aankoop van aangrenzende landbouwpercelen. Daarmee zijn de effecten van grondwaterstandsdaling en verminderde toestroom van basenrijk grondwater nog niet tenietgedaan. Deze kunnen slechts worden opgelost via ingrijpende maatregelen in de waterhuishouding.

Wyldlanden

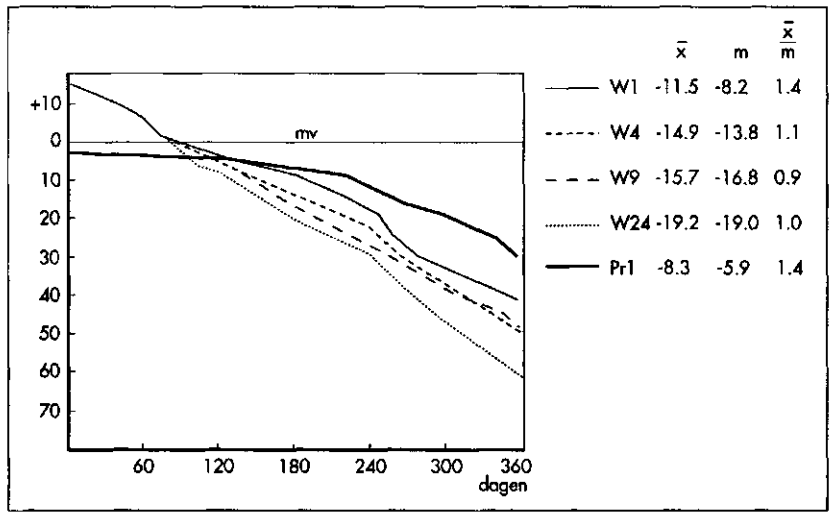
Vegetatieontwikkeling

Het reservaat de Wyldlanden is een voorbeeld van een boezemblauwgrasland. Van der Kloet (1939) omschrijft de Wyldlanden als volgt: 'Vrij goed ontwikkeld Molinietum van het type van de Friese boezem, met veel *Cirsium dissectum* als enige karaktersoort en zonder Orchideeën, Parnassia e.d.'. Ook Vlozegge en Blonde zegge, die door Van der Kloet niet genoemd worden, waren toendertijd al aanwezig (Hosper, 1984). Met uitzondering van Holpijp en Kleine valeriaan, die afhankelijk zijn van basenrijke omstandigheden, zijn alle uit 1939 bekende soorten nog aanwezig (Hosper, 1984). Er zijn echter ook tal van nieuwe soorten verschenen. Deze soorten zijn in te delen in vijf categorieën (Westhoff en Den Held, 1975; Jalink en Jansen, 1989):

- samenhangend met een grote invloed van hard, eutroof boezemwater (soorten van rietlanden en gestoorde milieus);
- indicatief voor gedaalde en sterker fluctuerende grondwaterstanden (algemene graslandsoorten en ruigtekruiden);
- kenmerkend voor een vergrote invloed van langdurig stagnerend regenwater (soorten van de Kleine zeggen);
- duidend op zwak vochtige, schrale omstandigheden (soorten van het Heischrale grasland);
- samenhangend met kortstondige overstroming met eutroof water (soorten van het Dotterbloemhooiland).

Vegetatiezonering en hydrologisch systeem

De kensoorten Spaanse ruiter en Blauwe zegge zijn nog steeds aanwezig (Hosper, 1984; Everts en Bijkerk, 1992 concept). Binnen het Blauwgrasland is de vegetatie gezoneerd. Dicht langs de boezem groeien allerlei eutrafente soorten, zoals Oeverzegge, Tweerijige zegge, Dotterbloem en Waterkruiskruid. Verder van de boezem af, waar de invloed van neerslagwater toeneemt, bereiken soorten van de Kleine zeggen, zoals Kruipend struisgras, Veenpluis en Zwarte zegge, een hoge bedekking. Op de iets hogere plek-

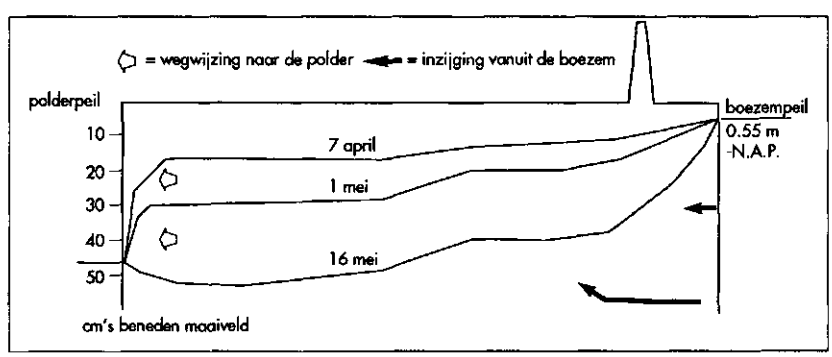


Figuur 16
Duurlijnen uit de Wyldlanden uit de periode voor de maatregelen in de waterhuishouding (Hosper, 1984). x=gemiddelde, m=mediaan

ken komen soorten voor met een optimum in het Heischrale grasland (Violion caninae), zoals Kruipwilg, Borstelgras en Tandjesgras.

Het reservaat de Wyldlanden is een inzijggebied (Jansen, 1991e). De duurlijnen hebben dan ook een vrijwel rechtlijnige vorm (figuur 16). De inzijging onstaat door lage polderpeilen (figuur 17). De vroegere overstroming met grondwaterachtig boezemwater in de winter, dat zorgde voor de aanvoer van basen, is vervangen door overstroming met neerslagwater en zeewaterachtig boezemwater. Op korte termijn zal de kwaliteit van dit boezemwater niet verbeteren.

Uit figuur 17 blijkt eveneens dat door verschillen in boezem- en polderpeil een stroming van 'boezemwater' plaatsvindt onder het maaiveld van de Wyldlanden. Op grotere afstand van de boezem vindt deze stroming op grotere diepte plaats. De invloed van neerslagwater wordt dus groter naarmate de afstand tot de boezem toeneemt. Het handhaven van niet verzuur-



Figuur 17
Het verloop van de grondwaterstand in de Wyldlanden in het voorjaar van 1980 (Hosper, 1984)

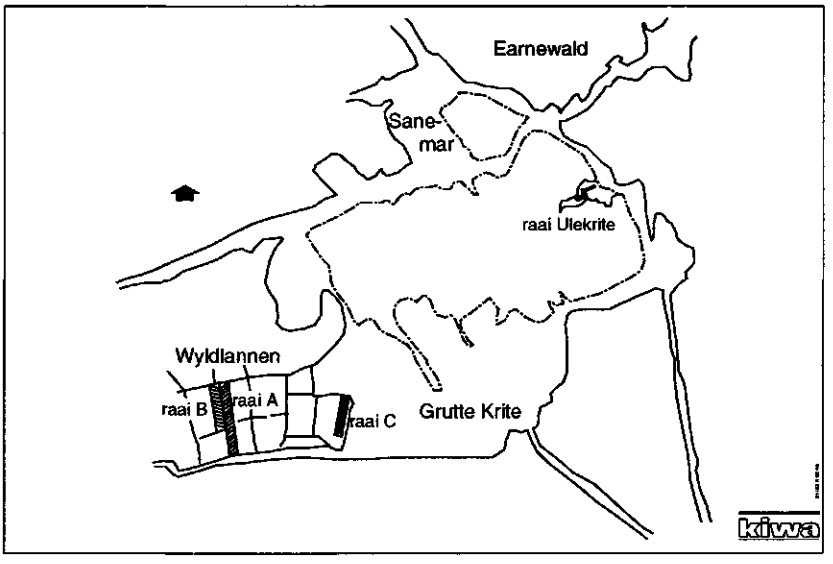
de Blauwgraslanden van de Friese boezem vereist dan ook een subtiel evenwicht tussen de invloeden van neerslagwater en boezemwater. Het peilbeheer is de sleutelfactor voor de handhaving danwel het ontstaan van dit evenwicht.

Te lage boezem- en polderpeilen in de zomer zorgen voor een versterkte inzijging van het in de winter gevallen neerslagwater. Het in de winter onvoldoende oppervlakkig afvoeren van neerslagwater leidt eveneens tot verzuring. Om het diep wegzakken van de grondwaterstand te voorkomen zijn in 1985 de zomerpeilen in de Wyldlanden opgezet. Deze bedragen nu ongeveer 45 cm -mv.

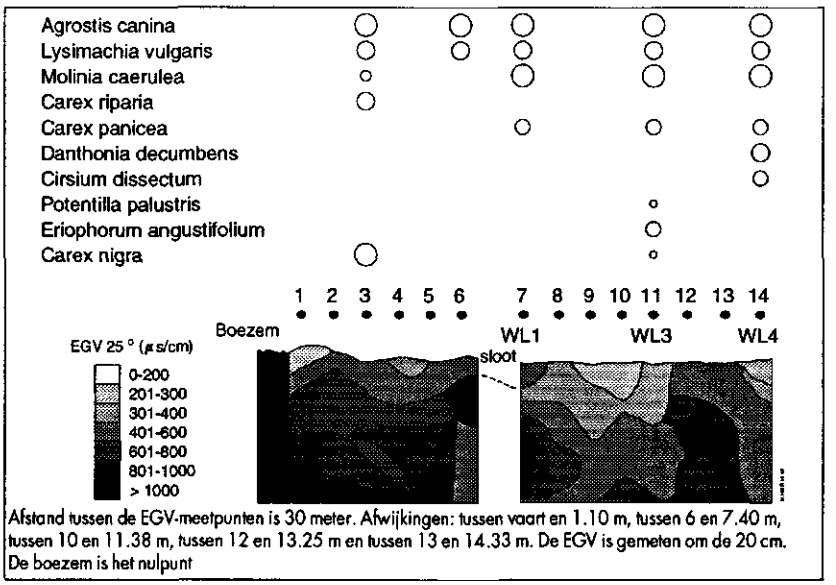
Vegetatie en waterkwaliteit

De beschreven vegetatiezonering hangt dus samen met de afstand tot de boezem. De verspreiding van vegetatietypen en soorten is onderzocht in enkele raaien (figuur 18) (Everts en Bijkerk, 1992 concept). In raai A (figuur 19) komt de eutrafente soort Oeverzegge (*Carex riparia*) alleen voor dicht bij de boezem. De kensoorten van het Blauwgrasland Blauwe zegge (*Carex panicea*) en Spaanse ruiter (*Cirsium dissectum*), alsook de heischrale soort Tandjesgras (*Danthonia decumbens*) zijn alleen aanwezig op grotere afstand van de boezem. Hetzelfde geldt voor de zure omstandigheden mijdende soorten Wateraardbei (*Potentilla palustris*) en Veenpluis (*Eriophorum angustifolium*).

In raai A is de verspreiding van soorten te relateren aan de mate van ionenrijkdom van het grondwater (figuur 19). In augustus 1991 werd met



Figuur 18
Ligging van de onderzoeksraai en in de Wyldlanden (Everts en Bijkerk, 1992 concept)

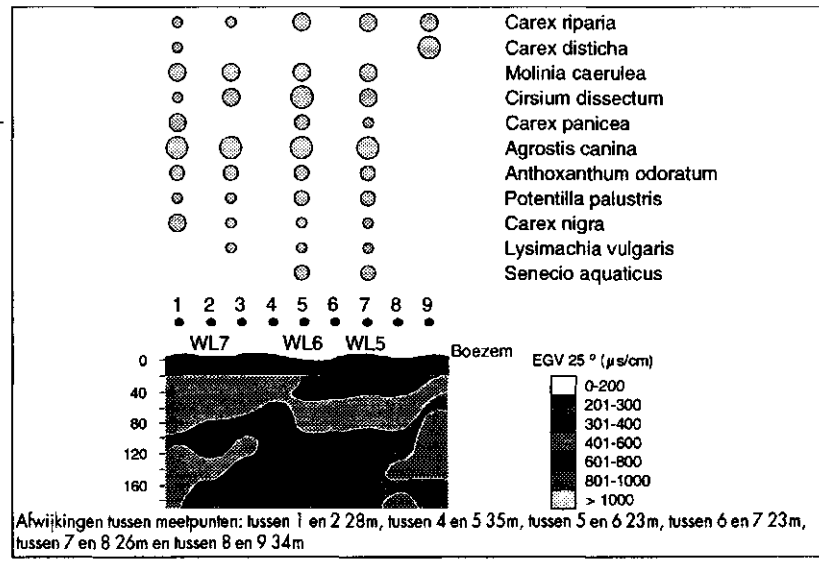


Figuur 19
De relatie tussen de verpreiding van enkele soorten en EGV-waarden in raai A in de Wyldlanden op 28 augustus 1991 (gewijzigd naar Everts en Bijkerk, 1992 concept). Hoe groter de stippen hoe meer een soort voorkomt.

een prikstok het EGV van het grondwater gemeten. De waarden werden naderhand ingedeeld in zeven klassen. Dichtbij de boezem komt op enige diepte een aaneengesloten laag voor van zeer ionenrijk water met een EGV van 601-800 µS/cm (figuur 19). Tussen de boezem en de sloot ligt vrijwel steeds ionenrijk water (EGV van 401-600 µS/cm) aan of dicht onder maaiveld. Voorbij de sloot vormt het zeer ionenrijke water geen aaneengesloten laag meer en ligt gemiddeld ook minder dicht onder maaiveld. Het ionenrijke water is over grote oppervlakten vervangen door water met EGV's van 200 tot 400 µS/cm. Tussen boezem en sloot vormt het water met EGV's hoger dan 800 µS/cm aaneengesloten, dikke lagen; rechts van de sloot is dit patroon verbrokkeld.

Raai C is aan drie zijden omsloten door de boezem (figuur 18). In deze raai is een met raai A overeenkomstig beeld zichtbaar, zij het dat de in raai A presente soorten in raai C frequenter voorkomen (figuur 20). De eutrafente soorten Oeverzegge en Tweerijige zegge (*Carex disticha*) worden dichtbij de boezem niet vergezeld van andere soorten. Het Waterkruiskruid (*Senecio aquaticus*) heeft zich op enige afstand van de boezem gevestigd in de laagten, waaronder zich grondwater bevindt met een EGV van 300 tot 400 µS/cm. Deze laagten zijn in de winter geïnundeerd met regenwater. De soorten van het Blauwgrasland komen in de hele raai voor m.u.v. de zone direct langs de boezem, waar het ionenrijke water dicht onder maaiveld staat.

Is de invloed van boezemwater zeer groot dan ontbreken dus de soorten van het Blauwgrasland. Als de invloed van neerslagwater groot is ver-



Figuur 20
De relatie tussen de verpreiding van enkele soorten en EGV-waarden in raai C in de Wyldlanden op 28 augustus 1991 (gewijzigd naar Everts en Bijkerk, 1992 concept). Voor toelichting zie figuur 19.

schijnen zuurminnende soorten van de Kleine zeggen in het Blauwgrasland. Onder wat drogere omstandigheden soorten vestigen zich soorten van de Heischrale graslanden in het Blauwgrasland. Door langdurige overstroming met regenwater in de winter ontstaat een zeer soortenarme vegetatie van de Kleine zeggen, die wordt gedomineerd door Kruipend struisgras (*Agrostis canina*) (zie figuur 19; punt WL3).

Effecten van plaggen

Na het opzetten van het waterpeil in 1985 zijn de waterstanden hoog genoeg voor regeneratie en handhaving van de oorspronkelijke boezemblauwgraslanden. Toen is de voedselrijke, zure toplaag echter niet verwijderd. Tevens ontbreken de mogelijkheden voor de oppervlakkige afvoer van regenwater. De invloed van zuur regenwater blijft daardoor hoog. Daarom werd in het kader van de EGM de zure toplaag afgeplagd. Dit moet leiden tot het bovenbrengen van een minder basenarme bodem. Omdat door plaggen maaiveldverlaging plaatsvindt, kan de invloed van het basenrijke boezemwater ook groter worden. De geplagde delen werden ondiep begreppeld om de afvoer van regenwater mogelijk te maken. Tevens werd een dam opgeworpen om in de winter overstroming met boezemwater te voorkomen. Ter verdere beperking van peilfluctuaties in de zomer wordt nu via een helofytenfilter voorgezuiverd boezemwater ingelaten in de sloten.

Wat heeft de uitvoering van deze maatregelen opgeleverd? Na plaggen ontstaat over grote oppervlakten opnieuw een soortenarme gemeenschap

van Kruipend struisgras, Pijpestrootje en Gewone wederik (Everts en Bijkerk, 1992 concept). Langs een sloot heeft zich echter een smalle strook soortenrijk boezemblauwgrasland ontwikkeld, waarin ook het Veen-melkvioltje is gevonden. Deze strook wordt beïnvloed door het voorgezuiverde boezemwater in de naastgelegen sloot.

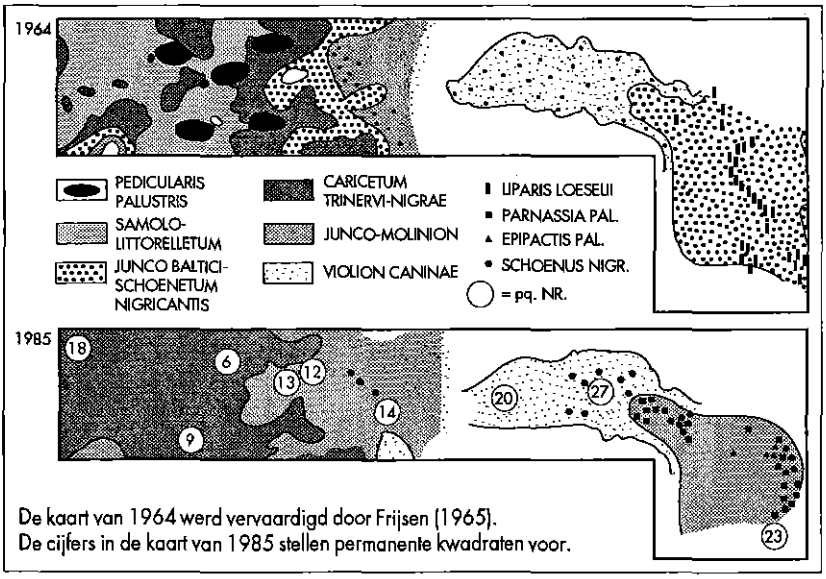
Het Kapenglop, Schiermonnikoog

Vegetatieontwikkeling

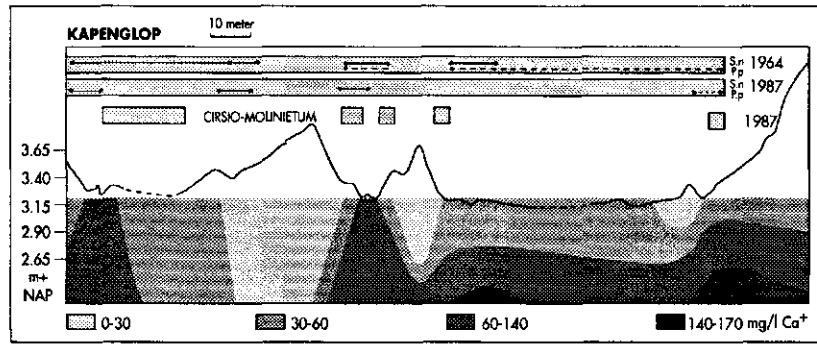
Het Kapenglop is een 400 jaar oude afgesnoerde strandvlakte die momenteel in het centrum van Schiermonnikoog ligt. Van de vroege vegetatieontwikkeling is ons niets bekend. De eerste beschrijvingen dateren van ca. 1950. De vallei was toen uiteraard reeds begroeid, maar niet overal. 'Overal zijn stukken afgeplagd', schrijft Den Hartog (1952), 'sommige eerder, andere later, waardoor we een eigenaardig mozaïek krijgen van allerlei vlakken, die opvallen door de dominantie van één soort'. Eén van die soorten was de Spaanse ruiter. Den Hartog geeft een hele serie opnamen van het duinblauwgrasland op Schiermonnikoog. De opnamen uit de grote valleien (Kapenglop en Hertenbosvallei) hadden een sterke inslag van de kalkminnende Knopbiesvegetaties, met Knopbies, Moeraswespenorchis, Parnassia en Moeraskartelblad. Eén opname uit de binnenduinrand was zuurder, miste de Spaanse ruiter, maar had veel Vlozegge, alsmede ook Biezeknoppen, Veenpluis en Veelbloemige veldbies. Pijpestrootje kwam in geen van de opnamen voor. Nu komt het duinblauwgrasland, zoals beschreven door Den Hartog eigenlijk alléén nog in het Kapenglop voor, maar het mist vrijwel alle soorten van het Knopbiesverbond, terwijl soorten als Pijpestrootje, Blauwe zegge, en Biezeknoppen vrijwel steeds voorkomen, niet zelden samen met Veenpluis en Wateraardbei (Grootjans et al., 1991). Dit wijst op een sterke verzuring van het duinblauwgrasland in het Kapenglop (Esselink et al., 1989). De ontwikkeling van deze vegetaties is sinds 1964 vrij nauwkeurig beschreven. We weten daarom ook dat een Blauwgraslandvegetatie zich kan ontwikkelen uit een Knopbiesvegetatie, tot in de jaren zeventig zelfs zonder dat frequent werd gemaaid. De laatste jaren maait men iedere zomer, maar desondanks verkeren de Blauwgraslandplanten in een zeer slechte conditie; de rosetten van de Spaanse ruiter blijven wel aanwezig, maar de planten komen maar zelden tot bloei. En als ze bloeien worden ze slechts enkele decimeters hoog. Het maaien heeft het Blauwgrasland wel gevrijwaard van verruiging, maar niet van verzuring.

Vegetatiezonering en hydrologisch systeem

De ontwikkeling en zonering van het Blauwgraslandtype hangt nauw samen met de werking van het hydrologische systeem rond het Kapenglop. Het Kapenglop ligt nog geen 500 meter van de top van de zoetwaterbel van het eiland af en moet dus vanuit de regionale schaal als een infiltratiegebied worden aangemerkt. Het is dan ook bijzonder dat in zo'n oud, en dus vrij diep ontkalkt, gebied zeer veel kalkminnende plantensoorten voorkwamen. Het geheim schuilt in de aanwezigheid van kleilagen die hier en daar in en om het Kapenglop voorkomen en er voor zorgen dat lokale opbolling van de waterspiegel kan plaats vinden. Vandaaruit gaan ondiepe stroombanen, die onderweg calcium en bicarbonaat opnemen uit de ondergrond, naar de valleien (Stuyfzand & Lüers, 1992). Tegenwoordig komt de zone met Spaanse Ruiter en Blauwe zegge min of meer overeen met de hoogwaterlijn. Overal rond kleine duintjes en valleiranden kan men de rozetten van Spaanse ruiter aantreffen, soms met minuscule Knopbiesjes en Moeraswespenorchissen, plaatselijk ook met Moeraskartelblad. In de jaren 60 en in het begin van de jaren 70 was de hoog-laaggradiënt langs de vallei veel uitgesprokener (Frijlink, 1965; Grootjans et al., 1988). Gaande van boven naar beneden trof men aan (figuur 21); Heischraalgrasland met Hondsviooltje en Rozenkransje (Violion caninae), Blauwgrasland (Cirsio-Molinietum) met veel kalkminnende soorten zoals Knopbies en Vleeskleurige orchis, hieronder vaak een zone gedomineerd door Knopbies, gevolgd door Kleine zeggen met Moeraskartelblad en tenslotte een vrijwel kale bodem met Oever-



Figuur 21
Veranderingen in de vegetatie op een hoogtegradiënt in het oostelijk deel van het Kapenglop. Duidelijk is te zien dat het Blauwgrasland gedeeltelijk uit een Knopbiesgemeenschap is ontstaan en dat de kalkminnende plantensoorten in 1985 naar de randen van de vallei uitwijken (naar Grootjans et al. 1988)



Figuur 22
De relatie tussen calciumgehalten van het ondiepe grondwater en het voorkomen van het Blauwgrasland en enige kalkminnende soorten in een transect over de hoogtegradiënt van figuur 21. Bovenaan in de figuur is het voorkomen in 1964 van Knopbies (S.n.= Schoenus nigricans) en Moeraskartelblad (P.p.= Pedicularis palustris) aangegeven, in vergelijking met hun voorkomen in 1987. Duidelijk is te zien dat beide soorten in 1964 in grote delen van de gradiënt voorkwamen en nu beperkt zijn tot de randen van de vallei

kruid en Waterpunge. Deze gradiënt zal niet overal zo mooi ontwikkeld zijn geweest.

De hier geschetste vegetatie zonering lijkt sterk op die van Punthuizen; de meest basenminnende vegetatietypen staan in het midden van de gradiënt. Het hydrologisch regime, weerspiegeld in de samenstelling van het grondwater in het profiel, is ook zeer vergelijkbaar. Figuur 22 laat hiervan een voorbeeld zien (Esselink et al., 1989; Van Dijk & Grootjans, 1993). Het profiel ligt over de gradiënt van figuur 21 in het oostelijk deel van het Kapenglop. Net als in Punthuizen is calciumrijk grondwater vooral langs de randen van de vallei aanwezig. De gegevens stammen uit 1987. Dat we de werking van dit hydrologische systeem hier kunnen aanschouwen is een toevalstreffer. Het jaar 1987 was extreem nat en de vallei stond het hele jaar onder water, iets wat tegenwoordig vrijwel niet meer plaats vindt. Onder die condities wordt het kalkrijke grondwater hoog in de gradiënten opgeperst en houdt daar een basenminnende vegetatie in stand, ondanks het feit dat de valleibodem hier tot meer dan 150 cm diepte is ontkalkt. Momenteel functioneert dit hydrologische mechanisme vrijwel niet meer en verzuren de gradiënten sterk als gevolg van het ontbreken van een buffermechanisme en versnelde stapeling van organische stof.

Effecten van plaggen

In 1990 is in de rand van een kleine vallei naast het Kapenglop, waar Knopbies vroeger dominant voorkwam, geplagd om te kijken of de kalkminnende vegetaties zich hier opnieuw konden ontwikkelen. Dit bleek inderdaad het geval; binnen een paar jaren verschenen Knopbies en zelfs Slanke duingentiaan, maar ook veel opslag van Berken, welke de Knopbiezen vermoedelijk binnen een paar jaar zullen overvleugelen. Kennelijk is het hier inmiddels veel te droog geworden. Meer perspectieven voor hoge natuurwaarden liggen er in de lagere delen van het Kapenglop, deze zijn natter en de vegetatie bevat vrijwel geen zeldzame plantesoorten meer. Op open

plekken vestigen zich echter wel weer Oeverkruid en Kleine waterweegbree. Deze soorten nemen met veel minder basenrijke omstandigheden genoegen en vragen 'slechts' om het verwijderen van de organische laag.

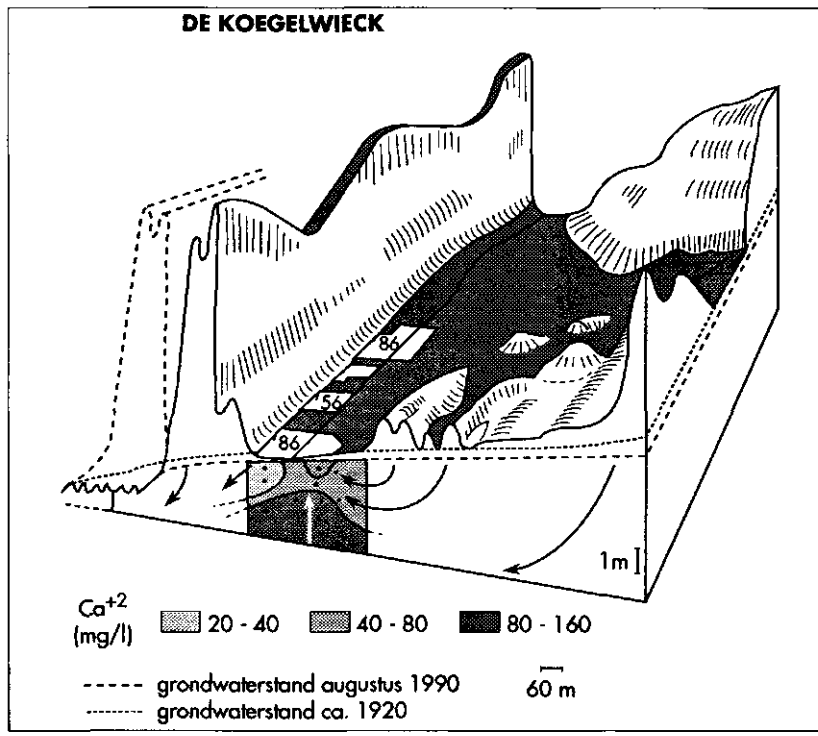
De Koegelwieck, Terschelling

Vegetatieontwikkeling

De Koegelwieck is een grote secundaire vallei gelegen ten noordwesten van Hoorn, die zich zich enkele kilometers uitstrekt achter de eerste duinenrij. De vallei raakte ongeveer 75 jaar geleden begroeid en we weten alleen uit overlevering dat de eilanders er toen Duinzendguldenkruid verzamelden voor geneeskundige doeleinden (Westhoff & van Oosten, 1991). Het reservaat is echter vooral bekend geworden om zijn fraaie Knopbiesvegetaties met Parnassia, Vleeskleurige en Moeraswespenorchis en Moeraskartelblad die er in de jaren dertig en veertig massaal voorkwamen, met name in het noordelijke laagste deel (Westhoff, 1947). In de jaren vijftig waren de Knopbiesvegetaties verdwenen en was de hele vlakte begroeid met Duinriet, Kruipwilg en Cranberry, met hier en daar nog enkele kalkminnende soorten, zoals Galigaan. In 1956 werd besloten om op bescheiden schaal te plaggen in het meest noordelijke deel. De Knopbiesvegetatie bleek zich goed te regeneren en ook veel andere zeldzame soorten keerden terug. In 1959, 1986 en 1990 werd wederom geplagd, zodat nu verschillende plagstadia met elkaar vergeleken kunnen worden. Daarvan zijn vooral de plagproeven van 1986 begroeid met kalkminnende vegetaties. De veel grotere plagproef van 1990, uitgevoerd in het kader van de effectgerichte maatregelen verzuring, is nog spaarzaam begroeid, maar de eerste zeldzame pioniersoorten, zoals Strandduizendguldenkruid en Krielparnassia staan er al weer evenals jonge Knopbiezen.

Vegetatiezonering en hydrologisch systeem

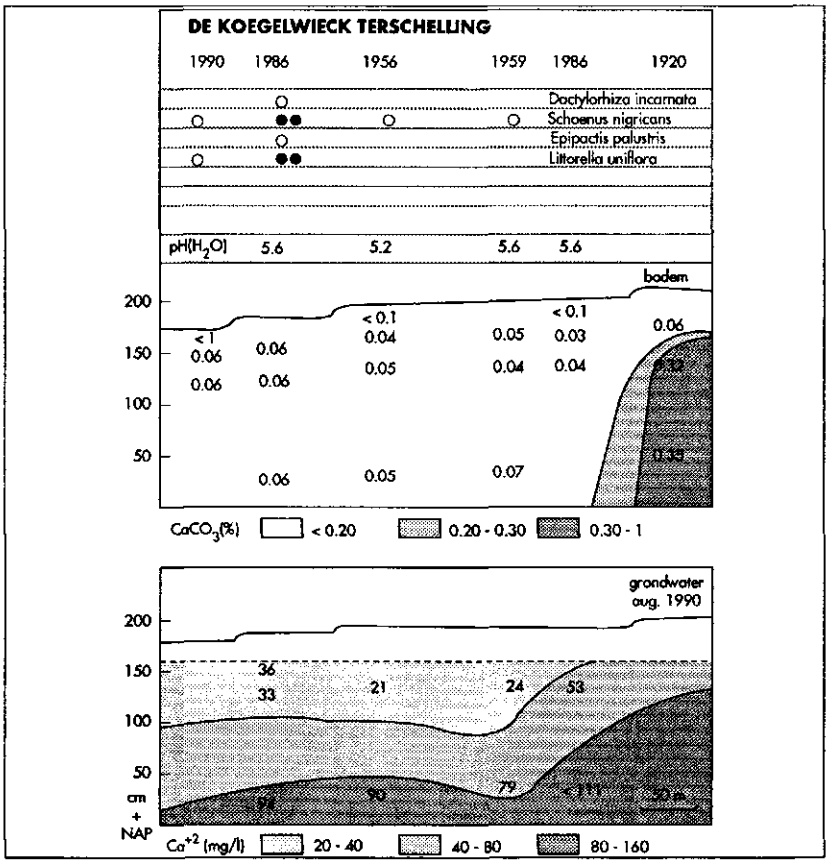
De vegetatiezonering in de vallei is overzichtelijk. Het meest noordelijke deel is of begroeid met Kruipwilgen of, indien er recentelijk is geplagd, met kalkminnende vegetatietypen. Meer naar het zuiden komen, ook vanouds veel zuurdere vegetatietypen voor (Visser, 1973; Westhoff & van Oosten, 1991). Bij plaggen verschijnen in dit gebied wel zeldzame pioniersoorten, zoals Moeraswolfsklauw, Oeverkruid en Veelstengelige waterbies, maar geen kalkminnende soorten. Het noordelijk deel ligt ook aan de rand van de zoetwaterbel van het eiland, of beter gezegd, het ligt tussen twee waterbellen in (Visser, 1973). De Koegelwieck ligt als een soort delta tussen twee duinmassieven (figuur 23). Beide voorzien de laaggelegen vlakte van water



Figuur 23
Landschappelijke positie van de Koegelwieck met de ligging van de plagproeven. Tevens is aangegeven het calciumgehalte van het grondwater (augustus 1990), alsmede het verondersteld stromingspatroon in een transect richting Formerum. Ter vergelijking met de huidige situatie is de verondersteld grondwaterstand in de 20er jaren aangegeven toen de duinvoet verder naar zee lag

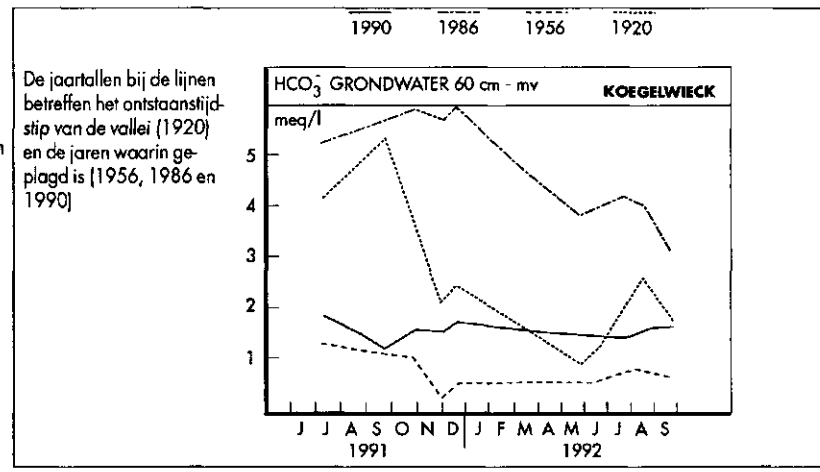
en grote delen staan 's winters onder water. Het massief bij Formerum lijkt het belangrijkste voedingsgebied voor de Koegelwieck (Beukeboom, 1978). De grondwaterstanden bollen hier in natte perioden het hoogst op. Uit het onderzoek van Bakker e.a. (1979) kan men afleiden dat het gebied van de Koegelwieck over de periode 1968-1977 gemiddeld hydrologische neutraal is; infiltratie noch kwel domineren. Het onmiddelijk aan de kustduinen grenzende noordelijke deel is gemiddeld zelfs een infiltratiegebied. Toch werden hier in de periode 1937-1948 goed ontwikkelde kalkminnende vegetatietypen aangetroffen (Westhoff, 1947). De grondwaterstanden zijn tussen 1928 en 1950 in het gehele gebied met ca. 50 cm gedaald; in het noordelijk deel voornamelijk als gevolg van kustafslag en het graven van greppels, in het zuidelijk deel vooral door ontwateringsgreppels, aanplant van dennenbossen en polderpeilverlagingen (Bakker e.a., 1979). Mede hierdoor was er in de jaren vijftig van de Knopbiesvegetaties niet veel meer over. Toch konden in latere jaren de kalkminnende vegetaties door plaggen opnieuw ontwikkeld worden.

Het eerste wat opvalt na onderzoek aan de waterhuishouding is dat een groot deel van die kalkminnende vegetaties zich nu bevinden in een zone waar gedurende de zomer basenarm grondwater in de ondergrond aanwe-



Figuur 24
Kalkgehaltes en grondwatersamenstelling in relatie tot zuurgraad en het voorkomen van enkele plantensoorten in een transect door het noordelijk deel van de Koegelwieck evenwijdig aan de kust

zig is (figuur 23). De bodem is hier tot meer dan 150 cm geheel ontkalkt (figuur 24). Een ander deel van de kalkminnende vegetaties vinden we in het oostelijk deel waar vlak onder de toplaag nog kalkrijk zand aanwezig is. Basenrijk grondwater is overal in de ondergrond op ca 150 cm minus maaiveld aanwezig. Een periodieke analyse van de watersamenstelling in ondiepe filters (60 cm beneden maaiveld; figuur 25) laat zien dat op plaatsen in de nabijheid van het achterliggende duinmassief de bicarbonaatgehaltes in de winter toenemen, om in de zomer weer te dalen. Dichter bij de kust is deze HCO_3^- stijging niet waargenomen. Kennelijk stroomt het basenrijke grondwater in een deel van de Koegelwieck periodiek ondiep in het profiel omhoog, als gevolg van de opbolling van de waterspiegel in de duinmassieven. Bij overstroming treedt dit water uit en infiltreert weer in het meest noordelijke deel. Dit gebied ontvangt dus maar gedurende een zeer korte tijd van het jaar basenrijk water, vermoedelijk via het oppervlak. De rest van het jaar wordt de toplaag door neerslagwater beïnvloed.



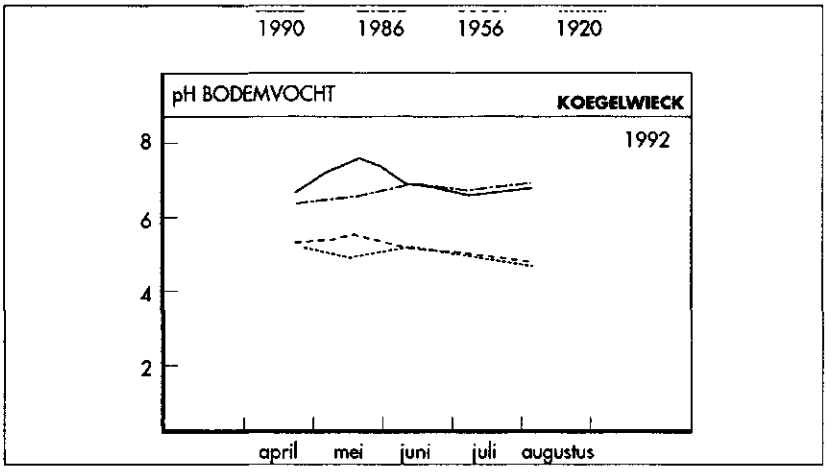
Figuur 25
Het verloop van het bicarbonaat gehalte van het grondwater in 1991 en 1992 in ondiepe filters in de Koegelwieck. Hoge waarden worden in de winterperiode gemeten in buizen die het verst van de zeereep afliggen

Standplaatscondities

Men zou dus verwachten dat er in de wortelzone grote verschillen in zuurgraad optreden. Dit is niet het geval. De pH van het bodemvocht is in de recente plagproeven (1986 en 1990) constant hoog in de zomer en in de oudere stadia (1956 en 1920) constant laag (figuur 26). In de jonge stadia wordt de zuurgraad dus gebufferd op basis van de incidentele aanwezigheid van kalkrijk water. In de oudere stadia, met veel meer organische stof in de bodem, overheersen kennelijk verzurende processen. Het is aannemenlijk dat de veel intensievere mineralisatie (met name de nitrificatie) in de oudere stadia verantwoordelijk is voor deze verzuring in de zomer.

Effecten van plaggen

Het plaggen in de Koegelwieck is dus zeer succesvol voor de kalkminnende pioniervegetaties. Door het weghalen van de organische laag worden niet alleen condities geschapen voor zeldzame pioniers zoals Strandduizendguldenkruid, Krielparnassia en Oeverkruid, maar belangrijk is ook dat de verzurende werking van het organisch materiaal in de bodem wordt tegengegaan. Hierdoor komt de invloed van het aanwezige basenrijke grondwater meer tot zijn recht en wordt de pH het hele vegetatieseizoen op een hoog niveau gebufferd en ontstaan nieuwe mogelijkheden voor echte kalkminnende soorten zoals Knopbies, Moeraswespenorchis en Vleeskleurige orchis. Het hier geschetste systeem is evenwel kwetsbaar voor verzurende invloeden. De aanvoer van basenrijk grondwater naar het oppervlak is beperkt en lijkt de opbouwsnelheid van organische stof in de bodem maar nauwelijks te vertragen. Naarmate de verzuring de overhand krijgt gaat de stapeling van organisch materiaal ook steeds sneller. Precieze cijfers



Figuur 26
Het verloop van de zuurgraad in het bodemvocht van de toplaag van de verschillende plagstadia (Koegelwieck, zomer 1992)

zijn hierover nog niet beschikbaar, maar duidelijk is dat de toename van het percentage organische stof in de plagproef van 1986 zeer hoog is. Over vijf jaar gerekend is de toename per jaar 1,5 %. Nu heeft men toen vrij ondiep geplagd, waardoor er waarschijnlijk wel een paar procenten organische stof is blijven zitten. Maar een toename van 1% organische stof per jaar is in vergelijking met andere valleien op de Waddeneilanden (met twee tot tien maal lagere waarden) toch wel zeer hoog. Voor de plagproef van 1986 geldt vermoedelijk 'zo gewonnen, zo geronnen'. Met name op de hogere delen heeft Duinriet al weer een belangrijk aandeel in de vegetatie en op veel plekken nemen Cranberry en Kruipwilg het heft weer in handen.

In 1990 is er veel dieper geplagd. Er is beslist geen organisch materiaal blijven zitten. Bovendien is het maaiveld dichter naar het grondwater gebracht, hetgeen gunstig is te noemen. Het is te vroeg om dit experiment te evalueren, maar de jonge Knopbiezen, het Oeverkruid en wellicht ook het Duizendguldenkruid konden hier wel eens een langer leven beschoren zijn.

Met de resultaten van de plagexperimenten in het achterhoofd en gelet op het (matig) functioneren van het hydrologische systeem hoeft het niet te verbazen waarom de Knopbiesvegetaties niet opgevolg worden door het duinblauwgrasland. Hoewel de meeste Blauwgraslandsoorten wel in de buurt zijn, gaat de verzuring dermate snel dat ze geen voet aan de grond krijgen in de vegetatie van Duinriet, Kruipwilg en Cranberry. Nu wordt een Blauwgrasland met name door een maairegime in standgehouden. Blijft dit achterwege dan heeft het Blauwgrasland geen kans. Of omgekeerd een maairegime een voorwaarde is voor de vestiging van een duinblauwgrasland blijft zeer de vraag; in het Kapenglop op Schiermonnikoog lijkt dit niet zo te zijn geweest. Nader (experimenteel) onderzoek zal dit moeten bevestigen.

Conclusies en discussie

Waterhuishouding

De waterhuishouding van Blauwgraslanden is niet uniform. Zeer verschillende hydrologische processen bepalen waar de basenminnende vormen c.q. subassociaties van deze plantengemeenschap kunnen voorkomen. De aard van het hydrologisch proces bepaalt eveneens de gevoeligheid van het Blauwgrasland voor verschillende ingrepen in de waterhuishouding en daarmee de gevoeligheid voor verzuring.

In dit artikel zijn op grond van de vegetatiezonering drie typen Blauwgraslandterreinen onderscheiden:

1. Blauwgraslanden en duinvalleien met basenminnende soorten hoog in de gradiënt en met basenarme omstandigheden minnende soorten in de lage delen, zoals Punthuizen, Kapenglob en Koegelwieck. De basenrijke omstandigheden worden veroorzaakt door lokale watersystemen, die zorgen voor oppersing van in de ondergrond aanwezig basenrijk grondwater dat op de grens van wel en niet geïnundeerde, relatief hoogggelegen delen uittreedt. De hoge basenverzadiging, die noodzakelijk is voor de basenminnende vormen van het Blauwgrasland, ontstaat gedurende een korte periode. De grondwaterstanden van dit type Blauwgraslanden bezitten van nature vrij grote fluctuaties in de waterstanden. Dit soort Blauwgraslanden is zeer gevoelig voor ingrepen in het lokale drainagestelsel en minder gevoelig voor kleine dalingen van de stijghoogte van het diepe grondwater.

2. Blauwgraslanden met basenminnende soorten in de lage delen van de gradiënt, zoals de Lemselermaten. De basenrijke omstandigheden ontstaan door het rechtstreeks uittreden van basenrijk grondwater uit een groot (regionaal) watersysteem. De kenmerkende hoge basenverzadiging ontstaat gedurende een lange periode. De schommelingen in de grondwaterstanden van deze Blauwgraslanden zijn van nature gering. Deze Blauwgraslanden zijn zeer gevoelig voor zowel ingrepen in het lokale drainage stelsel als voor kleine dalingen van de stijghoogte van het diepe grondwater.

3. Blauwgraslanden gelegen langs Holocene boezemwateren. Hier heersen relatief basenrijke omstandigheden, echter nooit in dien mate als in beide voorgaande typen. Het boesemblauwgrasland ontstaat door een subtiel evenwicht tussen de invloeden van inzijgend boezem- en neerslagwater. Vroeger zorgde de overstroming met grondwaterachtig boezemwater

voor een hoge basenverzadiging in de toplaag. Het in stand houden van een hoge basenverzadiging gebeurt vermoedelijk gedurende een korte periode, waarbij capillaire nalevering in de zomer een (belangrijke?) rol kan spelen. Dit type Blauwgraslanden is zeer gevoelig voor ingrepen in het lokale drainagestelsel. Verdere daling van de stijghoogte van het diepe grondwater leidt tot een grotere invloed van neerslagwater.

Het voor Punthuizen beschreven hydrologische proces is niet uniek. Tal van andere Blauwgraslandterreinen danken hieraan hun hoge natuurwaarden. Dergelijke terreinen zijn dichtbij het inzijggebied gelegen, kennen grote hoogteverschillen over korte afstand en bezitten dunne watervoerende pakketten. De wellicht meest cruciale eigenschap is een zeer beperkte afvoer, waardoor langdurige inundatie van de lage delen kan optreden. Diverse andere Pleistocene Blauwgraslanden worden waarschijnlijk gestuurd door eenzelfde hydrologisch proces, zoals wordt afgeleid uit de geomorfologie en de vegetatiepatronen. Het gaat dan om o.a. Brecklenkampse Veld, Fayersheide, Stelkamps Veld, Luttenbergerven en Boetelerveld. Ook in de duinen treden vergelijkbare hydrologische processen op, zoals in dit artikel beschreven is voor het Kapenglop en de Koegelwieck. Lang niet altijd ontstaan daarbij Blauwgraslanden. Door de snelle successie van kalkminnende pioniervegetaties naar zuurdere heidetypen of bos, krijgen de Blauwgraslandplanten geen kans om zich duurzaam te vestigen, zeker niet indien maaien achterwege blijft.

Perspectieven en maatregelen

Wat zijn nu de perspectieven voor herstel van de onderscheiden typen Blauwgraslanden en duinvalleien?

Voor duurzaam herstel van de waterhuishouding van Blauwgraslanden, die door grote watersystemen worden gestuurd, zijn ingrijpende maatregelen nodig. Naast ingrepen in het lokale drainagestelsel betreft het meestal maatregelen, die de toevoer van basenrijk diep grondwater in het maaiveld moeten herstellen, zoals forse verhoging van beekpeilen en/of sluiten van diepe grondwaterwinningen. Zulke maatregelen zijn niet eenvoudig te realiseren. De perspectieven voor duurzaam behoud en herstel van deze Blauwgraslanden zijn daarom (vooralsnog?) gering.

Duurzaam herstel van relatief basenminnende Blauwgraslanden in Holocene boezemgebieden vereist eveneens grote ingrepen in de regionale waterhuishouding. Het gaat dan om, ook al niet eenvoudig te realiseren, aanpassingen van boezem- en polderpeilen. Maatregelen gericht op hogere

waterstanden en de afvoer van regenwater bieden wellicht enig perspectief. Dit verdient nader onderzoek.

In Blauwgraslanden waar basenrijke omstandigheden ontstaan door de werking van lokale systemen zijn de perspectieven voor duurzaam behoud goed. De noodzakelijke waterhuishoudkundige maatregelen zijn relatief eenvoudig te realiseren omdat ze overwegend lokaal van karakter zijn.

De effecten van plaggen van verzuurde en geëutrofieerde Blauwgraslanden als effectgerichte maatregel hangt samen met de aard van het sturende hydrologisch proces. In Punthuizen leidt plaggen, gevolgd door maaien, tot langdurig herstel. In de Lemselermaten lijkt het positieve effect van deze beheersmaatregelen vooralsnog tijdelijk. In de Wyldlanden resulteren deze beheersmaatregelen tot op heden nog nauwelijks in het herstel van meer basenminnende Blauwgraslanden, ondanks de combinatie met maatregelen in de waterhuishouding. In het Kapenglop leidt plaggen van de hoge delen van de gradiënt slechts tot tijdelijk vestiging van kalkminnende soorten omdat de verdroging hier inmiddels te groot is. In de lage delen zijn de perspectieven voor soorten van Oeverkruidgemeenschappen gunstig. In de Koegelwieck is plaggen zeer succesvol voor kalkminnende pioniervegetaties. De invloed van basenrijk grondwater aan het maaiveld is echter beperkt, waardoor de opbouw van een verzurende organische toplaag nauwelijks wordt vertraagd.

Hoewel plaggen in lokaal gestuurde systemen effect sorteert, is duurzaam herstel en behoud van veel andere Blauwgraslanden en duinvalleien pas mogelijk als maatregelen in de waterhuishouding worden genomen. De geconstateerde verzuring en eutrofiëring van de meeste hier beschreven terreinen wordt namelijk veroorzaakt door wat tegenwoordig 'verdroging' wordt genoemd. Herstel van de waterhuishouding van deze terreinen leidt tot een grotere invloed van basen in de wortelzone. Deze grotere basenrijkdom zorgt in Blauwgraslanden voor een adequate buffering tegen zure depositie. Pas dan hebben maatregelen als plaggen, maaien, begrazen of een combinatie daarvan hun hoogste rendement.

Zeer verschillende hydrologische processen resulteren in basenminnende plantengemeenschappen van natte schraallanden. Kennis van deze processen is noodzakelijk voor het succesvol uitvoeren van effectgerichte maatregelen of van ingrepen in de waterhuishouding. Confectienatuur bestaat in dit land al genoeg; Blauwgraslanden en andere natte schraallanden vragen echter om maatwerk.

Literatuur

Bakker, J.P., Brouwer, C., Hof, van den, C. & A.J.M. Jansen, 1987. Vegetational succession, management and hydrology in a brookland (the Netherlands). Acta Botanica Neerlandica 36 (1), p.39-58.

Bakker, T.W.M., Klijn, J.A. & F.J Van Zadelhoff, 1979. Duinen en duinvalleien. Een landschapsoecologische studie van het Nederlandse duingebied. Pudoc, Wageningen.

Beukeboom, T.H.J., 1976. The Hydrology of the Frisian Islands. Free University, Amsterdam.

Croese, Th., 1992 concept: De vegetatiekartering Gammelke 1991. SWO 92.331, KIWA N.V., Nieuwegein.

Dijk van H.W.J & A.P. Grootjans, 1993. Wet dune slacks: decline and new opportunities? Hydrobiologia (in press).

Eijsink, A.Th. W., & A.J.M. Jansen, 1992 concept. Punthuizen, een Twents Blauwgrasland: waterhuishouding, vegetatie en beheer. K.N.N.V.-mededeling.

Engelmoer, M. & P. Hendriksma, 1979. Grondwaterstandsdaling en vegetatie in een vochtige duinvallei. Rapport Lab. voor Plantenoecologie, Haren.

Esselink, H., A.P.Grootjans, P.Hartog & T.Jager, 1989. Kalkrijke vegetaties in een duinvallei op Schiermonnikoog. Duin 2: 75-79.

Everts, F.H. & W. Bijkerk, 1992 concept. Monitoring effectgerichte maatregelen Wyldlannen-Ule Krite en de Barten 1991, 1992 en 1993. Tussentijdsrapport 1992. Everts & De Vries e.a. -oecologisch advies en onderzoeksbureau, Groningen.

Frijlink, H.J., 1965. De vegetatie van het Kapenglop. Intern rapport Lab. voor Plantenoecologie, Haren.

Giesen, Th. & M. Geurts, 1992. Grond- en grondwateranalyses uit de Lemselermaten, Middelduinen en Reggers-Sandersvlak 1991/1992. Giesen & Geurts Biologische Projecten, Gaanderen.

Grootjans, A.P., 1985. Changes of groundwaterregime in wet meadows. Dissertatie, R.U. Groningen.

Grootjans, A.P., P. Hendriksma, M. Engelmoer & V. Westhoff, 1988. Vegetation dynamics in a wet dune slack I: rare species decline on the Waddenisland of Schiermonnikoog in the Netherlands. Acta Botanica Neerlandica 37(2) p.265-p278.

Grootjans, A.P., P.S. Hartog, L.F.M. Fresco & H. Esselink, 1991. Succession and fluctuation in a wet dune slack in relation to hydrological changes. J. of Veg. Science 2: 545-554.

Haan, M.W.A. de, 1992. De karakteristieken van duurlijnen van enige grondwaterafhankelijke vegetatietypen; het Junco-Molinion, Violion caninae, Calluno-Genistion pilosae, Caricion curto-nigrae en Caricion lasiocarpae. SWE 92.030, KIWA N.V., Nieuwegein.

Hartog den, K., 1952. Plantensociologische waarnemingen op Schiermonnikoog. In: Smittenberg (1973): Plantengroei in enkele Nederlandse landschappen, 286-314.

Hoogendoorn, J.H., 1992. Hydrologische systeemanalyse Dinkeldal/Bornse beek. IGG-TNO, Oosterwolde.

Hosper, U.G., 1984. Wat zijn Blauwgraslanden? In: Fokkema, J., U.G. Hosper & J. Wiltenburg. Blauwgraslanden in Friesland. Vanellus (37)5.

Jalink, M.H. & A.J.M. Jansen, 1989. Indicatorsoorten voor verdroging, verzuringen en eutrofiëring van grondwaterafhankelijke beekdalvegetaties. SWE 89.029, KIWA N.V., Nieuwegein.

Jansen, A.J.M., 1991a. Effectgerichte maatregelen tegen verzuring van natte schraallanden. SWO 90.224, KIWA N.V., Nieuwegein.

Jansen, A.J.M., 1991b. Hydro-ecologische analyse van Punthuizen (Noordoost-Twente). SWE 91.038, KIWA N.V., Nieuwegein.

Jansen, A.J.M., 1991c. Het speurwerkproject Ecologische Aspecten van Grondwaterwinning; een tussenstand, in Maas et al.: Waterwinning en Verdroging, mededeling 115, KIWA N.V., Nieuwegein.

Jansen, A.J.M., 1991d. Effectgerichte maatregelen tegen verzuring van natte schraallanden. Prae-advies Lemselermaten. SWO 91.251, KIWA N.V., Nieuwegein.

Jansen, A.J.M., 1991e. Effectgerichte maatregelen tegen verzuring van natte schraallanden. Prae-advies Wyldlanden. SWO 91.254, KIWA N.V., Nieuwegein.

Kemmers, R.H. & G. van Wirdum, 1988. De betekenis van de chemische samenstelling van het grondwater voor het milieu van wilde planten. Biovisie Magazine 2.

Kloet, W.G. van der, 1939. De Blauwgraslanden in Nederland (Molinietum caeruleae), hun verspreiding en mogelijkheden tot behoud van de belangrijkste terreinen. Contactcommissie in zake Natuurbescherming, Den Haag.

Steeg, H. van der, 1965: Excursie van de K.J.N. naar Punthuizen. Natuurwetenschappelijk Archief. Staatsbosbeheer, Driebergen.

Stuyfzand, P.J. & F. Lüers, 1992. Hydrochemie en hydrologie van het Kapenglop, een natte duinvallei op Schiermonnikoog. SWE 92-038, KIWA N.V., Nieuwegein.

Ven, J. van der, 1958. Het Beuningerachterveld (en terrein ten zuiden daarvan). Natuurwetenschappelijk Archief. Staatsbosbeheer, Driebergen.

Visser, G., 1973. Chemische samenstelling, flora, en fauna van binnendijks water op Terschelling, speciaal met betrekkeing tot duinplassen. Rapport RIN Leersum.

Westhoff, V., 1945. Lemselermaten en Kloppersblok. Natuurwetenschappelijk Archief. Staatsbosbeheer, Driebergen.

Westhoff, V., 1947. The vegetation of the Frisian islands of Texel, Vlieland and Terschelling, Proefschrift, Utrecht.

Westhoff, V. & A.J. den Held, 1975. Plantengemeenschappen in Nederland. Thieme & Cie, Zutphen.

Westhoff, V. & A.J.M. Jansen, 1990. Vegetatiegegevens uit de jaren veertig van Noordoost-Twente. SWE 90.025, KIWA N.V., Nieuwegein.

Westhoff, V. & M.F. van Oosten, 1991. De Plantengroei van de Waddeneilanden. Natuurhistorische bibliotheek van de KNNV.

Westhoff, V. & E.J. Weeda, 1984. De achteruitgang van de Nederlandse flora sinds het begin van deze eeuw. Natuur en Milieu 8(7-8) p.8-17.

Wirdum, G. van, 1991: Vegetation and hydrology of floating rich fens. Proefschrift, Universiteit van Amsterdam.

BASENVERZADIGING IN SOORTENRIJKE TRILVENEN

Geert van Wirdum
Instituut v. Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO), Postbus 23, 6700 AA Wageningen

Inleiding: de natuur als patiënt, de ecoloog als dokter

De wereldwijde bezorgdheid voor de bescherming van de natuur wordt ingegeven door een sterke achteruitgang van vele soorten organismen als gevolg van milieuverontreiniging en van vernietiging van natuurgebieden. Het Natuurbeleidsplan (Ministerie van LNV, 1989) en de bemoeienis met het milieu (Langeweg, 1989) getuigen van een toegenomen wil om hier in Nederland iets aan te doen. Intussen is het tot het algemeen bewustzijn doorgedrongen dat vele soorten die een belangrijke rol zouden moeten spelen in de ontwikkeling van de natuur geheel of vrijwel geheel uit ons land dreigen te verdwijnen. De natuurgebieden waarin zij vanouds voorkwamen zijn 'ziek'. Daarom is in 1991 een begin gemaakt met een programma van 'intensive care' voor de meest bedreigde natuur, tot het milieu weer schoon genoeg is en nieuwe gebieden geschikt gemaakt zijn voor natuurontwikkeling. De patiënten liggen tijdens de behandeling 'aan de monitor'. Er is een Commissie van Deskundigen geweest, die de ziekteaanwijzingen heeft gerapporteerd en aanbevelingen heeft gedaan voor de behandeling (Jansen et al., 1990). De te nemen maatregelen zijn uitgewerkt door de terreinbeheerders. Zo worden nu ook enkele gevallen van verzuurd kraggeveen behandeld, in het Ilperveld (Noord-Holland) en in De Weerribben (Noordwest-Overijssel). In het natuurbeleid heet deze behandeling 'Effectgerichte Maatregelen'. Men wil met die onduidelijke term kennelijk zeggen dat in dit geval het probleem, de milieuvervuiling, niet bij de bron wordt aangepakt, maar bij de gevolgen. Het gaat niettemin om herstelmaatregelen die in aangepaste vorm als beheersmaatregelen in het reguliere natuurbeheer thuishoren.

In het Ilperveld zijn de maatregelen uitgevoerd door het Noord-Hollands Landschap. Het verloop van de behandeling wordt gevolgd door een combinatie van onderzoekers van de Rijksuniversiteit Utrecht (Bootsma et al., 1992). In De Weerribben is de uitvoering door het Staatsbosbeheer uitbesteed aan de combinatie Klip, Konijn en Heidemij. De monitoring wordt verzorgd door het Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (Prins et al., 1992).

In dit artikel ga ik in op de aard van de patiënten en hun betekenis voor de natuur in ons land. Daarom bespreek ik eerst wat kraggevenen voor moe-

rassen zijn en hoe moerassen zich in verschillende perioden in ons land hebben ontwikkeld. De huidige toestand, de diagnose en de behandeling van een onderdeel van het in De Weerribben behandelde gebied komen vervolgens in iets meer detail aan bod. Op grond hiervan probeer ik aan te geven hoe we het verloop van de behandeling volgen en interpreteren. Over het verloop zelf is op dit moment nog niet erg veel te zeggen: de patiënten zijn nog maar net opgenomen. Ik grijp daarom de gelegenheid aan de betekenis van de maatregelen voor de natuurbescherming te verduidelijken en kort vooruit te kijken naar de toekomst.

Bij dit alles duikt steeds de vraag op of we het type natuur waar het om gaat voldoende belangrijk vinden, of de individuele complexen voldoende (potentiële) waarde hebben, en of herstel en behoud technisch mogelijk zijn en opwegen tegen de kosten daarvan. Daartoe moet een basisprincipe van de natuurbescherming worden gehanteerd. Dit is dat over natuur een kwaliteitsoordeel wordt uitgesproken: er is goed en slecht functionerende natuur, en van alles daar tussenin. Slecht functionerende natuur is ook natuur; het is de natuur zelf die op al onze beïnvloeding reageert met het uitsterven van veel soorten en het ontstaan en algemeen worden van slechts enkele. Zulke natuur is niet in algemene of absolute zin slecht: we hoeven die niet te bestrijden, en in stedelijk gebied zijn we er soms blij mee dat die er tenminste nog is. Wie, hiermee geconfronteerd in een natuurgebied, niet vindt dat het er daar ter plaatse slecht met de natuur voorstaat, vindt natuurbescherming echter kennelijk niet nodig. Het begrip van goed en slecht in de natuur komt dus voort uit de natuurbescherming zelf. Die richt zich erop juist die natuur die in de huidige urbane en agrarische omgeving onderdrukt wordt te beschermen. Dat is ten dele ook juist die natuur die volgens het heel andere stelsel van criteria en normen van de urbane en agrarische techniek slecht wordt gevonden en actief bestreden is en wordt: wolven, beren, aalscholvers, muggen en ... moerassen! Nu nog vindt men het in bepaalde streken van de wereld onbegrijpelijk dat in Noordwest-Europa en in Amerika moerassen beschermd worden, moerassen die in andere streken gezien worden als een bedreiging voor land- en bosbouw en voor menselijke bewoning. De drooglegging van moerassen maakt ook nog steeds deel uit van programma's van internationale hulpverlening.

De moerasreeks

In het boek Levensgemeenschappen (Rijksinstituut voor Natuurbeheer, 1979) zijn de verschillende typen moerassen in Nederland besproken als

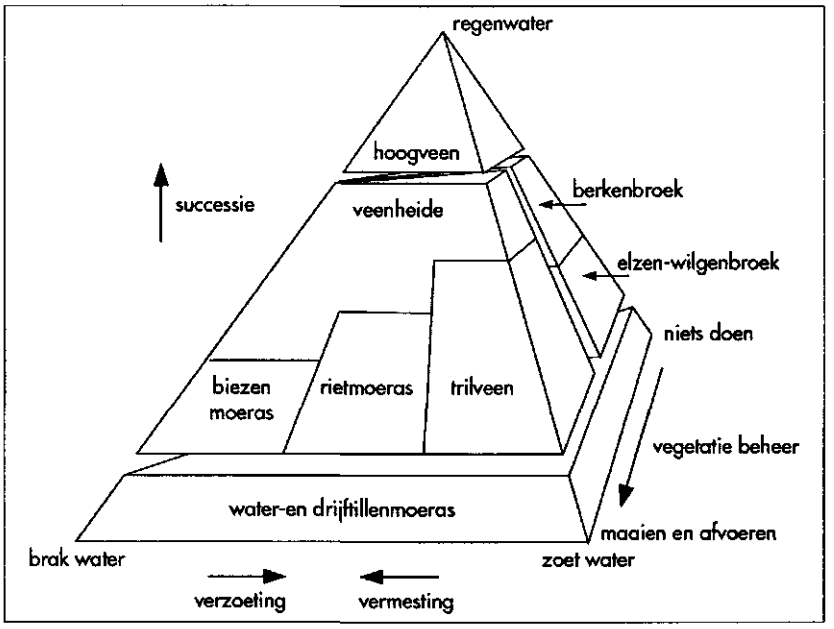
onderdeel van de moerasreeks. Deze reeks weerspiegelt de evenwichtsreactie van een gebied op een grote verandering in de waterhuishouding: land raakt 'vermo(e)r(a)st' of water 'verlandt'. Wat het evenwichtsstadium is hangt af van de eigenschappen van het gebied zelf en van die van de omgeving. Wanneer hierin tijdens het proces nog veranderingen optreden, neemt de reeks ook een nieuwe koers. Sterk geschematiseerd verloopt de moerasreeks over oermoeras en laagveen naar hoogveen. In het oermoeras vinden nog belangrijke verplaatsingen van sediment, hetzij mineraal of organisch, plaats ten gevolge van waterstroming en wisselende waterstanden. In het laagveen zijn stofverplaatsingen grotendeels beperkt tot de opgeloste fase. Onder invloed van water van buiten het gebied wordt veen gevormd, waarbij de (grond)waterspiegel bepaald wordt door de waterhuishouding in de wijdere omgeving. Het hoogveen tenslotte heeft nog uitsluitend een aanvoer van stoffen uit de atmosfeer. De waterspiegel verheft zich met de veengroei tot boven die in het omgevend gebied. In gebieden met een neerslagtekort is hoogveenontwikkeling niet mogelijk.

In de moerasreeks gaat de verandering in waterhuishouding en landvorm, hier dus moerastype, in grote lijnen gelijk op met de soortensamenstelling van de vegetatie. Soms gaat de ontwikkeling zo snel, lokaal of alleen aan het moerasoppervlak, dat in de vegetatie kenmerkende elementen van verschillende moerastypen naast elkaar kunnen worden aangetroffen.

Kraggevenen

De kraggevenen zijn daar een bekend voorbeeld van. Ze hebben zich bij ons voornamelijk ontwikkeld in voormalige verveningsgebieden, waar het veen tot beneden de grondwaterspiegel is verwijderd. In de aan de natuur 'overgelaten' petgaten hebben zich omstreeks het wateroppervlak drijvende vlechtwerken van wortelstelsels en 'ondergrondse' uitlopers gevormd, gedeeltelijk opgevuld met veenvormende planteresten. Zo'n vlechtwerk heet een kragge. Zolang een kragge min of meer drijft, bevindt het moeras zich nog in de overgang van oermoeras naar laagveen. In onze kraggevenen is echter geen sprake meer van een belangrijke aanvoer van sediment of verslagen veen op de kraggen. De kraggen zelf bevinden zich dus in het laagveenstadium. Lokaal zijn er zelfs plekken die aan het kragge-oppervlak geen aanvoer meer hebben van opgeloste stoffen uit het grond- of oppervlaktewater in de omgeving. De oppervlakkig wortelende planten en mossen die daar groeien zijn dan ook kenmerkend voor hoogveen.

Door Den Held et al. (1992) zijn 35 vegetatietypen in Nederlandse kraggevenen onderscheiden, die door Van Wirdum et al. (1992) in successie-



Figuur 1
Samenhang van de voornaamste laagveentypen met watertype, beheer en moerasontwikkeling. Vergelijk ook figuur 2.
Vrij naar: Van Wirdum (in druk)

reeksen zijn geplaatst en in verband gebracht met de waterkringloop. De verlanding begint in brak of zoet water, al dan niet belast met meststoffen. In de loop van de ontwikkeling krijgt regenwater de overhand (figuur 1). De vegetatie weerspiegelt zodoende de menging van regenwater, grondwater en zeewater en de bemestingsgraad, zoals die door de waterhuishouding tot stand komt. Het natuurlijke uitgangsmilieu van laagveenontwikkeling in ons land is vrijwel steeds brak water of zoet water geweest, met een grote gelijkenis met kalkrijk, maar voedselarm grondwater. We onderscheiden aldus de brakwatervenen met Ruwe bies en de trilvenen met fijne zeggesoorten en Slaapmossen. In verzoete of vermeste laagveenmoerassen overheerst Riet. Gedurende de ontwikkeling neemt het aandeel van regenwater toe en treden Veenmossen en heideachtigen op de voorgrond. Het Ilperveld is een voorbeeld van een brakwaterveengebied, de in De Weerribben behandelde gebieden zijn trilvenen.

In brakke venen treedt niet snel bosvorming op, tenzij het veenwaterlichaam verzoet. Bovendien vormt zich in de toplaag van brakke venen verhoudingsgewijs snel een geschikt milieu voor Veenmossen. Dat komt wellicht doordat de ionencompositie van brak water, ondanks de veel hogere concentratie, meer verwant is aan hoogveenwater, en voorts doordat het dichtheidsverschil tussen brak water en regenwater menging in de kragge bemoeilijkt, waardoor als het ware een heel dunne regenwaterzak ontstaat,

zoals in extremer vorm van de duinen bekend is. Hierdoor treden in de brakke venen het veenmos- en veenheidestadium al betrekkelijk snel op. In deze stadia is in de laatste jaren een sterke verzuring opgetreden, waarbij gewoon Haarmos de dominantie van de Veenmossen heeft overgenomen. In de brakke venen van Noord-Holland is inwendig beheer of gebruik, door maaien, veenmostrekken of beweiden, steeds een belangrijke factor geweest, maar naar het lijkt van minder doorslaggevende betekenis dan in de zoetwatervenen.

In zoetwatergebieden treedt veel gemakkelijker ontwikkeling van bos op. Dat kan al in jonge drijftilfasen het geval zijn, maar ook nog in een veenheidestadium. Het watertype en de ontwikkelingsfase bepalen dan wat voor type struweel of bos zal optreden; het vegetatiebeheer is bepalend voor de vraag of en wanneer struweel- of bosontwikkeling plaatsvindt. Het maakt ook veel verschil of in de winter of in het groeiseizoen wordt gemaaid: maaien in het groeiseizoen gaat een krachtige ontwikkeling van Riet tegen en leidt tot trilveenhooiland, later blauwgrasland of veenheide. De andere factoren die hiervoor bepalend zijn, en die ook door de gebruikers vroeger in aanmerking werden genomen, zijn in dit overzicht minder belangrijk. Vooral in de 's zomers gemaaide trilvenen kan het slaapmosstadium tientallen jaren voortbestaan. Het behoort tot de pronkjuweeltjes van de 'klassieke' natuurbescherming in ons land. Er komen veel rode-lijst soorten onder de hogere planten en mossen voor. Dit blijkt vooral te worden veroorzaakt door het naast elkaar voorkomen van zure en niet zure natvoedselarme milieus in een in de tijd weinig veranderlijk patroon (Van Wirdum, 1991a). Veel van de kenmerkende soorten zijn in de ons omringende landen nog harder achteruitgegaan dan bij ons (Van Wirdum, 1989a). Het moerastype, waarin tamelijk voedselarme en toch nogal basenrijke omstandigheden samengaan, is ook internationaal gezien heel bijzonder. Dit blijkt niet alleen uit de combinatie van hogere planten, maar ook uit de microflora en -fauna (Coesel, 1981).

In de laatste tientallen jaren zijn nu verscheidene van deze slaapmos-trilvenen aanzienlijk van karakter veranderd, en wel in hoofdzaak op drie manieren. Een deel van de terreinen wordt niet meer gemaaid en is struweel of bos geworden. Deze struwelen en bossen hebben zeker een belangrijke waarde voor de natuurbescherming, maar het is niet gewenst hiervoor de laatste restanten trilveen op te offeren. Terzijde kan worden opgemerkt dat voor het behoud van de meest belangrijke en soortenrijke typen struweel en broekbos evenzeer als voor trilvenen onder de huidige condities bepaalde waterhuishoudkundige maatregelen noodzakelijk zijn. Een ander deel van de slaapmos-trilvenen wordt thans zo sterk door ver-

mest oppervlaktewater beïnvloed, dat de bijzondere soorten eruit zijn verdwenen. Nog weer een ander deel, tenslotte, is 'onnatuurlijk' snel in een relatief soortenarme veenmosfase overgegaan, anders van karakter dan de veenmos-trilvenen die vanouds in deze successieserie gevonden zijn. Inmiddels komt in deze derde groep ook Haarmos steeds meer op de voorgrond. De symptomen van dit proces zijn vooral aanleiding geweest deze trilvenen nu in behandeling te nemen als verzuringspatiënten.

Natuurdoelstellingen: met of zonder mensen?

In het huidige natuurbeleid wordt veel aandacht gevraagd voor de ontwikkeling van 'nieuwe natuur', waarbij weleens de indruk wordt gewekt dat het behoud van levensgemeenschappen die een vrij strikt inwendig beheer, zoals hooilandbeheer, vereisen, niet strookt met de hoofddoelstellingen van het natuurbeheer op langere termijn. Trilvenen krijgen daarbij wel eens het stempel van 'bloempottennatuur'. Het Natuurbeleidsplan geeft hierop een aanzienlijk genuanceerder visie. Ik wil bij de uitwerking daarvan stilstaan om duidelijk te kunnen maken dat de nu begonnen opknapbeurt van trilvenen beslist past in de hoofdlijnen van het natuurbeleid voor de toekomst.

In het kader van de uitwerking van het Natuurbeleidsplan beveelt de Natuurbeschermingsraad (1992) aan voor de doelstelling uit te gaan van vier hoofdgroepen van natuur, ontleend aan eerdere beschouwingen (Bakker, 1979; Westhoff et al., 1971): (vrijwel) natuurlijk, begeleid natuurlijk, halfnatuurlijk en 'cultuurlijk'. Gevoelsmatig is dit ook een waarderingsreeks: de waarde voor de natuurbescherming zou dan afnemen met de toename van de menselijke invloed. De meest ambitieuze doelstelling is natuur zonder menseninvloed. Toch zou het niet juist zijn met de natuurbescherming terug te vallen op het reserveren van natuurgebied en het wegnemen van zoveel mogelijk menselijke invloed. De 'prestatie' van natuur is namelijk van veel andere factoren afhankelijk, waarvan ruimtelijke omvang (de factor 'massa') misschien wel de belangrijkste is. Voor elk van de vier genoemde hoofdgroepen is dus een beschrijving nodig onder welke omstandigheden die het meest bijdraagt aan meetbare doelstellingen van de natuurbescherming. Dan is het mogelijk in afhankelijkheid van gebiedseigenschappen en maatschappelijke voorwaarden vast te stellen voor welke hoofdgroep het best gekozen kan worden. In dit verband heb ik (IBN, 1992; Van Wirdum et al., 1992) een drietal perioden onderscheiden in de wijze waarop de natuur zich ontwikkeld heeft: de geologische, historische, en recente. Het geheel aan invloeden dat in deze perioden op de natuur inwerkte en nog inwerkt beschouw ik als een matrijs waarin de kenmerken van de natuur vorm

gekregen hebben. Hieronder sta ik kort stil bij de moerasnatuur in deze matrijzen.

Venen in de geologische matrijs: massa als bepalende factor

De ontwikkeling van ons landschap na de ijstijden is voldoende beschreven om er naar te verwijzen voor de 'geologische periode'. Pons (1992) heeft veel tot dusverre meer verspreid of niet gepubliceerd materiaal bovendien onlangs samengevat in een helder overzicht. Het belangrijkste kenmerk van de evenwichtsreactie van laag-Nederland na de ijstijden is de geleidelijk afnemende relatieve stijging van de zeespiegel. Hierin werd zo'n 5000 jaar geleden een belangrijke drempelwaarde onderschreden, waardoor zich strandwallen vormden, die het oermoeras-stadium inluidden. Op het oermoeras volgde laagveen. Toen de relatieve stijging van de zeespiegel gemiddeld nog slechts ongeveer 1 mm per jaar bedroeg, gingen grote delen van het moeras over in hoogveen. Alleen dicht langs de zee en de rivieren, waar schommelingen in de waterhuishouding met een hogere frequentie direct invloed hadden, bleven laagveen en oermoeras in stand.

Deze geologische referentie geeft ons geen beeld van natuur zonder menseninvloed. Al heel vroeg is het Hollandse moeras door mensen gebruikt (Bloemers et al., 1981), en die moeten er een minstens zo grote invloed op hebben gehad als thans nog in de dunstbevolkte streken op aarde kan worden waargenomen. Deze mensen waren er echter bij de gratie van het moeras, en niet omgekeerd, juist zoals voor elk ander apart genomen organisme uit de natuur geldt. De toename van menseninvloed leidde uiteindelijk tot een teruggang in de moerasreeks, een toename van oermoeras en laagveen dus ten opzichte van hoogveen. De verschillende typen moeras kwamen echter nog tot in de Middeleeuwen in een samenhangende landschapscompositie voor.

Door de grote ruimtelijke omvang ('massa') en aaneengeslotenheid kan in zo'n compositie het hoofdproces van de moerasreeks niet in korte tijd volledig van koers veranderen. De natuurontwikkeling heeft er 'moment', althans zolang er geen groter geologische krachten in het spel zijn als hier na de ijstijden het geval was. Er zijn wel degelijk belangrijke dynamische factoren werkzaam, zoals tijdelijk sterkere rijzing van de zeespiegel en opstuwing van de rivieren, en fluctuaties in de dichtheid van organismen met een grote invloedssfeer (naald- en loofbomen, grote grazers, wilde mensen). Juist daardoor was er steeds wel ergens in het grote Holland-moeras plaats voor meer dynamische stadia, zoals het oermoeras en het laag-

veen. We kunnen dit samenvatten door te zeggen dat de geologische matrijs voor de natuur betrouwbaar was als gevolg van massa.

Venen in de historische matrijs: proces als bepalende factor

Omstreeks het jaar 1000 wordt in de ontwikkeling van ons landschap een grotere drempel overschreden. De natuurontwikkeling in het moeras kan dan niet meer afdoende worden beschreven als gevolg van de na-ijstijdse evenwichtsreactie van het Hollandse moeras. Waarschijnlijk moeten we dit toeschrijven aan de overschrijding van een biologische drempel in een proces op veel grotere tijd- en ruimteschaal. Op andere plaatsen in de wereld was die drempel al eerder overschreden, op zeer weinig plaatsen ook nu nog niet. Deze drempel was het vermogen van de menselijke populatie om de natuur naar mensenhand te zetten, de ontwikkeling van landgebruikstechnieken en -kennis. Waar het in de ecologie voor vrijwel elke voldoende bekende soort volstaat de soortsnaam en de populatiedichtheid te kennen om de invloed op de omgeving te kunnen schatten, moeten we bij de mens de graad van technische ontwikkeling kennen. We maken hier wel onderscheid tussen het biologisch 'programma' van organismen en het 'technologisch' programma, dat bij de mens in ongeëvenaarde mate en met ongeevenaarde gevolgen ontwikkeld is (Van Wirdum, 1981, 1982a). Het biologisch programma wordt erfelijk en van generatie op generatie overgedragen, het technologisch programma van individu op individu, bij het werk, op school en in de kerk, ja eigenlijk voortdurend en overal. Er treden daardoor ook veel vaker nieuwigheden in op die, als ze op korte termijn 'nuttig' zijn, bepalend worden voor de invloed op de omgeving. Wat het technologisch programma betreft zijn mensen net virussen.

Omstreeks het genoemde jaar 1000 nu, werden de Hollanders het planmatig dijkenbouwen en landontginnen machtig. Dat leidde in enkele honderden jaren tot een grote versnippering van het moeras. Er bleven slechts geisoleerde onderdelen van over. De verdere ontwikkeling van deze onderdelen werd door lokale omstandigheden bepaald die samenhingen in de agrarische sociale structuur van de historische matrijs. Op sommige plaatsen werd het veen verveend, werd het door onzorgvuldigheid door zee, rivier of plas opgeslokt, of ontwikkelde het zich bij min of meer beheerst polder- of boezempeil tot broekbos of veenheide. Er ging aldus erg veel natuurlijke rijkdom verloren. Eén van de meest opvallende dingen was nog wel dat de verschillende stadia van de moerasreeks op den duur niet meer naast elkaar in hetzelfde gebied voorkwamen: laagveen, zee, rivieren en hoogveen hadden geen direkte invloed meer op elkaar, en de ruimtelijke overgangstypen

verdwenen. De bevolkingsdichtheid in ons land was nog steeds zeer gering in vergelijking tot de huidige, en de technische ontwikkeling was aanzienlijk minder ver. Uit grote delen van het land moesten in handkracht of met behulp van grote zoogdieren de voedings-, mest- en brandstoffen worden verzameld om de bewoningskernen in stand te houden. Er werd daardoor een groot voedselarm landschap in stand gehouden, dat gradueel overging in de voedselrijkere bewoningsgebieden (Slicher van Bath, 1957; Bakker, 1979; Van Leeuwen, 1967). In grote delen van dit landschap werd dus zeer langdurig vee geweid, gehooid en geplagd. Op landschapsniveau heeft dit enige eeuwen voortgeduurd. Onder invloed daarvan zijn 'nieuwe' typen natuur ontstaan, waarin planten en dieren uit verschillende onderdelen van het oude moeraslandschap zich thuisvoelden en soms zelfs op het niveau van ondersoort of ecotype aanpasten. In zulke nieuwe natuur waren mensen met hun landbouwhuisdieren dus als dominante elementen van de wilde fauna werkzaam. Zijn de heiden hiervan wellicht het meest bekende voorbeeld, het veenweidelandschap met blauwgraslanden, de grienden, riet- en biezenlanden, de zeggehooilanden en trilvenen zijn goede voorbeelden uit het moeraslandschap. Door de grote voedselarmoede van het landschap en de toevloed van schoon hoogveenwater als gevolg van de veenderij, konden zwakgebufferde ecosystemen op de overgang van basenarm naar basenrijk en van voedselarm naar matig voedselarm toch nog bestaan.

De historische matrijs kwam niet uit het niets; het was een omvorming en vernieuwing op basis van de geologische matrijs. In het jaarverslag van het IBN over 1991 (1992) heb ik dit beeld versterkt door te spreken van 'beschaafde natuur' op basis van de 'ruwe natuur' uit de geologische matrijs. De natuurontwikkeling ontleende echter onvoldoende moment aan de massa van de natuur. De betrouwbaarheid van de historische matrijs voor ook internationaal gezien belangwekkende natuur kwam voort uit de doorgaande menselijke beïnvloeding, betrouwbaarheid dus door verbondenheid in de tijd: 'proces' als bepalende factor.

Venen nu: beleid als bepalende factor

Zoals de overgang van de geologische naar de historische matrijs met de toenemende en veranderende invloed van de mens samenhing, zo hangt ook de laatste verandering daarmee samen. Door het bijzondere karakter van het technologisch programma is een grote versnelling en wereldwijde synchronisatie in deze verandering waar te nemen. Dat verschijnsel op zichzelf reeds is terecht als een belangrijke bedreiging voor de natuur gesigna-

leerd: het massa-effect gaat nu van de mensenmaatschappij uit. Verbindingen werken tegen die achtergrond zelfs vaak negatief uit: in het voetspoor van de mens heeft zich een fors pakket ellende over de hele wereld verspreid. Eén van de belangrijkste verschijnselen die in dit kader zijn gesignaleerd is de aftakeling van de natuur uit de historische matrijs: na de betrouwbaarheid in de ruimte verdween ook de betrouwbaarheid in de tijd. De overgebleven moerassnippers ontwikkelen zich nu onafhankelijk van elkaar in reactie op veranderend landgebruik, watervervuiling, verdroging, en zuurdepositie uit de atmosfeer. De natuur is verziekt. Het is daarmee duidelijk dat betrouwbaarheid in tijd en ruimte in de afzienbare toekomst nog slechts geboden kunnen worden door betrouwbaarheid van bestuur. Erg versimpeld zou je kunnen zeggen dat de natuur gedurende de geologische en historische periode een opbouwsuccessie heeft vertoond, dat daarnaast vooral vanaf het begin van de historische periode afbraak en nivellering op gang zijn gekomen, die nu, na enkele tientallen jaren in de recente periode, overheersend zijn geworden. We staan voor een onzekere toekomst, maar als mensheid hopen we het uiterlijk van de aarde doelgericht te kunnen beïnvloeden. Dat is ook het uitgangspunt van de natuurbescherming. Dat de natuur van vandaag nog in hoofdzaak een grote onbetrouwbaarheid van bestuur weerspiegelt, kan mij er niet van weerhouden de matrijs die we nu in democratisch Nederland tot stand brengen aan te duiden als de bestuurlijke matrijs. Daarmee bedoel ik dat onze sociale organisatie bepalend is geworden voor de ontwikkeling van de natuur. Dit is tevens een logisch vervolg op de geologische en historische matrijs (tabel 1). 'Plan' is dus de bepalende factor voor de natuur nu en in de nabije toekomst, of het nu goed gaat of slecht.

Tabel 1
Het belang van de factoren massa, proces en plan voor de ontwikkeling van de natuur

Factor / Matrijs	Geologisch	Historisch	Bestuurlijk
Massa (natuur)	overheersend	afnemend	te vergroten
Proces (mens als grote fauna)	toenemend	overheersend	aanvullend behouden
Plan (mens als bestuurder)	afwezig	toenemend	doorslaggevend

Het Natuurbeleidsplan moet gezien worden als een belangrijk voorstel om de bestuurlijke matrijs vorm te geven. Omdat het bij voorbaat bekend is dat de natuur aan massa enorm heeft ingeboet sinds de geologische en ook de historische matrijs, wordt met de Ecologische Hoofdstructuur (EHS) geprobeerd de factor massa planologisch te versterken. Over de rol van de mens

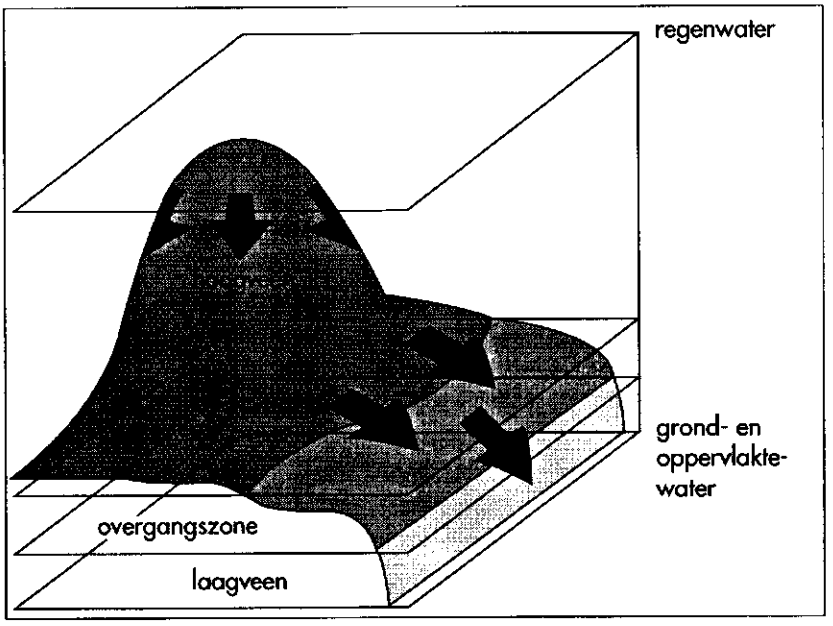
als grote grazer is veel discussie. Zolang de natuurfunctie hiervan nog een neveneffect was, was er weinig aan de hand. Nu is de natuur echter in de rol van de kip met de gouden eieren gedrukt. De beleidsproblematiek is daardoor verwant aan die ten aanzien van kunst en wetenschap, en ook van beleid zelf. De nadruk moet daarbij liggen op het voorwaardenscheppend aspect. De uitkomsten kunnen achteraf worden gewaardeerd, maar niet in detail voorgeschreven en geprogrammeerd. Tegen de achtergrond van de toch altijd nog beperkte rol van massa van de natuur in de EHS, en van de wetenschap dat wat we aan natuur nog over hebben grotendeels natuur uit de historische matrijs is, lijkt het mij voor de hand liggend dat de rol van de mens als 'grote fauna' in de bestaande natuurgebieden 'netto' niet wordt verzwakt. Het is belangrijk ons ervan bewust te zijn dat het Effectgerichte Maatregelen-beleid hier ook op inspeelt. Vennen, duinen, heiden, schraallanden en trilvenen zijn stuk voor stuk natuurlijke elementen in ons landschap die zeer langdurig onder invloed hebben gestaan van de mens. Deze invloed betreft zowel het omgevende landschap als de elementen zelf. Zonder zulke beïnvloeding zouden alleen in een veel uitgestrekter natuurlandschap wellicht duurzaam plekken aanwezig zijn waar de soorten die we nu vooral van de genoemde 'ecotooptypen' kennen zouden kunnen voorkomen.

Hiermee is meteen een soort gewetensvraag aan de orde gekomen: moeten we nu op typeniveau vaststellen waar de bedoelde ecotooptypen 'mogen' voorkomen en ze individueel beheren? Of moeten we ons richten op grotere landschappen, waarbinnen deze typen voorkomen? Ik meen het laatste. Daarmee wordt ook recht gedaan aan het feit dat onze voorgangers in de historische matrijs dat ook deden, en dat inmiddels ruimschoots is vastgesteld dat voortzetting van het inwendig beheer alléén op de lange duur geen garantie biedt voor instandhouding van de natuurwaarden. In de bestuurlijke matrijs moet dus aan de ene kant de verdere verwaarlozing van het inwendig beheer worden stopgezet, maar aan de andere kant ook de ruimtelijke samenhang van natuur worden versterkt. Wanneer tengevolge van dit plan uiteindelijk blijkt dat de belangrijkste waarden uit de historische matrijs ook langdurig kunnen voorkomen in gebieden waar geen aktief vegetatiebeheer wordt gevoerd, kan dergelijk beheer verminderd worden. Wanneer we echter nu het vegetatiebeheer stop zouden zetten, is het vrijwel zeker dat de diversiteit van de natuur nog sterk achteruitgaat voordat voldoende nieuwe milieus en eventueel aangepaste soorten zijn ontstaan. Zonder knikkers en een pot kan het spel uiteindelijk niet gespeeld worden!

De 'intensive care' voor kraggevenen sluit het meest direct aan bij de historische matrijs. Ik hoop echter in dit artikel aan te tonen dat het accent gelegd is op maatregelen die in de bestuurlijke matrijs een belangrijke rol kunnen spelen. In het voorgaande heb ik reeds enkele argumenten gegeven waarom ik meen dat trilvenen, en andere 'relicten' uit de historische natuur voor de komende tientallen zoniet honderden jaren een wezenlijke bijdrage kunnen leveren aan de internationale en nationale betekenis van onze natuur.

Natuur tussen basisch en zuur: een wankel evenwicht

Ik heb er al op gezinspeeld dat voedselarme, natte levensgemeenschappen tussen basisch en zuur tot de zeldzame verschijningsvormen van de natuur behoren. Eerder (Van Wirdum, 1979) heb ik dit in verband gebracht met de wisselwerking tussen regenwater en kalkrijk grond- en oppervlaktewater. De door mij zo genoemde poikilotrofe zone (bonte zone, zo genoemd naar de soortenrijkdom) zou alleen langdurig kunnen bestaan tussen een overheersende regenwatercomponent in het landschap en een gegarandeerde invloed van basenrijk water. In gebieden met een regenwateroverschot is het 'de kunst' daarbij de laatste, de basenrijke component dus, in stand te houden. In gebieden met een neerslagtekort is het vooral van belang voldoende wateraanvoer te houden voor een doorgaande moerasontwikkeling. Wanneer het neerslagtekort groot is, verdwijnt de regenwatercomponent geheel (Van Wirdum, 1991a, b; Van Wirdum et al., 1992). Uit de reconstructie van de geologie van Nederland weten we dat de bonte tussenzone vaak slechts kortdurend aanwezig was of gebonden aan smalle zones in het landschap, vooral tussen rivieren enerzijds en hoogvenen, duinen of andere hogere gronden anderzijds. Dit is weergegeven in figuur 2. Elders is deze karakteristieke zonering ook vastgesteld in recente moeraslandschappen, bijvoorbeeld in Noord-Amerika (Gorham & Janssens, 1991). Uit veenonderzoek is duidelijk geworden dat het zuurgraadbereik tussen ca. pH 4.3 en pH 5.8 (per regio iets verschillend) in een zelfstandige 'ecotoop' niet stabiel is: er treedt òfwel verzuring op, òfwel een verdere verzadiging met basen, ruwweg de hoogvenen tegenover de kalkmoerassen of laagvenen. De instabiliteit is het gevolg van de overschakeling van bicarbonaat als buffersysteem in het laagveen naar organische zuren in het hoogveen. Hoe snel dit gaat hangt af van de aanvoer van verzurende stoffen uit de atmosfeer, van basen uit grond- en oppervlaktewater, en van de binding van basen aan het veen. Het veen fungeert dus als een soort buffer, waaraan basen gebonden worden. Deze kunnen nog geruime tijd worden uitgewisseld tegen waterstof en zodoende de samenstelling van het veenwater bufferen (Gor-



Figuur 2
Karakteristieke zonering van hoogveen, overgangsveen en laagveen en de daarbij behorende watertypen van regenwater tot grond- en oppervlaktewater. De zonering is stabiel wanneer het grondwateroppervlak en het maaiveld dezelfde kromming vertonen: hoog in het hoogveen, laag in het laagveen.
Uit: Van Wirdum, 1979

ham et al., 1987). Het aandeel van verschillende watersoorten in de waterbalans en de aanwezige veenmassa zijn daardoor van doorslaggevend belang voor de snelheid waarmee de omslag plaatsvindt (de kinetiek van het proces) en voor de regeneratiemogelijkheden. Een dergelijke regeneratie is uit veenprofielen bekend, vooral uit Noord-Amerika (o.a. Glaser et al., 1990). Op minder gedetailleerd niveau is het ook uit Nederlandse veenprofielen veelvuldig beschreven. Boeye (1992) heeft aannemelijk gemaakt dat hetzelfde verschijnsel zich in het Belgische Buitengoor nog in de laatste eeuw heeft voorgedaan. Op veel kleinere schaal heb ik afwisselingen van Veenmos (zuur) naar Schorpioenmos (basisch) en omgekeerd in Noordwest-Overijssel in een periode van twintig jaar waargenomen. De 'verzuring', die thans veelvuldig optreedt, is de belangrijkste aanleiding geweest voor de nu in de trilvenen genomen maatregelen. De aanwijzingen voor regeneratie hebben de hoop gegeven dat een behandeling effect zou kunnen hebben. De samenhang met de waterhuishouding is door mij in Noordwest-Overijssel op verschillende plaatsen vastgesteld en voor het gebied De Stobbenribben uitvoerig gedocumenteerd (Van Wirdum, 1979, 1982b, 1991a). Om meer vat te krijgen op de kinetiek, en aldus de resultaten van 'monitoring' te kunnen interpreteren, is thans aanvullend onderzoek gedaan naar de basenuitwisselingscapaciteit van de bodem (Schouwenberg, 1992). Dat in andere Nederlandse veengebieden het systeem in wezen met

hetzelfde algemene model kan worden beschreven, blijkt vooral uit het gedegen onderzoek van Koerselman (1989a,b; Koerselman et al., 1990).

Wateraanvoer en basenverzadiging

De uitwisseling van water tussen veen en oppervlaktewater kan met een rekenkundig model worden benaderd. Zo'n model (QUAGSOLVE, Van Wirdum, 1991a,b; Van Wirdum et al., 1992) kan in een wegzijgingsveen, zoals Ilperveld en De Weerribben, gebruikt worden om het afnemen van de invloed van buitenaf vanaf het oppervlaktewaterstelsel kwantitatief vast te stellen. Zoals beschreven is dit buitenwater ook de bron van basen. Wanneer de invloed van het buitenwater wegvalt, worden echter eerst nog basen nageleverd uit het veen, dat door het buitenwater met basen verzadigd is geraakt. Op die grond kan verklaard worden dat het wellicht 10-20 jaar duurt voordat een verminderde aanvoer van buitenwater en een toegenomen atmosferische depositie in de vegetatie tot uitdrukking komen. Ik wil dit met enkele voorlopige resultaten van het onderzoek naar de basenverzadiging van het veen verduidelijken. We zullen er elders uitvoeriger over rapporteren.

Allereerst is door Schouwenberg (1992) een geschikte analysemethode gezocht en getest op enkele monsters uit De Stobbenribben, een onderdeel van De Weerribben waar nu maatregelen zijn genomen. Er zijn op drie plekken op verschillende diepten monsters genomen. Elk monster werd uit vijf submonsters samengesteld, gedroogd en met de grondmolen fijn gemalen. Aan dit materiaal zijn verschillende bepalingen verricht, waarvan ik hier de concentraties Na, K, 0.5Ca, en 0.5Mg (ladingconcentraties, gemakshalve hier samen als 'basen' aangeduid), de kationen-uitwisselingscapaciteit (in gebufferd milieu), en de zuurneutralisatiecapaciteit noem. De zuurneutralisatiecapaciteit wordt bepaald in een 1% kragge-suspensie door toevoeging van zuur. Een deel van het zuur wordt bij pH-meting in de suspensie opgelost teruggevonden. De rest is kennelijk aan het veen gebonden door uitwisseling tegen basen. De kationen-uitwisselingscapaciteit in gebufferd milieu geeft aan hoeveel basen bij pH 8.1 gebonden kunnen voorkomen ('verzadigd'), het basengehalte hoeveel er werkelijk in de veldsituatie gebonden was. De volgende plekken zijn bemonsterd:

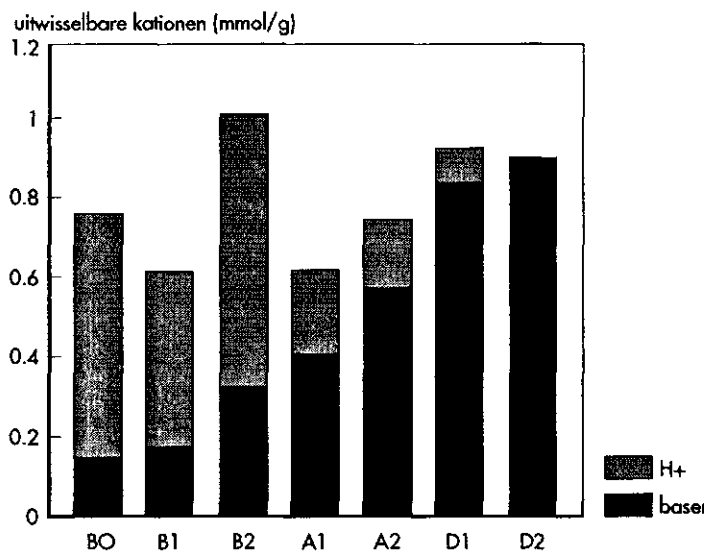
A. Een plek waar naast elkaar Schorpioenmos en Veenmossen voorkomen en waarvan we vermoedden dat de bereikbaarheid voor het boezemwater de laatste jaren onvoldoende is geweest om een volledige verzadi-

ging in stand te houden. Er is gemonsterd op 5-15 cm diepte (A1) en op 30-40 cm diepte (A2);

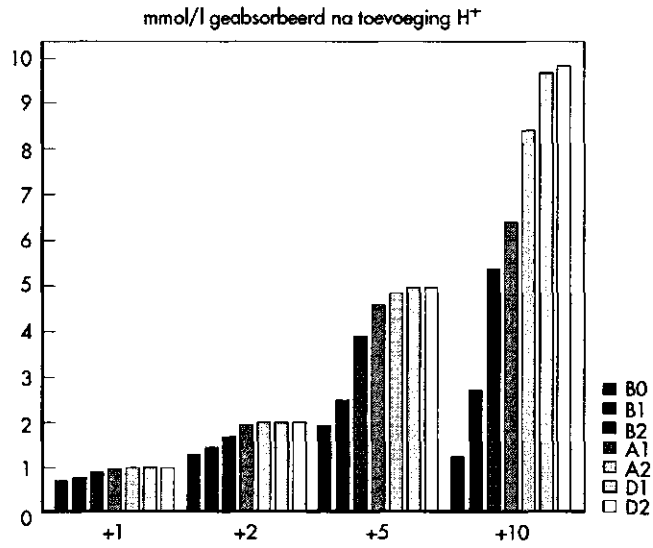
B. Een plek die geheel met Haarmos begroeid is, vermoedelijk vrijwel geen basenaanvulling meer krijgt, en inmiddels vrijwel geheel verzuurd is. Er is gemonsterd op 0-5 cm (B0), 5-15 cm (B1) en 30-40 cm (B2);

D. Een schorpioenmosplek waar buitenwater onder de kragge door naartoe stroomt en vrijwel het gehele jaar door tot in de moslaag aantoonbaar is. Er is gemonsterd op 5-15 cm (D1) en 30-40 cm (D2).

In figuur 3 is de kationen-uitwisselingscapaciteit in mmol g^{-1} en het actuele basengehalte aangegeven. Het verschil kan opgevat worden als gebonden waterstofionen ('zuur'). De grootte-orde komt goed overeen met literatuurgegevens voor laag- en hoogvenen (o.a. Gorham et al., 1987). De B-monsters liggen in het bereik dat voor hoogvenen normaal is. De dichtheid van de verschillende kraggemonsters is ook bepaald. In de veldsituatie bevat een kragge slechts enkele gewichtsprocenten droge stof, bij onze monsters 5-10 %. Wanneer de getallen met behulp van de dichtheidsbepalingen worden omgerekend tot mmol l^{-1}, kan nagegaan worden hoeveel zuur er nodig zou zijn om de basen in een laag van 5 cm dikte geheel te verdringen. Nemen we aan dat de jaarlijkse zuurdepositie uit de atmosfeer ongeveer 5 mmol dm^{-2} a^{-1} (dus 5000 mol per ha per jaar) bedraagt, dan zou plek D per 5 cm kraggedikte nog zo'n 7-9 jaar toekunnen met de nu gebonden basen als er alleen basenafvoer plaats vindt. Daarvoor zou een volkomen isolatie



Figuur 3 Basengehalte en uitwisselingscapaciteit in mmol g^{-1} (droge stof) van enige kraggemonsters. Naar gegevens uit Schouwenberg, 1992



Figuur 4
De hoeveelheid waterstofionen die na toevoeging van 1, 2, 5, en 10 mmol l^{-1} aan het veen wordt gebonden in een 1% kraggesuspensie (10 g droge stof in 1 l water). Naar gegevens uit Schouwenberg, 1992

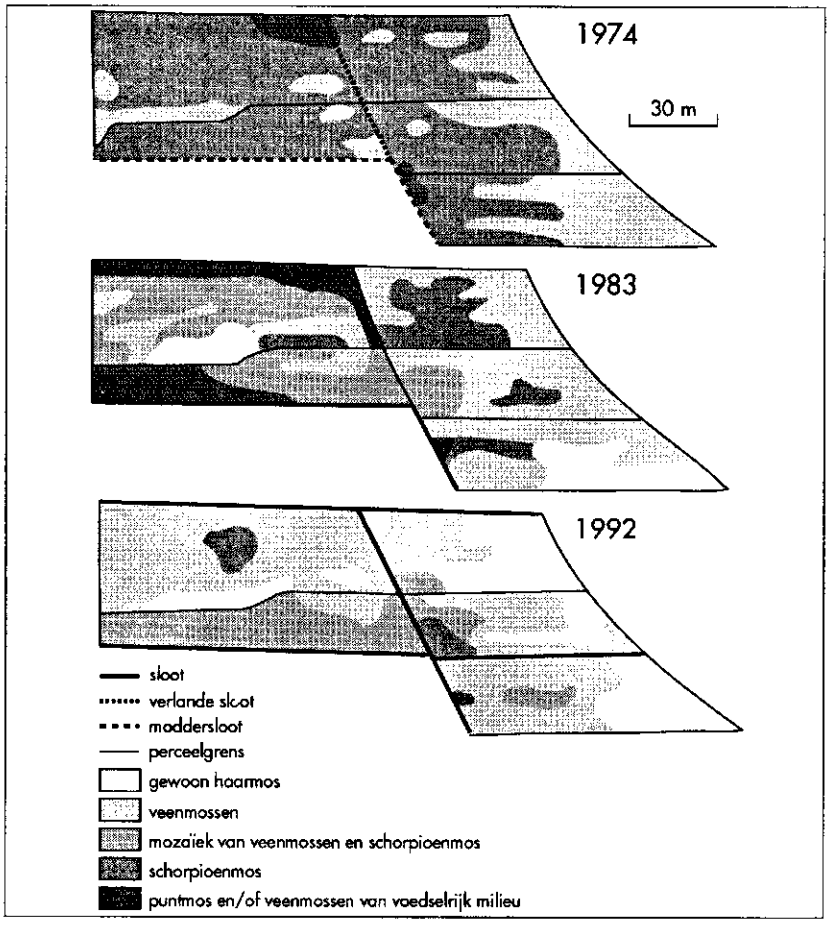
van toestromend buitenwater nodig zijn en menging van water binnen de kragge voorkomen moeten worden. In werkelijkheid zou een volledige verzuring daarom veel meer tijd kosten. Uiteraard zouden de bovenste paar cm sneller kunnen verzuren. Zodra er dan Veenmos gaat groeien wordt de zure veenlaag naar boven toe door nieuwvorming uitgebreid. De bovenste 5 cm bij B zou binnen een jaar volledig uitgeput zijn en ontleent de basen thans vermoedelijk geheel aan bladval en 'diffusie' in de kragge.

De resultaten van de bepaling van de zuurneutralisatiecapaciteit zijn, voor dezelfde monsters, weergegeven in figuur 4. In die figuur is aangegeven hoeveel waterstofionen kennelijk geadsorbeerd werden na een bepaalde toediening aan de suspensie. Hier is duidelijk te zien dat de B-monsters weinig waterstof meer kunnen binden, terwijl de D-monsters over het hele traject van toediening nog vrijwel alle waterstof binden. De A-monsters staan daar tussenin. Wanneer we op basis hiervan een balans opmaken blijkt het gedrag bij toediening kwantitatief goed te verklaren te zijn met het basengehalte van de monsters. Hoewel de opzet van het effect-gerichte maatregelenonderzoek niet toelaat een gedetailleerde koppeling met het wateruitwisselingsmodel te maken, is bij voortzetting van de metingen aan waterkwaliteit en basenverzadiging en toepassing van het waterbalansmodel voor de kraggen op deze manier toch een evaluatie van de maatregelen in procestermen mogelijk.

Veranderingen in De Wobberibben (De Weerribben); de kraggevegetatie

Het trilveencomplex De Wobberibben (genoemd naar een zekere Wobbe), is omstreeks 1950 door natuurbeschermers en vegetatiekundigen 'ontdekt', net als het complex De Stobbenribben (zogeheten vanwege de boomstobben die er in het veen gevonden werden tijdens de turfwinning). Beide complexen liggen dicht bij elkaar en werden door de toenmalige onderzoekers, vooral P.J.C. Kuiper (o.a. Kuiper, 1958) en S. Segal (Segal, 1966), gezien als goede voorbeelden van de in die omgeving voorkomende kwelvegetaties. Vanaf 1969 heb ik in De Stobbenribben en De Wobberibben, en in enige andere complexen in De Weerribben en De Wieden, met medewerking van velen hydrologisch en vegetatiekundig onderzoek gedaan om na te gaan waaraan de bijzondere kenmerken van 'kwelvegetaties' te danken zijn. De resultaten van dit onderzoek zijn in diverse rapporten en publicaties en in enkele manuscripten vastgelegd, die zijn opgesomd in mijn proefschrift (Van Wirdum, 1991a). In dat onderzoek is gebleken dat in het gebied wegzijging plaatsvindt en dat de basenrijkdom, die ook voor veel kwelwater geldt, hier wordt bewerkstelligd door wateraanvoer uit het slotenstelsel. Ook de vegetatie is in dit onderzoek bestudeerd. Zo is er een vegetatiekaart uit 1974 (G.J.M. Ruitenburg, manuscript). Grote delen van het terrein waren bedekt met een moslaag waarin Schorpioenmos (*Scorpidium scorpioides*) dominant was (figuur 5). Drie belangrijke sloten waren in 1974 belangrijk verder verland, en gedeeltelijk ook met oogst-afval dichtgegooid, dan in 1970. Er bestaat nog een oudere vegetatiekaart (Van Zon-Van Wagtendonk, 1965). Hierop is het grootste deel van het terrein nog aangegeven als Draadzegge-trilveen (*Carex lasiocarpa*, met Schorpioenmos als belangrijkste soort in de moslaag). Een nauwkeurige vergelijking met deze kaart is nog niet gemaakt. De indruk is echter dat tussen 1965 en 1974 nog geen opvallende verzuring was opgetreden. Wel is in deze periode, in 1967, een aantal gagelbosjes verwijderd om struweelvorming te voorkomen. Pas omstreeks 1978 werd het mij duidelijk dat er een onmiskenbare toename van Veenmos (*Sphagnum* div. spec.) in het terrein was waar te nemen. Dit blijkt dan ook heel duidelijk uit de vegetatiekaart van Calis & Van Wetten (1983, figuur 5). Nu, in 1992, komt Schorpioenmos nog maar op enkele plekken in het complex voor en is een duidelijke uitbreiding van Haarmos (*Polytrichum* div. spec., vooral *P. commune*) opgetreden.

Op enkele plaatsen waar ik zelf in 1969 en 1970 diverse metingen in de schorpioenmosvegetatie heb gedaan, zijn in 1991 kraggeprofielen beschreven (figuur 6a-c). Daarin is in alle gevallen de schorpioenmosvegetatie nog



Figuur 5
Verzuring in de vegetatie van een deel van De Wobberibben. Voorlopige generalisatie naar G.J.M. Ruitenburg (manuscript, 1974), Calis & Van Wetten (1983) en T. Reijnders (Prins et al., 1992)

goed herkenbaar, onder een dek van zo'n 15 cm Veenmos en soms ook Haarmos. Uit een vergelijking van verschillende kraggeprofielen, en door reconstructie van de ontwikkeling met behulp van oude gegevens, hebben wij nu duidelijke aanwijzingen gevonden dat de kragge in de veenmosfase veel sneller naar boven aangroeit dan in de schorpioenmosfase het geval is. Op de overgang van beide is vaak een sterke uitstoeling waar te nemen van Stijve zegge (*Carex elata*). Dit is al te zien in beschrijvingen van de bovenste decimeter van het veenprofiel ter plaatse in 1969-'70 (ongepubliceerd). Stijve zegge gaat eerst over van een voorkomen in afzonderlijke spruiten, verspreid in de vegetatie, tot horstvorming. Het optreden van Stijve zegge kan verband houden met de uitvoering van achterstallig beheer. Van Zon-Van Wagtendonk (1965) vermeldt reeds dat zij op een perceel waar kort tevoren opslag was verwijderd opvallend veel Stijve zegge waarnam. De horsten



Figuur 6
Kraggeprofiel uit Veenmos-trilveen (a), detail van de slaapmoslaag (b), waarin Schorpioenmos nog duidelijk te herkennen is (c). De ligging van de details is aangegeven.
Foto's: J. van Osch (TFDI-DLO)

groeien echter niet hoog op. In het centrum sterven ze af, en naar de randen breiden ze zich als het ware als een inktvlek uit tot kringen van soms wel ongeveer een meter doorsnede. In deze kringen heeft de kragge een grotere stevigheid en iets hogere ligging en hij raakt er op een zeker moment begroeid met Veenmossen. Er zijn dus bijzondere omstandigheden die de toplaag vrijwaren van menging met water dieper in het profiel. Deze toplaag kan daardoor snel verzuren. Op die manier verdwijnt het basenrijke slenk-niveau, waar de schorpioenmosvegetatie voorkomt.

Door deze eerdere onderzoekingen is het nu duidelijk geworden dat in 1969 in De Wobberibben al een proces aan de gang was van (1) dichtraken van sloten en (2) steviger worden van de toplaag van de kragge. Het heeft ongeveer tien jaar geduurd voordat de toename van Veenmossen duidelijk werd. Daarna is een snelle verdere diktegroei van het veenmospakket opgetreden, in de laatste vijf jaar gevolgd door de uitbreiding van Haarmos. Bij de nu uitgevoerde maatregelen wordt in de eerste plaats aandacht geschonken aan de oorzaken die via de waterhuishouding en het onderhoud van het slotenstelsel geheel of gedeeltelijk kunnen worden weggenomen. Alvorens die te bespreken wil ik echter een moment stilstaan bij de rol van het vegetatiebeheer. Trilvenen werden vroeger te voet met de zeis gemaaid en in handwerk gehooid. In de vijftiger jaren is hier de klad ingekomen; elders viel met dezelfde inspanning meer te verdienen. Waar het hooilandbeheer werd voortgezet, schakelde men over op gemotoriseerde apparatuur. Dit was ook het geval waar particulieren of natuurbeschermingsinstanties terreinen die enige jaren niet gemaaid waren in beheer namen. Zij hadden dan bovendien te maken met een beheersachterstand. Els (*Alnus glutinosa*), Struikwilgen (*Salix cinerea*-groep), Berk (*Betula pubescens*) en Gagel (*Myrica gale*) hadden in de trilvenen verspreide bosjes gevormd.

De uitbreiding van Stijve zegge houdt wellicht verband met het verwijderen van struweel en de overschakeling naar beheer met 'zwaardere' apparatuur. De indruk bestaat dat de uitvoeringswijze van het beheer, maaien en hooien, nog wel een grotere een rol heeft gespeeld, maar we weten nog niet nauwkeurig hoe. Op verschillende plaatsen is bijvoorbeeld gezien dat het Veenmos *Sphagnum palustre* zich snel horizontaal kan uitbreiden over riet- en zeggestrooisel dat na het hooien is blijven liggen. Enige dagen intensieve betreding van een vegetatiestrook met voornamelijk *Sphagnum palustre* en *S. papillosum* in vrij stevig trilveen, door rietarbeiders, werd na drie maanden weerspiegeld door een gesloten Haarmosdek. Veel vaker dan dat zulke processen zijn waar te nemen, worden de resulterende vegetatiepatronen aangetroffen en laat zich een verband vermoeden met plaatsen

waar het Riet gekamd en gebost wordt. De waargenomen vegetatieverandering is dus niet uitsluitend het gevolg van waterbeheersfactoren.

Waterbeheer op het macroniveau

Laagveenmoerassen bestaan alleen als zodanig voort wanneer een voldoende aanvoer van water van buiten plaats vindt. Oppervlaktewater of grondwater dus, naast regenwater dat ter plaatse valt. Dit buitenwater verschilt al naar de herkomst in samenstelling, zoals al ter sprake kwam bij de bespreking van de brakke en zoet-kalkrijke verlandingsreeks en de effecten van verzoeting en vermesting. Het niveau waarop deze invloed in de vegetatieontwikkeling tot uitdrukking komt heet het macroniveau. Daarmee wordt bedoeld dat het in principe voor een heel gebied van betekenis is. In het Effectgerichte Maatregelenbeleid voor kraggevenen is het macroniveau nauwelijks betrokken. Een uitzondering vormt het nog niet in uitvoering genomen plan voor het Limmerdie in Noord-Holland. Daar is overwogen grondwater op te pompen om de juiste watersamenstelling op macroniveau te verkrijgen. Het gaat daar om een klein gebied. Voor de andere gebieden wordt erop vertrouwd dat sturing op het macroniveau in andere kaders wordt bewaakt. Ik verwijs hier kortheidshalve naar Van Wirdum et al. (1992) en Van Wirdum (1989b, 1991a) voor meer gegevens met betrekking tot dit niveau. Het is voor de natuurbescherming van groot belang hier zoveel mogelijk gebruik te maken van landschappelijke relaties. Men vervalt anders al snel in een te strikte bepaling vooraf van de ter plekke gewenste levensgemeenschappen en ontkomt moeilijk aan een op soorten gerichte cultuur.

Waterbeheer op het mesoniveau

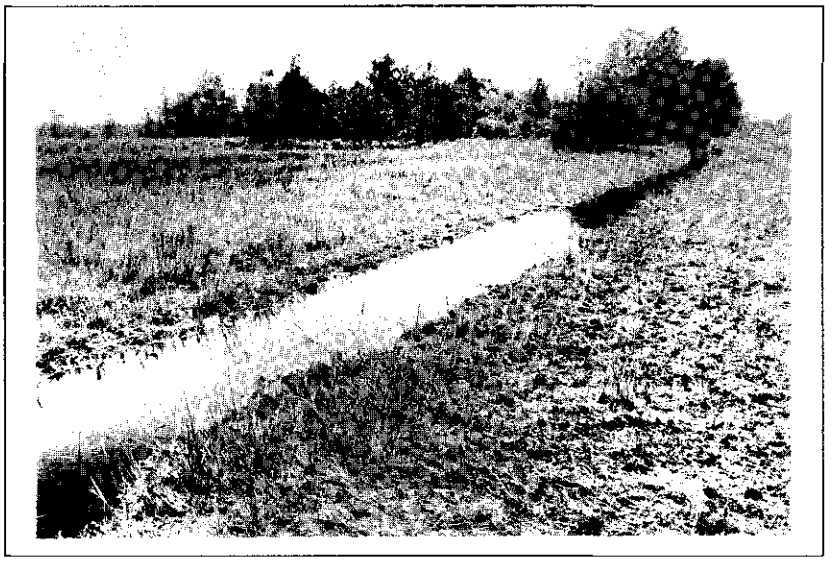
De variatie binnen een laagveengebied wordt in belangrijke mate bepaald door verschillen in de mate waarin het buitenwater een rol speelt in de waterbalans van de gebiedsonderdelen. Hierbij is het belangrijk verschil te maken tussen inzijgingsgebieden en kwelgebieden. Volgens Van Wirdum et al. (1992) wordt elk laagveengebied in ons klimaat een hoogveengebied wanneer niet tenminste een zekere inzijging of kwel aanwezig is. Dit is het gevolg van het neerslagoverschot dat anders de dienst gaat uitmaken. Kwel komt door de ondergrond het gebied binnen. Eventuele patronen in de vegetatie zijn dan het gevolg van verschillen in kwelsterkte. Er moet een voldoende afvoer van het kwelwater zijn om te voorkomen dat het veen met het daarin vastgehouden water doorgroeit tot een niveau waarop vol-

doende tegendruk geleverd wordt om de kwel tot beneden de kritische waarde te doen zakken. In het vlakke deel van Nederland zijn kwelvenen daardoor van nature niet algemeen (Van Wirdum, 1989b).

In De Weerribben en in het Ilperveld is sprake van wegzijging. Het gebied De Wobberibben komt wat dit betreft overeen met De Stobbenribben (Van Wirdum, 1991a). Daardoor is een duidelijk patroon zichtbaar in de vegetatie (figuur 5). De basenrijke trilveentypen worden gevonden waar het boezemwater het terrein kan binnendringen. Vlak langs de boezemvaarten zijn echter zoveel meststoffen in het water aanwezig, dat daar een voedselrijker vegetatietype groeit. Op grotere afstand is de aanvulling met buitenwater geringer en bestaat zo een neiging tot verdroging. Als de kraggen voldoende met het waterpeil meezakken om ook in de zomer nat te blijven is er toch meer invloed van regenwater en ontwikkelt zich een vegetatietype van zuur milieu (veenmosfasen). Anders verdroogt het veen en ontstaat ruigte of bos. Het moge duidelijk zijn dat dit laatste bij blijvende wegzijging een voortdurende bedreiging voor het veen vormt. De karakteristieke zonering vanaf het open water ziet er dan ook in wegzijgingsgebieden alsvolgt uit:

vegetatie van voedselrijk milieu (vermest) — trilveenvegetatie (basenrijk, voedselarm) — veenmosvegetatie (basenarm, voedselarm) — ruigte of bos (verdrogend)

Bij de voortschrijding van de verlanding komt een moerasplek steeds verder van het buitenwater te liggen en treedt aldus een verzuring op. Deze wordt nog versneld doordat in de dikker wordende kragge minder menging tussen het van boven komende regenwater en het met buitenwater gemengde veenwater onder de kragge optreedt. In De Wobberibben is de verzuring vrijwel zeker nog meer versneld, enerzijds door de veronderstelde beheersinvloed die reeds is genoemd, anderzijds door het dichtraken van sloten. Uit metingen van de electrische geleiding van het water onder de kraggen en uit wateranalysen is voor de situatie in 1974 en 1983 een patroon vastgesteld dat met de genoemde zonering samenvalt. Tijdens de huidige 'monitoring' worden soortgelijke metingen opnieuw verricht, voor en na het opentrekken van oude sloten en het aanleggen van nieuwe sloten (figuur 7). De vergelijking van de oude en nieuwe gegevens is nog in volle gang. De 'effectgerichte maatregelen' zijn uitgewerkt op basis van het vegetatiepatroon en de kennis van de ligging van oorspronkelijke sloten. Er is voor gekozen de sloten via een lang traject met de boezemvaarten te verbinden, in de hoop dat het gehalte aan meststoffen door natuurlijke reiniging verlaagd is voordat het boezemwater de trilvenen bereikt. We verwachten met soortgelijke berekeningen als voor De Stobbenribben uitgevoerd ook in de Wobberibben een kwantitatief verband te kunnen leggen tussen de maatre-



Figuur 7
Nieuw gegraven sloot. Rechtsonder een opdrijvende plagstrook met veel stijve zegge; aan de overzijde van de sloot verzuurd trilveen met veenpluis.
Foto: J. van Osch (TFDL-DLO)

gel en de doordringing van buitenwater en we hopen hiervan in de vegetatie effecten te kunnen gaan waarnemen. Op kleine schaal hebben we reeds een zekere uitbreiding van Schorpioenmos over afstervend Veenmos (*Sphagnum subnitens*) gezien.

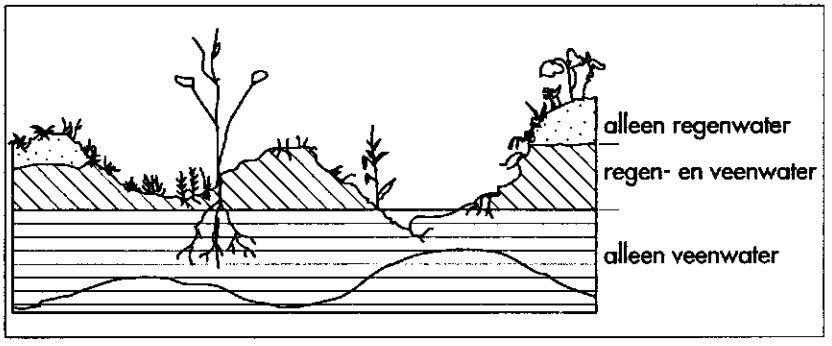
Ook in het Ilperveld bestaat de maatregel op het mesoniveau uit het graven van een greppelpatroon dat aftakt van een sloot die met een lange weg met het overig buitenwater is verbonden.

Het uitdiepen van oude en graven van nieuwe sloten moet niet als een wondermiddel gezien worden dat altijd werkt. Het beschreven patroon op het mesoniveau komt weliswaar overeen met het watertypen-patroon van figuur 2, maar het wordt op een andere manier in stand gehouden. In een natuurlijk veenlandschap als gesuggereerd in figuur 2 is sprake van een zekere afvoer van door het veen sijpelend regenwater uit de hoogveenkern. Deze bepaalt de grens tot waar bij een zekere dynamiek van de waterstanden in het randgebied de basenrijke zone en de tussenzone kunnen bestaan. Wanneer deze zijdelingse afvoer afwezig is, zoals in het wegzijgingsmoeras, bestaat het gevaar dat het tussengebied op de lange duur geheel verdwijnt en uiteindelijk een scherpe grens ontstaat tussen basenrijk en misschien zelfs vermest laagveen en een steeds verder inkrimpend areaal verdrogend en sterk verzuurd moeras, zoals eerder door mij is besproken en geïllustreerd (Van Wirdum, 1979). Er moet dus een plan op macroniveau zijn waarin één of meer grote hoogveenachtige kernen worden

gerealiseerd die niet kunnen verdrogen en waarin geen boezemwater doordringt. Dit lijkt in onze grote laagveengebieden mogelijk, omdat daar nu nog steeds deelgebieden aanwezig zijn waarin de sloten nauwelijks uit het boezemstelsel ververst worden.

Plaggen in verband met de waterhuishouding op het microniveau

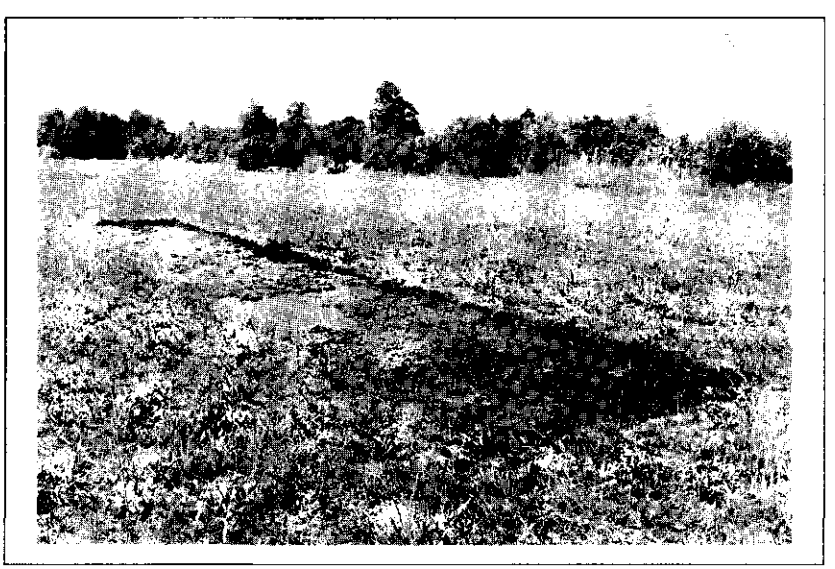
In trilvenen is vaak een bult-slenkpatroon aanwezig (figuur 8). In de slenken is de kragge dun; er zitten soms zelfs open plekken in. Het basenrijkere water onder de kragge heeft er tot in de moslaag invloed. De bulten liggen met hun top op een niveau dat boven het gemiddelde veenwaterniveau uitsteekt. Daar spaart zich regenwater op. Het effect daarvan wordt nog versterkt doordat de bulten steviger plekken in de kragge vormen met een meer verdichte bovenlaag. Daardoor treedt ook minder menging op van het regenwater met het veenwater onder de kragge. Dit blijft een belangrijke rol spelen als het bultniveau zich over een grotere oppervlakte uitbreidt, ook al zakt de kragge wat in het water in door de toegenomen massa. Het bult-slenkpatroon is een belangrijke oorzaak van het dichtbij elkaar voorkomen van plantesoorten van zuur, basisch en tussenliggend milieu. Heel in het klein vertonen ze de reeds in figuur 2 getoonde opbouw. Op zichzelf is het een natuurlijk verschijnsel dat bulten geleidelijk de overhand krijgen. In de praktijk blijkt dat echter vaak erg lang te duren. Vermoedelijk zijn daar twee oorzaken voor. Ten eerste zijn de bultvormende soorten kenmerkend voor jonge verlandingsfasen. Bij het afnemen van de voedselrijkdom van het water tijdens de veenontwikkeling wordt het milieu minder geschikt voor een verdere uitbreiding van de bultvormende soorten. Ten tweede is de natuurlijke diktegroei van het veen in het neutrale tot basische milieu van de slenken erg gering. De afbraaksnelheid van het organisch materiaal is er vrij hoog en de groeisnelheid van de mossen laag. Zeker in vergelijking tot een veenmosdek.



Figuur 8
Bult-slenkpatroon in trilveenkragge. De samenstelling van het veenwater (onderste niveau) hangt af van de bereikbaarheid voor buitenwater. In slenken is de kragge zeer dun. Naar: IBN, 1992

Het toegenomen mestgehalte van het meeste buitenwater en in de lucht vormt in dit opzicht een bedreiging. Hogere moerasplanten die met hun wortels het buitenwater onder de kragge bereiken, zoals Riet, kunnen daardoor een vrij hoge productie halen. In principe wordt deze met het vegetatiebeheer afgevoerd, maar er bestaat voortdurend het gevaar dat een deel van het bladmateriaal juist in de slenken achterblijft, waardoor het bultniveau wordt uitgebreid. Zoals eerder is opgemerkt zijn er ook beheersinvloeden die de vestiging van bultvormende soorten, zoals Stijve zegge, bevorderen. In het kader van de 'effectgerichte maatregelen' is nu bedacht dat de maatregelen op het mesoniveau wellicht onvoldoende gevolg zouden hebben wanneer zich reeds zo'n bultniveau over grotere delen van kraggen heeft uitgebreid. Daarom is voorgesteld de kraggen 'af te plaggen'.

Omdat geen praktijkervaring met plaggen in dit terreintype bekend was, is besloten de maatregel voorlopig slechts als proef uit te voeren. In het Ilperveld is de proefopzet 'wetenschappelijk' (Bootsma et al., 1992). Daar zijn verschillende proefvlakjes aangelegd om de invloed van wel of niet plaggen in combinatie met wel of niet voor boezemwater bereikbaar gemaakt statistisch te vergelijken. In De Wobberibben is de proef als praktijkexperiment uitgevoerd. Er is één geïsoleerde plagstrook (figuur 9) aangelegd, en twee stroken langs nieuwe sloten (figuur 7). Bij de uitvoering is gebleken dat de geplagde kraggen in De Wobberibben vrijwel geheel opdrijven en dat wat de waterstanden betreft zo waarschijnlijk geen geschikt 'schorpioenmosmilieu' ontstaat. Enkele soorten uit de geplagde vegetatie komen snel weer op.



Figuur 9
Geïsoleerde plagstrook in haarmostrilveen. In de omringende vegetatie is nog veel waterdrieblad herkenbaar.
Foto: J. van Osch (TFDL-DLO)

Kraggevenen in de toekomst

Ik ben in dit artikel nogal uitvoerig ingegaan op de betekenis van de huidige kraggeveencomplexen. Deze zijn ontstaan door het dichtgroeien van petgaten, open water dat na de vervening achterbleef. In deze complexen speelt een nauwgezet vegetatiebeheer een belangrijke rol. Het zouden anders struwelen en bossen worden, en wellicht op de lange termijn hoogvenen. Ook binnen de struwelen en bossen bestaat een duidelijk verschil in vegetatie (en fauna, en microflora en -fauna) al naar gelang het meer basenrijke of basenarme, zure typen zijn. De basenarme, zure typen ontstaan 'vanzelf' naarmate sloten dichtraken en kraggen dikker worden, tenzij overstromingen (met hopelijk niet te smerig water) met enige regelmaat kunnen optreden. Het ziet er niet naar uit dat we in onze grote laagveengebieden op afzienbare termijn zulke overstromingen zullen willen toelaten. Daartoe zou een verdere scheiding van belangen (landbouw en bewoning tegenover natuur) noodzakelijk zijn. Bij de huidige kwaliteit van het oppervlaktewater is het overigens ook voor de natuurfunctie in deze gebieden niet gewenst op grote schaal overstromingen toe te laten. Voorlopig zal dus het onderhouden van een sloten- en vaartenstelsel wel gewenst zijn, of we nu wel of niet voor een intensief vegetatiebeheer kiezen.

Uit andere gebieden, zoals de Donau-delta (Rodewald-Rudescu, 1974), zijn uitgestrekte kragge-moerassen bekend met een meer natuurlijke oorsprong. In de Donau-delta bereiken de kraggen wel een dikte van 2 meter. Over het algemeen genomen heeft dat gebied het karakter van een oermoeras, met overgangen naar laagveen. Hoogveen komt er, door het neerslagtekort, niet voor. 's Winters en in het voorjaar treden zeer hoge waterstanden op en is er ook veel ijsgang. Het gebied is zo groot als een tiende van heel Nederland. Er heeft een zeer intensieve rietcultuur en visserij plaatsgevonden, die nu sterk verminderd zijn. Door het maaien en branden van de vegetatie heeft de mens hier reeds heel lang een nadrukkelijk stempel op de vegetatie-ontwikkeling gedrukt. Op veel plaatsen kan vee vrij het moeras in. Over de bevolkingsdichtheid zijn mij weinig cijfers bekend. Volgens Kiss (1992) is het randgebied vanaf de steentijd zeer dicht bevolkt geweest. In het eigenlijke moerasgebied gaat het echter waarschijnlijk slechts om enkele (2?) duizenden bewoners, vaak alleen in de zomer. In en vooral direct rondom de delta liggen 28 steden met een sterk afnemende bevolking: 21657 in 1970, 15590 in 1990 (Volcov 1992). Door eigen waarneming in 1992 en door contact met de Roemeense vegetatiekundige J. Hanganu heb ik kunnen vaststellen dat veel bijzondere elementen uit de meer geïsoleerde delen van de kraggen en meren inmiddels vrijwel volledig uit dit gebied verdwenen zijn

door de waterverontreiniging. Natuurlijke bosvorming wordt in dit gebied beperkt door de ijsgang en de hoge overstromingen en, op de hoogste niveaus, onmogelijk gemaakt door begrazing en kappen. Wel is in grote kraggecomplexen struweel aanwezig van de wilgengroep van *Salix cinerea*. De delta-kenner Toniuc (mondelinge mededeling) sprak als zijn mening uit dat een deel van de traditionele gebruiksvormen van de delta van wezenlijk belang is voor het voorbestaan van de huidige natuurlijke waarden.

In de Biebrza-vallei in Polen, die vaak genoemd wordt als referentie voor hoe de natuur er in onze laagvenen uit zou kunnen zien (Van Leerdam & Vermeer, 1992) is langdurig hooilandbeheer uitgevoerd over grote oppervlakten. Ook hier treden in winter en voorjaar aanzienlijke overstromingen op. Sinds het hooilandbeheer door de lokale bevolking gestopt is treedt op grote schaal bos- en struweelvorming op (Tomaszewska, 1988). Okruszko (1990) noemt het hooilandbeheer voor de aan onze trilveenvegetatie verwante vegetaties in kwelgebieden een voorwaarde voor het voortbestaan als open landschapstypen, in combinatie met het optreden van hoogwaterperioden en het branden van de vegetatie. In de Biebrza-vallei hangt het maaien en oogsten van jaar tot jaar sterk af van droogte en hoogwater; er werd in het verleden ook wel gebrand als geen oogst mogelijk was. In gebiedsdelen waar elanden grazen wordt dit struweel op schofthoogte gehouden, maar verdwijnen toch geleidelijk de bijzondere vegetatie-elementen die ook in onze trilvenen voorkomen. Okruszko spreekt in deze gebieden zelfs van overbegrazing. Okruszko (mondelinge mededeling) vond spontaan dat het naast elkaar voorkomen van gemaaide trilvenen en struweel en broekbos zoals wij hem dat in De Weerribben toonden een uitstekende referentie voor de Biebrza zou zijn om de rol van het hooilandbeheer duidelijk te maken.

Voor zover ik het kan beoordelen wijzen de gegevens over deze referentiegebieden erop dat ook daar de rijkdom aan vegetatietypen en fauna mede te danken is aan de toegankelijkheid voor buitenwater (kwel- of rivierwater), mits van goede kwaliteit, en aan het tenminste lokaal voorkomen van vegetatiebeheer door mensen. Tegen deze achtergrond denk ik dat het geen bezwaar hoeft te zijn in onze grote laagvenen, en in natuurontwikkelingsgebieden, struweel- en bosvorming te stimuleren. Dat levert een zeer waardevol natuurwetenschappelijk en maatschappelijk experiment op en zal zeker bijdragen aan de vogelrijkdom en vegetatiekundige diversiteit. Dit is niet meer het geval wanneer de bos- en struweeltypen niet meer afgewisseld worden door vrij grote open terreindelen en wanneer het bos en struweel over de gehele oppervlakte sterk kan verzuren. Bos en struweel moeten dus niet gemakzuchtig als een 'restgroep' worden opgevat, waar allerlei

bij het beheer vrijgekomen materiaal gedumpt kan worden, en waar geen bijzonder waterbeheer nodig is. Een landschapscompositie met in de centrale delen een grote oppervlakte gebied waarin basenarm bos en struweel, veenheide, en later wellicht hoogveen voorkomt, en aan de randen basenrijkere typen met op de daarvoor meest kansrijke plaatsen vegetatiebeheer lijkt mij daarom voor de eerste eeuw(en) een realistische, maar toch al ambitieuse doelstelling (Van Wirdum, in druk). De experimenten die nu met herstelbeheer in het kader van het effect-gerichte maatregelenbeleid worden uitgevoerd zijn daarom ook van groot belang voor de natuurbescherming op lange termijn. De vegetatietypen uit de historische matrijs, en de basenrijke typen uit de geologische matrijs behoren tot de meest bedreigde van Europa!

Literatuur

Bakker, P.A., 1979. Vegetation science and nature conservation. In: M.J.A. Werger (red.), The study of vegetation. Junk, Den Haag. p.247-288.

Bloemers, J.H.F., L.P. Louwe Kooijmans & H. Sarfatij, 1981. Verleden land. Meulenhoff, Amsterdam. 192 p.

Boeye, D., 1992. Hydrologie, hydrochemie en ecologie van een grondwaterafhankelijk veen. Proefschrift Universiteit Antwerpen, Wilrijk. 146 p.

Bootsma, M.C., B. Beltman & A. Barendregt, 1992. Effectgerichte maatregelen tegen verzuring; proefproject Ilperveld. Tussenrapportage 1991. RUU, Utrecht. 27 p.

Calis, J.N.M. & J.C.J. van Wetten, 1983. Onderzoek van successie en hydrologie in het trilveencomplex De Wobberibben. UvA, Amsterdam. Intern rapport, 91 p.

Coesel, P.F.M., 1981. Distribution and ecology of desmids. Proefschrift UvA, Amsterdam. 198 p.

Den Held, A.J., M. Schmitz & G. van Wirdum, 1992. Types of terrestrializing fen vegetation in The Netherlands. In: J.T.A. Verhoeven (red.), Fens and Bogs in The Netherlands. Kluwer, Dordrecht. p.237-321.

Glaser, P.H., J.A. Janssens & D.I. Siegel, 1990. The response of vegetation to chemical and hydrological gradients in the Lost River Peatland, Northern Minnesota. Journal of Ecology 78. p.1021-1048.

Gorham, E. & J.A. Janssens, 1991 (in druk). Concepts of fen and bog re-examined in relation to bryophyte cover and the acidity of surface waters. Acta Societas Botanicorum Poloniae.

Gorham, E., J.A. Janssens, G.A. Wheeler & P.H. Glaser, 1987. The natural and anthropogenic acidification of peatlands. In: T.C. Hutchinson & K.M. Meema (red.), Effects of atmosferic pollutants on forests, wetlands and agricultural ecosystems. Springer, Heidelberg. p.493-512.

Jansen, A.J.M., A.J.J.L. Lemaire & M.H. Jalink, 1990. Effectgerichte maatregelen tegen verzuring in natte schraallanden. KIWA, Nieuwegein. 319 p.

IBN, 1992. Jaarverslag 1991. IBN, Wageningen. p.11-14.

Kiss, J.B., 1992. Archaeological and ethnographic aspects of Northern Dobrudja. In: IUCN, Conservation status of the Danube Delta. IUCN. p.101-106.

Koerselman, W., 1989a. Hydrology and nutrient budgets of fens in an agricultural landscape. Proefschrift RUU, Utrecht. 164 p.

Koerselman, W., 1989b. Groundwater and surface water hydrology of a small groundwater-fed fen. Wetlands Ecol. and Manag. 1(1):31-43.

Koerselman, W., D. Claessens, P. ten Den & E. van Winden, 1990. Dynamic hydrochemical and vegetation gradients in fens. Wetlands Ecol. and Manag. 1(2):73-84.

Kuiper, P., 1958. Verlandingsvegetaties in Noordwest-Overijssel. Kruipnieuws 20(1):1-19.

Langeweg, F. (red.), 1989. Zorgen voor morgen. Samson, Alphen aan de Rijn. 456 p.

Ministerie van LNV, 1989. Natuurbeleidsplan. SDU, 's-Gravenhage. 272 p.

Natuurbeschermingsraad, 1992. Ecosysteemvisies. NB-Raad, Utrecht. 27 p.

Okruszko, H., 1990. Wetlands of the Biebrza valley; their value and future management. Polish Academy of Sciences, Warszawa. 107 p.

Pons, L.J., 1992. Holocene peat formation in the lower parts of The Netherlands. In: J.T.A. Verhoeven (red.), Fens and Bogs in The Netherlands. Kluwer, Dordrecht. p.7-79.

Prins, A.H., T. Reijnders, E. Schouwenberg, G. van Wirdum & A. Zwikker, 1992. Meetrapport 1991-'92 verzuringsbestrijding De Weerribben. Intern document IBN.

Rijksinstituut voor Natuurbeheer, 1979, 1984. Levensgemeenschappen. Pudoc, Wageningen. 391 p.

Rodewald-Rudescu, L., 1974. Das Schilfrohr. Schweizerbart'sche, Stuttgart. 302 p.

Schouwenberg, E., 1992. Onderzoek naar de basenverzadiging van een trilveencomplex in De Weerribben. IBN-DLO, Wageningen. 31 p., bijlagen.

Segal, S., 1966. Ecological studies of peat-bog vegetation in the North-Western part of the province of Overijssel (The Netherlands). Wentia 15, 109-141.

Slicher van Bath, B.H., 1957. Een samenleving onder spanning. Van Gorcum, Assen. 768 p.

Tomaszewska, K., 1988. Plant cover of peatland in the Biebrza river valley and its changes determined on the basis of aerial photographs. Proc. VIII Int. Peat Congress (1). International Peat Society, Helsinki. p.199-207.

Van Leerdam, A. & J.G. Vermeer, 1992. Natuur uit het moeras! RUU, Utrecht. 217 p.

Van Leeuwen, C.G., 1967. Tussen observatie en conservatie. In: Tien jaren RIVON, RIVON, Zeist. p.38-58.

Van Wirdum, G., 1979. Dynamic aspects of trophic gradients in a mire complex. Proc. and Inf. 25. CHO-TNO, 's-Gravenhage. p.66-82.

Van Wirdum, G., 1981. Linking-up the natec subsystem in models for the water management. Proc. and Inf. 27. CHO-TNO, 's-Gravenhage. p.108-128.

Van Wirdum, G., 1982a. Design for a land-ecological survey of nature protection. In: S.P. Tjallingii & A.A. de Veer (red.), Perspectives in landscape ecology. Pudoc, Wageningen. p.245-251.

Van Wirdum, G., 1982b. The ecohydrological approach to nature protection. Annual Report 1981. RIN, Arnhem. p.60-74.

Van Wirdum, G., 1989a. Moerasgebieden. In: W.J. Wolff (red.), De internationale betekenis van de Nederlandse natuur. SDU, 's-Gravenhage. p.38-49.

Van Wirdum, G., 1989b. Ecohydrologische aspecten van waterinlaat in laagvenen. In: J.G.M. Roelofs (red.), Aanvoer van gebiedsvreemd water. KUN, Nijmegen. p.52-71.

Van Wirdum, G., 1991a. Vegetation and hydrology of floating rich-fens. Datawyse, Maastricht. 310 p.

Van Wirdum, G., 1991b. Interface theory and the base state of fen mires. In: H.P. Nachtnebel & K. Kovar (red.), Hydrological basis of ecologically sound management of soil and groundwater. IAHS, Wallingford. p.173-186.

Van Wirdum, G., in druk. Noordwest-Overijssel en Zuid-Friesland. In: A. van Leerdam & J.G. Vermeer (red.), Natuur uit het moeras! 2, regionale verkenningen. RUU, Utrecht.

Van Wirdum, G., A.J. den Held & M. Schmitz, 1992. Terrestrializing fen vegetation in former turbaries in The Netherlands. In: J.T.A. Verhoeven (red.), Fens and Bogs in The Netherlands. Kluwer, Dordrecht. p.323-360.

Van Zon-van Wagtendonk, A.M., 1965. Vegetatiekartering van een gedeelte van het natuurreservaat De Weerribben te Oldemarkt. UvA, RIN, Leersum. 40 p.

Volcov, A., 1992. A summary of some socio-economic problems of the Danube Delta biosphere reserve. In: IUCN, Conservation status of the Danube Delta. IUCN. p.107.

Westhoff, V., P.A. Bakker, C.G. van Leeuwen & E.E. van der Voo, 1971. Wilde planten (1). Natuurmonumenten, Amsterdam. 320p.

METHODIEKEN VOOR HERSTEL VAN VERZUURDE EN GEEUTROFIEERDE HEIDEN EN SCHRAALLANDEN

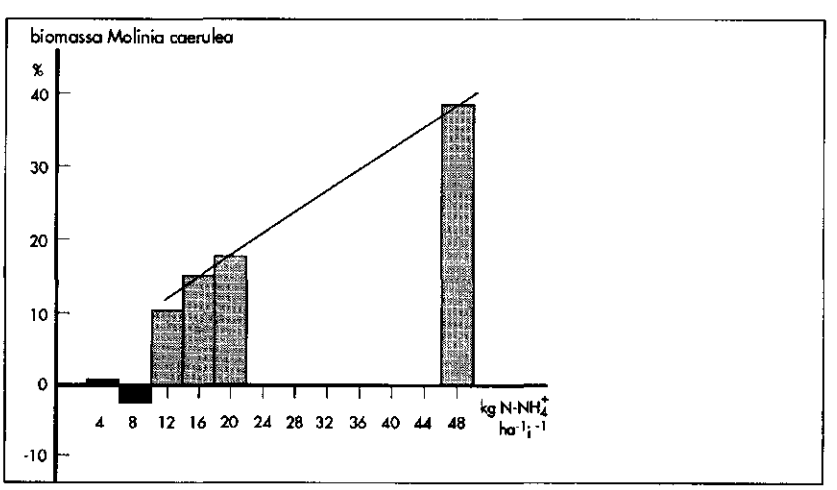
J.G.M. Roelofs, M.C.C. de Graaf, P.J.M. Verbeek & M.J.R. Cals
Werkgroep Milieubiologie, Vakgroep Oecologie,
Katholieke Universiteit Nijmegen, Toernooiveld, 6522 ED Nijmegen

Verzuring en eutrofiëring van heiden en schraallanden

Dat eutrofiëring via atmosferische depositie een belangrijke bijdrage levert aan veranderingen die zich voltrekken in heide en schraallanden, staat wel vast. Algemeen bekend is de vergrassing van de heide. Daarnaast verdwijnen uit de iets mineraalrijkere heischrale milieus planten als gevolg van verzuring en eutrofiëring (Houdijk, 1993; Fennema, 1990; Jansen et al, dit boek).

De vergrassing van heiden wordt op zijn minst sterk versneld door atmosferische stikstofdepositie. Uit potproeven blijkt duidelijk dat bij lage depositieniveaus (8 kg N /ha/jr) Pijpestrootje (*Molinia caerulea*) zich op minerale, stikstofarme bodems niet kan handhaven. Vanaf 12 kg tot tenminste 48 kg/ha/jr is er een lineaire toename van de biomassa gedurende het eerste jaar (figuur 1).

Beheer, met als doel de vergrassing terug te dringen, moet erop gericht zijn deze eutrofiëring tegen te gaan. De beste methode in heiden is het plaggen, waarbij de organische toplaag, waarin zich het overgrote deel van de aanwezige voedingsstoffen bevindt, wordt afgevoerd. Ook maaien van de vegetatie, waarbij het maaisel wordt afgevoerd, kan leiden tot verschra-



Figuur 1
Toename vande biomassa van Pijpestrootje in relatie tot het NH_4-N-depositieniveau

ling, mits het stikstofdepositieniveau niet extreem hoog is (<35 kg/ha/j; Berendse, 1988; Bobbink et al., 1992). Begrazing is een methode die vaak minder geschikt is om de eutrofiëring terug te dringen of af te remmen. Met afbranden van heiden of vergraste heiden kan weliswaar een deel van het geaccumuleerde stikstof worden afgevoerd, maar vanwege veel nadelige bijwerkingen (vernietiging fauna en zaadbank) wordt deze manier van beheer nauwelijks meer toegepast.

Wat al deze reguliere beheersmaatregelen gemeen hebben, is dat ze geen positief effect hebben op de verzuring van water en bodem. Integendeel, in natte, heischrale milieus leidt afvoer van organisch materiaal tot extra bodemverzuring. Dit komt omdat in natte, reductieve bodems veel minder van de potentieel verzurende stoffen zoals ammoniumsulfaat, worden geoxideerd tot sterke zuren. In natte, geaëreerde minerale bodems (na plaggen) gebeurt dit wel.

Verzuring en verdroging

Iets vergelijkbaars zien we bij verdroging van natte schraallanden. Door de aërering, d.w.z. de toename van de hoeveelheid zuurstof in de bodem, oxideren potentieel verzurende stoffen tot sterke zuren als salpeterzuur en zwavelzuur (van Breemen, 1975; van Dam, 1987).

In natte, reductieve bodems gebeurt het omgekeerde: zure, geoxideerde verbindingen worden gereduceerd, waarbij zuur juist geconsumeerd of buffering gegenereerd wordt.

In tabel 1 zijn de belangrijkste zuurvormende en zuurconsumerende (bufferende) biochemische processen weergegeven. Het is duidelijk, dat alle zuurvormende processen plaatsvinden onder zuurstofrijke (droge of minerale) condities en alle bufferende processen onder natte, reductieve omstandigheden.

In de praktijk betekent dit, dat na plaggen van verzuurde droge heiden en schraallanden of verdroogde natte schraallanden slechts een beperkt

Tabel 1
De belangrijkste zuurvormende (droge, oxidatieve omstandigheden) en zuurbindende (natte, reductieve omstandigheden) biochemische bodemprocessen

Zuurvormende biochemische (bodem)processen (onder aerobe, meestal droge condities)	
Sulfide oxidatie:	$H_2S + 2O_2 \Rightarrow SO_4^{2-} + 2H^+$
Nitrificatie:	$NH_4^+ + 2O_2 \Rightarrow NO_3^- + 2H^+ + H_2O$
Zuurconsumerende (alkaliniserende) biochemische (bodem)processen (onder anaerobe, natte condities)	
Sulfaatreductie:	$SO_4^{2-} + 2CH_2O + 2H^+ \Rightarrow H_2S + 2H_2O + 2CO_2$
Denitrificatie:	$4NO_3^- + 5CH_2O + 4H^+ \Rightarrow 2N_2 + 7H_2O + 5CO_2$

aantal zuurresistente plantesoorten in staat is zich te vestigen en te overleven. Enkele voorbeelden zijn: Struikheide (*Calluna vulgaris*) en Bochtige smele (*Deschampsia flexuosa*) in droge heiden, en Dopheide (*Erica tetralix*), Witte snavelbies (*Rhynchospora alba*), Kleine zonnedauw (*Drosera intermedia*), Knolrus (*Juncus bulbosus*) en Pijpestrootje (*Molinia caerulea*) in vochtige terreinen.

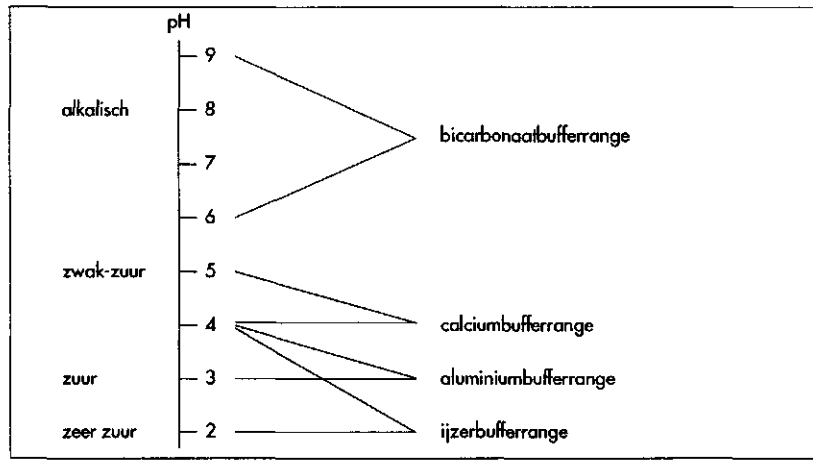
Al deze zuurresistente soorten zijn vrij algemeen tot zeer algemeen en komen niet voor op de Floron-rode-lijst van bedreigde plantesoorten. Plaggen van verzuurde heiden en schraallanden is dus weliswaar een goede beheermethode om vergrassing tegen gaan, het biedt echter weinig perspectief voor bedreigde plantesoorten. Zoals bekend is, komt een groot deel van de bedreigde plantesoorten uit onze flora voor in droge en natte heiden en schraallanden (zie V. Westhoff, dit boek). Als we nu kijken naar de pH-waarden van bodems op plaatsen waar veel van deze soorten voorkomen, dan blijken deze hoger te zijn dan die van terreinen waar deze soorten ontbreken en alleen soorten als Struikheide of Pijpestrootje voorkomen.

In tabel 2 is duidelijk te zien dat de gemiddelde pH-waarde van bodems waar geen bijzondere plantesoorten meer voorkomen, lager of gelijk is aan pH 4,2, terwijl in terreinen met bedreigde plantesoorten deze waarde hoger of gelijk is aan pH 4,5. Van de onderzochte soorten uit matig mineraalrijke heischrale milieus is er geen enkele die een pH-waarde heeft hoger of gelijk aan pH 5,5. Dit betekent dat al deze soorten uitsluitend worden aangetroffen in bodems die zich in de kationuitwisselings-bufferrange (of calciumbufferrange) bevinden (figuur 2).

Neutrale tot alkalische bodems bevinden zich in de carbonaatbufferrange. Hier wordt zuur geneutraliseerd doordat kalk (calciumcarbonaat) wordt omgezet in kooldioxide en calciumsulfaat (gips). Planten die voorkomen in

Tabel 2
Het voorkomen van plantesoorten uit het heischrale milieu in relatie tot de bodem pH

Soort	pH(H_2O) gemiddeld	pH(H_2O) min-max
Verfbrem (*Genista tinctoria*)	5,5	4,1 – 7,6
Wilde tijm (*Thymus serpyllum*)	5,2	4,7 – 5,6
Heidekartelblad (*Pedicularis sylvatica*)	4,9	4,2 – 5,6
Gevlekte orchis (*Dactylorhiza maculata*)	4,8	4,4 – 5,6
Moeraswolfsklauw (*Lycopodium inundatum*)	4,7	4,4 – 5,6
Liggende vleugeltjesbloem (*Polygala serpyllifolia*)	4,6	4,1 – 5,7
Wolverlei (*Arnica montana*)	4,5	4,0 – 5,0
Klokjesgentiaan (*Gentiana pneumonanthe*)	4,4	4,0 – 5,0
Pijpestrootje (*Molinea caerulea*)	4,2	3,8 – 4,7
Struikheide (*Calluna vulgaris*)	4,1	4,0 – 4,3

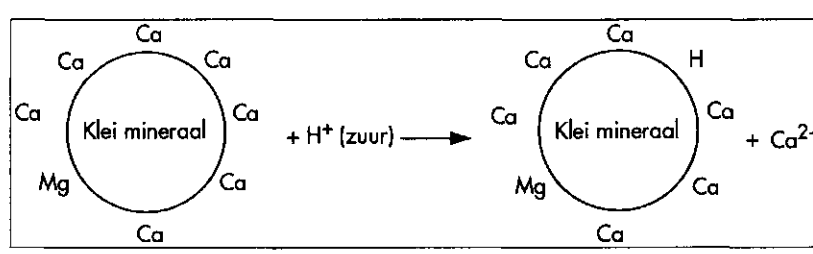


Figuur 2
Belangrijke pH-bufferranges in bodems

bodems in deze bufferrange kennen we o.a. uit het rivierengebied, beekdalen, kalkrijke duinen en kalkgraslanden. Ook akkeronkruiden vallen in deze categorie.

Als alle (bi-)carbonaat door zuur omgezet is in CO_2 daalt de pH tot een waarde rond pH 5,5 à 6,0. Tussen pH 6,5 en 5,5 is er in principe een buffering door verwering van silicaten (silicaatbufferrange), maar deze verwering verloopt zo traag, dat de pH onder de huidige omstandigheden doorschiet naar de kationuitwisselingsbufferrange. Hoe deze buffering werkt is schematisch weergegeven in figuur 3.

Kleimineralen en humusdeeltjes hebben aan het oppervlak een zwak negatieve lading. Hierdoor trekken ze positief geladen ionen zoals calcium en magnesium aan. Is dit zogenaamde bodemadsorptiecomplex geheel bezet met basische kationen als calcium en magnesium, dan spreken we van een base-verzadigd systeem. Komt er zuur in de bodem (figuur 3) dan wordt calcium of magnesium van het bodemabsorptiecomplex verdrongen en komen er zuurionen voor in de plaats. Het calcium wordt ingewisseld tegen zuur en dus werkt calcium als een zuurbuffer. Dit gaat door tot (bijna) alle basische kationen van het adsorptiecomplex zijn verdrongen. Door de pH-daling die daarop volgt gaat amorf aluminium in oplossing. Op dat moment



Figuur 3
Het mechanisme van zuurbuffering van bodems in de kationuitwisselingsbufferrange

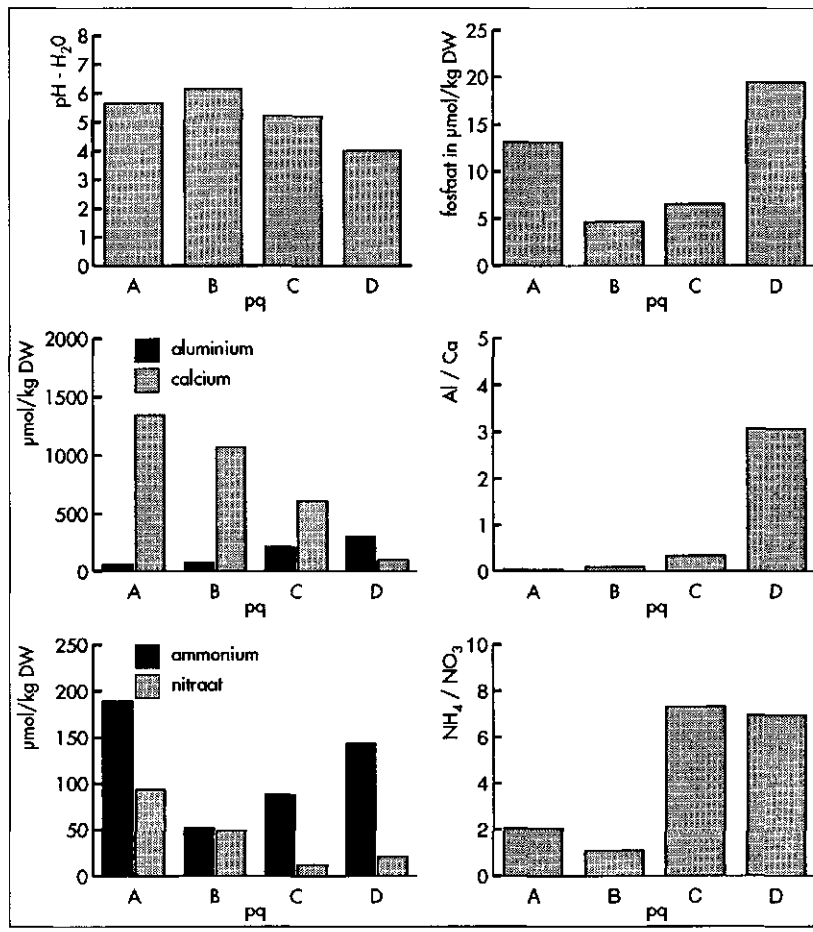
fungeert aluminium als zuurbuffer en spreken we van een bodem in de aluminiumbufferrange. Deze ligt globaal tussen pH 4,5 en pH 2,8. Na aluminium gaat tenslotte ijzer in oplossing en spreken we van de ijzerbufferrange.

De belangrijkste overgang waarmee we te maken hebben bij verzuring van soortenrijke, natte en droge heischrale milieus is die van de kationuitwisselingsbufferrange naar de aluminiumbufferrange. Uit tabel 2 bleek al dat alle onderzochte bedreigde plantesoorten voorkomen bij pH-waarden die doorgaans worden gemeten in bodems in de kationuitwisselingsbufferrange. Uit onderzoek van Houdijk (1993) is gebleken, dat deze soorten in te delen zijn in een aantal klassen. Zo komen Wilde tijm (*Thymus serpyllum*), Verfbrem (*Genista tinctoria*), Parnassia (*Parnassia palustris*) en Gevlekte orchis (*Dactylorhiza maculata*) voor op bodems met een hoge basenverzadiging en soorten als Klokjesgentiaan (*Gentiana pneumonanthe*) en Valkruid (*Arnica montana*) bij een relatief lage basenverzadiging. Geen van deze soorten komt echter voor op bodems die zich in de aluminiumbufferrange bevinden.

Voor een adequaat beheer is het noodzakelijk te weten welke de sturende processen zijn achter zo'n verandering in vegetatie. Immers, bij verzuring daalt niet alleen de pH, ook dalen de basenverzadiging en het calciumgehalte en treden er verschuivingen op in de stikstof- en fosfaathuishouding en stijgt het aluminiumgehalte. Een goed beeld van correlaties tussen de vegetatiesamenstelling en het abiotisch, fysisch-chemisch bodemklimaat is te verkrijgen door metingen uit te voeren in transecten, waarbij sprake is van duidelijke overgangen in vegetatiesamenstelling en vegetatiestructuur. Als voorbeeld worden hier enkele transecten besproken (van laag naar hoog) in het Breklenkampseveld en Punthuizen, twee uitstekend beheerde natte schraallanden in eigendom van respectievelijk Het Overijssels Landschap en Staatsbosbeheer.

In figuur 4 zijn de fysisch-chemische parameters uitgezet in een transect van laag naar hoog, waarbij sprake is van een afnemende invloed van kalkrijk grondwater (zie ook Jansen et al.; dit boek). In zone A, het laagste deel, reikt het grondwater gemiddeld 322 dagen per jaar tot in de wortelzone. Hier ontbreken zeldzame plantesoorten en wordt de vegetatie gedomineerd door Gewone zegge (*Carex nigra*). In zone B en C reikt het grondwater gemiddeld respectievelijk 270 en 170 dagen van het jaar tot in de wortelzone, terwijl dit in zone D slechts 35 dagen per jaar het geval is.

In zone B en C komen veel bijzondere plantesoorten voor uit de klasse der Kleine zeggen (Parvocaricetea) en het Biezenknoppen-pijpestrootje verbond (Junco-Molinion), zoals Heidekartelblad (*Pedicularis sylvatica*), Kleine valeriaan (*Valeriana dioica*), Blauwe knoop (*Succisa pratensis*) en Gevlekte orchis (*Dactylorhiza maculata*).



Figuur 4
Diverse water-extraheerbare ionen in transect 4 te Breklenkamp (gemiddelde waarden over periode 1990-1992 (n=3)). De pq's werden bij het inzetten van het experiment gekarakteriseerd door de volgende soorten:
A. Gewone zegge;
B. Gevlekte orchis;
C. Gevlekte orchis;
D. Heide

In zone D ontbreken deze soorten en komen alleen Dopheide (*Erica tetralix*), Struikheide (*Calluna vulgaris*) en Pijpestrootje (*Molinia caerulea*) voor.

Er is binnen het transect duidelijk sprake van een pH-gradiënt. De pH is het hoogst in zone B (pH=6,0), wat lager in zone C (pH=5,5) en het laagst in zone D (pH=4,2). Op grond van alleen de pH-waarden zouden bijzondere soorten te verwachten zijn in zone A, B en C. In zone A, de natste zone, ontbreken deze echter, waarschijnlijk als gevolg van het reductieve karakter (een groot deel van het jaar staat het water boven het maaiveld, zodat te weinig zuurstof de bodem kan bereiken), waardoor de beschikbaarheid van fosfaat en ammonium veel te groot is.

In zone B en C is de beschikbaarheid van voedingsstoffen het kleinst. Dit is normaal voor een zwak-zure, min of meer geaëreerde bodem. Bij ster-

ke verzuring (D) neemt de beschikbaarheid van fosfaat weer sterk toe. Ook is er sprake van accumulatie van ammonium als gevolg van een verminderde nitrificatie (omzetting van ammonium en nitraat), waardoor de verhouding tussen ammonium en nitraat, de NH_4/NO_3 ratio, sterk stijgt. Ook de concentratie vrij aluminium stijgt, terwijl de concentratie calcium sterk afneemt (D); als gevolg daarvan stijgt de Al/Ca ratio sterk.

Een soortgelijke situatie treffen we aan in Punthuizen, een fraai ontwikkeld blauwgrasland (figuur 5). Omdat de overgangen van laag naar hoog hier veel geleidelijker verlopen, zijn de zones waarin een bepaald vegetatietype voorkomt, vaak veel breder. Duidelijk is ook hier dat in de hele zone waar plantesoorten voorkomen uit het Biezeknoppen-Pijpestrootjeverbond (Junco-Molinion), zoals Spaanse ruiter (*Cirsium dissectum*) en Heidekartelblad (*Pedicularis sylvatica*), de pH-waarde rond 5,0 ligt en de Al/Ca-ratio laag is. Vanaf zone I is de pH gedaald naar ca. 4,0 en is de Al/Ca- ratio duidelijk verhoogd. Ook hier ontbreken weer alle bijzondere soorten uit het Biezeknoppen-Pijpestrootjeverbond en komen alleen heide en Pijpestrootje voor. Ook hier stijgen boven zone I de ammonium- en vrij-fosfaatconcentratie sterk.

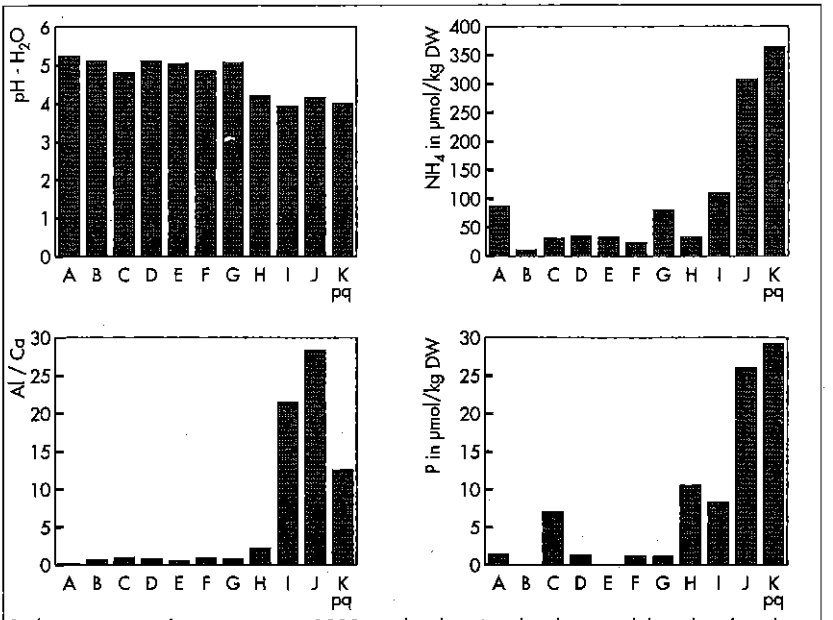
Uit het bovenstaande blijkt, dat bodemverzuring gepaard gaat met een scala aan veranderingen in het abiotisch milieu. Om compenserende maatregelen te treffen die verzuring tegengaan, is het zaak te weten welke van deze veranderde chemische parameters verantwoordelijk zijn voor de veranderingen in de vegetatie, omdat niet elke vorm van buffering dezelfde uitwerking heeft op deze bodemparameters, zoals in dit geval van buffering door kalkhoudend grondwater.

De geconstateerde eutrofiëring in de natste delen en de verzuurde drogere delen in de terreinen is, wat de beschikbaarheid van fosfaat en stikstof betreft, te bestrijden door een regulier maaibeheer en af en toe plaggen.

Deze maatregelen hebben echter geen positieve invloed op de pH, het aluminiumgehalte, de Al/Ca-ratio, ammonium en de NH_4/NO_3-ratio. Uit figuur 4 is af te leiden, dat verhoging van de aluminiumconcentratie op zich niet nadelig hoeft te zijn, aangezien in zone C, een zone met veel bedreigde plantesoorten, de aluminiumconcentraties in het bodemvocht al fors verhoogd zijn. In deze zone is er echter nog duidelijk invloed van het calciumrijk grondwater, waardoor de calciumconcentratie hoger is dan die van aluminium en de Al/Ca-ratio dus laag.

Uit onderzoek in bossen (Ulrich, 1983; Boxman et al., 1991) was al gebleken dat calcium de plantewortels beschermt tegen het potentieel toxische aluminium. Dit blijkt ook duidelijk het geval bij kruidachtige planten uit heischrale milieus (de Graaf en Verbeek, 1993; de Graaf et al., 1993).

Figuur 5
De pH-H2O, aluminium-calcium-ratio en de water-extraheerbare fosfaat- en ammoniumfractie in transect 5 te Punthuizen (gemiddelde waarden over periode 1990-1992 (n=3)).



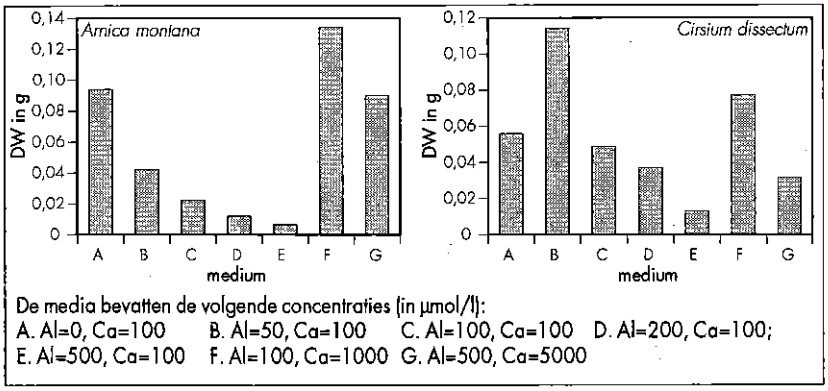
Bij het inzetten van het experiment in 1990 werden de pq's gekarakteriseerd door de volgende soorten:

A. Wederik;
B. Heidekartelblad, Klokjesgentiaan;
C. Klokjesgentiaan;
D. Spaanse ruiter, Heidekartelblad, Klokjesgentiaan, Parnassia;
E. Spaanse ruiter, Heidekartelblad, Klokjesgentiaan, Parnassia;
F. Spaanse ruiter, Heidekartelblad, Klokjesgentiaan, Parnassia;
G. Spaanse ruiter, Klokjesgentiaan;
H. Klokjesgentiaan, Struikheide;
I. Struikheide, Pijpestrootje, Dopheide;
J. Dopheide, Struikheide;
K. Pijpestrootje, Dopheide.

De pq's D, E en F verschillen in bedekkingspercentage per soort

In figuur 6 is weergegeven wat het effect is van verhoogde Al/Ca-ratio's op de groei van Valkruid (*Arnica montana*) en Spaanse ruiter (*Cirsium dissectum*) in hydrocultuur.

Bij Valkruid is er een enorme afname van de biomassa met een toenemende Al/Ca-ratio. Bij een Al/Ca-ratio van 0,5 is er al een halvering van de groei ten opzichte van die bij een blanco zonder aluminium. Vanaf een ratio van 1,0 ontwikkelen de planten zich in het geheel niet meer; dit komt overeen met waarnemingen in de veldsituatie. Wordt bij een verhoging van de aluminiumconcentratie tot 100 µmol per liter de calciumconcentratie verhoogd tot 1.000 µmol per liter, dan is er weer een groei die vergelijkbaar is met de blanco situatie (vergelijk F en A). Dit betekent dus dat calcium de plant tegen het potentieel giftige aluminium beschermt, mits de absolute concentratie aluminium niet te hoog is. Voor Spaanse ruiter is het beeld vergelijkbaar, echter met dit verschil, dat deze plant bij een licht verhoogde



Figuur 6 Gemiddelde biomassa van *Arnica montana* en *Cirsium dissectum* (in gram drooggewicht (DW) per plant), opgekweekt op hydrocultuur bij verschillende aluminium- en calciumconcentraties

Al/Ca-ratio beter groeit dan op een medium zonder aluminium. Vanaf een Al/Ca-ratio van 0,5 is het beeld echter identiek aan dat van Valkruid. Uit deze experimenten kan dus geconcludeerd worden, dat niet zozeer de aluminiumconcentratie, doch veel meer de Al/Ca-verhouding bepaalt of een soort zich al dan niet kan ontwikkelen.

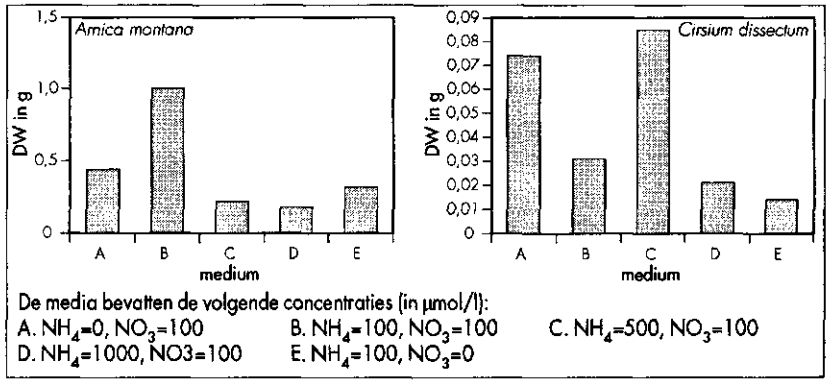
Over de rol van aluminium in de achteruitgang van Valkruid in het veld bestaat enige dicussie. De hierboven beschreven hydrocultuurexperimenten duiden op een duidelijk toxisch effect van aluminium op Valkruid-planten. Ook correlatieve veldstudies wijzen op een verband tussen een toename van de aluminumconcentratie in de bodem en een afname van de vitaliteit van Valkruidplanten (Fennema, 1990; Houdijk, 1993). Andere onderzoekers (Pegtel, 1987; Van Dobben,1991) vinden in hydrocultuurexperimenten met Valkruid echter minder effect van aluminium op de ontwikkeling van de planten. Mogelijk kan dit verschil verklaard worden door het aangeboden voedingsmedium aan de planten: Pegtel gebruikte in zijn experiment een medium met zeer hoge nutriëntenconcentraties. De Graaf en Verbeek daarentegen, maakten gebruik van een nutriëntarm-medium, dat veel overeenkomst vertoont met de samenstelling van het bodemvocht in natuurlijke Valkruid-populaties. Aluminium beïnvloedt de wortelgroei van Valkruid; zowel Pegtel als De Graaf & Verbeek vonden dat planten die op aluminium waren opgekweekt een verstoorde wortelgroei vertoonden. In nutriëntrijke media hebben planten echter slechts een klein wortelstelsel nodig om de spruit van voedsel te voorzien en groei daarvan te consolideren. Waarschijnlijk is het door Pegtel gebruikte medium rijk genoeg aan voedingstoffen om de plant, ondanks de aantasting van het wortelstelsel, door te laten groeien. In het experiment van De Graaf en Verbeek is dit niet het geval.

Door bodemverzuring neemt, zoals eerder vermeld, de nitrificatie af. Als gevolg van stikstofmineralisatie en hoge ammoniumdepositie stijgt niet alleen

de ammoniumconcentratie, maar vanwege de lagere nitrificatie daalt ook de nitraatconcentratie. Het gevolg is dat de NH_4/NO_3-ratio sterk stijgt.

Uit onderzoek van Houdijk (1993) en de Graaf et al. (1993) blijkt, dat bedreigde planten uit heischrale milieus aangepast zijn aan nitraatvoeding of een gebalanceerde nitraat/ammonium-voeding. Bij een verhoging van de NH_4/NO_3-ratio neemt de groei af of sterven de planten af (figuur 7). Dit geldt voor soorten als Valkruid, Spaanse ruiter en Wilde tijm uit natte en droge schraallanden, maar ook voor amfibische planten als Oeverkruid (*Littorella uniflora*) (Roelofs et al., 1984).

Ook bij bomen is ditzelfde fenomeen waargenomen (Boxman et al., 1991). Het blijkt dat ammonium-geadapteerde planten zoals heide, Knolrus en zuurtolerante grassoorten bij opname van ammonium geen problemen krijgen met de opname van andere nutriënten zoals kalium. Nitraat geadapteerde planten daarentegen verliezen in een ammoniumrijk milieu het vermogen om nitraat op te nemen. Nitraat geadapteerde planten bezitten namelijk een enzym, nitraatreductase, zodat in de plant het stikstof gereduceerd kan worden, een noodzakelijke stap voor de vorming van aminozuren. Ammonium daarentegen hoeft niet gereduceerd te worden, waardoor in een ammoniumrijk milieu het enzym nitraatreductase geïnactiveerd wordt en ook de aanmaak van nieuw enzym afgeremd wordt. Nitraatopname is echter essentieel voor deze planten omdat de opname van nitraat, een ion met een negatieve lading, gecompenseerd wordt door opname van positief geladen voedingsstoffen als kalium (K^+). Ammoniumopname (NH_4^+) gaat gepaard met afgifte van positief geladen ionen als kalium, of op zijn minst met een vermindering van de opname door een competitieve remming, d.w.z. dat ammonium concurreert met kalium om opname. De plantewortels kunnen geen verschil maken tussen ammonium en kalium, hetgeen betekent dat een toename van de verhouding tussen ammonium en kalium in het bodemvocht zal leiden tot een verhoogde opname van

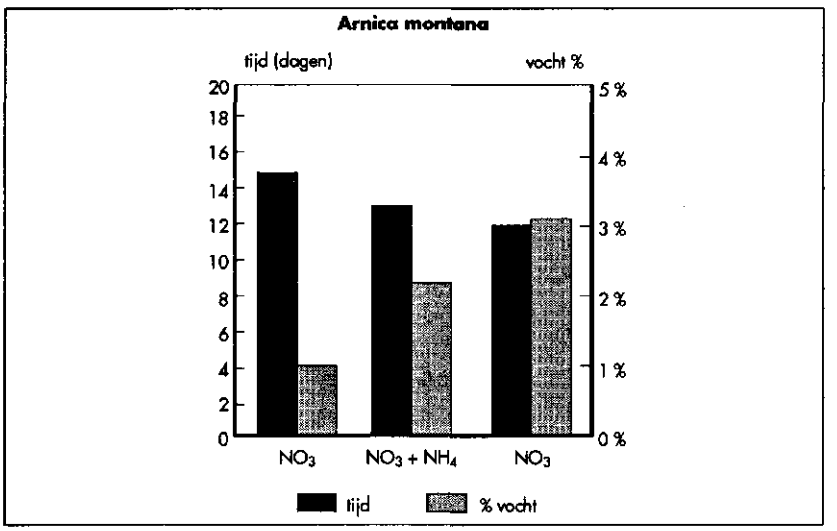


Figuur 7 Gemiddelde biomassa van *Arnica montana* en *Cirsium dissectum* (in gram drooggewicht (DW) per plant), opgekweekt op hydrocultuur bij verschillende ammonium- en nitraatconcentraties

ammonium in verhouding tot de opname van kalium (Boxman et al., 1986). De nitraat geadapteerde planten krijgen in een ammoniumrijk milieu dan ook last van o.a. kalium- en magnesiumgebrek, in tegenstelling tot de ammonium-geadapteerde planten. Uit dezelfde onderzoekingen bleek dat de planten uit heischrale milieus wel kunnen overleven in sterk verzuurde bodems, mits de Al/Ca- en de NH_4/NO_3-ratio's niet verstoord zijn.

Combinatiestress

Uit de experimenten met aluminium en ammonium is gebleken dat er, naast het effect op de scheut, belangrijke effecten zijn op de wortels. Deze worden bij verhoging van de Al/Ca-verhouding en de NH_4/NO_3-verhouding niet alleen aangetast, maar ze worden ook aanzienlijk minder lang (oppervlakkige worteling) en minder omvangrijk, met als gevolg dat de planten in de toch al verdrogende en verzurende natuurterreinen nog eens extra gevoelig worden voor droogte. Dit blijkt duidelijk uit een verdrogingsexperiment (potproeven) met Valkruid, waarbij onderzocht is na hoeveel dagen en bij welk vochtgehalte van de bodem de planten verwelken (figuur 8). De in bodems met nitraatvoeding opgekweekte planten blijken pas te verwelken na vijftien dagen droogte en een vochtgehalte in de bodem van slechts 1%. Planten, gekweekt in een bodem die is behandeld met ammonium plus nitraat, nemen een intermediaire positie in, terwijl planten, gekweekt met uitsluitend ammonium als stikstofbron, het eerst verwelken, nl. na 12 dagen bij een vochtgehalte van meer dan 3% (Verbakel, 1993).



Figuur 8
Het verschil in tijd en vochtpercentage waarbij Valkruid verwelkte, afhankelijk van het voedingsmedium waarbij de planten zijn opgekweekt: nitraat (NO_3), nitraat en ammonium (NO_3 + NH_4) of alleen ammonium (NH_4)

Samenvatting

Naast eutrofiëring spelen de aan verzuring gekoppelde uitspoeling van calcium en het oplossen van aluminium, en de daardoor verhoogde Al/Ca-ratio in de bodem, een belangrijke rol bij het verdwijnen van bedreigde plantesoorten uit heischrale milieus, evenals de sterk verhoogde NH_4/NO_3-ratio als gevolg van de geremde nitrificatie, verhoogde stikstofmineralisatie en atmosferische ammoniumdepositie.

Maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in heide en schraallanden

Het zal duidelijk zijn dat maatregelen waardoor alleen de eutrofiëring wordt bestreden niet altijd voldoende zijn. In de praktijk blijkt dan ook dat plaggen in sterk verzuurde en vergraste heidemilieus weliswaar de ontwikkeling van heide stimuleert, doch dat de verdwenen bedreigde plantesoorten niet terugkomen.

Naast de eutrofiëring moet in veel gevallen ook de verzuring bestreden worden. Het verdient de voorkeur om dit op een zo natuurlijk mogelijke manier te doen, bijvoorbeeld door in verdroogde situaties de oude hydrologische condities te herstellen. In van nature droge, voorheen soortenrijke, heischrale milieus is dit echter niet mogelijk en is de enige mogelijkheid om de verzuring te bestrijden het toedienen van kalkhoudend materiaal.

Op grond van de bovenstaande gegevens kan een aantal typen terreinen worden onderscheiden, die alle geëutrofieerd zijn:

1. Verdroogde en verzuurde, voorheen soortenrijke, natte heischrale milieus;
2. Verzuurde, voorheen soortenrijke, droge heischrale milieus;
3. Niet verzuurde, voorheen soortenrijke, heischrale milieus;
4. Zure, vergraste, voorheen reeds soortenarme, heischrale milieus.

Hieronder volgt een bespreking van beheersmaatregelen in de verschillende terreintypen.

1. Verdroogde en verzuurde, voorheen soortenrijke, natte heischrale milieus

Of maatregelen in bepaalde terreinen kansrijk zijn, is vaak af te leiden uit de aanwezigheid van indicator-plantesoorten.

Kansrijk zijn ontwaterde heischrale milieus waar in greppels, poelen en ontwateringssloten planten voorkomen die (licht) kalkhoudend grondwater indiceren, bijvoorbeeld:

- Duizendknoopfonteinkruid (*Potamogeton polygonifolius*)
- Drijvende waterweegbree (*Luronium natans*)
- Vlottende waterbies (*Scirpus fluitans*)
- Grote waterranonkel (*Ranunculus peltatus*)
- Egelboterbloem (*Ranunculus flammula*)

Een voorwaarde is echter, dat zodanige hydrologische aanpassingen mogelijk zijn, dat tenminste in een deel van het terrein dit grondwater voor kortere of langere termijn stijgt tot aan het maaiveld.

Ook is het, vanwege ophopingen van organisch materiaal, in de meeste gevallen gevallen nodig om vóór het ingrijpen in de hydrologie het terrein of terreindelen te plaggen.

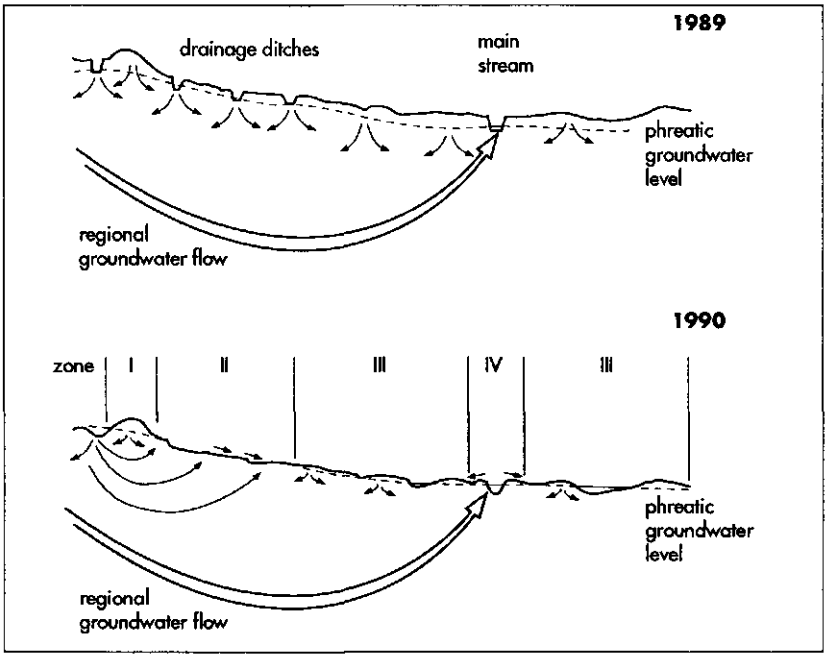
Kansarm zijn ontwaterde systemen met in greppels en poelen uitsluitend kalkarm, zuur grondwater indicerende soorten, bijvoorbeeld:

- Waterveenmos (*Sphagnum cuspidatum*)
- Knolrus (*Juncus bulbosus*)

Een voorbeeld van een kansrijk project is het E.G.M.-object 'Het verbrande bos' in de gemeente Staverden, in eigendom en beheer van Het Gelders Landschap. Dit voormalige, natte heideschraalland is in het verleden door het graven van vele ontwateringsgreppels en sloten ontwaterd om zodoende bosbouw mogelijk te maken. De bomen ontwikkelden zich op de verzuurde bodem echter zeer slecht en Pijpestrootje was vóór de uitvoering van het project de allesoverheersende plantesoort. Alleen op de diepere oevers van de hoofdsloot kwamen enkele bijzondere soorten voor, zoals Fraai hertshooi (*Hypericum pulchrum*), Liggende vleugeltjesbloem (*Polygala serpyllifolia*) en Beenbreek (*Narthecium ossifragum*). In het water van de afvoersloot kwam veelvuldig Duizendknoopfonteinkruid voor.

Ook ingrijpen in de hydrologie, d.w.z. het ongedaan maken van de verdroging, is hier eenvoudig mogelijk. Op grond van de eerdere indeling kunnen we dus spreken van een potentieel kansrijk object, temeer daar het grenst aan een zeer soortenrijk, nat heischraal terrein van de gemeente Ermelo.

In figuur 9 is de hydrologische situatie weergegeven zoals die was vóór uitvoering van de maatregelen. Door de vele ontwateringsgreppels en verbindende afvoersloten reikte het grondwater nergens meer tot aan het maaiveld en het hele terrein was dan ook sterk verzuurd, met slechts een



Figuur 9
De hydrologische situatie voor (1989) en na (1990) uitvoering van EGM in het natuurgebied 'Het Verbrande Bos' te Staverden.
I. Inzijgzone;
II. Kwelzone van relatief kalkrijk, lokaal grondwater;
III. Inzijg- en inundatiezone;
IV. Zone met inundatie van slootwater

kleine variatie in pH. Alleen het water in de diep gelegen hoofdafvoersloot had, zoals op grond van de aanwezige vegetatie al viel te verwachten, een hogere pH.

In 1989 is het terrein geplagd en zijn de ontwateringsgreppels grotendeels dichtgegooid. In de hoofdafvoersloot zijn een tweetal stuwen met schotbalken geplaatst. Al binnen enkele weken na uitvoering van de maatregelen kwelde lokaal grondwater op in zone II (figuur 9).

Zone III wordt deels beïnvloed door grondwater. De diepe hoofdsloot (zone IV) wordt deels gevoed door lokaal, deels door regionaal grondwater. Wat meteen opvalt, is het effect op de zuurgraad. In de hoogste terreindelen (inzijgzone) is de bodem overal zuur, terwijl in de grondwater-gevoede zone II en in de lager gelegen delen van de inundatiezone de zuurgraad veel meer variatie vertoont. Er zijn vele gradiënten in het terrein met pH-waarden van relatief hoog en bijna neutraal tot zuur. De voorwaarden voor een gunstige ontwikkeling lijken dus aanwezig. In 1991, anderhalf jaar na uitvoering van de maatregelen, werden reeds 118 plantesoorten aangetroffen, waaronder een tiental Floron-rodelijst-soorten:

- Stijve moerasweegbree (*Echinodorus ranunculoides*)
- Fraai hertshooi (*Hypericum pulchrum*)
- Wijdbloeiende rus (*Juncus tenageia*)

- Moeraswolfsklauw (*Lycopodium inundatum*)
- Beenbreek (*Narthecium ossifragum*)
- Parnassia (*Parnassia palustris*)
- Liggende vleugeltjesbloem (*Polygala serpyllifolia*)
- Eenarig wollegras (*Eriophorum vaginatum*)
- Vlottende waterbies (*Scripus fluitans*)
- Duizendknoopfonteinkruid (*Potamogeton polygonifolius*)

Het is te verwachten dat zowel het totale aantal soorten als het aantal bedreigde soorten zich in dit terrein in de komende jaren nog sterk zal uitbreiden.

2. Verzuurde, voorheen soortenrijke, droge heischrale milieus

Het betreft in de soortenrijke fase vooral vegetaties behorend tot het borstelgrasverbond (*Violion caninae*) met soorten als Valkruid (*Arnica montana*), Rozenkransje (*Antennaria dioica*), Liggende vleugeltjesbloem (*Polygala serpyllifolia*) en vegetaties welke gerekend worden tot de zandblauwtjes-orde (*Festuco-Sedetalia*), met onder andere Wilde tijm (*Thymus serpyllum*).

Het uitsluitend terugdringen van de eutrofiëring door middel van maaien en afvoeren of plaggen is geen afdoende maatregel omdat de bijzondere plantesoorten niet resistent zijn tegen hoge aluminiumconcentraties en/of verhoogde ammoniumconcentraties als gevolg van de bodemverzuring. De enige methode om de verzuring terug te dringen in deze droge milieus is het toedienen van bufferstoffen zoals kalk. Omdat het hier gaat om vervanging van door verzuring uitgespoelde kalk, is er in principe geen sprake van aanvoer van systeemvreemd materiaal. Het is echter zaak om zoveel kalk toe te dienen dat de bodem in de voor de bedreigde planten noodzakelijke bufferrange komt. Wordt er teveel kalk toegevoegd dan komt de bodem in de carbonaatbufferrange en stijgt de pH te sterk.

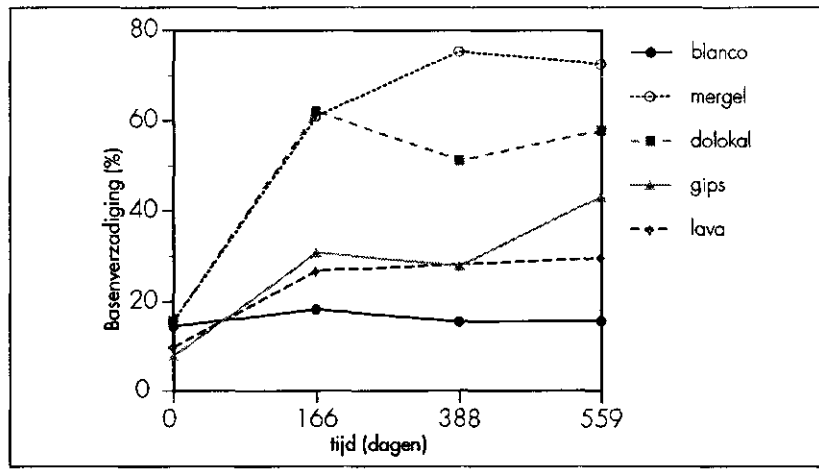
In verschillende terreinen is ervaring opgedaan met toediening van verschillende bufferstoffen. Het blijkt dat met poedervormig dolomietenkalk (dolokal) en mergel goede resultaten behaald kunnen worden. Op grond van de pH_{KCl} (maat voor de zuurvoorraad in de bodem) kan berekend worden hoeveel kalk nodig is. In de praktijk blijkt een hoeveelheid van 500 - 1000 kg per ha. meestal voldoende om de bodem in de oorspronkelijke staat te brengen. De pH stijgt daarbij slechts licht (<0,5 pH eenheid). Voorwaarde voor een succesvolle bekalking is wel dat het terrein voordien geplagd wordt.

Kansrijk zijn die droge heischrale milieus waar nog restpopulaties van de te beschermen bedreigde plantesoorten voorkomen. Dit hangt samen met het feit dat veel zeldzame soorten uit droge schraallanden zaad hebben dat maar één of hooguit enkele jaren kiemkrachtig is. Daar komt nog bij, dat bij plaggen de populatie nitrificerende bacteriën wordt afgevoerd (mondelinge mededeling W. de Boer). Daardoor is er altijd sprake van accumulatie van ammonium na het plaggen. Bij deze hoge ammoniumwaarde kunnen de eventueel aanwezige kiemplanten niet tot ontwikkeling komen. Pas na een periode van tenminste een half à een jaar komt de nitrificatie weer op een zodanig niveau dat de ammoniumwaarden in het bodemvocht weer dalen en de omstandigheden weer dusdanig zijn dat kiemplanten zich kunnen ontwikkelen. Het is daarom wenselijk dat in het terrein nog restpopulaties aanwezig zijn die een aantal jaren zaad kunnen produceren. Het plaggen dient dan ook altijd kleinschalig te geschieden, waarbij stroken met restpopulaties ongemoeid worden gelaten. Voorbeeld van een kansrijk object is het gebied Schaopedobbe, een heischraal terrein met enkele plassen in zuid-oost Friesland in eigendom en beheer bij It Fryske Gea. Hier zijn in een aantal proefvelden verschillende experimenten uitgevoerd met verschillende mineralen. Gebruikt zijn mergel, dolomietenkalk (dolokal), gips en lavameel.

In figuur 10 is de basenverzadiging uitgezet in de blanco en na toediening van resp. 600 kg mergel, dolokal, gips en 1200 kg lavameel. Alle mineralen geven een duidelijke stijging van de basenverzadiging en deze blijft gedurende twee jaar na toediening vrij constant. De basenverzadiging stijgt het minst bij lavameel. Dit is niet vreemd, aangezien het kalkgehalte van lavameel minder dan 20% is. Een verder nadeel van lavameel is dat het vrij veel fosfaat, kalium en andere plantevoedingsstoffen bevat waardoor het eutrofiërend werkt. Dit leidde in de proefplots tot een vrij snelle vervilting van de bodem door massale mos- en algenontwikkeling.

Gips ($CaSO_4$) geeft een redelijke verbetering van de basenverzadiging, maar heeft als nadeel dat het vlak na toediening een zuurshock veroorzaakt. Dit komt omdat het calcium de zuurionen van het adsorptiecomplex drukt. Bij kalk ($CaCO_3$) gebeurt dit ook, maar het carbonaat buffert deze zuurionen waardoor zo'n zuurstoot achterwege blijft. De beste resultaten worden verkregen met dolokal en mergel. De basenverzadiging stijgt van zo'n 20% naar ca. 80% en de Al/Ca-ratio daalt van ca. 4 naar een waarde beneden 0,2.

De eerste 200 dagen accumuleert ammonium tot 2.000 à 2.500 µmol per kg bodem; dit is een gevolg van het plaggen. Na die tijd neemt dit weer geleidelijk af terwijl de nitraatconcentratie stijgt. Na ca. 400 dagen is de ver-



Figuur 10
Het verloop van de basenverzadiging in de bodem na behandeling met mergel, dolokal, gips of lavameel

houding tussen NH_4^+ en NO_3^- op een voor bedreigde planten wenselijk niveau. Alle belangrijke stuurvariabelen zijn nu op een wenselijk niveau. Dit geldt zowel voor de proefplots grenzend aan schraalgrasland met restpopulaties bedreigde plantesoorten als voor de proefplots grenzend aan soortenarme heide. Twee jaar na uitvoering van de maatregelen hebben zich al enkele bijzondere plantesoorten gevestigd in het terreindeel grenzend aan het soortenrijke schraalland, waaronder Kruipbrem (*Genista pilosa*) en Liggende vleugeltjesbloem (*Polygala serpyllifolia*). In de geplagde proefstroken grenzend aan soortenarme heide hebben zich in de twee jaar na uitvoering nog nauwelijks bijzondere planten gevestigd.

Weinig kansrijk zijn de terreinen waar (bijna) alle bijzondere plantesoorten al enkele jaren verdwenen zijn. Voorbeelden zijn: 'Het Borkelderveld' in de gemeente Rijssen, een terrein in eigendom en beheer van Staatsbosbeheer. Hier zijn bekalkingsexperimenten uitgevoerd die vergelijkbaar zijn met die bij 'De schaopedobbe', op plaatsen waar zo'n 10 à 15 jaar geleden Valkruid, Rozenkransje, Wilde tijm en dergelijke plantesoorten verdwenen zijn als gevolg van bodemverzuring. Bekalking gaf hier voor het abiotisch milieu vergelijkbare resultaten als in 'De Schaopedobbe', d.w.z. dat de basenverzadiging steeg van ca. 10% naar 40 à 60% en de Al/Ca-ratio daalde van ca. 5 naar ca. 1. Ook hier was er gedurende het eerste jaar na het plaggen sprake van een sterke accumulatie van ammonium. Tot op heden heeft zich geen enkele van de verdwenen bedreigde plantesoorten opnieuw gevestigd. Dit komt waarschijnlijk door de afwezigheid van kiemkrachtig zaad.

Herintroductie van soorten

Op locaties waar alle bedreigde plantesoorten verdwenen zijn, heeft het in de oorspronkelijke staat terugbrengen van sterk verzuurde bodems weinig zin als deze maatregelen niet gekoppeld worden aan herintroductie van soorten door middel van zaaien. Uit zaaiproeven in proefplots is gebleken, dat het terugdringen van de verzuring een zeer gunstig effect heeft op de vestiging van Valkruid. Er zullen nog heel wat discussies gevoerd worden over de vraag of herintroductie van soorten wenselijk is. Als men kiest voor herintroductie via zaaien is het zaak om zaad te gebruiken van genetisch verwante populaties uit de regio (Den Hartog, 1993).

3. Niet verzuurde, voorheen soortenrijke, heischrale milieus

Deze treffen we vaak aan in terreindelen waar bijvoorbeeld leem aan de oppervlakte komt of waar vroeger graafwerkzaamheden zijn verricht, paden van kalkhoudend leem zijn aangelegd of vliegvelden van keileem (Tweede Wereldoorlog). Ook kan er tijdens hoge grondwaterstanden kalkhoudend water aan de oppervlakte komen. Plaggen is in deze, vaak vergraste terreindelen de beste beheermaatregel.

Kansrijk zijn de terreindelen in het heischrale milieu waar regelmatig plantesoorten voorkomen die indiceren dat de bodem niet verzuurd is. Dit zijn o.a.:

- Composieten (b.v. Biggekruid (*Hypocharis radicata*), Muizeoortje (*Hieracium pilosella*))
- Gewone zegge (*Carex nigra*)
- Lage zegge (*Carex oederi*)
- Struisgras (*Agrostis*, div. spec.)

Het meest belangrijk zijn terreindelen waar nog restpopulaties van bijzondere plantesoorten voorkomen. In nattere terreindelen is dit minder essentieel omdat hier vaak sprake is van een beter geconserveerde zaadvoorraad in de bodem. In 1990 en 1991 zijn in zeven gebieden in terreindelen die aan bovengenoemde beschrijving voldeden experimentele plagplaatsen ingericht in grootte variërend van enkele vierkante meters tot enkele duizenden vierkante meters. Na twee jaar werden achttien Floron-rodelijst-soorten aangetroffen waaronder tien soorten die zich nieuw hadden gevestigd, waarschijnlijk vanuit de aanwezige zaadbank (zie tabel 3). Men kan dit gerust een bijzonder gunstig resultaat noemen, gezien het snelle herstel na uitvoering van de maatregelen. Enkele van deze soorten zijn uitermate zeldzaam of zelfs pas weer voor het eerst herontdekt in Nederland na EGM-maatregelen.

Tabel 3
Enkele Floronrode lijst-soorten die werden aangetroffen na uitvoering van EGM in geëutrofieerde, voorheen soortenrijke, heischrale milieus (type 3).

Soort	Aantal lokaties
Dwergrus (*Juncus pygmaeus*)	1
Waterlepeltje (*Ludwigia palustris*)	1
Wijdbloeiende rus (*Juncus tenageia*)	2
Echt duizendguldenkruid (*Centaurium erythraea*)	2
Moerashertshooi (*Hypericum elodes*)	1
Grondsterretje (*Illecebrum verticillatum*)	1
Moeraswolfsklauw (*Lycopodium inundatum*)	1
Heidekartelblad (*Pedicularis sylvatica*)	2
Liggende vleugeltjesbloem (*Polygala serpyllifolia*)	3
Wilde tijm (*Thymus serpyllum*)	3
Gestreepte klaver (*Trifolium striatum*)	1

4. Zure, vergraste, voorheen reeds soortenarme, heischrale milieus

Het grootste deel van het Nederlandse heide-areaal behoort tot deze categorie. EGM-maatregelen in deze terreinen zijn weinig zinvol omdat na uitvoering van maatregelen geen vestiging van door verzuring en eutrofiëring bedreigde plantesoorten zal plaatsvinden. Men bereikt maximaal (na plaggen of begrazen) dat de vergrassing en verbossing wordt teruggedrongen ten gunste van het heidelandschap.

Conclusies

In verdroogde en verzuurde, voorheen soortenrijke, natte, heischrale milieus zijn zeer goede resultaten te verkrijgen door plaggen en afvoeren van de eutrofe toplaag in combinatie met vernatting, mits het grondwater relatief basenrijk is.

In verzuurde, voorheen soortenrijke, droge heischrale milieus zijn goede resultaten te behalen via kleinschalig plaggen gevolgd door een lichte bekalking (500 - 1.000 kg per ha) in terreindelen waar nog restpopulaties bedreigde plantesoorten voorkomen. Zijn alle bedreigde plantesoorten reeds verdwenen vóór uitvoering van de maatregelen, dan is succes waarschijnlijk alleen te behalen via herintroductie van soorten.

In niet verzuurde, voorheen soortenrijke, heischrale milieus zijn goede resultaten te behalen via kleinschalig plaggen.

Effectgerichte maatregelen zijn in vergraste, voorheen reeds soortenarme, heischrale milieus weinig zinvol als het gaat om het behoud van bedreigde plantesoorten. Het zou zeker zinvol zijn om een deel van de reguliere plag- en begrazingsactiviteiten over te plaatsen naar terreindelen behorend tot groep 3.

Literatuur

Berendse, F., 1988. De nutriëntenbalans van droge zandgrondvegetaties in verband met eutrofiëring via de lucht. Rapport CABO, Wageningen.

Bobbink, R, A. Boxman, E. Fremdstad, G. Heil, A. Houdijk & J. Roelofs, 1992. Critical loads for nitrogen eutrophication of terrestrial and wetland ecosystems based upon changes in vegetation and fauna. In: P. Grennfelt & E. Thörnelöf (Eds.), Critical loads for nitrogen. p. 111-161. ISBN 92 9120 1219.

Boxman, A.W., R.J. Sinke and J.G.M. Roelofs, 1986. Effects of NH_4^+ on the growth and $K^+86(Rb)$ uptake of various ectomycorrhizal fungi in pure culture. Water, Air and Soil Pollut. 31: 517-522.

Boxman, A.W., H. Krabbendam, M.J.S. Bellemakers & J.G.M. Roelofs, 1991. Effects of ammonium and aluminium on the development and nutrition of Pinus nigra in hydroculture. Environ. Pollut. 73: 119-136.

Breemen, N. van, 1975. Acidification and deacidification of coastal plain soils as a result of periodic flooding. Soil Sc. Soc. Am Proc. 39: 1152-1157.

Dam, H. van, 1987. Acidification of moorland pools: a process in time. Proefschrift LUW, 175 pp.

Dobben, H. van, 1991. Integrated effects (low vegetation). In: G. J. Hey & T. Schneider (Eds.), Acidification research in the Netherlands. Final report of the Dutch priority programme on acidification. Elsevier, Amsterdam. p. 465-523.

Graaf, M.C.C. de and P.J.M. Verbeek, 1993. The effect of aluminium and calcium, on the development and vitality of Arnica montana and Cirsium dissectum in hydroculture. In prep.

Graaf, M.M.C. de, P.J.M. Verbeek, M.J.R. Cals & J.G.M. Roelofs, 1993. Effectgerichte maatregelen in matig mineraalrijke heide en schraallanden. Eindrapportage monitoring EGM 1e fase. K.U.N. – in opdracht van N.B.L.F., Ministerie L.N. en V.

Hartog, C. den, 1993. Voorwaarden die inacht genoemen moeten worden bij de herintroductie van plantesoorten. Aangeboden aan Stratïotes.

Houdijk, A.L.F.M., 1993. Atmospheric ammonium deposition and the nutritional balance of terrestrial ecosystems. Proefschrift K.U.N., 127 pp.

Pegtel, D. M., 1987. Effect of ionic Al in culture solutions on the growth of Arnica montana (L.) and Deschampsia flexuosa (L.) Trin. Plant and soil 102: 85-92.

Roelofs, J.G.M., J.A.A.R. Schuurkes & A.J.M. Smits, 1984. Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities in soft waters. II. Experimental studies. Aquat. Bot. 18: 389-411.

Ulrich, B., 1983. Soil acidity and its relation to acid deposition. In: Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems, B. Ulrich & J. Pankrath (Eds.). Dordrecht, D. Reidel Publ. Comp. p. 127-146.

Verbakel, P., 1993. De invloed van bodemverdichting en verdroging op vestiging en ontwikkeling van Arnica montana en Cirsium dissectum. Doctoraalverslag vakgroep Oecologie, K.U.N. (In druk.)

ECOTOOPBEHEER IN DROGE DUINEN: STURENDE PROCESSEN EN LIMITERENDE FACTOREN

M.Veer[1], F. van der Meulen[1], G.W. Heil[2] en A.M.Kooijman[1]
[1] Vakgroep Fysische Geografie en Bodemkunde, Universiteit van Amsterdam, Nieuwe Prinsengracht 130, 1018 VZ Amsterdam,
[2] Resource Analysis, Zuiderstraat 110, Delft

Samenvatting

In een aantal droge duinterreinen verspreid langs de gehele Nederlandse kust wordt sinds 1991 onderzoek gedaan naar de invloed van effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring. Het betreft monitoring van vegetatie en bodem in kleinschalige experimentele plots en nagaan van de invloed van grootschalige beweiding en verstuiving op landschap en vegetatie. In een eerste rapportage wordt ingegaan op de verschillen tussen de gebieden en het effect van langjarige verstuiving op Schiermonnikoog. Aan de hand van voorlopige resultaten na één jaar worden mogelijke trends en implicaties voor het beheer besproken.

De onderzochte vegetaties zijn vergrast of vermost (in één terrein) en behoren in hun oorspronkelijke staat alle tot het Galio-Koelerion, het Verbond van droge duingraslanden op kalkhoudend tot (oppervlakkig) ontkalkt substraat. De verschillende duinterreinen vertonen elk hun eigen type vergrasser (*Ammophila arenaria, Calamagrostis epigejos, Elymus arenaria, Carex arenaria*). Per gebied is de totale soortensamenstelling van vergraste en niet vergraste stadia nog nagenoeg hetzelfde. Dit houdt in dat de oorspronkelijke soorten in deze gebieden nog aanwezig zijn, zij het in veel geringere hoeveelheden en bedekking. Op Terschelling tonen historische referenties aan dat vooral korstmossen zijn verdwenen, ook in vergelijking met huidige nog niet vergraste stadia. Vergelijking met vergraste stadia in dit gebied toont een nog grotere teruggang van het aantal korstmossen.

Experimentele maatregelen als maaien en plaggen blijken na een jaar al enig succes te hebben. Van bekalking en zandstrooien kan dit nog niet worden gezegd.

Langjarige verstuiving op Schiermonnikoog levert een kleinschalig landschapspatroon op met smalle gradiënten of een grootschalig patroon met brede gradiënten. Dit hangt waarschijnlijk samen met de landschapsgenese en -vorm vóórdat de verstuiving begon. De terreinbeheerder dient hiermee rekening te houden alvorens tot deze maatregel over te gaan.

Inleiding

Sinds enkele jaren wordt vergrassing en vermossing ook door veel beheerders van de duinstrook gesignaleerd. Het zijn processen die in een tijdsbestek van vijf tot vijftien jaar, of soms korter, het duin plaatselijk een heel ander karakter kunnen geven (figuur 1 en 2). Algemeen wordt aangenomen dat atmosferische depositie de drijvende kracht is achter deze processen. In 1991 werd door het deskundigenteam EGM Droge Duinen in opdracht van het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij een prae-advies opgesteld. Het bevat de opzet voor een monitoring (van landschap, vegetatie en bodem) tegen verzuring en eutrofiëring in open, droge duinen (Vertegaal et al.,1991). In dit prae-advies werden ook gebieden geselecteerd welke voor deze monitoring geschikt geacht werden.

De feitelijke uitvoering van de monitoring gebeurt door de vakgroep Fysische Geografie en Bodemkunde van de Universiteit van Amsterdam. Het werk is in 1991 gestart. Er zijn referentieprojecten zijn uitgezet, de beginsituatie werd vastgelegd en de experimentele maatregelen (maaien, plaggen, bekalken, strooien met kalkrijk zand) zijn voor de eerste maal uitgevoerd. Op het tijdstip van het EGM symposium zijn nog geen definitieve resultaten bekend. In deze bijdrage ligt de nadruk op:

- opzet van het monitoring programma
- beschrijving van de uitgangssituatie
- voorlopige resultaten na 1 jaar

Aan de hand hiervan worden mogelijke trends en implicaties voor het beheer besproken.

Systeemgerichte monitoring in droge duinen welke ingaat op de relatie biotiek-abiotiek (vegetatie en landschap in relatie tot bodem en geomorfologie) en zich richt op sturende processen en limiterende factoren is in Nederland nog schaars. De algemene relatie tussen geomorfologie en vegetatiesuccessie werd al behandeld door Van Dieren (1934). Geomorfologisch proces-onderzoek is vooral bekend geworden door het recente werk van Jungerius aan stuifkuilen (Jungerius et al, 1981; Jungerius & Meulen, 1988, 1989). Het ging hierbij met name om beheersgerichte vragen in verband met het al dan niet routinematig vastleggen van duinen (Van der Meulen & Wanders, 1984).

Beschrijvend onderzoek naar de relatie tussen vegetatie en bodem is in het verleden vooral gedaan door Boerboom (1963) en Doing (diverse publicaties, culminerend in Doing, 1988). Recent is o.m. onderzoek gedaan aan de ontwikkeling van het humusprofiel onder duinbossen (zie bijv. Warde-



Figuur 1
Vermossing in Meijendel (*Campylopus introflexus*)



Figuur 2
Vergrassing op Terschelling (*Ammophila arenaria*)

naar & Sevink, 1992). Het recente overzichtswerk van Westhoff & Van Oosten (1991) bevat veel gegevens over bodem en vegetatie van de Waddeneilanden. Een goed en recent voorbeeld van systeemgericht, experimenteel onderzoek in droge duinen en de relatie tussen plant en bodem (m.n. schadelijke bodemorganismen) is dat van Zoon (1986, zie ook Oremus, 1982) over Duindoorn en van Van der Putten (1989) over Helm. Vooral het laatste is nauw aan het beheer van de zeereep gekoppeld.

Over het algemeen kan gezegd worden dat duinbodems bij de studie van droge duinecosystemen nogal stiefmoederlijk behandeld zijn en dat niet alleen in Nederland (zie bijv. Sevink, 1991). Systeemgerichte monitoring van vegetatie en bodem zoals dat momenteel in de referentieprojecten wordt uitgevoerd is daarom van groot belang en zal ook voor het beheer in een duidelijke leemte gaan voorzien.

Aanpak van het monitoringprogramma

Figuur 3 geeft de ligging van de referentieprojecten. In de referentieprojecten (op elke lokatie) is onderscheid gemaakt tussen:

A. actuele nog intacte vegetatie (actuele referentie)

B. actuele vergraste situatie

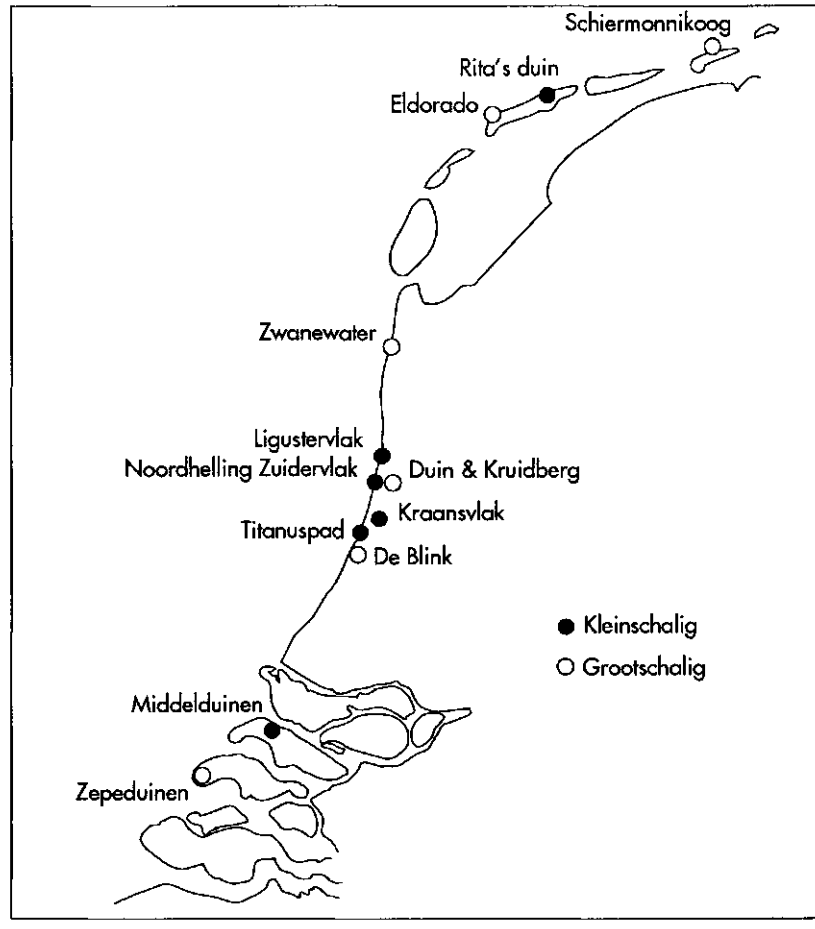
C. historische intacte vegetatie (historische referentie).

A en C worden gebruikt bij het vaststellen van het doeltype.

Goede historische referenties (d.w.z. vegetatieopnamen, soortenlijsten, vegetatiekaarten, foto's e.d. van dezelfde plek) zijn zeldzaam. In de meeste gevallen moet men het doen met (algemene) gegevens 'uit de buurt' (vgl. van Tooren, 1990). In het referentieproject op Terschelling (Rita's Duin: RD) is er de beschikking over goede historische referenties (Oostra, 1968). Bij de selectie is uitgegaan van de volgende criteria:

- representativiteit van atmosferische depositie,
- representativiteit effecten,
- homogeniteit lokatie,
- beschikbaarheid referentiegegevens,
- medewerking terreinbeheerder,
- concentratie van projecten.

Het monitoringsprogramma richt zich in eerste instantie op de volgende zes referentietypen: Buntgrasduin (Violo-Corynephoretum; associaties volgens Westhoff & Den Held, 1969), Duinsterretjes associatie (Tortulo-Phleetum), Duinschapegrasland (Festuco-Galietum), Duinroosvlakte (associatie van Rosa pimpinellifolia), Duinpaardebloem associatie (Taraxaco-Galietum) en Wondklaver-Nachtsilene associatie (Anthyllido-Silenetum). Dit zijn alle graslanden van open, droge duinen op kalkrijke tot ontkalkte bodems. Een referentietype is gedefinieerd als een plantengemeenschap met een maximale floristische ontwikkeling die in de droge duinen thuishoort. De referentiety-



Figuur 3
De ligging van de grootschalige en kleinschalige referentieprojecten

pen hebben een (geabstraheerde) betekenis op landelijk nivo (zie Westhoff & Den Held, 1969).

Behalve referentietypen zijn ook doeltypen onderscheiden. Dit zijn lokale, concrete verschijningsvormen van een referentietype. Doeltypen kunnen worden beschreven op basis van historische gegevens of de actuele situatie, voorzover deze nog intact (dwz niet vergrast of vermost) is. Op basis van doeltypen kunnen de vegetatieontwikkelingen als gevolg van effectgerichte maatregelen worden omschreven.

Figuur 3 geeft aan dat er twee soorten referentieprojecten zijn, grootschalige en kleinschalige. De grootschalige hebben betrekking op maatregelen die door de beheerder op grote (praktijk) schaal worden toegepast, dat wil zeggen begrazen en verstuiven. De kleinschalige hebben betrekking op

experimentele ingrepen welke vooralsnog door de beheerder niet op grote schaal worden toegepast.

Bij de grootschalige projecten is onderscheid gemaakt tussen 'retrospectieve' en 'nieuw ingezette' projecten. In het eerste geval is de beheersmaatregel al enige tijd (soms decennia) geleden ingezet. Met behulp van bestaande gegevens (permanente kwadraten, vegetatie-opnamen en -transecten, vegetatiekaarten en sequentiële luchtfoto's) wordt het effect van de maatregel nagegaan om te zien of deze inderdaad het (binnen het EGM-kader) beoogde resultaat heeft gehad. Bij de nieuw ingezette projecten is de maatregel in 1991 gestart (en de beginsituatie vastgelegd).

Grootschalige referentieprojecten: begrazing en verstuiving

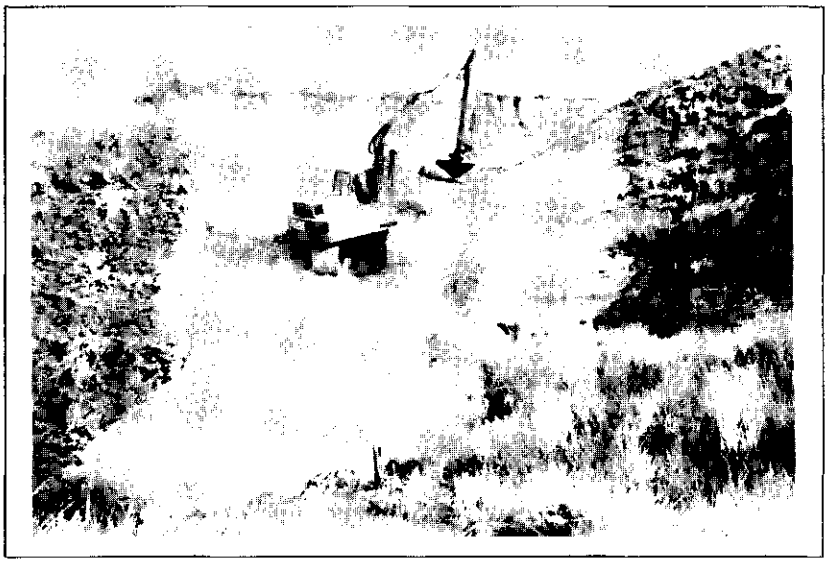
Begrazing (nieuw + retrospectief)

In 1991 zijn twee nieuwe begrazing-experimenten ingezet, t.w. in het Zwanenwater en in Duin en Kruidberg. Het Zwanenwater heeft het voordeel dat al veel langer wordt begraasd in landschapsecologisch goed vergelijkbare terreindelen. Er is hierdoor een tijdreeks van begrazing aanwezig die vergeleken kan worden met niet begraasde delen als blanco's (begrazing sinds 1981, 1984, 1989 en 1991). Het Zwanenwater behoort daarom ook tot de retrospectieve projecten. Een ander retrospectief project bevindt zich in de Zeepeduinen op Schouwen (sinds 1983 begraasd).

Het monitoringprogramma van de begrazing wordt uitgevoerd met behulp van sequentiële luchtfoto's, permanente kwadraten, vegetatieopnamen en -transecten en karteringen. Er zijn nog geen resultaten.

Verstuiving (nieuw)

Verstuivingsprojecten zijn ingezet op Terschelling (Waddendistrict) en in Duin en Kruidberg (Duindistrict). Het primair kalkgehalte is resp. 0,1-0,8% en 2-10%. Ook de ligging en het karakter van de terreinen verschilt. Eldorado, op Terschelling, is een gebied vlak achter de zeereep met een homogene vergrassing van Helm (mogelijk is er ook *Ammocalamagrostis* aanwezig). Op de niet vergraste delen komt Buntgrasduin en Eikvaren-Kraaiheide associatie voor. Deze typen zijn echter praktisch verdwenen. In Duin en Kruidberg ligt het terrein meer in de binnenduinen. Vergrassing is hier niet overal aanwezig. Er is nog een variatie aan vegetatie aanwezig, o.a. enkele typen open (korstmosrijke en) kruidenrijke duingraslanden, dwergstruweel (Kruipwilg, Liguster) en duindoornstruweel.



Figuur 4
Aanleg van een kleine stuifkuil in de Midden Hereduinen

De stuifkuilen zijn gemaakt door met een graafmachine voorzichtig de vegetatie en het bovenste deel van de bodem (humeuze, donkere Ah horizont) te verwijderen, zodat het blonde, stuifgevoelige zand aan de oppervlakte komt (figuur 4). Een geomorfologisch vooronderzoek wees uit waar de meest geschikte plekken in het terrein waren voor deze ingreep.

Monitoring van de verstuiving gebeurt met behulp van een tachymeter (voor volumeveranderingen van de stuifkuilen) en luchtfoto's (voor oppervlakte-veranderingen). Ook worden er vegetatieopnamen gemaakt op plaatsen bij de kuilen waar (kalkrijk) zand accumuleert om de reactie van de vegetatie op overstuiving na te gaan. Ter vergelijking dienen opnamen op plaatsen zonder accumulatie.

Verstuiving Schiermonnikoog (retrospectief)

De ontwikkeling van stuifduinen op Schiermonnikoog geeft, ook voor het beheer, interessante resultaten. Er zijn twee gebieden bij betrokken (elk ca 20-25 ha. groot), de Westerduinen ten westen van de vuurtoren en de Badweg, en de Noorderduinen, ten oosten van de Badweg, grenzend aan het Kapenglob (figuur 5). Beide gebieden stuiven al geruime tijd, volgens oude luchtfoto's in elk geval al sinds 1969.



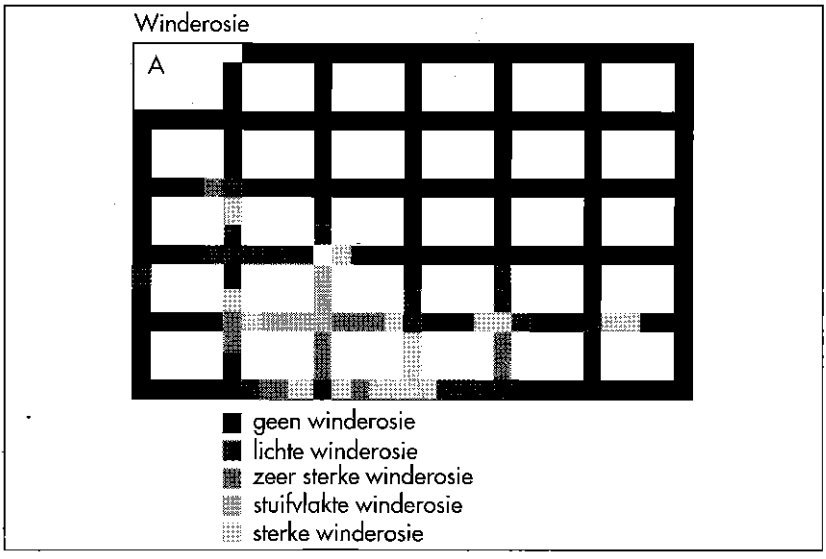
Figuur 5
Luchtfoto (1990) van de stuifduinen op Schiermonnikoog. Top.Dienst, Emmen

In 1992 is in beide gebieden een kwantitatieve patroonanalyse gedaan. Doel was na te gaan wat de beheersmaatregel heeft opgeleverd aan landschapsdiversiteit. Hieronder wordt verstaan:

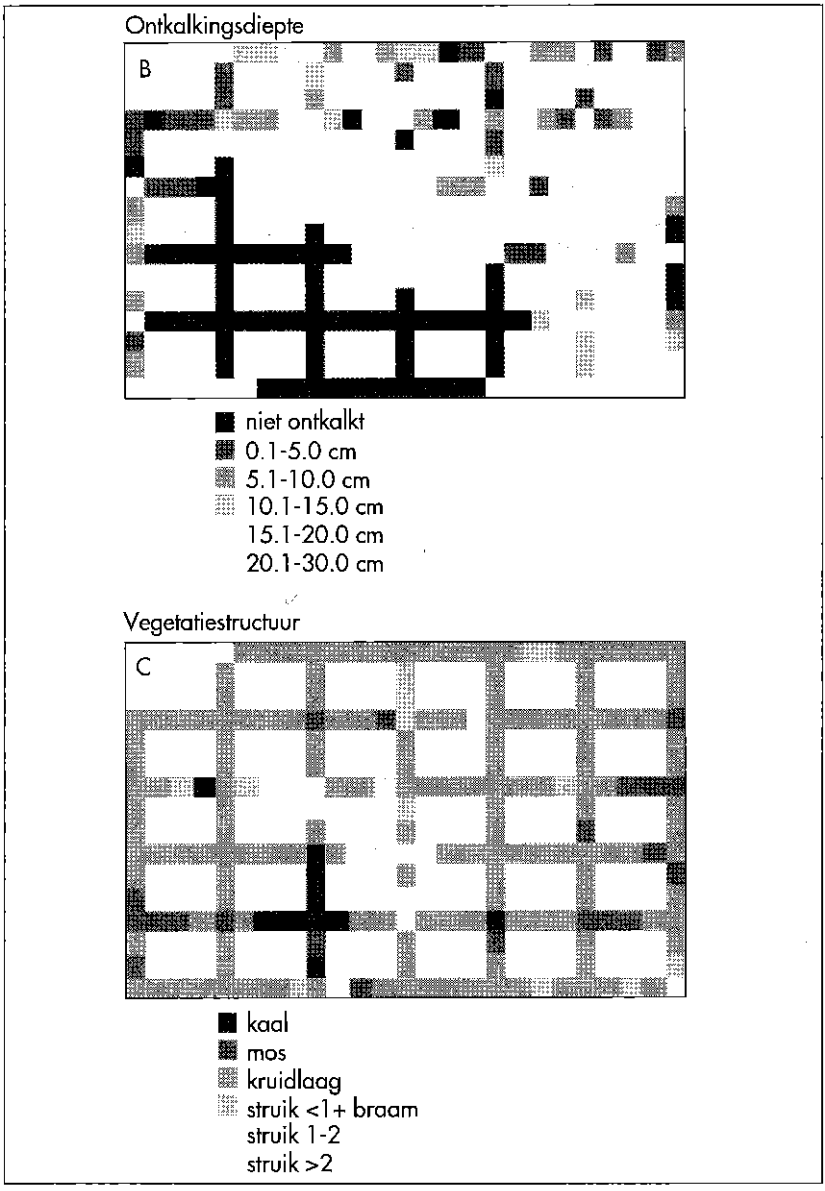
- verscheidenheid aan oorspronkelijke ecotoop-typen
- ruimtelijke rangschikking van deze typen in een 'ecologisch' mozaïek' of patroon; in dit geval gaat het dus om het gehele landschap en niet enkel om individuele plantesoorten. Ons inziens is dit een belangrijk aspect wat in het EGM project moet worden meegenomen naast de benadering van (individuele) soorten.

In het veld is een grid gelegd met waarnemingspunten om de 25 m (grootte van de waarnemingen 5x5 m). Op deze punten zijn abiotische en biotische variabelen opgenomen. Als biotische variabelen gelden vegetatiestructuur en soortensamenstelling van de vegetatie; als abiotische variabelen gelden bijv. winderosie, expositie, ontkalkingsdiepte, optreden van gley, dikte Ah. Per variabele is waargenomen of hun waarden een bepaald ruimtelijk patroon in het landschap vertonen. Langs een transect zijn deze waarden opgenomen in het veld. Naderhand is berekend hoeveel de waarde van een variabele gemiddeld verschilt bij puntenparen met een afstand van 25m 50m, 75m, 100m etc. De resultaten zijn in variogrammen uitgezet (zie Koekoek (1992) voor nadere uitwerking).

Figuur 6 geeft het patroon weer in de Westerduinen van enkele landschapsecologische variabelen langs raaien die 125 m (verticalen) en 100 m (hori-

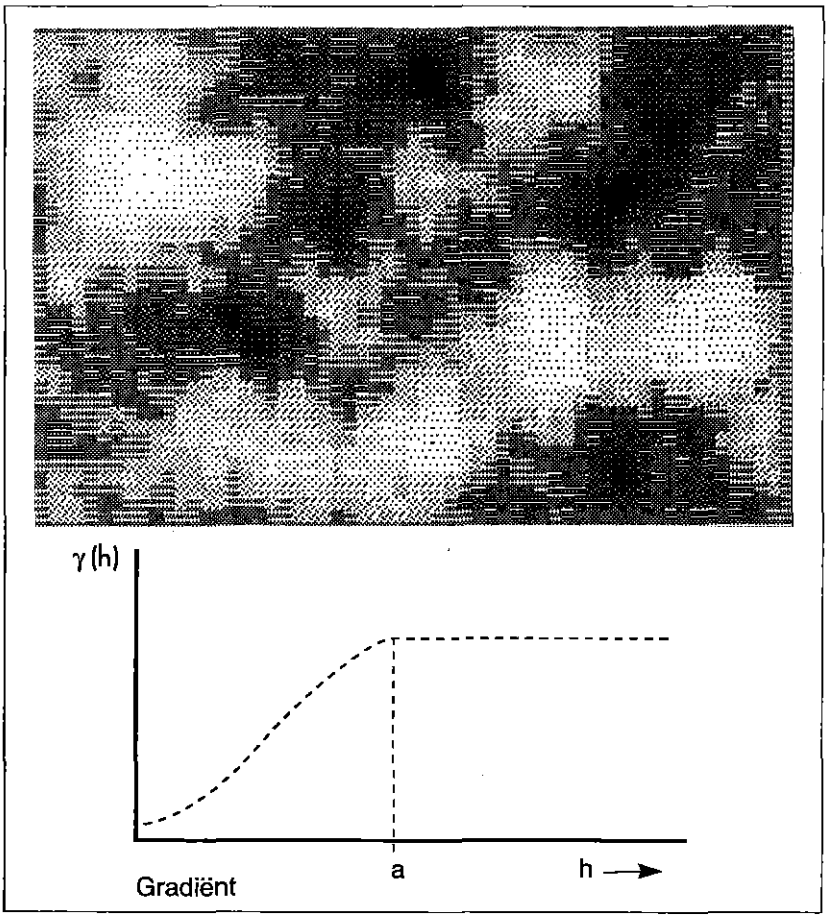


Figuur 6a
Grafische voorstelling van patronen van waarden van variabelen in de Noorderduinen op Schiermonnikoog gemeten langs raaien. Gebruikte variabelen:
a winderosie (accumulatie van zand in cm/ deflatie
b ontkalkingsdiepte
c vegetatie structuur



Figuur 6b
Grafische voorstelling van patronen van waarden van variabelen in de Noorderduinen op Schiermonnikoog gemeten langs raaien. Gebruikte variabelen:
a winderosie (accumulatie van zand in cm/ deflatie)
b ontkalkingsdiepte
c vegetatie structuur
Voor verklaring zie tekst

zontalen) uit elkaar liggen. Uit deze figuur blijkt dat een grootschalige gradiënt van winderosie (mate van accumulatie/deflatie van zand) en ontkalkingsdiepte (in cm van het bodemprofiel) ontstaan is. Bij de variabele vegetatiestructuur (hoogte van de vegetatie) is een dergelijke gradiënt niet duidelijk aanwezig.

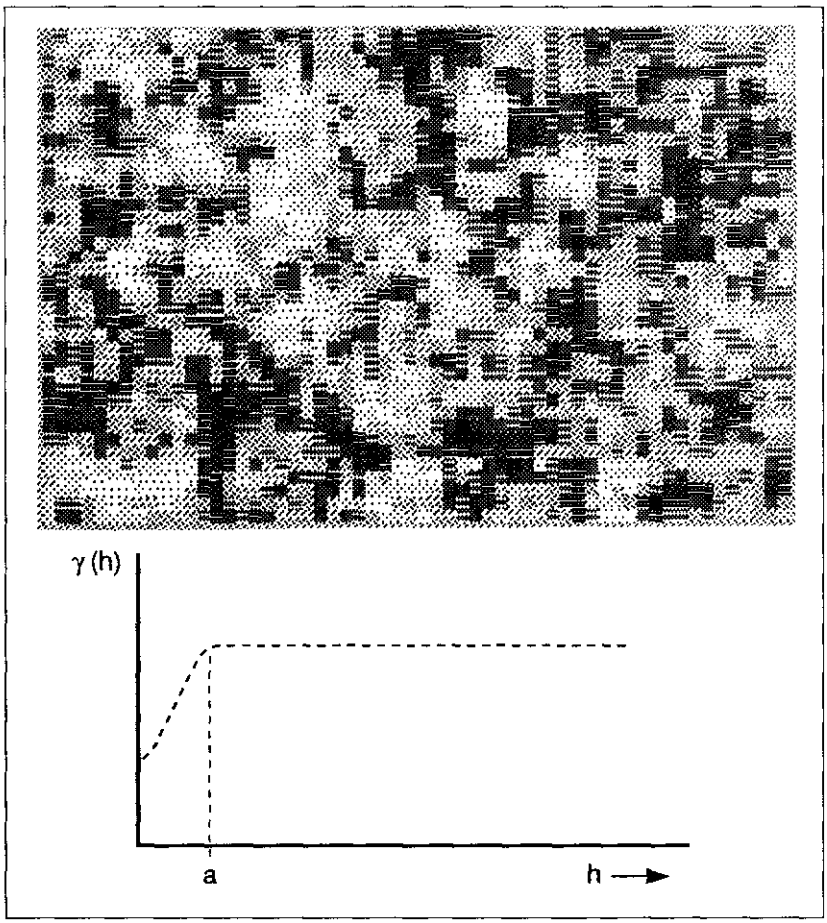


Figuur 7a
Grafische voorstelling van een theoretisch grootschalig (7a) en kleinschalig patroon (7b).
Bij de variogrammen;
X-as: lag (h) is de afstand tussen twee meetpunten,
Y-as: γ(h) is de semivariantie (verschil tussen deze punten. Als γ(h) laag is dan is er hoge correlatie voor puntenparen met afstand h.
a: waarde waarna de semivariantie niet meer toeneemt, de maximale variantie is bereikt en de correlatie tussen puntenparen met deze afstand is 0

Figuur 7 is een grafische weergave van een theoretisch grootschalig (figuur 7a) en kleinschalig patroon (figuur 7b), waarin de waarden van naburige punten respectievelijk meer dan wel minder gecorreleerd zijn. Onder de figuren staat het bijbehorende type variogram.

Vergelijking van de afzonderlijke variogrammen van Schiermonnikoog met dit theoretisch patroon geeft aan dat de Westerduinen een patroon vertonen dat overeenkomt met het linker beeld; de Noorderduinen met het rechter beeld.

De Westerduinen lijken een grootschalig patroon te zien te geven. Overgangen zijn breed (vergelijk met limes divergens, Leeuwen, 1965). De Noorderduinen lijken een kleinschalig patroon te zien te geven. Overgangen zijn smal (vergelijk met limes convergens).



Figuur 7b
Grafische voorstelling van een theoretisch grootschalig (7a) en kleinschalig patroon (7b).
Bij de variogrammen;
X-as: lag (h) is de afstand tussen twee meetpunten,
Y-as: γ(h) is de semivariantie (verschil tussen deze punten. Als γ(h) laag is dan is er hoge correlatie voor puntenparen met afstand h.
a: waarde waarna de semivariantie niet meer toeneemt, de maximale variantie is bereikt en de correlatie tussen puntenparen met deze afstand is 0

Interpretatie

De mogelijke verklaring van deze verschillen wordt gezocht in de genese van de beide gebieden.

De Westerduinen hebben recente verjonging meegemaakt (zie Doing, 1988). Zij liggen nu aan de uiterste westpunt van het eiland en hebben in het verleden te maken gehad met aanvoer van zand vanuit de eroderende westkant van het eiland (vgl Klijn, 1981). Door uitstuiving vanuit een dynamische zeereep is waarschijnlijk een grootschalig paraboollandschap ontstaan (Doing, pers. med.). Het landschap vertoont een herhaling (valleien, duinruggen) dwars op de richting van de overheersende wind. Een nieuwe verstuiving sluit aan bij de reeds bestaande morfologie (zie fig. 7a). De Noorderduinen hebben geen recente verjonging meegemaakt (zie Doing, 1988)

en hebben waarschijnlijk niet te maken gehad met inwaai van veel vers zand uit een zeereep (Doing, pers. med.). Het uitgangspatroon is kleinschaliger en vertoont geen herhaling. Nieuwe verstuivingen sluiten hier in eerste instantie bij aan. Het is mogelijk dat na lange tijd ook grootschaliger vormen ontstaan.

Implicatie voor beheer

Het hiervoorgaande heeft mogelijk een belangrijke implicatie voor het beheer. Alvorens daadwerkelijk tot verstuiving over te gaan dient de beheerder de genese van het gebied goed te kennen. Hij zal zich bovendien moeten afvragen welk type landschap hij met de maatregel op het oog heeft, grootschalig of kleinschalig, en hoe lang de verstuiving zal kunnen doorgaan. Een en ander kan in een beheersplan worden vastgelegd.

Kleinschalige referentieprojecten

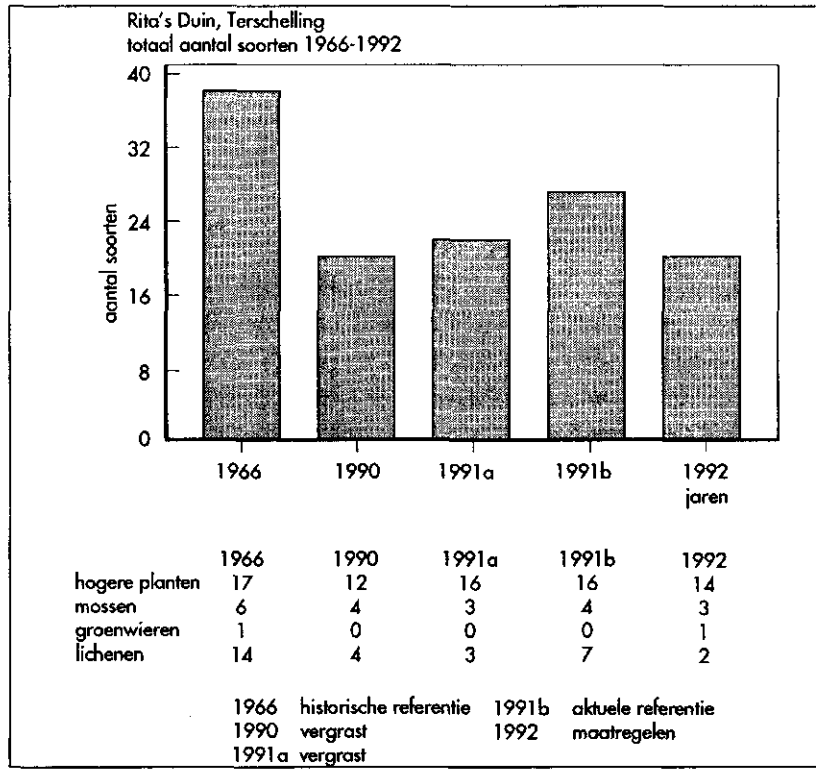
Inleiding

De kleinschalige experimenten zijn uitgevoerd op zes lokaties langs de Nederlandse kust. Één van de lokaties, Rita's Duin op Terschelling, is gelegen in het kalkarme Waddendistrikt. De overige vijf bevinden zich in het kalkrijke Duindistrikt. De lokaties zijn uitgezocht in verschillende vegetatie-referentie-typen of vegetatie-eenheden (tabel 1).

Aan de hand van een voorbeeld van de lokatie Rita's Duin kan de problematiek van de vergrassing goed worden geïllustreerd. In 1966 is de gehele westhelling van dit duin geïnventariseerd (Oostra, 1968). In 1990 is dit onderzoek herhaald. Op dezelfde plek bevindt zich sinds 1991 de EGM-onderzoekslokatie. In 1991 zijn er opnamen gemaakt van de vergraste proefvlakken en van de in de buurt aanwezige niet-vergraste vegetaties, de zoge-

Tabel 1
Overzicht van de lokaties en de vegetatie-referentie-typen (syntaxa volgens Westhoff & den Held, 1969).
RD, Terschelling: Waddendistrict, de andere lokaties liggen in het Duindistrict.

Lokatie		Vegetatie-referentie-type
Rita's Duin	RD	*Viola-Corynephoretum* (Buntgrasduin)
Ligustervlak	LV	*Taraxaco-Galietum* (Duinpaardebloem associatie)
Zuidervlak	ZV	*Anthyllido-Silenetum* (Wondklaver Nachtsilene associatie)
Kraansvlak	KV	*Rosa pimpinellifolia associatie* (Duinroosvlakte)
Tilanuspad	TP	*Tortulo-Phleetum/Taraxaco-Galietum* (Duinsterretjes ass./Duinpaardebloem ass.)
Middelduinen	MD	*Viola-Corynephoretum* (Buntgrasduin)



	1966	1990	1991a	1991b	1992
hogere planten	17	12	16	16	14
mossen	6	4	3	4	3
groenwieren	1	0	0	0	1
lichenen	14	4	3	7	2

Figuur 8
Overzicht het aantal soorten op de lokatie Rita's Duin van 1966 tot 1992. Let op de afname van het aantal lichenen

naamde actuele referenties. In 1992 zijn er voor de eerste keer opnamen gemaakt na de uitvoering van de maatregelen. In figuur 8 wordt het totaal aantal soorten (hogere planten, mossen, groenwieren en lichenen) weergegeven.

Het aantal soorten neemt sterk af, vooral door het verdwijnen van tien soorten lichenen. Slechts vier soorten zijn er overgebleven: *Cladonia foliacea, Cladonia gracilis, Cladina portentosa* en *Cladonia furcata.* De bedekking van de lichenen is afgenomen van 50% tot 3%. Vergelijking van de huidige niet-vergraste situatie (1991b) met de vergraste (1991a) geeft al een achteruitgang in lichenen te zien. Deze wordt nog groter wanneer de huidige niet vergraste situatie wordt vergeleken met de 1966 situatie.

Wat betreft de hogere planten kan geconcludeerd worden dat het aantal soorten niet sterk is afgenomen, hoewel er enkele soorten zijn verdwenen zoals *Festuca ovina, Viola curtissii* en *Leontodon saxatilis.* Belangrijker is echter dat de bedekking van met name *Ammophila arenaria* en ook *Calamagrostis epigejos* is toegenomen van 30% tot 90%. Deze toename in bedekking gaat samen met een afname van *Corynephorus canescens.* De bedek-

king van de moslaag is ongeveer gelijk gebleven, maar slechts twee soorten zijn dominant aanwezig *Dicranum scoparium* en *Campylopus introflexus*. Dit in tegenstelling tot de zestiger jaren, toen er meerdere mossen met gelijke bedekkingen voorkwamen en *Campylopus introflexus* nog helemaal niet werd aangetroffen.

Uit dit voorbeeld komt heel duidelijk de vergrassing in de droge duinen naar voren. Tevens blijkt hoe belangrijk een goede historische referentie is, iets wat helaas op de overige lokaties in veel mindere mate het geval is.

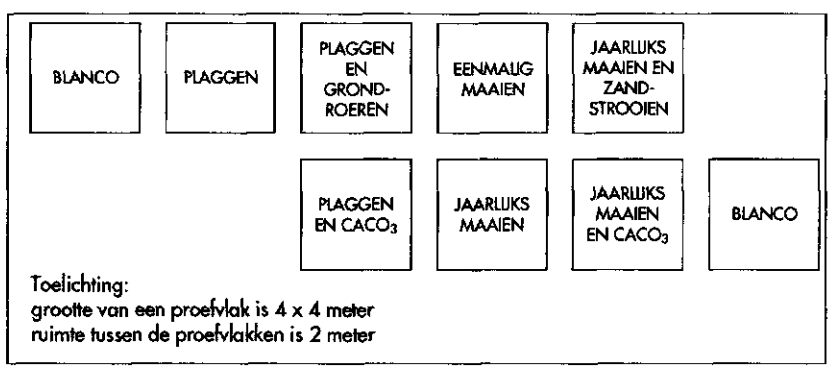
Opzet van de kleinschalige experimenten

Figuur 9 geeft een overzicht van de maatregelen die op iedere lokatie worden uitgevoerd. Er zijn per lokatie negen proefvlakken van 4 x 4 meter. Twee proefvlakken worden niet behandeld; de blanco's. Vier proefvlakken zijn gemaaid en drie proefvlakken geplagd (figuur 10 en 11).

Kalkstrooien vindt plaats in gemaaide en geplagde proefvlakken. Als kalk is 'asef-kalk' (koolzure magnesiakalk) gebruikt, welke 90% $CaCO_3$ bevat, waarvan ca. 20% $MgCO_3$. In het gemaaide proefvlak wordt een onderhoudsdosis gegeven (neutralisatie van de atmosferische depositie) en in het geplagde een hersteldosis (om de bodem in een oorspronkelijk pH-trajekt terug te brengen).

Zandstrooien wordt uitgevoerd in gemaaide proefvlakken. Per proefvlak wordt per jaar ca. 40 liter zand gestrooid wat equivalent is aan een complete bedekking van de bodem met een ca. 0.25 cm dik laagje. Zandstrooien wordt gezien als het simuleren van een lichte overstuiving.

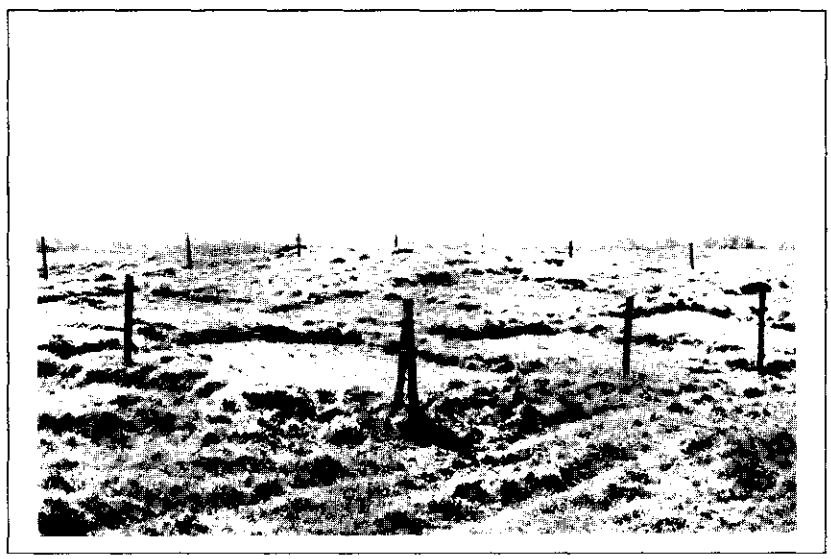
Eén van de geplagde proefvlakken is tot ca. 20 cm diepte omgespit: het zogenaamde grondroeren om kalkrijk zand aan de oppervlakte te krijgen en de structuur van de bovengrond te veranderen.



Figuur 9
Opzet van de kleinschalige maatregelen



Figuur 10
Uitvoering van de maatregelen in Rita's Duin



Figuur 11
Ligging van enkele experimentele plots in de Middelduinen

In 1991 is begonnen met het monitoring programma. Er zijn in ieder vergrast proefvlak vegetatieopnamen gemaakt en tevens opnamen van niet vergraste situaties. Hierbij zijn de hogere planten, mossen en korstmossen opgenomen en de bedekkingen weergegeven volgens de decimale schaal van Londo (Londo, 1975). Ook zijn er profielbeschrijvingen gemaakt en bodemmonsters genomen om de uitgangssituatie vast te leggen. Op elke lokatie zijn twee mengmonsters van ieder vijf submonsters genomen per bo-

demhorizont (Ah, AC of B, C) en op 1 meter diepte. Aan deze monsters zijn de volgende analyses uitgevoerd:

- totaalanalyse: C, N, P, K, Ca, Mg, Al, Mn, Fe
- pH H_2O, pH $CaCl_2$, pH KCl
- $CaCO_3$
- amorf Al, Fe en Mn
- CEC en uitwisselbare kationen H, Al, Fe, Mn, NH_4, Ca, K, Mg, Na, NO_3, Cl.

In 1992 zijn er één jaar na de uitvoering van de maatregelen wederom vegetatieopnamen gemaakt. Per proefvlak zijn er vier opnamen gemaakt. De resultaten die in het volgende gedeelte aan bod komen geven dus een beeld van de stand van zaken over het eerste jaar.

Verwerking van de gegevens

De verwerking van de gegevens vond plaats met behulp van de computerprogramma's TWINSPAN (Hill, 1979) en CANOCO (ter Braak, 1988). TWINSPAN rangschikt vegetatieopnamen en soorten met behulp van een divisieve clustermethode. CANOCO is een ordinatie programma en rangschikt volgens een aantal mathemathische methodes soorten en opnamen langs een aantal z.g. milieu-assen. Deze assen zijn in principe dimensieloos. Opnamen, die qua soortensamenstelling veel op elkaar lijken komen zodoende dicht bij elkaar te staan. Er wordt onderscheid gemaakt in een directe en een indirecte analyse. Een indirecte gradiënt analyse (correspondentie analyse) ordineert op basis van alleen de vegetatieopnamen en de milieu-assen zijn fictief. Bij een directe gradiënt analyse (canonische correspondentie analyse) is de ordinatie het resultaat van het gezamenlijk effect van vegetatie en gemeten milieuvariabelen. Beide methoden zijn bij de verwerking van de resultaten gebruikt.

Een indirecte gradiënt analyse is uitgevoerd met de vegetatieopnamen van 1991: zowel de vergraste als de actuele referentie opnamen zijn bij deze analyse gebruikt.

Een canonische correspondentie analyse is uitgevoerd met vergraste opnamen uit 1991 en enkele belangrijke bodemecologische parameters van de Ah horizont met betrekking tot de vegetatie. Dit zijn $CaCO_3$, de pH, de C/N ratio, de Ca/Al ratio en de nutriënten N en P.

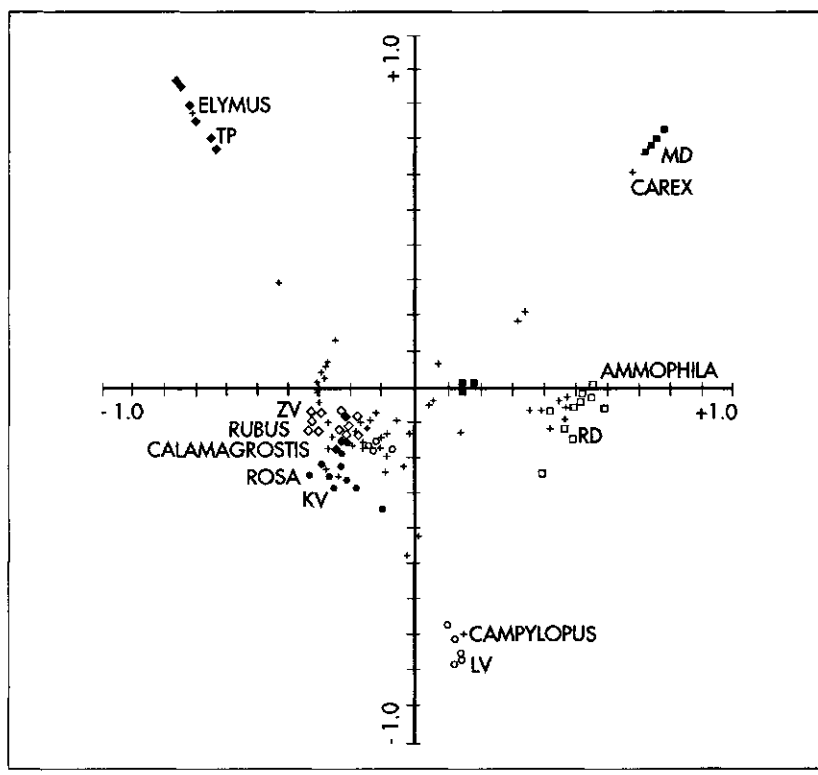
Tenslotte is er een correspondentie analyse en een canonische correspondentie analyse uitgevoerd met de vegetatieopnamen van 1991 en 1992. De laatstgenoemde analyse is uitgevoerd om de invloed van de maatrege-

len te onderzoeken. De maatregelen (maaien, plaggen, zandstrooien en kalkstrooien) zijn hierbij als milieuvariabelen beschouwd.

Resultaten

De correspondentie analyse van de vegetatieopnamen uit 1991 (figuur 12) laat zien dat de gebieden verschillen in floristische samenstelling. In alle gebieden treedt vergrassing op, maar per gebied speelt een andere soort de rol van vergrasser/vermosser. *Campylopus introflexus* is de vermosser in het Ligustervlak (LV). De kalkarme lokaties Rita's Duin (RD) en de Middelduinen (MD) hebben respectievelijk *Ammophila arenaria* en *Carex arenaria* als vergrassers. Ook in de kalkrijke lokaties spelen verschillende vergrassers een rol: in het Tilanuspad (TP) is *Elymus athericus* dominant en in het Kraansvlak (KV) en het Zuidervlak (ZV) *Calamagrostis epigejos*.

Met betrekking tot het beheer moet derhalve de vraag gesteld worden of de invloed van éénzelfde maatregel in alle gebieden hetzelfde resultaat geeft.



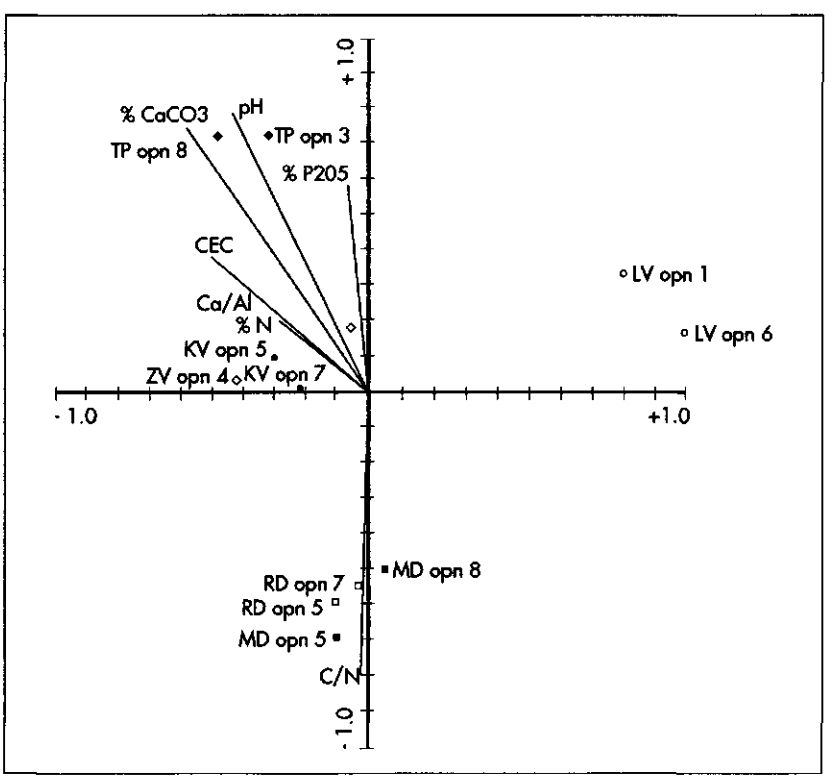
Figuur 12
Correspondentie analyse van de vegetatieopnamen uit 1991 (vergrast en niet vergrast). De gebieden zijn floristisch duidelijk van elkaar verschillend. Voor afkortingen van gebieden zie tabel 1

De soortensamenstelling van de vergraste opnamen en de actuele referentie opnamen zijn per gebied vrijwel gelijk. Er treden structuurverschillen op door de dominantie van gras(achtigen), maar de oorspronkelijke soorten zijn veelal nog aanwezig.

Uit beheersoogpunt gezien kan dit goede mogelijkheden bieden voor (her)vestiging of uitbreiding. Maatregelen die de structuur beïnvloeden lijken in dat geval al positief te kunnen werken, zoals bijvoorbeeld maaien.

Figuur 13 toont een canonische correspondentie analyse van enkele vegetatieopnamen uit 1991 van vergraste proefvlakken met bodemgegevens. Deze analyse blijkt de al eerder gevonden gebiedsverdeling te ondersteunen. De kalkrijke en de kalkarme lokaties (RD en MD) liggen duidelijk gescheiden in het vlak van de eerste twee milieu-assen.

Er is een duidelijk verschil in mineralogische bodemsamenstelling tussen de gebieden. Rita's Duin in het kalkarme Waddendistrikt en de diep ontkalkte Middelduinen op Goeree zijn veel armer dan de overige lokaties. Opvallend is verder de sterke correlatie van de kalkarme lokaties met een hoge C/N ratio.



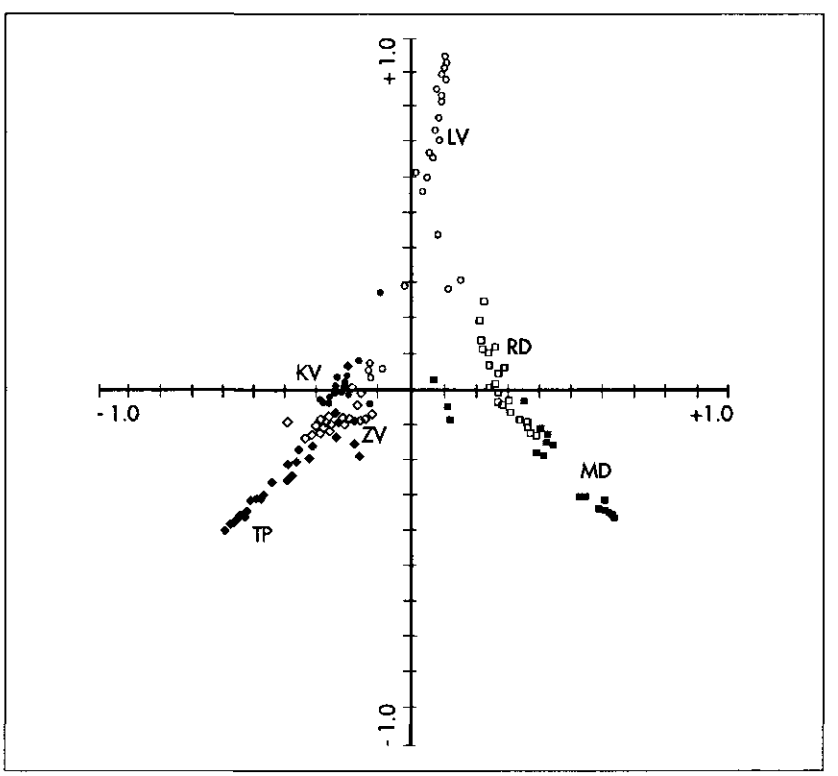
Figuur 13
Canonische correspondentie analyse van vergraste proefvlakken uit 1991 met enige belangrijke bodemecologische parameters. Voor afkortingen van gebieden zie tabel 1

Vermeld dient te worden dat verdere gegevens over de beschikbare stikstofhoeveelheden voor de vegetatie en stikstoftransformaties in de bodem zullen worden vergaard met behulp van incubatieëxperimenten.

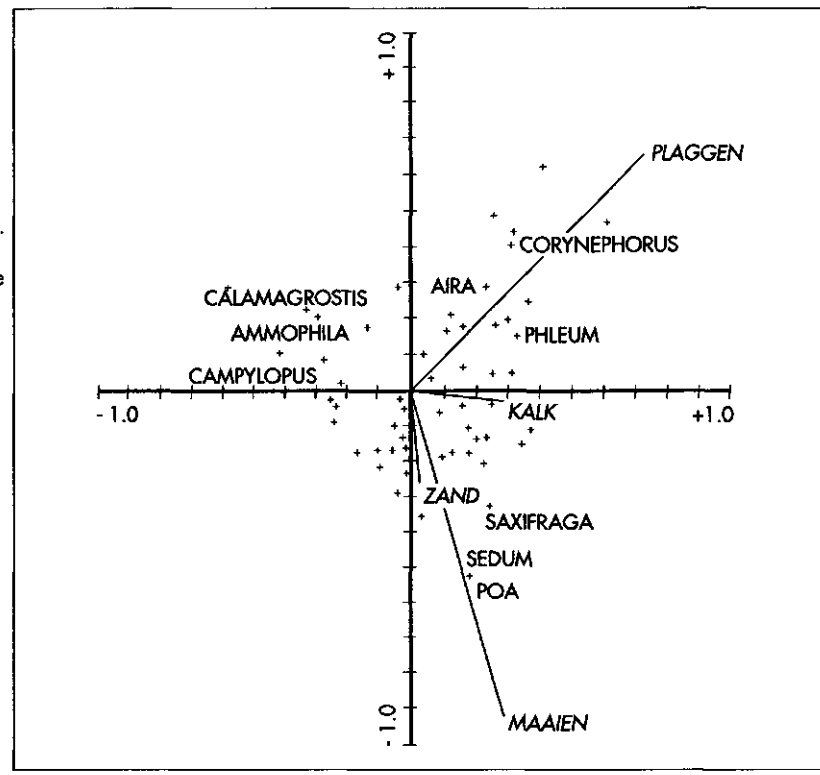
Figuur 14 en figuur 15 tonen respectievelijk een correspondentie analyse en een canonische correspondentie analyse van de vegetatieopnamen uit 1991 en 1992.

De correspondentie analyse van de vegetatieopnamen van 1991 en 1992 (figuur 14) laat zien dat het verschil tussen de gebieden vooralsnog groter is dan de invloed van de maatregelen. Het patroon in het ordinatiediagram is hetzelfde als in 1991 met als enig verschil dat de lokatie Tilanuspad (TP) dichterbij de overige kalkrijke lokaties Zuidervlak (ZV) en Kraansvlak (KV) ligt.

De resultaten van de canonische correspondentie analyse (figuur 15), waarbij de maatregelen als milieuvariabelen werden beschouwd, laten na één jaar een lichte trend zien: de geplagde proefvlakken worden gekarakteriseerd door enkele soorten van een open pioniervegetatie (zoals *Corynephorus canescens*, *Aira praecox* en *Phleum arenarium*) en de gemaaide



Figuur 14
Correspondentie analyse van vegetatieopnamen 1991 en 1992. Voor afkortingen van gebieden zie tabel 1



Figuur 15
Canonische correspondentie analyse van vegetatieopnamen uit 1992 met de maatregelen als verklarende milieuvariabelen. Voor afkortingen van gebieden zie tabel 1

proefvlakken door soorten van een lage kruidenvegetatie (*Saxifraga tridactylites, Sedum acre* en *Poa annua*). Daarnaast blijven de onbehandelde proefvlakken als cluster bestaan met hun dominante vergrasser of vermosser.

Voorlopige conclusies

In dit stadium kunnen alleen voorlopige conclusies worden getrokken. De volgende vragen zijn van belang:

- welke voorlopige conclusies zijn er te trekken uit de resultaten?
- welke richtlijnen zijn er op grond hiervan te geven voor het beheer?

- Het blijkt dat er per gebied verschillende vergrassers zijn (*Ammophila, Calamagrostis, Carex arenaria, Elymus*). Mogelijk leidt hetzelfde proces (of complex van processen) per gebied tot een verschillend resultaat, niet qua vegetatiestructuur, maar wel qua dominante soort.

Een effectgerichte maatregel zal mogelijk niet in elk gebied dezelfde oplossing kunnen bieden. Bodemfactoren zijn waarschijnlijk de sturende krachten. Verdere uitkomsten van het monitoring programma zullen hier inzicht in moeten geven.

- Binnen een referentieproject is de huidige soorten-samenstelling van vergraste en niet-vergraste vegetaties nagenoeg hetzelfde. Het verschil is voornamelijk te vinden in de structuur van de vegetatie.

  Dit betekent dit dat (her)vestiging en uitbreiding van kritische soorten in veel gevallen tot de potentiële mogelijkheden behoort.

  Maaien als effectgerichte maatregel lijkt al positief te kunnen werken (plaggen en maaien laten na een jaar een lichte trend zien: een aantal kritische soorten vestigen zich weer).

  De concurrentie tussen de soorten om licht en ruimte is een belangrijk sturend proces, dat door het maaien positief lijkt uit te werken voor de kritische soorten.

- Het referentieproject Rita's Duin (RD) laat zien dat historische referenties van groot belang zijn: bij vergelijking van huidige vergraste en niet-vergraste vegetaties valt veel minder op dat er een groot aantal lichenen zijn verdwenen sinds de 60er jaren.

- Het project op Schiermonnikoog laat zien dat de ruimtelijke patroondiversiteit die bij grootschalige verstuivingen ontstaat waarschijnlijk afhankelijk is van het 'grondpatroon' van het betreffende gebied vóór de verstuiving (weer opnieuw) begon.

  Bij het opnieuw laten stuiven van gebieden zal in relatie tot beheersdoelen met de genese van het gebied rekening moeten worden gehouden. De oorspronkelijke morfologie is mogelijk een sturende factor in het verloop van de verstuiving die bepaalt welke landschapsdiversiteit er zal ontstaan.

Dank

Het monitoringsproject open droge duinen zou niet tot stand gekomen zijn zonder de medewerking van de beheerders van de gebieden waar de referentieprojecten gelegen zijn. Graag willen wij hen daarvoor speciaal bedanken.

Literatuur

Boerboom, J.H.A., 1963. Het verband tussen bodem en vegetatie in de Wassenaarse duinen. Boor en Spade 13:120-155.

Braak, C.J.F. ter, 1988. CANOCO - a FORTRAN program for canonical community ordination by [partial] [detrended] [canonical] correspondence analysis, principal components analysis and redundancy analysis (version 2.1). Agricultural Mathematics Group, Ministry of Agriculture and Fisheries.

Dieren, J.W. van, 1934. Organogene Dünenbildung, eine geomorphologische Analyse der westfriesischen Insel Terschelling mit pflanzensoziologischen Methoden. Diss. Amsterdam. Nijhoff, Den Haag.

Doing, H., 1988. Landschapsecologie van de Nederlandse kust. Stichting Duinbehoud, Leiden.

Hill, M.O., 1979. TWINSPAN - a FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of individuals and attributes. Cornell University Ithaca, N.Y., 90 pp.

Jungerius, P.D., Verheggen, A.J.T. & Wiggers, A.J., 1981. The development of blow-outs in De Blink, a coastal dune area near Noordwijkerhout, The Netherlands. Earth Surface processes and landforms 6:375-396.

Jungerius, P.D. & Meulen, F. van der, 1989. The development of blow-outs as measured with erosion pins and sequential air photos. Catena 16:369-376.

Klijn, J.A., 1981. Nederlandse Kustduinen: geomorfologie en bodem. Diss. Wageningen. Pudoc, Wageningen.

Koekkoek, J., 1992. Quantitatieve patroonanalyse en landschapsdiversiteit van stuifduinen op Schiermonnikoog. Doctoraal Verslag, Fysische Geografie, Universiteit van Amsterdam.

Leeuwen, C.G. van, 1965. Het verband tussen natuurlijke en antropogene landschapsvormen, bezien vanuit de betrekkingen in grensmilieus. Gorteria 2, 8:93-105.

Londo, G., 1975. De decimale schaal voor vegetatiekundige opnamen van permanente quadraten. Gorteria 7 (7), Leiden.

Meulen, F. van der & Wanders, E.A.J., 1984. Stuifduinen, overwegingen betreffende natuur- en duinbeheer in Meijendel. De Levende Natuur 84(1):18-23.

Oostra, R.G.M., 1968. Verslag over een onderzoek naar de lichenenvegetaties in de droge duinen van Terschelling. Intern rapp. RIN. 1-33.

Oremus, P.A.J., 1982. Growth and nodulation of *Hippophaë rhamnoides* L. in the coastal sand dunes of The Netherlands. Diss. Utrecht 116 p.

Putten, W. H. van der, 1989. Establishment, growth and degeneration of *Ammophila arenaria* in coastal sand dunes. Diss. LU Wageningen.

Sevink, J., 1991. Soil development in the coastal dunes and its relation to climate. Landscape Ecology 6 (1/2): 49-56.

Tooren, B. van, 1990. Luchtverontreiniging in de duinen. Duin 1(3):4-6.

Vertegaal, C.T.M., Louman E.G.M., Bakker, T.W.M., Klijn, J.A. & Meulen, F. van der, 1991. Monitoring van Effectgerichte Maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in open droge duinen. Prae-advies. Bureau Duin en Kust, Leiden.

Wardenaar, E.C.P., & Sevink, J., 1992. A comparative study of soil formation in primary stands of Scots pine (planted) and Poplar (natural) on calcareous dune sands in The Netherlands. Plant and Soil 140:109-120.

Westhoff, V. & Held A.J. den, 1969. Plantengemeenschappen van Nederland. Thieme, Zutphen.

Westhoff, V. & van Oosten, 1991. De plantengroei van de Waddeneilanden. KNNV Nr 53. Pirola, Schoorl. 416 p.

Zoon, F.C., 1986. On the relative involvement of nematodes and other soil factors in the decline of *Hippophaë rhamnoides L.* in the Netherlands. Revue Nématol. 9:314.

OECOLOGISCHE GRONDSLAGEN VAN NATUURBEHOUD EN NATUURBEHEER

V. Westhoff
Postbus 64, 6560 AB Groesbeek

Het doel van het natuurbehoud is duidelijk gedefinieerd in de doelstellingennota van de Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten, gedateerd april 1978. 'Natuurbehoud is het streven naar een zo groot mogelijke verscheidenheid zowel aan geogenetische structuren als aan soorten van planten en dieren, levend in oecosystemen, die de resultante zijn van natuurlijke ontwikkelingsprocessen – abiotische zowel als biotische – waarbij de bijdragen van de mens zijn inbegrepen, voor zover die verrijkend werken of gewerkt hebben op de totale verscheidenheid aan soorten en (landschaps)structuren'.

Uit deze definitie komt duidelijk naar voren, dat het niet gaat om een zo groot mogelijke verscheidenheid op zich. Ware dat zo, dan zou een afvalhoop vol adventieve soorten, of een heemtuin, het ideaal zijn van het natuurbeheer. Dat is echter geenszins het geval. Het gaat om de optimale diversiteit bij een gegeven draagkracht en de gegeven aard van het betreffende oecosysteem. Een Zuidlimburgs eikenhaagbeukenbos met zestig soorten op een homogeen oppervlak is als zodanig niet waardevoller of minder waardevol dan een wadvlakte of slik met slechts één hogere plant, nl. Zeekraal. Hetzelfde geldt voor de fauna. Of een van beide biotopen voor het natuurbehoud belangrijker is dan de andere, hangt af van andere criteria, zoals de relatieve zeldzaamheid in landelijk en internationaal verband en de mate van houdbaarheid.

De middelen waarmee het doel van het natuurbehoud kan worden nagestreefd, zijn natuurbeheer en natuurontwikkeling (Vera & Westhoff, ter perse). Onder natuurbeheer verstaan we een samenhangende reeks van maatregelen die worden uitgevoerd in natuurgebieden, dat wil zeggen, in gebieden waar natuurwaarden aanwezig zijn die men in stand wil houden. Ik ga daar straks nader op in, maar ik wil er nu reeds op wijzen dat ook 'niets doen' tot die maatregelen behoort. In een aantal gevallen is dat het beste dat men kan doen. Natuurbeheer beoogt dus behoud, herstel en eventueel uitbreiding van bestaande natuurwaarden. Natuurontwikkeling daarentegen vindt plaats in gebieden waar deze waarden tot dusverre óf geheel ontbraken, óf van geheel andere orde waren. Om die ontwikkeling mogelijk te maken zijn inleidende maatregelen nodig; men spreekt dan van natuurtechnische milieubouw (Westhoff, 1988). De ook wel gehoorde term

'natuurbouw' is principieel onjuist; natuur kan men per definitie niet maken, men kan alleen voorwaarden scheppen waarin ze zich kan handhaven of ontwikkelen. Die term 'natuurbouw' wordt dan ook veeleer gebruikt door ingenieurs dan door biologen.

Bij natuurontwikkeling gaat het óf om geheel nieuw gecreëerde milieus, zoals de IJsselmeerpolders met de Oostvaardersplassen of het Grevelingenbekken, óf om landbouwareaal waarvan men natuurgebied hoopt te maken.

Een grensgeval doet zich voor, wanneer men in een natuurgebied natuurtechnische milieubouw bedrijft met het doel, natuurwaarden te doen ontstaan van geheel andere aard dan zich daar ooit hebben voorgedaan. Een voorbeeld is het graven van een plas in een voorheen droog landschap. Men heeft dan veeleer met natuurontwikkeling dan met natuurbeheer te maken.

Dat men nog al eens van natuurontwikkeling spreekt wanneer er eigenlijk natuurbeheer aan de orde is, heeft echter veeleer te maken met een modieuze aangelegenheid. Voor allerlei lieden klinkt 'natuurontwikkeling' moderner dan het zgn. traditionele natuurbehoud; het lijkt iets nieuws, en daarvoor kan men gemakkelijker geld krijgen bij instanties die achter de nieuwste mode aanlopen.

Er is sinds enkele jaren een polariserende discussie aan de gang tussen voorstanders van natuurontwikkeling versus voorstanders van natuurbeheer. Die polarisatie is te betreuren, omdat ze zinloos is. Natuurontwikkeling en natuurbeheer hebben beide hun zin en functie voor het natuurbehoud. Zij vullen elkaar aan, en het hangt van de omstandigheden af welke methode dient te prevaleren. Iedere deskundige zal dit beamen. Dit standpunt is ook duidelijk verwoord in een recente nota van de Natuurbeschermingsraad, en eveneens in het Natuurbeleidsplan van de regering.

De media wakkeren die overbodige controverse aan, omdat ze het moeten hebben van kommer en kwel, van onmin en ruzie. Daarbij worden dan twee kampen verondersteld, die men wel de Verianen en de Westhovianen noemt (zie bv. Peelen, 1990). Frans Vera en de auteur van deze bijdrage zijn daar niet gelukkig mee en hebben hun standpunt gezamenlijk toegelicht (Vera & Westhoff, ter perse).

Ten onrechte hoort men wel beweren, dat het streven naar natuurontwikkeling zou voortkomen uit een veranderd wetenschappelijk inzicht van onderzoekers; de natuurbeheerders in engere zin zouden dan oude zakken zijn, die niet met hun tijd kunnen meegaan. Dat is onjuist. Natuurontwikkeling werd reeds tijdens en kort na de tweede wereldoorlog nagestreefd, maar niet in landbouwgebieden, doch in verband met grote waterstaatswerken (Gorter, 1986). Men sprak toen van 'het scheppen van nieuw natuur-

schoon'. De Contact-Commissie voor Natuur- en Landschapsbescherming nam vanaf 1957 met succes het voortouw voor natuurontwikkeling in het Veerse Meer en in het Grevelingenbekken. Dat natuurontwikkeling in landbouwgebieden vroeger niet in praktijk werd gebracht, lag niet aan de opvattingen van onderzoekers, maar aan de maatschappelijke randvoorwaarden. Het was tot voor kort volstrekt ondenkbaar; de landbouw was oppermachtig, beheerste de publieke opinie en het overheidsbeleid. Het was uitgesloten dat het natuurbehoud zich buiten de bestaande natuurgebieden zou kunnen doen gelden. Onze positie was defensief, niet uit principe, maar noodgedwongen (Gorter, 1986).

Van bepaalde zijde kan men tegenwoordig wel vernemen, dat het *doel* van het natuurbehoud zou zijn, menselijk ingrijpen uit te schakelen en de natuur, zoals dat heet, haar gang te laten gaan. Hier worden dan echter doel en middel verward. Wanneer we als *doel* vasthouden aan het streven naar een zo groot mogelijke verscheidenheid in de zin van de geciteerde definitie, dan zijn natuurbeheer en natuurontwikkeling ***middelen*** om dat doel te bereiken. De effectiviteit van die middelen kan niet beoordeeld worden op grond van journalistieke kreten en vooropgezette meningen; die effectiviteit kan alleen blijken uit ervaring en onderzoek.

Er zal nu eerst worden ingegaan op de begrippen 'nagenoeg' of 'vrijwel natuurlijk' en 'halfnatuurlijk' landschap. Vooropgesteld zij, dat men in plaats van 'landschap' ook 'oecosysteem' kan stellen. In de oorspronkelijke definitie van deze begrippen (Westhoff, 1949) wordt er van uitgegaan, dat natuurlijke landschappen, in de zin van niet door de mens beïnvloed, niet in ons land voorkomen. Weliswaar kan men eventueel de getijdewateren daartoe rekenen, maar die zijn toch wel onderhevig aan verontreiniging van water en lucht. Onder 'nagenoeg' of 'vrijwel' natuurlijk wordt verstaan wat in het Engels 'subnatural' en in het Duits 'naturnah' heet, maar waarvoor de Nederlandse taal geen woord heeft. De definitie luidt: flora en fauna zijn overwegend spontaan, dus niet door de mens aangebracht, en het vegetatiebeeld komt overeen met dat van de potentieel natuurlijke vegetatie. Voorbeelden: hoogveen, menig type loofbos, zeereep der duinen, wadden en kwelders. In 'half-natuurlijke' landschappen, in het Engels 'semi-natural', zijn flora en fauna eveneens overwegend spontaan, maar is het vegetatiebeeld door de mens wezenlijk veranderd, het is in een andere formatie overgegaan. Voorbeelden zijn: binnenlandse heidevelden, rietlanden, zeggemoerassen, hooilanden en krijthellinggraslanden. Cultuurlandschappen tenslotte zijn diegene waarin ook de flora en eventueel de fauna overwegend door de mens bepaald zijn, zoals coniferenplantages, akkers, en het zgn. gebruiksgroen van de landschapsarchitecten.

Tot in het begin van deze eeuw besloegen in ons land de halfnatuurlijke landschappen een veel groter oppervlak dan de cultuurlandschappen. Nu is het andersom: de halfnatuurlijke landschappen zijn bijna geheel teruggedrongen tot natuurreservaten.

Het verschil tussen vrijwel natuurlijke en halfnatuurlijke landschappen is minder scherp dan voorheen wel werd aangenomen. Een voorbeeld van een grensgeval is het duingebied, zowel van het vasteland als van de Waddeneilanden en het zuidwestelijk aestuariëngebied (Westhoff, 1985, 1989; Westhoff & Van Oosten 1991). In vorige eeuwen, en in een aantal gevallen tot in het begin van deze eeuw, werd dit landschap door de mens zo intensief uitgebuit, dat de eindstadia van de vegetatie-successie zich ternauwernood konden ontwikkelen en de pionierstadia overwogen. Sindsdien daarentegen is men het duin zoveel mogelijk gaan vastleggen, heeft men roofbouw verboden, duinbeweiding uitgeschakeld of aan banden gelegd en de konijnen beteugeld. Als gevolg daarvan is de slinger naar de andere kant doorgeslagen; nu zijn de eindstadia gaan overwegen en zijn de pionierstadia in het gedrang gekomen. Voorheen dus te veel milieudynamiek, daarna juist te weinig. Daarbij kwamen andere complicerende invloeden, zoals de verdroging van de duinen door drinkwateronttrekking. Bij al deze processen vervagen de begrippen 'vrijwel natuurlijk' en 'half-natuurlijk' enigszins. Wat men echter wél kan zeggen, is, dat het moderne natuurbeheer terecht streeft naar het juiste evenwicht tussen te veel en te weinig milieudynamiek. Zowel de pionierstadia als de eindstadia van vegetatie-ontwikkeling moeten tot hun recht kunnen komen; duinen moeten mogen stuiven, maar duinbossen en struwelen moeten er ook zijn. Goede voorbeelden van zulk modern beheer ziet men in ons natuurmonument Voorne's Duin en verder in Meyendel, in het Noordhollands Duinreservaat, in het Zwanenwater, op Texel en op Schiermonnikoog.

We komen nu tot het natuurbeheer. Daarbinnen zijn drie componenten te onderscheiden: uitwendig of extern beheer, inwendig of intern beheer, en herstelbeheer. Uitwendig beheer beoogt het verhinderen of tegengaan van die invloeden van buitenaf, die schadelijk zijn voor de doelstelling natuurbehoud. Inwendig beheer beoogt het toepassen van technieken binnen een reservaat, die tot doel hebben de ter plaatse optimale en relevante diversiteit in stand te houden of te vergroten. Uitwendig beheer richt zich op de *maximaal toelaatbare* menselijke invloed; inwendig beheer op de *minimaal vereiste* menselijke invloed (Bakker, 1979; Van Leeuwen, 1966; Schimmel et al., 1985; Vermeer & Joosten, 1992; Westhoff 1969, 1971 a, b, 1977, 1979).

Dat uitwendig beheer in beginsel nodig is, zal wel door niemand worden betwist. Ook door de vooroorlogse klassieke natuurbescherming onder

het patronaat van prof. Weevers, toen het ingrijpen van de mens in natuurgebieden nog werd afgekeurd, werd daarmee bedoeld wat wij nu inwendig beheer noemen; uitwendig beheer werd wel degelijk nodig geacht (Westhoff, 1978). Het is noodzakelijk zowel in de vrijwel natuurlijke als in de halfnatuurlijke landschappen. Tot uitwendig beheer behoren bv. het streven naar zuivering van het rivierwater, het tegengaan van luchtvervuiling en atmosferische depositie, het tegengaan of ongedaan maken van ontwatering, en het tegengaan van een te sterke recreatiedruk. Uitwendig beheer valt voor een deel samen met hetgeen Van Wirdum heden 'beheer op macro-niveau' heeft genoemd.

Herstelbeheer heeft tot doel, de in een natuurgebied aangerichte schade ongedaan te maken, in het bijzonder wanneer die schade is aangericht door invloeden van buitenaf. Op het eerste gezicht lijkt dit dus een vorm van uitwendig beheer; maar het verschil is, dat herstelbeheer niet werkt met afweermiddelen, maar met maatregelen die gebruikt worden bij het inwendig beheer. Het beste en meest bekende voorbeeld daarvan zijn de zogenaamde 'effectgerichte maatregelen', waaraan dit symposium is gewijd.

Met nadruk zij er op gewezen, dat herstelbeheer een inleidende maatregel is – zoals het woord al zegt –, en dat het door blijvend inwendig beheer moet worden gevolgd om effectief te zijn. Cals en Jansen hebben dit in hun voordrachten 'aanvullend beheer' genoemd. Men kan bv. door herstelbeheer onder bepaalde voorwaarden wel een blauwgrasland regenereren, maar daarna zal men het toch moeten blijven maaien, anders wordt het bos.

Herstelbeheer had vroeger, tot voor enkele decennia, een lokaal karakter. Dat is volledig veranderd door de rampzalige gevolgen van de atmosferische depositie en van de allerwege uitgevoerde cultuurtechnische ontwatering. Geen enkel natuurgebied ontkomt aan de eutrofiëring en de verzuring resp. alkalisering vanuit de atmosfeer, waardoor de diversiteit van flora en vegetatie achteruitholt. Daartegen is effectief herstelbeheer nodig, zoals dit symposium aantoont, maar dat is nu een landelijke en niet meer een lokale noodzaak.

Wij komen nu tot het inwendig beheer. Daaronder verstaat men de maatregelen die binnen het reservaat nodig zijn om het in stand te houden. Wezenlijk is hierbij het verschil tussen enerzijds half-natuurlijke landschappen (heiden, blauwgraslanden, rietlanden, trilvenen, enz.) of zelfs delen van cultuurlandschappen, anderzijds meer natuurlijke landschappen.

Bij het beheer van nagenoeg natuurlijke landschappen kan de keuze gaan tussen beweiden en niets doen, met name op kwelders en schorren. Uit een oogpunt van wat men 'natuurlijkheid' noemt zijn beide methoden te verdedigen; terwille van een optimale diversiteit kan men in een bepaald

gebied, bv. de Boschplaat op Terschelling of de Oosterkwelder van Schiermonnikoog, beide methoden naast elkaar toepassen (Westhoff, 1985; Westhoff & Van Oosten, 1991). De nadruk moet er echter op gelegd worden, dat men het beheer van een bepaald terrein niet moet wijzigen wanneer daarvoor geen dwingende reden bestaat. Voor een effectief inwendig beheer is continuïteit een eerste vereiste. Dat betreft ook de persoon van de beheerder. Op goede beheerders moet men niet alleen zuinig zijn, maar men moet ze ook stellig niet overplaatsen. Juist langdurige ervaring met het eigen terrein komt het beheer ten goede.

Bij het beheer van de andere categorie – dus de half-natuurlijke systemen – is voortzetting van het aloude agrarische beheerspatroon nodig. De te treffen maatregelen hebben alle de bedoeling, het reeds lang (vaak vele eeuwen lang) constante aandeel van de mens in de milieudynamiek ter plaatse te handhaven. Ogenschijnlijk ligt er een zekere tegenstrijdigheid in, dat men stabiliteit van een oecosysteem in stand houdt door het verrichten van verandering oproepende werkzaamheden. Men moet echter bedenken dat het hier om ritmische stabiliteit (in het Engels 'pulse stability' genaamd) gaat, namelijk om het regelmatig, jaarlijks, steeds op dezelfde tijd en wijze terugkeren van bepaalde ingrepen. Men kan dit het beste inzien door deze beheersvorm te vergelijken met de wisseling der seizoenen. Niemand kan ontkennen, dat het invallen van de winter een belangrijke inbreuk betekent op de levensomstandigheden van nagenoeg alle organismen, en van het individu uit als 'storing' kan worden ervaren. Het is echter evenzeer duidelijk, dat de stabiliteit van de levensgemeenschappen der gematigde luchtstreken juist met de seizoenwisseling samenhangt. Men denke zich maar eens in, welk een enorme verstoring er zou optreden wanneer de winter een aantal malen zou wegblijven.

Bij de hier bedoelde beheersmaatregelen gaat het om een aantal handelingen van continue of periodieke aard die samen de volgende reeks vormen: regeling van de grondwaterstand – uitgraven tot op verschillende diepten – afplaggen – berijden en belopen – beweiden – bemesten – afbranden – kappen – maaien. Daarnaast is ook 'bewust niets doen' een beheersvorm.

De mate van veranderlijkheid die door deze maatregelen aan het milieu wordt toegevoegd, neemt in de volgorde van deze reeks af. De sterkste uitwerking hebben de eerste drie handelingen, die rechtstreeks op de toestand van de bodem betrekking hebben. Daar hierbij vooral de spade als werktuig gedacht kan worden, spreekt men wel van het – relatief krachtige – 'spade-effect'. Aanmerkelijk geringer is de ingreep door zeis of bijl, teweeggebracht door maaien en afhakken. Dit 'kap-effect' beïnvloedt de bodem

indirect: in de eerste plaats door de grond tijdelijk bloot te stellen aan weer en wind, in de tweede plaats door organisch materiaal te verwijderen dat anders voor het merendeel in de grond zou zijn geraakt, en ten derde doordat de voedingsstoffen (mineralen) die door de planten zijn opgenomen nu aan het oecosysteem worden onttrokken. Dit laatste is ook aan te duiden als het 'ontmestings-effect' of verschralings-effect. Het is een soms effectieve beheersmaatregel voor bepaalde gevallen waarin men ernaar streeft de uitwerking van een tijdelijke bemesting weer ongedaan te maken.

De vraag moet nu gesteld worden, in hoeverre inwendig beheer en herstelbeheer van natuurreservaten nodig zijn voor het bereiken van het doel van het natuurbehoud. Anders gesteld luidt die vraag: kan men onze totale verscheidenheid aan soorten van planten en dieren niet evengoed bereiken door Gods water over Gods akker te laten lopen, m.a.w. door grote gebieden aan de agrarische cultuur te onttrekken en daarvan dan maar het beste te hopen, uiteraard met inachtneming van de noodzaak van uitwendig beheer?

Voor een oecoloog die zijn land kent, spreekt het uit ervaring vanzelf dat dit niet mogelijk is; maar daarmee overtuigt men anderen niet. Daarom volgen hier enige cijfers met betrekking tot flora en vegetatie.

Het aantal in Nederland voorkomende plantengemeenschappen, in de zin van associaties of daarmee gelijk te stellen eenheden, bedraagt ongeveer 240. Daarvan is 30 % afhankelijk van de maatregelen van intern beheer en herstelbeheer, dwz. dat ze zonder dat beheer zouden verdwijnen. Gaat men nu na, hoeveel soorten van de Nederlandse Rode Lijst van bedreigde plantesoorten (Weeda et al, 1990) tot die gemeenschappen geheel of grotendeels beperkt zijn, dan blijkt dat percentage te variëren van 40 tot 64, afhankelijk van de categorie van bedreiging; gemiddeld is dat 51 %. Dat komt er dus op neer, dat de helft van onze soorten van de Rode Lijst van inwendig natuurbeheer en herstelbeheer afhankelijk zijn.

De Rode Lijst telt 541 soorten, dat is 37 % van de Nederlandse flora. Wat zijn het nu voor soorten die tot de andere helft van die Rode Lijst horen, dus die niet afhankelijk zijn van intern beheer en herstelbeheer? Dat zijn in hoofdzaak vijf groepen: ten eerste 55 al geheel uit ons land verdwenen soorten; ten tweede bosplanten; ten derde soorten van andere nagenoeg natuurlijke landschappen, met name zeeduinen en kwelders; ten vierde akkerplanten; en ten vijfde enkele tientallen soorten van matig dynamisch milieu, die noch in het intensief agrarische cultuurland, noch in volgens een goed beheersplan beheerde reservaten kunnen voortleven. Dit zijn vooral zoomplanten en semi-ruderale soorten, en *deze* groep zou baat kunnen hebben bij natuurontwikkeling op voormalig cultuurland (Westhoff, 1979).

We kunnen deze zaak ook van de andere kant bezien. Ons Nederlandse cultuurland is allerwege zwaar bemest, om niet te zeggen overbemest, met fosfaat en nitraat. Bovendien zijn grote gedeelten, met name in het oosten en zuiden des lands, diep ontwaterd. Hoewel men die ontwatering in principe ongedaan kan maken, zal dat in vele gevallen niet alleen op practische (dus beleidsmatige) moeilijkheden stuiten, maar ook niet tot het gewenste resultaat voeren. Natuurvernietiging is niet iets dat men zomaar ongedaan kan maken door de klok terug te draaien. Nu de bemesting. Nitraat zal op de duur weer uit de bodem verdwijnen, maar met fosfaat is dat niet het geval, vooral niet op colloïdrijke bodems zoals leem, leemhoudend zand, zavel en klei. Verschralingsexperimenten hebben aangetoond dat verschraling van met fosfaat bemest grasland slechts in bepaalde gevallen tot een positief resultaat leidt (J.P. Bakker, 1979; Altena & Oomes, 1991). Ervaring van schrijver dezes met verschraling van droog grasland in Groesbeek op leemhoudend zand gedurende 22 jaar, leidt tot dezelfde conclusie.

Thans wederom enige cijfers. De auteur heeft berekend, hoeveel procent van de soorten van de Nederlandse flora als fosfaatvlieders te beschouwen zijn. Dit is zo voorzichtig mogelijk gedaan. in die zin dat alle twijfelgevallen buiten beschouwing gelaten. Ik kom tot 300 soorten, dat is bijna een kwart van onze flora. Londo (1975) heeft destijds berekend, hoeveel soorten van onze flora als freatofyten te beschouwen zijn, d.w.z. afhankelijk zijn van grondwater of oppervlaktewater. Dit zijn er ongeveer 500, maar die behoren tot meer dan 50% van onze plantengemeenschappen. Ze omvatten zowel soorten van voedselrijk als van voedselarm milieu. Schrijver dezes heeft nu nagegaan, hoeveel van de fosfaatmijdende soorten tevens freatofyten zijn. Dat zijn er 140, waarvan de meerderheid behoort tot soorten die op de rode lijst staan. Voor deze soorten is van natuurontwikkeling op verdroogde en bemeste gronden dus niets te verwachten.

Wat men door natuurtechnische milieubouw wél kan bereiken, is het creëren van milieu's voor pioniergemeenschappen, d.w.z. voor jonge levensgemeenschappen die aan het begin staan van een eeuwenlange ontwikkeling. Daartoe behoren bv. de levensgemeenschappen van zeeduinen, kwelders en schorren, van jonge vochtige duinvalleien, van open water en verlandingsgebieden, d.w.z. jonge moerassen, van grienden en jonge loofbossen op een homogeen en onrijp bodemprofiel. Daarbij moet men dan nog het voorbehoud worden gemaakt, dat de heersende omstandigheden gunstig moeten zijn voor hetgeen we tot stand willen brengen. Zo kan men natuurlijk geen kwelders of duinvalleien creëren buiten de zeekusten, en evenmin kan men, zoals hierboven reeds werd uiteengezet, voedselarme moerassen laten ontstaan in een voedselrijk milieu.

Daarentegen kan men vele voor ons land karakteristieke en bijzondere levensgemeenschappen *niet* door middel van natuurontwikkeling tot stand brengen. Dit geldt bv. voor hoogvenen, trilvenen, brongebieden, en allerlei typen van loofbossen (Westhoff, 1988). Het geldt in de meeste gevallen ook voor vochtige heidevelden en schraallanden, zoals blauwgraslanden, tenzij een speciale hydrologische situatie een positief resultaat mogelijk maakt. Daarop wordt hieronder ingegaan.

Het is dan ook niet terecht, in natuurontwikkeling een panacee te zien die allerwege met succes zou kunnen worden toegepast, zonder dat daar herstelbeheer bij nodig zou zijn. Hoezeer dit een illusie is, kan ook blijken uit de volgende cijfers, die de auteur dankt aan Jan Roelofs. Het natuurlijke achtergrondniveau van de atmosferische stikstofdepositie (dat nu nog te vinden is in Noorwegen) ligt beneden 2 kg/ha/jaar. Boven 3 kg/ha/jaar is de eutrofiëring al merkbaar; dat moet bij ons in de Middeleeuwen het geval zijn geweest. Een eeuw geleden was dat niveau in ons land al gestegen tot 10 kg/ha/jaar, als gevolg van industriële activiteit. De auteur van deze bijdrage vermoedt, dat die kritische waarde de ondergang betekend heeft voor de grote nitrofobe epifytische lichenen, met name *Lobaria pulmonaria*, die omstreeks de eeuwwisseling uit ons land verdwenen. Maar thans, als gevolg van de bioindustrie, bedraagt dat stikstofniveau 20 à 30 kg/ha/jaar bij lage vegetatie-weerstand; in hoge en ruige vegetatie zelfs tot 80 kg/ha/jaar. Daar kan geen natuurontwikkeling tegen op. Het is dan ook niet overbodig, de waarschuwende woorden te citeren die onze voortreffelijke ornitholoog-natuurjournalist Koos van Zomeren (1992) heeft geschreven over fanatieke natuurontwikkelaars: 'Ik wantrouw hun claim dat de natuur alleen daar wat waard is waar ze haar gang kan gaan, het ideologisch beslag dat ze op de natuur leggen. Ik wantrouw ook hun optimisme, want dat is steeds gericht op het verwerven van instemming en financiën, waardoor het meer met strategie dan met werkelijkheid te maken lijkt te hebben. En ik wantrouw vooral de steun die ze krijgen van de overheid. Ik ben bang dat dit wel eens in een grote afruil zou kunnen ontaarden, dat met het verbeteren van de natuurgebieden de verwoesting van het platteland definitief wordt afgekocht. Waarbij we dat verbeteren nog maar moeten afwachten, terwijl die verwoesting al in volle gang is.'

Fanatieke natuurontwikkelaars, die het traditionele natuurbeheer nostalgie van Ot en Sien noemen en zouden willen afschaffen, vergeten verder, dat al onze goed beheerde natuurreservaten voor de natuurontwikkeling onmisbaar zijn als diasporen-bron, de bron waar alle waardevolle soorten vandaan moeten komen. Waar niets meer is, zal ook niets meer verschijnen.

Bovendien moet bedacht worden, dat natuurontwikkeling in de meeste gevallen alleen effectief is als het door inwendig beheer wordt gevolgd.

Er zal nu nog wat nader worden ingegaan op herstelbeheer.

Herstelbeheer pleegt tegenwoordig aangeduid te worden met de term 'effectgerichte maatregelen'. Het is te betreuren dat deze ongelukkige term is ingeburgerd. Ten eerste is het slecht Nederlands: het zou moeten luiden '*op* effect gericht'. Ten tweede is het een pleonasme: *elke* maatregel is immers op een effect gericht. Ten derde is de term daardoor veel te vaag en te ruim voor hetgeen ermee bedoeld wordt; ook de bouw van een kazerne en de afbraak van de universiteiten zijn 'op effect gerichte maatregelen'.

Dat herstelbeheer onder de tegenwoordige omstandigheden allerwege noodzakelijk en van groot belang is, werd hierboven reeds gesteld. Enkele voorbeelden mogen dit verduidelijken. Eerst een grensgeval tussen herstelbeheer en inwendig beheer: de krijthellinggraslanden in Zuid-Limburg. Die werden vroeger buiten de vegetatieperiode gedurende een korte tijd intensief beweid door een rondtrekkende kudde schapen. Dit beheer was tot voor kort niet meer mogelijk. Tot 1970 was er eigenlijk geen sprake van inwendig beheer, met het gevolg dat flora en vegetatie zienderogen achteruitgingen. Nadien leidden alternatieve methoden, eerst maaien en daarna extensieve jaarrond-begrazing, wel tot verbetering, maar niet tot een optimaal resultaat. Niet geheel terecht werd de achteruitgang toegeschreven aan de atmosferische depositie (Bobbink, 1989); die heeft op kalkrijk substraat maar een betrekkelijk gering effect. Sinds 1980 heeft dr. J. Willems te Utrecht het vroegere beheer beter benaderd, door beweiding in de winter na maaien in de zomer in te voeren. Dit leidde tot een verheugende toename van de welhaast verdwenen Herfstschroeforchis (*Spiranthes autumnalis*) en tal van andere soorten (In 't Veld, 1992). Dank zij de kennis en de inspanning van Henk Hillegers is thans het aloude beheer hersteld, doordat hij er in geslaagd is, een kudde Mergellandschapen terug te fokken, en geldmiddelen te vinden om die kudde met een herder te laten rondtrekken (Hillegers, 1984, 1985 en ter perse). Het ziet er naar uit, dat de vroegere rijkdom van flora en vegetatie daarmee inderdaad terugkeert; de voorlopige resultaten zijn spectaculair. Van belang is daarbij ook, dat de rondtrekkende schapen diasporen van planten exozoöchoor verspreiden, en zo bijdragen tot vermindering van isolatie en genetische verarming. Men heeft hier echter meer te maken met een radicale wijziging in het inwendig beheer dan met herstelbeheer.

Herstelbeheer in engere zin werkt vooral met de maatregelen die als spade-effect kunnen worden aangeduid: regeling van de grondwaterstand,

ontgronden en afplaggen. Deze reeks kan worden aangevuld met de toevoer van mineralen, zoals mergel.

Een spectaculair voorbeeld van herstelbeheer zijn de maatregelen tot regeneratie van de laatste resten van levend ombrotroof veen in ons land, in het bijzonder in het Meerstalblok bij Emmen en het Fochteloër Veen. Dit beheer is samenvattend beschreven door Streefkerk & Casparie (1987) en Vermeer & Joosten (1992). Het Meerstalblok is een klein deel van het Staatsnatuurreservaat Bargerveen, dat 2000 ha. beslaat; dit Bargerveen is een rest van het voormalige Boertanger Veen, dat een omvang had van 160.000 ha. In het noordelijk deel van het Meerstalblok was het veen nog niet afgegraven, maar wel grotendeels ontwaterd, met uitzondering van een meerstal, dwz. een veenmeer, dat nog levend en groeiend ombrotroof veen bevatte. Op advies van de NWC werd het Meerstalblok door de Staat aangekocht, waarna het bezit geleidelijk werd uitgebreid. In 1970 begon men de waterafvoer te stoppen door de aanleg van dijken. Sindsdien heeft men een sawah-systeem toegepast: met een reeks van veendijkjes en schermen van landbouwplastic werd het waterpeil geleidelijk verhoogd, zodat de oppervlakte levend veen zich ging uitbreiden. Tot dusverre is dit nog slechts een voorlopig succes, omdat het waterpeil in de diepere ondergrond nog niet hersteld is; om dit ten goede te keren zijn nog verder strekkende ingrepen nodig. In het Fochteloër Veen zijn overeenkomstige maatregelen getroffen. De nadruk moet er op gevestigd worden, dat deze kostbare en moeizame regeneratie alleen mogelijk en zinvol was voor zoverre als er nog kernen van levend hoogveen intact waren.

Natuurontwikkeling en herstelbeheer beogen beide, de natuurwaarden van bepaalde gebieden te vergroten. Vanuit dit uitgangspunt hebben De Bruin en zijn mede-auteurs (1987) het Plan-Ooievaar het licht doen zien, waarin ze bepleiten, de natuurwaarden van het gebied der grote rivieren te versterken door er de dynamiek te doen toenemen, meer bos te doen ontstaan (ooibossen genaamd) en de zomerkaden te slechten. Het plan kreeg veel aandacht en bijval bij het publiek en bij de overheid. Het had veel goeds, maar was vooral door vogelmensen bedacht en hield te weinig rekening met botanische belangen. Zo zou het afgraven van de zomerkaden de doodsteek betekenen voor de zo belangrijke stroomdalflora, die zich alleen daar kan handhaven waar zomerhoogwater door zomerkaden geweerd wordt.

Het is echter heel wel mogelijk, de grondgedachte van het plan-Ooievaar tot positieve resultaten uit te werken. Daarbij is het zinvol gebleken, uit te gaan van bepaalde uiterwaardgebieden die nog een redelijk hoge natuurwaarde hebben, en de maatregelen te richten op versterking daarvan. Zulke

projecten dragen vooral het karakter van herstelbeheer. Voorbeelden zijn de Blauwe Kamer langs de Neder-Rijn, de uiterwaard van Neerijnen langs de Waal bij Zaltbommel, en de Gelderse Poort langs de Waal ten oosten van Nijmegen. Als voorbeeld zij verwezen naar een kaart van de oecologische uitgangspunten van het plan-Neerijnen voor een reservaat dat eigendom is van de Stichting het Geldersch Landschap (Anon. 1991, p.17). In de Rijswaard, ten oosten van de spoorlijn, ligt nog een redelijk ontwikkeld stroomdalgrasland, dat in de laatste jaren door verschralingsbeheer aan waarde heeft gewonnen. Hier beoogt men de milieudynamiek enigermate te dempen, waarbij de zomerkade in stand blijft. Daarentegen zal in de Plaat ten westen van de spoorlijn de dynamiek juist versterkt worden; vooral hier streeft men naar uitbreiding en versterking van moeras- en oevermilieus. In beide gedeelten wil men verder het ooibos uitbreiden. Voor de huidige en toekomstige kwantitatieve verdeling in oecotopen zij verwezen naar Anon. (1991, p.23).

Weer een ander belangrijk voorbeeld van herstelbeheer ziet men in het moerasgebied van NW-Overijsel, de Wieden en de Weerribben, waar verlande laagveenplassen worden uitgebaggerd om een hernieuwd proces van verlanding mogelijk te maken. Dit werd reeds door Westhoff (1945) bepleit als doeltreffende maatregel bij het beheer van natuurgebieden met een aflopende ontwikkeling, in tegenstelling tot de voortgaande ontwikkeling die men aan de zeekusten kan aantreffen. Voor het thans uitgevoerde herstelbeheer zij verwezen naar Vermeer & Joosten (1992).

Er moge nu nog iets volgen over het herstelbeheer in vennen en duinplassen en in schraalland en vochtige heide, waarnaar vandaag in het bijzonder de aandacht is uitgegaan.

Ontgronding en afplagging als beheersmaatregelen hebben in de laatste jaren tot spectaculaire resultaten geleid. Het Beuven in de Strabrechtse Heide, het grootste ven van Nederland, was een van de botanisch belangrijkste gebieden van ons land wegens het voorkomen van het Oeverkruidverbond over een grote oppervlakte, met zeldzame soorten als Biesvaren, Waterlobelia, Oeverkruid, Glaskroos, Moerassmele, Moershertshooi en Kruipende Moerasweegbree. Als gevolg van vervuiling door inlaat van oppervlaktewater groeide het ven dicht met een rietland op een dikke laag organisch materiaal; alle zeldzaamheden verdwenen. Het ven is kortgeleden op deskundige wijze uitgebaggerd, waarna alle zeldzame soorten zijn teruggekeerd (Buskens 1989). Overeenkomstige resultaten zijn bereikt bij het schoonmaken van het Teeselinkven bij Neede en de Rietput bij Barneveld, beide in bezit van de stichting 'Het Geldersch Landschap' (Westhoff & Roozen, 1991 a, b). Het Teeselinkven werd onder meer verrijkt met de in

haar hele Europese areaal zeldzame en bedreigde Moerassmele (*Deschampsia setacea*), de zesde recente vindplaats in ons land, en de Rietput bleek een van de vijf inlandse populaties van het al even zeldzame Waterlepeltje (*Ludwigia palustris*) te herbergen. Jan Roelofs (mond. med.) berichtte onlangs, dat *Ludwigia palustris* nu ook is waargenomen in de Broekse Wielen te Vogelshoek bij Gassel in de voormalige Beerse Overlaat, NO-Brabant, na recent daar uitgevoerd herstelbeheer. Dat is dan de zesde lokaliteit van deze soort.

Het onderzoekersteam van de vakgroep Oecologie van de Katholieke Universiteit Nijmegen heeft in de laatste jaren belangrijke resultaten verkregen, die het inzicht in de sturende processen in deze oecosystemen aanzienlijk hebben verdiept, en die tot concrete en zinvolle maatregelen leiden (Cals et al. 1990 a, b, 1991, 1992). Om ondoorgrondelijke bureaucratische redenen mag dit werk geen 'onderzoek' heten, maar moet het 'monitoring' genoemd worden. Dat is niet terecht; hier is wel degelijk sprake van onderzoek van hoog gehalte. Bovendien wordt hier met weinig kosten een hoog rendement voor het natuurbehoud bereikt. Op de voortgang van dit project dient dan ook stellig niet bezuinigd te worden.

Marita Cals heeft ons heden laten zien, dat de maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring van oppervlaktewateren drieledig zijn: baggeren, buffferen, en de windwerking vergroten. Het baggeren beoogt de eutrofiëring terug te dringen en mineraal substraat naar het maaiveld te brengen. De noodzaak tot buffering vereist hydrologische maatregelen, gericht op het herstel van natuurlijke kwelstromen; daarnaast kan inlaat van bufferend grondwater nuttig zijn. In bepaalde gevallen, met name in van oorsprong zure en oligotrofe vennen, kan enige bemergeling zin hebben. Een en ander is niet alleen effectief gebleken in vennen, zoals het ven bij Schaijk en het Padvindersven, maar ook in duinplassen: het Badhuisplak en het Grilltjeplak op Terschelling.

Het is te betreuren dat voorstellen tot dergelijke maatregelen soms op tegenstand stuiten, zoals blijkt uit de afwijzing van het uitbaggeren van enkele Oisterwijkse vennen door de Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten (Cals et al., 1990 c). Enerzijds is dit standpunt vreemd, omdat wij dezelfde maatregel in diezelfde vennen al in 1956 uitgevoerd hebben, met toenmalig succes (Van Dijk & Westhoff, 1960 a, b). Anderzijds kan men er begrip voor hebben, dat verantwoordelijke beheerders voor zulke ingrijpende maatregelen terugdeinzen en dat men liever de zaak op zijn beloop wil laten.

Roelofs en Jansen hebben ons heden laten zien, welke mechanismen werkzaam zijn bij de achteruitgang van matig mineraalrijke heide- en

schraallanden, en wat daartegen te doen is. Deze bevatten een groot deel van de bedreigde plantesoorten van onze flora; die soorten zijn gebonden aan zwak zure of zwak gebufferde omstandigheden, en vereisen een buffertraject tussen pH 4,2 en 6,5, het kationenwisselingstraject. Bij verstoring van dat evenwicht slaat het systeem om naar een van beide uitersten, het aluminiumbuffertraject bij lage pH of het carbonaatbuffertraject bij hoge pH; beide zijn funest voor de soortsdiversiteit. De maatregelen die men daartegen kan nemen zijn enerzijds gericht tegen eutrofiëring, anderzijds tegen bodemverzuring. De maatregelen tegen eutrofiëring, namelijk maaien, begrazen, plaggen en eventueel branden, zijn in het inwendig beheer reeds lang in gebruik, en nodig, maar kunnen de verzuring niet terugdringen. Daartoe moeten hydrologische maatregelen worden genomen: bij voorkeur opstuwing van grondwater. Of dit zinvol is, hangt af van de vroegere toestand van bodem en vegetatie vóórdat de atmosferische depositie toesloeg en de ontwatering inzette. Om daar achter te komen zijn gegevens uit vroegere perioden, speciaal vegetatie-opnamen, onmisbaar. Daarom is het project 'oude gegevens' waarbij tienduizenden oude opnamen in een computerbestand bijeengebracht en verwerkt zijn, van het grootste belang; dit project wordt geleid door Joop Schaminée en Piet Schipper en is ondergebracht bij het voormalige Rijksinstituut voor Natuurbeheer (Meertens, Siebum & Jansen, 1992). Tevens is het nodig, na te gaan of er in de minst gestoorde delen van het terrein, bv. in de greppels, nog soorten voorkomen die licht kalkhoudend grondwater indiceren, zoals *Potamogeton polygonifolius* en *Scirpus fluitans*; verder moet men onderzoeken in hoeverre hydrologische aanpassingen mogelijk zijn.

Door een combinatie van zulke maatregelen kunnen spectaculaire resultaten bereikt worden; een goed voorbeeld is het herstelbeheer van het zgn. Verbrande Bos in het landgoed Staverden. Hier laat het aangrenzende waardevolle terrein 'de Leemputten', beheerd door de gemeente Ermelo, enerzijds zien welke potenties er voor herstelbeheer aanwezig zijn; anderzijds fungeert het als diasporenbron voor vestiging of hervestiging van soorten voor het herstelbeheer. De in het 'Verbrande Bos' uitgevoerde maatregelen zijn van zodanige aard dat met dit complex van ingrepen ook natuurontwikkeling zou kunnen noemen.

Tenslotte zij er nog een ander probleem aan de orde gesteld. De versnippering van natuurwaarden over een aantal kleine reservaten, door sommige lieden minachtend 'bloempotten' genoemd, brengt het gevaar met zich mee van het uitsterven van lokale populaties, niet alleen door storing vanuit de omgeving, maar ook door genetische verschraling. Ten onzent heeft vooral Dr. P. Opdam daarop gewezen. Zonder op dit probleem nader

in te gaan (zie daartoe bv. Ouborg, 1988 en Hansson, 1992), gaat het er nu om, wat daartegen te doen is. Men kan de kans op lokale extinctie verkleinen door de aanvoer van diasporen van buitenaf te vergroten. De befaamde oecologische corridors, waar het Natuurbeleidsplan mee leurt, zijn echter geen effectieve oplossing, zeker niet voor planten. De vraag komt dan op of men het probleem kan ondervangen door het uitzaaien van soorten in natuurgebieden. De discussie daarover is al oud. In ons land acht men dit ongewenst; een van de eerste oecologische beschouwingen daarover verscheen onder de titel 'Schaakspel met de natuur' (Westhoff, 1949). In Engeland denkt men wat gemakkelijker over 'wild gardening'; bij ons noemt men dat flora-vervalsing. Mijn standpunt hieromtrent is allengs genuanceerder geworden, en onlangs verwoord in een voordracht in Wageningen. Hieruit zij nu slechts de conclusie geciteerd, dat wij introductie van soorten in natuurreservaten nog steeds afkeuren, maar dat *her*-introductie te overwegen is, mits het milieu daartoe nog mogelijkheid biedt. De moeilijkheid daarbij is, waar men de grens moet trekken tussen introductie en her-introductie; hiervoor zij verwezen naar Strijkstra, Westhoff & de Kok (1992). Men zou nu kunnen overwegen, bedreigde soorten op grote schaal in te zaaien in natuurontwikkelingsgebieden en in bufferzones. Naar mijn mening is er echter een betere weg. Het lijkt mij raadzaam, te komen tot de aanleg van een groot aantal ruimtelijk weloverwogen verdeelde *zaadbron-tuinen.* Daarmee wordt een net van wilde-planten-tuinen bedoeld, niet in de eerste plaats met een educatief of esthetisch doel, maar terwille van een subspontane verrijking van zulke potentiële natuurgebieden. Dit is vooral van belang voor soorten die slechts korte tijd in de zaadvoorraad in de bodem verblijven. Waar zo'n tuin aan de rand van een potentieel natuurgebied wordt aangelegd, is de kans veel groter, dat de zaden van de daarin gekweekte soorten zich in dat gebied zullen gaan verspreiden en dat die soorten er zich zullen vestigen. Die kans is relatief groot om twee redenen:

1. de zaadbron bestaat niet uit een of enkele individuen, maar uit betrekkelijk grote populaties van de gewenste soorten;

2. de door de diasporen te overbruggen afstand wordt geminimaliseerd.

Op deze wijze bereikt men soortenverrijking van de potentiële natuurgebieden niet alleen langs een natuurlijker weg dan door in die gebieden zelf te gaan inzaaien, maar bovendien is de kans op succes aanzienlijk groter. Het ruimtebeslag van zulke zaadbron-tuinen is te verwaarlozen in verhouding tot de oppervlakten te ontwikkelen natuurgebied. Wel vereisen die tuinen uiteraard een zorgvuldig beheer.

De hier gepresenteerde beschouwingen hadden mede tot doel, aan te tonen dat het natuurbeheer zich moet hoeden voor een eenzijdige visie. De auteur wil daaraan de waarschuwing verbinden, dat natuurbeschermers van diverse pluimage en met uiteenlopende inzichten zich niet tegen elkaar zouden moeten afzetten noch elkaar verketteren. Dat speelt alleen de honende tegenstanders in de kaart: de projectontwikkelaar en het agrarische front. Meer dan ooit hebben wij eendracht nodig, onderling begrip en onderling overleg.

Literatuur

Altena, H.J. & M.J.M. Oomes, 1991. Leidt een verschralend graslandbeheer tot de ontwikkeling van soortenrijke graslanden? De Levende Natuur 92: 77-82.

Anon. 1991. Natuurontwikkeling in de uiterwaarden bij Neerijnen 'de Plaat-Rijswaard'. Grontmij.

Bakker, J.P., 1989. Nature management by grazing and cutting. 400 p. Kluwer Academic Publ., Dordrecht etc.

Bakker, P.A., 1979. Vegetation science and nature conservation. In: M.J.A. Werger (ed.), The study of vegetation: 247-288. W. Junk Publ., The Hague etc.

Bobbink, R. 1989. *Brachypodium pinnatum* and the species diversity in chalk grasslands. 139 p. Dissertatie, Utrecht.

Bruin, D. De, D. Hamhuis, L. Van Nieuwenhuyze, W. Overmars, D. Symons & F. Vera, 1987. Ooievaar, de toekomst van het rivierengebied. Gelderse milieufederatie, Arnhem.

Buskens, R.F.M. 1989. Beuven, herstel van een oecosysteem. Vakgroep Aquatische Oecologie en Bio-geologie, K.U.N., Nijmegen, 154 p.

Cals, M.J.R. & J.G.M. Roelofs, 1990 a. Prae-advies effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in oppervlaktewateren. Vakgroep Oecologie K.U.N., Nijmegen. 55 + 19 p.

Cals, M.J.R. & J.G.M. Roelofs, 1990 b. Prae-advies effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in matig mineraalrijke heide- en schraallanden. Vakgroep Oecologie K.U.N., Nijmegen. 29 + 26 p.

Cals, M.J.R., J.G.M. Roelofs, M.J.S. Bellemakers, M.M. Maessen, M.C.C. de Graaf & P.J.M. Verbeek, 1990 c. Monitoring van effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in oppervlaktewateren en heide-schraallanden. Interim rapport 1990. Vakgroep Oecologie K.U.N., Nijmegen. 57 p.

Cals, M.J.R., J.G.M. Roelofs, M.J.S. Bellemakers, M.M. Maessen, M.C.C. de Graaf & P.J.M. Verbeek, 1992. Monitoring van effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in oppervlaktewateren en heide-schraallanden. Interim rapport 1991. Vakgroep Oecologie K.U.N., Nijmegen. 57 p.

Dijk, J. Van & V. Westhoff, 1960 a. Situatie en milieu van Choorven, Witven en van Esschenven in het licht van de wijzigingen, die zich in het decennium 1946-1956 daarin hebben voltrokken. In: J. van Dijk, F. de Graaf, W. Graafland, A.A. de

Groot, J. Heimans, J.Th. Koster, A.P.C. de Vos, H.F. de Vries, A. van der Werff en V. Westhoff, Hydrobiologie van de Oisterwijkse Vennen. Publicatie nr. 5 van de Hydrobiologische Vereniging, Amsterdam: 9-12.

Dijk, J. Van & V. Westhoff, 1960 b. De veranderingen in de vegetatie van het Choorven van 1948 tot en met 1955. In: J. van Dijk, F. de Graaf, W. Graafland, A.A. de Groot, J. Heimans, J.Th Koster, A.P.C. de Vos, H.F. de Vries, A. van der Werff en V. Westhoff, Hydrobiologie van de Oisterwijkse Vennen. Publicatie nr. 5 van de Hydrobiologische Vereniging, Amsterdam: 13-24.

Gorter, H.P., 1986. Ruimte voor natuur. Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten, 's Graveland, en Terra, Zutphen. 422 p.

Hillegers, H.P.M. 1984. De Bemelerberg. Publ. Natuurhist. Genootschap Limburg, reeks 34, afl. 1-5.

Hillegers, H.P.M. 1985. Exozoöchoor transport van diasporen door mergellandschapen. Natuurhist. Maandbl. 74 (4): 54-56.

Hillegers, H.P.M. ter perse. Heerdgang in de Euregio: verleden, heden en toekomst. Dissertatie, Maastricht.

Leeuwen, C.G. Van, 1966. Het botanische beheer van natuurreservaten op structuuroecologische grondslag. Gorteria 3: 16-28.

Londo, G. 1975. Nederlandse lijst van hydro-, freato- en afreatofyten. 52 p. Rapport R.I.N., Leersum.

Meertens, M.H., M.B. Siebum & J. Jansen, 1992. Het opsporen en toegankelijk maken van oude vegetatie-opnamen in Nederland. Stratiotes 4: 3-14.

Ouborg, N.J. 1988. Genetische verarming: de problematiek van het beheer van kleine plantenpopulaties. De Levende Natuur 89 (1): 7-13.

Peelen, G.J. 1990. Natuurbeleid: ecologen in tweestrijd. VU-Magazine 19 (6): 17-25.

Schimmel, H.W.J., D.C. Thalen & V. Westhoff, 1985. Chris van Leeuwen, bouwmeester van het natuurbehoud. De Levende Natuur 86 (3): 66-73.

Streefkerk, J.G. & W.A. Casparie, 1987. De hydrologie van hoogveensystemen. 121 p. Rapport Staatsbosbeheer.

Strijkstra, R.J., V. Westhoff & R.P.J. de Kok, 1992. Een vergelijking tussen oude en nieuwe opnamen met *Arnica montana*, *Gentiana pneumonanthe* en *Pedicularis sylvatica*, met het oog op de bruikbaarheid ervan als referentiekader bij introducties. Stratiotes 5, ter perse.

Veld, Ton in 't, 1992. Goed beheer wordt rijkelijk beloond. Natuurbehoud 23 (4): 20-21.

Vera, F. & V. Westhoff, 1992. Natuurbeheer en natuurontwikkeling: twee aspecten van één doel. 'De Blauwe Kamer; ter perse.

Vermeer, J.G. & J.H.J. Joosten, 1992. Conservation and management of bog and fen reserves in the Netherlands. In: J.T.A. Verhoeven (ed.), Fens and bogs in the Netherlands. Kluwer Academic Publ., Dordrecht etc.: 433-478.

Weeda, E.J., R. van der Meijden & P.A. Bakker, 1990. Floron-Rode Lijst 1990. Gorteria 16 (1): 2-26.

Westhoff, V., 1949. Schaakspel met de natuur. Natuur en Landschap 3 (2): 54-62.

Westhoff, V., 1969. Die Reste der Naturlandschaft und ihre Pflege. (Hauptsächlich dargestellt an Beispielen niederländischer und nordwestdeutscher Naturschutzgebiete.) In: K. Buchwald & W. Engelhardt, Handbuch für Landschaftspflege und Naturschutz 3: 251-265. Bayerischer Landwirtschaftsverlag, München Basel Wien.

Westhoff, V., 1971. Choice and management of nature reserves in the Netherlands. Bulletin du Jardin Botanique National de Belgique. Bulletin van de Nationale Plantentuin van België 41 (1): 231-245.

Westhoff, V., 1971. The dynamic structure of plant communities in relation to the objectives of conservation. In: E. Duffey & A.S. Watt, The scientific management of animal and plant communities for conservation: 3-14. Blackwell, Oxford.

Westhoff, V., 1977. Ökologische Grundlagen des Naturschutzes, insbesondere in den Niederlanden. Natur und Heimat: 37 (1): 5-13.

Westhoff, V., 1978. Een halve eeuw wisselwerking tussen wetenschap en natuurbehoud. In: Wetenschap in dienst van natuurbehoud: 13-26. Voordracht gehouden op de eerste dag van de bijeenkomst op 28 en 29 september 1978, ter gelegenheid van het vijftigjarig bestaan van de Natuurwetenschappelijke Commissie van de Natuurbeschermingsraad. Bureau van de Natuurwetenschappelijke Commissie van de Natuurbeschermingsraad.

Westhoff, V., 1979. Natuurbeheer en het agrarische landschap. In: W. Bongers, Natuurbeheer vandaag - een blik terug, een plaatsbepaling en een blik vooruit: 4-24. Pudoc, Wageningen.

Westhoff, V., 1985. Nature management in coastal areas of Western Europe. In: W.G. Beeftink, J. Rozema & A.H.L. Huiskes, Ecology of Coastal Vegetation. Proceedings of a symposium, Haamstede, March 21-25, 1983. Vegetatio 62: 523-532.

Westhoff, V., 1988. Natuur als bouwmeester of als bouwpakket. 2e Jan Nijkamplezing, gehouden op 13 februari 1988. In: Westhoff, V., H.L.F. Saeijs & J.W.G. Pfeiffer, Natuur: bouwmeester of bouwpakket? Natuur- en Landschapsbehoud nr. 2: 5-29. Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging.

Westhoff, V. 1989. Dunes and dune management along the North Sea coast. In: F. Van der Meulen et al. (red.), Perspectives in coastal dune management : 41-51. The Hague.

Westhoff, V. & M.F. Van Oosten. 1991. De plantengroei van de Waddeneilanden. Natuurhistorische bibliotheek v.d.Kon. Ned. Natuurhist. Ver. 53. Schoorl, 419 p.

Westhoff, V. & A.J.M. Roozen. 1991. Verheugende resultaten van natuurbeheer door het Geldersch Landschap. Gelders Landschap 13 (1): 11-15.

Westhoff, V. & A.J.M. Roozen. 1991. Het Waterlepeltje (*Ludwigia palustris* (L.) Elliott) bij Barneveld. Stratiotes 2: 3-8.

Zomeren, K. van, 1992. Stoomcursus Engelsmanplaat. Bijlage bij: Vogels, tijdschrift over vogels en vogelbescherming 12 (4).