Nationaal Onderzoekprogramma Verdroging

HERSTEL VAN NATTE EN VOCHTIGE ECOSYSTEMEN

Basisrapport

NOV - rapport 9.1

Samenstelling:

M. van der Linden (CML)
K.A. Blokland (LB&P)
L.M.L. Zonneveld (LB&P)
R. van Ek (RIZA)
J. Runhaar (CML)

COLOFON

omslagontwerp: Beek Visser
foto omslag: Herstelwerkzaamheden aan het object "Schraallanden langs de Meije" van Staatsbosbeheer regio Holland - Utrecht (foto: K. Blokland)
produktie: Koninklijke Vermande bv
druk: 1996

samenstelling begeleidingscommissie NOV

voorzitter:	ing. G.P. Beugelink	RIVM
leden:	dr. G. van Wirdum	IBN-DLO
	drs. M. Lucas	Provincie Noord-Holland
	ir. N.G.J. Straathof	Natuurmonumenten
	drs. A.F.M. Meuleman	KIWA

ISBN 9036950155

Trefw.: verdroging / herstelmaatregelen.

@ copyright RIZA, juni 1994
Niets uit deze uitgave mag worden vermenigvuldigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotocopie, microfilm of op welke andere wijze dan ook, zonder uitdrukkelijke bronvermelding.

prijs: f 40.00

bestellingen: Hageman Verpakkers
Postbus 281
2700 AG Zoetermeer
fax: 079 - 613927

VOORWOORD

Voor u ligt een rapport waarin verslag wordt gedaan van een onderzoek naar bestaande kennis over het herstel van door verdroging aangetaste natte en vochtige ecosystemen. Het onderzoek is uitgevoerd in het kader van thema 9 van het Nationaal Onderzoeksprogramma Verdroging (NOV). Thema 9 van het NOV is gericht op "empirische herstelfuncties".

Het onderzoek is uitgevoerd door medewerkers van het Centrum voor Milieukunde van de Rijksuniversiteit Leiden (CML), adviesbureau LB&P en het Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling RIZA en begeleid door een begeleidingscommissie onder voorzitterschap van ing. G.P. Beugelink (RIVM). Een uitputtende vermelding van de samenstellers en leden van de begeleidingscommissie treft u aan in de colofon. Een groot aantal informanten (bijlage 1) heeft gegevens verstrekt over terreinen waar in het verleden herstelmaatregelen zijn uitgevoerd.
De inzet en inbreng van al deze mensen is van essentieel belang geweest en wordt zeer op prijs gesteld.

Voortbouwend op het onderzoek waarover in dit basisrapport verslag is gedaan, wordt in samenwerking met Vewin en Kiwa gewerkt aan een voor een breed publiek toegankelijk Handboek Vernatting. De uitgave van dat handboek is voorzien voor medio 1997.

Dit rapport, bestemd voor terreinbeheerders en medewerkers van waterschappen en provincies die te maken hebben met de relatie waterhuishouding - natuurbeheer, biedt een goed overzicht van de huidige kennis en ervaring met herstelmaatregelen. Dat voedt niet alleen de hoop maar ook de verwachting dat dit rapport een positieve bijdrage zal leveren aan het herstel van verdroogde natuurterreinen.

drs A.C. Garritsen
Coördinator
Nationaal Onderzoeksprogramma Verdroging

INHOUDSOPGAVE

VOORWOORD

INHOUDSOPGAVE

SAMENVATTING (Runhaar) i

SUMMARY (Runhaar) xiii

1 INLEIDING (Runhaar)
1.1 Doel van de studie 1
1.2 Opzet onderzoek 2
1.3 Samenhang met VEWIN-project `Hydro-ecologische optimalisatie van beïnvloedings-gebieden' 3
1.4 Opzet rapport 4

2 OVERZICHT UITGEVOERDE HERSTELMAATREGELEN (Blokland & Zonneveld)
2.1 Inleiding 5
2.2 Inventarisatie eerste ronde 5
2.3 De overzichtstabel 7
2.4 Selectie van voorbeeldgebieden 11
2.5 Conclusies 11

3 HERSTEL VAN ABIOTISCHE OMSTANDIGHEDEN (Van der Linden & Runhaar)
3.1 Inleiding 15
3.2 Herstel van na grondwaterstandsdaling aangetaste systemen 16
3.2.1 Effecten van grondwaterstandsdaling 16
3.2.2 Herstel van hydrologische omstandigheden 22
3.2.3 Aanvullende herstelmaatregelen 25
3.2.4 Aanvullend beheer 27
3.3 Herstel van door kwelvermindering aangetaste systemen 27
3.3.1 Inleiding 27
3.3.2 Effecten van kwelvermindering 30
3.3.3 Herstel van hydrologische omstandigheden 32
3.3.4 Aanvullende herstelmaatregelen 35
3.4 Inlaat van water 36
3.4.1 Inleiding 36
3.4.2 Effecten van inlaat van water 36
3.4.3 Herstel van door inlaat water aangetaste systemen 39
3.4.4 Aanvullende herstelmaatregelen 41

4 BIOTISCH HERSTEL (Van der Linden)
4.1 Inleiding 43

4.2 Verspreiding in de tijd: de zaadbank ... 44
4.2.1 Inleiding ... 44
4.2.2 Kiemingsfysiologie ... 45
4.2.3 Zaadbanken ... 47
4.2.4 Benutting van de zaadbank bij herstelmaatregelen ... 54
4.3 Verspreiding in de ruimte: dispersie ... 57
4.3.1 Dispersie-mechanismen ... 57
4.3.2 Benutting van de dispersie-capaciteit bij herstelmaatregelen ... 63
4.4 Verspreidingsstrategieën en volledigheid van herstel ... 64
4.5 Conclusies ten aanzien van te verwachten herstel-volledigheid ... 70
4.6 Laatste herstel-optie: herintroductie ... 71
4.7 Nabeheer ... 73

5 HEIDE EN VENNEN (Van der Linden)
5.1 Inleiding ... 75
5.1.1 Een algemene kenschets van het heide-ecosysteem ... 75
5.1.2 Ontstaan en ontwikkeling van de heide ... 76
5.2 Natte en vochtige heide ... 78
5.2.1 Standplaatsomstandigheden ... 78
5.2.2 Vegetatie ... 80
5.3 Vennen ... 81
5.3.1 Standplaatsomstandigheden ... 81
5.3.2 Vegetatie ... 82
5.4 Verdroging van heide en vennen ... 83
5.4.1 Oorzaken van verdroging ... 83
5.4.2 Effecten van grondwaterstandsdaling in heide ... 84
5.4.3 Effecten van grondwaterstandsdaling in vennenq ... 86
5.5 Hydrologisch herstel van natte en vochtige heide en van vennen ... 87
5.5.1 Maatregelen ... 87
5.5.2 Effecten van hydrologisch herstel van standplaatsomstandigheden ... 88
5.6 Herstel-bespoedigende maatregelen ... 89
5.7 Biotisch herstel ... 91
5.7.1 Natte en vochtige heide ... 91
5.7.2 Vennen ... 92

6 DUINVALLEIEN (Van der Linden)
6.1 Inleiding ... 95
6.1.1 Het ontstaan van huidige duingebied ... 95
6.1.2 Algemene beschrijving van het duin-ecosysteem ... 96
6.2 Natte en vochtige heide ... 98
6.2.1 Algemene beschrijving ... 98
6.2.2 Abiotische processen ... 100
6.2.3 Vegetatie ... 102
6.3 Verdroging van duinvalleien ... 103
6.3.1 Oorzaken van verdroging ... 103
6.3.2 Effecten van grondwaterstandsdaling op bodem en vegetatie ... 104
6.4 Herstel van vochtige en natte duinvalleien ... 106

6.4.1 Hydrologisch herstel 106
6.4.2 Effecten van grondwaterstandsstijging op bodem en standplaats 111
6.4.3 Herstel-bespoedigende maatregelen 112
6.4.4 Biotisch herstel 113

7 LAAGVEENMOERASSEN (Zonneveld)
7.1 Inleiding 119
7.2 Standplaats en vegetatie 120
7.2.1 Waterkwantiteit 120
7.2.2 Waterkwaliteit 121
7.3 Verdroging van laagveenmoerassen 125
7.4 Herstelmaatregelen 127
7.4.1 Tegengaan van de negatieve effecten van inlaat van water 128
7.4.2 Tegengaan van de toegenomen neerslagwaterinvloed 129

8 HOOGVEEN (Blokland)
8.1 Inleiding 133
8.1.1 Kenschets 133
8.1.2 Historische ontwikkeling 133
8.1.3 Huidige verspreiding 134
8.2 Standplaats en vegetatie 136
8.2.1 Waterhuishouding 136
8.2.2 Nutriënten 137
8.2.3 Vegetatie 137
8.3 Verdroging 138
8.4 Vernatting 141
8.4.1 Ervaringen 141
8.4.2 Conclusies 146

9 SCHRAALLANDEN (Van der Linden)
9.1 Inleiding 149
9.1.1 Een algemene kenschets van schraallanden 149
9.2 Een onderscheid in schraallanden 151
9.2.1 Onderscheid naar standplaatsen en vegetatie 151
9.2.2 De schraallanden in pleistoceen Nederland 154
9.2.3 De schraallanden in holoceen Nederland 157
9.3 Verdroging 159
9.3.1 Oorzaken 159
9.3.2 Effecten op de standplaats 160
9.3.3 Verandering in de vegetatie 162
9.4 Vernatting 164
9.4.1 Maatregelen voor hydrologisch herstel 164
9.4.2 Aanvullende beheersmaatregelen 169
9.5 Biotisch herstel 170

10 MODELLERING VAN HERSTEL (Van Ek)
10.1 Inleiding 173

10.2 Modellering van herstel in bestaande modellen 174
10.3 Toepassing van de nieuw verworven kennis in modellen 179
10.3.1 Hydrologisch herstel 180
10.3.2 Herstel van de standplaats en invloed van het beheer 181
10.3.3 Het biotisch herstel 183

11 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN (Runhaar)
11.1 Herstel van standplaatsomstandigheden 185
11.2 Biotisch herstel 187
11.3 Modellering van herstel 188

LITERATUUR 191

BIJLAGEN:
1 OVERZICHT TERREINEN MET HERSTELMAATREGELEN B-1
2 BESCHRIJVING VAN DE VOORBEELDGEBIEDEN B-17

Samenvatting

Hoofdstuk 1 .....Inleiding

- Doel van dit rapport is het bijeenbrengen van kennis over herstel van natte en vochtige ecosystemen die zijn aangetast door verdroging.

- De doelgroep van het onderzoek bestaat uit terreinbeheerders en die medewerkers van waterschappen en provincies die te maken hebben met de relatie tussen waterhuishouding en natuurbeheer. Daarnaast dienen de onderzoeksresultaten bruikbaar te zijn om te komen tot een betere voorspelling van de effecten van op herstel gericht maatregelen.

- De nadruk ligt op herstel van gebieden die zijn aangetast door grondwaterstandsdaling en/of vermindering van kwel; inlaat van water vormt een apart thema binnen het NOV (thema 10);

- Bij het biotisch herstel is alleen aandacht besteed aan de terugkeer van plantesoorten; herstel van de fauna is buiten beschouwing gebleven.

- Het rapport is gebaseerd op de uitkomsten van procesgericht onderzoek en op ervaringen die zijn opgedaan met herstelmaatregelen in natuurgebieden. Deze zijn ontsloten middels literatuuronderzoek en een inventarisatie van herstelmaatregelen.

Hoofdstuk 2 .....Overzicht uitgevoerde herstelmaatregelen

- Op basis van een telefonische enquête kon een lijst van 174 gebieden worden opgesteld waar in 1994 of eerder antiverdrogingsmaatregelen zijn uitgevoerd. In de meeste gevallen gaat het om maatregelen die zijn gericht op waterconservering. Daarnaast gaat het om maatregelen gericht op verbetering van de kwaliteit van grond- en oppervlaktewater, en om beheersmaatregelen zoals afgraven, plaggen en dergelijke. Het merendeel van de maatregelen, ca drie kwart, is van recente aard (1986 of later).

- In meer de helft van de terreinen vindt geen monitoring plaats. In die gevallen dat wel monitoring plaatsvindt wordt slechts een beperkt aantal parameters onderzocht.

- Bij de inventarisatie is niet gestreefd naar volledigheid. Er blijkt echter wel behoefte te bestaan aan een overzicht van herstelmaatregelen. Om deze reden is aan te bevelen het overzicht te completeren en regelmatig bij te houden.

Hoofdstuk 3 ..... Herstel van de abiotische omstandigheden

- Het hoofdstuk gaat over de processen die een rol spelen bij verdroging en vernatting, en de maatregelen die genomen kunnen worden om de abiotische condities te herstellen of te verbeteren;
- Daarbij wordt onderscheid gemaakt naar het type verdroging; verdroging door grondwaterstandsdaling, 'verdroging' door het verminderen van kwel en 'verdroging' door de inlaat van water, voorzover dat laatste gebeurt om grondwaterstandsdaling tegen te gaan.

Grondwaterstandsdaling

- Grondwaterstandsdaling leidt tot een verbeterde aeratie van de bodem en als gevolg daarvan een toegenomen afbraak van organisch materiaal. Tevens neemt het vochtgehalte van de bodem af. Als gevolg van de toegenomen invloed van regenwater kan verzuring optreden.

- De afbraak van organisch materiaal en de vermindering van het vochtgehalte leiden vooral tot veranderingen in bodems die rijk zijn aan organisch materiaal. In veengronden leiden ze tot irreversibele structuurveranderingen die een herstel van de standplaatscondities vaak bemoeilijken of onmogelijk maken. In een bodem met een goed veraarde organische toplaag kan de verzuring leiden tot een verandering van het humusprofiel doordat een toplaag van ruwe humus ontstaat.

- De meest effectieve maatregel om de hydrologie te herstellen is het wegnemen van de externe oorzaken. Wanneer dat niet lukt kan getracht worden met lokale hydrologische maatregelen de grondwaterstand te herstellen.

- Een voor de hand liggende maatregel is het verminderen van de afvoer van water door het plaatsen van stuwen en dammen. Deze maatregel is effectief in infiltratiesystemen als heide en hoogveen. In andere systemen werkt deze maatregel averechts, omdat ze leidt tot een toegenomen invloed van regenwater en daarmee tot een verzuring van het systeem.

- Een andere maatregel is de aanvoer van water. Het water heeft echter vaak andere eigenschappen dan het van oorsprong aanwezige oppervlaktewater, en kan aanleiding geven tot eutrofiëring van het door het oppervlaktewater beïnvloede deel van het terrein.

- Wanneer het niet mogelijk is de oorzaken voor verdroging weg te nemen, en verhoging van de grondwaterstand door waterconservering of inlaat van water leidt tot ongewenste effecten, rest nog de mogelijkheid om delen van het terrein af te graven, of te laten uitstuiven.

- Wanneer de grondwaterstand is hersteld hoeven daarmee niet noodzakelijkerwijs ook de standplaatscondities te zijn hersteld. In veengronden is de bodemstructuur vaak irreversibel veranderd en leidt grondwaterstandsstijging niet tot herstel van de

vroegere standplaatscondities. Bovendien kan grondwaterstandsstijging leiden tot een versnelde afbraak van een in de verdroogde periode gevormde toplaag met ruwe humus, en daarmee tot een toename van de voedselrijkdom van het systeem.

- In niet veraarde veengronden (laagveen, hoogveen) is de enige mogelijkheid om de bodemstructuur weer te herstellen om de veenvorming weer opnieuw op gang te laten komen. Het is vaak moeilijk om de juiste condities voor veenvorming te scheppen. Wanneer de veenvorming weer op gang is gekomen kan herstel van de vroegere standsplaatscondities en vegetatie snel plaatsvinden (binnen enkele tientallen jaren).

- Om de versnelde afbraak van gevormde ruwe humus en daarmee de eutrofiëring van het systeem tegen te gaan verdient het aanbeveling om de organische toplaag te verwijderen door afplaggen, of soms ook door het volledig afgraven van de organische laag. Deze maatregel heeft als bijkomend voordeel dat eventueel gevormde ruigtevegetaties, die herstel van de vegetatie zouden kunnen remmen, worden afgevoerd.

- Uiteraard blijven ook na het herstel van verdroging beheersmaatregelen als maaien, beweiding en plaggen nodig om successie af te remmen of verzuring en eutrofiëring door atmosferische depositie tegen te gaan.

Vermindering kwel

- Hoewel kwel op vele manieren de standplaatscondities beïnvloedt, is toch het overheersende effect van het verdwijnen van kwel de verzuring van de standplaats door het verdwijnen van de buffering door kalkrijk grondwater en de toename van de invloed van regenwater. Door die verzuring kan een toplaag met ruwe humus ontstaan. De effecten op de voedselrijkdom zijn beperkt.

- De beste manier om de kwel terug te krijgen is uiteraard het wegnemen van de externe oorzaken van het wegvallen van kwel. Wanneer de vermindering van de stijghoogte van het diepere grondwater de oorzaak is kan dit vaak alleen met ingrijpende regionale maatregelen (ontpoldering, stopzetten waterwinning). In beperkte mate is het verhogen van de stijghoogte van het diepere grondwater mogelijk door het opzetten van de waterpeilen in de directe omgeving van het gebied.

- Het kan echter ook zijn dat de stijghoogte van het diepere grondwater nog voldoende is, maar dat de kwel wordt afgevangen in diepe sloten die het gebied draineren. In dat geval is verondieping en verbreding van de sloten een mogelijkheid om te zorgen dat ook in de percelen weer kwel optreedt.

- Wanneer het niet lukt om de stijghoogte in de ondergrond voldoende te verhogen (de stijghoogte blijft structureel veel lager dan het maaiveld) is een voor de hand liggende mogelijkheid om het maaiveld te verlagen. Met deze oplossing is nog weinig ervaring opgedaan.

- Wanneer het niet lukt om de kweldruk te herstellen omdat de hiervoor genoemde herstelmaatregelen niet aanvaardbaar of technisch onuitvoerbaar zijn, rest nog de mogelijkheid om de verzuring als gevolg van de toegenomen invloed van regenwater tegen te gaan door de aanvoer van kalkrijk water. De bufferende werking beperkt zich echter tot die delen van het terrein die in contact staan met het oppervlaktewater; plassen, sloten en slootkanten. In de percelen wordt de infiltratie van regenwater er niet door verminderd. In de wel door het oppervlaktewater beïnvloedde delen van het terrein kan bovendien eutrofiëring optreden.

- Periodieke inundatie van het terrein met kalkrijk water, zoals dat vroeger in veel beekdalen en boezemgraslanden plaatsvond, is waarschijnlijk een effectievere manier om verzuring tegen te gaan. Gezien de huidige kwaliteit van het oppervlaktewater is dit echter in de meeste gevallen een hypothetische mogelijkheid. Bovendien zal in voedselarme systemen die nooit onder invloed hebben gestaan van oppervlaktewater de inundatie met kalkrijk oppervlaktewater leiden tot eutrofiëring doordat de afbraak van organisch materiaal wordt gestimuleerd.

- Wanneer het wel lukt om de kwel te herstellen dient een eventueel in de verdroogde periode gevormd laag van ruwe humus te worden verwijderd om een versnelde afbraak en daarmee eutrofiëring van het systeem tegen te gaan. Daarnaast dient te worden gezorgd voor een voldoende oppervlakkige afvoer van regenwater door ondiepe greppels.

Inlaat van water

- Inlaat van water wordt vaak gebruikt als maatregel om grondwaterstandsdaling, en/of de verzuring van het systeem door het wegvallen van kwel, tegen te gaan. Omdat de inlaat van water leidt tot negatieve veranderingen, die soms niet veel onderdoen voor de veranderingen als gevolg van grondwaterstandsdaling of het wegvallen van kwel, word ook de inlaat van water gezien als een onderdeel van verdroging.

- Inlaat van water heeft in het verleden vooral geleid tot de eutrofiëring van het systeem en de accumulatie van voedingsstoffen in de bodem. Deze accumulatie van voedingsstoffen vormt een belemmering voor het herstel van het systeem.

- Afgraven van die delen van het terrein waar de meeste accumulatie van voedingsstoffen heeft plaatsgevonden (de bodem van plassen en sloten), en het afvoeren van voedingsstoffen via organisch materiaal kunnen helpen om de voedselrijkdom te verminderen.

- Tegenwoordig wordt meer aandacht besteed aan de kwaliteit van het water, zodat inlaat van water in sommige gevallen een goed alternatief is om de effecten van verdroging te bestrijden. Daarbij moet wel bedacht worden dat inlaat van voorgezuiverd water zelden leidt tot een volledig herstel, tenzij het gaat om systemen die van oudsher gevoed worden met oppervlaktewater. Door de andere samenstelling van het water zullen ander standplaatscondities ontstaan dan in het verleden. Daarnaast geldt dat inlaat van oppervlaktewater weinig of geen invloed heeft op terrestrische systemen, zodat het daar geen compensatie kan vormen voor het wegvallen van kwel of van overstromingen.

Hoofdstuk 4 ..... Biotisch herstel

- Wanneer de abiotische standplaatsomstandigheden hersteld zijn is een verder herstel van het ecosysteem vooral afhankelijk van de vraag in hoeverre voor het systeem kenmerkende soorten nog in het terrein aanwezig zijn, dan wel in staat zijn het terrein te bereiken.

- Ook wanneer een soort schijnbaar uit een terrein verdwenen is kan hij nog steeds in de vorm van een zaadbank vertegenwoordigd zijn. Blootstelling aan licht kan, bij voldoende vocht en zuurstof, leiden tot de kieming van zaden die al vele tientallen jaren deel hebben uitgemaakt van de zaadbank. Niet alle soorten hebben echter langlevend zaad. Welke soorten wel en niet langlevend zaad hebben is niet zonder meer af te leiden uit de taxonomische groep of uit de ecologie van een soort. Wel komen onder de soorten met langlevend zaad relatief veel soorten voor van pioniermilieus.

- Bij terrestrische systemen kan gebruik worden gemaakt van plaggen om zaden weer aan daglicht bloot te stellen en te laten kiemen. Afplaggen tot op de minerale bodem in het voorjaar lijkt de beste resultaten op te leveren. Bij aquatische systemen kan door baggeren de organische toplaag worden verwijderd. Plaggen of baggeren moeten pas worden uitgevoerd op het moment dat de abiotische standplaatsomstandigheden weer zijn hersteld. Ongunstige standplaatsomstandigheden kunnen er namelijk toe leiden dat de soort na kieming opnieuw, maar nu definitief uit het terrein verdwijnt.

- Kiemproeven in het laboratorium kunnen een indicatie geven over de omvang en samenstelling van de zaadbank. Deze proeven geven echter een onderschatting van het aantal soorten dat in de zaadbank vertegenwoordigd is, omdat soorten die slechts met relatief weinig zaden vertegenwoordigd zijn makkelijk worden gemist.

- Aanvoer van zaden of andere diasporen is afhankelijk van de verspreidingstrategie, de afstand tot de dichtstbijzijnde zaadbron en de landschapsstructuur. Toeval speelt daarbij een grote rol zodat de voorspelbaarheid gering is. Bij voedselarme milieus is de kans op aanvoer over het algemeen klein door geringe omvang en grote afstand tot de dichtstbijzijnde zaadbron.

- Goede ervaringen zijn opgedaan met de terugkeer van soorten die kenmerkend zijn voor jonge successiestadia, zoals pioniervegetaties in heide, duinvalleien, vennen en petgaten. Bij latere successiestadia, zoals trilvenen, bossen [en hoogveen] zal het biotische herstel naar verwachting minder snel en volledig zijn doordat veel soorten niet in de zaadbank vertegenwoordigd zijn en slechts een geringe aanvoer van elders plaatsvindt.

- Biotisch herstel kan worden bespoedigd door de kunstmatige introductie van soorten. Of wel of niet wordt overgegaan tot introductie is een subjectieve zaak. Wel worden in dit rapport een aantal overwegingen gegeven die een rol kunnen spelen bij het maken van deze keuze.

Hoofdstuk 5 ..... Heide en vennen

- Heidegebieden worden hydrologisch gekarakteriseerd door infiltratie van regenwater en door relatief grote schommelingen in grondwaterstand. De soorten die er voorkomen zijn dan ook aangepast aan voedselarme zure omstandigheden, en zijn over het algemeen bestand tegen grote schommelingen in temperatuur en vochttoestand.

- In veel gevallen is verdroging ontstaan door bebossing en de daarmee gepaard gaande aanleg van sloten en greppels. Kappen van bos en het dempen van greppels en sloten is dan vaak al voldoende om een gebied hydrologisch te herstellen.

- Doordat het gaat om zure standplaatsen leidt verdroging slechts in beperkte mate tot verzuring en eutrofiëring van de standplaats. Wel is het voor terugkeer van soorten belangrijk dat na vernatting de organische toplaag met de daarop aanwezige ruigtevegetatie wordt verwijderd door afplaggen of baggeren. Doordat relatief veel soorten in de zaadbank aanwezig zijn, zijn de perspectieven op herstel gunstig.

Hoofdstuk 6 ..... Duinvalleien

- Soortenrijke vegetaties komen vooral voor in natte duinvalleien, waarin het grondwater 's-winters iets boven maaiveld staat om 's-zomers tot daaronder te zakken. Door de aanvoer van bicarbonaat met het grondwater zijn de standplaatsomstandigheden in natte duinvalleien meestal zwak zuur of basisch, met uitzondering van extreem kalkarme duingebieden. Bij het ontstaan van permanent open water neemt de voedselrijkdom toe, zodat er minder plaats is voor specifieke duinvalleisoorten.

- Doordat zich in de verdroogde situatie een zure organische toplaag van slecht verteerd organisch materiaal heeft gevormd, kan na vernatting verruiging optreden wanneer onder invloed van bicarbonaatrijk grondwater de afbraak van organisch materiaal sterk toeneemt. Afplaggen of afgraven van de organische toplaag is dan noodzakelijk.

- Waar door externe invloeden herstel van de vroegere grondwaterstand niet mogelijk is kan uitstuiving of afgraven nodig zijn voor het herstel van natte en vochtige duinvalleien.

- Na herstel van standplaatsomstandigheden zien we over het algemeen een redelijk snelle vestiging van pioniersoorten. De terugkeer van soorten van latere successiestadia zal over het algemeen langer duren, omdat deze soorten uit veel duingebieden volledig (dwz inclusief een eventuele zaadbank) zijn verdwenen .

Hoofdstuk 7 ..... Laagveenmoerassen

- Laagveen wordt gekenmerkt door mesotrofe omstandigheden, en ontstaat op plaatsen waar voeding door grond- of oppervlaktewater plaatsvindt. De verslechtering van de kwaliteit van het oppervlaktewater, in combinatie met het achterwege blijven van beheer (baggeren, maaien) heeft de laatste tientallen jaren geleid tot de achteruitgang van water- en verlandingsvegetaties.

- De vermindering van de kwel en de toename van de wegzijging hebben bijgedragen aan de achteruitgang doordat ze hebben geleid tot een toegenomen inlaat van vervuild oppervlaktewater.

- De hoeveelheid ingelaten water kan worden verminderd door geringe peilfluctuaties toe te staan. Het volledig achterwege laten van inlaat leidt tot grote waterstandsfluctuaties die nadelig zijn voor het systeem.

- Daarom is in vrijwel alle gevallen verbetering van de kwaliteit van het inlaatwater nodig. Dit kan gebeuren door gebruik van andere bronnen van in te laten water, door de aanvoerweg te vergroten zodat tijdens de passage verbetering van de waterkwaliteit optreedt, of door het water actief voor te zuiveren.

- Door voortgaande verlanding, die een gevolg kan zijn van grondwaterstandsdaling of van natuurlijke successie, neemt de invloed van regenwater toe ten koste van de invloed van oppervlaktewater. Als gevolg daarvan treedt verzuring op in de percelen.

- Door het (uit)graven van sloten en greppels kan de invloed van oppervlaktewater worden vergroot. Wanneer sprake is van sterk voortgeschreden verlanding, waarbij de kragge is vastgegroeid met de ondergrond, is het graven van nieuwe petgaten nodig om weer nieuwe kraggen te laten ontstaan.

Hoofdstuk 8 ..... Hoogveen

- Hoogveen wordt gekenmerkt door voedselarme, zure omstandigheden, en ontstaat op plaatsen waar stagnatie van regenwater optreedt. De bovenste laag van het veen, dat bestaat uit levend en recent gestorven veenmos, vervult een belangrijke regulerende rol in het systeem. Door de sponswerking van deze bovenste laag zijn er ondanks de hoge verdamping slechts geringe grondwaterstandsschommelingen.

- Door verdroging gaat de sponswerking van deze bovenlaag verloren waardoor de grondwaterstandsschommelingen toenemen. Door de vestiging van dieper wortelende soorten als Pijpestrootje, die de verdamping verder doen toenemen, wordt dit effect versterkt.

- Wanneer het veen slechts oppervlakkig is aangetast door begreppeling kan grondwaterstandsverhoging door het dichten van greppels en sloten voldoende zijn voor herstel. In de praktijk is echter de structuur van het veen door veraarding zodanig aangetast dat herstel van de oorspronkelijke standplaatscondities alleen mogelijk is nadat de veenvorming opnieuw op gang is gekomen.

- Om de veenvorming weer op gang te krijgen worden het veen meestal compartimentsgewijs onder water gezet. Via een stadium met waterveenmossen kunnen zich dan drijvende veenmospakketten ontwikkelen, waarop zich een hoogveenvegetatie kan ontwikkelen.

- Het kost echter veel moeite om in het zure veenwater de veenvorming weer op gang te krijgen. Te hoge gehaltes aan nutriënten wordt vaak als oorzaak genoemd, maar het is ook mogelijk dat juist de voedselbeschikbaarheid beperkende factor is, doordat in het zure water de hoeveelheid koolzuur gering is.

- Veenvorming vanuit kleinere veenputten biedt het beste perspectief op herstel. Wanneer zich eenmaal drijftillen gevormd hebben kan de verdere successie snel gaan. Dat blijkt in het Haaksbergerveen. Daar waren lokaal al drijvende veenmospakketten ontstaan in kleine veenputten, die zich na het opzetten van het waterpeil sterk hebben uitgebreid. Plaatselijk is de successie al gevorderd tot een 'echte' hoogveenvegetatie met Lavendelheide en het veenmos Sphagnum magellanicum.

Hoofdstuk 9 ..... Schraallanden

- Soortenrijke natte schraalgraslanden komen vaak voor op plaatsen waar aanvoer van bicarbonaatrijk grondwater of oppervlaktewater zorgt voor buffering van de standplaats. Buiten het duingebied komen schraalgraslanden vooral voor in beekdalen, laaggelegen delen van het dekzandgebied en in laagveengebieden. De meeste schraalgraslanden zijn ontstaan door extensief hooilandbeheer.

- Door het wegvallen van kwel of van inundaties verzuurt de standplaats, met als gevolg dat een zure toplaag van slecht afgebroken organisch materiaal ontstaat. Herstel van de kwel kan leiden tot een versterkte afbraak van organisch materiaal. Verwijdering van de verzuurde toplaag door afplaggen is daarom aan te bevelen.

- Met name in het laagveengebied vormden overstromingen in de winter een belangrijke voorwaarde voor het ontstaan van soortenrijke schraalgraslanden. Door de slechte waterkwaliteit zijn de mogelijkheden om te experimenteren met inundatie beperkt, en zijn er dus weinig ervaringen met deze potentiële herstelmaatregel.

- Inlaat van schoon, bicarbonaatrijk oppervlaktewater kan slechts zeer ten dele dienen om het wegvallen van kwel en/of inundaties te compenseren. Alleen de sloten en de oevers staan onder invloed van het ingelaten water, terwijl de percelen onder invloed blijven staan van infiltrerend regenwater. Door het contactoppervlak uit te breiden kan de bufferende invloed van het oppervlaktewater worden vergroot.

- Na hydrologisch herstel en plaggen komen veel schijnbaar 'verdwenen' soorten weer terug vanuit de zaadbank. Er zijn echter ook veel schraalgraslandsoorten waarvan terugkeer moeizaam zal zijn doordat ze geen zaadbank hebben en de dichtstbijzijnde groeiplaatsen ver verwijderd zijn. De verwachting is dan ook dat biotisch herstel van schraalgraslanden vaak veel tijd zal kosten.

Hoofdstuk 10 Modellering van herstel

- Het modelleren van herstel van ecosystemen of vegetatie-typen blijft moeizaam, zowel op lokale en regionale schaal als nationale schaal. Op een laag schaalniveau vormt met name het biotische herstel een onzekere factor.

- In bestaande ecohydrologische modellen wordt slechts in beperkte mate gekeken naar het biotisch herstel, dat wil zeggen de terugkeer van soorten na het herstel van de geschikte standplaatsomstandigheden. Veel modellen beperken zich tot het aangeven van potenties van standplaatsen.

- Een volledig deterministische modellering van het biotisch herstel op soortsniveau is niet mogelijk. Wel kan de kansrijkdom op biotisch herstel van ecosystemen worden aangeven. Voor landelijke modellering kan met dergelijke meer algemene uitspraken worden volstaan.

- Bij het modelleren van abiotisch herstel (herstel van standplaatsomstandigheden) op landelijke schaal vormt vooral de het ontbreken van landsdekkende informatie over het beheer een knelpunt.

- Bij het modelleren van het biotisch herstel kan op landelijke schaal gebruik worden gemaakt van aanwezige bestanden met gegevens over de huidige en vroegere verspreiding van plantesoorten.

- Er is meer empirische kennis nodig over het herstel van verdroogde ecosystemen na vernatting indien men de modellering van herstel wil baseren op meer dan alleen deskundigen oordeel. Herstelprojecten gefinancierd in het kader van de REGIWA- en GEBEVE-regeling bieden hiervoor goede mogelijkheden, mits men vóór het doorvoeren van herstelmaatregelen ook de uitgangspositie ten aanzien van hydrologie en vegetatie goed heeft gedocumenteerd.

Hoofdstuk 11 Conclusies en aanbevelingen

Herstel standplaatsomstandigheden

- Over het algemeen vormt hydrologisch herstel de voornaamste voorwaarde voor herstel van de abiotische standplaatsomstandigheden. In bodems rijk aan organisch materiaal kunnen zich problemen voordoen als gevolg van irreversibele bodemveranderingen. Dit geldt met name voor veengronden, waar het opnieuw op gang brengen van de veenvorming voorwaarde vormt voor het herstel van trilvenen en hoogvenen.

- Ook accumulatie van voedingsstoffen in de bodem kan problemen veroorzaken bij het herstel van voedselarme omstandigheden. Dit speelt overigens vooral bij natuurbouw.

- Kennishiaten zijn er ten aanzien van het weer op gang brengen van veengroei in hoogveengebieden, de toepassing van afgraving als middel om weer kwel tot in maaiveld te krijgen, het mogelijk gebruik van inundaties als herstelmaatregel, en over de effecten van inlaat van oppervlaktewater in laag-Nederland. Ook zijn er vragen over de invloed van vernatting op de fosfaathuishouding. Dit laatste speelt vooral bij natuurbouw een grote rol.

Biotisch herstel

- Zaadbanken kunnen een belangrijke rol spelen bij het biotisch herstel. Echter, slechts een deel van de plantesoorten is in staat tot de vorming van een blijvende zaadbank. Het gaat relatief vaak om soorten uit de jongere successiestadia. Problemen met de terugkeer van soorten zijn vooral te verwachten in latere succesiestadia van voedselarme ecosystemen.

Bruikbaarheid in hydro-ecologische modelvorming

- Over het algemeen is het goed mogelijk om het herstel van standplaatsomstandigheden te modelleren. Alleen bij hoogveen en laagveen vormt de snelheid waarmee veenvorming weer op gang komt een onzekerheid.

- De voornaamste verbeteringen liggen op het gebied van het biotisch herstel. In veel modellen wordt alleen de kans op voorkomen van soorten voorspeld als functie van de abiotische standplaatsfactoren. Om biotisch herstel te kunnen modelleren moet het voorkomen van soorten mede worden beschouwd als functie van de huidige en vroegere verspreiding van soorten.

- Hoewel de onzekerheden ten aanzien van de voorspelling van biotisch herstel groot zijn, kan op grond van de huidige kennis over het gedrag van soorten en over de verspreiding van soorten wel worden aangegeven op welke plaatsen de kansen voor het herstel van bepaalde typen vegetaties het grootst zijn.

Summary

1 Introduction

- Goal of this study is to compile all existing knowledge about the restoration of wet and moist ecosystems that were damaged by hydrological changes, such as lowering of water levels or a decrease in upward seepage.

- The study focuses on recovery of abiotic site conditions and vegetation; recovery of the fauna has not been investigated.

- The study is based on both literature and the experiences of those responsible for nature conservation areas.

2 Inventory of restoration measures

- Based on a telephone inquiry, a list of 174 nature conservation areas was drawn up where measures were taken to restore wet and moist ecosystems. Most restoration measures aimed at reducing the discharge of water. Also measures to improve the quality of surface water and groundwater were often taken. Most of the restoration measures were taken after 1986.

- In more than halve of the areas no monitoring takes place. In other cases only a limited number of parameters is being monitored.

- The inquiry was not meant to give a complete list of all restoration measures taken until now. However, there is demand for such a list, for which reason we recommend to complete and regularly update our list of restoration measures.

3 Restoration of abiotic site conditions

- Depending upon the hydrological changes that occurred, different restoration measures must be taken. We distinguish between areas affected by a lowering of the groundwater level, by a decrease in upward seepage, and/or by the inlet of (polluted) surface water.

Restoration of areas affected by a lowering of the groundwater level

- Lowering of the groundwater level results in an increased aeration of the soil and an increased mineralisation of organic matter. In sandy soils it can lead to a decrease in moisture supply. Because of oxidation processes and an increased influence of precipitation the site becomes more acid.

- In organic soils the decreased moisture content and increased mineralisation of organic matter can lead to irreversible changes in soil structure. The increased acidity can lead to the formation of a top layer of poorly decomposed organic matter.

- Preferably, the external causes of groundwater lowering should be taken away. If this is impossible, local measures may be taken to restore the hydrological conditions.

- A common measure reducing the discharge. This can be very effective in infiltration areas, such as bogs and wet heathlands. In other systems however, it is often counter-productive, because the increased influence of precipitation leads to acidification.

- Another frequently used measure is the inlet of surface water from outside the nature conservation area. However, this can also lead to unwanted effects. The mineral composition of the inlet-water usually differs from the original surface water composition, which may lead to the eutrophication of sites directly influenced by surface water.

- An alternative measure to restore wet sites is lowering the surface, or -in dune areas- the promotion of blow-out development.

- Restoring the groundwater level does not necessarily result in a recovery of the original site conditions. In organic soils irreversible changes in soil structure prevent this. In areas with bicarbonate-rich groundwater the increased moisture availability and the decreased acidity can lead to a rapid breakdown of the poorly decomposed organic matter which formed under dry, acidic conditions.

- Recovery of the soil structure in organic soils is only possible after renewed peat formation from open water. Initial peat formation is very critical, and depends upon the water quality and dimension of the water; in hypertrophic or dystrophic large surface waters conditions are unfavourable for initial peat-forming vegetations. Once the peat formation has started, succession can lead to the recovery of the original site conditions and the corresponding vegetation within a few decades.

- In order to prevent increased mineralisation, any toplayer of poorly decomposed organic matter formed under dry conditions should be removed. It prevents eutrophication and also removes the roots of the often very competitive plants which often dominate degraded systems.

Restoration of areas affected by a decrease in upward seepage

- The main effect of a decrease in upward seepage is the acidification of wet sites, caused by a decreased input of calcium bicarbonate and an increased influence of acidic rainwater. The more acidic conditions can lead to the formation of a layer of poorly decomposed organic matter. Changes in nutrient availability after a decrease in upward seepage are modest, provided that the groundwater level is not lowered.

- When the decrease in upward seepage is caused by a lowering of the hydraulic head in deeper soil layers, only regional measures, such as stopping the extraction of groundwater or inundating deep polders, can restore the hydrological conditions.

- In many cases the decrease in upward seepage is not caused by a lowering of the hydraulic head in deeper soil layers, but by the increased drainage of the nature conservation areas themselves by nearby ditches and canals. Filling up ditches and raising the water level in canals and ditches can help to increase the upward seepage in such areas.

- When the hydraulic head remains too low to restore the upward seepage, an alternative is to lower the surface of the area. However, there is little experience with this measure.

- When it is impossible to restore the upward seepage, measures can be taken to counteract the acidification. A frequently used measure is the inlet of surface water from outside the area. However, the buffering effect of this water is restricted to aquatic and semi-aquatic sites. In terrestrial situations the acidification is not stopped. Moreover, the inlet of water often leads to eutrophication.

- Flooding with clean surface water, which in the past commonly occurred in for example brook valleys, is effective to prevent the acidification of nature conservation sites. However, the poor quality of most surface waters impedes the use of inundation as a mitigating measure against acidification.

- In those cases where the upward seepage can be restored, the litter layer that has formed under acidic conditions should be removed to prevent eutrophication. In addition, a system of shallow trenches is necessary to facilitate the surface run-off and to prevent the formation of local rainwater lenses.

Restoration of areas affected by inlet of surface water

- The inlet of surface water is often used to prevent a lowering of the groundwater level in nature conservation areas. However, it often has negative side-effects. The inlet water is often polluted and rich in nutrients. Even when the nutrient concentrations are low, the bicarbonate and sulphate in the inlet water may lead to eutrophication, because they stimulate the mineralisation of organic matter and the mobilisation of phosphate.

- In situations where the inlet of water is nevertheless considered necessary to prevent worse damage, and in systems that are naturally being fed by surface water, attention should be given to the quality of the inlet water. Purification with chemical or biological means is usually necessary to prevent eutrophication.

4 Recovery of the biodiversity

- After the abiotic conditions have been restored, further recovery in terms of biodiversity depends upon the number of species still present and the accessibility of the area for immigrating species.

- Species that seem to have disappeared can still be present in the seedbank. Seeds that have been buried in the soil for decades may germinate after exposure to light, provided there is sufficient moisture and oxygen. However, not all species have long-living seeds or spores. There is no clear relation between longevity and taxonomic position or autecology, except that among pioneer species relatively many species have long-living seeds.

- In terrestrial situations, the removal of the organic top layer enhances the exposure of the seedbank. The cutting of sods in spring, thereby just exposing the mineral soil, seems to yield the best results. In aquatic systems dredging can be used to remove the organic top layer. Cutting and dredging should only be carried out after the abiotic site conditions have been restored. Otherwise, species may die soon after germination, and become extinct more permanently.

- Germination tests in the laboratory may give an indication of the size and composition of seedbanks. However, species with only a small number of seeds can easily be missed by such experiments.

- Immigration of seeds and other diaspores depends upon many factors, and the predictability is therefore small. In oligotrophic and mesotrophic sites the chances for the immigration of characteristic species are small, because the sites are often small in size, whereas the distance to the nearest source of diaspores is generally large.

- In heathlands, dune slacks, oligotrophic and mesotrophic pools there is often a very quick recovery of pioneer vegetations, mainly with species that originate from the seedbank. Later successional stages will develop slower and recovery will probably be less complete, because many species are not present in the seedbank and the immigration of species from outside is limited.

- Biotic recovery can be accelerated by artificially introducing species. Introduction of species can be considered when a spontaneous return of a species in unlikely, preferably by using plant material which is genetically closely related to the original population.

5 Heathland

- Heathlands are situated in infiltration areas and are characterised by relatively large fluctuations in groundwater levels. The species are adapted to oligotrophic conditions and resistant to large fluctuations in temperature and moisture supply.

- In many cases a lowering of the groundwater level is caused by afforestation and the connected drainage. Cutting the forest and filling up the drains may then suffice to restore the hydrological conditions.

- The acidification and eutrophication after the lowering of the groundwater level is limited in such oligotrophic, acidic systems. However, removal of the organic top layer and vegetation by cutting sods is necessary to give wet heathland species a chance to re-establish.

6 Dunes

- Wet dune-slacks, with groundwater levels around or above the surface in the winter, accommodate many species of special interest for nature conservation. Except for some dune areas very poor in carbonate, dune slacks have a low acidity because of the high bicarbonate content of the groundwater. Dune lakes, with water levels permanently above the surface, and dry dune valleys, with groundwater levels permanently below the surface, accommodate less rare plant species.

- In dry conditions a top layer of poorly decomposed organic matter can form. When this layer comes in contact with the bicarbonate-rich groundwater after the groundwater level has been raised, mineralisation will increase. The removal of the organic top layer may be necessary to prevent eutrophication.

- If, because of external influences, the former groundwater level cannot be restored, wet dunes slacks can be created by excavation or by stimulating the formation of blow-outs.

- After restoration of the abiotic conditions we observe a quick return of characteristic pioneer vegetations. However, the return of species of later successional stages takes more time, since many species are not present in the seedbank and from many areas they disappeared entirely.

7 Fen areas in the lowland-peats

- Fens are characterised by mesotrophic conditions, and are fed by groundwater or surface water. Quagmires, characterised by a floating peat layer and mesotrophic conditions because of the interaction of rain water and surface water, are characteristic for lowland peat areas and are very rich in species. The poor quality of the surface water, in combination with the fast vegetation succession after cessation of traditional management practices such as reed cutting and peat cutting, have led to an impoverishment of fen areas.

- The decrease in upward seepage and the increase in infiltration have contributed to this impoverishment because they led to an increased inlet of (polluted) surface water.

- The amount of surface water let into the system can be decreased by allowing small fluctuations in water level. Stopping the inlet completely, however, may result in very large water fluctuations, which are harmful for the system.

- Improving the water quality forms a prerequisite for the restoration of fen areas. This can be done by choosing another source of inlet water, or by chemical or biological purification.

- Natural succession, when not disturbed by peat cutting, leads to the formation of solid peat layers and a decrease in the influence of surface water. This causes acidification.

- The influence of surface water can be increased by opening up ditches that have been blocked by peat formation. To restore quagmires, the renewed creation of dug-outs in which succession can start anew forms the only possible restoration measure.

8 Bogs

- Bogs are characterised by acidic, oligotrophic conditions. They occur in places where rain water stagnates. The top organic layer, consisting of living and recently died-off *Sphagnum*-plants, has an important moisture-regulating function. By its ability to absorb and to exude large amounts of water, hardly any moisture deficits occur, not even in dry periods.

- This regulating function is lost after desiccation by draining the bog and lowering the groundwater level. The establishment of deep rooting species such as *Molinia caerulea*, that increase the evapotranspiration, further promotes the degradation of the bog system.

- Where the peat has been affected only superficially by the digging of small drains, the filling up of ditches and drains can be sufficient for peat restoration. However, in most cases the peat has lost its water-absorbing capacity, and recovery of the original site conditions is only possible after new peat layers have formed.

- Inundation of the degraded bog surface may be necessary to prevent the dying of pioneer *Sphagnum*-vegetations in dry periods. However, in dystrophic water *Sphagnum*-growth is slow or absent, probably because of the very acid conditions that lead to C-deficiency. The best regrowth of *Sphagnum* is observed in small pits.
- Once a floating *Sphagnum*-layer has formed, succession goes fast. In a few decades true bog vegetations can have formed, with *Sphagnum magellanicum* and *Andromeda polifolia*. As long as there is a floating peat layer relative groundwater fluctuations are small because the peat layer follows fluctuations in the water level. Once the peat layer

makes contact with the underground, groundwater fluctuations can increase. In places where infiltration to deeper soil layers is still too high this may finish a seemingly promising succession towards a mature bog system.

9 Wet mesotrophic grasslands

- Species rich mesotrophic wet grasslands (Molinetalia) often occur on places fed by bicarbonate-rich groundwater or surface water. The decrease in upward seepage or the disappearance of regular flooding can result in acidification.

- In acid conditions a litter layer can form, which is rapidly mineralised after restoring the influence of bicarbonate-rich groundwater. Removal of the litter layer is necessary to prevent eutrophication and to expose seeds in the seed bank.

- Inundation with surface water of poor quality to prevent acidification is counterproductive, because it leads to eutrophic, species-poor situations.

- Bicarbonate-rich surface-water is often let into former seepage areas to prevent groundwater lowering and acidification. However, it does not compensate for the loss of upward seepage, since its buffering influence is limited to aquatic and semi-aquatic systems.

10 Modelling ecosystem restoration

- In most hydro-ecological prediction models little or no attention is given to the biotic recovery of wet and moist ecosystems, that is, the return of plant species after the recovery of the abiotic conditions. Most models only give the statistical chance to find a species under certain abiotic conditions, irrespective of the existing vegetation and history of the site.

- Given the many uncertainties and chance processes, a complete deterministic prediction of biotic recovery in terms of plant species is hardly possible. It is considered more realistic to estimate the recovery potential of ecosystems on the basis of the present and historic distribution of plant species. On a national scale an estimation of the biotic recovery potential will in most cases suffice.

11 Conclusions and recommendations

- Restoring the hydrological conditions is the most important step in restoring wet and moist ecosystems. Once the hydrological conditions have been restored, the recovery of the original site conditions is not too difficult. However, in organic soils irreversible changes in soil structure can impede the restoration of former site conditions; in bog

and fen systems this sometimes necessitates renewed peat formation, starting from open water.

- There is still insufficient knowledge on the exact conditions to restart peat growth in bogs, on the use of excavation to restore upward seepage conditions, on the conditions under which inundations can be used to counteract acidification, and on the quality requirements for inlet water. Also more research is needed on the behaviour of soil phosphate after rewetting.

- Seedbanks play an important role in the -often very quick- recovery of pioneer vegetations on sites where former site conditions have been restored. However, the return of species of later successional stages may take more time, since many species are absent in the seed banks.

- Because of the many uncertainties it is not possible to predict exactly which species will return upon recovery of the original site conditions, nor how soon they will reappear. However, on the basis of existing knowledge it is possible to estimate where a fast or slow biotic recovery is to be expected.

1 Inleiding

1.1 Doel van de studie

Sinds de tweede wereldoorlog zijn grote veranderingen opgetreden in de waterhuishouding van Nederland. Beken zijn rechtgetrokken en verdiept om het neerslagoverschot sneller af te voeren, en oppervlaktewaterpeilen zijn verlaagd om landbouwgronden beter te kunnen ontwateren. Toegenomen winning van grondwater leidde tot verlaging van grondwaterpotentialen. En ten slotte heeft de toegenomen verstedelijking van Nederland er toe bijgedragen dat steeds meer water versneld wordt afgevoerd via het riool. Al deze maatregelen hadden tot gevolg dat de natuurgebieden in Nederland in toenemende mate te lijden kregen van verdroging. Halverwege de jaren tachtig was meer dan de helft van de Nederlandse grondwaterafhankelijke natuur matig tot sterk aangetast door hydrologische veranderingen.

Sindsdien is het besef gegroeid dat de waterhuishouding meer dan tot nu toe moet zijn afgestemd op de functie natuur, en richt het beleid zich op het actief terugdringen van verdroging van natuurgebieden. Door de Tweede Kamer is een motie aangenomen die stelt dat in het jaar 2000 het verdroogde areaal moet zijn verminderd met 25 % ten opzichte van de situatie in 1985. Op veel plaatsen is inmiddels een begin gemaakt met het herstel van verdroogde gebieden, vaak gestimuleerd door daarop gerichte subsidieprogramma's (REGIWA, GEBEVE).
Een probleem bij het ontwerp van herstelmaatregelen is dat veel van onze kennis over de relatie tussen maatregelen, hydrologische veranderingen en wijzigingen in de vegetatie zijn gebaseerd op situaties waar zich verdroging voordeed. Het zonder meer omdraaien van de relaties tussen hydrologie, bodem, en vegetatie afgeleid bij verdroging, om zo te dienst te doen bij vernatting, leidt tot onjuiste voorspellingen omdat geen rekening wordt gehouden met irreversibele veranderingen. Vandaar dat in het kader van het Nationaal Onderzoekprogramma Verdroging (NOV) een onderzoekthema is opgenomen, thema 9, dat zich richt op:

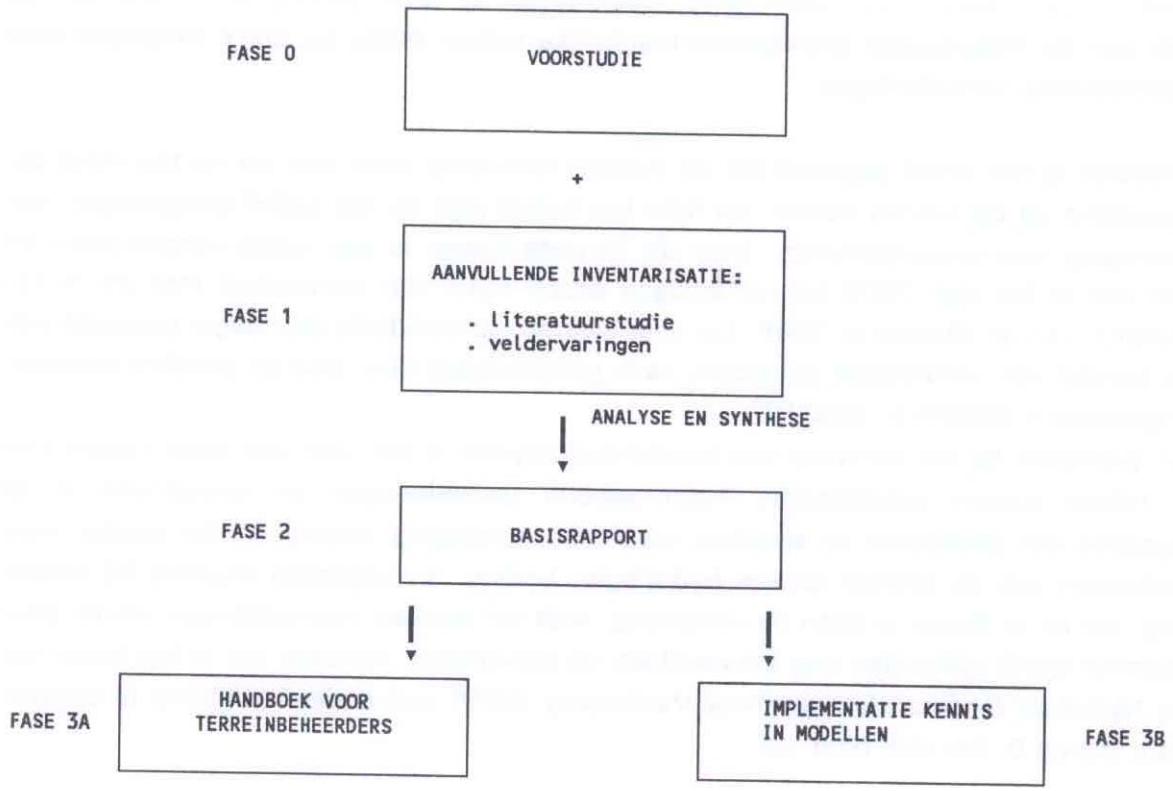
> *'Bijeenbrengen van kennis over herstel van natte en vochtige ecosystemen en over de voor het herstel relevante processen'*

De belangrijkste doelgroep van het onderzoek bestaat uit terreinbeheerders in de ruimste zin van het woord, alsmede medewerkers van waterschappen en provincies die te maken hebben met de relatie tussen waterhuishouding en natuurbeheer. Daarnaast dienen de onderzoeksresultaten ook bruikbaar te zijn voor regionale en landelijke onderzoekers en modelbouwers, om te komen tot een betere voorspelling van de effecten van op herstel gerichte maatregelen.

Het NOV richt zich expliciet op het bijeenbrengen van bestáánde kennis. Dat betekent dat er geen aanvullend veld- of laboratoriumonderzoek is verricht. In overleg met de begeleidingscommissie is het onderzoeksgebied als volgt verder ingeperkt:

- Het onderzoek richt zich op herstel van door verdroging aangetaste natuurgebieden; hoewel veel van de verzamelde kennis ook relevant is voor natuurbouw in voormalige landbouwgebieden vormt dat laatste geen onderdeel van deze studie.
- De nadruk ligt op herstel van gebieden die zijn aangetast door grondwaterstandsdaling en/of vermindering van kwel; inlaat van water vormt namelijk een apart thema binnen het NOV (thema 10);
- Bij het biotisch herstel is alleen aandacht besteed aan de terugkeer van plantesoorten; herstel van de fauna is buiten beschouwing gebleven.

Figuur 1.1 Opzet van het onderzoek binnen thema 9, 'Herstel van natte en vochtige ecosystemen'. ..... Uitleg: Zie tekst.



1.2 Opzet onderzoek

In figuur 1.1 is de opzet weergegeven van het onderzoek binnen thema 9. Allereerst heeft een verkennende studie plaatsgevonden (fase 0) waarin in overleg met de begeleidingscommissie de onderzoeksvragen zijn opgesteld en door middel van interviews en een telefonische enquête is nagegaan op welke schaal kennis aanwezig is over herstel van natte en vochtige ecosystemen. Deze fase is afgesloten met het uitbrengen van een NOV-werkdocument (Runhaar en Zonneveld, 1994). Uit de voorstudie bleek dat redelijk wat ervaring is opgedaan met herstelmaatregelen. Veel experimenten zijn echter niet beschreven in de literatuur. Vandaar dat in het verdere onderzoek niet alleen is uitgegaan van kennis uit de

literatuur, maar ook gebruik is gemaakt van ervaringen die zijn opgedaan in praktijkexperimenten.

In fase 1, de inventarisatiefase, zijn zoveel mogelijk gegevens over het herstel van natte en vochtige ecosystemen bijeengebracht. Daarbij kan onderscheid worden gemaakt tussen:

- Een *literatuurstudie*, waarin de nadruk lag op het verzamelen van kennis over de processen die een rol spelen bij vernatting;
- een *inventarisatie van praktijkervaringen* die er op gericht was om na te gaan welke ervaringen, zowel positieve als negatieve, in de praktijk zijn opgedaan met herstelmaatregelen.

In fase 2 is getracht deze verschillende soorten kennis zo goed mogelijk met elkaar in verbinding te brengen: In hoeverre kunnen de praktijkervaringen worden verklaard vanuit de kennis over achterliggende processen, en in hoeverre komen de praktijkervaringen overeen met datgene wat vanuit de proceskennis verwacht kan worden? Eindresultaat van fase 2 vormt dit basisrapport, waarin op systematische wijze de aanwezige kennis over herstel van natte en vochtige ecosystemen is bijeengebracht.

Fase 3 zal gebruikt worden voor het schrijven van een handboek, waarin op een inzichtelijke wijze de kennis over herstel zal worden samengevat, en waarin de nadruk zal liggen op de voor beheerders in de praktijk relevante kennis (3A). Tevens zal in deze fase aandacht worden besteed aan de implementatie van de verzamelde kennis in bestaande modellen (3B).

1.3 Samenhang met VEWIN-project 'Hydro-ecologische optimalisatie van beïnvloedingsgebieden'

Door het KIWA is eind 1994 het onderzoeksproject 'Hydro-ecologische optimalisatie van beïnvloedingsgebieden' gestart, dat tot doel heeft om na te gaan welke technische maatregelen mogelijk zijn om het abiotische milieu van vochtafhankelijke levensgemeenschappen in beïnvloedingsgebieden van grondwaterwinningen te beschermen of te ontwikkelen (Meuleman & Van Gerven 1994). Het project vertoont een grote mate van overlap met NOV-thema 9. Zo voorziet het VEWIN-project onder andere in een inventarisatie van anti-verdrogingsmaatregelen, een eindrapport 'ter onderbouwing van het handboek', en een handboek 'natuurbeheer voor waterleidingbedrijven, waterbeheerders en overheden! Vandaar dat na overleg besloten is te komen tot samenwerking, waarbij het KIWA zich bij de inventarisatie van kennis vooral zal richten op aspecten die in dit onderzoek buiten beschouwing zijn gelaten of slechts summier zijn behandeld (onder meer mogelijkheden voor natuurbouw, herstel van broekbossen, inlaat water), en waarbij één gemeenschappelijk handboek zal worden geschreven.

1.4 Opzet rapport

Allereerst wordt in hoofdstuk 2 een overzicht gegeven van gebieden waar herstelmaatregelen hebben plaatsgevonden. In bijlage 2 worden de gebieden opgesomd met vermelding van het type herstelmaatregelen en de contactpersoon bij wie nadere informatie kan worden ingewonnen. Dit geeft beheerders de mogelijkheid na te gaan waar bepaalde maatregelen al eerder zijn genomen, en eventueel contact op te nemen. Dit is met name van belang bij herstelmaatregelen die recent zijn uitgevoerd, zodat bij het schrijven van dit rapport nog geen conclusies konden worden getrokken. Een twintigtal gebieden waar herstelmaatregelen hebben plaatsgevonden wordt in bijlage 2 nader beschreven. Aan deze voorbeeldgebieden wordt regelmatig gerefereerd in de hoofdstukken 3 t/m 9.

Bij het herstel van natte en vochtige ecosystemen kan onderscheid worden gemaakt tussen enerzijds het *abiotisch herstel*, het herstel van de standplaatsomstandigheden, en *biotisch herstel*, het herstel van de flora, anderzijds. In hoofdstuk 3 wordt ingegaan op het abiotisch herstel, en in hoofdstuk 4 op het biotisch herstel. Ingegaan wordt op de processen die een rol spelen bij verdroging en vernatting, en mogelijke maatregelen om herstel te bespoedigen. In hoofdstukken 5 t/m 9 wordt voor een beperkt aantal ecosystemen gedetailleerder ingegaan op processen die in de betreffende gebieden een rol spelen en op specifieke herstelmaatregelen. Bij heide, duinen, hoogveen en laagveenmoeras gaat het om grotere landschappelijke eenheden, die worden gekenmerkt door een eigen geomorfologie en hydrologie. Daarnaast is een apart hoofdstuk gewijd aan schraalgraslanden vanwege hun belang voor het natuurbeheer. Aan (broek)bossen is, bij gebrek aan specifieke gegevens over herstel, geen apart hoofdstuk gewijd. In de hoofdstukken wordt regelmatig gerefereerd aan de voorbeeldgebieden die worden beschreven in bijlage 2. Dit is aangegeven met vet gedrukte gebiedsnamen (bv. **Weerribben**). Nummers tussen haakjes (44) verwijzen naar gebieden genoemd in bijlage 1.

In hoofdstuk 10 tenslotte wordt aangegeven in hoeverre de verzamelde kennis bruikbaar is bij hydro-ecologische modelvorming, en welke aanpassingen in bestaande modellen gewenst zijn om herstel beter te kunnen modelleren.

2 Overzicht uitgevoerde herstelmaatregelen

2.1 Inleiding

De doelstelling van deze studie is tweeledig. Ten eerste is geprobeerd een beeld te krijgen van de natuurgebieden waar in de praktijk ervaring is opgedaan met vernatting van verdroogde natuur. Bestaande overzichten (Ellers 1992, IWACO 1992) geven slechts beperkte informatie. Om een antwoord te krijgen op de vraag is een inventarisatie uitgevoerd die resulteerde in een overzicht van gebieden waar herstelmaatregelen zijn genomen. Dit overzicht is opgenomen als Bijlage 1.
Een tweede doel was om voor de instanties die bij verdroging en herstel van de schade daarvan zijn betrokken, een overzicht te geven van de ervaringen die hiermee zijn opgedaan en van de informatie die hieruit en uit bestaande onderzoeksliteratuur is af te leiden. Van een aantal gebieden die uitgebreider worden beschreven in Bijlage 2, is daarom aanvullende informatie verzameld over de effecten van herstelmaatregelen. In de nu volgende tekst worden ze regelmatig gebruikt als voorbeeldgebieden.

Dit hoofdstuk gaat zowel in op de wijze waarop de gegevens zijn verzameld als op de aard van de verzamelde gegevens. Tevens wordt in dit hoofdstuk de overzichtstabel nader besproken en worden daaruit enige conclusies getrokken.

2.2 Inventarisatie eerste ronde

Tijdens de voorstudie (fase 0) zijn ongeveer veertig personen van terreinbeherende instanties telefonisch benaderd met de vraag in hoeverre in hun terreinen in het verleden maatregelen zijn uitgevoerd om de gevolgen van verdroging te herstellen. De benaderde instanties zijn: Natuurmonumenten, Staatsbosbeheer, Provinciale Landschappen en Waterleidingbedrijven.
Om het overzicht van gebieden verder te completeren en om de verkregen informatie te controleren, zijn alle telefonisch benaderde personen, de door hen zelf genoemde informanten en nog een aantal overige potentiële informanten nog eens schriftelijk benaderd. Naast de reeds genoemde organisaties is bovendien een aantal (beleids)uitvoerende instanties schriftelijk benaderd. Het gaat hierbij om alle consulenten NBLF, alle provinciale ecohydrologen van de landinrichtingsdienst, vrijwel alle provincies via de in de telefonische enquête genoemde contactpersonen en verder een aantal waterschappen en particulieren. Er zijn in totaal 140 personen of instanties schriftelijk benaderd waarvan er ongeveer 45 hebben gereageerd. De schriftelijk ronde leverde ongeveer 35 nieuwe gebieden op.

Zowel tijdens de telefonische als de schriftelijke ronde is per gebied waar herstelmaatregelen na verdroging zijn genomen is op een aantal punten om informatie gevraagd. Deze

Figuur 2.1 Locaties anti-verdrogingsmaatregelen in natuurgebieden.

is bijeengebracht in een tabel waarin tevens is weergegeven van welke personen de informatie afkomstig is (kolom 'bron' in Bijlage 1). Het betrof de volgende punten:

- type terrein
- verdrogingsoorzaak (grondwaterstandsdaling, wegvallen kwel, inlaat water)
- aard van de maatregelen
- jaar van uitvoer van de maatregelen (grens bij 1994)
- globale omschrijving van de effecten
- aard van de monitoring
- contactpersoon

2.3 De overzichtstabel

Tijdens de inventarisatie werd duidelijk dat de informatie over herstelmaatregelen zeer versnipperd aanwezig is. Ook per provincie bleek er geen overzicht per persoon te zijn. Hierdoor was het inventariseren zeer tijdrovend en was het niet mogelijk om in korte tijd een volledig overzicht van gebieden op te stellen.
Omdat het opstellen van een algemeen overzicht niet het hoofddoel van de inventarisatie was kon hierbij niet naar volledigheid gestreefd worden. Het hoofddoel was immers: het vinden van gebieden waarvan de gevolgen van genomen herstelmaatregelen bekend waren. In het overzicht staan 174 gebieden waar volgens de geraadpleegde personen herstelmaatregelen na verdroging zijn uitgevoerd. Het overzicht pretendeert geen volledigheid, maar geeft naar onze verwachting wel een redelijke indruk van het aantal terreinen waar maatregelen zijn genomen. De informatie in de tabel is soms zeer onvolledig. Gebleken is dat exacte informatie over terreintype, de omvang van de maatregelen en de opgetreden effecten niet direct beschikbaar is en via de telefoon of schriftelijk vaak moeilijk te verkrijgen zijn. De informatie is vaak wel bij beheerders aanwezig en is door een bezoek aan de betreffende beheerder meestal wel te achterhalen.

Ondanks deze beperking is wel een aantal interessante gevolgtrekkingen te maken die van belang zijn voor geïnteresseerden in de voortgang van de uitvoering van herstelmaatregelen na verdroging.
Figuur 2.1 geeft een indruk van de verspreiding van de gebieden waar de maatregelen zijn genomen.
Tabel 2.1 geeft een uit de totale inventarisatietabel afgeleid overzicht van de genomen maatregelen en de aantallen terreinen waarin deze werden uitgevoerd. De 'maatregelcategorieën' zijn kunstmatig en overlappen elkaar, maar geven enig inzicht in het type maatregelen waar het om gaat. In de meeste gebieden hadden de maatregelen tot doel, ervoor te zorgen dat minder grondwater het terrein verlaat (waterconserverende maatregelen in 133 gebieden). Het gaat dan meestal om verminderen van drainage door het dempen van sloten, het aanleggen van dammen en stuwen e.d (117). In een aantal gevallen zijn de grondwaterstanden verhoogd door het verminderen dan wel stoppen van grondwaterwinning (8) of door het plaatsen van 'kwelschermen' (4).

Tabel 2.1 Overzicht van genomen maatregelen.

TYPE MAATREGEL	aantal gebieden [1)]
Hydrologische maatregelen	
- afdammen sloten, aanleggen van dammen, bufferzones e.d.	117
- stoppen van waterwinning	8
- plaatsen schermen	4
- Niet nader gespecificeerde 'kwelversterkende maatregel' (peilopzetten elders e.d.)	4
kwaliteitsverbetering:	
- oppervlakkige afvoer regenwater	12
- verbetering kwaliteit van ingelaten water (helofytenfilters, langere aanvoerweg, door oppompen e.d.)	20
- niet nader gespecificeerd	4
Overige maatregelen	
- ontbossen	8
- afgraven	15
(Aanvullende) beheersmaatregelen	
- plaggen/opschonen onderwaterbodems	29
- maaien	6
- begrazen	4

1) Aantal terreinen waar maatregelen genomen zijn. In veel terreinen is er sprake van een combinatie van verschillende maatregelen waardoor de aantallen opgeteld het totaal aantal terreinen overstijgt.

In 36 terreinen zijn maatregelen genomen die gericht zijn op het verbeteren van de kwaliteit van het grondwater, waarbij dit in 16 gebieden in combinatie met waterconserverende maatregelen gebeurt. In de overige 20 gevallen was de grondwaterstand kennelijk hoog genoeg. In 12 gevallen betreft dit maatregelen voor de oppervlakkige afvoer van het regenwater om zo de vorming van regenwaterlenzen te voorkomen. In 20 gevallen gaat het om een verbetering van de waterkwaliteit van het ingelaten of aangevoerde water. De verbetering kan het gevolg zijn van een langere aanvoerweg van ingelaten oppervlaktewater, het gebruik van helofytenfilters, defosfatering of van het feit dat er water wordt opgepompt. Van de overige 4 terreinen waar melding gemaakt wordt van waterkwaliteitsverbeterende maatregelen is niet bekend om welke maatregelen het gaat.

In nog eens 4 gevallen wordt alleen gesproken van herstel van kwelsituatie in het terrein hetgeen zowel gevolgen voor de kwantiteit als de kwaliteit van het grondwater kan hebben. In 8 gebieden wordt, doorgaans in combinatie met andere maatregelen, houtopslag of bos verwijderd. Behalve dat deze maatregel leidt tot verminderde verdamping en daarmee de nuttige neerslag vergroot, bevordert ze het biotisch herstel. In 29 gebieden melding wordt gemaakt van het afplaggen en/of opschonen van venbodems.
In 15 gebieden wordt meer dan alleen de organische toplaag verwijderd en is er sprake van afgraven om dichter bij het grondwater te komen en/of om kwelwater in de wortelzone te krijgen.
Beheersmaatregelen als maaien en begrazing die onderdeel uitmaken van het reguliere beheer worden niet altijd door de beheerder expliciet vermeld, en vinden ongetwijfeld in veel meer terreinen plaats dan aangegeven in de tabel.

Tabel 2.2 Tijdstip van uitvoering maatregelen.

Tijdstip van uitvoering	aantal	monitoring
voor 1986	37	26
1986 - 1989	21	10
1990 - 1993	58	27
recenter datum	36	
onbekend	21	2
totaal	173	65

Tabel 2.2 geeft een indruk van het tijdstip van uitvoer van de herstelmaatregelen in de verschillende gebieden. Voor nog 21 gebieden is dit tijdstip niet bekend. In de gebieden waarvoor dit wel bekend is, is het merendeel van de genomen maatregelen van recente datum (de afgelopen 10 jaar). Daarbij moet overigens worden opgemerkt dat maatregelen die meer dan tien jaar geleden hebben plaatsgevonden ook vaak niet bekend blijken te zijn bij de huidige terreinbeheerders of in ieder geval niet direct herinnerd worden. De maatregelen die binnen REGIWA-kader zijn genomen zijn in het algemeen van zeer recente datum. Er staan in het overzicht 58 gebieden waar vóór 1990 maatregelen zijn genomen (waarvan 37 van voor 1986). Bij de monitoring hiervan gaat het doorgaans niet om uitvoerig opgezette meetnetten. Ook gebieden waar sprake was van registratie van voorkomende vegetatie al of niet in combinatie met waterstandsmetingen (zodat de veranderingen die mogelijk als gevolg van de maatregel zijn opgetreden enigszins beschreven kunnen worden) zijn al ingedeeld bij de categorie 'gemonitord'. Deze gegevens zeggen dus niets over de bruikbaarheid en onderlinge afstemming van de gegevens.
Voor zover er wat bekend is over de aard van de gemonitorde gegevens staat dat weergegeven in de overzichtstabel (Bijlage 1) en in de gebiedsbeschrijvingen van de voorbeeldgebieden (Bijlage 2). Over het algemeen worden van de hydrologie alleen waterstanden gemeten en ontbreken waterkwaliteitsgegevens. Ook bodemkundige gegevens ontbreken meestal.

Tabel 2.3 geeft een indruk van de verdeling van de gebieden over de verschillende ecosysteemtypen. De meeste terreinen vallen binnen de categorie graslanden (een groep die net als schraallanden niet aan een fysisch-geografische regio is gebonden). Hier wordt relatief het minst gemonitord. De hoogveengebieden scoren wat dat betreft het hoogst.
Tevens is in de tabel aangegeven in hoeveel gebieden wordt gemonitord. Er is hierbij overigens niet gecorrigeerd voor de kwaliteit en bruikbaarheid van de monitoringsgegevens. Voor de gebieden waar gemonitord wordt geldt dat de monitorgegevens beperkt bruikbaar zijn. Bovendien blijkt dat verschillend-soortige meetnetten vaak niet op elkaar zijn afgestemd. Voor zover er wat bekend is over de aard van de gemonitorde gegevens staat dat weergegeven in de overzichtstabel (Bijlage 1).

Tabel 2.3 Overzicht aantal gebieden per terreintype waar een of andere vorm van monitoring plaatsvindt.

Terreintype	aantal [1)] (tussen haakjes: als onderdeel van complex)	met monitoring [2)]
laagveen (moeras)	22 (2)	10
hoogveen	14 (6)	9 (4)
heide	13 (19)	8 (7)
vennen	7 (11)	2 (4)
duinvallei	17	10
schraalland	18 (11)	9 (4)
overig grasland (of niet te typeren)	28 (3)	7 (1)
bos, broekbos	16 (11)	2 (4)

1) Omdat per gebied meerdere terreintypen kunnen voorkomen levert optelling van de aantallen een hoger getal dan het totaal aantal gebieden (174)
2) Het betreft hier slechts in enkele gevallen uitvoerige monitoringprogramma's, meestal gaat het om een of andere vorm van registratie van de uitgangssituatie en eventueel vervolgmetingen

2.4 Selectie van voorbeeldgebieden

Op basis van de resultaten van de eerste inventarisatieronde is een aantal gebieden geselecteerd die gebruikt kunnen worden om de effecten van bepaalde herstelmaatregelen in de praktijk te illustreren. Voor de tweede inventarisatie waren vooral die gebieden interessant waar al enige tijd geleden herstelmaatregelen na verdroging zijn uitgevoerd en waar redelijk bekend is welke veranderingen zijn opgetreden. Voor deze selectie zijn de volgende criteria gehanteerd:

- de maatregel is lang geleden uitgevoerd (of wel: niet te recent) zodat gevolgen ervan in de vegetatie tot uiting hebben kunnen komen
- de veranderingen in vegetatie en hydrologie (en bodem) zijn beschreven
- de gebieden vertegenwoordigen een zo groot mogelijke variatie in ecosysteemtypen
- de gebieden vertegenwoordigen een zo groot mogelijke variatie in herstelmaatregelen
- de gebieden uit ecosysteemtypen waarover het minst bekend is genieten de voorkeur (hoogvenen zijn daardoor in principe minder urgent dan duinen).

De geselecteerde gebieden zijn weergegeven in tabel 2.4 terwijl in figuur 2.1 hun ligging staat aangegeven. Over deze gebieden is extra informatie verzameld op basis van archiefonderzoek en gesprekken met desbetreffende terreinbeheerder.
Voor het verzamelen van deze informatie is van te voren een checklist opgesteld die is weergegeven in de inleiding op Bijlage 2. De informatie die aan de hand daarvan is verzameld is weergegeven in de gebiedsbeschrijvingen en eveneens opgenomen in Bijlage 2.

2.5 Conclusies

Het tijdens deze studie opgestelde algemene overzicht van gebieden waar herstelmaatregelen na verdroging zijn genomen bleek te voorzien in de algemeen geuite behoefte aan een dergelijk overzicht.

Over het algemeen worden de effecten van de genomen maatregelen zeer beperkt gevolgd. In totaal zijn er 64 gebieden waarvan is aangegeven dat er gemonitord wordt, waarbij slechts in 25 gevallen sprake is van een ingreep die voor 1986 heeft plaats gevonden (tabel 2.2). Het aantal gemonitorde parameters varieert sterk (vaak alleen de vegetatie of alleen waterstanden). Waterkwaliteit en bodemparameters worden incidenteel meegenomen. Een schriftelijke evaluatie van de genomen maatregelen heeft slechts in enkele gevallen plaats gevonden. Alleen onderzoeksprojecten van universiteiten of onderzoeksinstituten, waaronder de experimenten die zijn uitgevoerd in het kader van de studie effect-gerichte maatregelen (De Burgh & Brouwer 1993), worden goed gevolgd en geëvalueerd. Maatregelen die zijn uitgevoerd door de terreinbeheerders zelf zijn over het algemeen niet of minder goed gevolgd. Een gunstige uitzondering vormt de SBB Drenthe regio zuid waar uitgevoerde maatregelen standaard worden gemonitord.

Deze eerste inventarisatieronde was bedoeld om een aantal voorbeeldgebieden waar praktijkervaring met herstelmaatregelen is opgedaan, boven tafel te krijgen, zonder daarbij naar volledigheid te streven. Het bijeenbrengen van deze informatie blijkt echter wel in de algemeen geuite behoefte aan een overzicht van herstelmaatregelen na verdroging te voorzien. Om deze reden is het completeren van de huidige tabel en bijhouden van een dergelijk overzicht in de toekomst sterk aan te bevelen.

Tabel 2.4 Geselecteerde gebieden.

Gebied	nr (fig 1)	Beheerder	Type gebied	Maatregel
Griltjeplak	2	SBB	du	c
Duurswouder heide	9	SBB	he	c
De Barten	12	SBB	sl	c
Fochteloërveen	22	NM	hv	c,ki
Elperstroom	26	SBB	sl	c
Doldersummerveld	27	DL	he	c
Dwingelderveld	30	SBB	he	c,b
Bargerveen	38	SBB	hv	-
Weerribben	44	SBB	lv	c
Engbertsdijksvenen	52	SBB	hv	c
Punthuizen en Stroothuizen	59/60	SBB	sl	c
Lemselermaten	61	SBB	sl	c,af
Haaksbergerveen	65	SBB	hv	c
Kootwijkerveen	79	SBB	hv/sl	c,af
Schraallanden langs de Meije	98	SBB	lv,sl	ki,c,p
Mandenvallei	102	SBB	du	af
Grafelijkheidsduinen	103	NHL	du	cw
Reggers Sandervlak, De Kil	105	PWN	du	cw,p
Zeepe duinen	122	NM	du	cw
Labbegat	137	SBB	sl,lv	af

Legenda bij tabel 2.4

Type maatregel:

c	waterconservering
co	stoppen wateronttrekking
cs	scherm plaatsen
ka	oppervlakkige afwatering stimuleren (regenwaterafvoer)
ki	idem, verandering van ingelaten water (of toegevoerd water)
hk	`kwel' versterkende maatregel
p	plaggen
m	maaien
b	ontbossen
af	afgraven

Type gebied:

bo	bos (nbo = naaldbos)
lv	laagveen
he	heide (vochtig/nat)
du	duinvallei (duingebied)
hv	hoogveen
sl	schraalland
vn	ven
dv	overig
m	meer
wg	weidevogelgebied

3 Herstel van de abiotische omstandigheden

3.1 Inleiding

Herstel van door verdroging aangetaste natte en vochtige ecosystemen vóóronderstelt het herstel van de abiotische condities in termen van hydrologie en standplaatsfactoren. In dit hoofdstuk zal worden aangegeven welke processen een rol spelen bij verdroging en vernatting, en welke maatregelen genomen kunnen worden om in door verdroging aangetaste systemen de standplaatsomstandigheden te herstellen.

Welke processen een rol spelen bij verdroging en welke maatregelen genomen kunnen worden om herstel te bespoedigen, is afhankelijk van de aard van de hydrologische veranderingen. Binnen het landelijk verdrogingsonderzoek (Projectteam Verdroging 1989a) is wat dit aangaat een onderscheid gemaakt tussen drie vormen van verdroging:

* verdroging sensu stricto: verdroging als gevolg van grondwaterstandsdaling;
* 'verdroging' door het wegvallen of het verminderen van kwel;
* 'verdroging' door de inlaat van water, voorzover dat noodzakelijk is om ontstane watertekorten te compenseren.

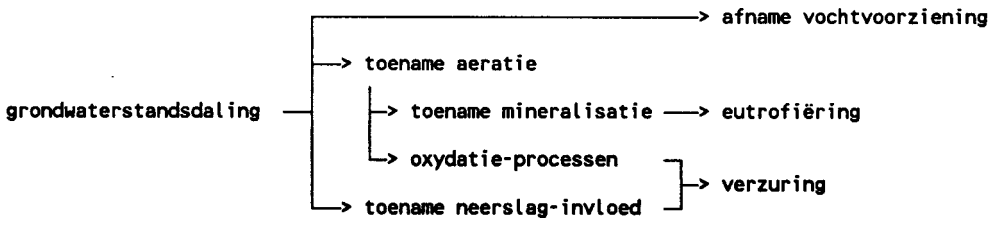
In dit hoofdstuk wordt dit onderscheid naar vormen van verdroging gevolgd. In de nu volgende paragrafen zal voor respectievelijk grondwaterstandsdaling, vermindering van kwel en inlaat van water worden aangegeven wat de effecten ervan zijn op de standplaats en welke de voorwaarden en mogelijkheden zijn om de abiotische condities te herstellen.
De opbouw van paragrafen is telkens dezelfde. Eerst wordt een beeld geschetst van de processen die een rol spelen bij verdroging. Daarna komt de vraag aan bod in hoeverre en met welke maatregelen deze veranderingen teniet kunnen worden gedaan.

Om de abiotische omstandigheden te herstellen dient uiteraard eerst te worden voldaan aan de hydrologische randvoorwaarden in termen van (grond)waterstanden en stijghoogten. Dit vraagt echter vaak maatregelen op regionaal niveau, waarop natuurbeheerders weinig invloed kunnen uitoefenen. In dit rapport zal alleen worden ingegaan op maatregelen die op lokaal niveau, dat wil zeggen binnen het terrein, door de beheerder kunnen worden genomen om hydrologische omstandigheden te verbeteren. Vaak zullen deze lokale maatregelen tekort schieten en zal het daarmee niet lukken om grondwaterstand of de stijghoogte volledig te herstellen. Waar dat het geval is, zal worden aangegeven met welke compenserende maatregelen tenminste een gedeeltelijk herstel van hydrologie of standplaatsomstandigheden mogelijk is.
Maar ook een geslaagd herstel van de hydrologische omstandigheden betekent niet meteen dat ook de standplaatsomstandigheden zijn hersteld. Soms heeft de verdroging bijvoorbeeld geleid tot moeilijk of niet te herstellen veranderingen in de bodem. In voorkomende gevallen zal worden aangegeven welke maatregelen dan nodig zijn om de abiotische condities weer te herstellen.

3.2 Herstel van na grondwaterstandsdaling aangetaste systemen

3.2.1 Effecten van grondwaterstandsdaling

De belangrijkste effecten van grondwaterstandsdaling hangen samen met veranderingen in de aeratie en vochtvoorziening en in de fysisch-chemische kwaliteiten van de standplaats. Figuur 3.1 zet de effecten in schema.



Figuur 3.1 Veranderingen in abiotische standplaatsomstandigheden ten gevolge van grondwaterstandsdaling.

Aeratie

Natte standplaatsen, met grondwaterstanden in winter en voorjaar rond maaiveld, ontlenen hun waarde voor een groot deel aan de plantesoorten die specifiek aan natte, zuurstofloze omstandigheden zijn aangepast: de *hygrofyten*. Deze soorten zijn in staat te wortelen in een milieu dat normaal gesproken voor de plantengroei ongunstig is, niet alleen door een gebrek zuurstof, maar ook doordat in anaerobe omstandigheden veel voor planten toxische stoffen voorkomen zoals waterstofsulfide (H_2S), vrij ijzer (Fe^{2+}) en mangaan (Mn^{2+}). Veel hygrofyten hebben luchtweefsels waarmee ze zuurstof naar de wortels kunnen transporteren. Door diffusie van zuurstof vanuit de wortels neemt de redoxpotentiaal rond de wortels toe en slaan potentieel giftige stoffen als sulfide, ijzer en mangaan neer (Etherington 1982). Een andere aanpassing van hygrofyten is dat ze in staat zijn om NH_4^+, de dominante stikstofvorm in natte anaerobe omstandigheden, te gebruiken als voedingsbron (Van Wirdum en Van Dam 1984). Soorten die deze aanpassingen missen zijn in natte omstandigheden minder concurrentie-krachtig of gaan dood doordat de wortels afsterven. Als de aeratie van de bodem met de grondwaterstandsdaling toeneemt worden de omstandigheden voor deze soorten echter gunstiger. Het aanpassingsvoordeel voor hygrofyten verdwijnt en door de gewijzigde concurrentieverhoudingen zullen ze in aantal en bedekking afnemen.

Vochtleverantie

Als de grondwaterstand zover daalt dat het grondwater niet meer via capillair transport tot in de wortelzone kan komen, kan de vochtvoorziening zover afnemen dat ook de voor vochtige omstandigheden karakteristieke soorten, de *mesofyten*, achteruitgaan.
Tot op welke hoogte boven de grondwaterspiegel nog een voldoende capillair transport kan optreden, de zogenaamde kritieke stijgafstand, is afhankelijk van de textuur van de bodem. Tabel 3.1 geeft een overzicht van de kritieke stijgafstand in diverse grondsoorten.

Tabel 3.1 Uit veldwaarnemingen afgeleide waarden (in cm) van de kritieke stijgafstand in een aantal typen ondergrond. Ontleend aan Van der Sluijs (1990).

	gemiddelde stijgafstand	spreiding
kleiarm zeezand	40	30 - 50
kleiig zeezand	70	50 -100
kleiarm, matig grof rivierzand	40	30 - 70
leemarm dekzand	70	50 - 90
zwak lemig, fijn zand (dekzand)	110	90 -140
sterk lemig, fijn zand (dekzand)	160	140 -250
lichte zavel	130	100 -180
zware zavel	90	70 -120
lichte klei	70	60 -100
matig zware klei	60	50 - 80
zeer zware klei	40	30 - 60
oud veenmosveen	30	10 - 40
zeggeveen	40	30 - 60

Overigens zijn alleen op zandgrond en irreversibel uitgedroogd veen zodanige vochttekorten te verwachten dat mesofyten zullen verdwijnen. In de overige gronden is de hoeveelheid hangwater die voor de plantengroei beschikbaar is over het algemeen voldoende voor het overleven van deze soorten.

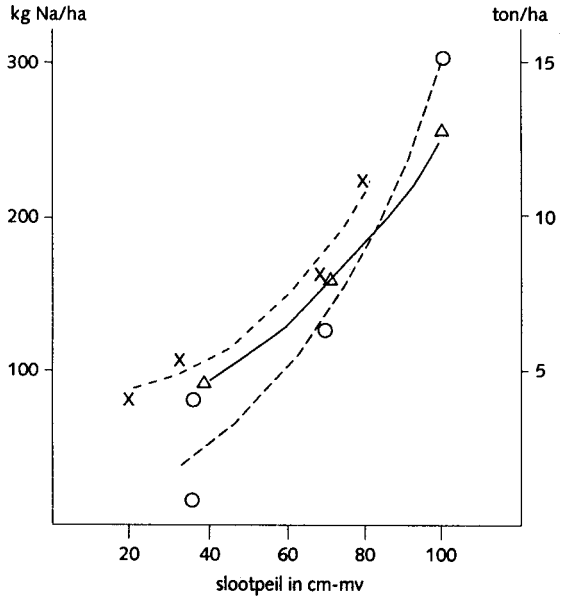
Mineralisatie

Een toenemende aeratie en dus verbeterde zuurstof-voorziening bevordert de oxydatieprocessen en zorgt voor een hogere bodemtemperatuur. Het gevolg hiervan is dat de mineralisatie van organisch materiaal worden gestimuleerd en de nutriëntenbeschikbaarheid toeneemt. De toename in mineralisatie kan aanzienlijk zijn. Zo vond Gerlach (1978) in een incubatieproef van tien weken verschillende waarden voor de netto N-mineralisatie van 6.0, 15.3 en 97.7 kg N/ha bij grondwaterstanden van respectievelijk 0, 20 en 180 cm onder maaiveld. In tabel 3.2 en figuren 3.2 en 3.3 zijn enkele andere, hiermee overeenkomende onderzoeksresultaten van Grootjans (1985a) betreffende Dotterbloemhooilanden opgenomen.

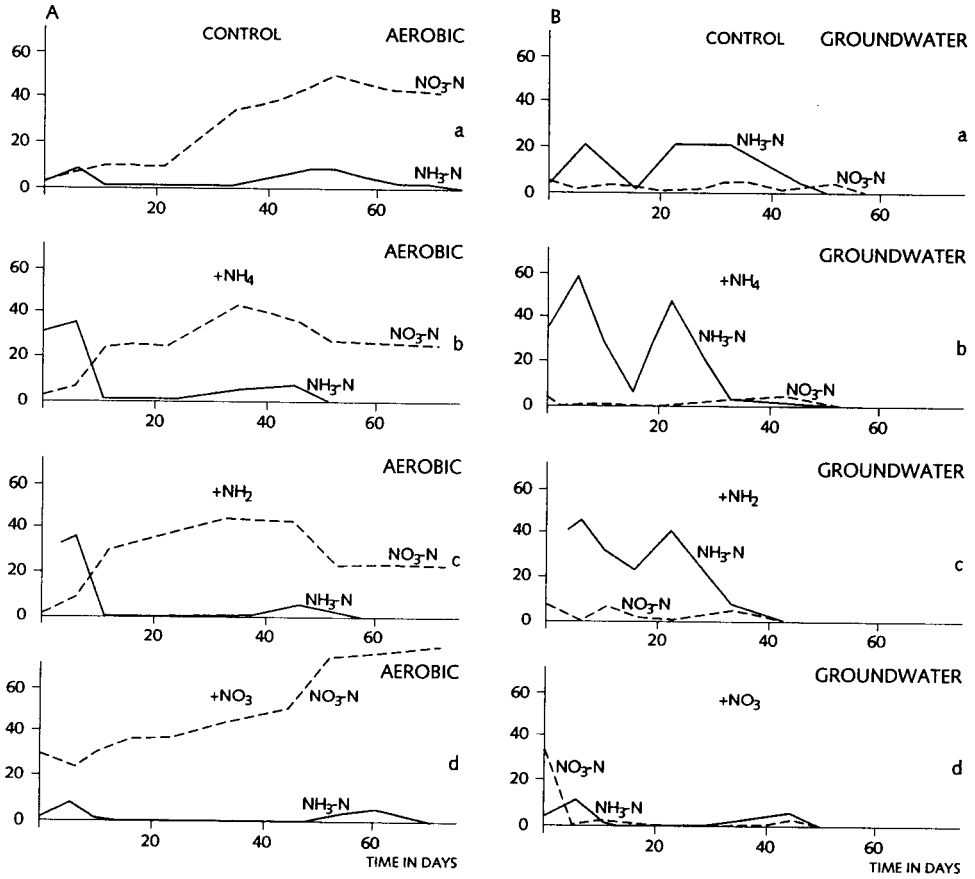
Tabel 3.2 Veranderingen in netto N-mineralisatie (kg N/ha/j) bij verschillende grondwaterstanden in een Dotterbloemhooiland. Ontleend aan Grootjans 1985a (n=nat; v=vochtig; o=ontwaterd).

	standplaats		
jaar	n	v	o
1976	65	-	400
1977	20	30	290
1979	95	55	450

Zoals figuur 3.3 laat zien, verschuift de vorm waarin stikstof beschikbaar komt van voornamelijk ammonium (NH_4^+) in natte omstandigheden naar voornamelijk nitraat (NO_3^C) in drogere omstandigheden (Van Wirdum en Van Dam 1984).



Figuur 3.2 Verband tussen polderpeil en N-mineralisatie in veenweidegraslanden (ontleend aan De Molenaar 1980, naar gegevens van Schothorst 1977).



Figuur 3.3 Netto-stikstofmineralisatie onder aerobe (A) en geïnundeerde omstandigheden (B) zonder toevoeging (controle) en met toevoeging van 30 mg N als ammoniumsulfaat, asparagine of kaliumnitraat (Van Wirdum en Van Dam 1984, ontleend aan Williams 1968).

Door deze veranderingen krijgen de soorten die zijn aangepast aan minder voedselrijke omstandigheden waarin N vooral als ammonium beschikbaar is, het steeds moeilijker. Zij worden weggeconcurreerd door soorten die zijn aangepast aan voedselrijke omstandigheden en die alleen nitraat op kunnen nemen (Beltman en Grootjans 1986). Deze laatste groep bestaat voor een groot deel uit de minder gewaardeerde, concurrentiekrachtige en verruigende soorten. Tabel 3.3 geeft enkele voorbeelden van soorten uit beide groepen en ammonium- dan wel nitraat-concentraties waarbij zij zijn aangetroffen.

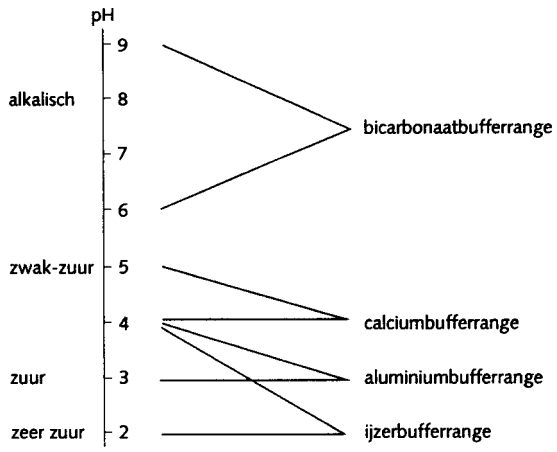
Tabel 3.3 Maximale groei van negen soorten bij bepaalde concentraties van nitraat dan wel ammonium (mmol/l; naar Janiesch 1980).

	NO_3^{C}	NH_4^+
Carex pseudocyperus	C	3.0
Carex hudsonii	0.5	5.0
Carex acutiformis 1.0	3.5	
Cirsium palustre	1.0	1.5
Carex elongata	2.5	2.0
Carex remota	5.0	1.0
Ribes sylvestris	7.5	1.0
Lamium galeobdolon	7.5	C
Urtica dioica	15.0	C

Na grondwaterstandsdaling is er dan ook vaak sprake van een algehele toename van de produktie en daardoor een verandering in de vegetatie-structuur. In de soortenarmer geworden, hogere vegetaties wordt licht een zeer belangrijke limiterende factor. De bijzondere soorten verdwijnen en worden vervangen door triviale, vaak grassen als Gladde witbol (*Holcus mollis*), Pijpestrootje (*Molinia caerulea*) en Duinriet (*Calamagrostis epigejos*), en in bossen ook Grote brandnetel (*Urtica Dioica*) en Braam (*Rubus sp.*).
Als bij een verhoogde mineralisatie één van de nutriënten weer op een andere manier wordt vastgelegd, hoeft verdroging niet te leiden tot een verhoging van de biomassa-produktie. Zo bleef in een blauwgrasland de produktie gelijk na een grondwaterstandsdaling, ondanks een vertienvoudiging van de N-mineralisatie (van oorspronkelijk 20-50 kg N/ha). De oorzaak hiervan was dat de beschikbaarheid van de limiterende nutriënt fosfaat niet veranderde door binding ervan aan ijzer en kalk (Grootjans 1985a).

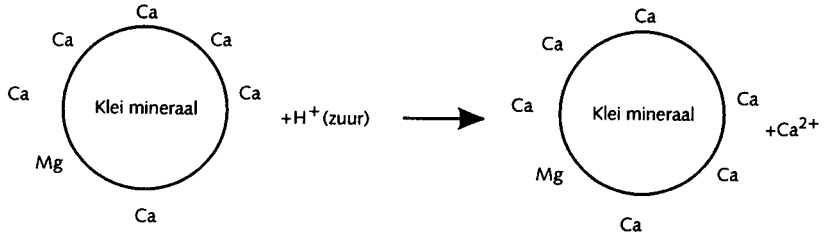
Verzuring
Verlaging van de grondwaterstand zal vaak ook leiden tot verzuring van de standplaats. Deels wordt dit veroorzaakt door biologische en chemische omzettingsprocessen die volgen op een betere aeratie van de bodem. Gedacht kan worden aan de vorming van organische zuren en de omzetting van gereduceerde zwavelverbindingen zoals ijzersulfide waarbij zwavelzuur als tussenprodukt wordt gevormd. Over het algemeen is de verzuring die samenhangt met de verandering in aeratie en redoxpotentiaal beperkt, met uitzondering van bodems die rijk zijn aan ijzersulfide zoals bijvoorbeeld in katteklei en veel venbodems. In katteklei kan de pH door oxidatie van ijzersulfide zelfs dalen tot pH 2 (Scheffer en Schachtschabel 1976).
Daarnaast leidt grondwaterstandsdaling tot een vergrote invloed van regenwater. Dit speelt met name in zwak zure of basische standplaatsen waar de buffering geheel of gedeeltelijk afhankelijk is van het calcium-bicarbonaat in het grondwater. Door de verminderde invloed van het bicarbonaatrijke grondwater en de toegenomen percolatie met zuur regenwater verzuurt de bovengrond. Het tempo van de verzuring in de onverzadigde zone is afhankelijk

van de aanwezige buffercomplexen in de bodem, de capillaire nalevering van grondwater en het calcium-bicarbonaatgehalte van het grondwater.
Naar gelang het pH-traject waarop zij werkzaam zijn, kunnen verschillende buffermechanismen worden onderscheiden, als wordt aangegeven in figuur 3.4:



Figuur 3.4 Buffermechanismen en bijhorende pH-bereik. Ontleend aan Roelofs *et al.* (1993).

* de *kalkbuffer* neutraliseert zuren in de reactie:
  $2CaCO_3+2H^++SO2_{2-}$ 6 $2Ca^{2+}+SO_4^{2-}+2HCO_3^-$
  zolang vrij kalk in de bodem aanwezig is zal de pH boven de 6.5 blijven
* de *bicarbonaat-buffering* neutraliseert zuren in de reactie:
  $Ca^{2+}+2HCO_3^-+2H^++SO_4^{2-}$ 6 $H_2O+CO_2+Ca^{2+}+SO_4^{2-}$
  Bij aanvoer van bicarbonaat via het (grond-)water kan deze buffering een neutrale zuurgraad handhaven. Is er geen bicarbonaat (meer) voorradig, dan zakt de zuurgraad door van pH 6 naar 5 en treedt de volgende buffering in werking;
* de *calcium- (en magnesium-)buffering* bestaat uit de kation-uitwisseling aan de adsorptiecomplexen die worden gevormd door kleimineralen en humusdeeltjes: protonen verdringen hieraan de tweewaardige kationen van hun plaats (zie figuur 3.5). Als deze kationen alle 'verbruikt' zijn, volgt weer verzuring tot pH 4;
* de *aluminium- en ijzerbuffering* ontleent zijn werking aan het in oplossing gaan van verbindingen van deze twee metalen.



Figuur 3.5 Werkingsmechanisme van het kation-uitwisselingscomplex. Naar Roelofs *et al.* (1993)

Bij een pH lager dan 5 gaat aluminium in oplossing (Scheffer & Schachtschabel 1976). Omdat aluminium er toxisch voor is, kunnen veel plante- en diersoorten niet op zure standplaatsen groeien. Soorten die kenmerkend zijn voor zure standplaatsen zijn waarschijnlijk in staat aluminium in de wortels te immobiliseren (Etherington 1982). De zuurgraad heeft ook een direct fysiologisch effect op de vegetatie. Een hoge concentratie van protonen betekent dat de relatieve beschikbaarheid van andere kationen in de directe omgeving van de haarwortels lager is. Met name in mineraal- en voedselarme milieus kan dit leiden tot problemen bij de opname van calcium en kalium. Omdat de stofwisseling van lagere organismen op een vergelijkbare manier gehinderd wordt, neemt de activiteit van bacteriën en schimmels door verzuring ook af. Verzuring leidt zo ook tot een verminderde afbraak en dus accumulatie van niet of slecht verteerd organisch materiaal.
Als de zuurgraad bepaald wordt door de aluminium-buffering kunnen ook (an-)organische zuren als bufferstoffen op gaan treden (Scheffer en Schachtschabel 1976). Als deze buffermechanismen uitgeput zijn zal de pH verder dalen. Deze daling kan in systemen waar Veenmos-soorten een grote rol spelen (dus met name hoogvenen) gestimuleerd worden doordat deze planten in hun stofwisseling kationen opnemen door ze uit te wisselen tegen protonen (Van Doorn 1984).

Structuurverandering
In het voorgaande is vooral ingegaan op de veranderingen in de standplaatsfactoren die op korte termijn het meest bepalend zijn voor de reactie van de plantengroei op grondwaterstandsdaling. Er kunnen echter ook veranderingen optreden in de bodemstructuur, die vooral op langere termijn bepalend zijn voor de herstel-mogelijkheden.
Uitdroging boven het freatisch vlak leidt tot inkrimping van de bodem, terwijl vermindering van de opwaartse druk van het freatisch water en dus de relatief hoger geworden druk van bovenaf, leiden tot zetting van de bodem. Dit proces duurt voort zolang er sprake is van daling van de grondwaterstand (De Molenaar 1980).
In organische bodems leidt de verbeterde zuurstofvoorziening tevens tot een toegenomen afbraak van organisch materiaal. In dit proces, dat bekend staat als veraarding, gaat de oorspronkelijke veenstructuur met duidelijke herkenbare planteresten verloren en ontstaat humus. Vooral in eutrofe veengronden, met een hoge C/N-verhouding in het organisch materiaal, treedt een sterke veraarding op. Door deze afbraak neemt het volume van organische en sterk humeuze minerale bodems sterk af. In tegenstelling tot de boven beschreven

krimp- en zettingseffecten gaat deze inklinking van de bodem door zolang er sprake is van aeratie (Schothorst 1977, De Molenaar 1980).

In hoeverre de hierboven beschreven processen optreden en wat het relatieve aandeel is van deze processen in de resulterende veranderingen in de vegetatie, is afhankelijk van de bodem en hydrologie.
Op kalkarme, door regenwater gevoede minerale bodems als in *natte heiden* en in *zure kalkarme duinvalleien* beperken de gevolgen zich vooral tot verdroging in enge zin, die leidt tot achteruitgang en verdwijnen van hygro- en mesofyten en tegelijkertijd tot vergrassing. Eutrofiëring en verzuring spelen slechts een beperkte rol vanwege de lage zuurgraad.
Op niet-zure minerale bodems, zoals in *kalkrijke duinvalleien* en in *schraalgraslanden* die worden gebufferd door de aanvoer van calciumbicarbonaatrijk grondwater, spelen daarentegen ook de met grondwaterstandsdaling gepaard gaande verzuring en de toegenomen voedselrijkdom door de afbraak van organisch materiaal een belangrijke rol.

Organische bodems ofwel veengronden ondergaan als gevolg van verdroging ook veranderingen in bodemstructuur. Dit effect speelt vooral in *hoogveen,* waar uitdroging en veraarding van de veengrond leidt tot irreversibele veranderingen in de vochthuishouding. In niet verdroogd hoogveen, waar de toplaag bestaat uit recent afgestorven of nog levend veenmos (de zogeheten acrotelm), is door de 'sponswerking' van het veenmos sprake van permanent natte omstandigheden. In verdroogd hoogveen is deze sponswerking verdwenen en nemen fluctuaties in grondwaterstand en vochttoestand zodanig toe dat veenmossen hier niet meer kunnen groeien en herstel van het hoogveenvegetaties op de bestaande ondergrond niet mogelijk is.
Ook *laagveenmoerassen* hebben door verdroging te maken met veranderingen in de bodemstructuur. Hier gaat het echter deels om een natuurlijk proces, waarbij door voortgaande verlanding (en soms ook door peilverlaging) de drijvende veenlaag vastgroeit aan de ondergrond. Door de verminderde invloed van oppervlaktewater nemen de grondwaterstandsfluctuaties toe en verzuurt de bodem.

In de hoofdstukken 5 t/m 9 zal nader worden ingegaan op welke manier de met grondwaterstandsdaling gepaard gaande processen inwerken op de verschillende ecosysteemtypen.

3.2.2 Herstel van hydrologische omstandigheden

In de inleiding op dit hoofdstuk is al aangegeven dat het vaak niet mogelijk is om de oorzaken van verdroging weg te nemen. Slechts in weinig gevallen is een volledig hydrologisch herstel mogelijk, zoals bijvoorbeeld bij het stoppen van drinkwaterwinningen in de **Zeepeduinen** op Schouwen en de **Grafelijkheidsduinen** bij Den Helder. Belangrijke aspecten hierbij waren de beperkte omvang van de betreffende hydrologische systemen en ook het kleine aantal externe oorzaken van verdrogingsschade. Waar het wegnemen van externe oorzaken niet tot de mogelijkheden behoort, moet gekozen worden voor de

hieronder te bespreken oplossingen met een beperktere reikwijdte. In figuur 3.6 staat aangegeven aan welke maatregelen gedacht kan worden.

Waterconservering

Grondwaterstandsdaling kan worden tegengegaan door waterconservering in (vermindering van verlies van water uit) het betreffende gebied. Geëigende middelen hiervoor zijn bijvoorbeeld dammen, stuwen, demping van afvoersloten of plaatsing van kwelschermen.

Het gevolg van conserveringsmaatregelen is wel dat de invloed van neerslagwater toeneemt. In van oorsprong door neerslag gevoede systemen in inzijgingsgebieden als hoogvenen en natte heiden vormt dit geen probleem. Herstel van de waterhuishouding van natte heiden door middel van waterconservering kan dan ook snel tot resultaat leiden, zeker wanneer een afsluitende laag aanwezig is die wegzijging naar de ondergrond tegengaat. De resultaten in bijvoorbeeld het **Doldersumer veld** en het **Dwingelder veld** getuigen daarvan.

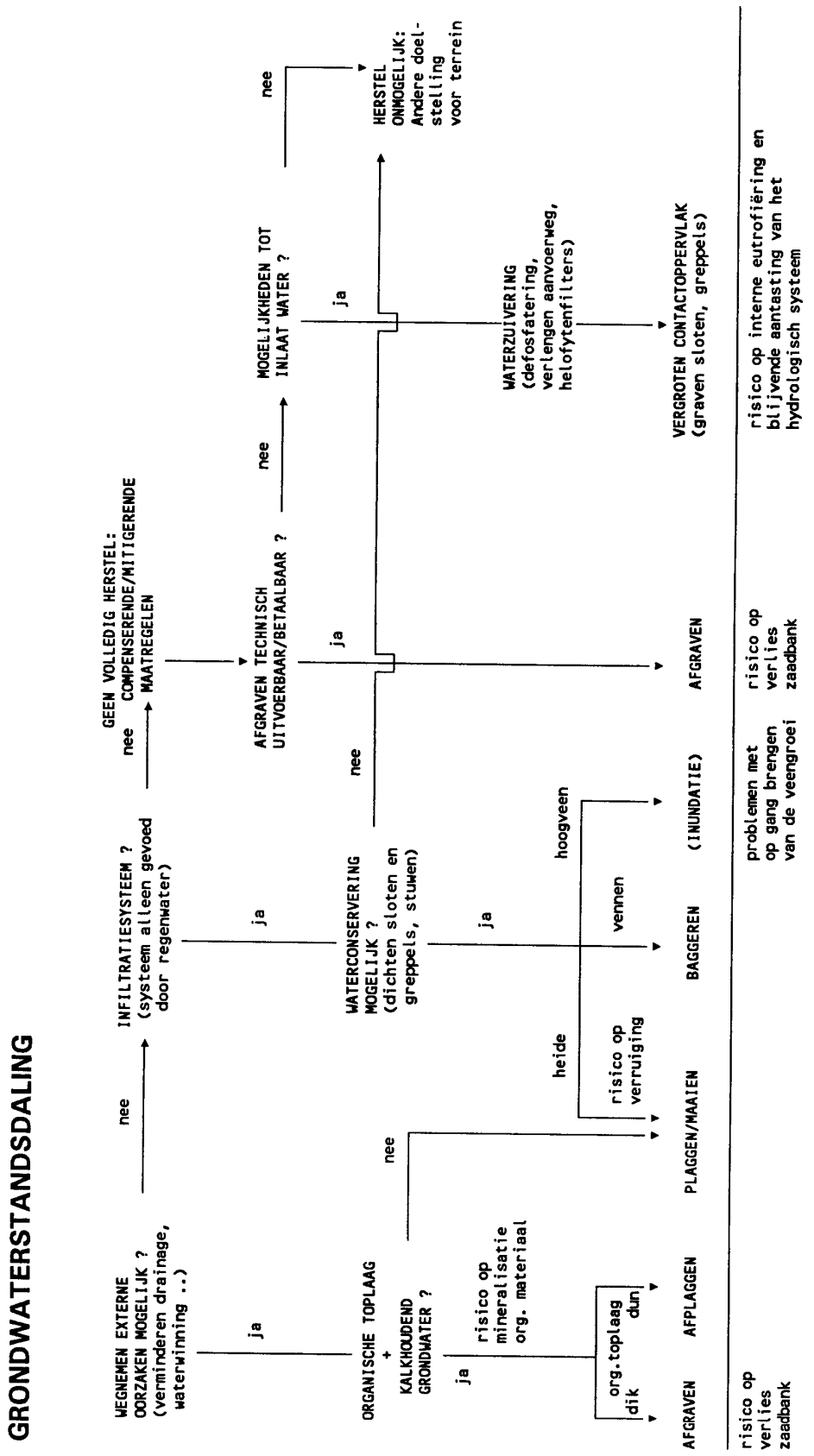
In door lithotroof grond- of oppervlaktewater gevoede systemen kan echter verzuring optreden als gevolg van de toegenomen invloed van regenwater. Voorzover in deze gebieden nog kwel aanwezig was, kan verhoging van de waterstand leiden tot een vermindering van de hoeveelheid kwel en de vorming van regenwaterlenzen. Zoals ervaringen in onder andere de **Elperstroom** en het **Grieltjeplak** hebben uitgewezen, leidde conservering met kaden en stuwtjes tot verzuring van de zwak-zure tot neutrale standplaatsen. In dergelijke situaties werkt waterconservering meestal averechts en is het middel erger dan de kwaal.

Kappen van bos

Een andere mogelijkheid om de grondwaterstand te herstellen is het kappen van bos. Zeker in heidegebieden en in de duinen, waar bebossing met naaldbomen vaak een belangrijke mede-veroorzaker is van grondwaterstandsdaling, valt deze maatregel te overwegen.

Afgraven

Waar de grondwaterstand niet in absolute zin omhoog gebracht kan worden is relatieve verhoging een mogelijkheid voor vernatting: door middel van een verlaging van het maaiveld. Deze doorgaans vrij rigoureuze maatregel kan uitgevoerd worden door de bovengrond af te graven of door verstuiving te bevorderen, dit laatste uiteraard alleen in de duinen. In beide gevallen moet de aandacht bijzonder gericht zijn op het herstel van gradiëntrijke situaties, met voldoende vochtige en natte standplaatsen en geleidelijke overgangen ertussen. Hiertoe is het van groot belang om het gedrag van het grondwater van tevoren te bestuderen en zo de grondwaterstand (behoudens natuurlijke fluctuaties) na uitvoering van de hersteling-reep correct te kunnen voorspellen. Zo kan worden



Figuur 3.6 Mogelijk te nemen maatregelen bij herstel van door daling van de grondwaterstand aangetaste terreinen. De maatregelen worden besproken in de paragrafen 3.2.4 en 3.2.5.

voorkomen dat het nieuwe maaiveldsniveau te diep of juist niet diep genoeg komt te liggen.

Inlaat van water
Een andere mogelijkheid om de grondwaterstand te verhogen is de inlaat van oppervlaktewater. Ook kan het gebruik van opgepompt grondwater worden overwogen. Juist in de gevallen die voorheen niet door oppervlaktewater werden gevoed moet men wel bedacht zijn op de kwaliteit van het water, dat immers meestal een heel andere oorsprong heeft dan het 'systeem-eigen' water. Het in te laten water is doorgaans rijk aan voedingsstoffen en kan dus leiden tot (externe) eutrofiëring. Soms kunnen ook het bicarbonaat en sulfaat in het inlaatwater de mineralisatieprocessen dermate stimuleren dat interne eutrofiëring optreedt. In paragraaf 3.4 wordt hier nader op in gegaan.

3.2.3 Aanvullende herstelmaatregelen

Herstel van de vroegere grondwaterstand is weliswaar een noodzakelijke, maar nog geen voldoende voorwaarde voor het herstel van de gewenste abiotische standplaatsomstandigheden en de vegetatie. Ten eerste kunnen zich in veengronden irreversibele veranderingen in de bodemstructuur hebben voorgedaan die geleid hebben tot andere fysische eigenschappen van de bodem. Met name kan het vochtbergend vermogen van de bodem zijn aangetast.
In de tweede plaats kan vernatting in situaties waarin zich tijdens de verdroging een laag slecht verteerde ruwe humus heeft gevormd en het grondwater rijk is aan bufferende stoffen, leiden tot een toename van de mineralisatie van organisch materiaal. Herstel zal zich hier moeten richten op het voorkomen van deze mineralisatie, bijvoorbeeld door die ruwe humus te verwijderen.

Herstel van de bodemstructuur
In ingeklonken en veraard *hoogveen* biedt de waterhuishouding door irreversibele verandering van de structuur geen goede herstelmogelijkheden. Het verhogen van de grondwaterstand alleen zal meestal geen regenerend effect hebben omdat het veen niet meer kan zorgen voor de juiste hydrologische omstandigheden van permanente waterverzadiging en vochtberging. Hiertoe zullen eerst de hoogveenvormingsprocessen van voren af aan op gang gebracht moeten worden zodat er zich weer een acrotelm kan gaan ontwikkelen. Waar de acrotelm niet afgegraven is, zal het hoogveen weer kunnen gaan groeien in hiervoor aan te leggen plas-drassituaties.
De meeste venen zijn echter dermate gedegenereerd dat de hoogveencondities alleen na volledig nieuwe veenvorming hersteld kunnen worden. Dat is alleen mogelijk als het veen zover onder water wordt gezet dat zelfs in de droogste perioden nog sprake is van natte omstandigheden (Streefkerk en Casparie 1987). Dat met deze maatregel het herstel nog niet verzekerd is, blijkt uit het feit dat het **Haaksbergerveen** tot op heden het enige terrein is waar na dergelijke maatregelen sprake is van veenvorming over grotere oppervlakten. Het grootste probleem vormt het feit dat deze veenvorming in open water maar moeizaam op gang komt en vaak blijft steken in een situatie met een spaarzame ondergedoken begroeiing van Waterveenmos (*Sphagnum cuspidatum*).

Als zich echter eenmaal een levende veenlaag (met *Sphagnum fallax*) heeft gevormd kan de verdere successie snel verlopen, ook al blijft het jonge veen in deze periode extra gevoelig voor peilschommelingen in drogere perioden (Schouwenaars en Vink 1990). Al na enkele decennia kan zich een acrotelm met een dikte van ongeveer 30 cm ontwikkeld hebben (Streefkerk en Casparie 1987) en het actieve veenvormende stadium met *Sphagnum magellanicum* en Lavendelheide (*Andromeda polifolia*) bereikt zijn. In hoofdstuk 8 wordt nader ingegaan op de herstelmogelijkheden van hoogveen.

In vastgegroeide kraggen in **laagvenen** kunnen de specifieke standplaatsomstandigheden alleen hersteld worden wanneer weer een drijvende veenlaag wordt gevormd. Daartoe dienen de oude kraggen te worden verwijderd, waarna de successie vanuit het open water van de petgaten opnieuw kan beginnen. In hoofdstuk 7 wordt een en ander verder besproken.

Het tegengaan van eutrofiëring door toegenomen mineralisatie
In door grondwaterstandsdaling aangetaste systemen is meestal sprake van verzuring. Onder zuurdere omstandigheden wordt de afbraak van organisch materiaal geremd en kan zich een laag van slecht verteerde ruwe humus en strooisel vormen. In situaties met kalkrijk grondwater echter zullen bij grondwaterstandsstijging vochtige, niet zure omstandigheden ontstaan die de mineralisatie bevorderen. Als gevolg daarvan zullen de in de voorgaande periode geaccumuleerde ruwe humus en strooisel versneld worden afgebroken. Hierbij komt met name anorganisch stikstof in grotere hoeveelheden beschikbaar (Kemmers 1986), met verruiging van de vegetatie als gevolg. De fosfaat-beschikbaarheid zal onder deze omstandigheden minder toenemen door binding van fosfaat aan calcium-ionen. Er treedt dus ook een verschuiving op in de nutriënten-limitering: de N/P-ratio stijgt (Kemmers 1990). Pas onder permanent natte omstandigheden en de daardoor veroorzaakte anaerobie neemt de afbraak van organisch materiaal weer af (Van Wirdum en Van Dam 1984).
Om de ongewenste mineralisatie-effecten te voorkomen moet de aanwezige ruwe humus worden verwijderd. Soms is de geaccumuleerde laag zo dik, dat afgraven ervan met groot materieel tot in de minerale bodem de beste oplossing is. Dit was het geval in de lagere delen van de **Grafelijkheidsduinen** bij Den Helder, waar mineralisatie van de ruwe humus leidde tot een grootschalige verruiging. Vaak is er echter minder ruwe humus opgehoopt en kan worden volstaan met het afplaggen van een dunnere laag, en niet noodzakelijkerwijs tot in de minerale bodem. Dit heeft bovendien als voordeel dat een groter deel van de zaadbank bewaard blijft, die bij het dieper afgegraven onvermijdelijk grotendeels wordt verloren gaat.

Ook standplaatsen in voormalige landbouw-gebieden op de hoge zandgronden zullen na vernatting eerst te maken krijgen met verruiging. In de betere -nog aerobe- vocht-omstandigheden stimuleren de via bemesting opgehoopte meststoffen de biomassa-produktie. Pas als de omstandigheden werkelijk anaeroob worden zullen mineralisatie en de interne cyclus van nutriëntenvoorziening afnemen en kan er sprake zijn van verschraling (Oomes 1991; Oomes en Altena 1994; Oomes en Kemmers 1994; Berendse *et al*. 1994). Meestal is er echter lange tijd sprake van een te hoge mineralisatie en voedselrijkdom. Dit is alleen te voorkomen door de bouwvoor af te graven, waarbij dan meteen de zaadbank van de akkeronkruiden wordt

verwijderd. Op dit laatste aspect zal worden teruggekomen in hoofdstuk 4, over biotisch herstel.

3.2.4 Aanvullend beheer

Het natuurbeheer in Nederland is voor een belangrijk deel gericht op het in stand houden en herstellen van -vaak halfnatuurlijke- ecosysteemtypen die jonge stadia in de vegetatie-succesie vertegenwoordigen. Aanvullend beheer moet voorkomen dat deze ecosysteemtypen als zodanig verdwijnen door de voortgaande successie en tegenwoordig ook door de toegenomen voedselrijkdom als gevolg van atmosferische depositie van stikstofverbindingen. Een belangrijke doelstelling van dergelijk beheer is dan ook, het afvoeren van organische materiaal ofwel: verschralen. De gebruikelijke vormen van aanvullend beheer - plaggen, maaien en begrazen- sluiten nauw aan bij traditionele beheersvormen en bieden een goede mogelijkheid om, met behoud van de differentiatie in successiestadia, op een kleinschalige manier te werken.

3.3 Herstel van door kwelvermindering aangetaste systemen

3.3.1 Inleiding

In Nederland is sprake van een neerslagoverschot: dat deel van de neerslag dat niet oppervlakkig afgevoerd wordt of door verdamping weer in de atmosfeer terecht komt, infiltreert in inzijgingsgebieden in de bodem. Onder invloed van door topografie en doorlatendheid van de bodem bepaalde hydrostatische verschillen treedt het elders weer als kwel aan de oppervlakte. Ondertussen is de samenstelling van het grondwater veranderd door opname van mineralen en andere stoffen uit het doorstroomde gesteente, en is het water van atmotroof, lithotroof geworden. Tabel 3.4 geeft enkele fysisch-chemische verschillen tussen atmo- en lithotroof water weer.

Afhankelijk van de aard van het doorstroomde gesteente en de verblijftijd van het water in de ondergrond, is de kwaliteitsverandering meer of minder groot: bij diepe of regionale kwel groter dan bij lokale of ondiepe kwel. De belangrijkste verandering van grondwater voor standplaatsen is de verrijking met zuurgraad-bufferende stoffen, vooral calcium- (en magnesium-)bicarbonaat, en met ijzer (Grootjans 1985; Kemmers en Van Wirdum 1988; Van der Schaaf en Witte 1991). Ook lithotroof water is echter nog

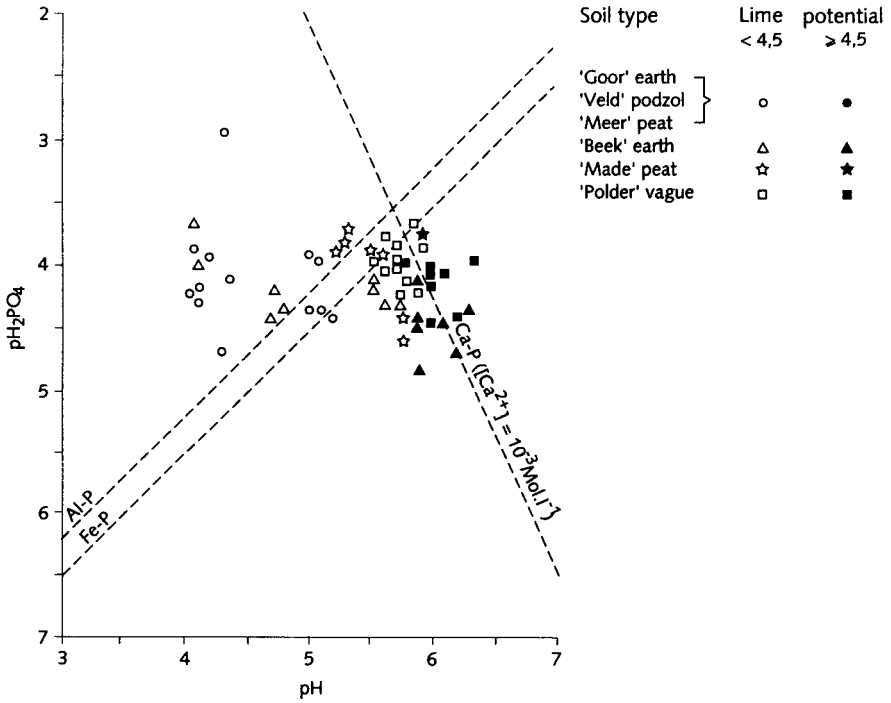
Tabel 3.4 Waterkwaliteit van atmo- respectievelijk lithotroof water atmo: atmotroof water; litho: lithotroof water (ontleend aan Van Wirdum 1991)

		atmo	litho
pH		4.22	7.3
Ca^{2+} (mg/l)		0.42	115
Mg^{2+} (mg/l)		0.20	8
Na^{+} (mg/l)		1.60	12
K^{+} (mg/l)	0.23	2	
alkaliniteit (mmol/l)	0.00	6.6	
Cl^{-} (mg/l)	2.97	11	
SO_4^{2-} (mg/l)		5.79	13
EC_{25} (mS/m)		5.01	65.1

steeds voedselarm omdat verrijking met nutriënten niet heeft plaatsgevonden. Een uitzondering is wellicht lokaal grondwater dat in nabij gelegen landbouwgebieden is geïnfiltreerd en daar meststoffen heeft opgenomen.
Kwel is een zeer belangrijke ecologische factor in gebieden die stroomafwaarts in de grondwaterstroombanen liggen, de uittredingsgebieden. Dat zijn vooral de midden- en benedenlopen van beekdalen, gebieden in de directe omgeving van stuwwallen en laagveenmoerassen aan de randen van de hogere zandgronden. In inzijgingsgebieden, van nature in de hogere (pleistocene) delen van Nederland maar door ingrepen in de waterhuishouding tegenwoordig ook in laag Nederland, speelt kwel uiteraard geen rol.

Door de toevoer van calcium-bicarbonaat zijn standplaatsen met kwel goed gebufferd tegen verlaging van de zuurgraad die hier zwak zuur tot licht basisch is. De werking van de buffermechanismen is uiteengezet in paragraaf 3.2.1. Door toestroming van kwelwater kan de calciumbezetting van het kationen-uitwisselingscomplex in de onverzadigde zone hoge niveaus bereiken, tot meer dan 70% (Kemmers en Van Wirdum 1988), waardoor de pH effectief in het zwak zure tot basische traject wordt gehandhaafd.

Kwel leidt bovendien tot een beperking van de voedselrijkdom, niet alleen omdat het toegevoerde kwelwater zelf relatief voedselarm is, maar ook door de indirecte effecten van kwel op de trofiestatus van de standplaats. Bij de hoge grondwaterstand die kwel veroorzaakt blijft de mineralisatie beperkt, en door de hoge concentraties aan calcium en ijzer wordt fosfaat vastgelegd in een niet-opneembare vorm (zie figuur 3.7). Door de overgang van anaerobe naar aerobe omstandigheden slaat ijzer en soms ook kalk neer, waarbij ook de aanwezige fosfaat wordt geïmmobiliseerd. Boyer en Wheeler (1989) beschrijven hoe in een aantal door hen onderzochte kalkmoerassen fosfaat waarschijnlijk wordt vastgelegd door co-precipitatie met neerslaand calciet. In beekdalgronden wordt fosfaat vaak gebonden in de vorm van vivianiet (Fe(II)-fosfaat) (Visscher 1949, in Breeuwsma en Drijver-de Haas 1990). Door kwel gevoede standplaatsen zijn dan ook meestal laag-produktief. De resulterende zwak zure, matig voedselarme systemen worden vaak aangeduid als mesotroof, om ze te onderscheiden van de zure voedselarme (oligotrofe) en de voedselrijke (eutrofe) systemen.



Figuur 3.7 Fosfaatconcentratie in relatie tot de bodem-pH; 'kalkpotentiaal' (=pHC0.5pCa) >4.5 bij voeding door lithotroof grondwater, <4.5 bij neerslag-voeding. Gestippeld zijn aangegeven de oplosbaarheidsprodukten van aluminium-, ijzer- en calciumfosfaat (ontleend aan Kemmers 1986).

Naast een stabiliserende uitwerking op chemische standplaatsomstandigheden, trofie en zuurgraad, heeft kwel ook een matigende invloed op fysische schommelingen in de standplaats. Omdat de fluctuaties in hoeveelheid uittredend grondwater gering en geleidelijk zijn (ook seizoenmatige schommelingen worden getemperd) is de grondwatertoevoer in ongestoorde situaties vrij constant en de waterstand steeds hoog. In aquatische systemen is de temperatuur van het uittredende diepe grondwater bovendien het gehele jaar door constant (ongeveer elf graden).

In ruimtelijk opzicht versterkt kwel de variatie in milieu-omstandigheden doordat er, afhankelijk van drainage, (micro-)reliëf en textuur, een fijnschalige afwisseling ontstaat tussen zure standplaatsen die onder invloed staan van regenwater en door kwelwater gevoede zwak zure tot neutrale standplaatsen.
Zo bleek in beekeerdgronden de calcium-bezetting van het buffercomplex al de helft lager zijn op plaatsen die slechts 25 cm hoger liggen (Kemmers en Van Wirdum 1988). Door de verminderde toestroming van kwelwater is hier de invloed van zuur neerslagwater immers groter. Ook in door kwel gevoede trilvenen kunnen gradiënten tussen zuurdere en meer basische omstandigheden ontstaan. Dergelijke kwel-trilvenen kwamen vroeger voor aan de rand van de hogere zandgronden, zoals bijvoorbeeld in de Langstraat, op de overgang van de Brabantse zandgronden naar het Maasdal. Door verdroging zijn veel van deze kwelgevoede trilvenen verdwenen. Zoals is aangetoond door Van Wirdum (1991), staan veel

trilvenen overigens van oudsher onder invloed van kalkrijk oppervlaktewater, en niet zozeer van kwel.

Door de genoemde eigenschappen van kwel kennen vegetaties op standplaatsen die erdoor beïnvloed worden grote soortenrijkdom en een grote diversiteit in ruimtelijk opzicht. Het belang van kwel-milieus is uit het oogpunt van natuurbehoud dan ook zeer groot, temeer omdat de nivellering van de vegetatie daarbuiten ver is voortgeschreden. Vooral waar de kwel sterk is functioneert ze als een conserverende kracht die de zwak zure tot neutrale, mesotrofe standplaatscondities in stand houdt die elders verdwenen zijn door verzuring en vermesting (Grootjans 1985a).
Tal van zeldzame hygrofyten en plantengemeenschappen (voor het grootste deel behorend tot het *Junco-Molinion*) zijn om deze reden sterk gecorreleerd aan kwelmilieus. Voorbeelden van kwelsystemen waarin deze soorten en gemeenschappen een grote rol spelen zijn vooral te vinden in de (halfnatuurlijke) schraalgraslanden, met name blauwgraslanden en dotter-bloem-hooilanden in beekdalen en laagten in het pleistocene gebied, en ook in broekbossen.

3.3.2 Effecten van kwelvermindering

Vermindering van kwel is altijd een gevolg van de afname van het verschil in hydraulische druk tussen het diepe en het ondiepe grondwater. De oorzaak kan liggen in een vermindering van het deel van het neerslagoverschot dat in het inzijgingsgebied de diepere watervoerende pakketten bereikt, en waardoor de druk van het grondwater afneemt. Deze veranderingen kunnen het gevolg zijn van bijvoorbeeld een versnelde afvoer van de neerslag via oppervlaktewater of van grondwateronttrekking.
Maar ook als de druk in het diepe grondwater nog voldoende hoog is kan in de terrestrische standplaatsen de kwel afnemen. Diepe ontwatering kan leiden tot 'slootkwel', door de grondwaterstroombaan af te leiden en het merendeel van de kwel in de sloten terecht te laten komen, terwijl de percelen het merendeel van het jaar onder invloed staan van regenwater (Rolf en Van der Meij 1991).

Afname of wegvallen van de kwelstroom betekent in de eerste plaats dat door vermindering van de aanvoer van calciumbicarbonaat de zuurgraad-buffering afneemt. Dit effect wordt nog versterkt door de toenemende invloed van zuur neerslagwater die met vermindering van kwel gepaard gaat. Waar veenmossoorten van deze omstandigheden kunnen profiteren kan dit bovendien een zichzelf versterkende verzuring in gang zetten doordat veenmossen in staat zijn anionen uit het water uit te wisselen tegen protonen (Van Doorn 1984).
De verzuring ten gevolge van de uitputting van het buffercomplex zorgt voor een verandering van de mineralisatie-omstandigheden en van de trofiegraad van de standplaat. Organisch materiaal accumuleert doordat de afbraak onder zure omstandigheden minder voorspoedig verloopt, hetgeen leidt tot een verzuurde toplaag. Uiteindelijk kan het maaiveld zich boven de oorspronkelijke (grond-)waterspiegel verheffen en kunnen er zich regenwaterlenzen vormen, met een doorgaande verzuring als gevolg. Dergelijke processen zijn ondermeer bekend van trilvenen (Cals en Roelofs 1990). Een voorbeeld hiervan is een geïsoleerd, voorheen kalkrijk

trilveen in de Westbroekse Zodden (94) in de Vechtstreek, waar de pH in elf jaar van 6,2 naar 4,1 zakte (Beltman en Van den Broek 1993).
Als kwelvermindering gepaard gaat met grondwaterstandsdaling treedt aanvankelijk een toename in de mineralisatie op, die echter weer afneemt naarmate de standplaats verder verzuurt. Een soort die sterk profiteert van de wat voedselrijkere, zure en vochtige omstandigheden is Gestreepte witbol (*Holcus lanatus*). Over het geheel genomen zijn de effecten van kwelvermindering op de trofiestatus gematigd. Een gevolg via verzuring is namelijk een beperking van de bacteriële activiteit en dus een vermindering van de mineralisatie, zodat er minder nutriënten uit het organisch materiaal worden vrijgemaakt.

Naarmate de standplaats voor buffering in grotere mate afhankelijk is van de toevoer van bufferende stoffen met het grondwater, zullen de verzurende effecten van kwelvermindering uiteraard sterker zijn. Vooral kwel-ecosystemen op niet-kalkhoudende bodems (als blauwgraslanden op kalkarm zand) zijn dus kwetsbaar. In kalkrijke bodems kan het daarentegen geruime tijd duren voor er sprake is van een daadwerkelijke uitputting van het buffercomplex. Door de nivellering van de standplaatsomstandigheden in de zure richting, leidt kwelvermindering tot een achteruitgang van de diversiteit van de vegetatie die mogelijk was door de gradiëntrijke omstandigheden. De meer zeldzame en bijzondere soorten verdwijnen als eerste: de doorgaans weinig concurrentiekrachtige, maar aan voedselarmoede goed aangepaste soorten van mesotrofe omstandigheden. Er vindt een verschuiving in de vegetatie plaats waarbij soorten van zuurdere omstandigheden, zoals Haarmos (Polytrichum formosum), Moerasstruisgras (Agrostis canina) en diverse Veenmossoorten zich uitbreiden ten koste van kenmerkende soorten van zwak zure, mestrofe omstandigheden als Ronde zegge (*Carex diandra*), Parnassia (*Parnassia palustris*), Vleeskleurige orchis (*Dactylorhiza incarnata*), Moeraskartelblad (*Pedicularis palustris*), Vetblad (*Pinguicula vulgaris*) en vele andere, inmiddels zeldzaam geworden soorten.

Een vermindering van de kwelstroom wordt vaak niet meteen in volle omvang weerspiegeld in de vegetatie. Er kan sprake zijn van 'naijling' van de kwel-afhankelijke vegetatie waardoor de effecten van de vermindering aanvankelijk verbloemd worden. Uit onderzoek in het Gorecht-gebied (Van Diggelen en Grootjans 1991; Van Diggelen *et al*. 1994) is naar voren gekomen dat kwel-afhankelijke vegetaties zich lang nadat de kwel verdwenen is nog kunnen handhaven. Iets dergelijks is ook bekend van zout-tolerante soorten bij verzoeting van hun standplaats. De soortensamenstelling weerspiegelt dan de hydrologische situatie uit het verleden, en de werkelijke omstandigheden kunnen ernstiger en de herstelmogelijkheden kleiner zijn dan op het eerste gezicht vermoed wordt. Hoe lang de soorten van voedselarme, zwak zure standplaatsen zich kunnen handhaven is mede afhankelijk van de eigenschappen van de bodem. Naarmate het uitwisselingscomplex groter is zal het langer duren voordat de Ca^{2+} aan het complex volledig is vervangen door Al^{3+} en H^{+} en de buffer is uitgeput. In zandige bodems zal dus een veel snellere verzuring optreden dan in kleiige bodems. In duinzand kan de (schelpen-)kalk in de bodem de verzuring van de standplaats aanzienlijk vertragen.

3.3.3 Herstel van hydrologische omstandigheden

In figuur 3.8 staan de maatregelen aangegeven die genomen kunnen worden om de hydrologische omstandigheden in door vermindering van de kwelstroom aangetaste ecosystemen te herstellen. Voor het meest kansrijke herstel van kwel-afhankelijke ecosystemen is het terugbrengen van de kwelstroom in de wortelzone, dus het vergroten van de stijghoogte, een eerste voorwaarde. Hoe groot het verschil tussen stijghoogte en maaiveldshoogte daarvoor moet zijn is niet precies te zeggen, en is ondermeer afhankelijk van de doorlatendheid van de bodem en het bicarbonaatgehalte van het grondwater. In sommige omstandigheden volstaat een minimaal stijghoogteverschil en is het voor het tegengaan van verzuring al voldoende als kwel slechts een deel van het jaar het maaiveld kan bereiken (Jansen 1992).

Herstel van de stijghoogte
Wanneer de kwel is afgenomen als gevolg van de verminderde stijghoogte zouden idealiter de oorzaken daarvan weggenomen moeten worden. Dit impliceert vaak zulke grootschalige maatregelen op het niveau van regionale grondwaterstromen (stopzetten van waterwinning, ontpoldering), dat de uitvoerbaarheid ervan een probleem zal zijn.
Waar de regionale stijghoogte nog voldoende is maar de kwelstroom door ontwateringssloten wordt weggevangen moeten hydrologische herstelmaatregelen er op gericht zijn de kwelstroom weer terug te brengen in het maaiveld. Dit kan bereikt worden door middel van demping of verondieping van de sloten of door het opzetten van het slootwaterpeil. Met het oog op voldoende waterberging in niet-peilbeheerste gebieden zouden deze sloten niet alleen verondiept, maar ook verbreed kunnen worden. Ook het niet meer schonen van de sloten kan een dergelijk effect hebben. Deze maatregelen zijn alleen zinvol wanneer de stijghoogte voldoende is, dat wil zeggen dat ook na het opzetten van de slootpeilen nog een positief verschil bestaat tussen stijghoogte en het (grond-)waterpeil.
Verlaging van het maaiveld
Als de stijghoogte van het diepe grondwater onvoldoende is om het maaiveld te bereiken vormt verlaging van het maaiveld meestal de enige mogelijkheid om de kwel weer te herstellen. Met het afgraven als maatregel om de kwel te herstellen is nog nauwelijks ervaring opgedaan. Eén terrein waar deze maatregel is toegepast is het **Labbegat**.
Uiteraard is het hierbij van groot belang tot op het juiste niveau af te graven, zodanig dat de nieuwe maaiveldshoogte zich op of onder de stijghoogte bevindt. Bij dergelijke -vaak toch redelijk grootschalige- ingrepen zijn ook maatregelen geboden om instroom van (ondiep grond-)water vanuit omringende landbouwgebieden te voorkomen, bijvoorbeeld door als afscheiding wat diepere greppels te graven. Een tweede gevaar waarop men bij ingrepen in het maaiveld bedacht moet zijn, is het verdwijnen van de zaadbank, waarop in hoofdstuk 5 nader wordt op ingegaan.

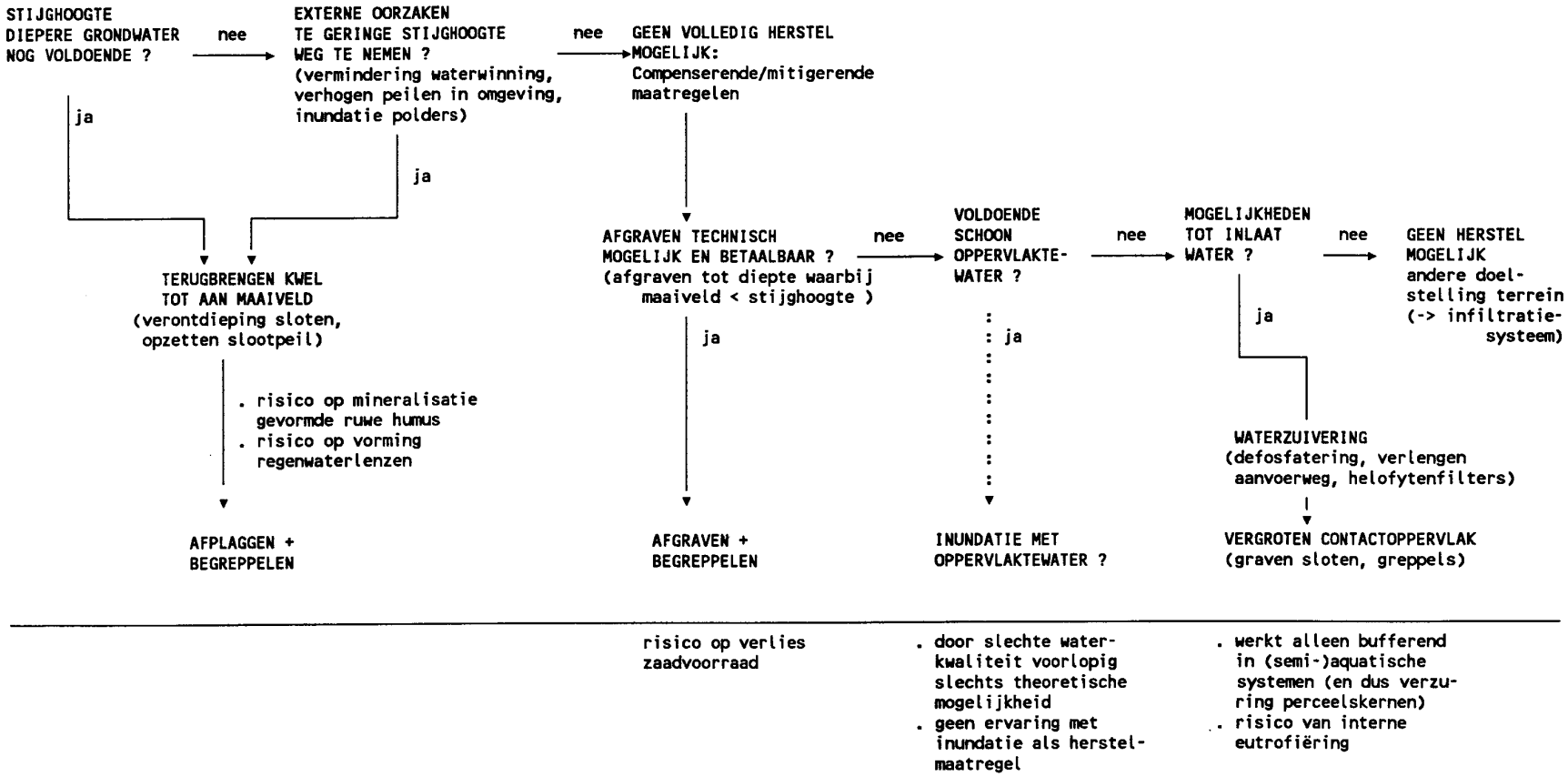
Periodieke inundatie
Periodieke inundaties met bicarbonaatrijk water kunnen tot op zekere hoogte een vergelijkbaar bufferende uitwerking hebben als kwelwater. Een belangrijk verschil is echter dat bij overstromingen veel minder gradiënten ontstaan omdat vaak het gehele perceel in dezelfde

mate wordt beïnvloed door het oppervlaktewater, en dit water meestal rijker is aan nutriënten dan kwelwater.
In veel schraallanden (bijvoorbeeld in boezemlanden en benedenstroomse beekdalgraslanden) speelden overstromingen in het verleden een grote rol. Vanwege de slechte waterkwaliteit is het echter op dit moment nauwelijks aan te raden om verzuring te bestrijden door inundatie met oppervlaktewater. Bovendien moet bij inundatie van verdroogde en verzuurde systemen rekening gehouden worden met een versterkte afbraak van organisch materiaal wanneer de pH onder invloed van het aangevoerde bicarbonaat stijgt.

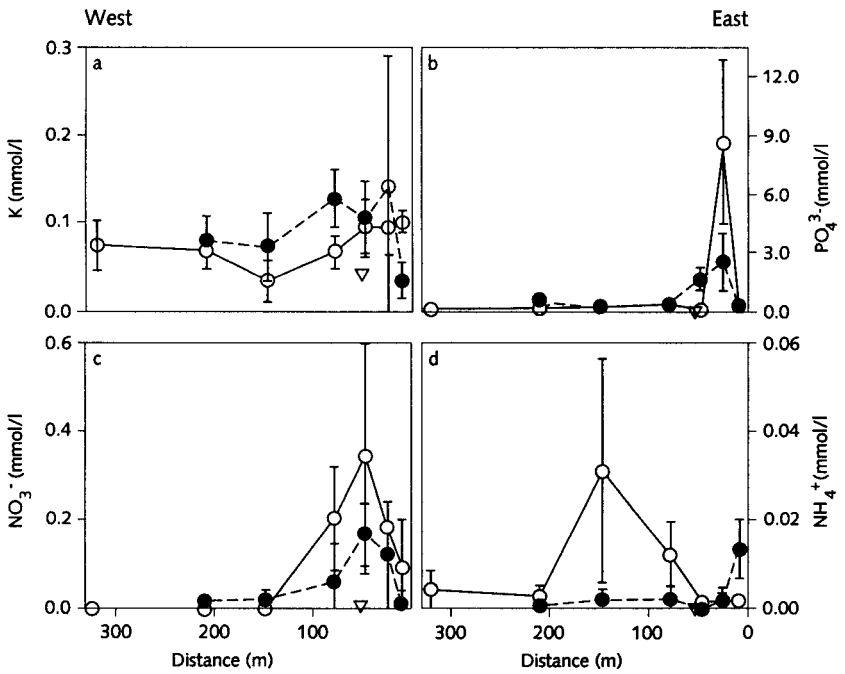
Inlaat van water
Als de kwelinvloed in de wortelzone niet hersteld kan worden, kan ook geprobeerd worden om met aanvoer van basenrijk water via watergangen de effecten van de weggevallen kwel te compenseren. Men moet er daarbij wel op bedacht zijn dat verzuringseffecten weliswaar kunnen worden verminderd, maar dat zeker in terrestrische systemen het verlies van kwel hiermee nooit volledig gecompenseerd kan worden. Een groot verschil is dat kwel van onderaf in de wortelzone doordringt en het gehele perceel tussen de drainagesloten of greppels beïnvloedt, maar inlaatwater alleen een smalle zone langszij de sloten (Spieksma *et al*. 1994). In de perceelskernen zal sprake blijven van infiltratie van neerslagwater. In paragraaf 3.4 zal hierop verder worden ingegaan.

De slechte waterkwaliteit en de beperkte doordringing in de percelen vormen minder een probleem wanneer door infiltratie van oppervlaktewater loale bicarbonaatrijke kwelsystemen ontstaan. In Noord-Brabant en in de Belgische Kempen zijn op een aantal plekken -door toeval- situaties ontstaan waar kalkrijk Maaswater vanuit kanalen infiltreert en in een nabijgelegen natuurgebied weer opkwelt. Bij de bodempassage treedt zowel een fysisch-chemische zuivering op (suspensie van slib, neerslag van fosfaat door binding aan ijzer- en aluminiumcomplexen) als een biologische (denitrificatie in een anaeroob milieu) (Boeye *et al*. 1995). Figuur 3.9 geeft een idee van de veranderingen in een dergelijke situatie, ontleend aan het Buitengoor in de Kempen. Hoewel het gaat om zeer lokale kwelsystemen is door de kalkrijkdom van het Maaswater de uitwerking op standplaatsfactoren en vegetatie vergelijkbaar met die bij regionale kwel. De mogelijkheden om op deze manier actief kwelafhankelijke systemen actief te herstellen zijn echter waarschijnlijk beperkt.

VERMINDERING VAN KWEL



Figuur 3.8 Mogelijk te nemen maatregelen bij herstel van door vermindering van kwel aangetaste terreinen. De maatregelen worden besproken in de paragrafen 3.3.3 en 3.3.4.



Figuur 3.9 Veranderingen in de kwaliteit van geïnfiltreerd oppervlaktewater langs een transect van een irrigatiesloot (op ongeveer 20 m) naar een Elzenbroekbos (320 m) in het Buitengoor (België). Dichte cirkels: diep grondwater. Open cirkels: ondiep grondwater. Ontleend aan (Boeye *et al*. 1995).

3.3.4 Aanvullende herstelmaatregelen

Herstel van de invloed van (diep) grondwater in de standplaats leidt via de weer op gang gekomen toevoer van calcium-bicarbonaat tot herstel van het buffercomplex. De mate waarin de standplaatsbuffering daadwerkelijk herstelt, is uiteraard afhankelijk van de basenrijkdom van het grondwater en van de buffering vóór het wegvallen van de kwel.
Door de verzuring tijdens de periode van verminderde kwel kan zich een toplaag van slecht verteerd organisch materiaal gevormd hebben. De toename van de pH kan er toe leiden dat de geaccumuleerde ruwe humus alsnog afgebroken wordt, met eutrofiëring en (een verder gaande) verruiging als gevolg. Om dit effect te vermijden moet de verzuurde en slecht verteerde organische toplaag vóór het hydrologisch herstel worden verwijderd door middel van plaggen. De eventuele negatieve gevolgen voor de zaadbank moeten hierbij weer in het oog gehouden worden. Wanneer niet te diep wordt geplagd zullen deze effecten niet zo groot zijn: het verwijderde organische materiaal is gevormd in de verdroogde situatie en bevat dus weinig zaden van de gewenste soorten.

Zoals in de paragraaf over grondwaterstandsdaling al is aangegeven, werken pogingen tot waterconservering in kwelafhankelijke systemen averechts. Conservering van regenwater kan soms onbedoeld plaatsvinden doordat onvoldoende mogelijkheden worden geschapen voor de oppervlakkige afvoer van water, waardoor zich regenwaterlenzen kunnen vormen. Zo kan bij afgraven van het maaiveld het 'badkuip-effect' ontstaan: in het ten opzichte van de omgeving laag gelegen perceel(-sgedeelte) kan zich neerslagwater verzamelen en

stagneren, waardoor de toestroming van kwelwater juist belemmerd wordt en de standplaats-buffering dus alles behalve verbetert. Daarom moet in kwelafhankelijke systemen altijd gezorgd worden voor een oppervlakkige afvoer van water via greppels om de vorming van dergelijke regenwaterlenzen te voorkomen (Schouwenberg *et al*. 1991).

3.4 Inlaat van water

3.4.1 Inleiding

Zoals in vorige paragrafen is besproken, wordt inlaat van oppervlaktewater vaak toegepast in natuurgebieden om de (grond-)waterstand te verhogen en verzuring tegen te gaan. Deze maatregel leidt vaak echter weer tot nieuwe problemen, bijvoorbeeld door de te hoge voedselrijkdom of de afwijkende minerale samenstelling van het ingelaten water. Vooral de in de jaren 60-70 sterk toegenomen vermesting van het oppervlaktewater heeft geleid tot problemen bij de inlaat van water.

In veel gebieden in laag Nederland, zoals in laagveenmoerassen, wordt al van oudsher oppervlaktewater ingelaten om het waterpeil constant te kunnen houden. Hier zijn de problemen pas ontstaan door de verslechtering van de waterkwaliteit. Ook sommige vennen in Noord-Brabant (Van Dam 1989; Arts en Buskens 1989) worden al sinds lange tijd (gedeeltelijk) gevoed door oppervlaktewater.

Een bijzondere vorm van inlaat van water, die in dit rapport niet verder besproken zal worden, is de infiltratie van rivierwater in de duinen. Deze is niet gericht op herstel van natte duinvalleien, maar op de produktie van drinkwater.

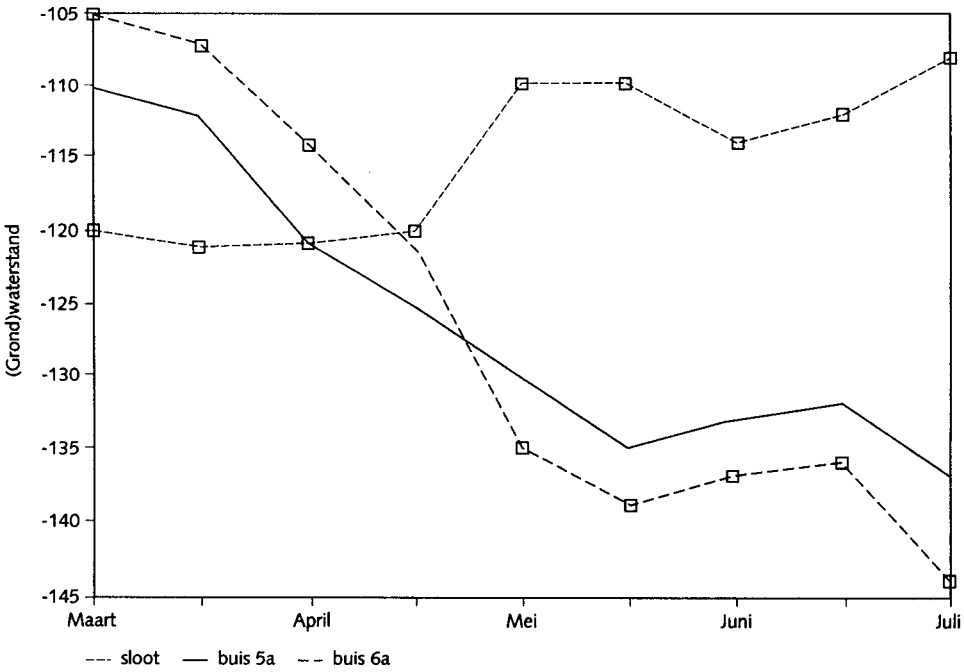
3.4.2 Effecten van inlaat van water

Het ingelaten oppervlaktewater wordt aangevoerd uit kleinere rivieren als de Vecht, het IJsselmeer en de grote rivieren. Indirect is het bijna altijd afkomstig uit de Rijn of de Maas. Door peilbeheersingsactiviteiten heeft dit een zo brede verspreiding gekregen (60% van Nederland volgens Roelofs en Torenbeek 1989) dat de oorspronkelijke differentiatie in watertypen van de aquatische ecosystemen grotendeels is verdwenen. De verschillen in waterkwaliteit tussen zilt en zoet, zuur en basisch, voedselarm en voedselrijk zijn grotendeels genivelleerd.
De kwaliteit van het Rijn- en Maaswater zelf is te omschrijven als carbonaatrijk, en door antropogene invloeden sinds enkele decennia ook rijk aan nutriënten, chloride en micro-verontreinigingen. Uit de vergelijking van de samenstelling van water van verschillende herkomst in tabel 3.5 komt dit duidelijk naar voren.

Tabel 3.5 Fysisch-chemische analysegegevens van oppervlaktewater van verschillende herkomst. Concentraties in mg/l; lithoclien: diep grondwater; atmoclien: neerslagwater; thalassoclien: zeewater (#: naar Duel et al. 1989; *: naar Van Wirdum 1989).

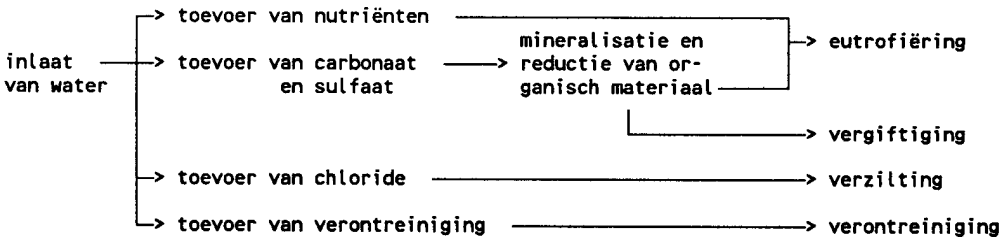
	Rijn'75 *	Rijn'86 #	Maas'86 #	lithocl. *	atmocl. *	thallassocl. *
pH	7.8	7.7	7.7	7.3	4.2	8.3
Ca	82.0	80	60	115.0	0.4	420.0
Mg	10.0			8.0	0.2	1400.0
K	7.0			2.0	0.2	390.0
HCO3	158.6			400.0	0.0	122.0
SO4	80.0	75	42	13.0	5.8	2640.0
Cl	178.0	173	47	11.0	3.0	19100.0
NH4		0.74	0.51			
NO3		4.25	2.91			
O-P		0.28	0.24			
tot-P		0.52	0.54			

Uiteraard doen de effecten van inlaat van water zich op de grootste schaal voor in aquatische systemen. De aangrenzende terrestrische systemen worden slechts over beperkte afstand door het indringende water beïnvloed, zoals onder andere in schraallanden langs de **Meije** en in boezemlanden in Friesland is gebleken. Bovendien is van indringing alleen maar sprake van als de grondwaterstand lager is dan het oppervlaktewaterpeil, dus in de zomer. De afstand waarover inlaatwater in de oevers kan doordringen is afhankelijk van de horizontale doorlatendheid van de bodem. Spieksma *et al*. (1994) schatten deze voor de Friese boezemlanden op een tiental meter vanuit de oever (zie ook figuur 3.10, waarop afgelezen kan worden dat het slootpeil van af mei 25 cm hoger blijft dan de grondwaterstand op twintig meter van de sloot).



Figuur 3.10 Slootpeilen en grondwaterstanden van twee buizen in de Potschar (Friesland), in voorjaar en zomer 1993 (in zomer vindt inlaat plaats); buis 5a op 20 m van de sloot, buis 6a op 75 m. Ontleend aan Spieksma *et al.* 1994.

De effecten van inlaat van rivierwater op de standplaatsomstandigheden zijn geschematiseerd weergegeven in figuur 3.11. Als belangrijkste hiervan moeten eutrofiëring van de standplaats en accumulatie van vrijgekomen nutriënten in de bodem worden genoemd. Enerzijds hebben deze effecten door de hoge nutriëntenlast van het inlaatwater de vorm van *externe* verrijking. Anderzijds is er in het inlaatgebied sprake van *interne* eutrofiëring, doordat de aanvoer van bicarbonaat en sulfaat in gebieden die van oorsprong onder invloed stonden van minder hard en sulfaatrijk water, leidt tot een toename in de afbraak van organisch materiaal. Zo kan zelfs inlaat van voedselarm maar hard water in van oorsprong oligotrofe systemen tot eutrofiëring leiden (Roelofs en Torenbeek 1989).



Figuur 3.11 Veranderingen in de standplaatsomstandigheden ten gevolge van inlaat van systeemvreemd water.

De toename van de afbraak van organisch materiaal bij de inlaat van hard, bicarbonaatrijk water hangt samen met de invloed van bicarbonaat op de pH. Onder neutrale tot basische omstandigheden verlopen de microbiële omzettingsprocessen veel sneller dan bij een lage pH.
Sulfaat kan op verschillende manieren de voedselrijkdom beïnvloeden. Onder anaerobe omstandigheden wordt bij de afbraak van organisch materiaal sulfaat in plaats van zuurstof gebruikt als protonenacceptor:

$$2CH_2O + SO_4^{2C} + 2H^+ => H_2S + 2H_2O + 2CO_2$$

Wanneer in de bodem geen zuurstof of nitraat meer aanwezig is, zal de verdere afbraak van organisch materiaal dus vooral afhankelijk zijn van de aanwezigheid van sulfaat, dat zodoende de afbraak van organisch materiaal bevordert (Cals en Roelofs 1990, Roelofs 1991; Caraco *et al*. 1989, 1993). Doordat bij de reductie van sulfaat protonen verbruikt worden neemt de pH toe, wat de afbraak van organisch materiaal verder bevordert. Het door reductie gevormde sulfide slaat grotendeels als ijzersulfide (Fes) in de bodem neer. Door de verlaging van de ijzerconcentraties in het bodemwater kan ijzerfosfaat in oplossing gaan, waarbij de voedselrijkdom nog verder stijgt (Smolders en Roelofs 1993). In hoeverre dat laatste optreedt is afhankelijk van het ijzergehalte van de bodem; zolang daar nog vrij ijzer aanwezig is zal verdringing van het fosfaat niet plaatsvinden. Naast de redoxpotentiaal heeft ook de zuurgraad invloed op de reductie van sulfaat. De sulfaat-reducerende bacteriën functioneren het beste bij een pH van 5,5 tot 9,0 (Starkey 1966 en Conell & Patrick 1977 in Etherington 1982; Widdel 1988 in Meuleman en Sinke 1990).
De zo in gang gezette omzettingsprocessen kunnen ook makkelijk leiden tot vorming van toxische stoffen. Een neveneffect van de reductie van sulfaat tot sulfide is H_2S (Bloemendaal en Roelofs 1988), en de door O_2-gebrek veroorzaakte onvolledige nitrificatie van ammonium geeft nitriet in plaats van nitraat. Een ander probleem bij inlaat van water ligt in de verontreiniging van de standplaats met milieu-vreemde stoffen die zich hechten aan partikels in bodem en waterkolom.
In de meeste gevallen zal het inlaatwater een hogere chloride-concentratie hebben dan het 'ontvangende' water, met verhoging van de saliniteit van de standplaats als gevolg. Veel waterplanten hebben een beperkte tolerantie voor chloride (Barendregt 1993), zodat ook dit aspect grote effecten heeft. In de enkele brakwatervenen die Nederland nog kent (in Noord-Holland) is het effect van inlaat echter juist het omgekeerde: hier gaan de specifieke standplaatsomstandigheden en vegetaties juist verloren doordat het ingelaten water (en uiteraard ook de neerslag) zoeter is dan het systeem-eigen water.

3.4.3 Herstel van door inlaat water aangetaste systemen

Zoals hiervoor al aangegeven vormt inlaat van oppervlaktewater geen ideale maatregel om verdroging door grondwaterstandsdaling dan wel verzuring door de vermindering van kwel tegen te gaan. De maatregel werkt vaak eutrofiërend, en de bufferende werking van het ingelaten water is meestal beperkt tot aquatische systemen en oevers. Vaak zijn er echter geen alternatieven aanwezig en moet de maatregel, met voorzichtigheid, toegepast worden. Dit is bijvoorbeeld het geval als de wegzijging naar de ondergrond zo groot is dat stopzetten van de inlaat leidt tot grote grondwaterstandsfluctuaties (zie ook Koerselman 1993; Kemmers

1990). Versnelde doorstroming van het systeem met inlaatwater (ook wel doorspoeling genoemd) moet echter zeker voor zwak gebufferde systemen sterk afgeraden worden. Ook bij een lagere nutriëntengehalte in het inlaatwater leidt dit door de hogere hardheid ervan steeds tot een aanzienlijke interne eutrofiëring (Bloemendaal en Roelofs 1988).

Waar inlaat van water noodzakelijk is om grondwaterstandsdaling te voorkomen of waar toevoer van oppervlaktewater van oudsher plaatsvindt (laagveenmoerassen), zijn herstelmaatregelen nodig om de extern en intern eutrofiërende effecten zoveel mogelijk te beperken. Een mogelijkheid hiertoe biedt defosfatering, het laten uitvlokken van fosfaat door toevoeging van ijzerchloride of ijzersulfaat. Hiermee verwijdert men het fosfaat uit het water en vermindert zo de externe eutrofiëring. Van deze methode is gebruikt gemaakt in onder andere het Botshol (100) en het Naardermeer (110). Een nadeel van deze methode is echter dat bicarbonaat- en sulfaatgehaltes niet verminderen of zelfs toenemen in het geval van toepassing van ijzersulfaat. Daarmee blijft het risico op interne eutrofiëring bestaan.
In plaats van geëutrofieerd oppervlaktewater kan ook opgepompt grondwater ingelaten worden. Opgepompt grondwater is succesvol gebruikt in de Banen bij Nederweert en in de Bergvennen in Twente (Roelofs mond. meded.). Verruiging door externe verrijking levert in dit geval geen gevaar, maar de effecten van interne eutrofiëring kunnen nog wel een rol spelen.

Een zuiveringswijze die zich van meer natuurlijke mechanismen bedient, is die van helofytenfilters of vloeivelden. Deze ontlenen hun werking aan de opname van opgeloste nutriënten en bufferende stoffen door de bodem, bodem-organismen en snelgroeiende moerasplanten, en de bezinking van gesuspendeerde stoffen. Bij een hoog sulfaat-gehalte van het inlaatwater is deze aanpak echter riskant, en zal de interne eutrofiëring er niet door bedwongen kunnen worden (Koerselman 1993). Bovendien verandert het bicarbonaatgehalte van het water op deze manier nauwelijks.
Een andere mogelijkheid tot zuivering is, het inlaatwater eerst een lange weg laat afleggen voor het in het terrein komt, zoals gebeurt in de schraallanden langs **de Meije** en in Den Dulver (136) (Meuleman 1990). In de Meije blijkt op deze manier een reductie in het fosfaatgehalte van het inlaatwater op te treden van 0.65 mg/l tot 0.02 mg/l. Hiervan is echter pas sprake ná doorstroming van een traject van 1400 m (met een verblijftijd van 25 tot 30 dagen per 1000 m), ofwel vanaf het punt waarop zijsloten en greppels zich van de hoofdsloot aftakken. De oorzaak van deze concentratie-vermindering ligt waarschijnlijk in de opname door de (submerse) vegetatie die jaarlijks verwijderd wordt. Of hier ook sprake is van sorptie aan de bodem is niet duidelijk.

3.4.4 Aanvullende herstelmaatregelen

Mocht het gelukt zijn inlaatwater uit te bannen uit een gebied of de eutrofiërende effecten ervan te beperken, dan zijn er meestal nog aanvullende maatregelen nodig om de schadelijke gevolgen uit de voorgaande periode te bestrijden. Deze gevolgen bestaan vooral in de vorm van een verruigde vegetatie en een accumulatie op de bodem van een aan organisch materiaal zeer rijke slib- of toplaag. De nalevering van nutriënten (met name fosfaat is hier een berucht voorbeeld van) na de herstel-ingrepen kan alleen voorkomen worden door deze laag met de daarin opgehoopte nutriënten te verwijderen. Verschraling kan bevorderd worden door bovendien de biomassa af te voeren door maaien en begrazen en eventueel plaggen. Tevens wordt zo de vegetatiestructuur gunstiger voor de in licht-gelimiteerde omstandigheden meestal minder concurrentiekrachtige 'systeem-eigen' soorten.

4 Biotisch herstel

4.1 Inleiding

Onder biotisch herstel wordt verstaan de (her-)vestiging van de voor de oorspronkelijke vegetatie kenmerkende soorten. Daarbij wordt ervan uitgegaan dat de abiotische omstandigheden reeds hersteld zijn en dat de vestiging van soorten dus alleen afhankelijk is van de beschikbaarheid van diasporen en van het beheer. Hierbij kan een onderscheid gemaakt worden tussen situaties waarin de gewenste soorten nog als adulten in het betreffende gebied aanwezig zijn en die waarin dat niet meer het geval is. Wanneer de oorspronkelijke vegetatie nog niet geheel verdwenen is, moeten herstelmaatregelen vooral gericht zijn op omstandigheden waarin de adulte planten zich kunnen handhaven en uitbreiden. Meestal betekent dit dat een verschralend beheer gevoerd wordt met als doel beperking van de organische produktie en van de concurrentie door krachtiger soorten.

Als soorten door de verdroging of door de herstel-maatregelen uit een bepaald gebied zijn verdwenen, is het biotische herstel geheel afhankelijk van mogelijkheden voor spontane vestiging door middel van diasporen. Hiertoe moet aan drie voorwaarden worden voldaan (Van Groenendael *et al.* 1989):

* de doelsoorten moeten in het betreffende gebied aanwezig zijn in de vorm van diasporen of van elders worden aangevoerd;
* als de soorten voor verspreiding gebruik maken van zaden -wat meestal het geval zal zijn- moeten deze gunstige omstandigheden aantreffen om te kunnen ontkiemen;
* de zaailingen en juvenielen moeten in staat zijn zich ook daadwerkelijk te vestigen en te ontwikkelen, hetgeen impliceert dat de omstandigheden daar in abiotisch opzicht geschikt voor moeten zijn en dat ze niet alsnog weggeconcurreerd worden door meer concurrentiekrachtige soorten.

Als de mogelijkheden tot verspreiding aanwezig zijn en dus aan de eerste van de drie voorwaarden is voldaan, moeten herstelmaatregelen gericht zijn op de beide laatste voorwaarden: het scheppen van gunstige omstandigheden voor kieming en verdere ontwikkeling van de diasporen.

Om aan de eerste voorwaarde te voldoen moeten doelsoorten beschikken over efficiënte verspreidingsmechanismen met behulp van generatieve diasporen als zaden of sporen, of vegetatieve als (losgeraakte) stolonen en rhizomen. In de manieren waarop de verschillende plantesoorten hun diasporen verspreiden is een tweetal hoofdstrategieën te onderscheiden. De eerste is op te vatten als verspreiding in de tijd, waarbij de betreffende soorten met hun diasporen een voorraad vormen in de bodem. Deze voorraad, ook wel zaadbank genoemd omdat ze meestal uit generatieve diasporen bestaat, bevindt zich doorgaans op dezelfde groeiplaats als de adulte planten, en dient op een later tijdstip als bron van nieuwe individuen.
De tweede strategie betreft dispersie in de ruimte, waarbij soorten hun diasporen in of vlak na het seizoen waarin ze aangemaakt zijn, over enige afstand (laten) transporteren naar een

andere potentiële groeiplaats. Eventueel kunnen de diasporen hier alsnog in een zaadbank opgenomen worden, maar vaak ontstaan er al in het eerstvolgende groeiseizoen nieuwe individuen uit. De diasporen zijn vaak weer generatief van aard, maar kunnen vooral bij waterplanten ook vegetatief zijn.

In dit hoofdstuk wordt uiteengezet welke voorwaarden en mogelijkheden er zijn om te komen tot het biotische herstel van natte en vochtige ecosystemen. De rol die diasporen daarin kunnen spelen staat hierbij centraal. Eerst wordt nader ingegaan op de mechanismen waarvan soorten zich bij hun verspreiding in de ruimte of in de tijd bedienen en op de vraag hoe herstelmaatregelen hierop in kunnen spelen. Vervolgens komt aan bod welke mate van volledigheid van herstel voor de verschillende ecosysteemtypen verwacht kan worden, uitgaande van deze verspreidingsstrategieën van de doelsoorten. Als laatste aspect van het op gang brengen van het biotisch herstel wordt ingegaan op de mogelijkheid soorten actief te (her-)introduceren.

4.2 Verspreiding in de tijd: de zaadbank

4.2.1 Inleiding

Er bestaan tussen plantesoorten grote verschillen in de afmetingen van hun zaden: van het stofzaad van Orchideeën en Stofzaad-soorten (*Orchidaceae* en *Monotropa spp.*) met slechts enkele cellen tot de kokosnoten, een van de grootste bekende zaden. In hun wezenlijke kenmerken komen de zaden van alle hogere planten echter overeen: ze bevatten alle een gerijpte kiem (embryo) van een nieuwe plant die samen met het meestal ook aanwezige kiemwit (endosperm) gehuld is in de zaadhuid. Terwijl de kiem een afzonderlijk, diploid individu is, bestaan kiemwit en zaadhuid uit haploid, ouderlijk materiaal.
Het zaad vervult voor een plantesoort meerdere functies, waarvan de meest fundamentele de voortplanting en verspreiding is van individuen met 'nieuwe' genetische toerusting naar andere habitats. Een andere belangrijke functie van zaden ligt in het overleven van ongunstige tijden. In de gematigde streken doen deze zich elk jaar voor in de winter, waartegen overigens niet alleen zaden bescherming bieden, maar bij meerjarige plantesoorten ook met een aangepaste groeivorm. Ook op een langere termijn kan van ongunstige omstandigheden sprake zijn: ondermeer bij een voortgaande successie waardoor soorten uit voorgaande fasen als adulten worden verdrongen.

Zaden kennen een zeer laag vochtgehalte en daardoor een zeer trage stofwisseling, met een soortspecifieke ondergrens waaronder zaadsterfte volgt: het kritische vochtgehalte. Er kan onderscheid gemaakt worden tussen soorten met een zeer laag kritisch vochtgehalte van slechts enkele procenten (nat gewicht), en een groep waarbij dit gehalte ligt op 12 tot 40% (Ellis 1991; Kraak 1993). Ter vergelijking: adulte planten bevatten 80 tot 90% vocht. De

groep met een wat hoger kritisch vochtgehalte bestaat vooral uit waterplanten en struik- en boomsoorten met grote zaden[1].
De levensduur van zaden is doorgaans korter naarmate het kritische vochtgehalte hoger ligt. Een samenhang van de levensduur met de afmetingen van de zaden is er niet, met uitzondering van de zaden die uit slechts enkele cellen bestaan en geen endosperm bevatten (Baker 1989). Van sommige soorten moeten de zaden meteen na het vallen in een gunstige omgeving terecht komen, zoals bij Zwarte populier (en in wat mindere mate ook bij andere *Salicaceae*) waarvan het zaad reeds na enkele uren niet meer tot kieming in staat is. De zaden van de meeste soorten kennen echter een langere levensduur die varieert van enkele dagen tot enkele decennia, in welke periode zij zich in kiemrust bevinden. Sommige zaden kunnen zelfs een levensduur hebben van vele decennia tot honderden jaren (Darlington en Steinbauer 1961; Kivilaan en Bandurski 1981; Spira en Wagner 1983). In een enkel uitzonderlijk geval bleek een *Lupinus*-zaad zelfs na 10.000 jaar in de permafrost nog kiemkrachtig te zijn (Porsild, Harington en Mulligan 1967).

4.2.2 Kiemingsfysiologie

Onder kiemrust (*dormancy*) wordt de toestand verstaan waarin een zaad ondanks daartoe schijnbaar gunstige externe omstandigheden niet ontkiemt, maar wel in leven blijft. De kiemrust begint als het rijpe zaad nog aan de moederplant vastzit en duurt voort nadat het is losgelaten. Aan de kiemrust komt pas na bepaalde stimuli een einde, waarna in de meeste gevallen de ontkieming als zodanig kan beginnen. Tijdens de kiemrust neemt de vitaliteit van het zaad enigszins af door vrije radicalen die ontstaan tijdens de stofwisseling. Naarmate de kiemrust langer duurt wordt de kans op sterfte groter, waarbij uiteraard ook externe factoren als omstandigheden en predatie een rol spelen.

Baskin en Baskin (1989) onderscheiden drie hoofdvormen van kiemrust (zie tabel 4.1), die ook gecombineerd voor kunnen komen: fysiologische, fysische en morfologische. De meeste soorten behoren tot de groep met fysiologische kiemrust, waarbij de kiemrust in stand wordt gehouden door de aanwezigheid of aanmaak van kiemingsremmende stoffen als abscisinezuur, en door de afwezigheid of inactivering van kiemingsstimulerende stoffen als gibberelline en cytokinine. Bij soorten met een fysische kiemrust worden wateropname door het zaad en strekking van de kiem voorkomen door de impermeabele (harde) zaadhuid. Waar beide processen een rol spelen in de kiemrust, zorgt de zaadhuid er bovendien voor dat kiemingsremmers niet kunnen weglekken en externe ontkieming beïnvloedende stoffen niet kunnen binnendringen (Fitter en Hay, 1981). Morfologische kiemrust tenslotte komt relatief

[1] Soorten binnen één geslacht kunnen in dit kenmerk verschillen: zo heeft Noorse esdoorn een laag en Gewone esdoorn een hoog kritisch vochtgehalte.

zelden voor. Zij wordt gekenmerkt door een onvoldoende ontwikkeling van de kiem en duurt net zolang voort als de kiem in ontwikkeling is.

Tabel 4.1 Hoofdtypen, oorzaken en kenmerken van kiemrust (naar Baskin en Baskin 1989).

soort kiemrust	oorzaak van de kiemrust
fysiologisch	kiemingsinhibitie door fysiologische processen ín het volledig ontwikkelde embryo
fysisch	het volledig ontwikkelde embryo bevindt zich in een voor water impermeabele zaadhuid
morfologisch	embryo is onvolledig ontwikkeld

Alvorens tot ontkieming over te kunnen gaan moet eerst de kiemrust van het zaad doorbroken worden. Indien aanwezig moet hiertoe eerst de impermeabele zaadhuid aangetast worden om wateropname door het zaad mogelijk te maken. Deze zogeheten scarificatie gebeurt meestal doordat de structuur van speciale plaatsen in de zaadhuid verandert onder invloed van fluctuaties in temperatuur (vorst, vuur) of vocht. Of micro-organismen in de bodem of in het maag-darmkanaal van dieren hier ook een aandeel in hebben, wordt betwijfeld (Howe en Smallwood 1982; Baskin en Baskin 1989).
Zaden met een fysiologische kiemrust zijn niet in staat om meteen na zaadzetting te kiemen (Thompson en Grime 1979). Eerst moet de kiemrust doorbroken worden, wat pas kan gebeuren na verandering van de verhoudingen tussen kiemingsremmende en -stimulerende stoffen. Temperatuur, licht, en daarnaast ook vocht- en zuurstofgehalte spelen hierin een grote rol. Na een periode van bepaalde duur waarin de temperatuur niet boven een bepaald maximum komt (vaak enige graden boven het vriespunt), worden aanmaak en activiteiten van kiemingsremmers en -versnellers beperkt respectievelijk gestimuleerd. Het werkelijke einde van de kiemrust, en dus het begin van de kieming, wordt vervolgens geïnduceerd door temperatuurschommelingen en kan doorgaan als licht- en vochtomstandigheden voldoen aan de eisen van de betreffende soort.
Zaden van sommige plantesoorten kunnen in het donker kiemen. Bij de meeste soorten is dit niet het geval en is het pigment fytochroom nauw betrokken bij de regulering van de kiemrust. Dit pigment heeft een absorptiemaximum in twee spectra, waaraan het een antagonistische en reversibele werking ontleent: van zichtbaar (rood) licht (golflengte 400-700 nm) en van infrarood 'licht' (golflengte 700-800 nm).
Door rood licht geactiveerd pigment wordt aan het celmembraan gebonden en verandert daar de permeabiliteit en potentiaal van, waardoor wateropname mogelijk wordt. Als licht, maar ook bodemvocht niet limiterend is en temperatuur en zuurstofgehalte voldoen, gaat het kiemingsproces verder. Voedingsstoffen uit het endosperm worden gemobiliseerd de stofwisseling in de eerste -heterotrofe- fase veilig gesteld. In dit proces worden ook de chlorophyl-cellen aangelegd waarmee de kiemplant van heterotrofie op autotrofie door middel van fotosynthese kan overschakelen.

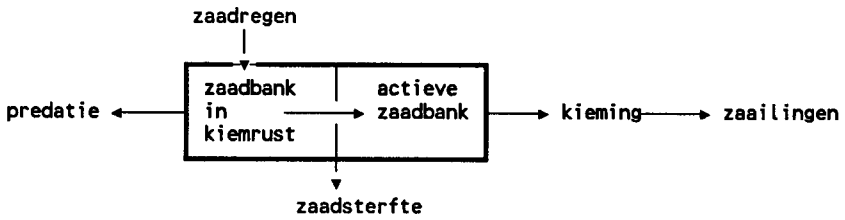
Als de licht-omstandigheden ongunstig zijn, kan vooral van soorten van open habitats het zaad weer in een toestand van (secundaire) kiemrust overgaan. Hierbij speelt het fytochroom een grote rol: als bij een te geringe inval van (rood) licht het aandeel van infrarood toeneemt, komt het pigment weer in de niet-actieve vorm waardoor de kieming gestopt wordt (Fenner 1978; Fitter en Hay 1981). Dit kan zich bijvoorbeeld voordoen bij sterk verstrooid licht onder

een sterk bewolkte hemel, het bladerdak van een bos of een dichte vegetatie. In deze gevallen zal ontkieming vaak helemaal niet beginnen voordat er een open plek is ontstaan.

Zaden van enkele soorten stellen voor ontkieming nog strengere eisen aan hun omgeving. Een voorbeeld hiervan vormen de zaden van Orchideeën die, omdat ze bestaan uit enkele cellen en niet over een endosperm beschikken, voor de stofwisseling in de eerste, heterotrofe fase na ontkieming afhankelijk zijn van bodemschimmels. Zeker voor deze, maar ook voor alle andere soorten is de overgang van hetero- naar autotrofie een kritieke en zeer kwetsbare fase.

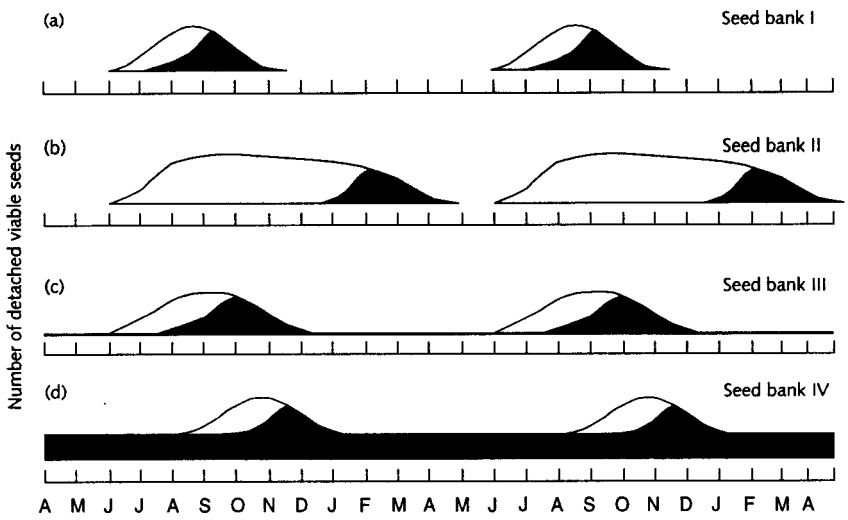
4.2.3 Zaadbanken

Onder elke vegetatie bevindt zich in de bodem een zogenaamde zaadbank: een voorraad van kiemkrachtige zaden in afwachting van gunstige omstandigheden om te ontkiemen. De omvang van zo'n zaadbank wordt in een dynamisch proces bepaald door verschillende factoren die zijn aangegeven in figuur 4.1. De toename is afhankelijk van de zaadregen, bestaande uit de zaadproduktie van de bovenstaande vegetatie en zaden die van elders zijn aangevoerd, en van de levensduur van de ingekomen zaden. Predatie, zaadsterfte (door veroudering en aantasting) en kieming zorgen aan de andere kant voor afname van de omvang van de zaadbank.



Figuur 4.1 Model van de dynamiek van de zaadbank (ontleend aan Harper 1977).

Uiteraard kunnen alleen plantesoorten met zaden die een kiemrust kennen van langer dan één jaar, een zaadbank opbouwen. De jaarlijkse toevoer uit nieuwe zaad-produktie is dan groter dan het verlies door kieming of anderszins. Op grond van de opmerkelijke verschillen tussen soorten in de levensduur en kiemrust-periode van hun zaden onderscheiden Thompson en Grime (1979; zie figuur 4.2) twee zaadbank-typen, tijdelijke (transiënte) en persistente, met elk twee subtypen.



Figuur 4.2 Typen van zaadbanken in gematigde streken (ontleend aan Thompson en Grime (1979).
Het zwarte gebied onder de curve staat voor zaden die meteen na het overbrengen naar geschikte laboratorium-omstandigheden kunnen ontkiemen, het witte voor zaden die dat pas na zaadrust kunnen.
Type I: een- en meerjarige grassen van droge of verstoorde habitats
Type II: een- en meerjarige kruiden die in het vroege voorjaar vrijgekomen plekken in de vegetatie koloniseren
Type III: een- en meerjarige kruiden die vooral in de herfst ontkiemen maar slechts over een kleine zaadbank beschikken
Type IV: een- en meerjarige kruiden en dwergstruiken met een grote, persistente zaadbank

In de tijdelijke zaadbank (typen I en II in figuur 4.2) zijn de soorten vertegenwoordigd waarvan de zaden een levensduur hebben van korter dan een jaar (tabel 4.2 somt enkele van deze soorten op). Als ze in het eerstvolgende kiemseizoen niet ontkiemd zijn, sterven de zaden af. De soorten die tijdelijke zaadbanken vormen zijn annuellen en meerjarige kruiden (met name grassen en Schermbloemigen) en bos(ondergroei-)soorten van vaak meer stabiele habitats met voorspelbare, jaarlijks terugkerende verstoringen (Grime 1989).
Voor herstel van natte en vochtige ecosystemen hebben tijdelijke zaadbanken slechts een beperkte betekenis. De adulte planten van waaruit de zaadbanken elk jaar opnieuw weer aangevuld zouden moeten worden zullen in de door verdroging gedegenereerde situatie immers hoogstwaarschijnlijk ontbreken. In deze gevallen is aanvoer van elders noodzakelijk.

Zaadbanken van typen III en IV zijn de persistente: met zaden die langer dan een jaar tot enkele decennia kiemkrachtig kunnen blijven. De soorten die hierin vertegenwoordigd zijn prefereren vaak de minder stabiele milieus met in de tijd onvoorspelbare verstoringen (Grime 1989) als bij plekken die door lokale verstoringen openvallen, of oevers die in zeer droge zomers droogvallen. Van deze soorten geeft tabel 4.3 een opsomming.

Tabel 4.2 Enkele soorten zonder of met een tijdelijke zaadbank (ontleend aan onder meer Vyvey 1986; Bakker 1982, Donelan en Thompson 1980).

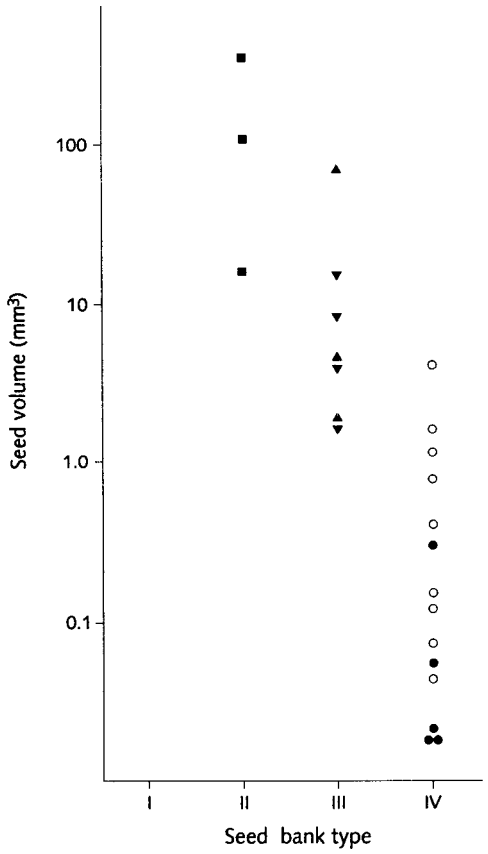
Veel loofboom-soorten
Bosanemoon *(Anemone nemorosa)*
Boshyacint *(Scilla non-scripta)*
Overblijvend bingelkruid *(Mercurialis perennis)*
Heelkruid *(Sanicula europaea)*
Lelietje-der-dalen *(Convallaria majalis)*
Maagdenpalm *(Vinca minor)*
Stompsporig bosviooltje *(Viola riviniana)*
Gewone sleutelbloem *(Primula veris)*
Bochtige smele *(Deschampsia flexuosa)*
Borstelgras *(Nardus stricta)*
Dravik-soorten *(Bromus spp.)*
Engels raaigras *(Lolium perenne)*
Fijn zwenkgras *(Festuca filiformis)*
Frans raaigras *(Arrhenaterum elatius)*
Gevinde kortsteel *(Brachypodium pinnatum)*
Kropaar *(Dactylis glomerata)*
Pijpestrootje *(Molinia caerulea)*
Riet *(Phragmites australis)*
Rood zwenkgras *(Festuca rubra)*
Trilgras *(Briza media)*
Zachte haver *(Avenula pubescens)*
Echt walstro *(Galium verum)*
Knolboterbloem *(Ranunculus bulbosus)*
Scherpe boterbloem *(Ranunculus acris)*
Paardebloem soorten *(Taraxacum spp.)*
Pinksterbloem *(Cardamine pratensis)*
Agrimonie *(Agrimonia eupatoria)*
Betonie *(Stachys officinalis)*
Biggekruid *(Hypochaeris radicata)*
Blauwe knoop *(Succisa pratensis)*
Herfstleeuwetand *(Leontodon autumnalis)*
Veenbies *(Scirpus cespitosus)*
Kruipend stalkruid *(Ononis repens)*
Bereklauw *(Heracleum sphondylium)*
Engelwortel *(Angelica sylvestris)*
Fluitekruid *(Anthriscus sylvestris)*
Grote bevernel *(Pimpinella major)*
Kleine bevernel *(Pimpinella saxifraga)*
Waternavel *(Hydrocotyle vulgaris)*
Moerasrolklaver *(Lotus uliginosus)*
Dotterbloem *(Caltha palustris)*
Ratelaar soorten *(Rhinanthus spp.)*
Moerasviooltje *(Viola palustris)*
Zwanebloem *(Butomus umbellatus)*
Klein hoefblad *(Tussilago farfara)*
Wilgeroosje *(Epilobium angustifolium)*

De zaden van de meeste soorten in deze groep kennen een fysiologische kiemrust en zijn, althans in laboratorium-experimenten (Grime 1989), slechts in relatief nauw luisterende omstandigheden tot ontkieming in staat. Zo is het temperatuur-bereik hiervoor beperkt en is kieming in het donker onmogelijk. Gedurende het verblijf in de zaadbank kunnen ze door bijvoorbeeld percolatiewater of door toedoen van bodemdieren in diepere bodemlagen terechtkomen waar geen licht doordringt en de (temperatuur-)omstandigheden stabieler zijn. Naar gelang de afmetingen van de zaadbanken die ze vormen, kunnen de soorten in twee subtypen ingedeeld worden. De type III-bank bevat weinig zaden: hierin komen annuellen en meerjarige kruiden voor waarvan de zaden voor het grootste deel in de eerstvolgende herfst ontkiemen en slechts voor een klein deel in de zaadbank worden opgenomen. Het betreft dus soorten die in staat zijn tot zowel een snelle uitbreiding naar verstoorde milieus, als tot afwachten van betere omstandigheden ter plekke. Ook een soortseigen beperkte zaadproduktie kan er toe leiden dat de zaadbank weinig zaden bevat (Vyvey 1986).

Tabel 4.3 Enkele soorten met een persistente zaadbank van het type III en IV sensu Grime 1989 (ontleend aan onder meer Vyvey 1982, 1986; Bakker 1982, Donelan en Thompson 1980).

Soorten met kleine zaadbank (type III)	Soorten met grote zaadbank (type IV)
Borstelbies *(Scirpus setaceus)*	de meeste akkeronkruiden, en verder:
Gewoon duizendguldenkruid *(Centaurium erythraea)*	
Gewone hennepnetel *(Galeopsis tetrahit)*	Knolrus *(Juncus bulbosus)*
Liggende vetmuur *(Sagina procumbens)*	Greppelrus *(Juncus bufonius)*
Moerasdroogbloem *(Gnaphalium uliginosum)*	Padderus *(Juncus subnodulosus)*
Vogelmuur *(Stellaria media)*	Pitrus *(Juncus effusus)*
Veldbeemdgras *(Poa pratensis)*	Tengere rus *(Juncus tenuis)*
Reukgras *(Anthoxanthum odoratum)*	Trekrus *(Juncus squarrosus)*
Ruw beemdgras *(Poa trivialis)*	Veldrus *(Juncus acutiflorus)*
Ruwe smele *(Deschampsia cespitosa)*	Zeegroene rus *(Juncus inflexus)*
Straatgras *(Poa annua)*	Zomprus *(Juncus articulatus)*
Echte witbol *(Holcus lanatus)*	Fioringgras *(Agrostis stolonifera)*
Egelboterbloem *(Ranunculus flammula)*	Gewoon struisgras *(Agrostis tenuis)*
Gewone hoornbloem *(Cerastium fonatum)*	Moerasstruisgras *(Agrostis canina)*
Gewone zegge *(Carex nigra)*	Vroege haver *(Aira praecox)*
Echte koekoeksbloem *(Lychnis flos-cuculi)*	Grasklokje *(Campanula rotundifolia)*
Liggend hertshooi *(Hypericum humifusum)*	Kruipende boterbloem *(Ranunculus repens)*
Madeliefje *(Bellis perennis)*	Liggend walstro *(Galium saxatile)*
Margriet *(Leucanthemum vulgare)*	Moeraswalstro *(Galium palustre)*
Pilzegge *(Carex pilulifera)*	Nachtsilene *(Silene nutans)*
Gewone rolklaver *(Lotus corniculatus)*	Wilde marjolein *(Origanum vulgare)*
Smalle weegbree *(Plantago lanceolata)*	Zandmuur *(Arenaria serpyllifolia)*
Tormentil *(Potentilla erecta)*	Drienerfmuur *(Moehringia trinervia)*
Veelbloemige veldbies *(Luzula multiflora)*	Vingerhoedskruid *(Digitalis purpurea)*
Gewone veldbies *(Luzula campestris)*	Zuring soorten *(Rumex spp.)*
Zeegroene zegge *(Carex flacca)*	Witte klaver *(Trifolium repens)*
Avondkoekoeksbloem *(Silene pratensis)*	Grote brandnetel *(Urtica dioica)*
Bosandoorn *(Stachys sylvatica)*	Kale jonker *(Cirsium palustra)*
Boswederik *(Lysmachia nemorum)*	Leverkruid *(Eupatorium cannabinum)*
Bitterzoet *(Solanum dulcamara)*	Blauwe bosbes *(Vaccinium myrtillus)*
Braam soorten *(Rubus spp.)*	Dopheide *(Erica tetralix)*
Gewone vlier *(Sambucus nigra)*	Struikheide *(Calluna vulgaris)*
Groot kaasjeskruid *(Malva sylvestris)*	
Harig wilgeroosje *(Epilobium hirsutum)*	
Klein kaasjeskruid *(Malva neglecta)*	
Ronde zonnedauw *(Drosera rotundifolia)*	
Ruige veldbies *(Luzula pilosa)*	
Ruwe berk *(Betula pendula)*	
Sint-Janskruid *(Hypericum perforatum)*	
Witte dovenetel *(Lamium album)*	
Zachte berk *(Betula pubescens)*	
Zwarte els *(Alnus glutinosa)*	

Zaadbanken van type IV worden gevormd door annuellen en meerjarige kruiden en dwergstruiken met een hoge jaarlijkse produktie aan zaden waarvan er bovendien weinig in het jaar van zaadval kiemen en dus veel accumuleren (Thompson en Grime 1979). De afmetingen van de zaden zijn doorgaans kleiner dan die van zaden in andere typen zaadbanken (Allessio Leck 1989; zie figuur 4.3). Door hun lange levensduur kunnen zij door allerlei (zoölogische) processen dieper de bodem in verplaatst worden. Niettemin blijkt de verticale verspreiding van de zaden in een zaadbank beperkt te zijn: minimaal 75% is geconcentreerd in de bovenste 10 tot 15 centimeter van de bodem (Vyvey 1986, Van der Linden 1988).



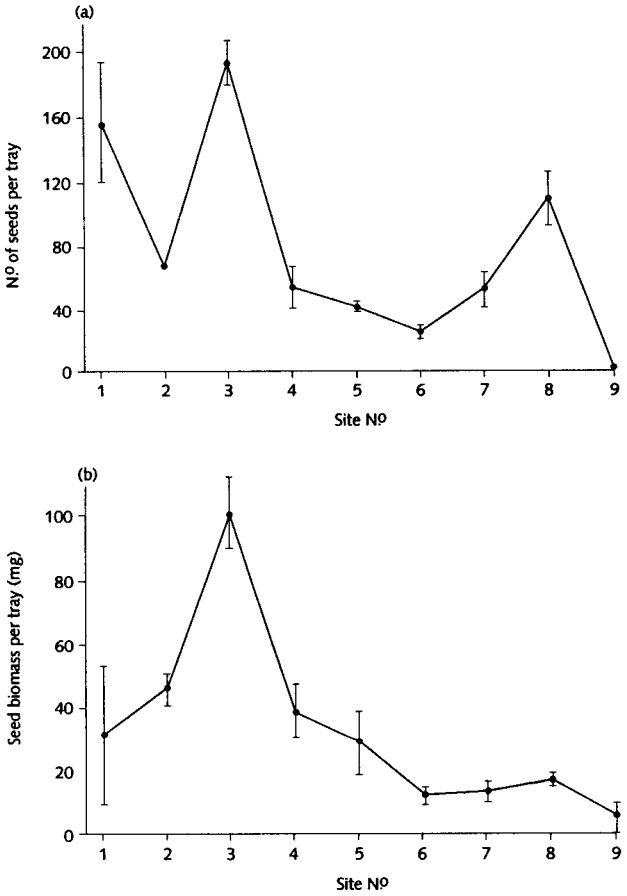
Figuur 4.3 Afmetingen van zaden in de verschillende zaadbanktypen (ontleend aan Allessio Leck 1989). Met zwarte symbolen zijn de zaden aangegeven die alleen ondergronds zijn aangetroffen.

Aantallen van duizenden tot zelfs tienduizend zaden per vierkante meter zijn geen uitzondering (Willems 1982). Hierbij past wel de kanttekening dat de zaaddichtheid toeneemt met de mate van verstoring. Zo zijn de aantallen in akkers, waar de gewassen overigens vaak juist vanwege hun hoge zaadproduktie geteeld worden, doorgaans veel hoger dan in schraalgraslanden (Thompson 1978, Vyvey 1986). Tabel 4.4 geeft hier een indruk van.
Het aantal zaden in de bodem neemt af naarmate de betreffende vegetatie een meer gevorderde successie-fase vertegenwoordigt en minder aan verstoring onderhevig is. Zaadbanken in met name oude bossen, maar ook in hoogveen- en trilveenvegetaties en blauwgraslanden, zijn relatief klein, zoals ook figuur 4.4 aangeeft (Donelan en Thompson 1980).

De soortensamenstelling van de zaadbank is de resultante van de soortsspecifieke (maar door de jaren heen niet constante) zaadproduktie van de huidige en de voorgaande vegetatie(s) en de levensduur van de zaden zelf (Van der Valk en Pederson 1989). De zaaddichtheid wordt behalve door de produktie en ontkieming ook bepaald door sterfte en predatie (Donelan en Thompson 1980). Zaden die vanuit andere vegetatietypen zijn aangevoerd kunnen ook deel uitmaken van de zaadbank, maar hun aantal zal relatief gering zijn (Willems 1982). Soorten in de vegetatie waarvan de zaden geen kiemrust kennen, zijn uiteraard niet in de zaadbank vertegenwoordigd.

Tabel 4.4 Aantallen zaden per m^2 onder bepaalde vegetatietypen.

lokatie	type vegetatie	aantallen zaden/m^2	ontleend aan
Rothamsted (GB)	tarwe-akker	34.100	Thompson (1978; ontleend aan Brenchley en Warington 1933)
Woburn (GB)	gerst-akker	29.900	
Aberystwyth (GB)	Molinia-moeras	11.313	Thompson (1978; ontleend aan Chippendale en Milton 1934)
	natte heide	9.860	
Marest-Dampcourt (Fr)	verruigde blauw- en schraal- graslanden	7.092	Vyvey (1986)
Vance (B)		6.756	Vyvey (1986)
Berg (B)		4.944	Vyvey (1986)
Westbroek	trilveen	920	Verhoeven en Van der Valk (1987)



Figuur 4.4 Verschillen in zaaddichtheid van de zaadbank onder vegetaties in verschillende successiestadia. Opnamen (X-as) vertegenwoordigen een successie-reeks. Met horizontale streepjes zijn de 95%-betrouwbaarheidsintervallen aangegeven. Ontleend aan Donelan en Thompson (1980).

Zoals uit verschillende onderzoeken blijkt (zie onder meer Thompson en Grime 1979, Vyvey 1986), is er dan ook geen eenduidige relatie tussen de soortensamenstelling van de zaadbank en die van de vegetatie. Veel soorten die wel in de vegetatie voorkomen blijken niet in de zaadbank vertegenwoordigd te zijn, en andersom. Ter illustratie van deze discrepantie geeft tabel 4.5 enkele resultaten betreffende (verruigde) heischraal- en blauwgraslanden.

Tabel 4.5 Rijkdom van de zaadbank en floristische relatie tussen zaadbank en vegetatie (naar Vyvey 1986 en Verhoeven en Van der Valk 1987).

Legenda: a: aantal soorten in de vegetatie
b: aantal soorten in de zaadbank
c: aantal soorten in de zaadbank maar niet in de vegetatie

Monsterplaats	a	b	c	type vegetatie
Marest-Dampcourt	63	23	7	verruigde
Torfbroek	84	59	11	blauw- en
Vance	70	43	10	schraalgraslanden
Westbroek	59	48	9	trilveen

Door de verschillen tussen soorten in zaadproduktie (vooral soorten met kleine zaden produceren grote aantallen en andersom) kunnen enkele soorten de zaadbank volledig domineren, terwijl de meeste soorten met slechts weinig zaden in de zaadbank aanwezig zijn. In het onderzoek van Vyvey (1986) was 75% van het aantal zaden afkomstig van maximaal 9% van de soorten (Padderus (*Juncus subnodulosus*), Veldrus (*J. acutiflorus*), Gewone wederik (*Lysimachia vulgaris*), Hertshooi-soorten (*Hypericum spp*.) en Leverkruid (*Eupatorium cannabinum*)). Onderzoek in een blauwgrasland in Noord-oost Twente (Van der Linden 1988) gaf soortgelijke resultaten: een overheersing van Russen en Dopheide (*Erica tetralix*).

De kans is groot dat zich in een zaadbank onder een vegetatie in een verdere successiefase relatief veel soorten uit de vroegere pionierfasen bevinden, die beter in staat zijn een zaadbank aan te leggen. Veel van de meer gewaardeerde soorten, met name die van meer stabiele milieus, zullen er in het geheel niet in voorkomen. Tabel 4.6 geeft een overzicht van de kenmerkende blauwgraslandsoorten die door Vyvey (1986) in de vegetatie zijn aangetroffen (sommige waren pas recentelijk verdwenen) maar niet in de zaadbank, en van de soorten die wel in de zaadbank maar niet in de vegetatie zaten.

Behalve zaden, kunnen zich ook vegetatieve diasporen in een 'bank' bevinden: wortelstokken of stolonen van soorten die zich doorgaans in belangrijke mate vegetatief voortplanten. In veel gevallen gaat het hierbij om grassen en andere soorten van ruderale, instabiele biotopen, als intensief gebruikte graslanden. Voorbeelden zijn Akkerdistel (*Cirsium arvense*), Fioringras (*Agrostis stolonifera*), Geknikte vossestaart (*Alopecurus geniculatus*) en Kruipende boterbloem (*Ranunculus repens*). Hoewel de levensduur van dergelijke diasporen niet erg groot is, kunnen ze de effecten van herstelmaatregelen voor een belangrijk deel beïnvloeden. Juist gestimuleerd door de verstoring in te herstellen ecosystemen spelen deze soorten immers een grote rol in de vegetatie, en zijn zij via vegetatieve uitbreiding tot een snelle reactie op herstelmaatregelen in staat, waarmee ze de mogelijkheden voor de doelsoorten kunnen beperken.

Tabel 4.6 Enkele regelmatig in een blauwgrasland-vegetatie maar niet in de zaadbank aangetroffen soorten, en soorten die wel in de zaadbank maar niet in die vegetatie vertegenwoordigd zijn (Vyvey 1986)

wel in vegetatie, niet in zaadbank		wel in zaadbank, niet in vegetatie	
Carex lasiocarpa	*Oxycoccus palustris*	*Solanum nigrum*	*Agrostis stolonifera*
Carex dioica	*Viola palustris*	*Stellaria media*	*Leucanthemum vulgare*
Carex pulicaris	*Menyanthes trifoliata*	*Senecio vulgaris*	*Ranunculus flammula*
Eriophorum latifol.	*Pedicularis palustris*	*Erigeron canadensis*	*Juncus bufonius*
Succisa pratensis	*Schoenus nigricans*	*Chenopodium album*	
Valeriana dioica		*Trifolium repens*	

Een mogelijke bron van waaruit populaties zich kunnen herstellen vormen ook de persistente juvenielen. Zo wordt de verrassende vestiging en uitbreiding van Klein wintergroen (*Pyrola minor*) in de Zeepeduinen na herstelmaatregelen, niet aanwezig in de verre nabijheid, door Beijersbergen (mond. meded.) toegeschreven aan persistente juvenielen.
Een aantal soorten blijkt in staat te zijn om hun groei (bijna) geheel te stoppen en ongunstige omstandigheden langdurig als (zelfs onvolledig ontwikkelde) zaailing te overleven. Pas als de omstandigheden gunstiger worden, vaak als er meer open ruimte komt voor de ontwikkeling, hervatten zij hun ontwikkeling. Naar deze verspreidingsstrategie is evenwel nog weinig onderzoek gedaan, maar Hodgson en Grime (1990) veronderstellen dat dit fenomeen bij veel soorten voorkomt. Naar het zich laat aanzien gaat het hierbij vooral om soorten van meer stabiele vegetaties.

Het meeste onderzoek heeft betrekking op zaadbanken met zaden van hogere planten. Mossen kunnen echter ook diasporen-banken vormen, bestaande uit sporen of tubers. Deze diasporen, en overigens ook vegetatieve delen van de plantjes, kunnen onder natte omstandigheden na lange tijd nog voor voortplanting zorgen, zoals bijvoorbeeld is gerapporteerd door Poschlod (1995) voor hoogveen.

4.2.4 Benutting van de zaadbank bij herstelmaatregelen

Om de mogelijkheden die de zaadbank biedt optimaal te benutten, zal vooral gezorgd moeten worden voor goede kiemingsomstandigheden. Maatregelen die van oudsher een belangrijke plaats innemen in het beheer van halfnatuurlijke terrestrische en aquatische ecosystemen, plaggen en uitbaggeren, komen hiervoor het meest in aanmerking. Soms zijn deze maatregelen zelfs onontbeerlijk voor het herstel van de ecosystemen (De Graaf *et al.* 1994).
Met plaggen wordt de toplaag van de bodem verwijderd en meestal de minerale onderlaag blootgelegd. Naast de verschralende effecten ontstaan zo ook de open plekken in de vegetatie waarin zaden in de bodem dichter aan de oppervlakte komen liggen en blootgesteld worden aan de kiemingsstimuli, zodat de zaad-kieming wordt bevorderd. Overigens hebben ook begrazen en maaien dergelijke effecten, maar dan uiteraard op veel localere schaal (Thompson en Grime 1979).

Niet alleen de omstandigheden voor kieming moeten geoptimaliseerd zijn, ook die voor het vervolg van de groeicyclus van de kwetsbare zaailingen. In dit kader is het van het grootste belang dat het tijdstip van plaggen met zorg worden gekozen[2]. Het beste moment om zaden bloot te leggen en tot kiemen aan te zetten zal meestal in het voorjaar zijn. Plaggen is in ieder geval af te raden als dit in of vlak voor het droge zomerseizoen gebeurt. Klimatologische en weersomstandigheden zijn dan te ongunstig voor een succesvolle ontwikkeling van de zaailingen.
De samenloop van gunstige kiemings- en ongunstige ontwikkelingsomstandigheden is er de oorzaak van dat zaadbanken van de vroegere vegetatie in landbouw-, en dan met name akkerbouwgebieden, vaak ontbreken. Door permanente verstoring, vooral door scheuren en ploegen van de akkers, zijn de oorspronkelijke soorten uit de zaadbank vervangen door ruderale en akkersoorten (Donelan en Thompson 1980).

Een grote zorgvuldigheid moet natuurlijk ook in acht genomen worden met betrekking tot de standplaatsomstandigheden. Als deze al niet vóór de kiemingsstimulatie zodanig zijn dat een verdere ontwikkeling van de planten gewaarborgd is, is het risico groot dat de zaailingen na ontkieming afsterven en de gehele zaadbank of die van bepaalde soorten voorgoed verdwijnt.
Zo heeft infiltratie met rivierwater in de kustduinen gezorgd voor vernatting en tegelijk voor eutrofiëring. Een soort als Parnassia (*Parnassia palustris*) kon door de vernatting weer kiemen, maar kreeg vervolgens door de verruiging ten gevolge van de eutrofiëring geen mogelijkheid zich te handhaven (Van Dijk 1989). Ongunstige standplaatsomstandigheden waren er ook de oorzaak van dat enkele herstelprojecten in zwakgebufferde vennen (onder andere in de Oisterwijkse vennen) in de vijftiger jaren alsnog mislukten (Buskens en Zingstra 1988; zie ook Cals *et al*. 1993). Na een snelle ontkieming na het uitbaggeren gingen de zaailingen teloor als gevolg van verzuring na de ingreep, waarna de zaadbank definitief verloren was.

Ook de diepte tot waar geplagd wordt is van groot belang. De optimale diepte is afhankelijk van de specifieke omstandigheden. In het algemeen moet er in niet al te zeer aangetaste situaties naar gestreefd worden de minerale bodem juist bloot te leggen, en niet meer dan dat. Dit kan een kwestie zijn van centimeters (De Bruijn 1993; Cals *et al.* 1993). Met name omdat het grootste deel van de zaadbank zich in de bovenste 10-15 cm van de bodem bevindt, moet men zeer voorzichtig zijn met de diepte tot waar geplagd wordt. De kans op verwijdering van de zaadbank en tegelijk ook de micro-organismen die soorten als Orchideeën voor hun ontkieming nodig hebben, is groot.
Overigens zullen de zaden van de te verwijderen vegetatie in herstel-situaties zich juist in het bovenste deel van de zaadbank hebben verzameld; die van de oorspronkelijke vegetatie liggen op wat grotere diepte. De optimale plag-diepte wordt dus ook bepaald door de tijd die is verstreken sinds de aantasting begon.

[2] Overigens moet hierbij ook rekening gehouden worden met de beperkingen die de andere biota, als ongewervelden, amphibieën en vogels aan het plagtijdstip stellen.

Waar te ondiep geplagd wordt blijft organisch materiaal (humuslaag, maar vooral ook vegetatieve delen) liggen. Via achtergebleven uitlopers en vanuit zaad kunnen snel groeiende ruderale soorten meer profiteren van de nieuwe omstandigheden en zo de ontwikkeling van de doelsoorten belemmeren (Jansen *et al.* 1993; De Bruijn 1993). Zij kunnen dan de vegetatiestructuur gaan bepalen en daarmee de voor de weinig concurrentiekrachtige zaailingen in hun eerste ontwikkelingsfase essentiële licht- en bewortelingsomstandigheden ongunstig beïnvloeden.
Bij de meer kwetsbare (venige en kleiige) bodems is het zaak de bodemstructuur zoveel mogelijk te ontzien en verdichting (voor sommige soorten een belemmering voor vestiging) te voorkomen. De maatregelen kunnen dan beter met de hand, met zeer lichte machines of met behulp van druk-spreidende platen uitgevoerd worden (Cals *et al.* 1993).
Plaggen moet zoveel mogelijk gebeuren in aansluiting op de schaal en de differentiatie van het betreffende terrein. Vaak betekent dit kleinschalig plaggen, met in achtneming van reliëf en bodemstructuur van het terrein. Door dwars op hellingen te plaggen blijven gradiënt-situaties behouden zodat ze na de herstel-werkzaamheden weer tot uiting kunnen komen (De Graaf *et al.* 1994). In sommige gevallen kan het ontstaan van grensmilieus met hun gradiënten ook bevorderd worden door niet overal even diep te plaggen (Anon. 1984), maar hier moet voorzichtig mee omgegaan worden.
Het is beter vele kleine plekken te plaggen dan een paar grote, om zo de ruimtelijke variatie in de vegetatiestructuur te bewaren of doen toenemen (Londo 1985). Zo kunnen bovendien relict-vegetaties en andere diasporen(-bronnen) als persistente juvenielen gespaard worden[3]. Deze variatie moet overigens niet alleen in ruimtelijk opzicht, maar ook in de tijd in acht genomen worden: het is beter een bepaald aantal plekken in opeenvolgende jaren te plaggen dan in hetzelfde jaar.

Bij oppervlaktewateren met minerale bodems kan de in de loop der tijd gevormde (slib)-laag met organisch materiaal uitgebaggerd, en de eventuele verruigde begroeiing verwijderd worden. Ook hier leidt dit tot blootstelling van de aanwezige zaadbank aan kiemingsstimuli en worden gunstige omstandigheden voor de ontwikkeling van de zaailingen geschapen. De oevers van deze wateren boven de hoogwaterlijn dienen voor dezelfde effecten ook schoongemaakt en ontdaan te worden van boom-opslag en andere verruiging (Cals *et al.* 1993).
Het uitbaggeren van vennen en andere zwak gebufferde oppervlaktewateren moet zeer voorzichtig gebeuren, zowel wat betreft de manier van graven als de daarbij te gebruiken apparatuur. In het bijzonder bij vennen is het risico aanwezig dat de eventueel aanwezige niet-doorlatende laag wordt beschadigd, of dat het ingewikkelde bodemprofiel van elkaar afwisselende veen- en minerale laagjes wordt verstoord.

De in de voorgaande paragraaf aangehaalde resultaten van onderzoeken naar samenstelling en omvang van zaadbanken kunnen de indruk wekken dat plaggen, gericht op het activeren van de zaadbank, slechts beperkte effecten kan hebben. In veel gevallen ontbreekt een groot deel van de doelsoorten immers in de zaadbank. Toch zijn hier in de praktijk vaak positieve ervaringen mee opgedaan dan de onderzoeksresultaten zouden doen vermoeden.

---

[3] Een belangrijk neveneffect van zo'n aanpak is, dat de sterk negatieve effecten van plaggen voor de bodemfauna, met name voor de ongewervelden, tot meer aanvaardbare proporties teruggebracht worden en hun herkolonisatiekansen vergroot (De Graaf et al. 1994).

Deze discrepantie is deels terug te voeren op de beperkingen van het onderzoek met behulp van laboratorium-kiemproeven. Voor (her-)vestiging is vaak slechts een klein aantal zaden in de zaadbank nodig. Volgens Bekker (mond. meded.) is met de normale monstername-methode de kans zeer klein om soorten met een zaaddichtheid van enkele zaden per m^2 te detecteren. Dit betekent dat een soort door enkele duizenden kiemkrachtige zaden vertegen-woordigd kan zijn zonder dat dit uit een steekproefsgewijze kiemproef hoeft te blijken. De gevoeligheid en daarmee de voorspellende waarde van kiemproeven is dus beperkt.
Bovendien zijn de omstandigheden waaronder de zaden in laboratorium-omstandigheden tot kiemen gebracht worden, niet gelijk aan die in het veld. Kiemproeven geven dan ook alleen aan welke soorten met veel zaden vertegenwoordigd zijn in zaadbank, en niet met zoveel zekerheid welke soorten er in ontbreken (Van Dorp 1993). Het is dan ook niet verrassend dat ontkieming in het veld in optimale omstandigheden wat betere resultaten geeft.
Zo zijn in de Veenkampen (83) in plagproeven ter plekke vier van de doelsoorten, Melkviooltje (*Viola persicifolia*) en Blonde, Bleke en Geelgroene zegge (*Carex hostiana*, *C. pallescens* en *C. oederi)*, uit de zaadbank opgekomen die zich in kiemproeven in het laboratorium niet hebben laten zien. Dispersie kon hier uitgesloten worden omdat deze soorten in de wijde omgeving niet voorkomen (Van Dorp 1992; 1993).

4.3 Verspreiding in de ruimte: dispersie

4.3.1 Dispersie-mechanismen

Als plantesoorten niet (meer) als adult, juveniel of zaad in een bepaald gebied aanwezig zijn, zijn ze voor (her-)vestiging aangewezen op bronnen elders. Of ze van daaruit het gebied kunnen bereiken hangt af van hun dispersie-capaciteit (het vermogen om zich in de ruimte te verspreiden) en van de mate van isolatie (afstand en toegankelijkheid) van het gebied (Van Groenendael en Kalkhoven 1990). Of het na een geslaagde dispersie ook daadwerkelijk komt tot (her-)vestiging van een levensvatbare populatie, wordt vervolgens uiteraard bepaald door de kiemings- en vesti-gingsgeschikheid van het milieu (Van Groenendael *et al.* 1989). De betekenis van dispersie voor biotisch herstel lijkt in eerste instantie vrij beperkt: de dispersie-capaciteit van de meeste soorten is niet zo groot, en verspreiding in de orde van grootte van enkele meters per jaar is eerder regel dan uitzondering (Verkaar 1989). Voor verspreiding over een grotere afstand zijn de meeste soorten afhankelijk van zeldzaam voorkomende incidenten waarbij de diasporen over vele kilometers worden verplaatst.

In de verschillen tussen plantesoorten in hun dispersie-karakteristieken weerspiegelen zich de verschillen in tolerantie voor veranderingen van de standplaatsomstandigheden. Soorten die zijn aangepast aan 'moeilijke' standplaatsomstandigheden (als voedselarmoede) maar niet aan veranderingen daarin, en dus afhankelijk zijn van stabiele omstandigheden, leggen zich vooral toe op het continueren van een bestaande populatie. Zij investeren noch in dispersie van hun zaden noch in zaadbanken, maar produceren hun vaak betrekkelijk grote, kort levende zaden in kleine hoeveelheden en zetten deze af in de nabije omgeving van de moederplant. Typische voorbeelden hiervan zijn te vinden in bossen: zowel veel boom- als ondergroei-soorten.

Soorten van meer aan verandering onderhevige omstandigheden zijn eerder gericht op het koloniseren van nieuwe standplaatsen. Zij produceren zaden met een aangepaste morfologie (afmeting en vorm), vaak in grote aantallen. Veel van deze soorten zijn bovendien in staat om met hun zaden een zaadbank op te bouwen, ook op de nieuwe plaats.

vector	aanpassing	vorm	afstand	voorbeelden
geen	actieve of passieve zaadval	ballistisch, zwiepen	(zeer) klein	Koekoeksbloem-, Ratelaar, Springzaadsoorten
bodemroering	verplaatsbaarheid	borstels, haren	zeer klein	Ooievaarsbek-soorten
water	groot drijfvermogen	luchtkamers, haren	klein(-groot)	Gele lis, Riet, Harig wilgeroosje
dieren (zoochorie)	aantrekkelijkheid (voedzaam)	besvrucht, noot	matig-groot	Meidoorn, Roos-soorten Eik, Schermbloemigen
		'mierebroodje'	klein	Stinkende gouwe, Viooltje-soorten
	aanhechting	weerhaakjes, kleverig	matig-groot	Klis-, Walstrosoorten, Nagelkruid
wind (anemochorie)	kleine afmeting, hoge oppervlakte/volume-ratio	stofzaad	groot	Stofzaad, Orchideeën
		zaadpluis,	klein(-groot)	Moerasandijvie, Distelsoorten
		gevleugeld zaad	klein(-matig)	Berk, Esdoorn

Afstanden bij benadering: zeer klein: 1 m; klein: max 50 m; matig: 1 km; groot: >5 km

Tabel 4.7 Dispersie-mechanismen bij planten (naar Welch *et al.* (1990), Howe en Smallwood (1982)).

Door morfologische aanpassingen van hun zaden kunnen soorten effectief gebruik maken van bepaalde dispersievectoren. Naar deze vectoren kan een aantal dispersie-mechanismen onderscheiden worden, die zijn weergegeven in tabel 4.7. De indeling naar dispersie-mechanisme is in de praktijk minder strak dan in de tabel wordt gesuggerereerd. De feitelijke manier waarop een soort zich verspreidt wordt mede bepaald door de ecologische infrastructuur en de mate waarin de verschillende vectoren beschikbaar zijn.

Zonder vector of met behulp van bodemroering

Met name de laatste twee dispersie-vormen uit de tabel, de ballistische en via bodemroering, hebben een zeer beperkt bereik. Zij leveren dan ook geen bijdrage tot vestiging van soorten in een gebied waaruit ze verdwenen zijn, maar zijn wel van belang voor verspreiding van nog aanwezige soorten. De soorten die zich hiervan bedienen zijn meestal die van meer stabiele milieus. Actieve ballistische verspreiding (via opgebouwde veerkracht) komt ondermeer bij Viool-, Springzaad- en Vlinderbloemige soorten voor, passieve (via zwiepende bewegingen door de wind) bij Ratelaars en Koekoeksbloemen. Verplaatsing door bodemroering (als door bodemorganismen, vorst of inregenen) is een zeer traag, maar voortdurend en voornamelijk neerwaarts gericht proces. Zaden van bijvoorbeeld Ooievaarsbek-soorten kunnen deze beweging 'actief' bevorderen met behulp van hygroscopische borstels en scharnieren. Voor dispersie over grotere afstanden zijn deze soorten afhankelijk van incidenten.

Water als vector
Aquatische soorten verspreiden zich via het water met losgeraakte drijvende vegetatieve delen als wortelstokken of scheuten (als Waterpest (*Elodea spp.*), Riet (*Phragmites australis*) en Kalmoes (*Acorus calamus*)) of met zaden of sporen. Ook wind-verspreiders als Harig wilgeroosje (*Epilobium hirsutum*) en diverse Wilg-soorten maken wel gebruik van waterverspreiding. Door dispersie over water worden de diasporen niet lukraak verspreid maar komen ze terecht in een omgeving die wat vochttoestand betreft goede kiemings- en ontwikkelingskansen biedt.
De afstand die over het water afgelegd kan worden is afhankelijk van (behoud van) drijfvermogen en van gewicht. Bovendien wordt de afstand beperkt door vorm en mate van isolatie van het water: bij vennen en in mindere mate plassen en meren is deze gering, bij lijnvormige wateren groter, vooral als ze deel uitmaken van een uitgestrekt netwerk als de sloten in het veenweide-gebied. Langs rivieren kan op deze manier sprake zijn van een aanzienlijke dispersie, zoals veel neofyten laten zien.

Dieren als vector
Dispersie via dieren kan inwendig of uitwendig geschieden. In het eerste geval worden de vruchten (bessen, noten, graszaden) gegeten en verteerd en na enkele dagen elders gedeponeerd. Sommige zaden hebben deze 'bewerking' met de spijsverteringssappen nodig om te kunnen kiemen, maar alle moeten er in ieder geval tegen bestand zijn. Met name herkauwers, waarvoor zaden een 'bijprodukt' zijn, verteren hun voer beter zodat relatief minder zaden dit proces overleven. In absolute zin echter blijken ze toch van de meeste plantesoorten grotere hoeveelheden zaden te 'verwerken' per individu dan gerichte zaadeters als hoenderachtigen. Als voorbeeld van de mogelijkheden die deze wijze van verspreiden geeft, zijn in tabel 4.8 resultaten van Welch *et al.* (1990) van kiemproeven met verzamelde mest van verschillende diersoorten, afkomstig van heidevelden in Schotland.

Ervan uitgaande dat de abiotische omstandigheden in de plaats waar een dier zijn uitwerpselen deponeert enigszins zullen lijken op die waar de vruchten zijn gegeten, is ook deze vorm van dispersie niet lukraak. Aan dispersie via grote grazers (als runderen en herten) zitten nog andere voordelen. De mest verschaft gunstige kiemingsomstandigheden en verstikt de vegetatie ter plekke, waardoor eventuele concurrentie voor zaailingen onderdrukt wordt (Welch *et al.* 1990).
Zaden die voorzien zijn van bijvoorbeeld weerhaakjes, een kleverig oppervlak hebben of klein zijn, kunnen zich bedienen van uitwendige dierverspreiding in vacht of verenpak of aan de poten van dieren. Bekende voorbeelden zijn Walstro- en Tandzaad-soorten (*Galium spp.* en *Bidens spp.*) en ook een bossoort als Geel nagelkruid (*Geum urbanum*). Overigens gaat het hierbij niet alleen om afzonderlijke zaden of vruchten, maar zoals bij Roos- en Braamsoorten (*Rosaceae* en *Rubus spp.*) ook om stukjes tak met nog vast zittende vruchten (Welch *et al.* 1990). Vanwege het gedrag van de dieren geldt ook voor deze dispersiemethode, dat de standplaatsomstandigheden waar het zaad uiteindelijk terecht komt, waarschijnlijk lijken op die van waar het is opgenomen.

Tabel 4.8 Verspreiding van plantezaden in mest van verschillende diersoorten op heide in noord-oost Schotland. Ontleend aan Welch *et al.* (1990).

g =	red grouse	+:	vaak aangetroffen
hk =	hazen/konijnen	•:	af en toe aangetroffen
s =	schapen	.:	niet aangetroffen
h =	herten	R:	veel ontkiemde planten in rundermest
v =	vee	r:	weinig ontkiemde planten in rundermest

Soorten		g	hk	s	h	v
Fioringras		.	.	•	.	+
Gewoon + Zandstruisgras	•	•	+	+	+ R	
Gewoon reukgras	.	.	.	.	. r	
Zwarte zegge		.	.	.	.	•
Blauwe zegge		•	.	.	.	• r
Pilzegge	•	•	+	•	+ r	
Vlozegge	•	.	.	.	.	
Gestreepte witbol	.	•	•	•	+ r	
Veldrus		.	•	•	.	+
Zomprus	.	•	.	+	.	
Pitrus		.	+	•	+	+
Trekrus		•	•	.	+	•
Pijpestrootje		.	.	.	.	• r
Straatgras/Veldbeemdgras	.	•	+	.	+ R	
Struikheide		+	+	•	+	+ r
Tormentil	.	.	.	.	• r	
Grote vossestaart	.	.	.	.	. r	
Kropaar		.	.	.	.	• r
Engels raaigras		.	.	.	.	+ r
Timoteegras		.	.	.	.	. r

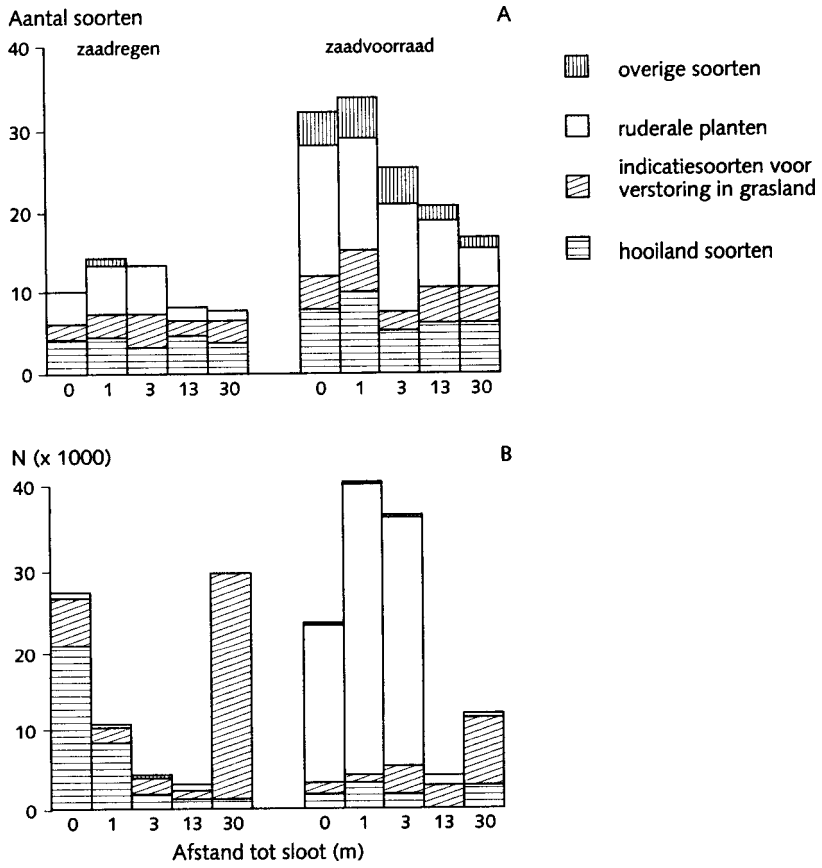
De afstand die op deze manier afgelegd kan worden is uiteraard afhankelijk van het gedrag van het betreffende dier. Vooral vogels op de trek kunnen een aanzienlijke bijdrage leveren aan de dispersie van bepaalde soorten. Kleine zoogdieren en op de grond foeragerende vogels zijn nogal honkvast, zodat hun bijdrage aan de dispersie betrekkelijk is. Voor grote grazers die bij het beheer ingeschakeld zijn geldt eigenlijk hetzelfde, behalve als ze in verschillende of in zeer grote terreinen ingezet worden.

Een bijzondere vorm van dispersie door dieren betreft zaden die aanhangsels (elaiosomen of mierebroodjes) hebben die door zoete stoffen of anderszins aantrekkelijk zijn voor mieren. De afstand waarover deze zaden verspreid worden (naar het mierennest) is echter zeer beperkt en het voornaamste effect ligt in het feit dat ze zo in gunstige kiemingsomstandigheden gebracht worden. Verschillende vergelijkingen per plantesoort van ontkiemingsmogelijkheden binnen en buiten mierennesten hebben uitgewezen dat deze in het eerste geval significant hoger waren (Howe en Smallwood 1982).

Ook de mens kan als verspreider van zaden functioneren. Vaak is waargenomen dat zaad zich verspreidt via schoeisel of onderhoudsmachines en dergelijke (Bakker en De Vries 1988). Strykstra en Verweij (1995) constateerden dat tussen twee niet ver uiteenliggende gebieden, per keer tienduizenden zaden via machines werden getransporteerd. De soortensamenstelling van deze transporten wordt uiteraard in eerste instantie bepaald door de vegetatie-samenstelling in het bron-terrein, maar daarnaast ook door het tijdstip van zaadzetting en de windgevoeligheid van de zaden. Ook de groeivorm van de plant (hoog of laag) speelt hier een rol bij.

Wind als vector
Terwijl dispersie met behulp van dieren vaker voorkomt bij soorten van minder verstoorde, stabiele biotopen, is winddispersie juist vrij gewoon bij soorten van meer verstoorde, veranderlijke biotopen (Howe en Smallwood 1982; Hodgson en Grime 1990). De meeste windverspreidende soorten beschikken over vorm-aanpassingen in de vrucht die de oppervlakte/volume-ratio ervan vergroten. Met name veel uitgesproken pioniers in de Composieten-familie, maar ook bijvoorbeeld Wilgeroosjes en Grasachtigen als Riet en Wollegrassoorten bedienen zich van zaadpluizen. Gevleugelde zaden worden meer aangetroffen bij boomsoorten, met als voorbeelden Berk en Den.
Een andere manier om de oppervlakte/volume-ratio te vergroten is bekend van mossoorten als *Campylopus pyriformis* en korstmossen uit het geslacht *Cladonia*, waarbij een deel van de plant afbreekt om vervolgens meegenomen te worden door de wind. Ook de broedknoppen van (korst-)mossen kunnen op een dergelijke manier verspreid worden. Ook bij Dopheide is iets dergelijks geconstateerd (Welch *et al.* 1990). Deze soort heeft een tweevoudige dispersie: in de herfst met 'gewoon' los zaad, en in de winter als de rest van het zaad, nog aan de verdroogde bloempjes vastzittend, door de wind wordt losgerukt en verspreid. Ook zeer kleine diasporen worden makkelijk door de wind opgenomen. Bekende voorbeelden zijn het zeer fijne zaad van Orchideeën en van Stofzaad en in mindere mate van Gentiaan-soorten (*Gentianaceae*) en Parnassia (Westhoff 1994), en sporen van Paardestaarten (*Equisetum spp.*), Wolfsklauwen, varens en mossen.

Winddispersie is geen gericht proces, en de kans dat een zaad in een geschikte plaats terechtkomt is dus kleiner dan bij dispersie met dieren. Diasporen kunnen met de wind over een zeer grote afstand vervoerd worden. De dichtheidsverdeling van de zaden (zaailingen) vanaf de moederplant blijkt echter een scheve (loglineaire) klokvormige curve te vormen met een lange staart. Het merendeel van de zaden komt dan ook niet eens buiten de bronpopulatie, veel zaden komen zelfs op slechts korte afstand van de moederplant terecht. Eén van de verklaringen hiervoor is dat de effectiviteit van windverspreiding niet alleen afhankelijk is van aerodynamische kenmerken van het zaad, maar ook van die van het landschap. Juist de locale convectie en turbulentie door oneffenheden in landschap en vegetatiestructuur kunnen de dispersie-afstand sterk beïnvloeden (Verkaar 1989).



Figuur 4.5 Samenstelling van zaadregen en -bank met de afstand tot een slootrand in de Veenkampen. A: aantal soorten; B: aantal individuen. Ontleend aan Van Groenendael *et al.* (1989).

Dit kwam naar voren in een onderzoek door Van Groenendael *et al.* (1989) langs sloten in de Veenkampen (zie figuur 4.5). Met de afstand tot de slootkant (als zaadbron) bleken in de zaadregen zowel het aantal individuen als het aantal soorten af te nemen. Dit laatste gebeurde bovendien op een specifieke manier: op grote afstand van de sloot waren immers bijna alleen nog zaden van ruderale soorten in zeer grote aantallen over. Over het algemeen blijkt de samenstelling van de zaadregen bij winddispersie vrij eenzijdig te zijn, en is het aandeel van de ruderale soorten erin relatief groot (Groenendael *et al.* 1990). Hierdoor is de kans dat winddispersie leidt tot hervestiging van soorten van minder voedselrijke omstandigheden niet groot. Dit toont te meer het belang aan van (relict)populaties als mogelijke bron van dispersie (en dan ook via andere vectoren) in een gebied.
Toch kan ook juist de 'staart' van enkele zaden die over een grotere afstand zijn getransporteerd, van groot belang blijken te zijn voor kolonisatie van nieuwe of verlaten, geïsoleerde groeiplaatsen. Het kolonisatieproces door middel van winddispersie vanuit bronnen op grotere afstand is hiermee wel zeer onvoorspelbaar. Overigens is de 'staart' van de verdeling van zaden niet alleen van belang bij winddispersie, maar ook bij dispersie via dieren. Als voorbeeld van het belang van toevalstreffers bij dispersie kan de vestiging van Parnassia gezien worden op een kort daarvoor als groeiplaats blijkbaar geschikt (ontzilt) geworden plaat in de Grevelingen (Weeda *et al.* 1985). Deze vestiging heeft stellig op grotere afstand

van de dichtstbijzijnde groeiplaats plaatsgevonden dan uit de gemiddelde verspreiding van zaad verklaard kan worden.

4.3.2 Benutting van de dispersie-capaciteit bij herstelmaatregelen

De mogelijkheden die dispersie biedt voor herstel zullen meestal kleiner zijn die van zaadbanken. Een van de oorzaken hiervoor ligt in het feit dat de doelsoorten van te herstellen voedselarme ecosystemen vaak wind- noch dierverspreiders zijn. In de gevallen waarin dat wel het geval is, zijn de belemmeringen voor een effectieve verspreiding zeker in ons huidige versnipperde landschap groot en de mogelijkheden dus beperkt (Cals *et al*. 1993). De afstand die zaden af kunnen leggen is voor de meeste soorten (zeer) beperkt, wat sterker geldt voor de zeldzamere soorten van meer stabiele omstandigheden. Niettemin zijn uit de praktijk wel enige successen te melden van windverspreiders, getuige het bovenstaande voorbeeld van Parnassia en ervaringen met soorten met stofzaad als Orchideeën, die een grotere 'actieradius' blijken hebben.

Om de bereikbaarheid van gebieden voor dispergerende soorten te vergroten, kunnen corridors (lintvormige elementen als houtwallen of slootkanten) of 'stepping stones' worden aangelegd. Hiermee kan de dispersie van planten worden versneld, maar toch tot niet meer dan enkele meters per jaar (Van Dorp 1993). Corridors hebben een naar gelang het dispersiemechanisme verschillende betekenis en beperkingen voor soorten. Vooral voor autochore soorten zullen deze beperkingen relatief klein zijn. Langs een geschikte corridor kunnen zij zich langzaam maar zeker verspreiden, en het verlies van zaad naar buiten de corridor blijft beperkt.
Voor windverspreiders zal de dispersie via corridors sneller kunnen gaan, maar is ook het verlies van diasporen naar 'buiten' groter, waar ze bijna zeker geen goede kiemingsomstandigheden zullen aantreffen. Voor dierverspreiders is de effectiviteit van de corridor afhankelijk van het gebruik dat de betreffende diersoort ervan maakt. Een voorbeeld daarvan vormt de manier waarop twee groepen besetende vogels zich in en tussen houtwallen bewegen (Van Groenendael en Kalkhoven 1990). Koperwiek, Kramsvogel en Spreeuw zijn zogenaamde 'transversale' vogels, die in tegenstelling tot de 'longitudinale' Merel en Roodborstje wel over open veld naar andere houtwallen of bosjes vliegen en de zaadverspreiding dus effectiever helpen.

In de meeste gevallen is de kwaliteit van de corridors echter een probleem. Ten eerste moeten ze een geschikt habitat verschaffen aan de betreffende soorten. Zo zullen houtwallen voor soorten van schraalgraslanden weinig of geen verspreidingsmogelijkheden bieden. Bovendien zal de omvang van deze vaak smalle elementen te klein zijn om negatieve invloeden van buitenaf effectief uit te sluiten. Voor de doelsoorten zullen ze dan niet zo geschikt zijn, in tegenstelling tot voor de wat minder kritische soorten.
De enige mogelijkheid om de verspreiding van zaad te bevorderen is dan vaak ook om herstel te beginnen in gebieden die in de buurt van niet-aangetaste brongebieden liggen. Om dezelfde redenen zouden natuurontwikkelingsprojecten ruimtelijk aan moeten sluiten bij bestaande natuurgebieden.

4.4 Verspreidingsstrategieën en volldigheid van herstel

De mate waarin succesvol herstel verwacht kan worden hangt samen met de voorgeschiedenis van een terrein. Naarmate de verdroging van recenter datum is en veranderingen in het beheer minder ingrijpend zijn geweest (als scheuren van graslanden of bebossing), zijn de perspectieven voor herstel beter. Als -voor de hand liggende- stelregel vloeit hier uit voort, dat de kansen op herstel beter zijn naarmate er sneller ingegrepen kan worden. Niet alleen bieden de abiotische omstandigheden dan nog een beter uitgangspunt voor herstel, ook zijn de zaadbank en eventueel ook de ecologische infrastructuur in een betere conditie, en zijn er wellicht nog (rest-)populaties aanwezig.

Tabel 4.9 Correlaties tussen verspreidingsstrategie en habitat-type van in Groot-Brittanië voorkomende kruiden. Naar Hodgson en Grime (1990)

	habitat-type							
strategie	Sp	We	Lo	Ar	Pa	Wa	Wo	
vegetatief		(+)	+	+	(+)	•	•	(•)
(permanente) zaadbank	+	+	(+)	+	(•)	(•)	•	
dispersie	(+)	+	(+)	(•)	•	•	•	
geen verspreiding	•	•	(•)	•	+	+	+	

Sp = (spoil heap) ruderaal
We = (wetland) water met oevers
Lo = Lolium perenne-grasland
Ar = (arable) akkers
Pa = (pasture) relatief ongestoord grasland
Wa = (wasteland) braakland
Wo = (woodland) bos
+ of •: statistisch significante positieve dan wel negatieve correlatie
(+) of (•): statistisch niet significante positieve dan wel negatieve correlatie

Een andere factor die een rol speelt in de bij herstelmaatregelen haalbare volledigheid is de aard van het ecosysteemtype en van de bijbehorende groep van soorten met hun verspreidingsstrategieën in tijd en ruimte. Hodgson en Grime (1990) onderzochten de correlaties tussen het preferente habitat-type en de verspreidingsstrategieën van soorten (onder weglating van houtige soorten en varens). De resultaten zijn weergegeven in tabel 4.9.

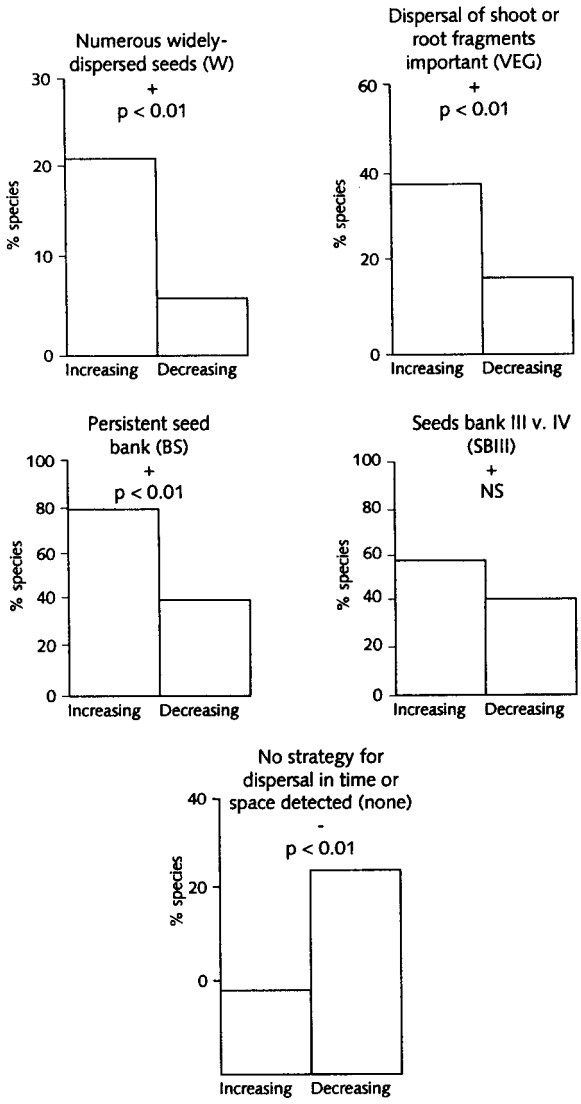
Uit deze tabel komen weer de al eerder aangestipte opvallende verschillen naar voren tussen de groepen van soorten. Soorten van instabiele milieus hebben vaker goed ontwikkelde verspreidingsmechanismen en relatief grote voorraden met lang levende zaden (Thompson 1978). Ze zijn gericht op het exploiteren van nieuwe plekken waar nog geen sprake is van concurrentie door andere soorten (Fenner 1978). Soorten uit laag-produktieve, stabiele milieus maken daarentegen voor verspreiding in tijd of ruimte weinig gebruik van zaden, maar om de populatie in het volgende jaar in dezelfde habitat te handhaven. Bovendien is gebleken (Hodgson en Grime 1990) dat de soorten in Groot-Brittanië die in aantal en voorkomen vooruitgaan, in grote meerderheid over goede verspreidingsmechanismen beschikken, in tegenstelling tot de achteruitgaande soorten (zie figuur 4.6).

Op grond van dezelfde gegevens heeft Grime (1989) een verder uitgewerkt onderscheid in regeneratiestrategieën opgesteld. In navolging daarvan komen we voor dit rapport tot het in tabel 4.10 gepresenteerde onderscheid in verspreidingsstrategieën. In deze indeling is de

relatie tussen enerzijds verspreidingsstrategie en anderzijds de stabiliteit van de standplaats en de successiefase zichtbaar.

Tabel 4.10 Dispersie- en regeneratiestrategieën in vegetaties, met functionele kenmerken en kenmerken van het biotoop. Naar Grime (1989), aangevuld.

strategie	functionele kenmerken	biotoop-kenmerken	voorbeelden
disp. vegetatief	losgeraakte vegetatieve delen	vooral in aquat. biotopen	Brede waterpest,Kalmoes
disp. met zaden of sporen	talrijke kortlevende zaden/sporen, wijde verspreiding door (morfologische) aanpassingen	dynam. biotopen, in ruimte onvoorspelbare verstoring	Moerasandijvie, Wilgen, Riet; besdragende soorten
	zaden kortlevend en zeer klein, adult langlevend	biot. met weinig verstoring	Orchideeën, Stofzaad, Varens, Paardestaarten
regen. ter plekke en met recente diasporen	zaden of losgeraakte vegetatieve diasporen in enkelvoud. cohorten	biot. seizoensmatig met (voorspelbare) verstoring	ruderale soorten; maar ook bv. Berenklauw
regen. met persist. diasporenbanken	zaden of sporen in bank zijn ten dele) ouder dan een jaar	biot. weinig dynam. met in tijd onvoorsp. verstoring	Struikheide, Greppelrus, Oeverkruid, Dwergzegge, Kranswieren ook: Gestr. witbol, Vogelmuur, Ruw beemdgras, Straatgras
regen. met persist.juvenielen	uit zaad of spore; lang in juven. fase blijvend; adult langlevend	biot. onproduktief, met in tijd onvoorsp. verstoring	veel bos-(ondergroei-)-soorten als Heelkruid



Figuur 4.6 Voor- of achteruitgang van kruiden met bepaalde verspreidingsstrategie (Hodgson en Grime 1990).

Vooral bij de ecosysteemtypen van natte heiden en vennen, duinvalleien en petgaten en in mindere mate bij schraallanden, richt men zich op het herstel van de soortenrijke, jongere successiestadia. De vegetaties uit deze (pioniers-)stadia omvatten juist de soorten die beter tot verspreiding in de tijd of ruimte in staat zijn. De herstel-ervaringen zijn dan ook voor een belangrijk deel positief. In hoogvenen en bossen, ecosysteemtypen die zich in een verder successiestadium bevinden waarin de effectief verspreidende soorten een minder grote rol spelen, zijn de herstelpogingen wat minder positief.

In de verschillende terrestrische ecosysteemtypen op minerale of humusrijke bodems waar het gaat om vroege successiestadia (natte heiden, duinvalleien en sommige schraallanden) hebben herstelmaatregelen geleid tot hoopgevende ontwikkelingen. Enkele praktijker-varingen geven de verwachtingen aan die, afhankelijk van de locale omstandigheden, gesteld kunnen worden bij deze ecosysteemtypen.

* In de heidevelden van het **Doldersumerveld** heeft de vegetatie een opener en gevarieerder karakter gekregen na (afbranden en) grootschalig afplaggen. Pijpestrootje en Bochtige smele (*Deschampsia flexuosa*) zijn teruggedrongen en Dopheide heeft met name op plagplekken terrein gewonnen. Beenbreek (*Narthecium ossifragum*), Klokjesgentiaan (*Gentiana pneumonanthe*), Moeraskartelblad (*Pedicularis palustris*), Liggende vleugeltjesbloem (*Polygala serpillyfolia*), Blauwe zegge (*Carex panicea*) en Bruine snavelbies (*Rhynchospora fusca*) hebben zich uitgebreid, Moeraswolfsklauw (*Lycopodium inundatum*) heeft zich nieuw gevestigd. Lavendelheide (*Andromeda polifolia*), Eenarig wollegras (*Eriophorum vaginatum*), Grote wolfsklauw (*Lycopodium clavatum*) en Gevlekte orchis (*Dactylorhiza maculata*) hebben zich gehandhaafd.
* In het kader van EGM-projecten is -na maatregelen in de abiotische sfeer- in een aantal natte heischrale milieus schraallanden geplagd om de verzuringseffecten van veranderingen in de waterhuishouding tegen te gaan. Onder andere voor Het Verbrande Bos (77) worden de resultaten door Roelofs *et al.* (1993) zeer gunstig genoemd. Kenmerkende soorten als Stijve moerasweegbree (*Echinodorus ranunculoides*), Wijdbloeiende rus (*Juncus tenageia*), Moeraswolfsklauw (*Lycopodium inundatum*), Parnassia en Eenarig wollegras keerden terug, en Beenbreek, Liggende vleugeltjesbloem en Fraai hertshooi (*Hypericum pulchrum*) breidden zich uit.
* Na afdoende herstel van standplaatsomstandigheden kunnen ook in blauwgraslanden zeer goede resultaten gehaald worden met plaggen. Ervaringen in **Punthuizen** en de **Lemseler Maten** hebben geleerd dat plaggen tot een vergaand herstel kan leiden (Jansen *et al.* 1993). Vergrassing wordt er effectief mee bestreden, en de terugkeer of uitbreiding van de kenmerkende soorten (als Spaanse ruiter (*Cirsium dissectum*), Parnassia, Alpenrus (*Juncus alpinoarticulatus alpinoarticulatus*), Bleekgele droogbloem (*Gnaphalium luteo-album*), Pilvaren (*Pilularia globulifera*) en verscheidene mossoorten) bevorderd. Duurzaam herstel is ook haalbaar, maar vereist een toegesneden maaibeheer om de steeds dreigende vergrassing en ophoping van strooisel tegen te gaan.
* In het Laegieskamp bij Hilversum (De Mars *et al*. 1995) heeft vernatting, vooral waar dit gepaard ging met met aanvullende maatregelen als afplaggen, geleid tot een aarzelend herstel van de oorspronkelijke vegetatie, met soorten als Bronkruid (*Montia fontana*), Moerashertshooi (*Hypericum elodes*), Vlottende bies (*Scirpus fluitans*), Waterpostelein (*Lythrum portula*) en Pilvaren. Zeker gezien het gebruiksverleden (ontginning en de laatste jaren onder andere een redelijk intensieve recreatie) en het feit dat de meeste van de teruggekeerde soorten al langere tijd verdwenen waren, zijn deze resultaten hoopgevend.
* De Wisselse venen (76), een veengebied op de grens van de Veluwe bij Epe, zijn na turfwinning in de vorige eeuw en ontginning in het begin van deze eeuw, bijna geheel intensief gebruik als grasland. Op een klein perceel na is het gebied geëgaliseerd en ontwaterd. In dit zeer kwel-rijke gebied zijn met hydrologische herstelmaatregelen, integraal afgraven van de bouwvoor en lokaal dieper plaggen de standplaatsomstandigheden hersteld en naar het zich laat aanzien ook de vegetatie, zij het nog zonder Rode lijst-soorten (Roozen *et al*. 1995). De zaadbank bleek hier een grote rol in te spelen. Het veentje dat bij de ontginningen gespaard was, kon voor de meer bijzondere soorten blijkbaar geen verspreidingsbron vormen.

Ook bij zwak-gebufferde oppervlaktewateren als **vennen** gaat het bij het biotisch herstel om vroege successiestadia. Dat het succes bij vennen groot kan zijn is ondertussen in tal van gelegenheden gebleken (zie onder andere Westhoff 1994). Het snelle herstel en de zeldzaamheid van de weer verschenen soorten wijst er met aan zekerheid grenzende waarschijnlijkheid op dat de zaadbank hier een zeer belangrijke rol bij speelt. Als voorbeeld volgt hieronder een korte beschrijving van de resultaten in het Beuven (145) bij Someren.

* Het Beuven is het schoolvoorbeeld van een geslaagd herstel-project, waarbij schoonmaak van het ven een centrale rol innam (de aanleiding was niet zozeer verdroging alswel eutrofiëring). Na het uitbaggeren van het ven en het schoonmaken van de oevers begon de successie al zeer snel met de voor dergelijke vennen kenmerkende soorten uit de *Littorelletea* (Buskens en Zingstra 1988; Buskens 1993, 1994). Hieronder bevonden zich tal van zeer zeldzaam geworden soorten als Gesteeld glaskroos (*Elatine hexandra)*, Oeverkruid (*Littorella uniflora)*, Waterlobelia (*Lobelia dortmanna)*, Stekelbiesvaren (*Isoetes echinospora)*, Moerashertshooi (*Hypericum elodes*) en Moerassmele (*Deschampsia setacea).*

In veensystemen, met name trilvenen, lijkt het succes van afplaggen wisselend. Behalve waar sprake is van kwel, zijn de positieve effecten in nog niet vastgegroeide trilvenen beperkt. Dit is niet zozeer een gevolg van de aan- of afwezigheid van diasporen, maar van effecten in de abiotische sfeer. In de andere, met oppervlakte-gevoede systemen heeft plaggen voornamelijk het effect dat de kragge hoger in het water komt te liggen, met opnieuw een voor de gewenste ontwikkeling ongunstige locale waterstand en zuurgraadhuishouding als gevolg (Van Wirdum 1993a).

In wel vastgegroeide trilvenen die niet onder invloed staan van kwel staan voor het (biotisch) herstel weinig andere opties open dan het veen af te graven en de verlandingsprocessen opnieuw vanuit petgaten te laten beginnen (zie hoofdstuk 3). In sommige nieuw gegraven petgaten is een explosieve uitbreiding van Kranswiersoorten geconstateerd (Beltman en Van den Broek 1995). Over met name het begin, maar ook het verdere verloop van verlandingsprocessen door submerse hogere en emergente soorten is nog niet veel bekend (Beltman mond. meded.).
Wel kan vastgesteld worden dat zowel zaadvoorraad als dispersie op zich, voor veel soorten geen probleem hoeven te zijn. Juist veel soorten die het verlandingsproces starten (Riet, Waterlelie (*Nymphaea alba*), Kalmoes en Oeverzegge (*Carex riparia*)) verspreiden zich makkelijk vegetatief -meestal via wortelstokken- in het water. Kieming vanuit de oever van schoongemaakte bodem van petgaten hoeft voor veel soorten ook geen probleem te zijn, tenminste gezien het feit dat de zaden van watervegetaties vaak lang kiemkrachtig blijven.
De vestiging van trilveensoorten op een eenmaal gevormde kragge is vooral afhankelijk van de aanwezigheid van goed ontwikkelde trilvenen in de nabije omgeving. Als dergelijke vegetaties ontbreken, zal het herstel problematisch zijn.
De kansen op herstel vanuit de zaadbank van trilvenen die zich in de loop der successie hebben ontwikkeld tot moerasbossen, zijn gering. Door de beperkte aanwezigheid van trilveensoorten en de ruime aanwezigheid van ondergroeisoorten (in de bodem en in de vegetatie) zal kappen en rooien niet snel het gewenste effect hebben. Tabel 4.11 geeft enkele resultaten van een onderzoek naar diasporen (zaden en vegetatieve delen) in de bodem van een moerasbos (Verhoeven en Van der Valk 1987; Van der Valk en Verhoeven

1988). Hieruit komt naar voren dat er veel typische trilveensoorten in ontbreken, in tegenstelling tot wat in de bodem van nabijgelegen trilvenen is aangetroffen, en bovendien dat vegetatie en zaadvoorraad in moerasbossen gedomineerd wordt door ondergroeisoorten.

Tabel 4.11 Presentie van 16 typerende trilveensoorten met UFK 6 of minder in tot moerasbos ontwikkeld voormalig trilveen (naar Van der Valk en Verhoeven 1987);

legenda: tussen haakjes: presentie in trilvenen
aVB: afwezig in vegetatie en bodem
pV: aanwezig in de vegetatie
pB: aanwezig in de bodem
pVB: aanwezig in vegetatie en bodem

soort	UFK	aVB	soort	UFK	pV	pB	pVB
Kleine zonnedauw (5)	6	x	Moeraszegge (6)	6	6		
Slank wollegras (13)	2	x	Snavelzegge (53)	6	16		
Mattenbies (16)	6	x	Padderus (66)	6	6		
Klein blaasjeskruid (19)	5	x	Waterdrieblad (91)	5	16		
Waterscheerling (22)	6	x	Zeegr. muur (31)	6		5	
Draadzegge (28)	5	x	Ronde zegge (59)	5		14	
Moeraskartelblad (34)	4	x	Moerasviooltje (6)	6			25
Grote boterbloem (59)	5	x	Zompzegge (6)	5			22
			Moerasvaren (16)	5			9
			Hennegras (53)	6			100
			Wateraardbei (69)	6			31
			Moeraswederik (88)	5			66

In (voormalige) landbouwgebieden, en dan met name akkers, zullen de doelsoorten uit de oorspronkelijke vegetatie niet meer in de zaadbank voorkomen en vervangen zijn door zaden van ruderale en akkersoorten (Donelan en Thompson 1980). Herstel kan hier dus niet uitgaan van zaadbanken, wel van perceelsranden en slootkanten. Bovendien zal de aanwezige zaadvoorraad verwijderd moeten worden om overwoekering door ongewenste soorten te voorkomen. Juist door de randen hierbij te sparen kan ervoor gezorgd worden dat met het afgraven van de bouwvoor niet álle aanwezige diasporen van de gewenste soorten, voor zover nog in de zaadvoorraad aanwezig, verwijderd worden.

Ook in intensief gebruikte graslanden en in infiltratiegebieden in de duinen zijn de mogelijkheden op volledig herstel zeer beperkt. In gescheurde graslanden is de kans dat er nog zaden uit de oorspronkelijke vegetatie in de zaadbank voorkomen nihil. In niet gescheurde graslanden en in de infiltratiegebieden is deze kans weliswaar iets groter (als er tenminste niet teveel tijd overheen gegaan is) maar in ieder geval bestaat de zaadbank hier voornamelijk uit zaden van ruderale en ruigtesoorten.
Overigens blijkt uit het voorbeeld van de Veenkampen (83) (vanaf 1945 dertig jaar lang intensief gebruikte voormalige blauwgraslanden) dat de zaadbank ook een geringe omvang heeft in graslanden die weinig of geen bodembewerking maar wel een intensieve bemesting gekend hebben. Nadat verschralingsbeheer en hydrologische maatregelen gunstige omstandigheden hadden geschapen voor terugkeer van de in het verleden aangetroffen soorten (tabel 4.12 onder A), bleek een groot deel daarvan niet uit de zaadbank op te komen (tabel 4.12 onder B). Hiermee was het herstel voor een belangrijk deel afhankelijk geworden van dispersie van de doelsoorten die daar echter, althans over enige afstand, meestal niet toe in staat waren (tabel 4.12 onder C) of niet in de omgeving voorkwamen (Altena 1994; Van Dorp 1992, 1993). Er moet echter ook rekening gehouden worden met de mogelijkheid dat de standplaatsomstandigheden niet gunstig genoeg waren voor ontkieming. Zoals eerder (paragraaf 4.2.4) is aangegeven, verschenen immers enkele van deze waardevolle soorten wel bij nauwkeurig begeleide plagproeven, in tegenstelling tot elders in het veld en in laboratoriumproeven.

Tabel 4.12 De Veenkampen: relatie tussen enerzijds de soortensamenstelling van vegetatie en zaadbank, en anderzijds de dispersie-capaciteit van de soorten in de vegetatie. Ontleend aan Van Dorp 1993

A: recent of in de geschiedenis in de vegetatie van de Veenkampen aangetroffen aantallen soorten

B: aan- en afwezigheid van deze soorten in Veenkampen-zaadbank, gegroepeerd naar hun biotopen:

H+V	heide en venen	A+R	akkers en ruigten
Grasl.	droge en vochtige graslanden	Ov.	overige biotopen

C: dispersie-capaciteit van aanwezige soorten (in km, ontleend aan Feekes 1936 en Romell 1954)

	A:	B: in de Veenkampen-zaadbank aanwezig uit biotopen:				afw	C: dispersie-capac. (in km)		
presentie in de vegetatie:	tot	H+V	Grasl.	A+R	Ov.		>1	<1	<0.1
recent in de Veenkampen	142	2	16	30	7	87	28	53	61
wel region., niet in Veenkampen	21	-	-	-	1	20	1	9	11
niet region. niet in Veenkampen	39	-	-	-	-	39	12	7	20
totaal	202	2	16	30	8	146	41	69	92
niet in Veenkampen-zaadbank		36	54	29	27				

4.5 Conclusies ten aanzien van te verwachten herstel-volledigheid

Bij herstel van jonge successie-stadia, dus bij heiden en vennen en afhankelijk van het streefbeeld ook bij duinvalleien en schraallanden, zullen de doelsoorten zich makkelijker kunnen (her-)vestigen. Zij beschikken immers over een persistente zaad-(diasporen-)bank of over een goede dispersie-capaciteit. Daarnaast zal de volledigheid van het herstel afhankelijk zijn van de mate van degeneratie van het ecosysteem (ofwel van de conservering van de zaadbank), van de mate van isolatie van het betreffende gebied en van de maatregelen die uitgevoerd zijn om de diasporen optimaal te laten ontwikkelen. De zaadbank biedt de beste mogelijkheden tot herstel. Om deze optimaal te benutten is plaggen of uitbaggeren onvermijdelijk: hiermee worden de kiemingsomstandigheden voor het zaad en de ontwikkelingsomstandigheden van de zaailingen het best gewaarborgd.

Bij ecosysteemtypen van meer stabiele omstandigheden en in een meer gevorderd successiestadium, als bossen en hoogvenen, is biotisch herstel langs de natuurlijke weg minder goed mogelijk. De betreffende soorten hebben meestal geen of slechts een kleine zaadbank. Maar ook zaden van soorten die wel een zaadbank kunnen vormen zijn niet steeds aanwezig: het gaat hier doorgaans om niet persistente zaadbanken, waarvan de zaden relatief snel in vitaliteit achteruitgaan, zeker als de omstandigheden niet optimaal zijn.

Naarmate de kwaliteit of de omvang van de zaadbank minder is en het herstel dus in hogere mate afhankelijk is van de dispersie van soorten, moet op een minder volledig herstel gerekend worden. Een uitzondering kunnen de aquatische en de voedselrijke, natte ecosystemen vormen, omdat deze vaak via waterlopen met andere verbonden zijn. Naarmate een te herstellen ecosysteem geïsoleerder ligt van een potentiële diasporen-bron, dus vooral in geval van terrestrische systemen, nemen de kansen op herstel in enige mate van volledigheid verder af.

4.6 Laatste herstel-optie: herintroductie

Als er geen zaadbank (meer) aanwezig is en weinig kans op aanvoer van soorten door isolatie, bestaat nog de mogelijkheid het herstel te bevorderen door herintroductie van de doelsoorten. Vooral sinds enige jaren (maar ook al daarvoor; zie Westhoff 1949) wordt daarover in natuurbeheerderskringen een discussie gevoerd die zich ondermeer richt op de ethische kwestie van de toelaatbaarheid hiervan: mag op dit niveau ingegrepen worden op natuurlijke processen. Hoewel er vaak niet van te scheiden, zal hier niet expliciet op deze normatieve kant van de discussie worden ingegaan. Daarvoor wordt verwezen naar de in deze context verschenen literatuur (zie bijvoorbeeld Verkaar en Van Wirdum 1991; Strykstra 1993; Bruin 1993; Westhoff 1994).

In feite is herintroductie van soorten een praktijk van reeds vele jaren. De scheidslijn tussen opzettelijke herintroductie en (althans in principe) onopzettelijke, maar evengoed door de mens uitgevoerde verspreiding, is smal. Hoe smal, blijkt al uit het feit dat bij het verplaatsen

van onderhoudsmachines als vanzelfsprekend rekening gehouden wordt met de volgorde waarin dit gebeurt. In een verstandige aanpak zal men een maaimachine niet van een 'slecht' naar een 'goed' terrein(-deel) verplaatsen, maar andersom. Het argument hiervoor is niet alleen dat zo degenererende invloeden op het 'goede' terrein voorkomen worden, maar ook regeneratie van het 'slechte' bespoedigd wordt.

Hieronder volgt een opsomming van mogelijkheden die openstaan en beperkingen en voorwaarden die men kan laten gelden als herintroductie overwogen wordt. De opsomming is weinig systematisch; de manier waarop en mate waarin ze van toepassing worden geacht, hangt mede af van de concrete situatie. Met de aanpak van eventuele herintroductie is nog weinig ervaring opgedaan, laat staan dat de resultaten geëvalueerd kunnen worden.

* Herintroductie van soorten heeft alleen verdedigbaar als het gaat om een gebied waar ze eens aanwezig waren. Introductie als zodanig, van soorten die ook in het verleden niet in een bepaalde streek voorkwamen, is van een heel andere orde en in ieder geval meer discutabel.
* Het verdwijnen van een soort is (indirect) veroorzaakt door menselijk handelen, zoals in dit geval verdroging. De negatieve effecten van areaalveranderingen door (meer) natuurlijke oorzaken zouden dus buiten het onderwerp van de hier besproken herstelmaatregelen moeten vallen.
* Het verdwijnen van een soort alleen is niet voldoende reden voor herintroductie. Met name moet ook de oorzaak ervan opgeheven worden, ofwel: de standplaatsomstandigheden moeten duidelijk hersteld zijn.
* Herintroductie is te overwegen als een soort zich niet meer op eigen kracht kan hervestigen omdat ingrijpen van de mens mogelijkheden en wegen daarvoor heeft afgesneden. In gevallen waarin nog een diasporen-bank van de betreffende soort aanwezig is, of er een zeer nabijgelegen groeiplaats is, is herintroductie niet zinnig.
* Bij herintroductie hoeven niet alleen zaden te worden gebruikt, maar ook (soms beter; Den Hartog 1993) andere diasporen. Of en zo ja hoever men hierbij mag afwijken van natuurlijke verspreidingsprocessen (met als uiterste het uitplanten van elders uitgestoken adulte individuen of complete stukken uit de zode, zoals in andere landen wel gebruikelijk (Primack en Miao 1992; zie ook Den Hartog 1993), is een kwestie waarover het laatste woord nog bepaald niet is gesproken.
* De bron-populatie moet zo dicht mogelijk bij het doelgebied gelegen zijn. Als minimale voorwaarde geldt, dat de diasporen afkomstig zijn uit hetzelfde plantengeografische district als waarin het doelgebied ligt. De kans op een genetische verwantschap tussen de bron- en de verdwenen populatie is dan het grootst.
* Vóór herintroductie moet men zich er goed van vergewissen dat biotoop en vegetatietype in bron- en doelterrein zoveel mogelijk overeenkomen. Hiermee is de kans het grootst dat het gebruikte oecotype van de diasporen is aangepast aan het hervestigingsbiotoop. Het volstaat dus niet om alleen op de identiteit van soort af te gaan zonder daarbij te betrekken dat het wellicht in het bronterrein gaat om een blauwgrasland en in het doelterrein om een heischraal grasland (Strykstra *et al.* 1992).
* Voor de verspreiding van diasporen zijn meerdere mogelijkheden. Een eerste keuze ligt in de vraag of men ze actief in het terrein verspreidt, of dit via 'natuurlijke' ('subspontane') processen laat verlopen. In het laatste geval kunnen ze verspreid worden in een nabijgele-

gen, daarvoor bestemde en geschikt gemaakte 'zaadbrontuin' (Westhoff 1993b, 1994) die kan dienen als een 'stepping stone'. Hier zullen adulten zich uit de diasporen moeten ontwikkelen tot voortplanting en zaadzetting, van waaruit een nieuwe generatie diasporen vervolgens het doelterrein zou moeten bereiken. Volgens Den Hartog (1993) is een neveneffect van zo'n tussenstadium, dat ongewenste ziekten en parasieten ontdekt en bestreden kunnen worden.
In het geval van actieve verspreiding worden de diasporen in het terrein gebracht en daar verspreid. Dit kan gebeuren door de diasporen los te verstrooien of met het maaisel uit een natuurgebied van elders op te brengen. Het heeft geen zin hierbij enorme hoeveelheden zaden of vegetatief materiaal te nemen. Wanneer het milieu voldoende geschikt is, zal de soort zich na vestiging zelf kunnen verspreiden. Bovendien kan een dergelijke overdaad leiden tot schade of risico's bij de bronpopulatie.
* Tot slot zou elke herintroductie gemonitord en nauwkeurig beschreven moeten worden, minstens voor enkele jaren, om de mogelijkheid tot evaluatie in te bouwen. Naar de effecten (ook de negatieve of ongewenste) van de verschillende manieren waarop een herintroductie uitgevoerd kan worden, is nog nauwelijks systematisch onderzoek gedaan. Een gedegen verslaglegging kan helpen de discussie omtrent herintroductie ook met andere argumenten dan normatieve te voeren.

4.7 Nabeheer

Als de schaal van de factoren die de standplaatsomstandigheden sturen (en dan met name de hydrologische) de schaal van uitvoerbare maatregelen te boven gaat, zal het herstel altijd onvolledig zijn. In deze vaak voorkomende situatie is meteen de kiem gelegd voor een nieuwe achteruitgang van natuurwaarden, bijvoorbeeld door hernieuwde processen van accumulatie van organisch materiaal (zie onder meer Jansen *et al.* 1993). Deze achteruitgang zal bovendien bijna altijd bevorderd worden door factoren van buitenaf, die nauwelijks of helemaal niet bij herstel betrokken kunnen worden. Voorbeelden hiervan zijn de atmosferische depositie en het groter aandeel in zaadregen van landbouw(-begeleidende) gewassen.
Deze risico's zijn het grootst bij natuurgebieden die de vorm van 'enclaves' hebben, en dan vooral in agrarisch gebied. Tenslotte zorgt ook de natuurlijke successie van vegetaties, al dan niet versneld door de voorgaande factoren, ervoor dat de gewaardeerde vroege successiefasen langzaam maar zeker zullen verdwijnen.
Om te voorkomen dat waarden die met de besproken herstelmaatregelen gewonnen zijn alsnog verloren gaan, is een voortdurend beheer van de gebieden nodig. Dit (na-)beheer moet er zich op richten de omstandigheden voor de kwetsbare -beginnende- vegetatie gunstig te houden en de gewenste successiefase te handhaven. Dit impliceert het openhouden van de vegetatiestructuur en zode, en tegenhouden van dominantie van ongewenste (hogere en sneller groeiende) soorten, zodat ook de mogelijkheid tot vestiging blijft bestaan voor soorten die van dispersie van elders afhankelijk zijn.
De kern van een dergelijk beheer ligt in een continue verschraling als tegenwicht tegen de toenemende nutriënten-verrijking, en zal dus voor een groot deel gericht moeten zijn op het afvoeren van organisch materiaal. Verder is het van belang de mogelijkheden voor een

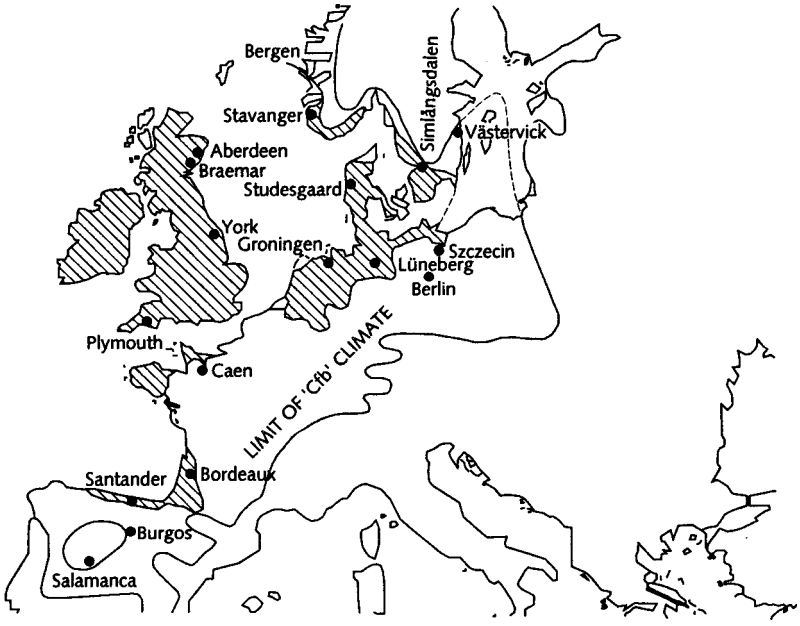
herhaalde verjonging van de vegetatie te handhaven door het steeds opnieuw creëren van open plekken.
De schaal waarop het beheer wordt uitgevoerd dient aangepast te zijn aan de schaal en de kwetsbaarheid van het betreffende terrein. De methoden om dit te doen zijn grotendeels dezelfde als hierboven al aan de orde zijn geweest: plaggen, maaien en begrazen. Welke methode op welke manier wordt toegepast, is afhankelijk van de aard van het betreffende terrein en het doel dat men ermee heeft.

5 Heide en vennen

5.1 Inleiding

5.1.1 Een algemene kenschets van het heide-ecosysteem

Heide-ecosystemen komen in Nederland voornamelijk voor in de Pleistocene inzijgingsgebieden op de arme, zure (dek-)zand- en leemgronden. Daarnaast komen op kleinere schaal ook in het duingebied heidevegetaties voor. Dit hoofdstuk richt zich vooral op de heidegebieden in Pleistoceen Nederland.
Op mondiaal niveau bekeken hebben heiden een (sub-)atlantische verspreiding, in de klimaatzone met een jaarlijks neerslagoverschot, korte droogte-perioden, koele zomers en zachte winters. Vooral voor de natte heiden ligt Nederland in het centrum van het areaal (zie figuur 5.1). Internationaal gezien is dit ecosysteemtype in de laatste decennia sterk achteruitgegaan, vooral door ontginningen. Hoewel dit ook voor Nederland geldt, is hier de achteruitgang wat kleiner, en is de internationale betekenis van onze natte heide dientengevolge groot. Drenthe, Overijssel, Gelderland en Noord-Brabant zijn de provincies waar nog uitgestrekte aaneengesloten oppervlakten voorkomen.



Figuur 5.1 Verspreiding van de belangrijkste laagland-heidegebieden in West Europa (gearceerd). Ontleend aan Werkgroep Heidebehoud en Heidebeheer (1988; oorspronkelijk uit Gimingham 1972).

De heide is een open landschap van uitgestrekte, nagenoeg boomloze heidevelden afgewisseld met vennen. Heide-vegetaties vormen een natuurlijk stadium in de successie op stuifzanden, nadat deze zijn vastgelegd door (korst-)mossen, een ontwikkeling die in Nederland zelden meer plaats vindt. De vegetatie is aangepast aan voedselarme, zure omstandig-

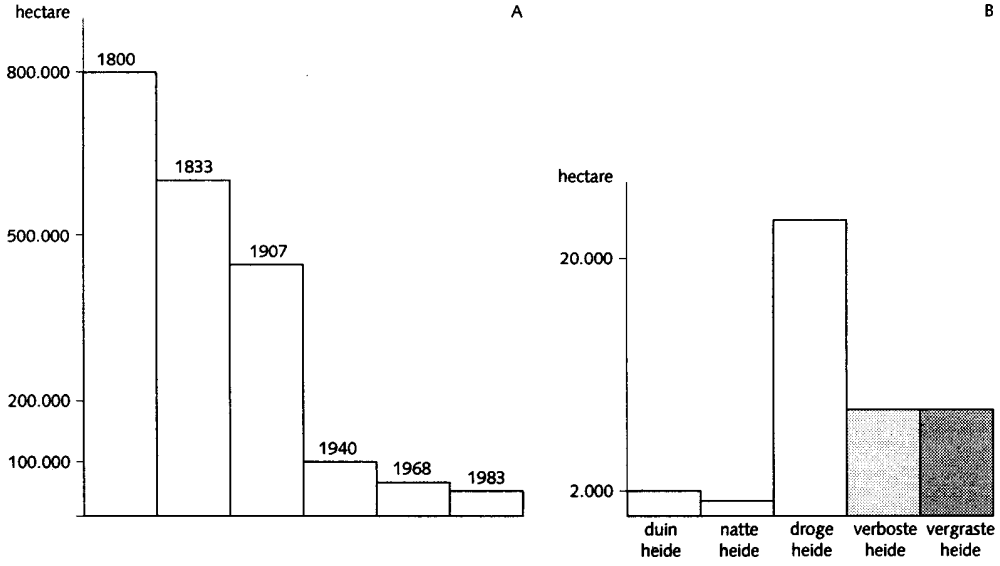
heden met een uiteenlopende vochtigheid, en aan de soms extreme temperatuurwisselingen. Bij goed ontwikkelde heidevegetaties wordt het aspect bepaald door dwergstruiken, alle uit de Heide-familie (Ericaceae), waarvan de meest algemene Struikheide (*Calluna vulgaris*) en Dopheide (*Erica tetralix*) zijn, in de noordelijke provincies bovendien soms Kraaiheide (*Empetrum nigrum*). Deze worden begeleid door tal van andere soorten, waaronder met name grassoorten als Pijpestrootje (*Molinia caerulea*) of Bochtige smele (*Deschampsia flexuosa*), en door andere leden uit de heide-familie, als Blauwe en Rode bosbes. (*Vaccinium myrtillus* en *V. vitis-ideae*).

5.1.2 Ontstaan en ontwikkeling van de heide

De huidige heideterreinen en het veel grotere areaal waar deze eens deel van uitmaakten danken hun bestaan vooral aan de mens. Het begin van deze antropogene ontwikkelingen moet in het Pleistoceen gelegd worden, rond 5000 BP, toen de eerste landbouwers bossen kapten om deze tot akkers en grasland om te zetten. Zonder bemesting, een toen nog onbekende methode, volgde al snel uitputting van de bodem en moesten de akkers verlaten en nieuwe aangelegd worden. Onder invloed van het neerslagoverschot loogde de bodem van de verlaten akkers uit, en ontwikkelden er zich heide-vegetaties die vervolgens weer verbosten.
Pas veel later, in de vroege Middeleeuwen, werden de bossen op de arme zandgronden weer gekapt voor landbouwdoeleinden en ontstonden op grotere schaal heidevelden (Werkgroep Heidebehoud en Heidebeheer 1988). Deze werden bovendien gebruikt voor beweiding met schapenkuddes en vooral om heideplaggen te steken die in (pot-)stallen werden gemengd met mest en als zodanig weer op de akkers gebracht. Ook werd geplagd voor de winning van bouwmateriaal en brandstof, maar de bemestingsfunctie is veruit de belangrijkste. De continue afvoer van bovengrondse vegetatie en nutriënten die met plaggen gepaard ging, zette de vegetatie-ontwikkeling steeds terug, met het gevolg dat de natuurlijke successie van heide naar bos werd geremd.
Deze vorm van bemesting liet een permanent gebruik van de akkers toe met een hogere opbrengst, maar vereiste wel een oppervlakte heide die een veelvoud was van die van de akkers (De Smidt 1981). Onder andere onder druk van de bevolkingsaanwas die door deze vernieuwing mogelijk gemaakt was, werd steeds meer bos tot heide ontgonnen om het groeiende areaal akkers te kunnen bemesten. Vooral op de armste zandgronden kon de soms zeer intensieve heide-exploitatie er toe leiden dat de vegetatie zich niet kon herstellen. hier kon de wind vat krijgen op de minerale bodem, met zandverstuivingen als gevolg. In het samenspel van deze ontwikkelingen bereikte de heide in Nederland tegen het begin van de vorige eeuw haar maximale omvang van ongeveer 800.000 ha (Werkgroep Heidebehoud en Heidebeheer 1988).

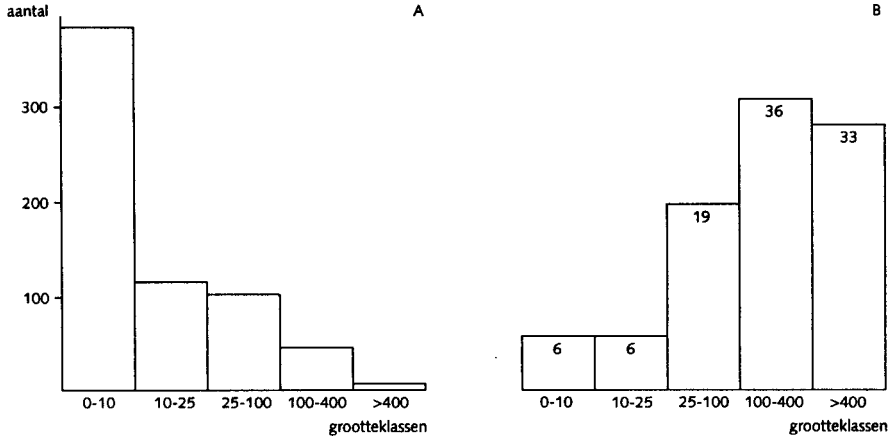
Door de toenemende beschikbaarheid van kunstmest werd de heide als nutriënten-bron in de loop van de vorige eeuw steeds minder belangrijk. Afplaggen en begrazen werden steeds minder nodig, zodat de autonome successie van heide naar bos niet langer gestoord werd. Omdat bovendien deze 'woeste gronden' dank zij kunstmest en verbeterde ontginningstechnieken zelf omgezet konden worden tot direct produktieve landbouwgrond, nam het

areaal aan heidevelden in snel tempo af. Figuur 5.2A geeft een indruk van deze achteruitgang in de tijd. In 1983 resteerde nog ongeveer 42.000 ha heide, waarvan slechts 1.000 ha enigszins goed ontwikkelde natte heide (buiten de duinheide), zoals figuur 5.2B aangeeft.



Figuur 5.2 A: afname van de oppervlakte aan heide in Nederland sinds 1800.
B: verdeling van de in 1983 resterende oppervlakte heide over verschillende typen.
Ontleend aan Werkgroep Heidebehoud en Heidebeheer (1988).

Naast een absolute achteruitgang van het heide-areaal is er ook sprake van een versnippering en isolatie van de heideterreinen (zie figuur 5.3), die hierdoor bovendien kwetsbaarder



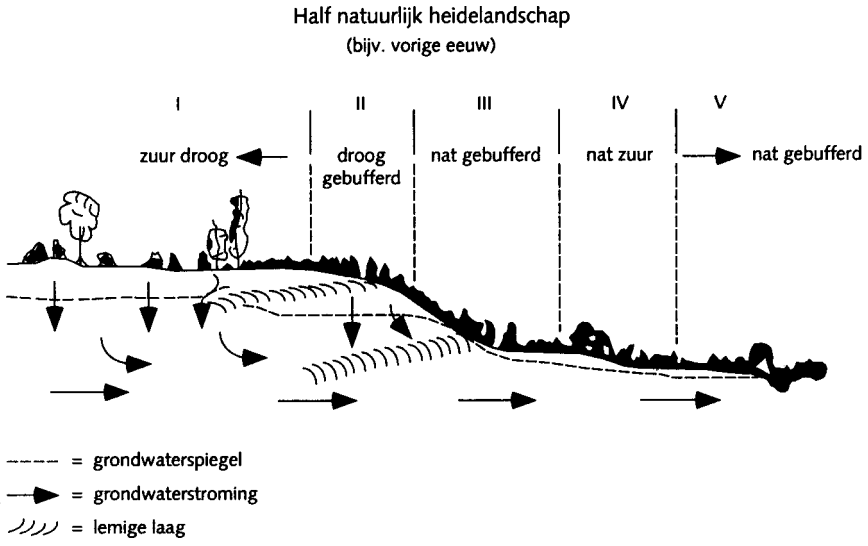
zijn geworden voor de effecten van ontwatering, vermesting en verzuring.

Figuur 5.3 A: aantal heideterreinen per oppervlakte-klasse
B: gesommeerde oppervlakte van de heideterreinen per oppervlakte-klasse.
Ontleend aan Werkgroep Heidebehoud en Heidebeheer (1988).

5.2 Natte en vochtige heide

5.2.1 Standplaatsomstandigheden

In ons land, met zijn jaarlijkse neerslagoverschot, zijn heide-ecosystemen gebonden aan inzijgingsgebieden op (kalk-)arme zand- en leemgronden waar ze worden gevoed door neerslagwater. Met de uit de organische bovenlaag opgenomen humuszuren zorgt het percolerend water voor oplossing en neerwaarts transport (uitspoeling) van mineralen, humuszuren en nutriënten in de bodem. Dit doorgaans zeer langdurige proces leidt uiteindelijk tot de vorming van voedselarme podzol-bodems die worden gekenmerkt door een differentiatie tussen de organische laag (strooisel- en humuslaag, ofwel A0 en A1-laag), de uitspoelings- en de inspoelingshorizont (A2- en B-laag).



Figuur 5.4 Topografische en hydrologische relaties tussen verschillende subsystemen in het heidelandschap. Ontleend aan De Graaf *et al.* (1994).

Sturende factoren in de bodem-ontwikkeling van heideterreinen zijn de topografische positie en de waterhuishouding (hoeveelheid en bufferende kwaliteit; zie figuur 5.4), de structuur van de ondergrond en de mineralenrijkdom van het moedermateriaal. De waterhuishouding zelf wordt niet alleen bepaald door de topografische positie maar ook door de aan- of afwezigheid van een slecht doorlatende laag in de ondergrond.
Grofweg kan gesteld worden dat naarmate de mineralenrijkdom groter is (als in leemhoudende bodems), de uitspoeling langer duurt en de vertering van het organisch materiaal vollediger is. Onder zeer natte omstandigheden wordt de afbraak van organisch materiaal geremd en ontstaan moerige bodems. Figuur 5.5 geeft schematisch weer tot welke podzolbodems bepaalde omstandigheden leiden.

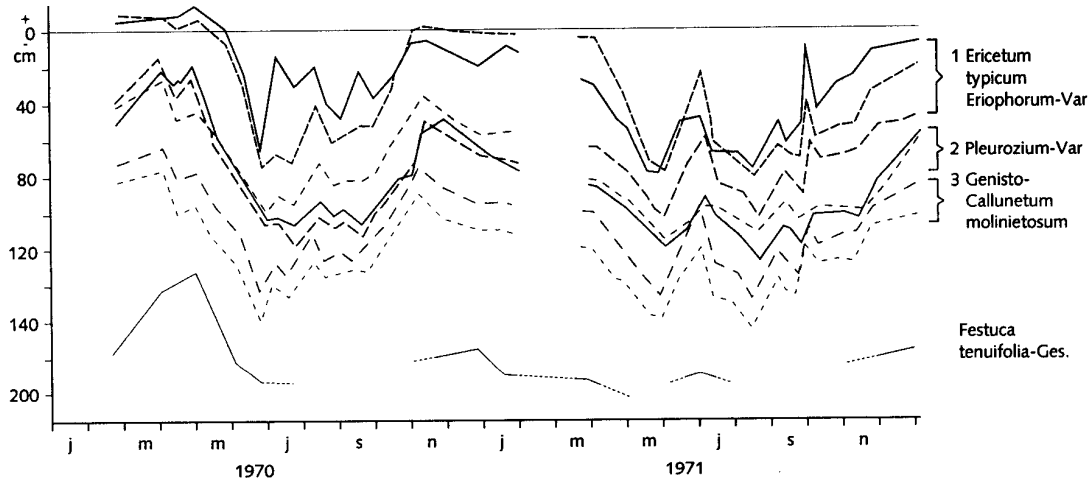
Onder droge omstandigheden hebben zich in de bodem van de Nederlandse heide-systemen haar- of holtpodzolen ontwikkeld, de eerste bij kleinere, de laatste bij grotere mineralenrijkdom. Deze droge systemen zijn relatief onafhankelijk van de omgeving. Zij kennen

door de seizoenen grote fluctuaties in de grondwaterstand, die echter alleen op de overgangen naar wat vochtigere heide relevant zijn voor de vegetatie.

hydrologie	moedermateriaal mineraalarm ——▸ rijk
droog	haarpodzol holtpodzol
↓	veldpodzol
nat	moerpodzol

Figuur 5.5 Podzol-vorming onder invloed van mineralenrijkdom en waterhuishouding.

Nattere omstandigheden worden lager in het landschap aangetroffen of boven een slecht doorlatende laag in de ondergrond, die kan bestaan uit klei- of keileemlagen maar ook uit door uitspoeling gevormde oerbanken. In het eerste geval wordt de waterhuishouding in grote mate via grondwater beïnvloed door de omgeving, vooral naarmate de heidevelden kleiner zijn. In het laatste geval kan zich een van de omgeving onafhankelijke schijnspiegel ontwikkelen.



Figuur 5.6 Tijdstijghoogtelijnen van natte en drogere heide (respectievelijk *Ericetum typicum* en *Genisto-Callunetum molinietosum*). Uit Everts *et al.* 1984, daarin ontleend aan Ellenberg (1982).

In de vochtige en natte heide-systemen gaat de bodemontwikkeling in de richting van de hydromorfe podzolen, in dit geval veld- dan wel moerpodzolen. Beide kennen grote natuurlijke fluctuaties in de grondwaterstand (zie figuur 5.6). In veldpodzolen staat het grondwater in de winter en het vroege voorjaar aan of boven het maaiveld, in de zomer tot ongeveer een meter daaronder (grondwatertrap III; Hochstenbach en Gremmen 1989). Door de zure en periodiek anaerobe omstandigheden vindt een sterke uitspoeling van ijzer plaats, met als gevolg dat deze gronden vaak tot op grote diepte ijzerloos zijn. De egaal bruine kleur van de bodem wordt hier dus niet veroorzaakt door ijzer maar door ingespoelde humusverbindingen.
Onder natte omstandigheden verloopt de mineralisatie langzamer, met als gevolg dat accumulatie van organisch materiaal plaatsvindt en de bodems vrij humeus kunnen zijn. In moerpodzolen staat het (stagnerende) grondwater lange tijd aan het maaiveld. Hier heeft

zich dientengevolge een venige bovenlaag ontwikkeld die in droge zomers het risico loopt uit te drogen.
Vooral in goed ontwikkelde, door Stuik- of Dopheide gedomineerde heide lijken de verliezen van nutriënten naar buiten het systeem beperkt te zijn. De oorzaak hiervan wordt door Berendse (1990) gelegd bij een zeer efficiënte accumulatie van met name stikstof in biomassa en bodem-organisch materiaal, zodat de stikstof-beschikbaarheid voor de planten in de loop van de tijd toeneemt. Ook in deze voedselarme systemen is er dus een natuurlijke tendens tot eutrofiëring. Voor een continue lage biomassa-produktie is de periodieke afvoer van organisch materiaal middels het (traditionele) plagbeheer dus ook in geval van goed ontwikkelde heide-vegetaties noodzakelijk.
Vaak zijn er geleidelijke overgangen in heide op podzolgronden naar systemen waar meer gebufferd grondwater een rol speelt via (lokale) kwel. Deze standplaatsen, waar zich op de minerale bodem een dikkere veen- of minerale eerdlaag heeft ontwikkeld, vormen overgang- en naar schraalgraslanden die in het betreffende hoofdstuk besproken zullen worden.

Een gevolg van de voor heidesystemen kenmerkende grote wisselingen in grondwaterstanden en dus periodieke uitdroging in meer of mindere mate, is dat ook de temperatuur (het microklimaat) sterk kan fluctueren. Het vegetatiedek, dat vrij laag en open is, heeft hierop weinig temperende werking.

5.2.2 Vegetatie

De voor vochtige en natte heiden kenmerkende vegetaties bestaan voor een deel uit plantesoorten die een pionier-karakter combineren met een aanpassing aan de hierboven genoemde specifieke heide-omstandigheden: voedselarm, vochtig tot nat en met grote vocht- en temperatuurschommelingen. De soorten uit de Heide-familie zijn hier exponenten van, maar ook soorten als Bruine snavelbies (*Rhynchospora fusca*) en Trekrus (*Juncus squarrosus*) vertonen deze kenmerken.
In vochtige heiden op veldpodzol-bodems vindt men meestal vochtige varianten van de Struikheide-gemeenschap en drogere varianten van de Dopheide-gemeenschap waarin Dopheide domineert en daarnaast ook vaak Veenbies *(Scirpus cespitosus*) voorkomt. In natte heiden op moerpodzolen speelt het Dopheide-verbond de boventoon, al dan niet in de vorm van veenmosrijke vegetaties. Kenmerkende soorten naast Dopheide zijn Bruine snavelbies, Klokjesgentiaan (*Gentiana pneumonanthe*) en Beenbreek (*Narthecium ossifragum*). In situaties met een (ook door natuurlijke oorzaken) minder stabiele grondwaterstand kan Pijpestrootje dominant zijn in een overigens soortenarme vegetatie met ondermeer Klokjesgentiaan, Trekrus, Blauwe zegge (*Carex panicea*) en Bruine snavelbies. In overgangen naar schraalland-achtige vegetaties, op de minder voedselarme standplaatsen op leemhoudende bodem (heischrale graslanden), komen ook Blauwe knoop (*Succisa pratensis*), Gevlekte orchis (*Dactylorhiza maculata*), Welriekende nachtorchis (*Platanthera bifolia*), Liggende vleugeltjesbloem (*Polygala serpyllifolia*), Vlozegge (*Carex pulicaris*) en Tandjesgras (*Danthonia decumbens*) voor. Op afgeplagde of vergraven plaatsen, en ook wel waar de bodem is dichtgeslagen (als langs paden) komen pioniervegetaties van de Snavelbies-gemeenschap voor, met onder meer naast Bruine ook Witte snavelbies (*Rhynchospora*

alba), Moeraswolfsklauw (*Lycopodium inundatum*), Heidekartelblad (*Pedicularis sylvatica*) en Kleine en Ronde zonnedauw (*Drosera intermedia* en *D. rotundifolia*).
Handhaving van deze vegetaties impliceert een beheersvorm waarbij organisch materiaal afgevoerd wordt. Als dit achterwege blijft zal de autonome successie leiden tot vergrassing met Pijpestrootje en op drogere plekken Bochtige smele. Zeker onder de huidige omstandigheden met atmosferische depositie kunnen dergelijke ontwikkelingen zeer snel gaan. Uiteindelijk zal bosvorming plaats vinden van het Berken-Eiken- dan wel Beuken-Eikenbostype.

5.3 Vennen

5.3.1 Standplaatsomstandigheden

Vennen zijn doorgaans geïsoleerde wateren die uitsluitend door neerslagwater gevoed worden; soms staan ze met elkaar of met waterlopen als beken of sloten in verbinding. Oorspronkelijk zijn vennen tijdens de laatste IJstijd gevormd in laagten (uitblazingen, beekloop-restanten of pingo-ruïnes) of boven een slecht doorlatende laag. Deze heeft dan de vorm van een klei- of keileemlaag of van een in het podzoleringsproces gevormde oerbank in de ondergrond, of van gyttja, een laag slecht verteerd organisch materiaal op de venbodem zelf. Veel van deze op natuurlijke wijze ontstane vennen zijn nadien dichtgegroeid met hoogveen en in de (vroege) Middeleeuwen weer uitgegraven voor turfwinning. Veel van de huidige vennen hebben hieraan hun (voort-)bestaan te danken (Van Dam 1987).
De waterhuishouding van vennen wordt bepaald door hun ligging in inzijgingsgebieden en door het neerslagoverschot. Ze kennen een grote seizoenmatige waterpeil- en daardoor ook temperatuurschommelingen: hoog in de zomer, laag in de zomer (grondwatertrap III en V). Omdat de meeste heidevennen ondiep zijn (maximaal anderhalve meter) kunnen in de zomer grote delen, soms gehele vennen, droogvallen. In afwezigheid van een ondoorlatende laag en bij met waterlopen verbonden vennen is het peil ook afhankelijk van dat in de omgeving of van de oppervlakkige aanvoer.

In fysisch-chemisch opzicht zijn vennen te karakteriseren als voedselarme, meestal zure, uitermate zoete wateren, met een lage concentratie aan anorganisch koolzuur (zie tabel 5.1). Als gevolg hiervan kennen ze een matige tot lage decompositie. In geval van hydrologische isolatie en dus grote afhankelijkheid van neerslagwater, zijn deze omstandigheden nog extremer. De zuurgraad kan dan dalen tot pH 3, mede veroorzaakt en instand gehouden door Veenmos-soorten, en dystrofie kan optreden. Als vennen in droge perioden droogvallen, kan door oxydatie van sulfide een ophoping van zuur-ionen ontstaan die na vernatting een sterke verzuring van het venwater kunnen veroorzaken (Van Dam 1987).
Waar vennen gelegen zijn op een mineraal-rijkere bodem of in verbinding staan met waterlopen zijn de omstandigheden wat milder: door een betere zuurgraad-buffering zijn ze zwak zuur en bovendien mesotroof. Dit geldt ook voor de vennen waar, door gebruik als recreatie-, drenk- of viswater of als (schapen-)wasmeer, sprake was van aanvoer van mineralen met een pH-verhogende werking (Van Dam 1987).

Tabel 5.1A Optimale zuurgraad en buffercapaciteit (in meq/l) van drie naar zuurgraad-buffering onderscheiden typen vennen, en de bijhorende plantengemeenschappen; naar Cals *et al.* 1993.

	pH	buffercap.	vegetatie
zwakzure (heide-)vennen	4 - 5	0,1 - 0,2	*Sphagno-Utricularion*
zwakgebufferde vennen	5 - 6	0,1 - 0,5	*Isoeto-Lobelietum*
zwak tot matig gebufferde vennen	6 - 7	0,1 - 1,0	*Littorelletea*

Tabel 5.1B Fysisch-chemische kenschets van oligo- tot mesotrofe vennen; EC (geleidbaarheid) in FS/cm bij 25E; gehalten in mg/l (naar Van Dam 1987, Anoniem 1984).

EC	44-140	Ca^{2+}	1-5	NH_4^+-N	0,1-2,2
Cl^-	6-14	Mg^{2+}	1-2	NO_3^--N	≤0,2
SO_4^{2-}	5-10	HCO_3^-	≤25	PO_4^{3-}-Ptot	≤0,1

Oevers van vennen kunnen door de waterhuishouding vaak sterk van omvang veranderen. Het sapropelium op de droogvallende bodem droogt dan uit zodat het door de wind verspreid kan worden, waardoor de minerale bodem weer bloot komt. Bij ondiepe vennen kan dit de gehele venbodem betreffen, in diepere zal zich het sapropelium ophopen en veenvorming plaatsvinden (Anoniem 1984). Ook lichte verstoring, bijvoorbeeld door dieren die vennen gebruik als drenkplaats, kan er voor zorgen dat de minerale bodem lokaal open gehouden wordt.

5.3.2 Vegetatie

In vennen zijn zuurgraadbuffering en voedselrijkdom zeer bepalend voor de vegetatie-ontwikkeling, hetgeen al blijkt uit het feit dat tabel 5.1A verschillende kenmerkende plantengemeenschappen geeft voor de typen die op grond van zuurgraad gedefinieerd zijn.
Zeer zure vennen worden gekenmerkt door dystroof water dat door humuszuren bruin gekleurd is. Zij zijn rijk aan organisch -niet afgebroken- materiaal en zeer soortenarm. De soorten die er voorkomen zijn meestal Veenmossen, met Knolrus (*Juncus bulbosus*) en Pijpestrootje op de oever. Zijn de omstandigheden iets minder zuur, dan komen naast de Veenmossen ook 'zure' soorten als Klein blaasjeskruid (*Utricularia minor*), Veenpluis (*Eriophorum angustifolium*) en Snavelzegge (*Carex rostrata*) voor.
Zeer zwak gebufferde vennen worden gekenmerkt door een lage koolzuur-concentratie in de waterlaag, veel lager dan in de bodem. Vooral waar de bodem bij tijd en wijle droogvalt bieden vennen plaats aan soorten van het Oeverkruidverbond, meer specifiek het *Isoeto-Lobelietum*, waartoe soorten behoren als Oeverkruid (*Littorella uniflora*), Waterlobelia (*Lobelia dortmanna*), Drijvende waterweegbree (*Luronium natans*), Biesvaren (*Isoetes lacustris*) en Pilvaren (*Pilularia globulifera*). In tegenstelling tot de meeste andere submerse soorten, kunnen deze zogeheten Isoëtiden zich hier goed handhaven. Het zijn langzaam groeiende soorten die anorganisch koolzuur zeer efficiënt kunnen benutten en bovendien met hun wortels koolzuur aan de bodem onttrekken. Hiertoe beschikken ze over een uitgebreid wortelstelsel en over luchtholten in de bladeren om de diffusie van koolzuur te bevorderen en om gerespireerde koolzuur te hergebruiken (Bloemendaal en Roelofs 1988).

In matig gebufferde, mesotrofe vennen krijgen deze soorten gezelschap van soorten uit andere *Littorelletea*-associaties, als Vlottende bies (*Scirpus fluitans*), Veelstengelige en Naaldwaterbies (*Eleocharis multicaulis* en *E. acicularis*) en Moerashertshooi (*Hypericum elodes*). Ook soorten uit het verbond van Kleine zeggen, als Draad- en Zompzegge (*Carex lasiocarpa* en *C. curta*), Waterdrieblad (*Menyanthes trifoliata*) en Wateraardbei (*Potentilla palustris*) kunnen dan hun opwachting maken.

In ongestoorde situaties zal de natuurlijke ontwikkeling van vennen, vooral de zuurdere die volledig door neerslagwater worden gevoed en niet in contact staan met een wat rijkere ondergrond, weer leiden tot hoogveenvorming. Deze successie heeft echter een lange tijd nodig. In minder zure omstandigheden kan een ven gaan verlanden, in een latere fase eveneens gevolgd door hoogveenvorming of door verruiging met struiken als Gagel.

5.4 Verdroging van heide en vennen

5.4.1 Oorzaken van verdroging

Vennen kennen natuurlijke periodieke schommelingen in hun waterpeil die -mede door de geringe diepte- tot verdroging kunnen leiden. Vaker is verdroging van heide en vennen echter een antropogene aangelegenheid. In het verleden ging de bedreiging vooral uit van ontginning en ruilverkaveling, werkzaamheden die tegenwoordig in heidegebieden niet meer aan de orde zijn maar er wel hun sporen hebben nagelaten.
Tegenwoordig liggen de belangrijkste oorzaken van verdroging buiten de heidevelden: ontwatering (in de winter) en daarnaast juist beregening (in de zomer) van landbouwgebieden, drinkwaterwinning en bebossing. Deze laatste factor zorgt via de sterke bos-verdamping voor verdroging, maar ook via de begreppeling die is uitgevoerd om het 'overtollige' water uit de bossen af te voeren.
Al deze ingrepen leiden tot verlaging van de grondwaterstand in nabijgelegen heidevelden. Vooral kleinere gebieden die als enclaves in een landbouwgebied liggen zijn kwetsbaar voor verdroging ten gevolge van dergelijke ingrepen. Zij missen immers de interne fysieke buffering waarvan in grotere terreinen nog wel sprake kan zijn.

Heide en vooral vennen met een schijngrondwaterspiegel zijn minder kwetsbaar omdat zij door de ondoorlatende lagen tegen deze externe verdrogingsinvloeden worden beschermd. Vooral waar de bescherming komt van een -doorgaans zeer dunne- oerbank, kunnen vergravingen echter een grote bedreiging vormen. Zuivere schijngrondwaterspiegels komen overigens zelden voor: vaker gaat het om de slecht doorlatende gyttja-lagen óp de venbodem die zijn ontstaan onder nattere omstandigheden. Bij daling van de grondwaterstand kan deze laag de verdroging weliswaar lange tijd afremmen, maar op den duur zal dit effect verdwijnen door mineralisatie en krimp die optreden bij het periodieke droogvallen van het ven. Dit is onder andere geconstateerd op de Groote Heide in Noord-Brabant (Rolf *et al*. 1993), waar, ondanks de aanwezigheid van een slecht doorlatende laag, de periode waarin het ven watervoerend is is afgenomen door grondwaterstandsdaling.

5.4.2 Effecten van grondwaterstandsdaling in de heide

De belangrijkste effecten van verdroging liggen op het vlak van toenemende aeratie, afnemende vochtvoorziening, toenemende voedselrijkdom door toenemende mineralisatie en verzuring als gevolg van de toegenomen invloed van neerslagwater (zie hoofdstuk 4). Omdat vochtige en natte heiden van nature zure systemen zijn, zijn de laatste effecten niet of slechts in geringe mate aan de orde.
Op natte standplaatsen leidt verlaging van de grondwaterstand in eerste instantie tot een toename van de aeratie, en daardoor tot een afname van hygrofyten (aan waterverzadigde omstandigheden aangepaste soorten). Bij verdergaande daling van de grondwaterstand is er sprake van een vermindering van de vochtleverantie. Deze vermindering is relatief groot omdat de capillaire nalevering van zand- of zandige bodems waarop deze systemen zich bevinden klein is: in grof zand is de vochtleverantie bij een grondwaterstand van 50 cm onder maaiveld al te laag voor een optimale gewas-verdamping (Polman 1978; Van der Sluys 1990b). Gezien ook het feit dat de natuurlijke grondwaterstandsfluctuaties in deze ecosystemen groot zijn, kunnen vochttekorten voor de vegetatie in de zomer al bij een relatief beperkte daling optreden. Bovendien kunnen zij zich over langere perioden uitstrekken: eerder in het groeiseizoen beginnen en later verdwijnen.
In moerpodzolen bestaat het risico dat uitdroging ook leidt tot structuurverandering van de venige bovenlaag. In hoeverre dit in natte heiden ook werkelijk gebeurt en wat er dan de effecten van zijn, is echter niet voldoende bekend.
Vochttekorten en vergrote fluctuaties in de grondwaterstand leiden voor de vele minder diepwortelende soorten van natte en vochtige heide tot achteruitgang. Ook ontkieming van zaden en ontwikkeling zaailingen wordt er door gehinderd of onmogelijk gemaakt. Deze vaak juist kenmerkende soorten worden vervangen door (zeer) diep wortelende en daardoor beter tegen droogte resistente plantesoorten (zoals Pijpestrootje), die op hun beurt de verdroging weer bevorderen.

Door afname van de vochtleverantie en dus toename van de aeratie worden de omstandigheden in de bodem oxyderend en stijgt de bodemtemperatuur. In het zure heide-milieu leidt dit tot een beperkte verhoging van de nutriëntenbeschikbaarheid. Wel zal de vorm waarin stikstof beschikbaar komt veranderen.
Nitraat, juist de stikstof-vorm die voor minder gewenste (gras-)soorten beter benutbaar is, komt relatief meer beschikbaar (Van Wirdum en Van Dam 1984) en van ammonium-accumulatie is minder sprake.

In termen van de vegetatie gesproken, leiden deze processen tot vergrassing van de heide door Pijpestrootje, en door Bochtige smele op de minder natte plaatsen. Deze veranderingen in de vegetatie gaan samen met een verhoogde strooisel-produktie, die onder droge en zure omstandigheden voor een groot deel niet afgebroken wordt maar accumuleert. Overigens is het in de praktijk vaak moeilijk een eenduidig onderscheid te maken tussen de effecten van grondwaterstandsverlaging, van atmosferische depositie en van het achterwege blijven van beheer in de vorm van plaggen en beweiding.

Zoals al is aangegeven, zal zich bij het ontbreken van een adequaat plag- of begrazingsbeheer snel een dikke humuslaag ontwikkelen waardoor stikstof in het systeem accumuleert. Door de betere vocht- en stikstofhuishouding zijn de omstandigheden gunstig voor de vestiging van bomen en struiken of, wanneer bosvorming actief wordt bestreden, van grassen.

Tabel 5.2 geeft ter illustratie de waarden van fysisch-chemische factoren die bij enkele ongestoorde en gestoorde standplaatsen in natte heiden zijn aangetroffen.

Tabel 5.2 Vegetatietypen en kenmerkende soorten van natte heide met waarden van enkele (differentiërende) fysisch-chemische standplaatskenmerken (in Fmol/l DW, water-geëxtraheerd, N: NaCl-geëxtraheerd; $N/N = NH_4^+/NO_3^-$).
Bronnen: VB: gegevens uit het Verbrande Bos; H.: Houdijk *et al.* 1993; beide vermeld in De Graaf *et al.* 1994.

vegetatietype	pH	N/N	N	P	karakteristieke natte heide-soorten	pH	N/N	NH_4^+	P	bron
soortenarme natte heide	3,9	19,92	52,5	14,36	Gewone dopheide	4,2	8,0	98	14	H.
vergraste heide	4,2	4,9	229,1	34,0	Struikheide	4,1	4,6	78	12	H.
Ass. van Moeraswolfskl. en Bruine snavelbies	4,5	3,7	67,1	1,6	Bruine snavelbies	4,2	5,0	112	8	H.
					Witte snavelbies	4,4	7,6	76,6	5,2	VB
Biezekn.-Pijpestr.verbond zonder zeldzame soorten	5,0	2,7	36,9	3,8	Beenbreek	4,4	5,6	147	9	H.
					Klokjesgentiaan	4,7	8,0	58,8	3,6	VB
Biezekn.-Pijpestr.verbond met zeldzame soorten	5,0	8,5	63,0	0	Kleine zonnedauw	4,6	8,1	61,2	4,2	VB
					Moeraswolfsklauw	4,7	4,8	47	3	H.
Oeverkruid-verbond	5,5	1,0	80,5	0	Heidekartelblad	4,9	4,0	61	6	H.
					Draadgentiaan	4,9	8,0	54,7	0,7	VB
					Grondster	5,1	7,3	66,6	1,3	VB
					Pijpestrootje	3,9	2,2	152	28	H.

5.4.3 Effecten van grondwaterstandsdaling in vennen

Het eerste effect van waterpeildaling in vennen is uiteraard dat de standplaatsen voor de (semi-)aquatische plantesoorten door watertekorten kleiner worden of zelfs geheel verdwijnen. Op de droogvallende oevers en bodem is bovendien sprake van een instabiele waterhuishouding, en door de toegenomen aeratie van mineralisatie van humus en ander organisch materiaal. Deze verschijnselen zijn op zich noodzakelijk voor de vernieuwing van de bijzondere oeverpionier-vegetaties in vennen, maar ze komen in natuurlijke situaties slechts incidenteel en zelden langer dan een jaar voor.
Behalve tot eutrofiëring leidt de aeratie via oxydatie van humus en van de daarin opgehoopte gereduceerde (zwavel-)verbindingen, tot verzuring door de vorming van sterke zuren als salpeterzuur en zwavelzuur (Cals *et al*. 1993). Deze veranderingen hebben hun grootste effecten in zwak gebufferde vennen, en vooral ook in de vennen die voor hun buffering afhankelijk zijn van toevoer van oppervlakte- of grondwater. Maar ook in van oorsprong zure vennen kunnen dergelijke effecten optreden en kan de pH bij droogvallen extreem laag worden. Door deze verzuring zal uiteindelijk de decompositie van het organisch materiaal weer afnemen en slib-vorming optreden.

Door deze veranderingen zullen de meeste soorten van de oorspronkelijk soms zeer soortenrijke vennen, en dan met name die uit de pioniervegetaties, verdwijnen. Andere soorten, vaak storingsindicatoren, nemen hun plaats over en kunnen soortenarme vegetaties gaan vormen. Waar verdroging leidt tot verzurende neven-effecten is de kans groot dat Knolrus, een soort die doorgaans ook voorkomt in niet aangetaste ven-vegetaties, vanuit zijn zeer grote zaadbank de vegetatie gaat domineren. In iets mindere mate geldt dit ook voor Waternavel (*Hydrocotyle vulgaris*) en zorgen Pitrus (*Juncus effusus*) en Pijpestrootje, en ook Gagel (*Myrica gale*) voor verruiging van de vegetatie.

5.5 Hydrologisch herstel van vochtige en natte heide en van vennen

5.5.1 Maatregelen

Tabel 5.3, aan het einde van dit hoofdstuk, geeft schematisch de herstelmogelijkheden weer voor heide en vennen. Herstelmaatregelen moeten in de eerste plaats gericht zijn op het conserveren van de inkomende neerslagwater.
In veel gevallen is verdroging van de heideterreinen het gevolg van sloten en begreppelingen die voor effectieve ontwatering in het kader van bebossings- of landbouw-ontginningen en ruilverkavelingsprojecten zijn gegraven, dwars door of langs heidevelden.
Verhinderen van de uitstroming van neerslagwater is dan relatief eenvoudig: door middel van dempen, afdammen, afkoppelen of omleiden van de ontwaterende greppels of sloten. Met zulke maatregelen zijn al veel ervaringen opgedaan, vaak met hoopgevende resultaten zowel wat betreft verhoging van de grondwaterstand als beperking van de fluctuaties erin.

* Voorbeelden hiervan vormen enkele herstel-ingrepen die zijn uitgevoerd in het **Dolder-summerveld**, het **Dwingelderveld** en de **Duurswouderheide**. De problemen bestonden hier uit bebossing van aangrenzende gebieden en doorsnijding van de gebieden door waterschapsleidingen en ontwateringssloten ten behoeve van de landbouw, met een verminderde toestroming van water met verdroging van het heidegebied als gevolg.
  Verwijdering van de naaldopstand (ter vermindering van de verdamping), dempen en afdammen van sloten en greppels naar aangrenzend (produktie-)bos en omleiden van waterschapsleidingen hebben de watertoestroming naar de heide effectief vergroot. De grondwaterstand in de heide is dan ook gestegen en de vergrassing van de heide teruggedrongen. Lokaal in deze gebieden is nu zelfs in de winter weer sprake van inundatie (stagnatie). In het Dwingelderveld ging dit laatste effect overigens gepaard met een vergroting van de fluctuaties in de grondwaterstand. Lokaal ontbreekt hier de afsluitende keileemlaag die elders wel in de ondergrond aanwezig is, waardoor de grondwaterstand met name in de laagste delen na de winter-inundaties in de zomer diep onder maaiveld zakt. In meer algemene zin is dit fenomeen door recente peilverlagingen (met name diepe zomer-ontwatering) in de omgeving ook zichtbaar in de andere terreinen. Al zijn ze positief, de resultaten zijn kleiner dan verwacht mocht worden.
  Overigens kon naast een stijging van de grondwaterstand vaak geconstateerd worden dat ook de grondwaterkwaliteit verbeterde door vermindering van de invloed van vervuild water uit het aangrenzend landbouwgebied.

Tegenstrijdige belangen kunnen verhinderen dat fundamentele maatregelen op een effectieve manier uitgevoerd worden. Om het beschikbare grondwater dan toch zo goed mogelijk in het betreffende terrein te houden, kan er rondom heen een beschermende grondwater-bufferzone aangelegd worden die de lokale grondwaterhuishouding min of meer van de omgeving isoleert.
Een bufferzone zal de effecten van onttrekkingen buiten het betreffende terrein kunnen beperken, maar niet geheel kunnen stoppen. De effectiviteit van de zone is voor een groot deel afhankelijk van haar omvang en van de mate waarin de wateronttrekkingen in die zone kunnen worden beperkt. Om een bepaald effect teweeg te brengen zal de zone relatief groter moeten zijn naarmate de betreffende terreinen kleiner en meer versnipperd zijn. Al deze factoren maken de uitvoering van deze maatregel waarschijnlijk problematisch.
Ook is er nog de mogelijkheid om zonder ingrijpen in de grondwaterhuishouding zelf, de vochtvoorziening in de wortelzone te verbeteren: door verlaging van het maaiveld. Deze ingreep heeft in de meeste gevallen alleen zin als de verlaging van de grondwaterstand beperkt is gebleven en de onttrekking geen grotere vormen zal gaan aannemen. Bovendien is de maatregel, met het oog op het behoud van reliëf en gradiënten, alleen op kleine schaal uitvoerbaar. Alleen waar het gaat om herstel van tot landbouwgebieden omgezette heiden, waarvan de bovenlaag vaak toch al dieper 'aangetast' zal zijn, kan grootschaliger en dieper worden afgegraven.

Tenslotte is er de mogelijkheid om de bestaande waterlopen te benutten voor de inlaat van water van elders. Deze maatregel moet echter ten sterkste afgeraden worden: het middel is erger dan de kwaal. Wellicht is hiermee de vochtvoorziening op lokale schaal te herstellen, maar via kwalitatieve eigenschappen ervan is de kans zeer groot dat het heide-ecosysteem als zodanig ter plekke verloren gaat. Inlaat van doorgaans goed gebufferd maar vaak ook geëutrofieerd water leidt in van neerslagwater afhankelijke inzijgingsgebieden immers tot in- en externe eutrofiëring (zie onder andere Cals en Roelofs 1990).

Voor hydrologisch herstel van vennen gelden soortgelijke ervaringen: vooral bij de geïsoleerde vennen is het weer terugbrengen van het vroegere peil niet het moeilijkste deel van het herstel. Uitzonderingen hierbij zijn de vennen met een schijnwaterspiegel waarvan de oerbank is beschadigd. Deze kunnen alleen hersteld worden via de natuurlijke weg van inspoeling van mineralen, die echter een zeer lange tijd vergt.
Vennen die door ontwateringssloten hun geïsoleerde positie verloren hebben moeten deze weer terugkrijgen door afdamming of demping van die sloten. Ook bij vennen die van oudsher niet geïsoleerd zijn levert het herstel van het grondwaterpeil doorgaans geen grote problemen op. Soms ligt dit wat anders wat betreft de peilfluctuaties die moeilijker te beïnvloeden zijn: in de situaties waarin deze vennen via de oppervlaktewater-verbindingen onderhevig zijn aan de peilbeheersing in het omringende en vaak agrarische land.

5.5.2 Effecten van hydrologisch herstel op standplaatsomstandigheden

Volgend op hydrologisch herstel is ook het herstel in de andere standplaatsaspecten doorgaans voorspoedig, mede omdat verdroging slechts een beperkte invloed heeft op de zuurgraad en mineralisatie. Zoals ervaringen onder meer in het **Doldersumer veld** hebben uitgewezen, heeft vernatting ook vrij snel een positief effect op de vegetatiestructuur door het terugdringen van de vergrassing. Vooral als het grondwater zonder al te sterke fluctuaties een groot deel van de zomer tot dicht onder het maaiveld staat, zullen Pijpestrootje in de natte delen en Bochtige smele op de overgangen naar de drogere delen verdwijnen. Meestal echter is vernatting alleen niet genoeg voor de bestrijding van de vergrassing en boomopslag en zijn ook aanvullende beheersmaatregelen als plaggen, begrazen en maaien nodig. Overigens zijn deze beheersmaatregelen ook in niet verdroogde heidegebieden noodzakelijk om de vegetaties in stand te houden.

Ook in vennen zullen de standplaatsomstandigheden zich na vernatting doorgaans goed kunnen herstellen, zeker naarmate de vennen van oorsprong zuurder zijn. Niettemin bestaat er in deze vennen, maar vooral ook in de zwak gebufferde, het risico van verzuring als door vernatting de tijdens de verdroging gevormde en in de bodem opgehoopte zuurionen in het water vrijkomen (Van Dam 1987). Toevoer van water dat rijk is aan (bi-)carbonaat leidt in deze situaties bovendien tot een verhoogde concentratie van CO_2: $HCO_3^{\bullet}+H^+ \; 6 \; H_2O+CO_2$ (Cals *et al.* 1993). Overigens spelen ook factoren als atmosferische depositie vaak een belangrijke rol in de zuurgraadhuishouding.

Voor de vennen die van oorsprong door de aanvoer van oppervlakte- of grondwater zwak gebufferd zijn, moet voor vernatting waar mogelijk water van een 'systeem-eigen' kwaliteit gebruikt worden. Vaak zal het inlaatwater -doorgaans van beken die ook landbouwgebied doorstromen- beter gebufferd en voedselrijker zijn dan die van het oorspronkelijke vensysteem. Ervaringen hebben geleerd dat dit al snel kan leiden tot interne eutrofiëring door de gestimuleerde mineralisatie van het opgehoopte organische materiaal, als ook tot externe eutrofiëring (Van Dam 1987).

5.6 Herstel-bespoedigende maatregelen

Het grootste probleem voor de verdere ontwikkeling van hydrologisch herstelde natte en vochtige heiden vormen grassen en boomopslag. Ook waar de vergrassing is teruggedrongen, resteert vaak een dichtgegroeide zode en ophoping van ruwe humus en strooisel. Mineralisatie hiervan staat een verdergaand herstel van natte heide in de weg, en waar dat door de lage pH niet het geval is vormt de dikke strooisellaag een 'fysieke' belemmering voor de vegetatie-ontwikkeling.
Plaggen vormt hiertegen de beste remedie. Niet alleen wordt hiermee mineralisatie van organisch materiaal voorkomen, ook worden de concurrentie-omstandigheden voor de planten die moeten zorgen voor een hernieuwde heide-ontwikkeling gunstiger door het verwijderen van verruigde vegetaties. Dit heeft vooral effecten op de kiemingsomstandigheden voor de zaden in de zaadbank, die in heidesystemen althans voor de aspect bepalende dwergstruik-soorten vaak groot en in redelijk goede staat geconserveerd is. Mede met het oog hierop is het beter te plaggen vóór de zaadzetting van de ongewenste grassen, zodat deze zich minder snel op de geplagde grond zullen kunnen hervestigen.
Het is zaak om er bij plaggen op te letten niet te diep te gaan. Waar mogelijk moet de minerale bodem blootgelegd worden, maar ook niet meer dan dat. Uiteraard geldt dit ter bescherming van de zaadbank, maar ook voor het intact laten van voor heide-ecosystemen kenmerkende de podzol-bodem. Eenmaal verstoord, is met het herstel hiervan een zeer lange tijd gemoeid. Dieper plaggen leidt weliswaar tot verminderde vergrassing maar ook tot een verarmde versie van de kenmerkende heidevegetatie. Vooral waar vitale planten van voor de heide kenmerkende soorten nog aanwezig zijn, moet geprobeerd worden deze te behouden en moet dus grote voorzichtigheid in acht genomen worden bij het plaggen (Werkgroep Heidebehoud en Heidebeheer 1988).
Om het aanwezige reliëf en de gradiënten zoveel mogelijk te handhaven of weer tot hun recht te laten komen, kan bovendien beter op een zo klein mogelijke schaal geplagd worden, aangepast aan de dimensies van het terrein. Bij deze dimensies hoort ook de tijd: plaggen in kleine vlakken is verre te verkiezen boven grote aaneengesloten vlakken. Deze aanpak bevordert de variatie in de vegetatie in de zin van ontwikkelingsfasen en zorgt er zo voor dat er (potentiële) diasporenbronnen aanwezig zijn vanwaaruit soorten zich kunnen vestigen die niet in de zaadbank vertegenwoordigd zijn. In de **Duurswouderheide**, waar men lokaal grote oppervlakten en diep heeft geplagd, is de vegetatie dan ook weliswaar van vergrassing ontdaan, maar tevens soortenarm gebleven.

In het verleden was het eens in de tachtig jaar nodig om te plaggen zonder dat daarbij het gevaar van verbossing of verruiging anderszins optrad (Werkgroep Heidebehoud en Heidebeheer 1988). Door de eutrofiërende werking van de atmosferische depositie moet deze frequentie tegenwoordig aanzienlijk hoger liggen, naar het zich laat aanzien ongeveer eens in de vijftien tot twintig jaar. Om in de tussentijd de successie af te remmen en vooral ook om een eventuele terugkeer van de vergrassing te voorkomen, is aanvullend beheer nodig. Zoals onder andere de ervaringen in de Duurswouderheide hebben duidelijk gemaakt is extensieve begrazing hiertoe een goede methode, vooral als dit in het begin door runderen wordt gedaan. Deze dieren mijden in tegenstelling tot schapen de nattere terreindelen minder en zijn beter in staat zijn om juist tijdens de groeipiek van Pijpestrootje, deze soort onder de duim te houden.

Vooral bij zwak gebufferde vennen moet bij vernatting het opgehoopte slib van bodem en oever afgevoerd worden door middel van uitbaggeren. Hieraan voorafgaand moet goed onderzocht worden wat de draagkracht en de opbouw van de bodem is, dit laatste in verband met eventueel aanwezige (slecht doorlatende) oerbanken en veenlagen. Om het bodemprofiel intact te laten, moet de ingreep met de grootst mogelijke voorzichtigheid uitgevoerd worden: vaak zijn de bodemlaagjes niet dikker dan enkele centimeters (Cals *et al*. 1993).
Bij het baggeren wordt organisch mineraliseerbaar materiaal met de daarin opgehoopte potentiële verzurende stoffen verwijderd tot op de minerale bodem, zodat eutrofiëring en verzuring worden voorkomen. Een zeer belangrijk neveneffect van deze aanvullende maatregel is dat de pioniersoorten die hier vaak nog in de zaadbank zitten de kans krijgen om met succes te kiemen en zich te ontwikkelen.
In geval van vennen die van oorsprong zuur zijn, is baggeren -ter voorkoming van verdere verzuring- vaak niet echt nodig, soms zelfs ongewenst (Cals *et al*. 1993). De oorspronkelijke vegetatie is immers zuurtolerant, en (herhaald) baggeren zorgt er alleen maar voor dat de successie naar een eventuele hoogveenontwikkeling nodeloos wordt teruggezet. Dit geldt ook voor vennen waarvan de oorspronkelijke zwakke buffering niet hersteld kan worden, en waarvan een positieve ontwikkeling alleen nog maar kan gaan in de richting van zuurtolerantie vegetaties.
In geval van -al of niet van oudsher systeemeigen- inlaat van oppervlaktewater in vennen, moeten eventuele eutrofiëringseffecten worden vermeden. Hiertoe moet het water vóór inlaat in het ven door een bezinkingsbassin (helofyten-filter) geleid worden om zo nutriënten te laten bezinken en de te hoge concentratie aan bufferende stoffen te verlagen. Tevens geeft deze aanpak de mogelijkheid om het volume van de inlaat te reguleren en aan te passen aan behoefte of noodzaak. In diverse gevallen is deze aanpak met succes gevolgd, getuige de resultaten in termen van waterkwaliteit maar zeker ook van vegetatie-ontwikkeling in het Beuven (145), de Banen en de Keijenhurk.

5.7 Biotisch herstel

5.7.1 Natte en vochtige heide

Bij biotisch herstel van heide speelt de zaadbank een grote rol. Uit tal van onderzoeken is bekend dat verschillende kenmerkende soorten uit heide-vegetaties, en dan met name de dwergstruik-soorten, een grote langlevende zaadvoorraad aan kunnen leggen (Stieperaere en Timmerman 1983, Brandsma en Bakker 1985; zie ook hoofdstuk 5 van dit rapport). Ook Zegge-soorten, Tormentil (*Potentilla erecta*) en Veelbloemige bies (*Luzula multiflora*) komen regelmatig in de zaadbank voor. Anderzijds komen kenmerkende (en zeldzamere) soorten als Klokjesgentiaan en Beenbreek, die geen pionier-karakter hebben, veel minder of niet in de zaadbank voor. Dit geldt trouwens ook voor de voornaamste vergrasser, Pijpestrootje. Kenmerkende heide-soorten die niet in de zaadbank voorkomen zijn voor hun hervestiging afhankelijk van adulten die kunnen dienen als diasporenbron vanwaaruit dispersie mogelijk is. Hieruit volgt eens te meer dat de omvang en de mate van isolatie voor het biotisch herstel van heide van het grootste belang is, evenals de wijze waarop geplagd wordt. Deze factoren kunnen bepalend zijn voor de aan- of afwezigheid van zo'n bron, hetzij binnen, hetzij buiten het betreffende terrein.

Met herstel vanuit de zaadbank kunnen zich ook problemen voordoen in de zin van ontkieming van minder gewenste soorten. Een bekend voorbeeld hiervan zijn verschillende Russoorten met hun zeer grote zaadbank. Dergelijke soorten kunnen massaal opkomen in de instabiele overgangsperiode na het begin van de vernatting. Vooral vertrapping van de bodem door vee kan dan zorgen voor de ideale ontkiemingsomstandigheden voor deze soorten. Afhankelijk van het landgebruik van de heide in de degeneratie-periode en van dat in de nabije omgeving kan de zaadbank ook rijk zijn aan zaden van ruderale, landbouwbegeleidende onkruiden.
Tenslotte is ook de levensduur van de zaadbank van de 'echte' heidesoorten niet onbeperkt, zeker niet als de omstandigheden verslechterd zijn door ontginning en verdroging. Daarom is naast de aard van vegetatie die sinds die tijd de heide heeft vervangen, ook de tijd die verstreken is sinds de verdroging van belang voor de hervestigingsmogelijkheden van de specifieke heidesoorten (Stieperaere en Timmerman 1983).

Uit enkele voorbeelden blijkt evenwel dat het biotisch herstel van natte en vochtige heide succesvol kan zijn als aan de in voorgaande paragrafen besproken voorwaarden is voldaan. Zo is de vergrassing in de **Duurswouderheide** al kort na de in 1992 uitgevoerde ingrepen in de hydrologie merkbaar terugdrongen en de door Dopheide gedomineerde vegetatie uitgebreid. In het **Doldersumerveld** hebben de in de jaren '80 uitgevoerde conserveringsingrepen ook geleid tot opener vegetaties waarin Pijpestrootje een minder dominerende rol speelt. Lokaal is hier niettemin ook duidelijk geworden dat als de grondwaterstand instabiel blijft of wordt, de ontwikkelingen de andere kant op kunnen gaan. Overigens zijn de ontwikkelingen van de vegetatie (matig) positief: Moeraswolfsklauw heeft zich voor het eerst in het terrein gevestigd en van de in dit terrein voorkomende, landelijk zeldzame soorten zijn Beenbreek, Moeraskartelblad (*Pedicularis palustris*), Liggende vleugeltjesbloem en Bruine snavelbies in abundantie vooruitgegaan. Een aantal andere soorten is in abundantie gelijk

gebleven (Eenarig wollegras (*Eriophorum vaginatum*), Grondster (*Illecebrum verticillatum*), Grote wolfsklauw (*Lycopodium clavatum*), Wilde tijm (*Thymus serpyllum*) en Gevlekte orchis) en Klein warkruid (*Cuscuta epithymum*) is achteruitgegaan.
In het **Dwingelderveld** zijn de resultaten minder gunstig. De grotendeels verdwenen natte heide is door de ingrepen niet teruggekeerd, hetgeen weer geweten wordt aan de grote fluctuaties in de grondwaterstand: in de winter tot boven maaiveld (inundaties) en in de zomer ver eronder.

5.7.2 Vennen

In van oorsprong zuurdere vennen levert het herstel van de vegetatie na vernatting meestal weinig problemen op, ook als de pH wat verder gedaald is[4]. Met hun zuurtolerantie verdragen de kenmerkende soorten als verschillende Veenmos-soorten, Klein blaasjeskruid, Veenpluis en Snavelzegge, meestal ook deze omstandigheden wel (Cals *et al*. 1993).
Veel van de kenmerkende soorten van zwak gebufferde vennen behoren tot enkele pioniersgezelschappen (uit het Oeverkruidverbond) die doorgaans over een grote en langlevende zaadbank beschikken. Als de abiotische omstandigheden eenmaal goed zijn hersteld (waaronder met nadruk ook een minerale bodem), kan een succesvol biotisch herstel vanuit die zaadbank verwacht worden. Dit is gebleken in tal van vennen waar zich, na schoonmaak van bodem en oevers tot op het minerale zand (soms in het kader van verzurings- en eutrofiëringsbestrijding), weer de kenmerkende pioniers hebben gevestigd. Zo verschenen bijvoorbeeld in het Beuven soorten als Gesteeld glaskroos (*Elatine hexandra*), Waterlobelia, Oeverkruid, Kleine biesvaren (*Isoetes echinospora*) en Moerassmele (*Deschampsia setacea*), die jaren lang niet meer waren waargenomen en zelfs regionaal waren uitgestorven (Buskens 1993).
Als na vernatting van zwak gebufferde vennen sprake is van nalevering van zuurionen vanuit de bodem, bestaat de kans op woekering door Knolrus, een soort met een zeer grote zaadbank die juist van deze omstandigheden optimaal kan profiteren. Ook Veenmos-soorten kunnen zich dan sterk uitbreiden. Waar dit het geval is, zullen vestiging en ontwikkeling van andere soorten vanuit hun zaadbank ernstig bemoeilijkt worden.
In sommige gevallen zal verzuring van zwak gebufferde vennen niet tijdig opgeheven kunnen worden (onder meer door interferentie met verzurende atmosferische depositie of doordat geschikt water niet beschikbaar is). Omdat de kiemkracht van zaden onder zure omstandigheden sterk gereduceerd wordt loopt de zaadbank dan het gevaar uitgeput te raken, en wordt herstel van de ven-vegetatie afhankelijk van elders gelegen diasporenbronnen. Waar herstel van met name de zuurgraadbuffering onmogelijk blijkt, kan de aandacht het best gericht worden op het bevorderen van -potentieel eveneens waardevolle- zure ven-vegetaties en eventueel hoogveen-ontwikkelingen.

[4] Herstel van (met name de herpeto-)fauna kan in de zuurdere omstandigheden echter juist zeer problematisch zijn.

HEIDE en VENNEN

OORZAKEN	MOGELIJKE MAATREGELEN	VOORBEELDEN	OPMERKINGEN
Grondwater-standsdaling	WEGNEMEN EXTERNE OORZAKEN vermindering waterwinning, vermindering diepe ontwatering omringende landbouwgebieden, opzetten beekpeilen		
	WEGNEMEN INTERNE OORZAKEN: . dempen sloten en greppels	. **Duurswoudse heide**, Landschotse heide (142), **Doldersummerveld, Dwingelderveld,** Rozenven (129), Roovertsche Heide (140)	vaak zeer effectief; relatief kleine greppels en sloten kunnen in overigens niet gedraineerd infiltratiegebied al grote invloed hebben
	. kappen naaldbossen of omzetten in loofbos	. boswachterijen Appelscha (35), Dwingeloo (36); Roovertsche Heide (140), **Doldersummer Veld, Dwingelderveld** (Holtveen)	
	AANVULLENDE MAATREGELEN . plaggen . uitbaggeren vennen		pas uitvoeren vlak voor of liefst ná hydrologisch herstel

Tabel 5.3 Overzicht van herstelmaatregelen in heiden en vennen met vermelding van voorbeeldgebieden.

6 Duinvalleien

6.1 Inleiding

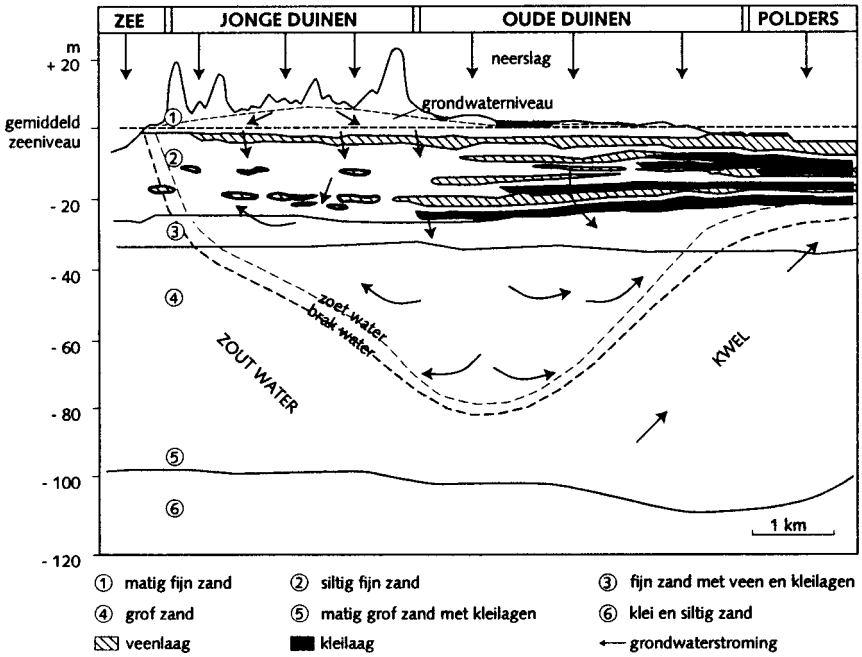
6.1.1 Het ontstaan van huidige duingebied

De basis van het huidige duinsysteem is gelegd aan het einde van de laatste ijstijd. In het proces van zeespiegelrijzing dat toen begon is de kust in een voortdurende afwisseling van trans- en regressies steeds verder oostwaarts verlegd. Steeds opnieuw werden hierbij strandwallen met daarop duinen gevormd en weer overspoeld, met daarachter wadden, kwelders en brak- en zoetwatervenen.

Vanaf 5000 BP nam het tempo van de zeespiegelrijzing af waardoor de kust zich althans voor Holland westwaarts uitbreidde en de strandwallen en de huidige Oude Duinen daarop werden gevormd. Na de Romeinse tijd is de zeespiegel weer wat sneller gaan rijzen en de kustlijn vele kilometers oostwaarts verschoven. De resterende strandwallen en in het Noorden en Zuiden ook de kust zelf werden doorbroken, met het ontstaan van de estuariën en de Wadden- en Zuiderzee als gevolg.
Het van de overspoelde strandwallen afkomstige zand werd door de wind verder landinwaarts verplaatst. In periode tussen de 12e en het einde van de 16e eeuw werden de westelijke Oude Duinen grotendeels bedekt onder de Jonge Duin-afzettingen in de vorm van de huidige reliëfrijke paraboolduinen-gebied.
Ondertussen breidde ook de invloed van de mens op deze processen zich steeds verder uit. Sinds de elfde eeuw strekten zijn activiteiten zich over praktisch het hele duingebied uit. Vooral boskap voor woonplaatsen en akkerbouw hebben de verstuiving van de Jonge Duinen bevorderd, terwijl ontginning en ontwatering van het achter de duinen gelegen veengebied dit gebied extra kwetsbaar maakten voor overstromingen vanuit de zee, die in kracht toenamen.
Vanaf het begin van de vorige eeuw heeft de mens zich ingespannen om de steeds moeilijker beheersbare processen in de duinen te keren. Vanaf 1850 is de natuurlijke dynamiek in bijna het hele duingebied vastgelegd door middel van helm-aanplant in de buitenduinen en bos-aanplant in de binnenduinen. Van natuurlijke verjonging van de duinen door uit- en overstuiving is nu dan ook zelden meer sprake.
In deze eeuw is de aantasting van de duinen voortgegaan in de vorm van bijvoorbeeld recreatievoorzieningen en stedelijke uitbreidingen, het Noordzeekanaal en duinwaterwinningscomplexen. Hierdoor is de dynamiek verder stilgelegd en zijn de natuurlijke processen en relaties, met name die via het grondwater, verstoord. De duinen in het Waddengebied zijn de enige in Nederland die hier enigszins van gevrijwaard zijn gebleven.

6.1.2 Algemene beschrijving van het duin-ecosysteem

De duinen strekken zich in een strook die in breedte beperkt is tot maximaal enkele kilometers bijna ononderbroken uit langs de gehele Nederlandse kust. In landschappelijk en in landschapsecologisch opzicht onderscheidt deze zone zich sterk van het aangrenzende klei- en veenlandschap door haar hoge verheffing en rijkdom aan (micro-)reliëf en door het feit dat ze geheel uit door de wind getransporteerd zand bestaat.
Door deze topografie kennen de duinen een onafhankelijke en geïsoleerde waterhuishouding. In een dynamisch evenwicht tussen het inzijgende neerslagoverschot en de onderliggende voorraad van zout water (met een hoger soortelijk gewicht), heeft de zoete grondwatervoorraad zich gevormd als een waterbel. Zoals figuur 6.1 laat zien, bevindt het grootste deel hiervan zich onder zeeniveau en staat de spiegel ervan bol, tot een aantal meters boven zeeniveau.



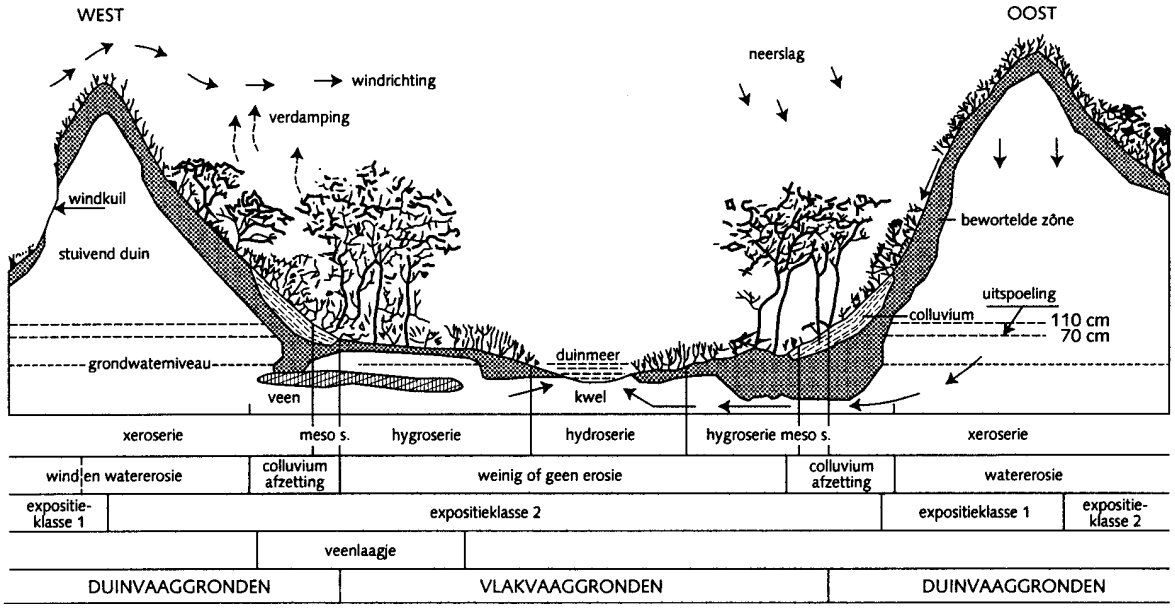
Figuur 6.1 De zoete grondwatervoorraad in de duinen (Berkheide vóór de infiltratie). Ontleend aan Van Dijk en Grootjans (1991).

Andere factoren die de abiotische en biotische processen in de duinen sturen zijn te kenmerken als dynamiek, voor een groot deel voortkomend uit de nabijheid van de zee. De wind is een voortdurend actieve vormende en veranderende kracht, die bovendien verantwoordelijk is voor de aanvoer van zout. De invloeden van al deze factoren, alsook van zoninstraling, neerslag en verdamping worden gedifferentieerd door het (micro-)reliëf en deels ook door de afstand tot de kust.

Het grondwater verplaatst zich in het goeddoorlatende duinzand (met een gemiddelde k-waarde van ongeveer 10 m per dag) relatief snel van inzijging- naar uittredingsgebied. Onderweg neemt het mineralen op van het doorstroomde materiaal, waarvan vooral de kalk

van belang is vanwege de buffering van de standplaats. Afhankelijk van de kalkrijkdom van het zand en de verblijftijd van het grondwater, bevat dit laatste dan ook meer of minder kalk.

De kalkrijkdom van het zand kent een regionale differentiatie die samenhangt met de oorsprong en aard van het bodemmateriaal. In het noorden zijn in het verleden voornamelijk glaciale, weinig schelprijke zanden afgezet, in het zuiden fluviatiele (Rijn- en Maas-)zanden met juist veel bijmenging van schelpengruis. Analoog hieraan verschilt ook de rijkdom aan veldspaten en Fe-verbindingen (Eisma 1968).
Op grond van deze verschillen worden in het duingebied twee districten onderscheiden, waartussen de grens (de 'kalksprong' of beter de 'mineralen-sprong') zich bij Bergen (Noord-Holland) bevindt. Het Waddendistrict is kalkarm, met een kalkgehalte van maximaal 2% $CaCO_3$ (met name op Texel en Schiermonnikoog) maar vaak minder dan 0,5%. Het Duindistrict is relatief kalkrijk, met gehalten boven 2% $CaCO_3$. De duinen bij Haarlem kennen de grootste kalkrijkdom (10%), terwijl die op Schouwen en Walcheren relatief kalkarm zijn.



Figuur 6.2 Verscheidenheid van standplaatsen in duinen, in samenhang met de hydrologie (ontleend aan Bakker *et al*. 1979b).

Door deze factoren is er in de duinen een grote verscheidenheid aan standplaatsen ontstaan. Figuur 6.2 geeft een beeld van de hydrologie van deze verscheidenheid in samenhang met de hydrologie. In de hogere delen van het duinmassief zijn de omstandigheden droog en door uitspoeling relatief zuur, terwijl de duinvalleien nat of vochtig zijn en door de invloed van het kalkrijker geworden grondwater, ook beter zuur-gebufferd. De trofiegraad is overal laag.
Door microreliëf en dynamiek ontstaat binnen deze verscheidenheid een zeer complex geheel van gradiënten in alle (standplaats-)factoren. Dit wordt weerspiegeld in de vegetatie, die hier vervolgens ook weer een eigen rol in speelt, bijvoorbeeld door dynamische processen vast te leggen en door een toenemende verdamping. Een groot aantal van de in de duinen voorkomende plantengemeenschappen is tot deze omstandigheden beperkt of heeft er een zwaartepunt in de verspreiding. Dit betreft vooral de eerste successiefasen:

pioniergezelschappen van droge en van natte omstandigheden en vegetaties van schrale duingraslanden en duinheiden.

6.2 Natte en vochtige duinvalleien

6.2.1 Algemene beschrijving

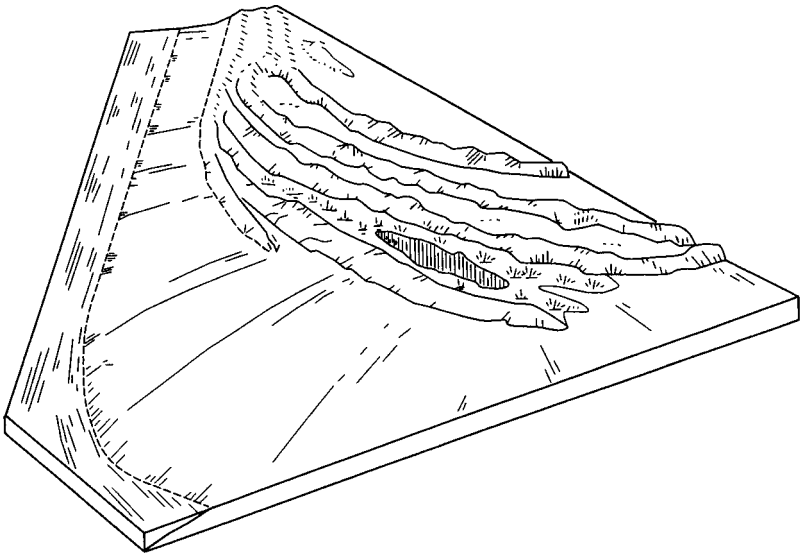
Afhankelijk van de plaats waar zij zich in het duinmassief en ten opzichte van de grondwaterspiegel bevinden, zijn duinvalleien meer of minder nat. Naar hun ontstaanswijze zijn er twee groepen van natte en vochtige duinvalleien te onderscheiden: primaire en secundaire. Door de opbollende grondwaterspiegel en het sterke reliëf van het duinlandschap waren de natte en vochtige duinvalleien vroeger algemeen. Londo (1971) schat dat ze oorspronkelijk een derde van de totale duin-oppervlakte besloegen. Tegenwoordig is hun omvang echter zeer beperkt. Valleien in enigszins oorspronkelijke toestand komen nu alleen nog voor op de Waddeneilanden, het Zwanewater en Voorne's duin (Van Dijk en Grootjans 1993).

Primaire duinvalleien
De primaire valleien ontstaan in het duinvormingsproces (zie figuur 6.3) als afsnoeringen van strandvlakten. Omdat dit een doorgaand proces is worden ze vaak in parallelle reeksen aangetroffen. De afsnoering gaat gepaard met terugdringing van de invloed van de zee en leidt tot verzoeting. Niettemin kunnen de valleien incidenteel nog overstroomd worden, maar van belang is vooral de zeewind die zorgt voor een voortdurende aanvoer van zand en zout. Omdat de bodem nog niet uitgeloogd is en het door de wind aangevoerde zand vers is, zijn de omstandigheden hier relatief kalkrijk.

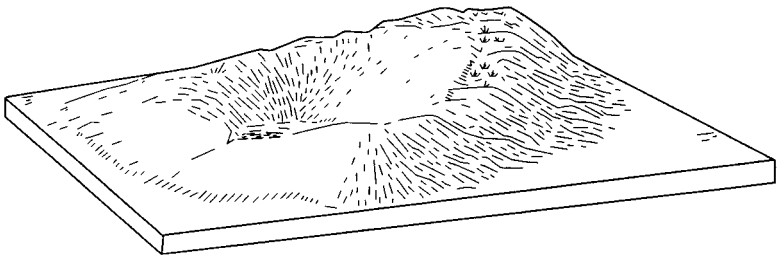
Secundaire duinvalleien
Secundaire of uitblazingsvalleien ontstaan onder invloed van de wind, meestal op plaatsen die al verder van de zee af liggen. Door de beplanting die de mens uitvoerde om de dynamiek te beteugelen, zijn nieuwe uitstuivingen zeldzaam geworden. Ze zijn grotendeels beperkt tot enkele Waddeneilanden (Schiermonnikoog, Vlieland) en Schouwen (Bakker *et al*. 1979b) en zeer lokaal in de vastelandsduinen (als in de Meijendel en Noordwijkerhout).

Uitstuiving kan plaatsvinden waar de wind vat kan krijgen op de bodem, dus waar deze niet door de vegetatie beschut wordt en niet te nat is. Het proces gaat door tot waar de bodem permanent vochtig is en de bodemdeeltjes bijeen gehouden worden door de adhesieve krachten van capillair grondwater. Overigens kan ook een grote kalkrijkdom de uitstuiving remmen door de aaneenklittende werking van kalk (en andere tweewaardige kationen) op zandkorrels (Van der Meulen en Jungerius 1990; Slings mond. med.). Zoals figuur 6.3 toont, kunnen afzonderlijke valleien zover worden uitgestoven dat ze zich aaneensluiten tot uitgestrekte vlakten.
Omdat de uitstuiving in droge jaren dieper door kan gaan kunnen in latere jaren, als de grondwaterstand weer 'normale' niveaus bereikt, ook duinplassen ontstaan (Westhoff en Van Oosten 1991). Ook bij verbreding van het duinmassief en de daarmee gepaard gaande

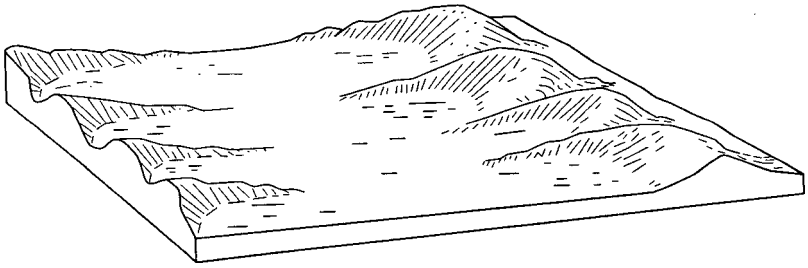
stijging van de grondwaterspiegel kunnen duinplassen ontstaan, als recentelijk het geval was in de Horspolders op Texel.



A: aangroeikust: na de strandvlakte (op de voorgrond) een onvolledig en een volledig afgesnoerde strandvlakte, gescheiden door (fossiele) zeerepen/stuifdijken.



B: uitblazingsvallei (secundaire vallei) met een vlakke en vochtige vloer door uitstuiving tot nabij grondwaterniveau.



C: samengestelde uitblazingsvalleien door vergroeiing van enkelvoudige valleien.

Figuur 6.3 Primaire duinvalleien (A), enkelvoudige (B) en samengestelde (C) secundaire (uitblazings-) valleien (ontleend aan Bakker *et al*. 1979b).

Uitstuiving is dus een proces dat voortdurend het microreliëf verandert en waardoor plaatselijk een natuurlijke vernatting op kan treden. Bovendien verwijdert het de uitgeloogde toplaag en brengt het niet-ontkalkte bodemdeeltjes aan de oppervlakte. De effecten van verstuiving strekken zich ook uit tot buiten de vallei. Waar het uitgestoven zand wordt gedeponeerd, kan het reliëf door begraving immers veranderen, en is sprake van externe aanvoer van mineralen.

6.2.2 Abiotische processen

Grondwater - kwantiteit
De grondwaterstand ten tijde van de uitblazing bepaalt de diepte van een stuifkuil. De uiteindelijke vochtigheid van de vallei wordt bepaald door de ontwikkelingen daarna. Naarmate de vallei zich meer op de top dan aan de flanken van de zoetwaterbel bevindt, zijn de peilschommelingen sterker en wisselen zuurstofrijke, droge en zuurstofarme, natte omstandigheden elkaar sneller af. Dit heeft weer effecten op de oxydatie- en reductieprocessen in de bodem, en zo op de omvang en wijze van de omzetting van organisch materiaal. Naast de seizoensmatige waterstandsfluctuaties ondergaan valleien ook schommelingen onder invloed van natte en droge jaren, die zeer aanzienlijk kunnen zijn (Londo 1971; Bakker *et al*. 1979b). Op een kleinere schaal bezien is de vochtvoorziening binnen duinvalleien vooral door het microreliëf zeer gevarieerd en complex.

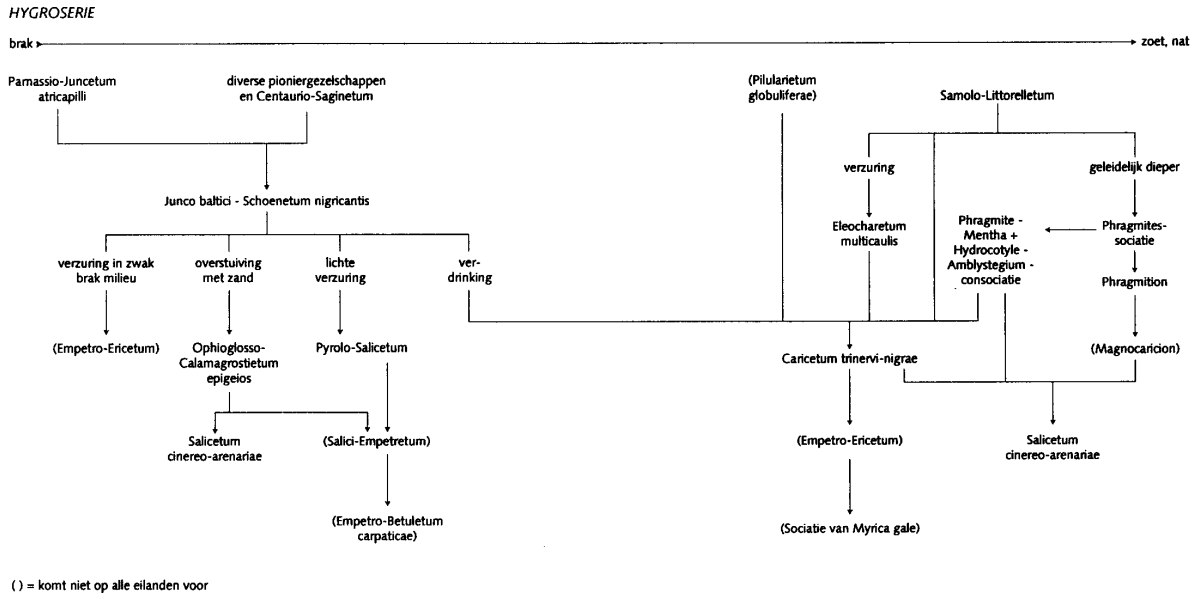
Vochtige duinvalleien kenmerken zich doordat het grondwater er ook in de winter niet boven maaiveld komt en in de zomer 1 tot 1,5 meter onder maaiveld kan zakken (Bakker *et al*. 1979b). Deze valleien zijn meer verdrogingsgevoelig omdat de vochttoestand hier in sterke mate afhankelijk is van de capillaire opstijging. De soortenrijkdom van deze valleien is laag in vergelijking met die in de volgende groep.
In natte duinvalleien zijn de omstandigheden in de zomer nat tot vochtig (grondwater 0,5 tot 0,75 m onder maaiveld), in de winter is er vaak sprake van inundatie. Vochttekorten komen hier alleen in zeer droge perioden voor, en grondwaterschommelingen zijn er beperkter dan in vochtige valleien. Door de beperkte aanvoer van nutriënten via het grondwater zijn de natte valleien matig voedselrijk en kennen ze een grote soortenrijkdom.
Duinplassen tenslotte staan in het gehele jaar onder water. Ze zijn doorgaans echter niet erg diep en kunnen in de zomer zelfs droogvallen. Door de aanvoer van nutriënten via grondwater (hier sterker dan in natte valleien), door toestroming van afspoelend materiaal via hellingtransport (waardoor de plassen als 'sink' fungeren) maar ook doordat ze als rustplaats voor vogels fungeren, zijn duinplassen van nature tamelijk voedselrijk. De flora is daarom minder rijk en gevarieerd, de macrofauna is er echter wel goed ontwikkeld (Beijersbergen 1990).

Grondwater - kwaliteit
Naar gelang de verblijftijd in de bodem verschilt ook de kwaliteit van het grondwater. Lang geleden geïnfiltreerd (diep) grondwater is in tegenstelling tot lokaal grondwater vrij arm aan zuurstof en organische stof, zwak zuur tot basisch en vrijwel altijd bicarbonaat-houdend. Bij voeding door dergelijk grondwater wordt de buffer-capaciteit van de standplaats min of meer onafhankelijk van het bodem-kalkgehalte op peil gehouden. In tegenstelling tot de zandgronden in pleistoceen Nederland is de bodem in de duinen zelden geheel kalkloos. Alleen waar de bodem vrijwel kalkloos is en het grondwater van zeer lokale herkomst, kan verzuring optreden. Echt zure omstandigheden (pH < 4,5) in natte valleien zijn slechts bekend van Vlieland, Terschelling, Ameland en van Schoorl, overigens komen ze zelden voor. Vaak hangt een lage pH in de standplaats ook samen met beteugeling van de dynamiek die verstuiving en dus aanvoer van kalk onmogelijk heeft gemaakt.

Bodemvorming en nutriëntenhuishouding
Duin-ecosystemen als zodanig zijn arm aan nutriënten. De mate van waterverzadiging (en schommelingen daarin) en vooral de buffering van de bodem bepalen de snelheid van de afbraak en mineralisatie van het aanwezige organische materiaal. Deze verlopen sneller en efficiënter naarmate de pH hoger is en de bodem niet te droog. Grondwater speelt hierin een hoofdrol, maar ook de dynamiek kan van invloed zijn op de buffering: via de toevoer van vers en dus kalkrijk zand.
Ondanks de aanvoer van nutriënten met het grondwater in (met name de natte) valleien, zijn deze toch hoogstens matig voedselrijk. Het doorgaans rijkelijk in duinzand aanwezig fosfaat is in goed gebufferde omstandigheden sterk gebonden aan de bodemcomplexen (Westhoff en Van Oosten 1991), maar uit bemestingsexperimenten blijkt toch dat N in natuurlijke duinvalleien de limiterende nutriënt is. Blijkbaar is P, hoewel gebonden, toch opneembaar (Koerselman en Meuleman 1994; Willis 1963).
Als de natuurlijke processen in natte omstandigheden en meer nog in duinplassen ongestoord kunnen verlopen, leiden ze uiteindelijk tot accumulatie van organisch materiaal, vooral in de minder kalkrijke in de vorm van ruwe humus. Deze bodemvormings- en successieprocessen kunnen vertraagd of onderbroken worden door verstuivingen, zoals de veenpakketten aantonen die vaak de duinen onder het zand zijn aangetroffen. Door de natuurlijke dynamiek vindt een min of meer continue verjonging van de duinen plaats en komen er telkens opnieuw jonge successiestadia tot ontwikkeling.
In de huidige omstandigheden, waarin deze dynamiek is vastgelegd door de mens, is er van natuurlijke bodemvormingsprocessen in duinvalleien echter zelden meer sprake. Mede onder invloed van bijvoorbeeld de atmosferische depositie wordt zo de variatie in standplaatsomstandigheden kleiner en groeien de duinen en duinvalleien, zonder gericht beheer, dicht met gras en struweel.

6.2.3 Vegetatie

De oorspronkelijke vegetatie in natte en vochtige duinvalleien bestaat voornamelijk uit hygrofyten en is zeer divers. Kenmerkend is het gezoneerde patroon dat de hoogtelijnen volgt en de invloed van factoren als grondwaterstand, mate van uitloging en voedselrijkdom weerspiegelt. De vegetaties van natuurlijke vochtige en natte duinvalleien zijn door vooral in het pionierstadium schraal en laag-produktief, maar soortenrijk. Figuur 6.4 geeft een beeld van de vegetatie-successie in natte en vochtige duinvalleien in natuurlijke omstandigheden.



Figuur 6.4 Vegetatie-ontwikkeling in natte en vochtige duinvalleien op de Waddeneilanden (naar Westhoff en Van Oosten 1991).

De successie komt met de pionier-gemeenschappen op gang als bij verstuiving de valleivloer bereikt is. De ontwikkelingen zijn echter traag, want de dynamiek is nog té overheersend. In de natste, langdurig geïnundeerde delen van kalkrijkere valleien verschijnen soorten van het Oeverkruidverbond, op de minder lang onder water staande plaatsen soorten van het Dwergbiezenverbond. In de kalkarmere valleien komen in de eerste fase naast soorten van de Waterpunge-Oeverkruidassociatie, ook die van de Draadgentiaan-associatie voor, eventueel met laag Kruipwilgenstruweel.
Het microreliëf biedt de pioniersoorten van voedselarme, natte milieus de mogelijkheid om onder wisselende klimatologische omstandigheden de van jaar tot jaar verschuivende meest geschikte plaatsen te koloniseren (Londo 1971). Omdat open plekken door onder meer winterse inundaties meestal ook bij de voortgaande successie nog aanwezig blijven, kunnen de pioniersoorten zich nog lang handhaven (Ellers 1992).

In de kalkarme duinvalleien is met de volgende fase, die van de duinheide, de ontwikkeling van de lage vegetaties van jonge successiestadia goeddeels ten einde. In de successie kan hier nog een laag struweel op volgen, en eventueel een duin-Berkenbos of moerasstruweel met Gagel (*Myrica gale*) en Geoorde wilg (*Salix aurita*).

In de kalkrijkere, goed gebufferde valleien ontwikkelen zich vervolgens soortenrijke en waardevolle schraalland-vegetaties, die tot het Knopbiesverbond behoren. De omstandigheden hiervoor zijn optimaal als er zich in de winter vaak perioden met inundaties voordoen die steeds van beperkte duur zijn (Beijersbergen 1990, Schat 1982). Overstuiving -maar ook verdroging- leidt in deze omstandigheden tot de ook tot het Knopbies-verbond behorende Duinriet-Addertong-associatie.
Bij afwezigheid van dynamiek ontstaat vervolgens een minder soortenrijke en zeldzame fase van bosvorming, via (Kruipwilg-)dwergstruweel naar moerasstruweel en eventueel moerasbos. In de meer voedselrijke duinmeren ontstaan veenvormende moerasvegetaties van Riet en Biezen en diverse waterplanten-vegetaties. Deze herbergen meestal ook minder waardevolle soorten en eindigen eveneens in het moerasbos-stadium.

Vanwege hun grote soortenrijkdom en het hoge aandeel dat bedreigde soorten erin hebben worden vanuit het oogpunt van de natuurbescherming vooral de jonge successiestadia hoog gewaardeerd. Het beheer is dan ook vooral gericht op behoud en uitbreiding van dergelijke vegetaties.

6.3 Verdroging van duinvalleien

6.3.1 Oorzaken van verdroging

Verdroging is een gevolg van natuurlijke of van antropogene oorzaken. Voorbeelden van de eerste categorie zijn overstuiving van valleien en kustafslag. Het eerste proces leidt tot een verheffing van het maaiveld boven de grondwaterspiegel, het tweede tot een verkleining van de zoetwaterbel met een verlaging van de grondwaterstand als gevolg. Maar ook de voortgaande vegetatie-successie beïnvloedt de grondwaterstand via een toenemende verdamping waardoor er minder neerslag ten goede komt aan de grondwatervoorraad. Tabel 6.1 geeft een idee van de grootte van dit effect.

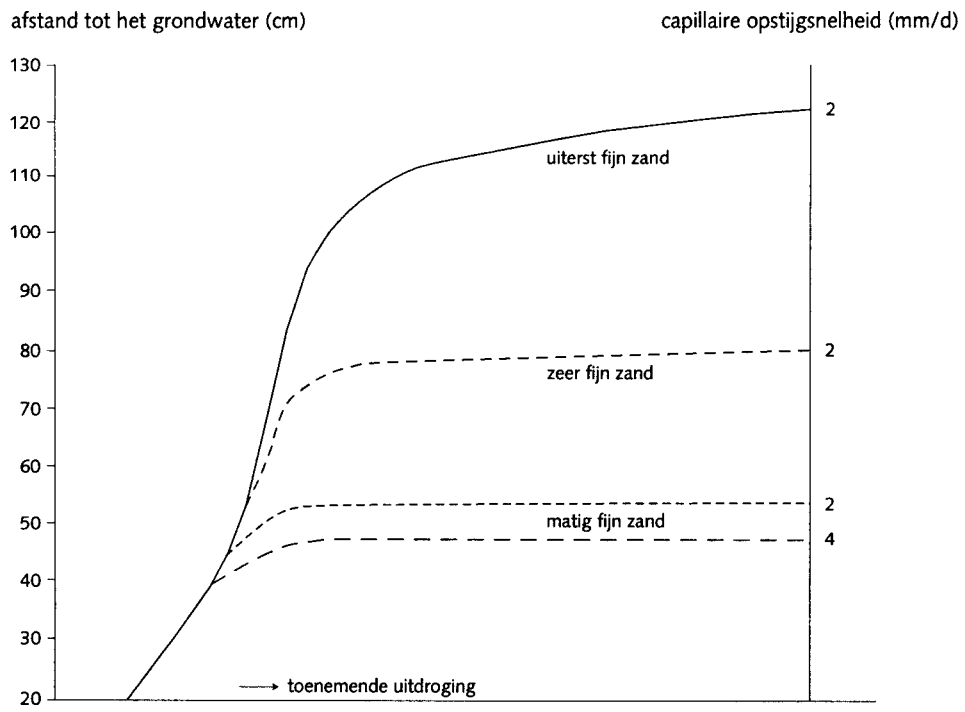
Zeker tegenwoordig zijn de antropogene oorzaken echter belangrijker, en dan met name de directe grondwaterwinning. Deze factor beïnvloedt bijna het gehele oppervlak van de Nederlandse vastelandsduinen (Van Dijk en Grootjans 1993) en onttrekt een derde van het jaarlijkse duin-neerslagoverschot (van 120 miljoen liter; Udo de Haes 1982) aan de grondwatervoorraad. Daarnaast is er nog de indirecte onttrekking van grondwater, die ondermeer plaats vindt door drainage in duinen zelf (vaak in het verleden gestart voor landbouwdoeleinden) en peilverlaging in de polders langs de binnenduinrand. Ook afzandingen en vergravingen in het kader van de aanleg van infiltratiewerken hebben een groot effect.
Het feit dat de dynamiek in de duinen tegenwoordig grotendeels is vastgelegd speelt hierin ook een rol. Uitstuiving is hierdoor onmogelijk geworden zodat nieuwe vochtige of natte standplaatsen niet meer kunnen ontstaan. Zoals tabel 6.1 toont, leidt bovendien de bebossing waarmee de vastlegging vaak wordt uitgevoerd via een vergrote interceptie en verdamping tot een vermindering van het neerslagoverschot.

Tabel 6.1 Verdamping (in mm per jaar) door verschillende begroeiingstypen in duinen (naar Bakker 1981).

begroeiingstype	verdamping
onbegroeid duinterrein	185
begroeide droge duinen	365
begroeide vochtige vallei	555
vochtig loofbos	555
droog naaldbos	560
vochtig naaldbos	710

6.3.2 Effecten van grondwaterstandsdaling op bodem en vegetatie

Vochtige en natte duinvalleien zijn zeer verdrogingsgevoelig. Doordat de capillaire opstijging van grondwater in zandbodems beperkt is, kan de nalevering al na een kleine daling van de grondwaterstand tekort schieten (zie figuur 6.5). In zandbodems is bij grondwaterstanden van meer dan 60 cm onder maaiveld de capillaire opstijging vanuit het grondwater onvoldoende om de gewasverdamping te compenseren, waardoor er vochttekorten voor de vegetatie kunnen ontstaan (Van der Sluys 1990b). Volgens gegevens van Bakker (1981) leidt in matig fijn zand een daling van 10 cm bij een grondwaterstand van 55 tot 60 cm onder maaiveld al tot een aanvoer die kleiner is dan de 2 mm per dag die grondwaterafhankelijke plantesoorten minimaal nodig hebben. Naarmate de textuur van de bodem fijner is en bovendien het humusgehalte hoger, neemt de verdrogingsgevoeligheid af.
De belangrijkste kwantitatieve gevolgen van grondwaterstandsdaling zijn afname van de vochtvoorziening en toename van de aeratie. Met het eerste effect worden de omstandigheden voor de hygrofyten minder gunstig, waardoor deze op kortere of langere termijn weggeconcurreerd kunnen worden door andere soorten. Vooral een- en tweejarige soorten verdwijnen al snel, maar langlevende soorten met wortelstokken kunnen zich soms nog tientallen jaren handhaven.
Een betere doorluchting leidt in niet zure, organische duinvallei-bodems tot stimulering van de mineralisatie van het opgehoopte organische materiaal (Van der Laan 1979, Grootjans 1985). Hierdoor komen plotseling relatief grote hoeveelheden nutriënten beschikbaar, waarop de vegetatie weer reageert met verruiging waarin Kruipwilg (*Salix repens*), Duindoorn (*Hippophae rhamnoides*) en Duinriet (*Calamagrostis epigejos*) steeds meer het aspect gaan bepalen. Dit betekent tevens een voor de oorspronkelijke (lagere) plantesoorten ongunstige verandering van de licht-beschikbaarheid. Deze doorgaans minder concurrentiekrachtige soorten nemen dan ook in aantal en bedekking af en verdwijnen op den duur.



Figuur 6.5 Hoogte waartoe grondwater in duinzandbodems bij toenemende verdroging kan opstijgen bij een capillaire stijgsnelheid van 2 en 4 mm per dag. Voorbeeld: bij matig fijn zand kan 2 mm per dag slechts resulteren in een capillaire levering tot ongeveer 55 cm boven grondwaterspiegel. Ontleend aan Westhof en Van Oosten (1991, naar Bakker 1981).

De verminderde toevoer van kalkrijk grondwater, nog versterkt door de toename van de invloed van neerslagwater, leidt tot uitputting van het buffercomplex, en dus op termijn tot verzuring van de standplaats. Hierdoor wordt de mineralisatie na verloop van tijd weer afgeremd en accumuleert er slecht verteerde ruwe humus waarop zich verdrogingsvegetaties ontwikkelen (Doing 1988). De verruigde vegetatie verandert van karakter: soortenarme struwelen van Duindoorn (als N-fixeerder een extra oorzaak van eutrofiëring) of Wilde liguster (*Ligustrum vulgare*) met Kruipwilg en een ondergroei van Duinriet, Grote brandnetel (*Urtica dioica*) en Zandzegge (*Carex arenaria*) (Louman en Slings 1990). Het uiteindelijke resultaat is een minder gevarieerde vegetatie met boom- en struweelopslag en dominantie van enkele (vaak hoogopgaande) soorten. Niet alleen de kenmerkende en waardevolle vegetaties verdwijnen, maar ook het open karaker van het duinlandschap.
In sommige gevallen kan ook bij gelijkblijven van de grondwaterstand sprake zijn van verzuring. Dit was bijvoorbeeld het geval in de Arnica-vallei op het meest kalkrijke Waddeneiland Schiermonnikoog (Van Dijk en Grootjans 1993). Hier heeft peilverlaging in de omgeving geleid tot een verlegging van de grondwaterstromen waardoor vervolgens een meer lokale (minder kalkrijke) stroom de diepere heeft vervangen.
In zure situaties, als in de natte duinheiden van het Waddendistrict, zijn bodem en grondwater kalkarm. Mineralisatie en daaropvolgende verzuring spelen er niet zo'n grote rol, en de gevolgen blijven grotendeels beperkt tot afname van de hygrofyten en de ontwikkeling van Duinschapegras-weiden (Doing 1988): zeer korte, schrale vegetaties met verspreid enkele Kruipwilgjes.

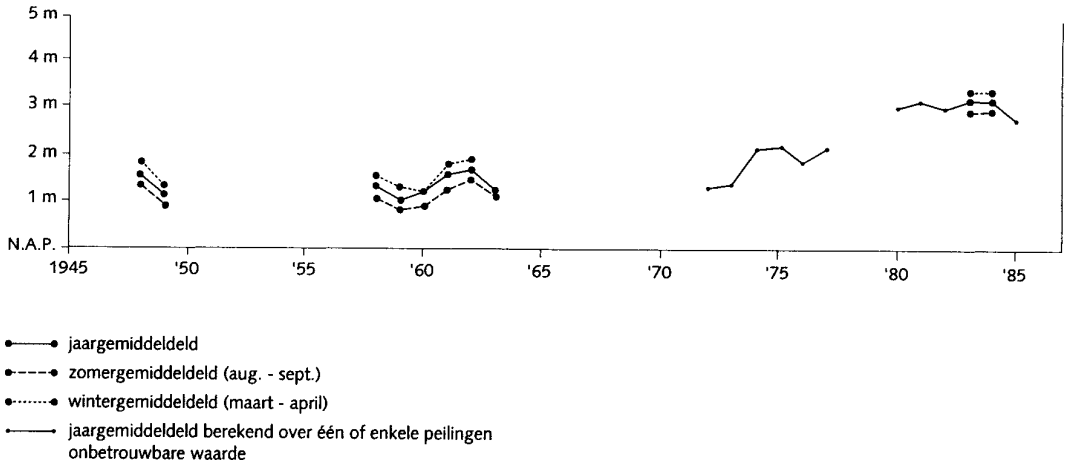
Zoals gemeld, kunnen enkele soorten zich dankzij hun diep-groeiende wortelstelsel nog lange tijd handhaven: relictsoorten. Een voorbeeld hiervan is Knopbies (*Schoenus nigricans*), die het langer dan een halve eeuw in verdroogde valleien kan volhouden. Padderus (*Juncus subnodulosus*), Zeegroene zegge (*Carex flacca*), Gewone waterbies (*Eleocharis palustris*) en Drienervige zegge (*Carex trinervis*), maar ook Waternavel (*Hydrocotyle vulgaris*) en Watermunt (*Mentha aquatica*) bleken in de Zeepeduinen bestand te zijn tegen langdurige verdroging en fluctuatiestijging (Beijersbergen 1990).
Ook in de laagst gelegen terreindelen (ook kunstmatige als bomtrechters) en langs paden met hun door betreding verdichte bodem of op plekken die door het ingeschaarde vee opengehouden worden, de refugia, zijn er mogelijkheden tot overleven. Zo werden bijvoorbeeld Heidekartelblad (*Pedicularis sylvatica*) en Dwergvlas (*Radiola linoides*) in de Grafelijkheidsduinen tussen de verruiging nog aangetroffen langs veepaden.

6.4 Herstel van vochtige en natte duinvalleien

6.4.1 Hydrologisch herstel

Aan het einde van dit hoofdstuk staan in tabel 6.3 de mogelijke herstelmaatregelen voor vernatting van duinvalleien samengevat. Om het grondwaterafhankelijke duinvallei-ecosysteem met zijn waardevolle eerste successie-stadia in de vegetatie in oorspronkelijke staat terug te brengen is herstel nodig van de (locale) hydrologie. Pas als het grondwater de bodem (wortelzone) weer kan bereiken, is herstel van de specifieke standplaatsomstandigheden en bodemvormingsprocessen (vochttoestand, buffering, trofiestatus) mogelijk.

Bij de stopzetting van waterwinning zal het doorgaans nog geruime tijd duren voordat de zoetwaterbel zich weer heeft opgebouwd. Uit de praktijk is echter ook gebleken dat het instellen van een nieuwe hydrologische evenwichtssituatie na het abrupt stoppen van de onttrekkingen van grondwater snel kan gaan. Zo is de grondwaterstand in de **Grafelijkheidsduinen** binnen enkele jaren nadat de onttrekkingen (grotendeels) waren gestopt, ruim een meter gestegen (figuur 6.6), en in de **Zeepeduinen** (figuur 6.7) was dit lokaal al binnen een jaar het geval.
Herstel van de hydrologie kan, afhankelijk van de situatie, grofweg op twee manieren gebeuren: door middel van een verhoging van de grondwaterstand of door een verlaging van het maaiveld.



Figuur 6.6 Verloop van de grondwaterstand in de Grafelijkheidsduinen na het einde van de grondwateronttrekkingen in 1980 (ontleend aan Bakker en Ten Haaf 1986).

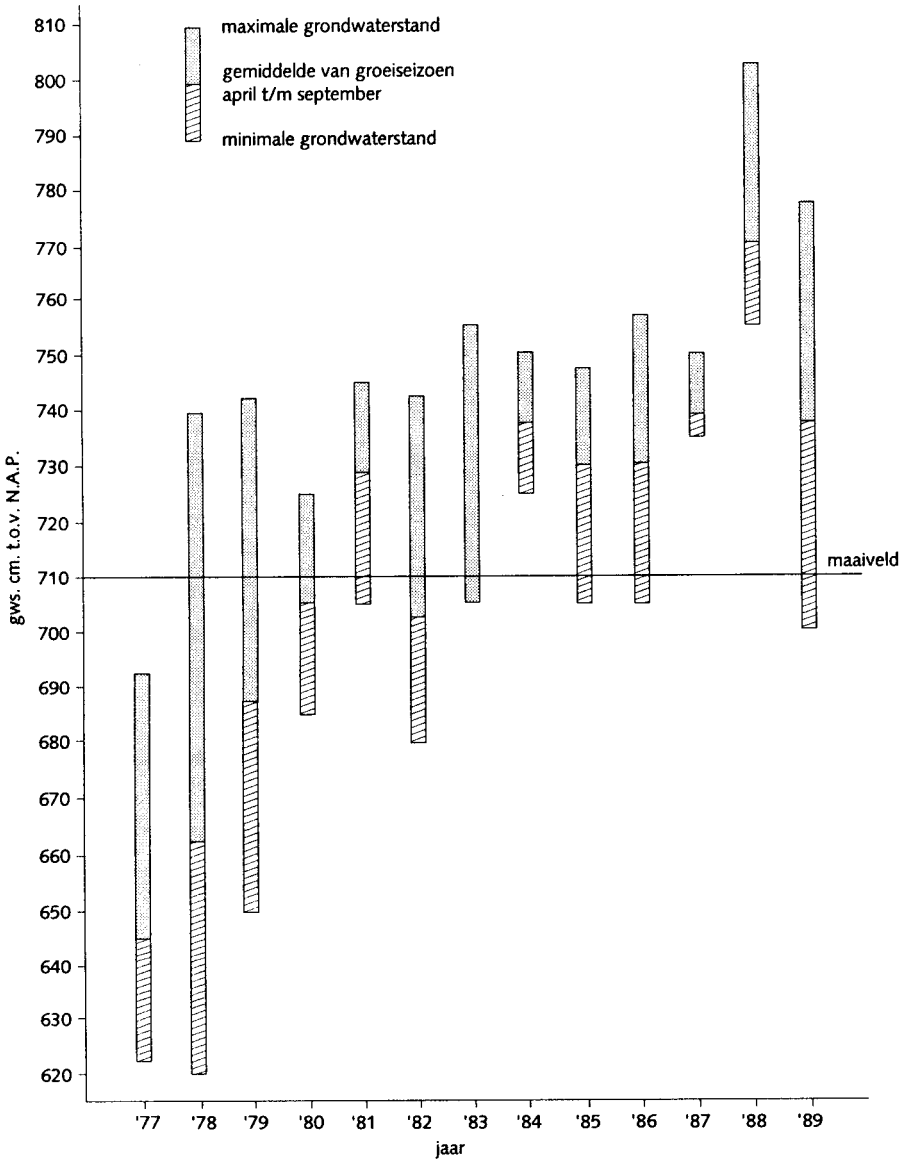
Verhoging van de grondwaterstand kan plaats vinden door onttrekkingen aan de grondwatervoorraad te voorkomen of te verminderen, of door aanvulling van de grondwatervoorraad te bevorderen. Deze effecten kunnen bereikt worden met de volgende maatregelen:

- de drinkwaterwinning verminderen (bijvoorbeeld middels differentiëring naar seizoenen) of geheel stoppen;
- ontwatering naar buiten de duinen (als door polderpeilbeheer) voorkomen door afvoersloten af te dammen, kwelschermen te plaatsen of te ontpolderen, of kustafslag te voorkomen;
- kustaangroei bevorderen (door zandsuppletie of pier-aanleg) en zo het 'inzijgingsoppervlak' in het duin-ecosysteem vergroten; een negatief effect hiervan is de verkleining van de invloed van de zee (dynamiek) op de duinvalleien en op jonge-duinvorming (Van Dijk en Grootjans 1993);
- de verdamping verminderen en zo de hoeveelheid nuttige neerslag te vergroten; middelen zijn vooral ontbossing of vervanging van naald- door loofbos

Als het niet mogelijk blijkt om het peil weer op te zetten, biedt het omlaag brengen van het maaiveld mogelijkheden om het grondwater weer in de wortelzone te brengen en zo natte duinvalleien te creëren. De hiertoe meest gebruikte methoden zijn:

- het bevorderen van verstuiving van duinen
- afgraven of uitschuiven van de verdroogde vallei.

Uitstuiven is een natuurlijke manier van maaiveldsverlaging die gebruik maakt van de bij het ecosysteemtype behorende dynamiek, waarbij een nieuwe natte standplaats met natuurlijk microreliëf op een natuurlijke afstand van het grondwaterpeil ontstaat. Doorgaans neemt dit proces veel tijd in beslag, maar de rijkdom aan gradiënten wordt er optimaal door verzekerd. Aan de andere kant moet men erop bedacht zijn dat op deze manier in de omgeving schade aangericht kan worden, bijvoorbeeld door overstuiving of verrijking. Dit laatste is natuurlijk belangrijker naarmate de verstuivende bodem meer verrijkt is met nutriënten.



Figuur 6.7 Verloop van de grondwaterstand in de Zeepeduinen na vermindering van de grondwateronttrekking in 1978 (ontleend aan Beijersbergen 1990).

Onderzoek van onder andere Van der Meulen en Jungerius (1990) heeft uitgewezen dat stuifkuilen door natuurlijke stabilisatie-mechanismen althans in kalkrijke duinen niet onbeperkt in oppervlakte groeien. Van belang hierbij zijn algengroei en de vorming van een accumulatieduintje aan de lijzijde, dat al snel door Helm wordt vastgelegd. Aan de andere kant is de eventuele oncontroleerbaarheid van de processen soms een reden om verstuiving niet te stimuleren. Zo is op Texel gebleken dat met name uitstuiving vanuit de zeereep risico's met zich brengt, bijvoorbeeld bij de dichtstuiving van de Dikke Dijk-vallei. Doordat hier verstuiving werd toegelaten in een zeereep die aan afslag onderhevig was, ontstonden er grootschalige verstuivingen (Stevers *et al.* 1984).

In situaties waarin de wind niet voldoende vat kan krijgen op de bodem partikels, biedt uitstuiving geen oplossing. Zo zijn de begin-condities in een dichte, hoogopgaande vegetatie, als bij een ver voortgeschreden verruiging, of bij een dik humuspakket, doorgaans te ongunstig. Volgens Slings (mond. med.) is het succes ook afhankelijk van het kalkgehalte van het zand. Bij een hoger gehalte kunnen zandkorrels zodanig aaneenklitten dat het gewicht van de te verplaatsen partikels te groot wordt.

Als het onmogelijk is om verstuivingsprocessen op gang te brengen, is kunstmatige verlaging van het maaiveld een alternatief. Microreliëf en gradiënten moeten uiteraard juist bij uitschuiven of afgraven bijzondere aandacht krijgen. Op fijne schaal moeten hoogteverschillen aangebracht of de bestaande gevolgd worden, waarbij plaatselijk ook de meer ontkalkte bodem kan worden gespaard. Grote oppervlakten met gelijk maaiveldsniveau moeten vermeden worden. Hetzelfde geldt voor steile hellingen, waarbij de stelregel is dat hoe groter de oppervlakte is, des te flauwer de helling moet zijn (Londo 1971).
Er moet dus voor gradiënten gezorgd worden, maar uitgraven tot op te grote diepte of met te steile gradiënten kan leiden tot minder gewenste ontwikkelingen als duinmeren of eenvormige en minder waardevolle vegetaties (Londo 1985). Ook moet rekening gehouden worden met neven-effecten als bedreiging van relict-soorten en verlies van zaadbank. De verwerking van het verwijderde materiaal moet eveneens met zorg gebeuren.
Naast het microreliëf dat essentieel is voor voldoende natuurlijke variatie, moet er bij maaiveldsverlaging ook gelet worden op het juiste maaiveldsniveau. Idealiter betekent dit dat de ingreep pas uitgevoerd zou moeten worden als de grondwaterstand ongestoord en (binnen natuurlijke marges) stabiel is.
In twee valleitjes in de Zanderij op Voorne is het belang van deze twee factoren te zien (Londo, mond. meded.). In een van beide valleitjes is goed acht geslagen op bovenstaande aspecten, zodat dit rijk is geworden aan gradiënten en het met de laagste grondwaterstand net droog valt. Hier heeft zich na een succesvol pionierstadium al snel een waardevolle vegetatie van natte duinvalleien ontwikkeld met soorten als Moeraswespenorchis (*Epipactis palustris*) en Groenknolorchis (*Liparis loesselli*). Voor deze soorten is het valleitje de belangrijkste groeiplaats op Voorne geworden. Het andere valleitje is slechts een paar decimeter dieper uitgegraven, waarbij de hellingen bovendien vrij steil en effen zijn uitgevallen. Behalve bij extreme droogte staat hier nu permanent water. Dit heeft geleid tot een eutrafente Rietruigte langs de oever, die zich ontwikkelt naar een Wilgenstruweel.
Ook het Vogelmeer in de Kennemerduinen, een goed geslaagd natuurontwikkelingsproject 'avant la lettre' uit het begin van de vijftiger jaren (Londo 1971) is na verdroging in de zeventiger jaren door verdere uitgraving sterk in waarde achteruitgegaan, weer door te diep graven en het niet voldoende in acht nemen van het microreliëf. De voorheen grote variatie in standplaatsomstandigheden en dus in vegetatie is nu goeddeels verdwenen. Wat resteert is monotone vegetatie gedomineerd door Riet (Londo 1975).
Vergraven met als doel het creëren van plassen kan wat betreft de vegetatie beter achterwege gelaten worden. Open water op zich is wel gunstig, maar dan wel in de vormen van over de vallei verspreide niet te diepe poeltjes die vooral een functie zullen hebben voor dieren die op een of andere manier aan water gebonden zijn (Londo 1985).

Ook verhoging van de grondwaterstand na uitstuiving of afgraving tot op het tijdens de verdrogingsperiode heersende grondwaterpeil kan leiden tot minder gewaardeerde duinplassen en het verloren gaan van de mogelijkheden voor de gewenste pionier- en graslandvegetaties. Een voorbeeld hiervan zijn enkele stuifkuilen in de **Zeepeduinen** die, vóór de vernatting in het extreem droge jaar 1976 ontstaan, nu permanent water bevatten, eutroof geworden zijn en een minder waardevolle vegetatie herbergen. Ervaringen hebben bovendien uitgewezen dat langdurige inundaties van natte valleien een negatieve invloed hebben (Beijersbergen 1990).

In tal van duingebieden is bij het stoppen van kunstmatige onttrekkingen en afwateringen en bij verlaging van het maaiveld, het grote belang gebleken van een gedegen hydrologische voorstudie van het betreffende gebied. Hierbij moet kennis verkregen worden over eventuele andere factoren die invloed uitoefenen op de grondwatervoorraad, over aspecten als slecht doorlatende lagen die het gedrag van het grondwater kunnen beïnvloeden. Op deze manier kan bepaald worden of de nieuwe hydrologische situatie overeenkomt met die welke gewenst is voor het herstel van de natte en vochtige duinvallei-vegetaties. Eventuele aanpassingen van de ingreep kunnen dan voorkomen dat ze door onvoorziene omstandigheden te weinig effect ressorteert of juist het doel voorbij schiet.
Ook schijngrondwaterspiegels en slecht doorlatende lagen in de ondergrond kunnen ervoor zorgen dat het resulterende peil afwijkt van de verwachting. Een dergelijk effect van een veenlaag onder een deel van de Luchterduinen is aannemelijk gemaakt door Groen *et al*. (1985, zie ook Groen 1985). De opbouw van een schijngrondwaterspiegel door een geremde neerwaartse beweging van de infiltrerende neerslag speelt hier een belangrijke rol bij. Dit is in tegenstelling tot eerdere voorspellingen die geen rekening hielden met de veenlaag, en tot de conclusie kwamen dat de grondwaterstand na verhoging ver van het maaiveld zou blijven.
Een ander voorbeeld van de rol van slecht doorlatende lagen in de ondergrond geven de beide **Mandenvalleien** op Texel. De grondwaterstand in de iets dieper uitgegraven Grote Mandenvallei bleek lager te liggen dan in de Kleine, die ondanks een hoger gelegen maaiveld duidelijk natter was geworden. De verklaring ligt volgens medewerkers van de Provincie Noord-Holland in een relatief ondoorlatende laag onder de Kleine vallei. Vorming van een plas met (bijna) permanent water is het gevolg. Onder de Grote vallei ontbreekt deze laag of is ze beter doorlatend, zodat daar de afvoer van neerslagwater in het grove duinzand niet geremd wordt. Hier heeft zich een vrij korte en schrale vegetatie ontwikkeld met een open structuur en gevarieerde, het microreliëf volgende zoneringspatronen. Kenmerkende soorten zijn onder meer Knopbies, Waterpunge (*Samolus valerandi*), Melkkruid (*Glaux maritima*), Gewone vleugeltjesbloem (*Polygala vulgaris*), Strandduizendguldenkruid (*Centaurium littorale*), Tormentil (*Potentilla erecta*) en Zilte rus (*Juncus gerardi*), en daarnaast ook Blauwe en Zwarte zegge (*Carex panicea* en *C. nigra*) Slanke waterbies (*Eleocharis palustris uniglumis*) en Duinrus (*Juncus alpinoarticulatus atricapillus*).
In de Kleine Mandenvallei daarentegen is een min of meer eutrofe duinplas ontstaan. Het open water is een groeiplaats geworden voor Kranswier (*Chara vulgaris*), met Zeebies (*Scirpus maritimus*) aan de oevers. Ook meerjarige akkeronkruiden spelen hier een grotere rol. Verder lijkt de soortensamenstelling op die in de Grote Mandenvallei, maar in een verarmde vorm en zonder de hiervoor genoemde kenmerkende duinvallei-soorten.

Een ander opvallend aspect in de Mandenvallei is, dat juist de Kleine Mandenvallei enige tijd een rustplaats is geweest voor Kokmeeuwen. Juist het open water trekt deze vogels aan, en kan zo het ongewenste effect versterken door (guano-)trofiëring. Of dat in dit geval een grote rol gespeeld heeft, wordt overigens betwijfeld (Thea Spruijt, mond. meded.).

6.4.2 Effecten van grondwaterstandsstijging op bodem en standplaats

Ook al is herstel van de lokale hydrologie een noodzakelijke voorwaarde voor herstel van de standplaats, een voldoende voorwaarde is dit niet. Vaak gaan de ingrepen in de hydrologie gepaard met negatieve effecten die vragen om aanvullende maatregelen.
De belangrijkste effecten van een toegenomen grondwater-invloed in de wortelzone liggen in niet volledig kalkloze duinvalleien in het herstel van de kalkleverantie. Door de toevoer van bicarbonaat wordt weliswaar het beoogde herstel van de zuurgraad-buffering bevorderd, maar daarmee ook de mineralisatie-omstandigheden, zeker als er (nog) geen sprake is van volledige waterverzadiging en er dus nog voldoende zuurstof aanwezig is. De afbraak van de tijdens de verdroging opgehoopte ruwe humus en van de door vernatting afgestorven planten kan dan ook tot een massaal beschikbaar komen van nutriënten leiden.
In de praktijk blijkt dat vernatting dan ook steeds gevolgd door verruiging, resulterend in een soortenarme, eutrafente vegetatie. Deze situatie kan tientallen jaren voortduren (Londo 1985; Beijersbergen 1990). In de lagere delen van de valleien, waar verdroging in hogere mate heeft geleid tot humus-vorming en verruiging, zijn deze effecten sterker dan wat hogerop, waar de omstandigheden meer zuur waren en de humuslaag dunner is gebleven. Door de mineralisatie en verruiging na vernatting worden (potentiële) gradiënten genivelleerd, waardoor de gewenste vegetatie geen kans krijgt zich te ontwikkelen. De vrij plotselinge stijging van het grondwaterpeil en toename van schommelingen daarin leiden tot een toenemende verruiging die de aanwezige vegetatie verdringt.

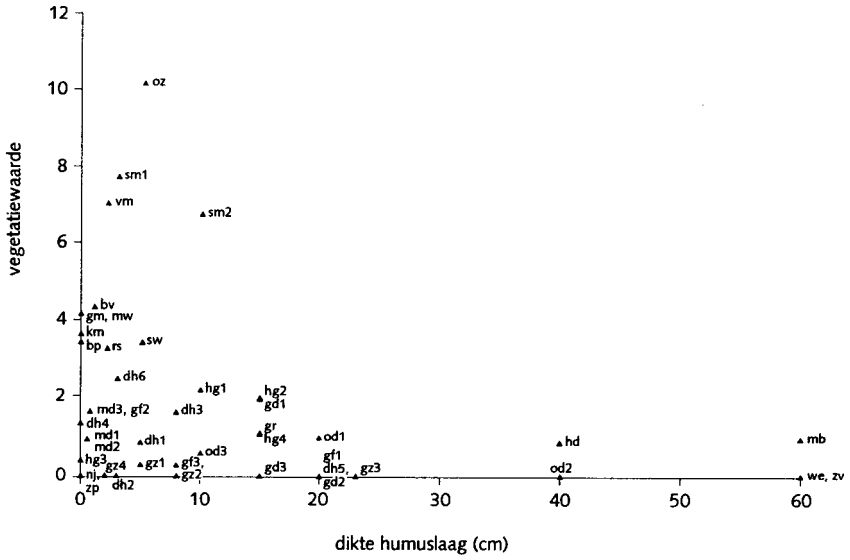
Een voorbeeld van een sterk gestimuleerde mineralisatie na vernatting heeft zich voorgedaan in de **Grafelijkheidsduinen**. In de lagere delen had zich hier tijdens de verdroging een ruwe humus-laag van een halve meter dikte opgehoopt. Hierop ontwikkelden zich na vernatting uitgestrekte ruigten met Kruip- en Grauwe wilg, Riet en Duinriet, waarin zich hier en daar Galigaan en Oeverzegge nog goed konden handhaven. Op de wat minder natte delen ontstonden grote Duinrus-velden die na korte tijd vervangen werden door soortenarme vegetaties van Kruipwilg, Dauwbraam en Duinriet. Op de droogste delen was de humus-laag minder goed ontwikkeld en is de invloed van het kalkrijke grondwater kleiner, zodat hier minder van eutrofiëring sprake was. Op enkele door actief beheer, vooral in de vorm van begrazing, vrijgehouden plekken konden zich hier waardevolle vegetaties vestigen met soorten als Heidekartelblad, Verfbrem (*Genista tinctoria*) en (zeer lokaal) Dwergvlas of Wateraardbei (*Potentilla palustris*), Tormentil en Egelboterbloem (*Ranunculus flammula*). Zonder dit kleinschalige en intensieve beheer zouden deze soorten zich waarschijnlijk niet hebben kunnen handhaven.

In de van oorsprong minder kalkrijke systemen zijn de eutrofiërende effecten van vernatting aanvankelijk minder groot, omdat hier minder ruwe humus gevormd is. Dit was ook het geval in de **Zeepeduinen**, waar na vernatting echter de verdronken vegetatie in de laagste en deels geïnundeerde delen zorgde voor een laag organisch materiaal die ging mineraliseren. Een opvallend aspect van de verruiging hier was de sterke vermossing, vooral van Gewoon sikkelmos dat massaal over de door Kruipwilg gedomineerde vegetatie heen groeide (Beijersbergen 1990).

6.4.3 Herstel-bespoedigende maatregelen

Om mineralisatie en verruiging als gevolg van vernatting te voorkomen of om de effecten daarvan weer terug te draaien, zijn aanvullende maatregelen onontbeerlijk.
Zoals ook figuur 6.8 laat zien, is de dikte van de resterende (ruwe) humuslaag sterk gecorreleerd met de natuurwaarde na herstel. De kern van het dergelijk aanvullend beheer is dan ook het verwijderen van het mineraliseerbaar organisch materiaal, in en op bodem.

Voor het herstel van waardevolle natte duinvalleivegetaties in kalkrijke en kalkhoudende duinen is het in de meeste gevallen nodig de hele organische laag af te graven tot op de minerale bodem. In de wat hoger gelegen delen van de vallei, waar de invloed van neerslagwater groter en de organische toplaag wat dunner is, kan worden volstaan met plaggen. Om het microreliëf en de rijkdom aan geleidelijke gradiënten te bewaren is het overigens beter de uitgeloogde en verzuurde bodemlagen niet overal te verwijderen.



Figuur 6.8 Relatie tussen dikte van de humuslaag en natuurwaarde in natte en vochtige duinvalleien (ontleend aan Ellers 1992).

Afplaggen of door begrazen of maaien afvoeren van organisch materiaal is ook voldoende voor valleien in kalkarmere duinen, waar het grondwater minder bicarbonaat bevat en waar de mineralisatie na stijging van de grondwaterstand minder zal toenemen. Met het oog op de gewenste variatie kan dit het beste gebeuren op een kleinschalige en in tijd en ruimte gespreide manier.

In het weinig verdroogde Reggers Sandervlak (106; bij Egmond-binnen), met slechts een dunne organische toplaag, leidde plaggen van een verruigde plek tot op de minerale bodem tot een goed resultaat. De open kruidenvegetatie van het Dwergbiezen- en Knopbiesverbond die hier verscheen was dezelfde als op een plagplek in een niet verruigde vegetatie (Slings mond. meded.; Slings 1990). In de nabijgelegen vergelijkbare maar sterker verdroogde vallei van de Kil was sprake van sterkere mineralisatie-effecten na vernatting, in de zin van verruiging met een 'zure component': Pijpestrootje en Amerikaanse vogelkers. Plaggen en maaien alleen bleken hier onvoldoende om de grote hoeveelheden organisch materiaal te verwijderen.

6.4.4 Biotisch herstel

Herstel van natte en vochtige duinvalleien is gericht op het terugbrengen van de jonge successiestadia van de vochtige en natte duinvalleien. Vernatting alleen leidt onder invloed van de besproken reacties in de bodem vaak tot een verdergaande verruiging en nivellering van de vegetatie, en beperkt de mogelijkheden voor vestiging of uitbreiding van deze vegetaties. Aanvullende maatregelen als het verwijderen van de organische toplaag met de daarin wortelende vegetatie zijn vaak nodig, ondanks het feit dat zo ook de zaadbank verloren gaat. In het bijzonder in verruigde kalkrijke duinen is het de beste manier om een geschikt vestigings-, kiemings- en ontwikkelingsmilieu voor soorten van natte duinvalleien te scheppen. Vestiging van deze soorten wordt dan niet meer gehinderd door een vegetatie met een hoogopgaande dichte structuur, en tevens worden hierdoor de concurrentie-omstandigheden wat betreft nutriënten en licht verbeterd.
Uit het onderzoek van Ellers (1992; Vertegaal 1995) naar 24 herstel-projecten blijkt dat herstel van vochtige en natte duinvalleien goede perspectieven biedt. Van de 41 soorten die voor dit onderzoek onder meer op grond van kenmerkendheid en zeldzaamheid als 'indicatorsoorten' zijn aangemerkt, hebben zich er 26 (weer) gevestigd in de bestudeerde valleien: 10 uit het pionierstadium en 14 latere successiestadia. Tabel 6.2 geeft een overzicht van deze soorten en van de soorten die naar niet meer aangetroffen zijn. In deze laatste categorie zitten overigens veel soorten die ook in duinvalleien zeer zeldzame zijn.

Tabel 6.2 Wel (bovenste tabel) en niet (onderste tabel) geconstateerde (her-)vestiging van kenmerkende en/of zeldzame soorten van natte en vochtige duinvalleien na herstelmaatregelen in 24 terreinen. Aantallen geven aan in hoeveel gebieden soorten zijn teruggekeerd. Ontleend aan Vertegaal (1995).

	Pioniersoorten		Soorten van latere successiestadia
13	Dwergzegge (*Carex oederi oederi*)	8	Drienerfzegge (*Carex trinervis*)
12	Strandduizendguldenkruid (*Centaurium littorale*)	7	Vleeskleurige orchis (*Dactylorhiza incarnata*)
6	Sierlijke vetmuur (*Sagina nodosa*)	7	Duinrus (*Juncus alpinoarticulatus atricap.*)
5	Fraai duizendguldenkruid (*Centaurium pulchellum*)	7	Parnassia (*Parnassia palustris*)
3	Teer guichelheil (*Anagallis tenella*)	7	Knopbies (*Schoenus nigricans*)
2	Dwergbloem (*Anagallis minima*)	6	Moeraswespenorchis (*Epipactis palustris*)
2	Herfstbitterling (*Blackstonia perfoliata serotina*)	6	Geelhartje (*Linum catharticum*)
2	Dwergrus (*Juncus pygmaeus*)	5	Rond wintergroen (*Pyrola rotundifolia*)
2	Dwergvlas (*Radiola linoides*)	4	Slanke gentiaan (*Gentianella amarella*)
1	Bleekgele droogbloem (*Gnaphalium luteo-album*)	3	Armbloemige waterbies (*Eleocharis quinqueflora*)
		2	Bonte paardestaart (*Equisetum variegatum*)
		2	Noordse rus (*Juncus arcticus*)
		1	Verfbrem (*Genista tinctoria*)
		1	Grote muggenorchis (*Gymnadenia conopsea*)
		1	Groenknolorchis (*Liparis loeselii*)
		1	Addertong (*Ophioglossum vulgatum*)
0	Draadgentiaan (*Cicendia filiformis*)	0	Beredruif (*Acrostaphylos uva-ursi*)
0	Koprus (*Juncus capitatus*)	0	Gelobde maanvaren (*Botrychium lunaria*)
		0	Kleine knotszegge (*Carex hartmanii*)
		0	Bezemdophei (*Erica scoparia*)
		0	Veldgentiaan (*Gentianella campestris*)
		0	Honingorchis (*Herminium monorchis*)
		0	Harlekijn (*Orchis morio*)
		0	Grote veenbes (*Oxycoccus macrocarpos*)
		0	Platte bies (*Scirpus cariciformis*)
		0	Herfstschroeforchis (*Spiranthes spiralis*)
		0	Moerasgamander (*Teucrium scordium*)
		0	Rijsbes (*Vaccinium uliginosum*)

Voor de feitelijke (her-)vestiging van de gewenste soorten is de aanwezigheid van geschikte verspreidingsbronnen van belang. Veel van deze soorten zullen immers uit de vallei verdwenen zijn. Soorten kunnen zich in duinvalleien (her-)vestigen vanuit daar nog aanwezige bronnen als relictvegetaties en nog aanwezige zaadbanken, of van buiten af via natuurlijke verspreiding of door (her-)introductie.

De manier waarop de herstelmaatregelen worden uitgevoerd heeft natuurlijk belangrijke consequenties voor de mogelijkheden de eventueel nog aanwezige bronnen optimaal te kunnen gebruiken. Afgraven tot in de minerale bodem heeft tot gevolg dat naast de organische en uitgeloogde laag onvermijdelijk ook de zaadbank verwijderd wordt. Bij uitstuiven geldt hetzelfde, al is het risico van verlies van de (zwaardere) zaden uit de blootgelegde zaadbank wellicht kleiner, en kunnen deze aan de oppervlakte van de stuifkuil terechtkomen. Niettemin constateert Vertegaal (1995) dat afgraven, verstuiven en afplaggen, steeds tot op de minerale bodem, succesvolle maatregelen zijn.
Uit onderzoek van Vyvey (1986) is gebleken dat de zaadbank in duinvalleien vrij klein is in vergelijking met die in andere milieus. Zoals elders, nemen ook hier zaden van ruderale en (eenjarige) pionierssoorten een belangrijke plaats in de zaadbank in (Van Groenendael en Kalkhoven 1990). Zaad van de meeste soorten van meer stabiele milieus, waaronder die van mesotrofe duinvalleien, vindt meteen na het vallen al de gunstige omstandigheden. Het kiemt vrij snel en is meestal dan ook niet langlevend en minder aanwezig in de zaadbank.

Verwijdering van de zaadbank heeft dus vooral gevolgen voor pioniersoorten. Over het geheel genomen zijn de soorten van de latere successiestadia van andere verspreidings-mechanismen afhankelijk. Naar verwachting zal met name de vestiging van soorten van kalkrijke natte duinvalleien een probleem kunnen vormen, vanwege hun minder langlevende zaadbank en omdat juist op hun groeiplaatsen de organische laag geheel verwijderd moest worden voor het herstel van de standplaatsomstandigheden.

Het belang van relict-vegetaties wordt aangegeven door de ontwikkelingen in de **Zeepe-duinen**. Hier kwamen vegetaties van het *Pyrola-Salicetum*, met zeer bijzondere soorten als vooral Klein Wintergroen (*Pyrola minor*), Stofzaad (*Monotropa hypopithys hypophegea*) en Grote keverorchis (*Listera ovata*) na herstelingrepen terug. Deze soorten, die zeker regionaal zeer zeldzaam zijn, leggen geen langlevende zaadbank aan en omdat hun meest nabije groeiplaats op een afstand van soms tientallen kilometers van het gebied ligt, lijkt ook dispersie niet waarschijnlijk. Beijersbergen (mond. meded.; 1990) veronderstelt dat ze als relicten op beschaduwde (voor ruigtesoorten minder gunstige) plaatsen lange tijd gekwijnd hebben en onopgemerkt zijn gebleven.
Voor de relict-vegetaties verdient het aanbeveling om bij afgraven de organische laag niet over het hele terrein in een keer te verwijderen, maar ook op plekken alleen te plaggen of helemaal niets te doen. Ook bij plaggen is het beter om grote oppervlakten niet ineens maar verspreid in tijd en ruimte te behandelen. Op de niet geplagde plekken kan worden volstaan met lichtere maatregelen als begrazen of maaien, waarmee de verruiging -tijdelijk- wordt teruggedrongen. Deze aanpak behoudt niet alleen de kolonisatie-mogelijkheden vanuit bestaande waardevolle (relict-)vegetaties, maar ook de variatie in successiestadia.
Een probleem is dat de relicten van de grondwaterafhankelijke vegetaties vaak een refugium hebben gevonden op de laagste en dus meest vochtige plekken, waar zij omringd zijn door een verruigde vegetatie. Bij vernatting zullen deze plekken permanent onder water komen staan, terwijl migratie naar geschiktere plaatsen kan worden verhinderd door de verruiging. Om vernatting niet te laten uitmonden in het alsnog verdwijnen van deze relicten moet ook voor 'verticale' migratie-wegen gezorgd worden door al vóór de vernatting open plekken te maken op hoger gelegen terreindelen, met corridors naar de refugia. Bij verhoging van de grondwaterstand kunnen de soorten dan migreren naar en zich vestigen op de hogere, ondertussen natter geworden plekken.

Als (her-)vestiging van soorten vanuit de zaadbank of relicten niet mogelijk is kan alleen dispersie vanuit de nabije omgeving nog een oplossing bieden. De mogelijkheden hiervoor zijn vanwege de specifieke verspreidingsmechanismen niet voor alle soorten gelijk. Boven-dien is de kans dat de meest nabije dispersiebron te ver van een potentieel geschikte vesti-gingsplaats ligt, groter naarmate de betreffende soort zeldzamer is.

Soorten die voor verspreiding gebruik maken van dieren (met name vogels) kunnen doorgaans de grootste afstanden afleggen. De mededeling van Ellers (1992) dat vestiging van soorten uit 'verder gelegen' gebieden goed mogelijk is, slaat dan ook waarschijnlijk op zulke soorten. Ervaringen in volledig afgegraven terreinen als het Vogelmeer, de valleitjes in de Zanderij op Voorne en de Texelse Mandenvalleien leren dat een afstand van honderden meters tot zelfs enkele kilometers (Londo 1971) voor bepaalde soorten niet zo'n probleem is. Voor soorten die zich zonder een gericht mechanisme met behulp van de wind of van de zwaartekracht verspreiden is de reikwijdte veel beperkter, van enkele centimeters tot enkele tientallen meters per jaar (Van Groenendael en Kalkhoven 1990). Zo staat Knopbies bekend als een moeilijk vestigende soort, waarvoor bovendien het vestigingsmilieu slechts korte tijd geschikt is (Londo 1985).
Vaak zal het echter niet tot vestiging komen zonder dat de oorzaak gelegd kan worden bij een beperkte dispersie-capaciteit. Zo zijn Geelhartje (*Linum catharticum*), Bonte paardestaart (*Equisetum variegatum*), Addertong (*Ophioglossum vulgatum*) en Slanke gentiaan (*Gentianella amarella*) niet in de vegetatie van het Vogelmeer zijn opgekomen, ondanks het feit dat vrij dichtbij een andere groeiplaats was. Londo (1971) wijt dit voor deze deels zeer kritische soorten aan de specifieke standplaatsomstandigheden ter plekke. Slings (mond. meded.) meldt voor het Reggers Sandervlak iets dergelijks. Vestiging van Slanke zowel als Veldgentiaan (*Gentianella campestris*), Moeraswespenorchis en Parnassia (*Parnassia palustris*) bleef ondanks de nabijheid van een verspreidingsbron uit, waarschijnlijk door een ongeschikt kiemingsmilieu. Voor de beide Gentiaan-soorten en Parnassia is dit bijna zeker, want deze soorten kwamen zelfs na een zaaiproef niet op.

De duurzaamheid van de effecten van herstel-ingrepen lijkt te wisselen met de aard van de ingreep. Ellers (1992) vindt blijvend positieve effecten eerder bij rigoreuze ingrepen als afgraven en verstuiven dan bij plaggen. De eerste zijn na 20 tot 30 jaar nog herkenbaar. Een bevestiging hiervan is te vinden in de Koegelwieck op Terschelling (Zwart 1993): hier is in 1986 op twee diepten geplagd, en vooral waar een minder dikke laag is verwijderd is de verruiging met onder andere Duinriet merkbaar weer begonnen.

Maar ook na uitvoering van de beschreven maatregelen blijft beheer noodzakelijk. De meest gewaardeerde vegetaties uit de beginstadia van de successie in vochtige en natte duinvalleien zullen in de huidige omstandigheden immers niet spontaan en steeds opnieuw ontstaan door verstuiving of nieuwe duinvorming.
Het 'nabeheer' moet dan ook gericht zijn op het remmen of terugzetten van de successie, en zal niet anders zijn dan het gewenste beheer in niet verdroogde duinvalleien. Door middel van kleinschalig plaggen, maaien of begrazen kan de dynamiek weer in het systeem gebracht, en nutriënten eruit afgevoerd worden. Met name pionier-gemeenschappen zijn alleen met dergelijk aanvullend beheer te behouden (Louman en Slings 1990). Maaien is volgens Grootjans *et al*. (1988) voor deze vegetaties minder geschikt, dus moet hier gekozen worden voor begrazen of afplaggen.

DUINEN

OORZAAK	MOGELIJKE MAATREGELEN	VOORBEELDEN	OPMERKINGEN
Grondwater-standsdaling	WEGNEMEN EXTERNE OORZAKEN: .vermindering waterwinning .vermindering wegzijging door opzetten polderpeilen .vermindering wegzijging door plaatsen kwelschermen	.Reggersandersvlak (106), **Grafelijkh.duinen, Zeepeduinen**, Mokslootvallei (101) .Zwanewater (104), Vlieland (5)	
	WEGNEMEN INTERNE OORZAKEN .meer neerslagoverschot door verwijdering naaldbos of omzetting naar loofbos; toename oppervlak kaal zand .afdammen ontwateringssloten	.Vlieland (5) .**Griltjeplak**	
	AANVULLENDE BEHEERSMAATREGEL: .verwijderen organische toplaag valleien door: .afgraven óf .plaggen	.**Grafelijkheidsduinen**, Mokslootvallei (101) .Herteboschvallei (1), **Griltjeplak**	vooral noodzakelijk in situaties met kalkhoudend grondwater en: - dikke organische laag - dunne organische laag
	INDIEN GRONDWATERSTANDSSTIJGING NIET MOGELIJK OF ONVOLDOENDE: .afgraven maaiveld .uitstuiving nieuwe valleien	.**Mandenvallei**, Voorne, Vogelmeer .Vlieland (5), Schiermonnikoog	juiste niveau maaiveld zeer kritisch; voor soortenrijke natte duinvalleien in gemiddeld jaar plas-dras
Inlaat water	NA STOPZETTING INLAAT GRONDWATERPEIL VOLDOENDE HOOG: .winning stoppen en/of vervanging door diepte-infiltratie .verkleinen nutr.voorraad door afgraven/plaggen/maaien		
	NA STOPZETTING INLAAT GRONDWATERPEIL ONVOLDOENDE HOOG: .stopzetten waterwinning en/of vervanging door diepte-infiltratie + afgraven valleien óf .handhaven inlaat + zuivering inlaatwater (optimalisatie waterwinning)	Meijendel, Castricum	optimalisatie waterwinning vooral zinvol wanneer door veranderingen in de omgeving oorspronkelijke hydrologische systeem niet meer te herstellen

Tabel 6.3 Overzicht van mogelijke herstelmaatregelen in de duinen, met vermelding van voorbeeldgebieden.

7 Laagveenmoerassen

7.1 Inleiding

Laagveen vormt de middenfase van de moerasreeks die uit drie fasen bestaat (Van Wirdum, in Beije *et al*. 1994):
- overstromingsvlakten (oermoerassen), zoals wadden en kwelders, zoetwatergetijdenmoerassen, rivierbegeleidende moerassen en poldermoerassen;
- laagvenen met verlandingsgordels, rietlanden, trilvenen, overgangsvenen, moerasheiden, moerasstruwelen en broekbossen;
- hoogvenen, in ons land voorkomend als kleine hoogveentjes, hoogveenrestanten en afbraak- en vernieuwingsstadia.

De moerasreeks is gebaseerd op verlanding, de toename van het aandeel land ten koste van het aandeel water, en in mindere mate op vermorsing, de toename van het aandeel water ten koste van het aandeel land. Verlanding begint in open water en onder invloed van geologische gebeurtenissen, klimaat, ondergrond, moerasvorm, waterhuishouding en menselijke beïnvloeding verloopt deze in een bepaalde richting.
De huidige laagveenmoerassen in Nederland bestaan veelal uit petgatcomplexen, die ontstaan zijn door vervening. Grotere veenplassen kwamen tot stand daar waar de legakkers tengevolge van winderosie werden weggeslagen.
Een laagveen(-moeras) ontstaat door ophoping van plantaardig materiaal op plaatsen die doorgaans laag liggen ten opzichte van de regionale waterstand. Er vindt geen afzetting van elders aangevoerd materiaal (sedimentatie) plaats zoals in oermoerassen het geval is. Het veen wordt gevoed door grond- en/of oppervlaktewater.
In laagveenmoerassen is een aantal karakteristieke fysiognomische eenheden (subsystemen of vegetatiegemeenschappen) te onderscheiden die veelal kenmerkend zijn voor ongeveer gelijke abiotische omstandigheden:
- open water van petgaten, vaarten, sloten en veenplassen:
  kenmerkende vegetaties zijn Kranswiervelden, Fonteinkruid-, Krabbescheer-, Gele plomp-, Waterlelie- en Riet- en Mattenbiesvegetaties;
- verlandingsvegetaties:
  - helofytenverlandingen van Mattenbies, Kleine lisdodde en Riet;
  - drijftillen met vegetaties van Waterscheerling- en Cyperzeggevegetaties en Pluimzeggevegetaties;
  - drijvende kragges en ongerijpt veen;
  - trilvenen met vegetaties van Ronde zegge en Veenmostrilvenen;
  - Rietlanden bestaande uit Moerasvarenrietlanden;
- vast veen:
  - blauwgrasland;
  - hooilanden bestaande uit Dotterbloemhooiland en Veenmoshooiland
  - veenheiden;

- struwelen van Grauwe wilg en Zwarte els of Sporkehout en Geoorde wilg of Gagelstruweel;
- Elzen- en Elzen-Berkenbroekbossen;
- veenmosrietlanden en ruigtelanden.

Laagveenmoerassen komen in Nederland voor op de overgang van hoger gelegen pleistocene dekzandgebieden naar de lager gelegen holocene gebieden, zoals van de Utrechtse Heuvelrug naar de Vechtstreek en de Gelderse Vallei, van het Drents plateau naar het Lage Midden van Friesland, Noordwest Overijssel en het stroomgebied van de Linde en Tjonger en van de Brabantse zandgronden naar het rivierengebied. Deze laagveengebieden werden in het verleden in enkele gevallen door grondwater gevoed, in andere door oppervlaktewater. Daarnaast komen laagveenmoerassen buiten pleistocene grensgebieden voor op plaatsen waar vervening heeft plaatsgevonden, zoals het Friese merengebied, Gaasterland, de brakwater-venen in Noord-Holland en de moerassen in het Hollands-Utrechts plassengebied. Hier gaat het vaak om voormalige hoogveengebieden die door ontwatering, ontginning en vervening zijn veranderd in laagveengebieden.

Het totale oppervlak aan laagveen(moeras) in Nederland wordt geschat op 14.000 ha. Hiervan bestaat ongeveer 26% uit Riet, 28% uit ongemaaide water- en moerasvegetaties, 32% uit moerasbos en struweel en 14% uit schraalland waaronder trilvenen, blauwgraslanden, Dotterbloemhooilanden en bloemrijke ruigten (Van Leerdam en Vermeer, 1992).

7.2 Standplaats en vegetatie

7.2.1 Waterkwantiteit

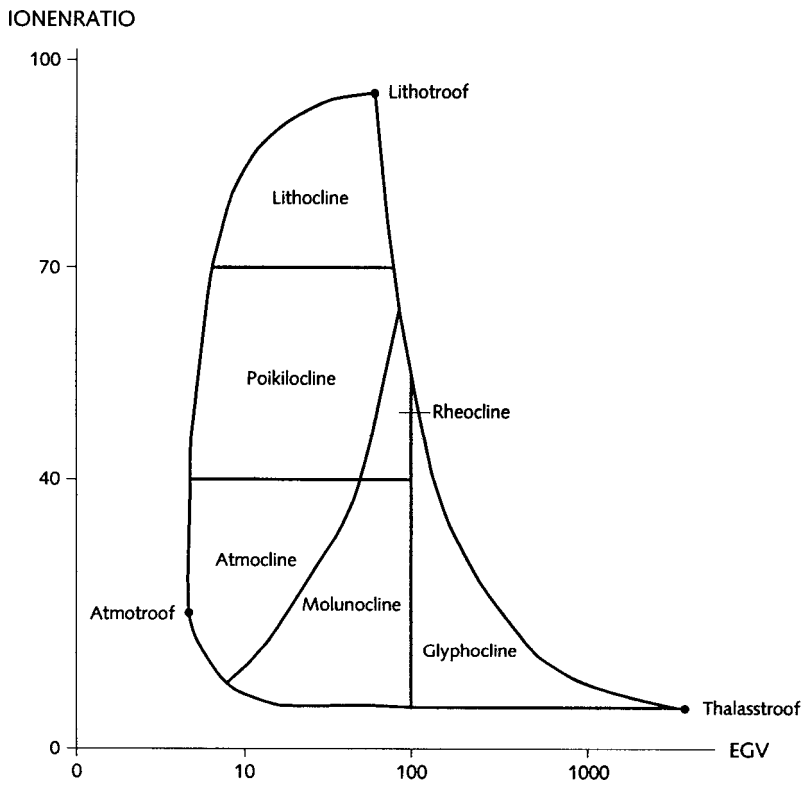
Binnen de verlandingsreeks van laagveenmoerassen kunnen diverse stadia worden onderscheiden die in een bepaalde mate afhankelijk zijn van de diepte van het oppervlaktewater en in een later stadium van grondwater. De reeks omvat (van open water via moeras naar vast land bij een waterdiepte van ca 1.5 meter tot een grondwaterpeil van 0.2 m beneden maaiveld) achtereenvolgens een reeks van open water, kragge, moeras, hooiland/ruigte/veenheide, ruigte en moerasbos.
In laagveenmoerassen is de natuurlijke aan- en afvoer van grond- en oppervlaktewater veelal sterk verstoord. Hoe de posten van de waterbalans zich verhouden is bepalend voor de waterstand in een gebied en het optreden van schommelingen in de waterstand door het jaar heen. Tegenwoordig is er doorgaans sprake van een peilbeheer waarbij een vast peilregime wordt aangehouden. Daarbij wordt in de winter overtollig water uitgeslagen en in de zomer water ingelaten. In vergelijking met overstromingsvlakten (oermoerassen) zijn waterstandsfluctuaties beperkt doordat afvoer van water wordt geremd en er een constante aanvoer van grond- en oppervlaktewater plaatsvindt.

7.2.2 Waterkwaliteit

In een veensysteem komen afhankelijk van geografische ligging en hydrologische factoren verschillende watertypen voor. De waterkwaliteit in een laagveenmoeras is afhankelijk van de verhouding tussen de aanvoer van regen-, grond- en oppervlaktewater en eventuele vervuilingsbronnen binnen het systeem (als recreatie en rioolwaterlozingen). De verschillen tussen de watertypen resulteren in een variatie standplaatsen in laagveengebieden.
Door Van Wirdum (1991) zijn op basis van ionenverhoudingen en nutriënten drie hoofd-watertypen onderscheiden en gekoppeld aan vegetatietypen:

- het atmotrofe type waarin het ionenarme neerslagwater overheerst
- het lithotrofe type waarin basenverzadigd grondwater overheerst
- het thalassotrofe type waarin het ionenrijke zeewater overheerst

Op basis van de ionenratio (IR) en het elektrisch geleidingsvermogen (EGV) kunnen de deze typen in een zogeheten LAT-diagram uitgezet worden (figuur 7.1, waarin tevens een aantal mengtypen zijn aangegeven).



Figuur 7.1 LAT-diagram waarin kenmerkende watertypen zijn aangegeven aan de hand van hun EGV en ionenratio (naar Van Wirdum 1991).

De *poikilotrofe* zone wordt gevormd door een menging van atmotroof en lithotroof water. De wisseling is seizoensafhankelijk. Juist deze zone is kenmerkend voor het ontstaan van soortenrijke trilveenvegetaties. Zeewater speelt een rol door middel van brakwaterinvloeden, hierdoor ontstaat er een *glyphotrofe* zone. Wanneer het water vervuild is met name door nutriënten, zouten en zware metalen, wordt er gesproken van een *molunotrofe* zone.

Nutriënten
De beschikbaarheid van nutriënten is een sturende factor voor primaire produktie en soortensamenstelling in veel (half)natuurlijke ecosystemen. In laagproduktieve, open kruidachtige vegetaties is vooral sprake van concurrentie om nutriënten, dit in tegenstelling tot hoogproduktieve vegetaties waarin planten om licht concurreren.
De snelheid van verlanding is afhankelijk van de trofiegraad. Daarnaast is de trofiegraad van grote invloed op de soortensamenstelling tijdens de verschillende successiefasen. In brakke situaties spelen de nutriëntenconcentraties een ondergeschikte rol ten opzichte van de chlorideconcentraties. Onder zoete, zeer voedselrijke omstandigheden wordt de ontwikkeling van water- en moerasvegetaties in het troebele, algenrijke water sterk geremd zodat er nauwelijks verlanding optreedt. Onder (matig) voedselrijke omstandigheden (meso- tot eutrofie) is de produktie aan organisch materiaal hoog, waardoor de verlanding relatief snel plaatsvindt.

In aquatische systemen is fosfor veelal de groeibeperkende factor, met name in calcium- en ijzerrijke wateren (in laagvenen veelal in kwelgevoede situaties) slaat fosfor neer met deze metalen als zouten, waardoor het een limiterende factor kan worden. In natte systemen met weinig afbraak en veel denitrificatie is N een beperkende factor. In verlande systemen zonder fosfaat-aanvoer via grond- en oppervlaktewater wordt P beperkend.

Tabel 7.1 Stikstof- en fosforgehalten in drie trilvenen (Verhoeven *et al*. 1992)

Terrein	N (mg/g)	P (mg/g)	K (mg/g)	N/P	Beper-kende factor	aantal jaren gemaaid	hydrologisch regime
Westbroek	13.6	1.1	9.2	12.3	N	20	kwel
Molenpolder	12.3	1.3	16.4	9.4	N	?	infiltratie
't Hol	16.5	0.7	17.8	23.9	P	60	kwel
	14.0	0.7	8.0		Kritische waarden (De Wit)		

N/P > 16	P beperkende factor
14 < N/P < 16	geen beperking of co-limitatie
N/P < 14	N beperkende factor

In de Vechtstreek is onderzoek verricht (Verhoeven *et al*. 1994) naar de limiterende invloed van de nutriënten stikstof en fosfor in drie trilvenen. Hierbij zijn zowel een jong als een oud trilveen in een kwelsituatie als een jong veen in een wegzijgingssituatie onderzocht. Het onderzoek wijst uit dat stikstof veelal de groeibeperkende factor is in jonge venen die nog relatief kort in maaibeheer zijn, ongeacht het hydrologisch regime. In de huidige situatie is de atmosferische depositie van stikstof tien maal zo hoog dan de natuurlijke achtergrondwaarde. Door een consequent zomermaaibeheer wordt echter zoveel stikstof afgevoerd dat het limiterend blijft. Op het moment dat er niet meer wordt gemaaid en afgevoerd, verruigt het veen snel en wordt de vegetatie gedomineerd door soortenarme, hoog opgaande moerasvegetaties. Door opslag van Elzen, Wilgen en Berken wordt de accumulatie van stikstof extra versneld.
Bij het ouder worden van de trilvenen en een doorgaand zomermaaibeheer wordt op een gegeven moment fosfor de groeilimiterende stof omdat er jaarlijks middels maaien en afvoeren veel meer wordt afgevoerd dan er in het systeem wordt gebracht. In tabel 7.1 zijn de gevonden waarden gegeven (Verhoeven *et al*. 1994).

Door Van Wirdum *et al*. (in Verhoeven, 1992) worden binnen laagveenmoerassen drie ontwikkelingsreeksen onderscheiden:
- Mattenbiesreeks, kenmerken voor een eutrofe, brakke uitgangssituatie
- trilveenreeks, kenmerkend voor oligotrofe, basenverzadigde uitgangssituatie
- Rietreeks, kenmerkend voor een eutrofe uitgangssituatie

Uitgaande van de open water situatie worden binnen deze reeksen verschillende successiefasen onderscheiden, door Van Wirdum (in Verhoeven, 1992) aangeduid als *aquatische fase, half aquatische fase, slaapmosfase*, *veenmosfase*, en *veenheidefase*. De vegetatiesamenstelling in de verschillende fasen hangt af van het type ontwikkelingsreeks en van bepaalde vormen van beheer.

De aquatische fase wordt in zoet water gedomineerd door macrofyten zoals Krabbescheer, Waterlelie en Gele plomp. Daarnaast komen er veel helofyten voor die vanuit de oever het water in groeien. In de brakke gebieden (in Noord-Holland benoorden het IJ) komen weinig waterplanten voor. In gebieden met matig voedselrijk, brak water (200-1000 mg Cl/l) komen vooral veel Kranswieren voor en slechts weinig hogere planten (onder meer Groot nimfkruid, dat een voorkeur heeft voor licht brak water). In zoet water (< 200 mg Cl/l) komen naast Kranswieren ook veel drijvende en submerse hogere planten voor, waaronder veel *Potamogeton*-soorten. In de gebieden met aanzienlijke grondwatervoeding, zoals sommige Vechtplassen, is er sprake van basenverzadigd (lithotroof) water dat in verschillende 'mengverhoudingen' met neerslagwater voor een poikilotrofe zone zorgt. Er is hier doorgaans sprake van voedselarme tot matig voedselrijke (mesotrofe) omstandigheden. In gebieden die gevoed worden met oppervlaktewater gaat het in veel gevallen om voedselrijk (eutroof tot hypertroof) water dat al dan niet direct van de Rijn afkomstig is. Door eutrofiëring van het oppervlaktewater zijn voedselrijke omstandigheden algemeen geworden en hebben deze zich sterk uitgebreid ten koste van minder voedselrijke standplaatsen. In dergelijke zeer voedselrijke wateren komen vrijwel geen Kranswieren of hogere planten voor.

De half aquatische fase wordt gedomineerd door helofyten zoals Riet, Ruwe bies, Mattenbies, Grote lisdodde, Holpijp en Cypergrassen. In brakwatervenen zijn het vooral helofyten als Ruwe bies en Riet die de aanzet geven tot verlanding. In zwak brakke en zoete systemen kunnen ook drijftillen van Waterscheerling een bijdrage leveren. In zoete systemen vormt vaak Krabbescheer de beginfase in de verlanding. In deze fase is de moslaag nauwelijks ontwikkeld. Door wind en golfwerking en fluctuaties in de waterstand kan deze fase tientallen jaren in stand blijven. De watersamenstelling is gelijk aan die in de aquatische fase.

Na de half-aquatische fase ontstaat op beschutte plaatsen door ophoping van organisch materiaal de slaapmosfase. Hierin ontstaan kraggen, drijvende veenpakketten die met name op plaatsen met zoet en voedselarm (lithotroof) water zeer soortenrijk kunnen zijn, met bijzondere soorten als Snavelzegge, Draadzegge, Ronde zegge, Waterdrieblad en Padderus.
In de slaapmosfase worden de helofyten sterk teruggedrongen ten gunste van Kleine zeggenvegetaties en slaapmossen uit de familie van de Pluisdraadmossen (*Amblystechigiaceae*) zoals *Calliergonella cuspidata*, *Brachythecium rutabulum*, *Leptodictyum riparium*, *Plagiomnium affine* in de Riet- en Mattenbiesserie, en *Scorpidium scorpioides*, *Campylium stellatum* en *Bryum pseudotriquetrum* in de trilveenserie. Ook deze fase kan enkele tientallen jaren in stand blijven, met name wanneer er sprake is van regelmatige overstroming van de kragge door een fluctuerende waterstand en bij een gelijkblijvende waterkwaliteit onder de kragge.

Door toenemende verlanding ontstaat onder de kragge een steeds dichter wordende veenlaag en neemt de invloed van het oppervlaktewater af en die van neerslagwater toe. Dit proces kan nog versneld worden door waterstandsdaling. Als gevolg van verdere verzuring gaat de slaapmosfase over in een veenmosfase. In de vegetatie komt dit vooral tot uiting door het voorkomen van *Sphagnum fallax* (of ondersoorten). Op dat moment is de buffercapaciteit van de bodem verdwenen en verzuurt het wortelmilieu snel, waarna veenmossen gaan domineren.
Doordat het veen niet meer drijft en de aanvoer van oppervlaktewater vermindert, kan de grondwaterstand vooral in wegzijgingsgebieden in de zomer ver wegzakken. Dit leidt, in combinatie met verheffing van het maaiveld door een snellere ophoping van organisch materiaal (dat immers in zure omstandigheden slecht wordt afgebroken) tot een verdroging van de standplaats, hetgeen zich kan uiten in de sterke groei van Haarmos.
Naast veenmossen is Haarmos een veel voorkomende soort in deze fase. Riet en andere helofyten komen er nauwelijks meer in voor. Heideachtigen als Kleine veenbes, Struikheide, Blauwe bosbes, Kraaiheide en Lavendelheide, maken in deze fase hun opwachting.
Vanuit de veenmosfase ontwikkelt zich bij verdere verzuring de veenheidefase, gedomineerd door 'hoogveen-'mossen zoals *Sphagnum papillosum*, *S. magellanicum*, *S. rubellum* en *Polytrichum strictum*. De vegetatiesuccessie gaat dus uiteindelijk in de richting van voedselarme, zure systemen (veenheide, Berken- en Elzenbroek). Deze ontwikkeling kan vrij snel gaan waar er sprake is van een gereguleerd waterpeil. In natuurlijke laagveensystemen waar regelmatig overstromingen plaatsvinden zal deze ontwikkeling veel trager verlopen.

7.3 Verdroging van laagveenmoerassen

In laagveenmoerassen zijn drie aan elkaar gerelateerde oorzaken van verdroging te onderscheiden:
- vermindering van aanvoer van brak grondwater of zoet basenrijk voedselarm grond- of oppervlaktewater, en als gevolg hiervan
- verlaging van de grond- en oppervlaktewaterstand, en ter compensatie daarvan
- toegenomen inlaat van voedselrijk (vervuild) oppervlaktewater.

De laagveenmoerassen die grenzen aan het pleistocene deel van Nederland worden vaak gevoed met grondwater. Door toenemende invloed van grondwaterwinning, bebossing en de landbouw in de hogere zandgronden is de grondwaterstroming naar de laagveenmoerassen afgenomen. Hierdoor is op veel plaatsen de kwel afgenomen of heeft zelfs een omslag van kwel naar infiltratie plaatsgevonden. Zonder aanvullende maatregelen leidt dit tot een toename van de neerslagwaterinvloed en een daling van de grond- en oppervlaktewaterstand.
Ter compensatie van de waterstandsdaling, en dan met name wanneer het gebied omslaat naar een infiltratiegebied, wordt veelal water ingelaten om het grond- en oppervlaktewaterpeil in stand te houden. Het ingelaten oppervlaktewater heeft een andere samenstelling dan het oorspronkelijke grondwater, met name de gehalten aan nutriënten zijn hoger.

In het Utrechtse Vechtplassen-gebied zijn duidelijke voorbeelden aanwezig van bovenstaande verdrogingsproblematiek. Onderstaande beschrijving is gebaseerd op onderzoek in de Vechtstreek, met name de Loosdrechtse plassen, door Barendregt *et al*. (1990). De Vechtstreek vormt de overgangszone van de Gooise stuwwal naar het veenweidegebied, waarbij het laagveen uitwigt tegen de zandgronden van het Gooi. Lange tijd is hier turf gewonnen, en wat overbleef was een landschap van petgaten met smalle legakkers en grote veenplassen waar deze legakkers door de golfslag werden weggeslagen. Het gebied werd grotendeels gevoed door grondwater dat op de stuwwal infiltreerde, welke grondwaterstroom vanaf 1920 kleiner werd ten gevolge van de waterwinning. Ter compensatie hiervan werd oppervlaktewater vanuit de Vecht ingelaten. Daarnaast zijn er veranderingen in de waterstaatskundige eenheid van de Loosdrechtse plassen opgetreden. In de aangrenzende Bethunepolder komt kwel afkomstig van diep grondwater omhoog dat tot 1958 op de Loosdrechtse plassen werd uitgeslagen, zodat hier relatief voedselarm gebufferd oppervlaktewater werd aangevoerd. Vanaf 1958 wordt dit water voor drinkwaterbereiding benut en vindt voeding van de Loosdrechtse plassen plaats door middel van inlaat van oppervlaktewater. Vergelijking van oude en recente watermonsters laat zien dat het gebiedseigen water een calciumbicarbonaat-karakter heeft met lage gehalten aan nutriënten. Het inlaatwater heeft een hogere pH, saliniteit en met name nutriëntengehalten. Doordat het inlaatwater zich in het gebied mengt met neer-slagwater, wijkt dit mengwater ten opzichte van het grondwater alleen echt af wat betreft een toename van fosfaat en een verandering van anorganisch stikstof van ammonium naar nitraat.

De toegenomen eutrofiëring kan niet los gezien worden van de verslechtering van de kwaliteit van het Nederlandse oppervlaktewater vanaf de dertiger jaren. Daardoor is in laagveenmoerassen waar water wordt ingelaten -ook in gebieden waar dit van oudsher al gebeurt- de voedselrijkdom sterk toegenomen.

Soms is de verslechtering van de waterkwaliteit niet (alleen) een gevolg van de vermesting maar (ook) van de keuze van een andere inlaatbron. Een voorbeeld vormen de Nieuwkoopse plassen (Den Held *et al*. 1992), gelegen aan de rand van een voormalig hoogveengebied, waarvan het water na de vervening rond 1700-1800 lithotroof was geworden. Na drooglegging van polder Groot-Mijdrecht in de tweede helft van de 19^{e} eeuw, waardoor daar brak water ging uittreden, was er sprake van een langzaam toenemende brakke invloed op de Nieuwkoopse plassen via de Kromme Mijdrecht. Hierdoor ontstond er aan de noordkant van het plassengebied een litho-thalassotrofe gradiënt. In deze periode waren er uitgestrekte vegetaties van Kranswieren en Groot nimfkruid aanwezig. Tussen 1965 en 1980 was deze brakke invloed het grootst omdat toen de hoofdinlaat van het plassengebied vanuit de Kromme Mijdrecht plaatsvond. Door verlegging van het inlaatpunt, waardoor (vervuild) water vanuit de Oude Rijn kon worden ingelaten, trad er weer verzoeting op. In de loop van de jaren nam ook het gehalte aan nutriënten toe als gevolg van deze nieuwe inlaat en van de landbouw, de toenemende recreatie en de toename van huishoudelijk en industrieel afvalwater. Door deze veranderingen gingen de brakwatervegetaties achteruit en werden ze vervangen door soorten als Bronmos, Groot blaasjeskruid en Grof hoornblad. In 1982 werd Groot nimfkruid nog slechts in een heel beperkt gebied aangetroffen en Kranswieren in één geïsoleerde sloot. Ten gevolge van doorgaande verslechtering van de waterkwaliteit verdwenen in grote delen van het gebied uiteindelijk alle submerse waterplanten en breidden vegetaties van draadwieren zich sterk uit.
Een dergelijke ontwikkeling heeft zich ook voorgedaan in de Weerribben, waar natuurwaarden achteruit gingen als gevolg van een verandering van de aanvoerbronnen en eutrofiëring van het oppervlaktewater.

Doordat in de meeste gebieden door de inlaat van water een vast peil wordt gehandhaafd speelt verdroging door (grond-)waterstandsdaling een geringe rol. Een uitzondering vormt het Woldlakebos dat in 1949 is drooggelegd met het oog op de geplande ontginning als landbouwgrond, welke ontginning echter geen doorgang vond. Door een forse peilverlaging van ongeveer 2 meter is de kragge-vegetatie op de ondergrond komen te rusten en vervolgens verdroogd, hetgeen leidde tot een sterke verruiging en verzuring.

Een belangrijke voorwaarde voor het lang aanhouden van de trilveenfase is de buffering door kalkrijk grondwater en regelmatige overstroming voor de doorbreking van eventuele neerslagwaterlenzen. Door afname van de kwel of vermindering van de aanvoer van gebufferd oppervlaktewater neemt de invloed van neerslagwater toe waardoor een snelle 'veroudering' van het trilveen optreedt. Met name uit onderzoeken in de Weerribben en in het Vechplassengebied komt dit naar voren.
In de meeste gebieden vormt echter niet de vermindering van kwel en het zuurder worden van het oppervlaktewater, maar de voortgaande successie de belangrijkste oorzaak voor het droger en zuurder worden van de standplaats. Zoals aangegeven in de paragraaf over vegetatieontwikkeling leidt de successie (verlanding) tot een afname van de invloed van oppervlaktewater en een toename van die van neerslagwater. In het verleden werd door het maaien van riet, inundatie van rietlanden en het graven van petgaten de successie afgeremd. Nadat de resterende laagveenmoerassen onder natuurbeheer zijn gekomen zijn deze ingrepen echter achterwege gebleven.

Vermesting van het oppervlaktewater en successie hebben geleid tot een sterke nivellering van de variatie in standplaatsomstandigheden, waarbij nauwelijks nog goed ontwikkelde watervegetaties voorkomen en de percelen zijn dichtgegroeid met moerasbos. Doordat in het vervuilde water geen verlanding meer kan optreden zijn er bovendien zeer scherpe grenzen ontstaan tussen water en land, en zijn waardevolle overgangsvegetaties (Krabbescheervegetaties, jonge trilveenvegetaties) vrijwel verdwenen.

7.4 Herstelmaatregelen

Tabel 7.2 (aan het einde van deze paragraaf) zet de mogelijke herstelmaatregelen in laagveenmoerassen in schema. Zoals in de voorgaande paragrafen is aangegeven, vormen de slechte oppervlaktewaterwaterkwaliteit en de toegenomen invloed van neerslagwater de belangrijkste oorzaken voor de floristische achteruitgang van laagveenmoerasgebieden. Het is hierbij in de meeste gevallen moeilijk te kwantificeren in hoeverre deze veranderingen samenhangen met veranderingen in de hydrologie of worden veroorzaakt door waterverontreininging en natuurlijke successie.
Hydrologische herstelmaatregelen in laagveengebieden richten zich in de praktijk vooral op het verbeteren van de waterkwaliteit. Hierbij gaat het om herstel van de effecten van inlaat van vervuild water of van de effecten van toegenomen neerslagwaterinvloed door vermindering van kwel en voortgaande successie.

7.4.1 Tegengaan van de negatieve effecten van inlaat van water

Het tegengaan van de negatieve effecten van inlaat van gebiedsvreemd water is gericht op het zoveel mogelijk beperken ervan dan wel het vooraf zuiveren van het water. Om de inlaat van water te verminderen kan allereerst worden gedacht aan het doen afnemen van de wegzijging door een vermindering van grondwaterwinning of door het verhogen van peilen in aangrenzende polders. Voor het Vechtplassengebied is bijvoorbeeld nagegaan hoe door vermindering van de grondwaterwinning in het Gooi en het inunderen van de Horstermeerpolder de inlaat van water in de plassen kan worden verminderd. Het zal echter duidelijk zijn dat het daarbij gaat om zeer ingrijpende maatregelen, die buiten de directe invloedssfeer van de terreinbeheerder liggen.
Een mogelijkheid die wel binnen de invloedssfeer van de terreinbeheerder ligt is het stopzetten van de inlaat van water, waarbij dan geaccepteerd moet worden dat sterke waterfluctuaties optreden, met in de zomer zeer lage waterstanden als gevolg van wegzijging. De ervaringen die hiermee zijn opgedaan in het Naardermeer (110), de Stobberibben en het Oosterschar (16) zijn niet onverdeeld positief. In het Naardermeer werd in 1955 de inlaat van water gestaakt vanwege de vervuiling van het ingelaten Vechtwater. In de relatief droge periode 1970-1985 leidde dit echter tot sterke waterstandsfluctuaties en een sterke interne eutrofiëring, mogelijk veroorzaakt door de toegenomen afbraak van organisch materiaal (Barendregt 1993). In de Stobbenribben, een mesotroof trilveen in het zuidoosten van de

Weerribben waarvan aanvankelijk werd verondersteld dat het door kwel werd gevoed, is ter bescherming tegen het vervuilde water een dam aangelegd om het veronderstelde opkwellende water vast te houden. Dit bleek echter een onjuiste veronderstelling, en omdat het wegzijgende water onder de kragge niet werd aangevuld leidde deze maatregel tot een zodanig daling van de waterstand dat de aanvoer van het oppervlaktewater weer snel is hersteld (Jalink 1991). In het Oosterschar werd in 1988 de inlaat van water gestopt. Als gevolg daarvan namen de waterstandsfluctuaties sterk toe en vielen de sloten 's zomers droog. Inmiddels is hier een helofyenfilter aangelegd om gezuiverd oppervlaktewater in te kunnen laten (Gieske *et al*. 1994).

Omdat de meeste laagveenmoerassen thans in wegzijgingsgebieden liggen is een volledige stopzetting van de inlaat van water in de meeste gevallen niet haalbaar, juist vanwege de grote waterstandsfluctuaties die er het gevolg van zijn. Wel kan echter worden overwogen om de inlaat van water te verminderen en zo geringe fluctuaties in het waterpeil toe te staan. In het Naardermeer worden bijvoorbeeld peilfluctuaties tot 10 cm (Piek en Straathof, 1987) en in de Weerribben tot 8 cm beneden maaiveld toegestaan (mond.med. SBB). Welke peilfluctuaties maximaal aanvaardbaar zijn is niet nader onderzocht.
In de meeste gevallen zal inlaat van water niet geheel voorkomen kunnen worden, zodat het ook nodig is de kwaliteit van het ingelaten water te verbeteren. Hiertoe staan verschillende mogelijkheden ter beschikking. De simpelste oplossing is overschakelen op een schonere bron van inlaatwater. Dit gebeurt bijvoorbeeld in de Weerribben door een aangepast inlaatregime toe te passen: meer water inlaten als het schoner is, en bovendien slechts vanuit één punt. Daarnaast wordt in de Weerribben sinds kort ook geëxperimenteerd om ter vervanging van de inlaat van oppervlaktewater, grondwater op te pompen. Over eventuele veranderingen in de vegetatie als gevolg van de verbeterde waterkwaliteit is nog niets bekend (interne mededeling SBB).
Wanneer geen schonere bron van inlaatwater ter beschikking staat is zuivering van inlaatwater het alternatief. Dit kan passief gebeuren door de aanvoerweg te vergroten (Weerribben, Rottige Meente (13)), of door het water door een helofytenfilter te voeren (Oosterschar). In het Naardermeer en het Botshol (100) wordt het water actief gezuiverd middels een defosfateringsinstallatie. In het Naardermeer heeft dit in het door inlaatwater beïnvloede gedeelte geleid tot een terugkeer van vegetaties van Kranswieren en Groot nimfkruid (Gieske *et al*. 1994). In hoeverre dit effect blijvend is is echter onduidelijk. Het ingelaten water is weliswaar arm aan fosfaat, maar bevat veel sulfaat. Dit kan leiden tot interne eutrofiëring door de stimulatie van de afbraak van organisch materiaal en de verdringing van fosfaat uit ijzerfosfaatverbindingen (Smolders en Roelofs 1993). Een dergelijke overmaat aan sulfaat vormt met name een probleem in gebieden die vanouds met sulfaat-arm water werden gevoed.

7.4.2 Tegengaan van de toegenomen neerslagwaterinvloed

Op de overgangen tussen hoog- en laag-Nederland komen situaties voor waarin de veenlaag direct op de zandgrond ligt en waar, althans in het verleden, sprake was van kwel vanuit de aanliggende hogere zandgronden. Wanneer hier sprake is van verzuring door het wegvallen van kwel ligt de prioriteit bij het herstellen van de kwelstroom tot in de percelen.

In veel gevallen is de buffering van de terrestrische standplaatsen echter niet afhankelijk van het grondwater maar van oppervlaktewater. In de meeste laagveenmoerassen zijn voedselarme niet-zure standplaatsen gebonden aan een drijvende kragge waarin menging van oppervlaktewater en neerslagwater plaatsvindt (zie paragraaf 7.2). Vastgroeien van de kragge en dichtgroeien van sloten en greppels door natuurlijke successie kunnen dan leiden tot een verminderde invloed van oppervlaktewater, en dus een toegenomen invloed van neerslagwater.
Het opengraven van sloten en greppels kan voldoende zijn om de invloed van oppervlaktewater te vergroten. In de Weerribben heeft dit geleid tot terugdringen van de verzuring en herstel van waardevolle vegetaties. Wanneer de kragge volledig is vastgegroeid is echter het graven van nieuwe petgaten de enige mogelijkheid om de vroegere trilvenen te herstellen. Hiermee is bijvoorbeeld ervaring opgedaan in de polders Westbroek en Tienhoven (Van den Broek en Beltman 1994).

De ervaringen met plaggen als beheersmaatregel zijn wisselend. In de Westbroekse Zodden leidt plaggen in combinatie met drainage tot het terugdringen van de verzuring (Beltman en Van den Broek 1993). Het onderzoek wees tevens uit dat alleen de combinatie van beide maatregelen succesvol was. Dit verklaart mogelijk de melding door Van Wirdum voor de Weerribben, dat plaggen weinig effectief is tegen verzuring. Daarnaast speelt mogelijk een rol dat de Westbroekse Zodden liggen in een kwelgebied, en de Weerribben in een infiltratiegebied.
In meer natuurlijke laagveenmoerasgebieden spelen inundaties met oppervlaktewater ongetwijfeld een belangrijke rol bij de instandhouding van zwak zure tot basische milieus. Met inundaties van oppervlaktewater als middel om verzuring in de percelen tegen te gaan is echter geen ervaring opgedaan, en gezien de slechte waterkwaliteit zijn de mogelijkheden om daarmee te experimenteren ook beperkt.

LAAGVEENMOERASSEN

OORZAAK	MOGELIJKE MAATREGELEN	VOORBEELDEN	OPMERKINGEN
Inlaat water	VERMINDEREN INLAAT WATER DOOR TEGENGAAN WEGZIJGING:		
	.hoogwaterzone langs rand gebied	.de Wieden (47), Giethoorn (46)	
	.inundatie aangrenzende polders		
	(VERMINDERING INLAAT WATER DOOR TOESTAAN PEILFLUCTUATIES?)	.Naardermeer (110), Oosterschar (16)	grote fluctuaties, ervaringen niet positief
		.**Weerribben**	beperkte fluctuaties, ervaring positief
	ZUIVERING WATER DOOR:		
	. defosfatering	.Naardermeer (110), Botshol (108)	risico's op interne eutrofiëring (door met name sulfaat) onvoldoende bekend
	. verlenging aanvoerweg	.Rottige Meente (13), **Weerribben**	
	. helofytenfilters	.Oosterschar (16), Nannewijd (11)	
Toegenomen regenwaterinvloed door vastgroeien kragge (door waterstandsdaling of natuurlijke successie)	. graven nieuwe petgaten	.Westbroek (94), Tienhoven, **Weerribben**	oppervlaktewater dient van goede kwaliteit te zijn (mesotroof tot maximaal licht eutroof)
	. vergroten contactoppervlak met oppervlaktewater door graven sloten en greppels	.Limmer Diep (107), Ilperveld (108), **Weerribben**	oppervlaktewater dient van goed kwaliteit te zijn
	. (plaggen?)	.Westbroekse Zodden (94), **Weerribben**	ervaringen met plaggen sterk wisselend; bij drijvende kragge niet aan te bevelen
Verzuring door wegvallen kwel	zie schraalgraslanden	.**de Barten**	speelt vooral in overgangszones tussen hoog- en laag-Nederland (veen op zand); problematiek verder gelijk aan verzuring door wegvallen kwel in schraalgraslanden

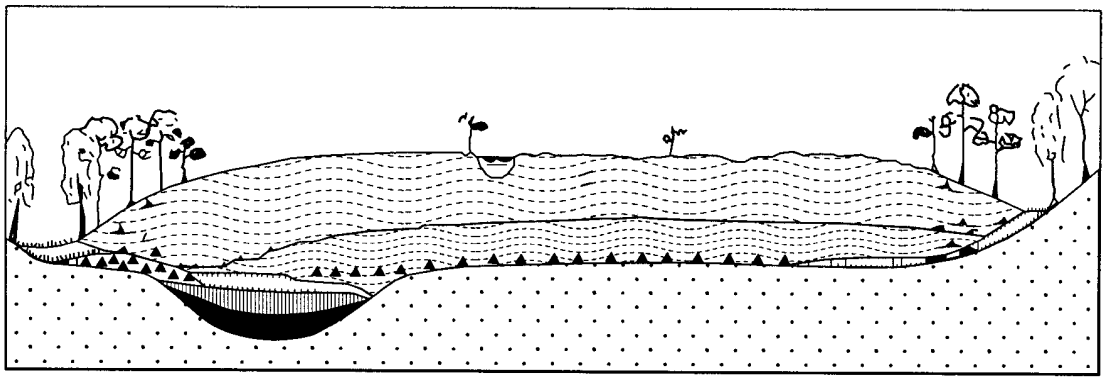
Tabel 7.2 Overzicht van mogelijke herstelmaatregelen in laagveenmoerassen, met vermelding van voorbeeldgebieden.

8 Hoogveen

8.1 Inleiding

8.1.1 Kenschets

Binnen de in hoofdstuk 7 beschreven moerasreeks vormt hoogveen de derde en laatste fase. Hoogveen kan zich ontwikkelen tot een licht bollende, zich over een grote oppervlakte uitbreidende hoogvlakte. Voor de wateraanvoer is dit veen volledig afhankelijk van de lokale neerslag. Door de afvoerweerstand van het veen, dat boven de omgeving verheven is, wordt het neerslagoverschot boven de regionale grondwaterspiegel vastgehouden.
Aan de randen van dergelijke plateauhoogvenen ontstaan slenken of ringen waarin water stagneert. Aan deze randen, ook lagg-zone genoemd, vindt veelal menging van regen- en grondwater plaats en ontstaan van hoogveen afwijkende milieus. Op de hoogveenvlakte zelf ontstaan vaak enkele meertjes of kolken die plaatselijk als meerstal worden aangeduid, zoals het Meerstalblok in het Bargerveen. In figuur 8.1 is een schematische doorsnede van een plateauhoogveen gegeven met een meerstal en aan de rand een lagg-zone. Hoogveen kan ook op kleine schaal in oermoerassen en laagvenen ontstaan op plaatsen waar regenwater stagneert, zoals in oude kraggen. Ook komen er in de pleistocene delen van Nederland veel zogenaamde ring(hoog)veentjes voor. Deze ontstaan in komvormige laagten zoals vennen en pingo-ruïnes, waarvan delen bedekt zijn met een (drijvende) bult van hoogveenmossen



(Van Wirdum, 1994).

Figuur 8.1 Schematische doorsnede van een plateauhoogveen (naar Van Wirdum, 1993b). De gestippelde laag is de minerale ondergrond waarboven zich bosveen en vervolgens veenmosveen heeft ontwikkeld. Midden in de oppervlakte van deze laatste laag is de meerstal aangegeven, en aan de zijkanten de lagg-zones.

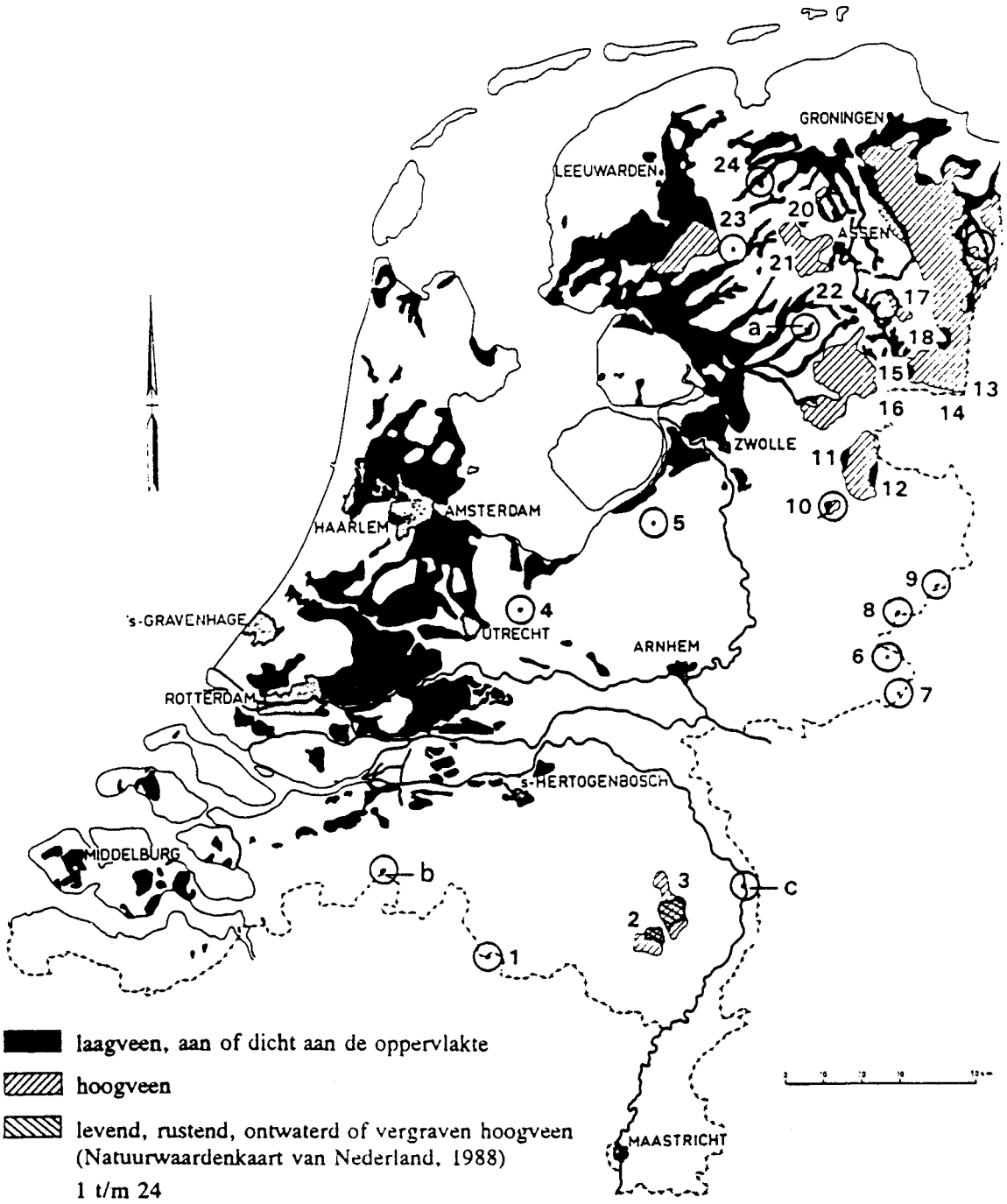
8.1.2 Historische ontwikkeling

In het verleden is Nederland voor een groot deel bedekt geweest met plateauhoogvenen. Door zeespiegelrijzing en sedimentatie is met name tijdens het Subatlanticum (vanaf ongeveer 3000 BP) op natuurlijke wijze veel veen geërodeerd, met klei bedekt of 'verdronken'. Op de hogere zandgronden in noord, oost en zuid Nederland konden de hoogvenen zich, buiten de invloed van de zee, verder ontwikkelen.
Tijdens de maximale uitbreiding van het hoogveen over ons land, aan het begin van het Atlanticum, heeft wellicht meer dan één miljoen hectare (een derde) van Nederland een hoogveenkarakter gehad (Van Wirdum, 1993). In de hogere delen van Nederland waren het Boertangerveen (oostelijk deel van Groningen en Drenthe), de Peel in Brabant en Limburg en de venen in oostelijk Overijssel de grootste hoogveen-complexen.

Menselijke ingrepen hebben ertoe geleid dat er thans vrijwel geen onaangetast, levend plateau-hoogveen meer in Nederland voorkomt. Vanaf de vroege Middeleeuwen al zijn hoogvenen geëxploiteerd als weidegrond en hooiland (bovenveencultuur) en voor de teelt van boekweit. Hierbij werd het veen (licht) ontwaterd door begreppeling, en in het laatste geval bovendien de bovenlaag van het veen verbrand, waarna er zonder bemesting een aantal jaren boekweit werd geteeld. Op plaatsen met onvergraven hoogveen, zoals in het Fochteloërveen, is deze begreppeling nog aan te treffen.
Ook werd veen afgegraven, aanvankelijk op kleine schaal ten behoeve van turfwinning voor eigen gebruik. Vanaf de 17e eeuw is de systematische en grootschalige vervening op gang gekomen. Hierbij werden door het veen brede watergangen (wijken) gegraven om het veen te ontwateren en de turfschepen het veen af te laten voeren. Na ontwatering kon het veen vanuit het 'droge' worden afgestoken. Naast turfwinning ging de ontginning van de ondergrond een steeds belangrijker rol spelen. In veel gebieden, zoals de huidige veenkoloniën werd het jonge veenmosveen (bolster) na turfwinning van het oude veenmosveen op de zandondergrond teruggebracht. Menging met zand uit de gegraven wijken leverde het zogeheten veenkoloniale dek op.

8.1.3 Huidige verspreiding

In figuur 8.2 is de verspreiding van hoog- en laagveen als gesteente aangegeven en de ligging van de belangrijkste nog resterende belangrijkste hoogveengebieden (Van Wirdum, 1993b). De totale omvang van het huidige areaal hoogveen wordt geschat op 8000 tot 9000 hectare (Streefkerk en Casparie, 1987; Van Wirdum, 1993b) waarbij echter ook alle gebieden zijn meegerekend waar nauwelijks hoogveen meer resteert maar waar wel hoogveenachtige vegetaties of hoogveenbodemtypen voorkomen. De omvang van levend hoogveen wordt op 160 hectare geschat (Van Wirdum, 1993b).



Figuur 8.2 De verbreiding van hoog- en laagveen aan of dicht aan de oppervlakte en de ligging van de belangrijkste hoogveengebieden (Van Wirdum, 1993b)

8.2 Standplaats en vegetatie

8.2.1 Waterhuishouding

Ondanks de verheffing ervan boven de omgeving en de zeer hoge verdamping die bijna gelijk is aan die van open water (Schouwenaars, 1993), kenmerkt levend hoogveen zich door permanent natte, waterverzadigde, voedselarme en zure omstandigheden. Hoogveenvorming kan overal plaats vinden waar de klimatologische omstandigheden goed zijn (temperatuur voldoende hoog en neerslagoverschot 100 tot 150 mm per jaar) en het neerslagwater voldoende stagneert op de ondergrond (Proctor, 1995). Door de voeding met neerslagwater ontstaat een voedselarme en zure situatie. De belangrijkste standplaatsfactoren, vochtgehalte, nutriëntenaanbod en zuurgraad, worden binnen hoogveenmilieus alle gereguleerd door de grondwaterhuishouding.

In een natuurlijke situatie heeft een hoogveen een aantal regulatiemechanismen waardoor het natte, zure en voedselarme milieu in stand gehouden wordt. Een eerste hiervan wordt verzorgd door de zogenaamde acrotelm: de bovenste laag van het hoogveen die bestaat uit levende en recent afgestorven veenmossen. De acrotelm reguleert de waterhuishouding via zogenaamde 'Mooratmung' (Streefkerk en Casparie, 1987). Bij een dalende grondwaterstand in de acrotelm daalt het oppervlak van het veen mee en bij een neerslagoverschot gaat het veen weer omhoog, zodat de grondwaterstandsschommelingen ten opzichte van maaiveld gering zijn. De hoogteverschillen die op deze manier optreden, bedragen zo'n 10 tot 15 cm maar zijn sterk afhankelijk van de dikte van de acrotelm en het soort veenmossen.
Een ander regulatiemechanisme richt zich op de instandhouding van het zure milieu in hoogvenen. Door volledige regenwaterafhankelijkheid ontstaat er in hoogveen een zuur en voedselarm milieu. De veenmossen zelf zorgen bovendien voor extra verzuring door kationen (met name calcium, magnesium en ijzer) op te nemen onder afgifte van protonen (Andrus, 1986). Er zijn slechts weinig plantensoorten zodanig zuur-tolerant dat ze met deze hoogveen-veenmossen kunnen concurreren.
Een derde regulatiemechanisme wordt gevormd door de onder de acrotelm liggende catotelm (de rest van het veenlichaam), die bestaat uit afgestorven en samengedrukte veenmossen. Deze laag is slecht doorlatend waardoor er nauwelijks wegzijging naar de ondergrond plaats vindt en de natte situatie permanent gehandhaafd blijft.
Op langere termijn werken bovendien nog andere stabiliseringsmechanismen in hoogvenen. In langdurig natte perioden worden 'droogteresistente' veenmossen vervangen door 'nattere' soorten en kunnen wijzigingen in het macro-reliëf optreden door 'Moorausbruch' (waarbij een geheel nieuw oppervlakte-afvoerstelsel tot stand komt).

8.2.2 Nutriënten

Ook voor aanvoer van nutriënten is hoogveen afhankelijk van de atmosferische depositie, temeer omdat veenmossen geen 'echte' wortels hebben. In niet verontreinigde natuurlijke omstandigheden is de aanvoer van zowel fosfor als stikstof gering, waarbij waarschijnlijk meestal sttikstof beperkend is (Proctor, 1995). In gebieden met enige luchtverontreiniging is fosfaat de beperkende factor. Zo blijkt dat in het zuiden van Zweden, met N-deposities van 12 - 13 kg N/ha/jr (Verhoeven *et al*., 1994), een fosforlimitatie optreedt en in het noorden stikstoflimitatie (Aerts *et al*., 1992).

8.2.3 Vegetatie

Er is slechts een beperkt aantal planten dat onder de extreme omstandigheden van zuur, nat en voedselarm hoogveen gedijt. Hierdoor is de soortendiversiteit in hoogvenen gering en worden de vegetaties door hoogveen-veenmossen en enkele andere specialisten gekenmerkt. Een groot deel van de kenmerkende hoogveensoorten is met het verdwijnen van het hoogveen zeldzaam geworden.

Plantengemeenschappen die kenmerkend zijn voor hoogveenmilieus behoren tot de hoogveenslenken- of *Scheuchzeria*-klasse (*Scheucherietea*) en de klasse van hoogveenbultengemeenschappen en vochtige heiden (*Oxycocco-Sphagnetea*). Binnen de *Oxycocco-Sphagnetea* is met name de gemeenschap van *Erico-Sphagnetum magellanici* kenmerkend voor hoogveenmilieus.
Algemeen gesproken kunnen in hoogvenen in de oorspronkelijke (Nederlandse) situatie een aantal kenmerkende structuren worden onderscheiden met ieder hun kenmerkende vegetaties (Jansen en Oosterveld, 1987). De lagg-zone, grenzend aan de minerale omgeving en voedselrijker dan het hoogveen, heeft qua begroeiing het karakter van een laagveen, het hoogveen zelf wordt gekenmerkt door een patroon van bulten en slenken waarin veenmossen domineren. Op de bulten groeien met name soorten als *Sphagnum magellanicum*, *S. fuscum* en *S. rubellum*. In de slenken groeien de soorten *S. cuspidatum*, *S. pulchrum* en *S. auriculatum*. Soorten die op de overgang van bult naar slenk groeien zijn *S. recurvum* en *S. papillosum* (Jansen en Oosterveld, 1987). Daarnaast komen in hoogvenen dwergstruiken als Dop- en Struikheide (*Erica tetralix* en *Calluna vulgaris*) voor. Door de stabiele grondwaterstanden ontstaan zeer uitgesproken gradiënten. Struikheide, een soort die inundaties niet kan verdragen, kan slechts op de iets hoger gelegen plekken groeien. Op de wat lagere plekken groeien de veenmossen die heel slecht tegen droogte kunnen. Ook Dopheide en soorten als Kleine Veenbes (*Oxycoccus palustris*) bevinden zich in de wat nattere delen.
Het open water in meerstallen is atmotroof maar kan door inspoeling licht verrijkt zijn met nutriënten. Plaatselijk vindt verlanding plaats door groei van *Sphagnum cuspidatum*, en na het ontstaan van een kleinschalig bult- en slenkpatroon kunnen zich op de drijvende veenmoslaag ook ander soorten vestigen. Door het zure karakter van het water is het koolzuurgehalte ervan laag, en vormt hier C de beperkende nutriënt (Bloemendaal en Roelofs, 1988).

Waar meerstallen voorkomen op plaatsen met de minerale ondergrond dicht bij het veenoppervlak, zijn de vegetaties veelal minerotrafent en worden soorten uit de Gemeenschap van Drijvende egelskop (*Sparganium angustifolium*) samen met veenmossen en Witte waterlelie (*Nymphaea alba*) aangetroffen. Onduidelijk is of meerstallen op den duur geheel verlanden (Jansen en Oosterveld, 1987).

8.3 Verdroging

In voor bovenveen- en boekweitcultuur gebruikte hoogvenen is de bovenste veenlaag vooral door begreppeling en verbranding verdroogd en veraard. In veel gevallen zijn deze effecten daarna versterkt door nog veel verdergaande ingrepen ten behoeve van turfwinning, waaronder met name de aanleg van een uitgebreid ontwateringsstelsel van greppels en wijken. Hierdoor daalde de oorspronkelijke grondwaterstand in het veen sterk waarna het veen geheel of grotendeels is afgegraven.

Verlaging van de grondwaterstand in het veen leidt tot een verlaging van het vochtgehalte, een hoger aanbod van nutriënten en een stijging van de temperatuur in de bodem. Meer triviale soorten, die vaak ook een hogere temperatuur nodig hebben om te kiemen, worden door dergelijke ontwikkelingen bevoordeeld als deze tenminste niet weer tot extreme omstandigheden leiden.
Veenmossen zijn wortelloos en sterven op 10 tot 30 cm beneden de worteltop af. Het zijn in principe waterplanten die zich ten dele hebben aangepast aan het zuurstofrijke milieu boven het veenwaterniveau, vooral ook om aan voldoende CO_2 te kunnen komen (Bloemendaal en Roelofs, 1988). Het capillair transport in levend veenmos is beperkt, zodat een geringe daling van de veenwaterstand tot een sterke afname van de capillaire opstijging leidt, bij een daling van 20 - 40 cm al tot een afname tot 0 - 5% (Streefkerk en Casparie 1987). Onder deze omstandigheden sterft levend veenmos af met als gevolg structuurverlies, inklinking en het verdwijnen van de vochtbufferingscapaciteit. Deze effecten worden versterkt doordat ontwatering de vestiging van diep-wortelende soorten als Pijpestrootje (*Molinia caerulea*), Zachte berk (*Betula pubescens*) en Pitrus (*Juncus effusus*) mogelijk maakt en de verdamping dus doorgaat.
De stijging van de temperatuur en de toename van het zuurstofgehalte in de bodem als gevolg van een verlaging van de veenwaterstand, leiden tot een toename van de mineralisatie zodat er meer voedingsstoffen vrijkomen. Door de lage pH en de hoge C/N-verhouding van het organische materiaal is de toename van de voedselrijkdom echter beperkt. Wel treedt er een verschuiving op in de dominante vorm waarin N beschikbaar komt: van ammonium naar nitraat (zie hoofdstuk 3). Dit bevordert onder andere de groei van Pijpestrootje.

Een ander belangrijk effect van verdroging is de structuurverandering van het veen, dat uitdroogt en inklinkt. Deze veranderingen zijn irreversibel en hebben grote gevolgen voor de regeneratie-mogelijkheden van het veen. Het belangrijkste effect is, dat het veen niet langer in staat is om grote hoeveelheden water op te nemen en vast te houden: de 'sponswerking' is verloren gegaan.

Door oxydatie-processen daalt de pH in het veen en in het veenwater; in verdroogd veen is deze dan ook meestal veel lager dan in onvergraven veen (Money, 1995; Pearsall, 1952). Zure regen stimuleert bovendien deze verzuring. Dat de zuurgraad-verlaging zeer aanzienlijk kan zijn werd aangetoond door experimenteel onderzoek aan verdroging van hoogveen door Pearsall (1952), waarvan enkele resultaten in tabel 8.1 zijn weergegeven. Bij de lage pH 3 in verdroogd hoogveen kan zelfs de groei van acidofiele soorten als Veenpluis (*Eriophorum angustifolium*) worden geremd (Richards *et al*. 1995).

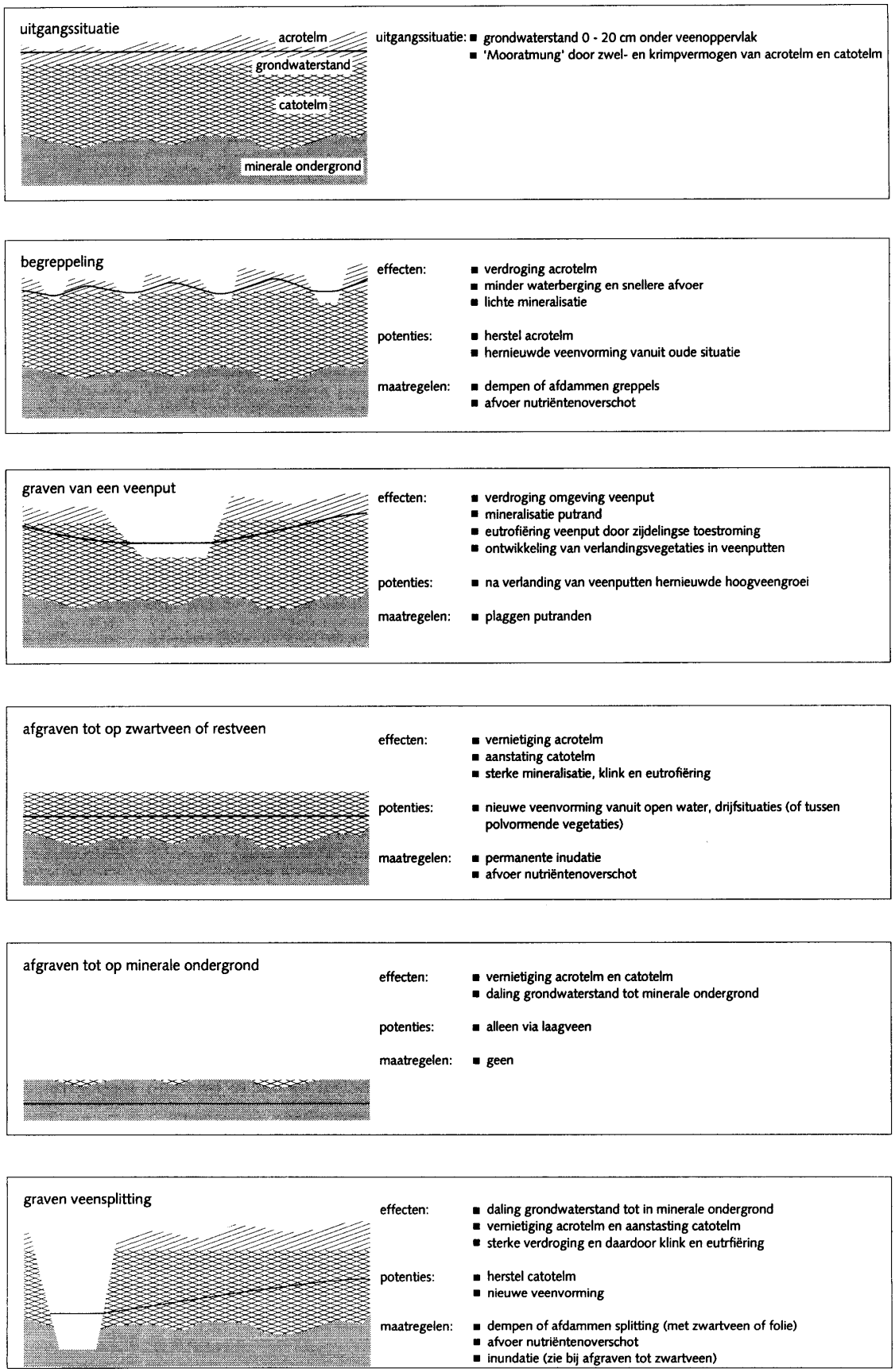
Tabel 8.1 Zuurgraadverandering bij verdroging van hoogveen onder laboratorium-omstandigheden (naar Pearsall, 1952).

		pH op dag 1	pH op dag 20
a	basenarm broek-veen	5.6	4.6
b	jong *Sphagnum*-veen	4.9	4.0
c	oud hoogveen	4.3	3.7
d	amorf, geoxideerd veen	3.8	3.0

De gevolgen van grondwaterstanddaling zijn uiteindelijk een irreversibele aantasting van het veenpakket en een verandering in vegetatiesamenstelling. In figuur 8.3 zijn de effecten van verdroging in een aantal voorbeeldsituaties aangegeven, met daarbij de herstelpotenties en te nemen maatregelen.

Oppervlakkige ontwatering leidt tot aantasting en meestal vernietiging van de bovenste laag van levend veenmos. Het veen verliest hierdoor zijn zwel- en krimpvermogen waardoor de droogtegevoeligheid sterk toeneemt. Wanneer de ontwatering een beperkte omvang heeft kan veenmosgroei zich in slenken handhaven. Indien de ontwatering éénmalig en beperkt is, kan zich theoretisch na verloop van tijd weer veenmos vanuit de slenken over het gehele gebied uitbreiden. In de praktijk wordt dit niet waargenomen omdat door vestiging van met name Pijpestrootje en Zachte berk een eenmaal ingezette ontwatering tot steeds verdergaande afbraak van het veen leidt.

De effecten van vervening verschillen naar de manier waarop er is afgegraven. Bij de eerste 'wilde' verveningen (turfwinning voor eigen gebruik) groef men veenputjes tot zover als de grondwaterstand toeliet, waarna de putjes ongemoeid werden gelaten. Door toestroming vanuit de ontwaterde randen ontstond in de veenput zelf een iets voedselrijker milieu dan in de omgeving. Hierin vond en vindt verlanding plaats door diverse stadia van veenmosgroei waarbij zich eerst een deken van *Sphagnum cuspidatum* ontwikkelt.



Figuur 8.3 Een overzicht van ingrepen, effecten, herstelpotenties en herstel-maatregelen.

Grootschalige, vlaksgewijze verveningen leidden tot een veel verdergaande aantasting van het veen. De bovenste, levende veenlaag was ongeschikt voor turfbereiding en werd als bolster of bonkveen aan de kant gezet. Daarna werd de onderliggende veenlaag (zwartveen) tot op verschillende diepte afgegraven. De dikte van het resterende veenpakket (restveen) is sterk bepalend voor de hydrologische omstandigheden in het veen na vervening. Bij een beperkt restveenpakket is de wegzijging van water naar
de ondergrond groot en vindt nauwelijks waterconservering plaats. In gebieden met een dikker restveenpakket wordt het neerslagwater vaak via zijdelingse afvoer (greppels en sloten) afgevoerd. De aard en diepte van de vervening, de begroeiing en daaraan gekoppeld de nieuwe waterbalans van het gebied zijn sterk bepalend voor de mogelijkheden voor hoogveenregeneratie.

8.4 Vernatting

8.4.1 Ervaringen

In verschillende hoogveen-complexen worden vanaf het eind van de jaren '60 maatregelen uitgevoerd om ontwaterde en vergraven hoogveenrestanten te 'vernatten' met als doel het herstel van veenvorming. Hierbij kan onderscheid gemaakt worden in veenvormende kerngebieden, veenrandgebieden en bufferzones.
Aanvankelijk was in veel gebieden, zoals het **Fochtelooërveen**, het **Bargerveen** en de **Engbertsdijksvenen**, het beheer gericht op de instandhouding van de nog relatief gave kernen. In het Bargerveen werd vanaf het moment van eerste aankoop in de jaren '60 al begonnen met kleinschalige ingrepen zoals het dempen van greppels en afdammen van wijken. In de loop van de tijd is de nadruk steeds meer komen te liggen op herstel en uitbreiding van veenmosvegetaties op de vergraven delen. Vanaf dat moment zijn ook buiten de hoogveenkern inrichtingsmaatregelen genomen.

Herstel en ontwikkeling van hoogveen kan op verschillende manieren benaderd worden, samenhangend met de uitgangssituatie (Streefkerk en Casparie, 1987):
- vanuit laagveensituaties;
- via witveen;
- tussen pollenvegetaties.
- vanuit open water;
- via drijftilsituaties;

Vanuit laagveen
Hoogveenontwikkeling via laagveen benadert het sterkst de oorspronkelijk vorming van de hoogveencomplexen in laaggelegen gebieden (holocene delen van Nederland en beekdalen). Door de groei van het veen boven de regionale grondwaterstand ontstaat vanzelf de regenwaterafhankelijkheid en daarmee het vereiste natte, zure en voedselarme milieu.

In de huidige laagveengebieden komen wel situaties voor met hoogveenachtige vegetaties zoals in verzurende trilvenen en zure berkenbroekbossen, maar de schaal waaróp is doorgaans te beperkt en de wegzijging te groot om van kansrijke hoogveenvorming te spreken. Mede hierdoor bestaat er in deze situaties veelal een voorkeur voor het instandhouden van laagveenmilieus in plaats van het stimuleren van een hoogveen-ontwikkeling.
In de randen van een aantal hoogveengebieden treedt, door herstel van de regionale stijghoogte en verlaging van het maaiveld, weer kwel op waardoor mesotrofe condities zijn ontstaan. Zo worden bepaalde delen van het **Haaksbergerveen** vermoedelijk gevoed door kwelwater. Ook in de Engbertsdijksvenen komen door het herstel van de oorspronkelijke waterscheiding kwelsituaties voor. Op lange termijn zijn hier mogelijkheden voor hoogveen-ontwikkeling vanuit een laagveen-situatie.

Via witveen
In licht tot matig ontwaterde maar niet vergraven hoogvenen ligt het herstel via het resterende witveenpakket het meest voor de hand. In deze situaties is in principe vernatting dan wel het tegengaan van verdroging voldoende voor regeneratie. Uit modelonderzoek (Schouwenaars, 1988) blijkt dat vernatting van jong veenmosveen gunstige resultaten oplevert mits het witveenpakket niet te ver is ingeklonken of veraard. In de praktijk blijkt een witveenpakket met voldoende berging niet of nauwelijks voor te komen, en vernatting dus zelden tot nieuwe veenmosgroei te leiden. Het witveenpakket is te ver veraard en de oorspronkelijke veenmosvegetatie is geheel vervangen door een vegetatie gedomineerd door Pijpestrootje. In de relatief gave kernen van het Bargerveen en de Engbertsdijksvenen heeft het opheffen van de ontwatering wel geleid tot een stop van verdere aftakeling van het veen.
Tussen pollenvegetaties
Na vernatting wordt tussen pollen van Pijpestrootje op veel plaatsen een uitbreiding van veenmos waargenomen, zoals het geval was in het Meerstalblok en op het Amsterdamse Veld (Bargerveen). Toch stierf hier alle veenmos weer af nadat het peil plaatselijk met een halve meter was gedaald, en konden Berk en Pijpestrootje zich massaal ontwikkelen (Verkroost, 1993). Zij veroorzaakten door hun hoge verdamping een versterking van de instabiele regionale grondwaterstand en te veel fluctuaties voor duurzame veenmosgroei.
In natuurlijke situaties zakt de grondwaterstand in hoogvenen niet lager dan 30 cm beneden maaiveld (Streefkerk en Casparie, 1987; Verry, 1988). In veel vergraven venen blijkt dat zelfs na afdamming de grondwaterstand in de zomer tot 1.0 m onder maaiveld zakt. Vaak wordt de wegzijging naar de ondergrond als belangrijkste oorzaak gezien, en de toename van Pijpestrootje als gevolg. Toch vormen vooral ongunstige bodemeigenschappen als verminderd bergend vermogen, in combinatie met de doorgaande verdamping door Pijpestrootje een belangrijkere oorzaak van lage waterstanden in gedegenereerde situaties. Zo wees onderzoek van Schouwenaars (1993) uit dat met name Pijpestrootje door een intensief en diep wortelstelsel zelfs na droge perioden van een maand en een grondwaterstand lager dan 80 cm - maaiveld, in tegenstelling tot veenmossen maximaal kan blijven verdampen. In dit licht lijkt het plaggen van gebieden en daarna inunderen of zodanig vernatten dat Pijpestrootje totaal afsterft meer perspectief te bieden dan het op gang brengen van hoogveenvorming tussen pollenvegetaties.

In het **Kootwijkerveen** blijken verlanding en vestiging van veenmossen vooral succesvol door een langzame stijging van het oppervlaktewaterpeil waardoor veenmossen zich rondom de pollen van bestaande watervegetaties, Pitrus en Lisdodde zijn gaan ontwikkelen.

Via inundatie
Door het inunderen van het veen begint de hoogveenvorming vanuit een nulsituatie. Het bestaande veenpakket dient hierbij alleen als isolerende ondergrond. De methode wordt onder andere in gebieden als het Bargerveen, Haaksbergerveen, Engbertsdijksvenen en Fochtelooërveen gerealiseerd door het dempen van sloten en greppels en de aanleg van dammen. Afhankelijk van de ter plaatste beschikbare materialen worden de dammen van zwartveen, zwartveen met witveen of van zand al dan niet met folie gemaakt.
Belangrijk hierbij is, te streven naar een constant waterpeil en een beperkte invloed van wind en golfslag. Mede met het oog op buffering van waterstandsschommelingen is de aanwezigheid van een aantal kleinere, niet te ver van elkaar liggende open wateren gunstig, vooral als deze ook in de zomer nog water kunnen bevatten (Beets 1989; Schouwenaars, 1992 en 1995). De optimale oppervlakte en diepte van het open water zijn een punt van discussie. Beets geeft als richtlijn voor de omvang een waterdiepte van circa 0.5 - 0.6 m en een afstand tussen de dammen van zo'n 20 meter. Voor het bepalen van de waterdiepte speelt vooral de wegzijging en verdamping in perioden met neerslagtekort een rol. In perioden met neerslagoverschot moet er zoveel water worden opgeslagen dat de compartimenten in de zomer niet droogvallen.

De ervaringen met deze vorm zijn in het Bargerveen nog niet zo gunstig. De verlanding bij een geheel open water compartiment komt traag op gang. Op sommige plaatsen ontwikkeld zich een drijflaag van Waterveenmos (*Sphagnum cuspidatum*) die met de peilfluctuaties meebeweegt. Hoe de verdere ontwikkeling verloopt is nog onzeker. In het Haaksberger- en Bargerveen is op enkele plaatsen waar de oligotrofe verlanding via veenmossen niet op gang kwam, het water uit de compartimenten eenmalig afgevoerd. Na een tweede inundatie bleek de verlanding via veenmossen wel op gang te komen. Hoogveenontwikkeling vanuit open water doet zich in de Engbertsdijksvenen vooral voor in de kleinschalig verveende delen met kleine slootjes en veenputten. Hier worden op verschillende plaatsen dekens van Waterveenmos aangetroffen. Dichte matten ontwikkelen zich tot nu toe nog niet.

Voor het niet of slecht op gang komen van hoogveenherstel vanuit open water werden vaak genoemd een te voedselrijke situatie ten gevolge van veraarding en mineralisatie en een te instabiel waterpeil (Anonymus, 1990). Een andere mogelijke oorzaak is groeilimitatie door koolstof. Door de lage pH is het koolzuurgehalte van het water laag en is C de beperkende factor in het op gang brengen van hoogveenvorming in open water, zoals uit onderzoek (Paffen, in Ganzevles, 1992; zie ook Bloemendaal en Roelofs, 1988) is gebleken. Ook Money (1995) vond een vermindering van de groei van veenmossen bij pH 3 in open waterexperimenten, maar geeft helaas geen concentraties van CO_2 in het water waarbij dit optrad. Volgens Joosten (1995) vindt in (meer dan 0.5 m) diep, dystroof water vrijwel geen herstel van de veengroei plaats, en is zelfs de afbraak van veen groter dan de opbouw.
Over het algemeen is de pH van oppervlaktewater in verdroogde hoogveengebieden al zeer laag door de oxidatie van veen (zie par. 8.3). Daarbij komt nog het effect van zure depositie,

waardoor het evenwicht tussen koolzuur en (bi)carbonaat zo kan verschuiven dat het grootste gedeelte van het koolzuur als kooldioxide ontsnapt.

In het Fochtelooërveen is de oppervlakte permanent open water, na damaanleg, sterk toegenomen. Dit heeft geleid tot een sterke uitbreiding van de oppervlakte 'slenk'vegetaties met veel Veenpluis en Waterveenmos, wijzend op een permanent hoge waterstand. Binnen de dammenstructuur als geheel heeft een sterke toename plaatsgevonden van Eenarig wollegras (*Eriophorum vaginatum*) en een uitbreiding van de hoogveensoorten als Lavendelheide (*Andromeda polifolia*), *Sphagnum capillifolium* en *S. rubellum*. Of het totaal aan veenmossen is toegenomen is onduidelijk gezien de elkaar tegensprekende resultaten van pq's en detailkartering in de 'kern' (Altenburg *et al*., 1993). De toename van hoogveensoorten duidt op een gemiddeld hogere waterstand, hoewel het veelvuldig voorkomen van Eenarig wollegras wel wijst op een zekere schommeling in de waterstanden.

Via drijftillen
Een andere mogelijkheid is de verlanding via drijftillen. In principe geldt hier dezelfde uitgangssituatie als bij verlanding vanuit open water, echter met het grote verschil dat hier de aanwezige bolster is gaan drijven. Op deze drijvende bolster ontstaat een gradiëntrijke uitgangssituatie met slenken en bulten, waarin door het meebewegen met de peilfluctuaties geen sprake is van verdroging en zich snel veenmossen kunnen vestigen.
In de Engbertsdijkvenen zijn geen positieve ervaringen opgedaan met veenmosontwikkeling op drijvende bolster: waar dit in het water is gebracht, zonk het na korte tijd.
In het Bargerveen echter zijn verschillende ervaringen met verlanding via bolster gunstiger. Waar dit bleef drijven (wat ook hier niet altijd het geval was), ontstond een gunstige uitgangssituatie voor veenmosgroei. Bij weinig verdroogd en gemineraliseerd bolster begon de ontwikkeling direct met een dominantie van veenmossen, waar verdroging en mineralisatie ernstiger waren ontstond een door Veenpluis gedomineerde vegetatie.
Met name in veenputten met drijvende bolster verliep de veenmosontwikkeling snel. Hierbij is ook waargenomen dat door langzame mineralisatie van de bolster kooldioxide vrijkomt, dat vervolgens wordt omgezet tot koolzuur. Het effect hier weer van is dat de groeilimitatie door koolstof opgeheven en de pH van het water verlaagd wordt (Van Leeuwen, 1991).

In het Haaksbergerveen beginnen veenvormende processen vooral in de diverse veenputjes via veenmos-drijftilsituaties (Corporaal, 1973) Op de bodem van de putjes groeit in eerste instantie Veenpluis waartussen zich Waterveenmos vestigt. Op deze drijvende dekens van veenmos, die zich eerst horizontaal maar later ook verticaal uitbreiden, verschijnen ook soorten als *Sphagnum apiculatum* en *S. fimbricatum*. Door de uitbreiding en het toenemende gewicht zakt de deken naar beneden waardoor het oppervlak nagenoeg op hetzelfde niveau blijft ten opzichte van de waterspiegel. Na enige tijd verschijnen ook soorten als *Sphagnum papillosum*, Veenbes en Lavendelheide op de drijftillen, en ontwikkelt zich er een zwak bulten-slenkenpatroon. Op de hogere plaatsen verschijnen ook Dop- en Struikheide. Uiteindelijk zakt het veenpakket steeds dieper en raakt vast aan de bodem. Op dat moment vestigt zich Pijpestrootje en ontwikkelt de vegetatie zich naar een door Dopheide gedomineerde vegetatie, waarin zich Haarmos-soorten (*Polytrichum* sp.) kunnen vestigen. Dit wijst er overigens op dat de wegzijging naar de ondergrond ondanks het gevormde veenpakket nog te groot is.

Wanneer zich eenmaal een drijvende veenlaag heeft gevormd, gaat de verdere successie relatief snel. In het Haaksbergerveen hebben zich binnen een periode van twintig jaar op veel plaatsen goed ontwikkelde hoogveenvegetaties gevormd met *Sphagnum magellanicum* en Lavendelheide. Uit een door Joosten (1995) gegeven overzicht van ervaringen in Duitsland en Engeland blijkt, dat dit inderdaad snel is: hier waren dertig tot zestig jaar nodig voor een successie tot goed ontwikkeld hoogveen.

Een andere ontwikkeling deed zich voor op plaatsen waar een met Berken begroeid deel van het terrein onder water werd gezet waardoor de bomen afstierven en de veenmospakketten (uit de moslaag of vanuit de drijftillen uit de veenputjes) gingen drijven. Opmerkelijk is dat na verloop van tijd een verschil in vegetatiesamenstelling ontstond in ogenschijnlijk gelijke compartimenten. Op sommige plaatsen vormden zich op de deken van Waterveenmos bulten met onder andere *Sphagnum magellanicum* en Lavendelheide, terwijl elders de vegetatie gedomineerd werd door Eenarig wollegras zonder andere hoogveenvormende veenmossen als Waterveenmos. Zorgelijk is hier de plaatselijk massale opslag van Berken. Onduidelijk is of dit een remming of afbreken van de hoogveenontwikkeling betekent, maar gezien de invloed op de totale verdamping moet hiervoor wel gevreesd worden.

Door Money (1995) is ook geëxperimenteerd met kunstmatige 'drijftillen' van bamboe en nylondraad, waarop een voorspoedige (eerste) veengroei bleek plaats te kunnen vinden. De bevinding dat herstel van de veengroei het snelst gaat vanuit kleinschalige veenputjes komt overeen met die van Joosten (1995). Hij wijst echter ook op het gevaar dat bij verdergaande successie een te grote wegzijging naar de ondergrond de ontwikkeling naar hoogveen alsnog kan stoppen. Zolang er sprake is van een drijvende veenlaag kan dit 'trilveen' de waterbewegingen volgen en is de grondwaterstand ten opzichte van het maaiveld zeer stabiel. Wanneer echter de veenput is dichtgegroeid, is dit niet meer het geval en nemen de grondwaterstandsfluctuaties sterk toe, zoals waarschijnlijk het geval is in het Haaksbergerveen. Dit geeft nogmaals aan dat ecosysteemherstel alleen goed mogelijk is wanneer de externe (hydrologische) condities weer zijn hersteld.

8.4.2 Conclusies

De uitgangssituaties bij het herstel van hoogveenontwikkeling verschillen naar gelang de aard en de geschiedenis van het betreffende terrein (groot- of kleinschalige vervening), maar overal staat het vasthouden van het regenwater centraal. In vrijwel alle gevallen is Waterveenmos de eerste soort die zich vestigt na vernatting. Voor de groei daarvan is het noodzakelijk dat het terrein niet langdurig droogvalt. Met name in de periode mei tot september leidt het droogvallen van een periode langer dan één maand tot onherstelbare schade. In de periode september - oktober is dit minder kritisch omdat dan de verdamping geringer is en de veenmossen door de vorming van dauw voor hun wateraanvoer minder afhankelijk zijn van het grondwater (Schouwenaars, 1992).

Met hoogveenontwikkeling vanuit open water zonder meer zijn tot nu toe beperkte resultaten geboekt. Met name in de Engbertsdijksvenen blijkt de verlanding vanuit (grootschalige) open watercomparimenten traag te verlopen. Hoewel dit een van nature traag verlopend proces is, is het ook mogelijk dat de uitgangssituatie voor veenmosgroei ongunstig is. Mogelijk is het water te mineraal- en nutriëntrijk of is het koolzuurgehalte te laag, waarbij het laatste het meest zal voorkomen.
Omdat het niet mogelijk blijkt om onvergraven veen via vernatting weer tot leven te brengen, is permanente inundatie in veel gevallen toch de enige mogelijkheid. Bij inundatie moet een zo groot mogelijke oppervlakte onder water worden gezet om zodoende droogvallen van het veen en bosopslag tot een minimum te beperken. Het maken van kleine compartimenten of het graven van veenputten waardoor de verstoring door windwerking gering en de lengte van de oevers relatief groot is, biedt de beste kansen.

De meest succesvolle regeneratie vindt momenteel plaats in het Haaksbergerveen en in het Meerstalblok in het Bargerveen. Met name in het Haaksbergerveen waar veenmosgroei in veenputten reeds op gang was gekomen, vond na inundatie vanuit de bolster een snelle kolonisatie door Waterveenmos plaats. Plaatselijk is de successie al gevorderd tot het stadium met 'echte' hoogveenvegetaties met *Sphagnum magellanicum* en Lavendelheide. Verlanding vanuit veenputten en daarna compartimentsgewijze inundatie lijkt in gebieden zonder drijvende bolster een goede methode om snel hoogveenvorming op gang te brengen. Het graven van veenputten of slenken voorafgaand aan inundatie, zoals dit op een aantal plaatsen reeds gebeurt, lijkt daarom een goede methode.
Een risico is dat wanneer de veenputten geheel zijn dichtgegroeid met veen, er door te sterke wegzijging naar de ondergrond alsnog grondwaterstandsfluctuaties ontstaan die niet meer getemperd kunnen worden door een drijvende veenlaag die de waterbeweging volgt.

HOOGVEEN

UITGANGSSITUATIE	MOGELIJKE MAATREGELEN	VOORBEELDEN	OPMERKINGEN
Oppervlakkig ontwaterd, witveen nog intact	.dempen greppels .opzetten peilen in omgeving	**Bargerveen** (Meerstalblok)	vrijwel overal veen teveel aangetast
Diep ontwaterd, afgegraven tot op zwartveen	.Vasthouden van regenwater door afdammen/ dempen veenwijken en aanleg dammen	**Bargerveen, Engbertsdijkvenen, Fochteloërveen, Haaksbergerveen,** Deurnse Peel (152), Aamsveen (64), **Kootwijkerveen**	veengroei komt niet goed op gang in open water; herstel bevorderd door restanten hoogveen in veenputten (Haaksbergerveen), restanten witveen (Bargerveen) of geringe oppervlakte open water (Kootwijkerveen)
	Regeneratie mogelijk: - tussen vegetatie-pollen	**Fochterloërveen, Bargerveen**	niet erg kansrijk omdat waterstandsfluctuaties groter worden door sterke verdamping door Pijpestrootje
	- in open water	**Bargerveen, Engbertsdijksvenen**	veengroei komt in grote wateroppervlakten niet op gang; regeneratie van het veen alleen bekend van greppels en kleine veenputten
	- vanuit drijftillen	**Bargerveen, Haaksbergerveen**	voorwaarde is aanwezigheid van witveen of eerder in veenputten ontstane drijftillen; herstel van hoogveenvegetatie mogelijk binnen enkele tientallen jaren; na vastgroeien van drijftillen kan te grote wegzijging naar ondergrond alsnog leiden tot degeneratie
	(.Inlaat van water)	Mariapeel (153)	leidt tot sterke afbraak veen en interne eutrofiëring in oppervlaktewater-beïnvloedde delen
Diep ontwaterd, afgegraven tot op zandondergrond	Op korte termijn (enkele tientallen jaren) geen hoogveenherstel mogelijk		ander doel stellen (bijv. natte of droge heide)

9 Schraallanden

9.1 Inleiding

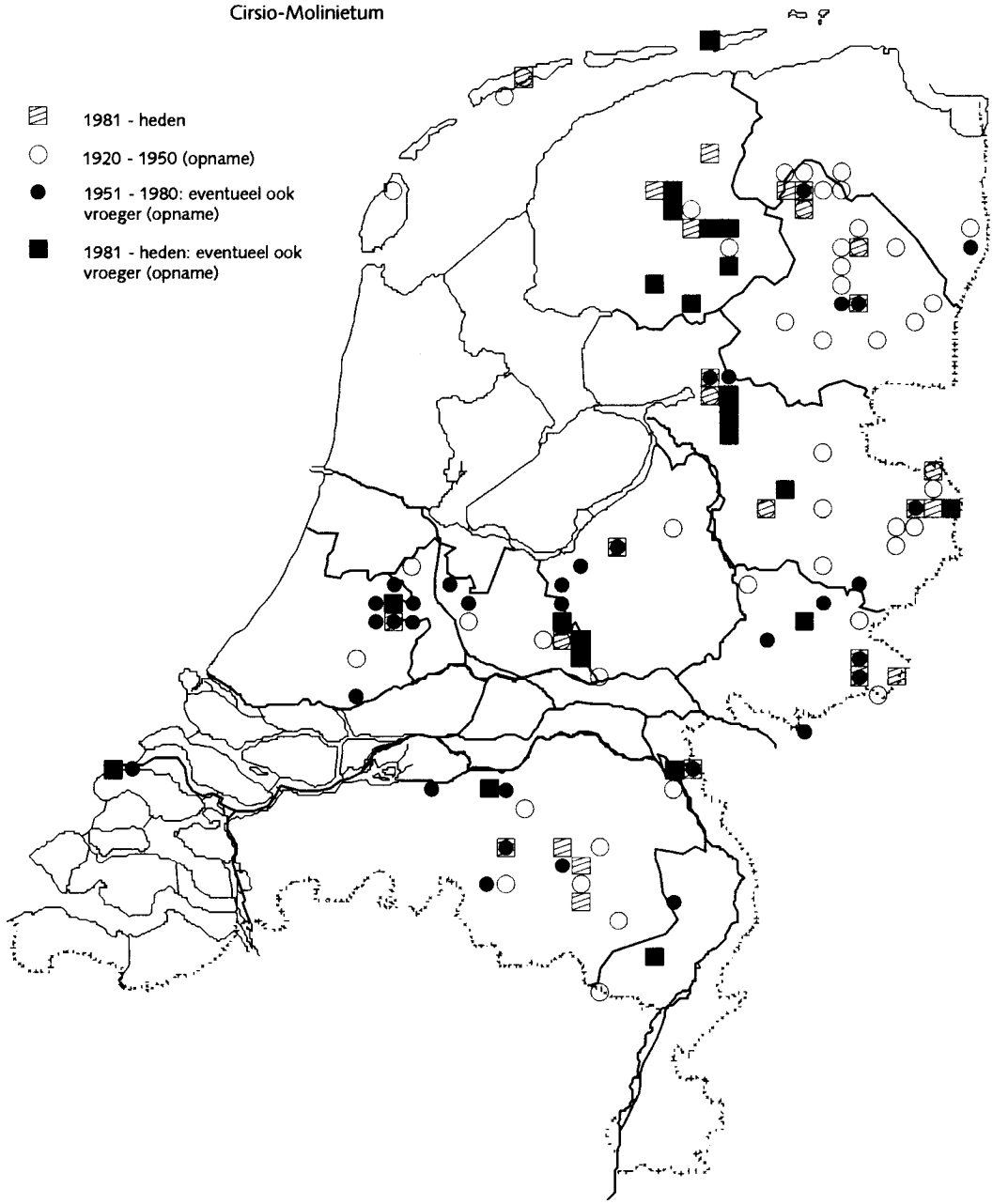
9.1.1 Een algemene kenschets van schraalgraslanden

De huidige natte schraalgraslanden zijn ontstaan op de natte plaatsen in onder meer beekdalen en het laagveengebied, waar de mens voor zijn landbouw-activiteiten open omstandigheden heeft gecreëerd en in standgehouden. Door de slechte begaanbaarheid en bereikbaarheid en door de regelmatige overstroming, was slechts een extensief agrarisch gebruik ervan als hooiland mogelijk. Decennia-, zo niet eeuwenlang, zijn ze rond eind juli gemaaid en soms nabeweid, en niet of slechts licht bemest.
Onder dit beheer van constante afvoer van organisch materiaal ontwikkelden zich de halfnatuurlijke schrale graslanden, gekenmerkt door natte, zwak zure tot neutrale en voedselarme tot maximaal matig voedselrijke omstandigheden. In deze omstandigheden hebben zich in de loop van de tijd halfnatuurlijke plantengemeenschappen ontwikkeld met daarin soorten uit verschillende meer natuurlijke vegetatietypen zoals heischrale graslanden en kalkarme en kalkrijke moerassen (Westhoff 1993a). Zij worden gekenmerkt door soortenrijke vegetaties met een relatief groot aantal zeldzame soorten.

Schraallanden komen op veel verschillende plaatsen in ons land voor. Ze worden vooral aangetroffen in beekdalen, in terreindepressies en langs stuwwallen in hoog (pleistoceen) Nederland, op overgangen van stuwwallen naar het laagveengebied en in het laagveengebied zelf. Ook in natte duinvalleien en laagveenmoerassen kunnen schraalgraslanden voorkomen, maar voor de bespreking hiervan wordt verwezen naar de respectievelijke hoofdstukken 6 en 7.
De specifieke standplaatsomstandigheden in de halfnatuurlijke schraalgraslanden zijn vooral afhankelijk van de waterhuishouding. Daarnaast speelt het hooiland-beheer een belangrijke rol door een continue afvoer van organisch materiaal en de remming van de successie.
Een van de belangrijkste kenmerken van de soortenrijke schraalgraslanden is, dat ze voorkomen op goed zuurgraad-gebufferde bodems, bij een zwak zure tot neutrale pH. In dergelijke omstandigheden heeft zich een toplaag kunnen vormen met goed verteerd organisch materiaal (van het mull humus-type). Deze buffering wordt in schraallanden op de zandgronden van pleistoceen Nederland teweeggebracht door toestromend bicarbonaatrijk kwelwater, in de laagveengebieden van Holoceen Nederland door inundaties met oppervlaktewater. Incidenteel komen ook op klei-op-veen-bodems schraallanden voor, waar naast het grond- of oppervlaktewater ook het kation-uitwisselingscomplex een rol zal spelen in de buffering van de standplaats.

Sinds enkele decennia zijn de schraallanden overal sterk achteruitgegaan: zo ze niet zijn verdwenen, hebben ze meestal veel aan kwaliteit en waarde ingeboet. Bovendien zijn de

resterende schraallanden in de grote meerderheid der gevallen gereduceerd tot (zeer) kleine oppervlakten, hetgeen ze extra kwetsbaar maakt.
Het meest tekenend voor deze achteruitgang is het areaal van blauwgraslanden. Dit omvatte vroeger in Nederland waarschijnlijk vele tienduizenden hectaren, maar is tegenwoordig teruggedrongen tot op een fractie hiervan. Schaminée (1993) schat de restanten van deze ontwikkeling op ongeveer veertig terreinen met in totaal dertig ha goed ontwikkeld blauwgrasland. Figuur 9.1 geeft een beeld van de veranderingen in de verspreiding van



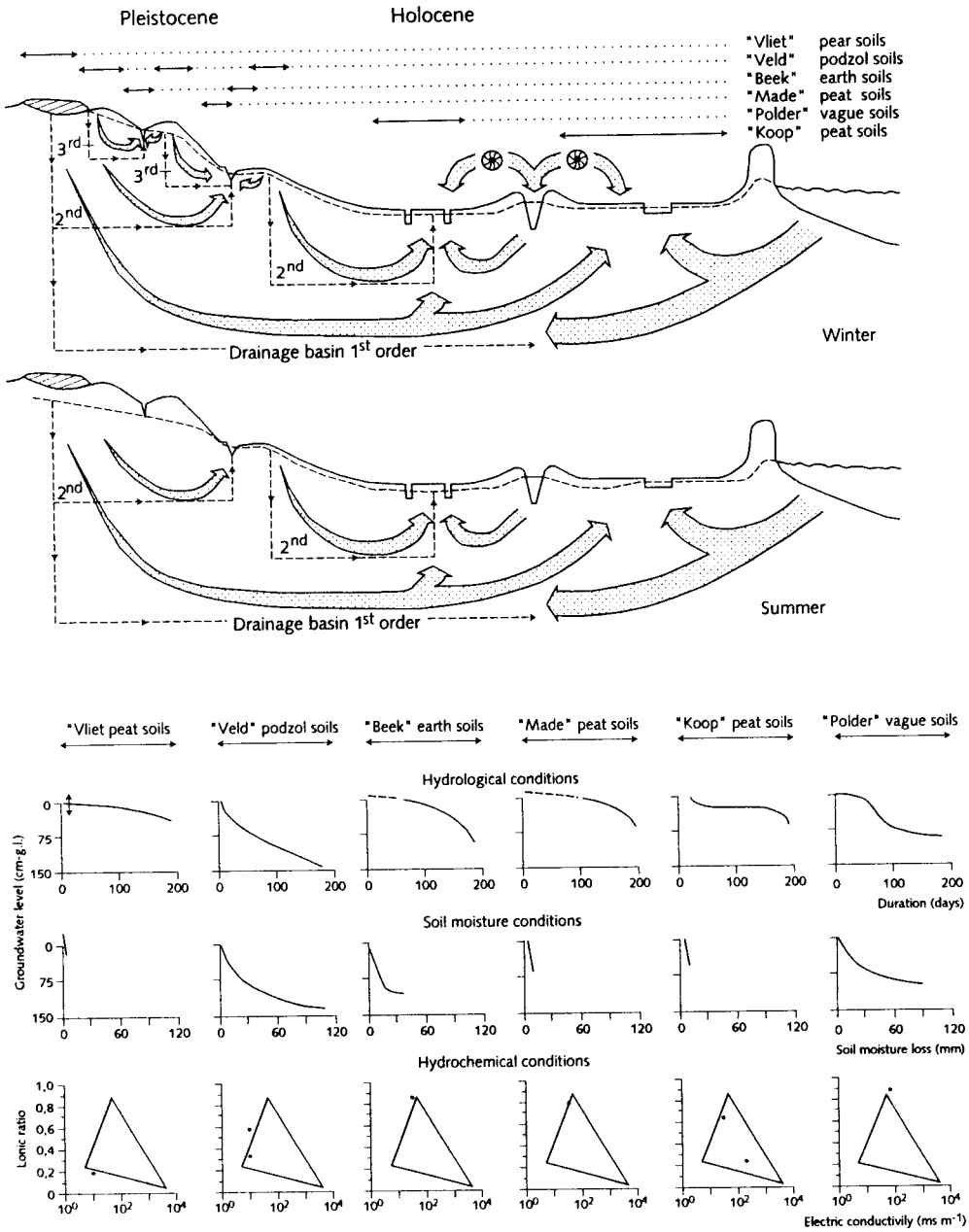
Figuur 9.1 Veranderingen in de verspreiding van blauwgraslanden tussen 1920 en heden (uit Schaminée 1993).

De oorzaken van deze achteruitgang liggen in de ontwikkelingen in de landbouw: met name ontwatering, peilbeheer en gebruik van kunstmest, maakten het mogelijk de lage produktieniveaus te verhogen. Bovendien werden andere, vooral minder continue beheers- en teelttechnieken steeds belangrijker werden. Ook hebben drinkwaterwinningen en ruilverkavelingen in de omgeving vaak geleid tot verdroging en verzuring van de schraalgraslanden.

9.2 Een onderscheid in schraalgraslanden

9.2.1 Onderscheid naar standplaatsen en vegetatie

De door de hydrologie bepaalde standplaatsomstandigheden van schraalgraslanden kunnen verschillen naar gelang het volume van het toestromend grond- of oppervlaktewater, en vooral de concentratie ervan aan zuurgraadbufferende stoffen (calcium-bicarbonaat). Deze eigenschappen beïnvloeden via waterverzadiging en zuurgraad de mineralisatie en dientengevolge de voedselrijkdom. De mesotrofe omstandigheden in deze systemen worden vooral teweeggebracht en onderhouden door beperking van de fosfaat-beschikbaarheid door binding ervan aan Ca of Fe, en minder door N-limitatie (Kemmers 1990).
Binnen de beperkte grenzen ervan zal hierdoor ook de produktiviteit van de schraalgraslanden verschillen, hetgeen zich weerspiegelt in de vegetatie. Op grond hiervan kunnen drie 'typen' onderscheiden worden. Deze 'typen' zullen vaak naast elkaar voorkomen in gradiënten met overgangen van het ene naar het andere 'type', maar ook bijvoorbeeld naar drogere of schralere vegetaties (als heide) of naar meer voedselrijke graslanden. In de korte bespreking hieronder zijn de produktie-gegevens ontleend aan Yerli (1970) en Kronisch (1975), als vermeld in Grootjans (1985b). Figuur 9.2 geeft weer hoe de drie belangrijkste typen, het natte bloemrijke hooiland, het blauwgrasland en de kleine zeggen-vegetaties, zich hydrologisch, bodemkundig en landschappelijk tot elkaar en tot andere gemeenschappen verhouden.
Het meest bekend en bedreigd zijn de zogeheten *blauwgraslanden*. Zij worden gekenmerkt doordat ze in de winter enige tijd plas-dras staan en in de zomer oppervlakkig kunnen uitdrogen (grondwaterstand vier tot vijf decimeter onder maaiveld; Hosper 1984a), en voedselarme, zwak zure tot neutrale omstandigheden en dus een lage produktiviteit kennen. Jaarlijks gemaaid bedraagt de N-mineralisatie 0-15 kg per ha per jaar, niet gemaaid tot 30-40 kg N (vooral als nitraat) per ha per jaar. Blauwgraslanden zijn zeer soortenrijke vegetaties die behoren tot de associatie van het *Cirsium-Molinietum*, waarvan het aspect wordt bepaald door Pijpestrootje *(Molinia caerulea*) en Zegge-soorten (*Carex spp.*). Kenmerkende soorten zijn onder meer Spaanse ruiter (*Cirsium dissectum*), Blauwe, Blonde en Vlozegge (*Carex panicea*, *C. hostiana* en *C. pulicaris*), Klokjesgentiaan (*Gentiana pneumonanthe*) en Veldrus (*Juncus acutiflorus*).



Figuur 9.2 Standplaats en relaties van drie typen van schraalgrasland-vegetaties. Ontleend aan Kemmers (1986). Dotterbloemhooilanden zijn te associëren met koopveen- en poldervaaggronden, blauwgraslanden met poldervaag-, madeveen- en beekeerdgronden, en Kleinezeggen-graslanden met beekeerd- en veldpodzolbodems.

Door Schaminée (1993) worden vier sub-associaties onderscheiden die gerelateerd kunnen worden aan verschillen in abiotische factoren en geografische verspreiding. Tabel 9.1 geeft een overzicht van de soorten die voor de subassociaties kenmerkend zijn.

* Het *C-M nardetosum* komt op pleistocene zandgronden voor, vaak op beekdalflanken op de overgang van de heide naar het beekdal zelf, waar locale kwel een grote rol speelt in vochthuishouding en buffering. Deze subassociatie is verwant aan het *Nardo-Galion* van de heischrale graslanden.

* Het met de *Parvocaricetea* van de kalkarme moerassen verwante *C-M peucedanetosum* wordt aangetroffen in laagveenmoerassen. Hier speelt oppervlaktewater vaak een grotere rol.
* Op plaatsen met basenrijke kwel komt het *C-M parnassietosum* voor. Deze subassociatie heeft veel soorten gemeen heeft met het *Caricion davallianae* van kalkrijke moerassen.
* In het *C-M typicum* ontbreken kenmerkende soorten.

Tabel 9.1 Subassociaties van het Cirsio-Molinietum en hun kenmerkende soorten (ontleend aan Schaminée 1993)

C-M nardetosum	*C-M peucedanetosum*	*C-M parnassietosum*	*C-M typicum*
Tandjesgras	Melkeppe	Moeraswespenorchis	hiervoor
Fijn schapegras	Hennegras	Parnassia	genoemde
Borstelgras	Ronde zonnedauw	Vleeskleurige orchis	soorten
Liggend walstro	Waterdrieblad	Brede orchis	ontbreken
Hondsviooltje	Veenmossorten	Vetblad	
Klauwtjesmos s.l.		Grote muggenorchis	
		Breed wollegras	
		Groenknolorchis	

De *bloemrijke natte hooilanden* van het *Calthion palustris* (Dotterbloem-verbond) worden gekenmerkt door bloemdragende soorten waaronder de Dotterbloem (*Caltha palustris*) en komen voor op de meer voedselrijke plaatsen met een neutrale tot basische zuurgraad. De buffering wordt vaak in stand gehouden door grondwater, maar in laag Nederland en langs de benedenlopen van de beken ook door inundaties met oppervlaktewater.
Zij vormen de relatief produktiefste schraalgraslanden. In natte vorm ligt de N-mineralisatie op 25-70 kg N (ammonium) per ha per jaar. De drogere vorm heeft een hogere mineralisatie van 45-170 kg N als nitraat en is eigenlijk niet op te vatten als schraalgrasland maar is een vegetatie die gaat in de richting van een vochtig, voedselrijk hooiland. Ter vergelijking: in een werkelijk Glanshaver-hooiland werd 130-160 kg N (nitraat), in Brandnetelvegetaties 155-307 kg N (nitraat) per ha per jaar gemeten.
De meest voorkomende in het Dotterbloem-verbond thuishorende gemeenschappen zijn de Veldrus-associatie, de Bosbies-associatie en de Associatie van Waterkruiskruid en Trosdravik. Als kenmerkende soorten kunnen behalve de naamgevende soorten genoemd worden Echte koekoeksbloem (*Lychnis flos-cuculi*), Holpijp (*Equisetum fluviatile*), Melkeppe (*Peucedanum palustre*), Tweerijige zegge (*Carex disticha*), Moerasstreepzaad (*Crepis paludosa*) en Kleine valeriaan (*Valeriana dioica*).

Kleine zeggengemeenschappen (*Caricion curto-nigrae*) zijn korte vegetaties waarin Kleine zeggesoorten een vooraanstaande rol spelen. Zij komen voor waar naast beter gebufferd, ook atmoclien (neerslag-)water een rol speelt in de grondwaterhuishouding. Schraalgraslanden van dit type zijn de meest zure, voedselarme en dientengevolge minst produktieve. De mineralisatie bedraagt 0-13 kg N per ha per jaar, vooral in de vorm van ammonium.

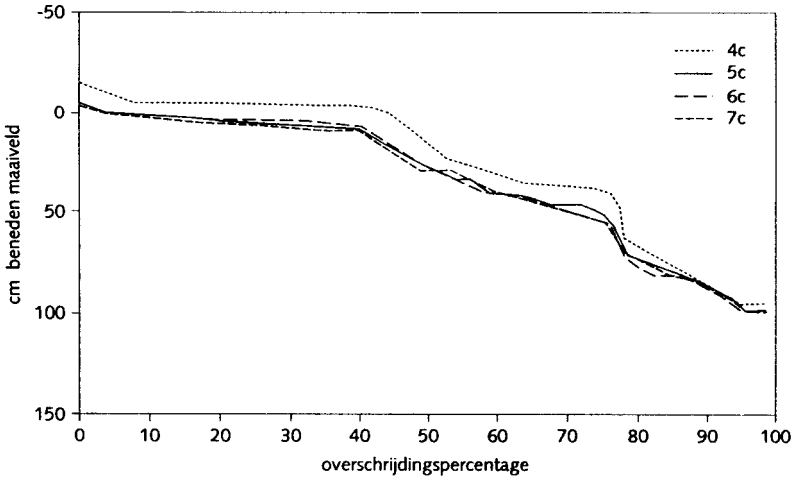
9.2.2 De schraallanden in pleistoceen Nederland

In pleistoceen Nederland komen nog relatief veel schraalland-complexen voor in de beekdalen van Drenthe, Friesland, Twente, Gelderland, Noord-Brabant en midden Limburg voor, bijvoorbeeld langs de Drentse Aa, het Reestdal, de Elperstroom en de Dommelbeemden. Zij

hebben onder de veenlaag een zandbodem en staan onder invloed van min of meer diep grondwater. In Drenthe, Friesland en Twente bevindt zich vaak ook keileem in de ondergrond, waarover grondwater van meer locale aard toestroomt.

Op deze overwegend kalkarme bodems is de buffering van de standplaatsen in schraalgraslanden vooral afhankelijk van de aanvoer door het kwelwater van bicarbonaat. Bovendien zorgt de kwel ervoor dat de indringing van neerslagwater in de bodem beperkt blijft. Op standplaatsen waar infiltratie van neerslagwater overheerst en daarmee de bufferende werking van grondwater ontbreekt, treedt verzuring op en kunnen Kleine-zeggen- en uiteindelijk natte heide-vegetaties ontstaan. Afhankelijk van de verhouding tussen infiltratie en kwel en de kalkrijkdom van het grondwater kunnen er meer of minder goed ontwikkelde gradiënten ontstaan van natte heide naar heischrale graslanden (locale kwel) en soortenrijke blauwgraslanden en dotterbloemhooilanden (onder invloed van regionale kwel).
De grondwaterstand in beekdal-schraallanden die onder invloed staan van kwel kenmerkt zich door een langdurige plas-dras situatie, gevolgd door een min of meer oppervlakkige uitdroging. Figuur 9.3 geeft als voorbeeld de duurlijnen van de Lemselermaten, een middenstrooms gelegen schraalgrasland in Overijssel op een lemig-zandige bodem met een humeus dek van 15-25 cm (Jansen *et al.* 1993).

De grondwaterhuishouding is in de beekdalen niet overal dezelfde: hoe dichter bij de oorsprong, hoe kleiner de invloed van lithoclien (diep) grondwater en hoe groter die van atmoclien neerslagwater. Naar de benedenloop wordt de invloed van de diepe kwel groter, en bovendien die van inundaties met beekwater. Van de boven- tot de benedenloop heeft zich op de minerale bodem in de beekdalen een steeds dikkere, tegen de flanken uitwiggende organische laag gevormd van goed verteerd materiaal. Er is dus vaak sprake van een sequentie van humeuze beekeerdgronden tot madeveengronden.
Haaks op de lengterichting van het dal, van boven aan de flank naar de beek toe, is ook sprake van een gradiënt in bodem en standplaatsfactoren: van meer atmoclien naar meer lithoclien grondwater en van (haar- en veld-)podzolen via (goor- en beek-)eerdgronden naar (made-)veen.

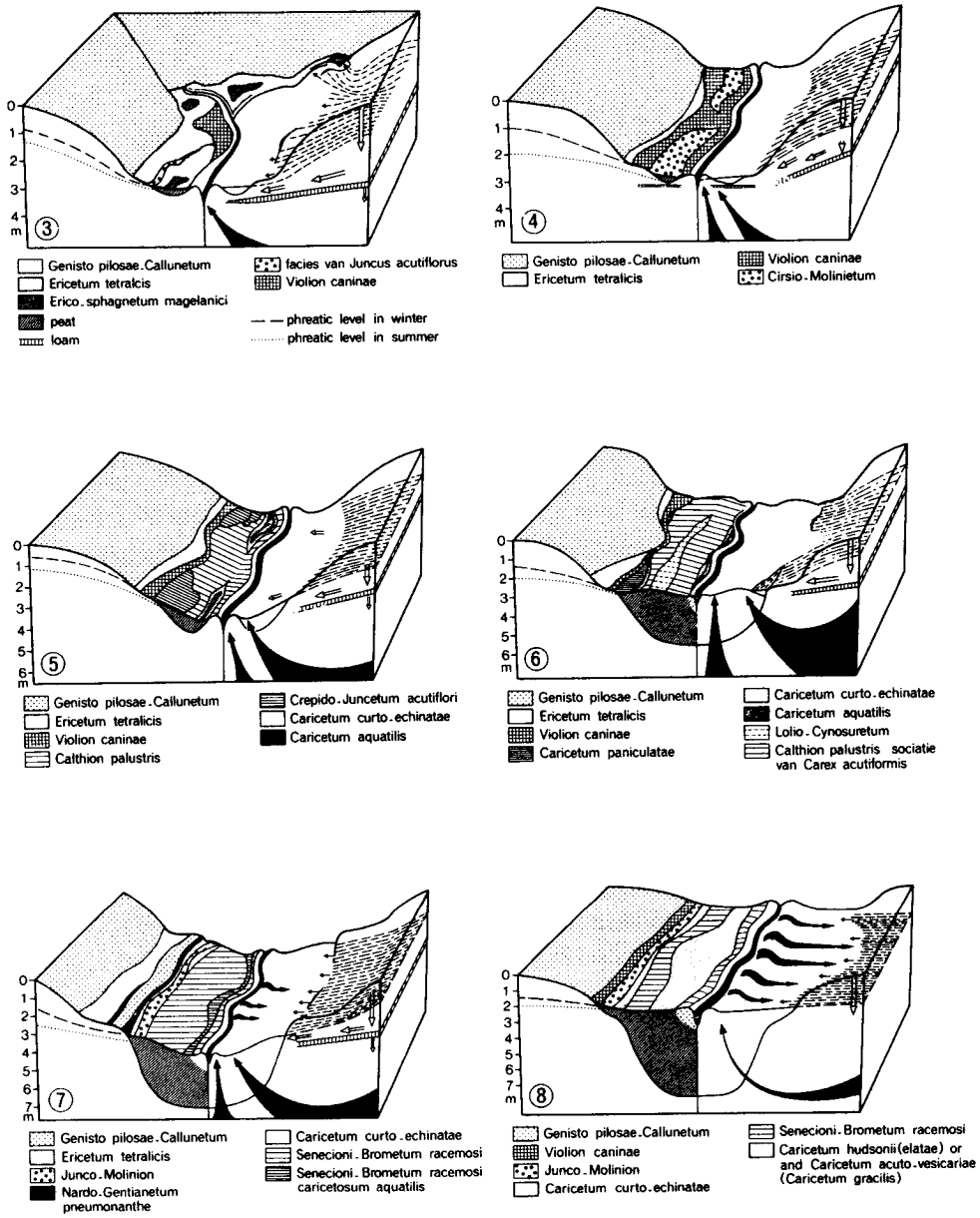


Figuur 9.3 Duurlijnen van vier verschillende peilbuizen in middenstrooms gelegen blauwgraslanden in de Lemselermaten (Overijssel) in een enigszins verdroogde situatie; oorspronkelijk lagen de laagste standen hoger (naar Jansen *et al*. 1993).

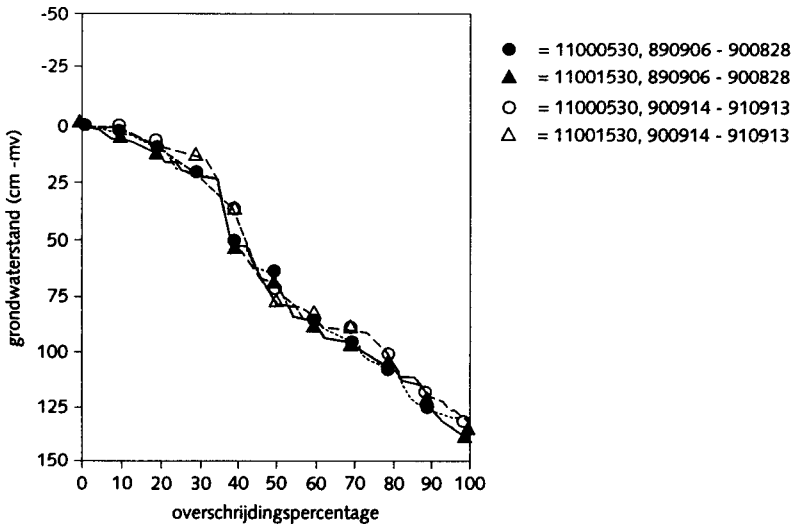
Op deze manier vormen de beekdal-standplaatsen in beide richtingen een gradiënt van (droog-) vochtig, (zwak) zuur en voedselarm naar nat, basisch en matig voedselrijk. Zoals figuur 9.4 aangeeft, volgen de vegetaties deze gradiënt: Heide- en Kleine zeggen-vegetaties langs de meer voedselarme, zure bovenloop en bovenop de flanken, gevolgd door Blauwgraslandvegetaties onder invloed van toestroming van kalkrijke kwel in de middenloop en halverwege de flanken, en Dotterbloemhooilanden op plaatsen waar bovendien vaak sprake is van inundaties met oppervlaktewater. Goed ontwikkelde beekdalgraslanden worden aangetroffen aan de randen van het Drentse Plateau (als langs de Drentse Aa) en in Noord-Brabant (langs de Dommel, de Beerze en het Merkske).

Standplaatsen waar sprake is van diepe kwel bevinden zich niet alleen in de beekdalen, maar ook in laagten en depressies tussen dekzandruggen of op de flanken van stuwwallen. Voorbeelden hiervan zijn Punthuizen, het brongebied van de Mosbeek, het Brecklenkampse veld (alle rond de stuwwal van Ootmarssum), het Stelkamspveld en het Wisselse veen. Vaak lijkt de grondwaterhuishouding hier op die van beekdalgraslanden, maar zoals figuur 9.5 aangeeft is dit niet altijd het geval. De duurlijnen in deze figuur van een blauwgrasland te Punthuizen laten zien dat de plas-dras situatie hier korter duurt en de laagste grondwaterstand vrij diep ligt, wat wijst op een meer locaal kwelsysteem.
Doorgaans hebben deze schraallanden de vorm van Kleine zeggen-gemeenschappen en (zeer soortenrijke) Blauwgraslanden. Op plaatsen met basenrijke kwel komen zeer locaal nog kalkmoerassen (*Caricion davallianae, Parnassio-Caricetum pulicaris*) voor, zoals in het brongebied van de Mosbeek (Van der Linden 1988). Voor Dotterbloemhooilanden zijn de omstandigheden met alleen toestroming van lithoclien grondwater vaak te arm.
Veel soortenrijke blauwgraslanden en trilvenen kwamen vroeger ook op de overgangen tussen laag en hoog Nederland, van zand- naar veengronden voor. Restanten van dergelijke schraalgraslanden zijn te vinden in de Gelderse Vallei (de Hel en de Bennekomse Meent).

Ook in de Langstraat kwamen zeer soortenrijke schraallanden voor (den Dulver, het Labbegat), die echter door het wegvallen van kwel zijn gedegenereerd.



Figuur 9.4 Doorsneden door het beekdal van de Drentsche Aa, met waterhuishouding en vegetatietypen (ontleend aan Grootjans 1985a).

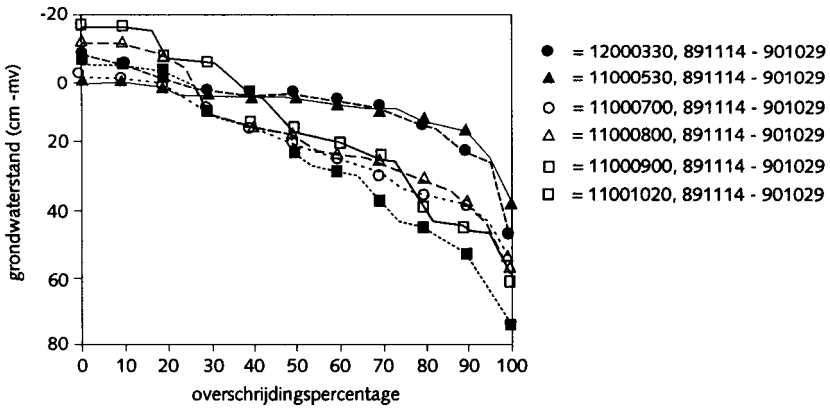


Figuur 9.5 Duurlijnen van het blauwgrasland *(Cirsio-Molinietum orchietosum*) in Punthuizen (Overijssel) (naar Jansen *et al*. (1993).

9.2.3 De schraallanden in holoceen Nederland

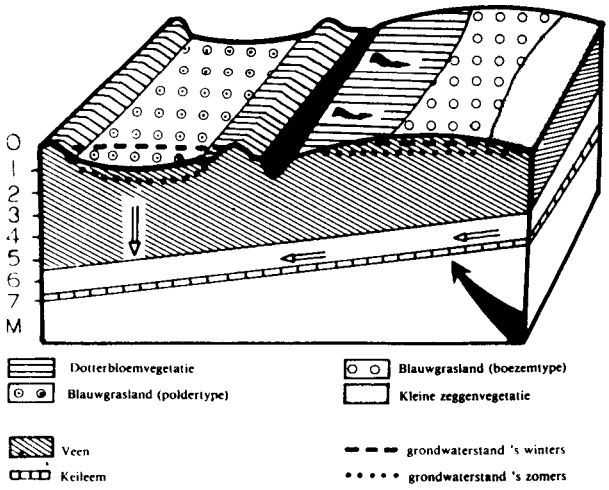
In holoceen Nederland komen schraallanden met name voor in laagveengebieden vaak in de vorm van boezemlanden in het Friese en het Utrechtse en Zuid-Hollandse veenweidegebied. Voorbeelden zijn de schraallanden langs de Meije, in polders als de Krimpenerwaard, en de Blaugerzen bij Akmarijp. De waterhuishouding wordt hier (oorspronkelijk) bepaald door inundaties met oppervlaktewater, hetgeen overigens ook het geval is in de benedenlopen van beekdalen. De buffering van de standplaats wordt in stand gehouden door de bicarbonaatrijkdom van het inunderende water, zoals bijvoorbeeld in de boezemlanden langs de Meije. Door peilbeheersing vinden overstromingen echter nauwelijks meer plaats en op plaatsen waar overstromingen nog wel mogelijk zouden zijn wordt dit in het kader van het terreinbeheer tegengegaan om in verband met een eventuele vermesting door het sterk vervuilde oppervlaktewater. Een voorbeeld hiervan vormen de Smalbroeken in Noord-Brabant, waar zelfs retentie-bekkens zijn aangelegd om overstromingen met het eutrofe Beerze-water te voorkomen.

Anders dan in hoog Nederland, gaat het hier om inzijgingssystemen waarin het aangevoerde water wegzijgt naar het grondwater en de lager gelegen polders. Soms, (in de zomer, kennen ze langs de oevers locale kwel vanuit het oppervlaktewater (Spieksma *et al.* 1994). De inundaties van boezemlanden zorgden voorheen, bij vrije toe- en afstroming van het water, voor een langdurige winter-waterstand aan of boven maaiveld. In de zomer was er sprake van een oppervlakkige uitdroging. Figuur 9.6 geeft als voorbeeld de duurlijnen van de Wyldlanden, een boezem-schraalgrasland in Friesland.



Figuur 9.6 Duurlijnen van het blauwgrasland *(Cirsio-Molinietum argostietosum*) in de Wyldlanden (Fries-land). Ontleend aan Jansen *et al*. (1993).

Het inunderende oppervlaktewater is vrij kalkrijk en zorgt daardoor voor buffering en dus voor gunstige zuurgraad-omstandigheden voor schraallandvegetaties. Omdat het oppervlaktewater bovendien altijd al (licht) voedselrijk is geweest, is er ook sprake van een toevoer van voedingsstoffen. Door gedeeltelijke omvorming (omkading) in de vorige eeuw van met name boezemlanden tot zomerpolders, is de vrij-afwaterende oppervlakte sterk beperkt met als gevolg dat de invloed van neerslagwater groter is geworden.



Figuur 9.7 Waterhuishouding en vegetatie in een boezemschraalland (ontleend aan Hosper 1984a)

In de schraallanden bevinden zich Dotterbloemhooilanden op de oevers, die vrij door het inunderende vrij voedselrijke water bereikt worden. Daar'binnen', in de zomerpolders of anderszins moeilijker voor het oppervlaktewater bereikbare percelen, is de invloed van neerslagwater veel groter en bevinden zich blauwgraslanden in een wat soortenarmere vorm van het *C-M peucedanetosum*, en (overgangen naar) schralere vegetaties. Figuur 9.7 geeft

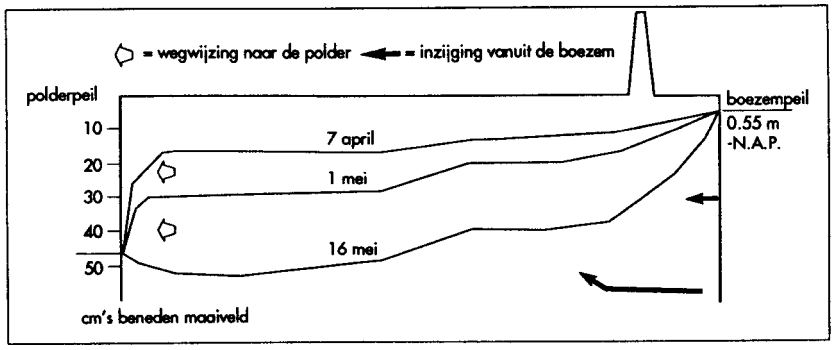
een beeld van de hydrologie en daarmee samenhangende vegetaties van boezemschraallanden.

Ook op klei (op veen) komen soms schraalgraslanden voor, als bijvoorbeeld in de Veenkampen en de Kikker langs de Zouwe-boezem in Zuid-Holland. De waterhuishouding van deze systemen wordt eveneens gestuurd door inundaties met oppervlaktewater. De zuurgraadbuffering komt echter niet alleen tot stand door de buffercapaciteit van dat water, maar ook door het kation-uitwisselingscomplex in de kleibodem.

9.3 Verdroging

9.3.1 Oorzaken

Waar schraalgraslanden in pleistoceen Nederland verdrogen, gebeurt dit meestal door ontwatering in de omgeving en de daaropvolgende verstoring van de regionale hydrologie. Diepe grondwateronttrekking (drinkwaterwinning), versnelde afvoer van neerslagwater en vergrote verdamping (door bebossing) in het inzijgingsgebied leiden tot een verminderde stijghoogte, en diepe ontwateringssloten vangen het grondwater weg. Beekkanalisaties en regulering van het oppervlaktewaterpeil leiden er vooral benedenstrooms in de beekdalen bovendien toe, dat de overstromingsfrequentie afneemt.
Schraallanden in holoceen Nederland, met name ook de boezemlanden, zijn in de laatste decennia door omkading vaak omgezet tot (winter-)polders en diep-ontwaterd (Hosper 1984a). Periodieke inundaties komen hier niet meer voor, en de schraallanden die zich hier bevonden zijn geheel verdwenen.
In de middels lagere kaden tot zomerpolders omgevormde schraallanden (als de Grutte Griene aan het Sneekermeer en de Wolwarren aan de Wijde Ee (Spieksma *et al.* 1994)) zijn de inundaties door een op de landbouw gericht (lager) peilbeheer verminderd. In de enkele vrije boezemlanden die nog over zijn, als de Zoute Poel aan het Sneekermeer en een boezemland aan De Leijen (Spieksma *et al.* 1994) is in enkele gevallen nog sprake van een vrije inundatie. In De Leijen was vroeger sprake van kwel vanuit het Drents Plateau, maar deze heeft zich tegenwoordig verplaats naar de aanpalende polders.
Bijna overal in de boezemlanden, vrij of niet, zorgen het lage streefpeil en de diep-ontwatering in nabijgelegen polders voor een verlaging van grondwaterstand, zoals figuur 9.8 duidelijk maakt. Waar nog wel sprake is van (winter-)inundaties, worden de fluctuaties in de grondwaterstand door de lagere (zomer-)peilen in de omgeving groter.



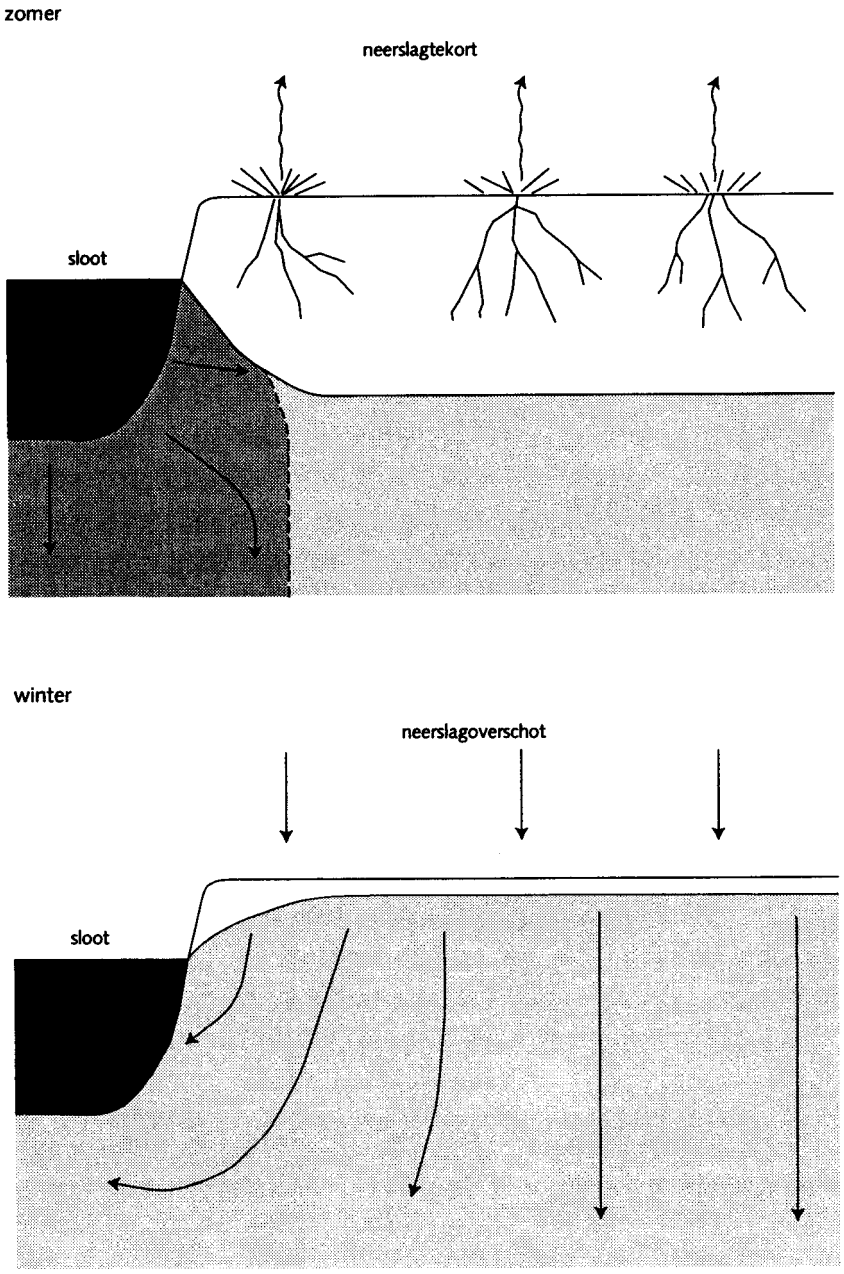
Figuur 9.8 Seizoensverloop van de grondwaterstand in de Wyldlanden. Ontleend aan Hosper (1984b).

9.3.2 Effecten op de standplaats

Verzuring is het belangrijkste effect van grondwaterstandsdaling en afname van de kwelstroom in grondwater-afhankelijke schraalgraslanden. De oorzaak is de verminderde aanvoer van zuurgraadbufferende stoffen en de toegenomen invloed van neerslagwater, leidend tot uitputting van het uitwisselingscomplex. Waar door locale maaiveldsverlaging, verdichting van de bodem of dichtgroeien van greppels neerslagwater minder snel oppervlakkig afgevoerd kan worden en dus stagneert, wordt de verzuring nog versneld. Tenslotte veranderen bij grondwaterstandsdaling in deze natte humeuze en veengronden, de reducerende omstandigheden ten gevolge van de verbeterde aeratie in oxyderende. Door oxydatie van met name sulfide en ammonium (nitrificatie) worden sulfaat en nitraat gevormd en neemt de hoeveelheid zuur-ionen toe (Roelofs *et al.* 1993).

Ook bij het wegvallen van overstromingen treedt verzuring op door de afgenomen aanvoer van bufferende stoffen uit het oppervlaktewater en de toegenomen invloed van neerslagwater. Zoals onder andere de ervaringen in de Wyldlanden leren, is de inzijging van het in de winter gevallen neerslagwater des te sterker naarmate de boezem- en polderpeilen in de zomer lager zijn (Grootjans *et al.* z.j).
In niet meer geïnundeerde schraallanden waar het oppervlaktewater via sloten wordt ingelaten, spelen de verzuringseffecten van verdroging een met de afstand tot de sloot toenemende rol. Als het oppervlaktewaterpeil lager is dan de grondwaterstand, dus meestal in de winter met een periodiek neerslagoverschot, infiltreert het neerslagwater (zie figuur 9.9). In de zomer, als er door verdamping een neerslagtekort is, is de situatie bij een constant peilbeheer andersom en zijn de verzuringseffecten althans langs de oevers en sloten kleiner door indringing van oppervlaktewater. Wat verder naar het centrum van de percelen is dit tegenwicht weer verdwenen. Er ontstaan daardoor smalle rand-zones waarin blauwgraslandsoorten zich kunnen handhaven. Een voorbeeld hiervan vormen de schraallanden langs de Meije, waar in een strook van ongeveer vijf meter uit de sloot in de zomer sprake is van invloed van indringend oppervlaktewater. Op in deze strook gelegen plag-plekken komen nog (of weer) soorten voor als Blonde, Blauwe en Geelgroene (*Carex hostiana*, *C. panicea*, *C. oederi ssp. oedocarpa*), Spaanse ruiter, Klokjesgentiaan, Kleine

zonnedauw (*Drosera intermedia*), Moerasviooltje (*Viola palustris*) en Struikheide (*Calluna vulgaris*). Meer naar binnen in het perceel staan alleen maar zuur-tolerantere Kleine zeggen-vegetaties staan naast, facies-vormend, Pijpestrootje, Borstelgras (*Nardus stricta*) en Veen-pluis (*Eriophorum angustifolium*).



Figuur 9.9 Herkomst van het grondwater in niet-geïnundeerde boezemlanden in zomer en winter. Donker: geïnfiltreerd regenwater. Licht: geïnfiltreerd regenwater.

Uiteindelijk leidt verzuring tot een vermindering van de mineralisatie: naarmate de omstandigheden zuurder zijn verloopt de afbraak van het organisch materiaal minder volledig, met accumulatie van ruwe humus als gevolg. Bij sterke verzuring zal de nitrificatie afnemen, en de NH^{4+}/NO^{3-}-ratio weer stijgen (Roelofs *et al.* 1993), waarbij stikstof (meer specifiek nitraat) de beperkende nutriënt wordt. Volgens (Spieksma *et al.* 1994) neemt de

fosfaat-oplosbaarheid door verzuring toe, hetgeen dan echter door de N-limitatie geen eutrofiërende effecten zou hebben.
Aeratie leidt ook in schraalgraslanden (als in veen-standplaatsen) via een betere mineralisatie van organisch materiaal tot veraarding en inklinking en dus tot maaiveldsdaling. De eutrofiëring als gevolg van een verhoogde aanreiking van nutriënten na mineralisatie wordt in (nog) geïnundeerde schraallanden versterkt door de toegenomen nutriëntenlast van het nu vaak van het IJsselmeer afkomstige boezemwater (Spieksma *et al.* 1994).

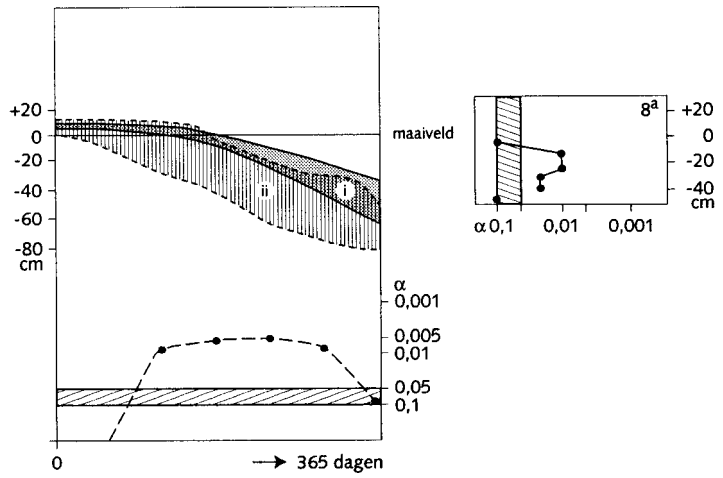
Verzuring in schraalgraslanden op klei op veen als gevolg van het wegvallen van inundaties zal minder snel voorkomen. Weliswaar neemt ook hier de invloed van neerslagwater toe, maar uitputting van het (aanvankelijk met basenverzadigde) kationen-uitwisselingscomplex duurt lang. Een eventuele verzuring van de standplaats zal dus lange tijd uitblijven.

9.3.3 Veranderingen in de vegetatie

Tabel 9.2 geeft een voorbeeld van veranderingen in een *Cirsio-Molinietum*-vegetatie in de Elperstroom gedurende twaalf jaar, waarbij in het vijfde jaar van deze periode de grondwaterstand begon te dalen. Figuur 9.10 geeft van deze periode de duurlijnen. De tabel laat zien dat karakteristieke soorten na deze daling achteruitgingen of verdwenen. Soorten van drogere, meer voedselrijke en ook van zuurdere omstandigheden of meer tolerante soorten namen daarentegen toe.
Door deze processen zullen veel van de kenmerkende soorten, en ieder geval de meer zeldzame, uit de schraalgraslanden verdwijnen. Als eerste zullen de soorten die zijn aangepast aan natte omstandigheden (hygrofyten) door de verminderde vochtvoorziening en verbeterde doorluchting van de bodem verdwijnen. In het gunstigste geval worden ze teruggedrongen tot restpopulaties in refugia in bijvoorbeeld sloten, greppels en hun oevers en andere plaatsen waar sprake is van infiltratie.

Tabel 9.2 Veranderingen in een *Cirsio-Molinietum*-vegetatie in de Elperstroom gedurende twaalf jaar, voor en na een grondwaterstandsdaling in 1971 (ontleend aan Grootjans 1985a; weergegeven is een deel van de aangetroffen soorten; a = afgenomen; v = verdwenen; t = toegenomen); zie ook figuur 9.10.

Blauwe zegge	a	Blauwe knoop	v	Moerasstruisgras	t
Blonde zegge	a	Kleine valeriaan	v	Egelboterbloem	t
Tweehuizige zegge	v	Parnassia	v	Moeraswalstro	t
Vlozegge	v	Pijpestrootje	t	Gestreepte witbol	t
Vroege zegge	v	Schapegras	t	Gewoon reukgras	t



Figuur 9.10 Duurlijn-bundels voor de standplaats van de vegetatie in tabel 9.9 vóór en ná een ingreep in de hydrologie in 1971 (respectievelijk grijs (i) en gearceerd (ii)). Ontleend aan Grootjans 1985a.

In het algemeen uiten de veranderingen zich in een verhoging van de biomassa-produktie (zie tabel 9.3). De vegetaties van schraalgraslanden zullen dan ook vervangen worden door meer concurrentiekrachtige en sneller groeiende en hogere soorten van drogere en meer voedselrijke omstandigheden. Deze soorten beslechten vervolgens ook de concurrentie om licht in hun voordeel, zodat de oorspronkelijke nutriëntenlimitatie overgaat in licht-limitatie.

Tabel 9.3 Biomassa-produktie (peak standing crop) in ton/ha in vier jaar in een nat, vochtig en verdroogd Dotterbloemhooiland (naar Grootjans 1985a)

	produktie (ton/ha)		
jaar	nat	vocht	verdroogd
1976	2.9	3.4	4.6
1977	2.6	2.9	6.3
1978	3.4	3.5	5.4
1979	2.8	3.3	4.9

Afhankelijk van de uitgangssituatie en de vochttoestand kan de vegetatie-ontwikkeling de kant opgaan van meer produktieve of van meer zuur tolerante vegetaties. In de van oorsprong al meer voedselrijke Dotterbloemhooilanden (ook wel in de blauwgraslanden) kunnen onder natte, eutrofe omstandigheden (bij eutroof veen met grondwaterstandsfluctuaties of door inundaties met voedselrijk water) Riet- of Rietgras-ruigten ontstaan. Als de bodem meer humeus is dan venig en de omstandigheden vochtig (minder nat), kan mineralisatie en verzuring leiden tot Kamgras- en Witbol-graslanden (Van der Hoek en Van der Schaaf 1988).
Als in blauwgraslanden sprake is van een verschuiving van regionale naar locale kwel of van stagnerend neerslagwater zal er geen grondwaterstandsdaling optreden maar zijn het eerst en vooral de verzurende effecten die de vegetatie sturen in de richting van zuurdere Kleine zeggengemeenschappen, heischrale graslanden en eventueel zelfs heide en hoogveenachtige vegetaties. Deze 'zuurdere' vegetaties zullen slechts in een verarmde vorm verschijnen (Van Leeuwen 1954, Altenburg en Wymenga 1992), waarbij facies-vorming van soorten als Pijpestrootje, Moerasstruisgras (*Agrostis canina*) en Biezeknoppen (*Juncus conglomeratus*) heel goed mogelijk is.

9.4 Vernatting

9.4.1 Maatregelen voor hydrologisch herstel

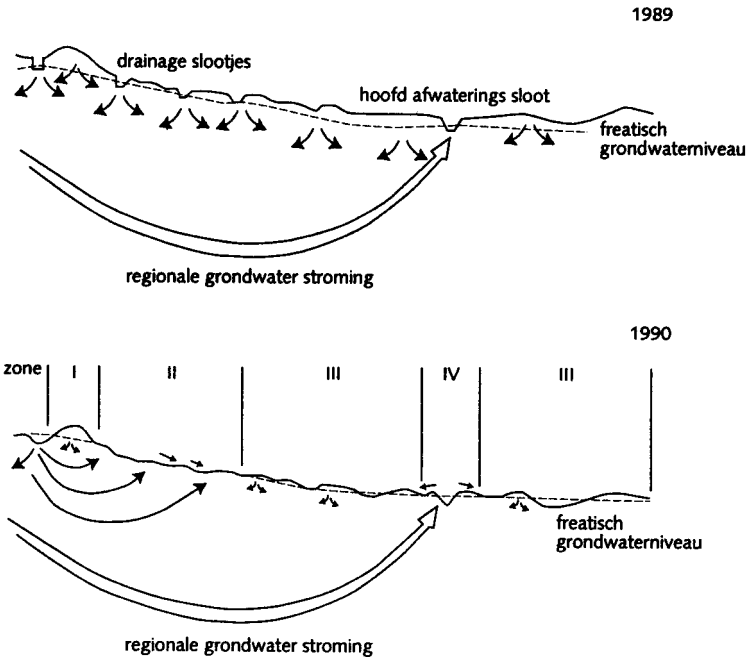
Maatregelen die in dit kader genomen kunnen worden staan samengevat in tabel 9.4 aan het einde van dit hoofdstuk. Pogingen om verdroogde grondwater-gevoede systemen in pleistoceen Nederland te herstellen moeten uiteraard in de eerste plaats gericht zijn op het herstel van de oorspronkelijke hydrologie. Waar 'fundamentele' maatregelen niet of onvoldoende uitvoerbaar zijn, zijn enkele alternatieve mogelijkheden voor vernatting. De te nemen maatregelen moeten echter niet alleen een verhoging van de grondwaterstand beogen maar zeker ook herstel van de zuurgraadbuffering. In geval van kwel-afhankelijke systemen betekent dit dat ook de kwelstroom hersteld moet worden.
In het verleden heeft men zich er vooral op toegelegd de grondwaterstand te herstellen, waartoe vaak gebruik is gemaakt van waterconservering. Deze herstel-ingreep had echter eerder een averechts effect omdat er vooral neerslagwater mee werd vastgehouden zodat de schraalgraslanden alsnog verder verzuurden. Voorbeelden hiervan zijn de ontwikkelingen in de **Elperstroom**, de Veenkampen (83), het Korenburger Veen (67) en de Bennekomse Meent (82) (Dijkgraaf *et al.* 1993; Van der Hoek en Van der Schaaf 1988). Op deze laatste wordt hieronder wat dieper ingegaan.

In een omkaad gedeelte van de Bennekomse Meent (Schouwenberg *et al.* 1991) leidde waterconservering tot een vergroting van de waterstandsfluctuaties. Hierbij werden lange inundatie-perioden afgewisseld met droge perioden, tijdens welke er een sterke mineralisatie plaatsvond. In deze droge perioden kon neerslagwater tot diep in het profiel doordringen, zodat het grondwater rijker werd aan sulfaat, armer aan bicarbonaat en vooral zuurder (pH 4,7 in de bovenste laag). In een ander perceel waar nog wel steeds sprake is van kwel aan het maaiveld bleef de zuurgraad zwak zuur (pH 5,1). Herstel van het blauwgrasland met de daarbijhorende standplaatsomstandigheden is in het eerste perceel dan ook uitgebleven. Omdat in de lagere delen van het omkade perceel neerslagwater stagneert is hier de pH lager dan in de hoger gelegen delen. In het andere, grondwatergevoede perceel is dit juist andersom: kwel speelt in de lagere delen immers een grotere rol. De effecten van waterconservering gaan dus verder dan verzuring alleen: zuurgraad-gradiënten kunnen erdoor omgekeerd worden.

Om niet alleen de grondwaterstand te verhogen maar tegelijkertijd de essentiële zuurgraadbuffering te herstellen, zijn in hoofdstuk 4 enkele meer effectieve subregionale maatregelen genoemd. De keuze voor een bepaalde maatregel wordt uiteraard mede bepaald door de mogelijkheden die de locale situatie biedt.

Verhogen van de locale stijghoogte
Een eerste groep van maatregelen is gericht op het vergroten van de kwelinvloed in de wortelzone door te voorkomen dat de kwelstroom wordt afgevangen. Voorwaarde voor het

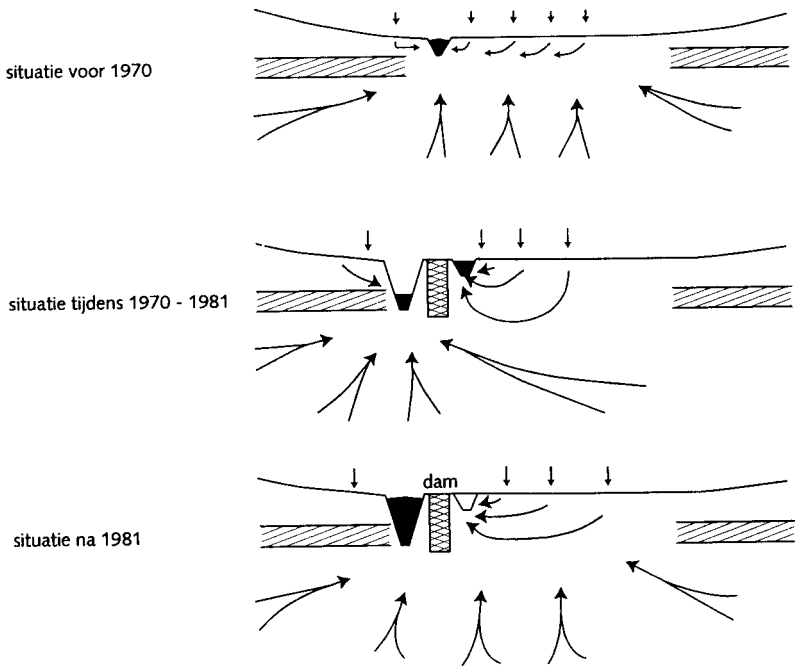
op deze manier verhogen van de locale stijghoogte is, dat de stijghoogte van het diepere grondwater nog dicht bij maaiveldsniveau ligt. De kern van deze maatregelen zal bestaan uit het dempen van diepere sloten of het opzetten van slootpeilen. Ook door de waterpeilen in de nabije omgeving op te zetten en zo een grondwater-bufferzone in te stellen (eventueel samen met de vorige ingreep) wordt de locale stijghoogte verhoogd en zal de kwel in het gebied zelf toenemen.



Figuur 9.11 Veranderingen in de hydrologische situatie ten gevolge van herstel-ingrepen in het Verbrande Bos te Staverden (ontleend uit Roelofs *et al.* 1993).

Legenda:	I	inzijging	III	inzijging en inundatie
	II	kwel	IV	slootwater-inundatie

In het Verbrande Bos bij Staverden (77) zijn met succes maatregelen genomen om de locale stijghoogte te verhogen, door het peil in een met kwelwater gevoede hoofdwatergang op te zetten door middel van het plaatsen van stuwen in 1989 en het dempen van de meeste ontwateringssloten (De Graaf *et al.* 1994). Figuur 9.11 geeft weer hoe de grondwater-stromingen veranderden als gevolg van deze ingreep. Reeds drie jaar na de ingrepen was de van vroeger bekende zonering in het terrein weer terug en ontwikkelden zich in de herstelde kwelzone onder andere weer blauwgrasland(-achtige) vegetaties.



Figuur 9.12 Veranderingen in de hydrologische omstandigheden in de Elperstroom. Respectievelijk de oorspronkelijke situatie (voor 1970); situatie met ontwatering door verdiepte hoofdsloot ondanks dam (tussen 1970 en 1981); herstelde kwelvoeding door opgezet slootpeil (na 1981).
Schuin gearceerd: keileem; kruiselings gearceerd: damlichaam. Ontleend aan Zeeman (1986).

Ook in de **Elperstroom** zijn met succes ingrepen uitgevoerd nadat was gebleken dat waterconservering averechts werkte. Ontwatering van het gebied door een verdiepte hoofdsloot werd bestreden met behulp van een in de jaren zeventig aangelegde, niet doorlatende dam aan de binnenzijde (zie figuur 9.12, midden). Hierdoor werd de grondwaterstand in het natte seizoen aanzienlijk hoger, maar in de zomer zakte ze nog diep weg. Door het lage slootpeil werd ondanks de dam nog teveel water afgevangen, zodat de neerslag-invloed nog groot bleef en de buffering niet hersteld kon worden. Pas toen het peil in de sloot -in 1981- werd opgezet, kwam hieraan een einde en was er ook in de zomer sprake van een bufferende kwelstroom (Zeeman 1986).

Verlagen van het maaiveld

Bij onvoldoende stijghoogte van het grondwater kan het stijghoogteverschil vergroot worden door het maaiveld af te graven en zo te verlagen. Deze maatregel is toegepast in het **Labbegat** in de Langstraat in Noord-Brabant. In dit voorheen rijke kwel-afhankelijke veengebied aan het einde van een grondwatersysteem, waren geen mogelijkheden om de weggevallen kwel terug te brengen tot in het maaiveld. Ervaringen hier (zie bijlage gebiedsbeschrijving Labbegat) hebben uitgewezen dat het niveau tot waar afgegraven moet worden, zeer nauw luistert. Dit moet goed in overeenstemming zijn met de actuele stijghoogte en wel zodanig dat het maaiveld zich onder of minimaal op het niveau van de stijghoogte van het eerste watervoerende pakket bevindt.

Inunderen met oppervlaktewater
Voor de schraalgraslanden in holoceen Nederland die voor de zuurgraadbuffering oorspronkelijk afhankelijk zijn van inundaties met oppervlaktewater, de benedenstroomse delen van beekdalen en boezemlanden, zouden de inundaties hersteld moeten worden. Hiervoor is meestal een soepeler waterpeilbeheer nodig dat (winter-)inundaties, desnoods met behulp van (natuur-)technische middelen, weer toestaat. Deze maatregelen winnen aan effectiviteit als ook in het achterliggende polderland de peilen verhoogd kunnen worden, om afstroming te voorkomen. Een groot nadeel is echter, dat de kwaliteit van het oppervlaktewater tegenwoordig vaak te voedselrijk is. Als alternatief wordt daarom wel inlaat van water toegepast, waarbij gezorgd wordt voor een zo groot mogelijke contactzone tussen oppervlaktewater en oever door de weg te verlengen die het water af moet leggen voordat het het betreffende gebied binnenkomt.

Als het grondwater in kwelafhankelijke systemen niet meer langs de natuurlijke weg aan het maaiveld gebracht kan worden, is inunderen met bicarbonaatrijk (en schoon) oppervlaktewater of oppompen en vervolgens inlaten van grondwater een alternatief. Tussen inlaten van water en inundaties bestaat een belangrijk verschil wat betreft de beïnvloeding van de wortelzone: in het eerste geval zal dit alleen gebeuren in de nabijheid van een watergang, in het tweede over het gehele geïnundeerde perceel.
Gebruik van oppervlaktewater hierbij is alleen het overwegen waard voor de in de vorige alinea besproken systemen. Toepassing bij van oorsprong zwak gebufferde systemen is af te raden. Hiervoor brengt de maatregel niet alleen risico's met zich mee door de hoge nutriëntenlast van het water maar ook (vooral) door de te sterke bufferende werking ervan, die kan leiden tot een toename van de mineralisatie en verruiging.

Injectie van grondwater
In de Veenkampen (83), een van de zeldzame voorbeelden van (voormalig) schraalgrasland op klei, is grondwater van 50 meter diepte opgepompt en met drains op 30 cm onder maaiveld gebracht (Schouwenberg *et al.* 1991). Doordat op deze manier de wortelzone in een heel perceel wordt bereikt, kan deze ingreep beschouwd worden als een kunstmatige vorm van kwel. Als (noodzakelijke) aanvullende maatregel werd het perceel omkaad om het ingelaten grondwater vast te houden, en ondiep begreppeld voor afvoer van neerslagwater. De resultaten waren gunstig: de zomergrondwaterstand was veertig cm hoger dan in een belendend, alleen omkaad perceel, en de buffercapaciteit van de bodem hoger, zonder dat dit overigens tot uiting kwam in pH-verschillen. Wellicht geeft dit aan dat dit voorbeeld niet typerend is voor de effecten op de zuurgraadbuffering vanwege de rol van (klei-)bodem in de buffering.
In Engeland is deze methode zeer geschikt gebleken voor experimenteel onderzoek naar de invloed van kalkrijk grondwater op de standplaats (Wheeler mond. meded.). Vanwege het wel zeer kunstmatige karakter, de verstoring door het noodzakelijke grondverzet en niet te vergeten de kosten lijkt de methode echter minder geschikt voor praktijksituaties.

Inlaat van water
Als het grondwater niet tot aan het maaiveld gebracht, of inundaties niet hersteld kunnen worden, kan inlaat van water worden toegepast. Hierbij moet worden bedacht dat met de inlaat van oppervlaktewater de oorspronkelijke standplaatsomstandigheden slechts in zeer beperkte mate kunnen worden hersteld.
In de eerste plaats blijft de invloed van het ingelaten ruimtelijk beperkt tot een smalle strook langs de sloten (Spieksma *et al*. 1994). Zo blijft de doordringing van het inlaatwater in de schraallanden langs de Meije beperkt tot de slootranden, zodat herstel zich dan ook alleen daar voordoet. In centra van de percelen kon de verzuring niet verholpen worden door stagnatie en vorming van neerslagwaterlenzen. In feite konden deze effecten steeds sterker worden omdat de maaiveldsdaling door klink in drogere perioden ongehinderd doorging en er een steeds diepere kom ontstond waarin neerslag kon stagneren.
Een tweede probleem bij inlaat vormt weer de kwaliteit van het oppervlaktewater, dat meestal (indirect) afkomstig is van de grote rivieren. Vooral de nutriënten- en sulfaatlast van deze wateren is tegenwoordig meestal te hoog en veroorzaakt interne en externe eutrofiëring in deze voedselarme systemen. Meermalen in het verleden zijn al weinig positieve ervaringen opgedaan met inlaat van oppervlaktewater bij herstel van schraalgraslanden, als de ontwikkelingen in de Bennekomse Meent (82) en in de Bruuk (73) en Brecklenkamp hebben aangetoond (Van der Hoek en Van der Schaaf 1988, Schouwenberg *et al.* 1991). Inlaat van water zou daarom alleen overwogen moeten worden als laatste alternatief, wanneer andere hydrologische buffermechanismen (kwel, overstromingen) niet hersteld kunnen worden én het in te laten water eerst gezuiverd kan worden. Dit kan passief of actief gebeuren. In het eerste geval is dit mogelijk door het vóór instroming in het perceel door helofytenfilters (de Wyldlanden; 7) of langs een verlengde stroombaan te geleiden (Den Dulver; 136, schraallanden langs de **Meije**) en zo bezinking en biologische verwijdering mogelijk te maken, in het tweede geval via bijvoorbeeld defosfateringsinstallaties. Hierbij moet wel in het oog gehouden worden dat ook de calcium-concentratie van het water kan verminderen, zoals het geval was na passage van het voor de Wyldlanden aangelegde helofytenfilter (Grootjans *et al.* z.j.)
Herstel van de regelmatige inundaties behoorde in de schraallanden langs de Meije niet tot de mogelijkheden, zodat werd overgegaan tot inlaat van het water uit de Meije. Ter verbetering van de sinds lange tijd verslechterde kwaliteit daarvan, wordt het eerst anderhalve kilometer door een ringsloot om het terrein geleid. Proefnemingen aan water en vegetatie hebben aangetoond dat de positieve effecten hiervan aanzienlijk zijn: het verschil in waterkwaliteit tussen de punten waar het water van de Meije de 'zuiveringssloot' en waar het water de 'interne sloten' ingaat, is groot. Omdat een groot deel van de nutriënten wordt opgenomen door de vegetatie, brengt deze aanpak wel met zich mee, dat de sloot op gezette tijden moet worden geschoond.

Locale infiltratie en kwel van bicarbonaatrijk oppervlaktewater
De slechte waterkwaliteit vormt minder een probleem wanneer door infiltratie van oppervlaktewater locale bicarbonaatrijke kwelsystemen ontstaan. Hoewel het hier gaat om zeer lokale kwelsystemen is door de kalkrijkdom van het Maaswater de uitwerking op standplaatsfactoren en vegetatie vergelijkbaar met die bij regionale kwel.
In Noord-Brabant en in de Belgische Kempen zijn op een aantal plekken -door toevalsituaties ontstaan waar kalkrijk Maaswater vanuit kanalen infiltreert en in een nabijgelegen

natuurgebied weer opkwelt. Een voorbeeld vormt Den Opslag, waar water uit het Wilhelminakanaal (Noord-Brabant) in de kanaalberm weer uittreedt. Hier hebben zich blauwgraslandsoorten als Spaanse ruiter, Vlozegge en Moeraskartelblad (*Pedicularis palustris*) kunnen vestigen die door verdroging en intensivering inmiddels uit het omringende gebied zijn verdwenen (Smit en Stooker 1982). Een ander voorbeeld vormt het Buitengoor in België, waar zich temidden van zure heidevegetaties een blauwgrasland is ontstaan door infiltratie van Maaswater vanuit een nabijgelegen sloot (Boeye et al. 1995). In de Grote Moost (155) (Limburg) is een vergelijkbare zuiveringsweg bij toeval ontstaan, doordat Maas-water hier na infilteratie in de dijk als locale kwel uittreedt. In een latere instantie werd het oppervlaktewater hier alsnog direct aangevoerd, hetgeen alsnog tot verruiging leidde (Cals *et al.* 1993; Roelofs mond. meded.).

9.4.2 Aanvullende beheersmaatregelen

Plaggen
Vernatting met behulp van calcium- en/of bicarbonaatrijk, gebufferd water leidt tot herstel van het buffercomplex in de bodem, en zo tot een afname van de zuurgraad. Waar verdroging heeft geleid tot ophoping van ruwe humus zal terugkeer van gebufferd water aanvankelijk juist leiden tot eutrofiëring. Door de mildere zuurgraad wordt immers de mineralisatie gestimuleerd waardoor meer nutriënten vrijkomen.

De meest voor de hand liggende maatregel om de dreigende mineralisatie van opgehoopt organisch materiaal te voorkomen is, deze laag te verwijderen door middel van plaggen. Juist in de vaak kleine en kleinschalige schraalland-systemen op pleistocene gronden is het bij plaggen van het grootste belang, de schaal van het terrein te volgen: niet te omvangrijke vlakken, en indien mogelijk ook gespreid in de tijd. Het gaat er hierbij niet alleen om de abiotische gradiënten in het terrein te behouden, maar ook de diasporen in de bodem. Omdat het bij schraallanden vaak gaat om geïsoleerde kleine terreinen, zal een geschikte externe diasporenbron zelden aanwezig zijn. Alle succes hangt dus -zeker in eerste instantie- af van de potenties die het gebied zélf heeft, welke potenties dan ook zorgvuldig gewaarborgd moeten worden.

Begreppelen
Herstel van de kwel heeft alleen zin als het grondwater ook kan doordringen tot in de wortelzone. Als een oppervlakkige afvoer van neerslag- en opkwellend grondwater ontbreekt, zullen zich bovenop het grondwater neerslaglenzen vormen. Om de negatieve gevolgen hiervan te voorkomen is ondiepe begreppeling noodzakelijk.

Bij plaggen moet men bedacht zijn op het 'badkuip'-effect: dat omliggende perceelsdelen of gebieden, die immers relatief hoger zijn komen liggen, naar de geplagde delen afwateren. Hier kan conservering van neerslagwater plaatsvinden, zodat deze ingreep tot verzuring kan leiden. Hier moet dus gezorgd worden voor oppervlakkige afvoer van neerslagwater door middel van brede, ondiepe greppels.

Dit was onder meer het geval in de schraallanden in het Korenburgerveen (67) (Dijkgraaf *et al.* 1993), waar het maaiveld door afplaggen met 10 tot 15 cm werd verlaagd. Hierdoor nam de kwelstroom toe, maar werd ook het aandeel van neerslagwater in het grondwater groter, met uiteindelijk toch verzuring als gevolg. Pas door afvoer van het neerslagwater via ondiepe begreppeling heeft het kalkrijke kwelwater de wortelzone kunnen bereiken, waarna de Ca-bezetting van het adsorptie-complex binnen één groeiseizoen toenam tot 90% en de pH van 4,4 naar 5,1, en de nutriëntenvoorraad aanzienlijk afnam.

9.5 Biotisch herstel

Waar in (voorheen) kwel-afhankelijke systemen de invloed van dieper grondwater weer (bijna) op het oude niveau is teruggebracht, en voldaan is aan de andere hierboven genoemde voorwaarden, zijn de uiteindelijke resultaten wat betreft de vegetatie vaak positief. Een voorbeeld is de ontwikkeling van het Verbrande Bos (77); (De Graaf *et al.* 1994), waar herstel van het complex van kwel-, inundatie- en inzijgingszones in drie jaar leidde tot het verschijnen in de kwelzone van onder meer vegetaties die 'naar blauwgraslanden neigen', maar ook Oeverkruidverbond-achtige vegetaties. Plaggen bevorderde deze resultaten. Een gunstige factor bij het herstel is waarschijnlijk ook het feit dat het Verbrande Bos vlakbij de Leemputten, een goed ontwikkeld blauwgrasland-reservaat, ligt.
In de Bennekomse Meent (82) werden de verschillen duidelijk tussen de percelen waar wel en waar geen effectieve afvoer van neerslagwater was. In het eerste was na verloop van tijd een gevarieerde vegetatie van zwak-zure voedselarme omstandigheden ontstaan, met onder andere Dwergzegge en Kleine zonnedauw en zelfs Wijdbloeiende rus, in het tweede daarentegen slechts een door Knolrus gedomineerde zuur-indicerende vegetatie.
In de Veenkampen (83) werden de omstandigheden na abiotische herstel-ingrepen gunstig geacht voor biotisch herstel (Van Dorp 1992). Dit werd bevestigd door geslaagde veld-kiemingsproeven vanuit door middel van plaggen blootgelegde zaadbanken. Hierbij verschenen enkele bijzondere soorten die al in jaren niet meer waren waargenomen. Omdat deze soorten buiten de proefvlakken niet verschenen, werden de kiemingsomstandigheden zonder plaggen niet gunstig genoeg geacht. Het feit dat een aantal andere soorten uit het gehele perceel weg bleef, betekende dat deze niet meer in de zaadbank aanwezig waren, en bij gebrek aan een diasporenbron ook niet van buiten het perceel konden immigreren.

Over het algemeen zijn de ervaringen bij een combinatie van hydrologisch herstel en plaggen positie. Vaak hebben herstelmaatregelen geleid tot terugkeer van plantesoorten die al geruime tijd eruit verdwenen waren.
Hier moet bij bedacht worden dat de soorten die zich vanuit de zaadbank herstellen, vaak thuishoren in het beginstadium van de successie, als bijvoorbeeld Geelgroene zegge, Moeraswolfsklauw, Pilvaren (*Pilularia globulifera*), Kleine zonnedauw, Waterpostelein (*Lythrum portula*), Borstelbies (*Scirpus setaceus*) en Veelstengelige waterbies (*Eleocharis multicaulis*). Bij verdere successie zullen de soorten van latere stadia vooral afhankelijk zijn van aanvoer van zaden van buitenaf.

SCHRAALGRASLANDEN

OORZAAK	MOGELIJKE MAATREGELEN	VOORBEELDEN	OPMERKINGEN
Vermindering kwel	HERSTEL REGIONALE STIJGHOOGTE (vermindering waterwinning, opzetten peilen in aangrenzende polders, opzetten beekpeilen e.d.)		
	INDIEN REGIONALE STIJGHOOGTE VOLDOENDE IS MAAR ALLEEN 'SLOOTKWEL' OPTREEDT:		
	.herstel maaiveldkwel door verontdieping sloten of opzetten slootpeilen	.**Elperstroom**, Verbrande Bos (77), Bennekomse Meent (82), .**Punthuizen, Lemselermaten**	
	BIJ HERSTEL MAAIVELDKWEL:		
	.afplaggen	.Korenburgerveen (67), **Punthuizen**	
	INDIEN STIJGHOOGTE ONVOLDOENDE:		
	.afgraven maaiveld	.**Labbegat**	afgraven tot minimaal stijghoogte diepere grondwater
	IN ALLE GEVALLEN WAARIN KWEL HERSTELD:		
	.begreppelen	.Korenburgerveen (67)	nodig voor afvoer regenwater
Vermindering kwel of wegvallen overstromingen	INDIEN OPPERVLAKTEWATER VOLDOENDE SCHOON:		veel schraallanden vroeger regelmatig onder water; verzuring vaak door wegvallen overstromingen
	.inundatie met oppervlaktewater		
	.vorming lokale bicarbonaatrijke kwelsystemen	.Buitengoor, Deen Opvlag, Grote Moert (155)	.mogelijk bij nabijheid kanaal met hoog peil t.o.v. omgeving
	ANDERS ALLEEN GEDEELTELIJK HERSTEL MOGELIJK DOOR:		
	.inlaat water		
	+ zuivering water door:		helpt niet tegen verzuring percelen; alleen in smalle rand langs sloot contactzone met gebufferde ± voedselarme milieus
	.verlengen aanvoerweg	.**de Meije**, Den Dulver (136)	
	.helofytenfilter		
	+ vergroting contact met oppervl.water door:		
	.graven sloten en greppels	.**de Meije**	
	(.oppompen grondwater)	.Veenkampen (83)	

Tabel 9.3 Overzicht van mogelijke herstelmaatregelen in schraalgraslanden met voorbeeldgebieden.

10 Modellering van herstel

10.1 Inleiding

Kennis over het herstel van natte en vochtige ecosystemen in relatie tot waterhuishoudkundige maatregelen is relevant voor terreinbeheerders, waterbeheerders en beleidmakers werkzaam bij de provinciale en rijksoverheid. De kennis wordt deels verwerkt in computermodellen. De informatiebehoefte en mate waarin computermodellen worden gebruikt voor het aangeven van herstel of herstelmogelijkheden verschilt tussen deze groepen.

Een terreinbeheerder is met name geïnteresseerd in de vraag welke specifieke maatregelen getroffen moeten worden om de verdroging in een bepaald terrein zo effectief mogelijk tegen te gaan. Het gaat hierbij om lokale hydrologische herstelmaatregelen die in het terrein zelf en in de directe omgeving van het terrein genomen kunnen worden. Naast hydrologische herstelmaatregelen hanteert een terreinbeheerder ook andere maatregelen om een verdroogd ecosysteem te herstellen, zoals maaien, begrazing en plaggen. Bij het kiezen van de juiste herstelmaatregelen wordt soms gebruik gemaakt van (eco)hydrologische modellen afgestemd op de schaal van het terrein, maar in veel gevallen valt men liever terug op eigen kennis en ervaring.
Bij de waterbeheerders is het meer gebruikelijk om met modellen te werken. Zij richten zich daarbij voornamelijk op het meten en modelleren van de oppervlaktewaterkwantiteit en kwaliteit. Het schaalniveau waarop de waterhuishouding wordt beschreven ligt meestal op het lokale tot regionale niveau.
De provinciale beleidmakers en onderzoekers maken gebruik van verschillende informatie-bronnen om te komen tot een toestandsbeschrijving en analyse van de verdroging in hun provincie. De analyses zijn vooral belangrijk bij het formuleren van de gewenste inrichting van een gebied. Er wordt enerzijds gebruik gemaakt van vlakdekkende inventarisaties van bodem en vegetatie, anderzijds van (sub)regionale modelstudies in gebieden met een hoge natuur-waarde of gebieden die grote potenties hebben voor het ontwikkelen van natuurwaarden. Vlakdekkende ecohydrologische modellen worden nog weinig gebruikt. De modeluitspraken beperken zich meestal tot de verschillende natuurterreinen die in de provincie voorkomen.
Beleidmakers en onderzoekers bij de rijksoverheid staan voor de opgave een toestands-beschrijving en analyse van de verdroging voor heel Nederland te maken. Binnen deze categorie wordt veel gebruik gemaakt van landelijk toepasbare, vlakdekkende modellen. De modellen worden daarbij gebruikt voor toekomstverkenningen op de (middel)lange termijn waarbij de ecologische consequenties van verschillende waterhuishoudkundige scenario's worden aangegeven. Met dit soort scenario-analyses moet zo goed mogelijk worden aangegeven wat het verwachte natuurrendement of de verwachte natuurschade zal zijn van bepaalde sets aan waterhuishoudkundige maatregelen. Vanwege het offensieve beleid ten aanzien van natuur en milieu gaat het daarbij niet alleen om het modelleren van schade, maar vooral ook om het modelleren van herstel.

Gegeven het bovenstaande zal dit hoofdstuk zich vooral richten op de doelgroep die veelvuldig gebruik maakt van ecologische modellen voor verdrogingsvraagstukken, te weten de provinciale en nationale beleidmakers en onderzoekers.

Op basis van de voorafgaande hoofdstukken is het mogelijk een aantal aanbevelingen te doen ten aanzien van het modelleren van herstel met ecohydrologische modellen. Daarvoor is het nodig aan te geven wat voor typen modellen er zijn, in hoeverre binnen de bestaande model-versies herstel wordt gemodelleerd, en welke relaties daar dan bij worden gebruikt. Verder is het noodzakelijk de informatie van de voorafgaande hoofdstukken in zo kwantitatief mogelijke termen te kunnen formuleren zodat deze verwerkt kan worden in modellen.

10.2 Modellering van herstel in bestaande modellen

Momenteel zijn er verschillende modellen in gebruik om de relaties tussen waterbeheer, bodem, standplaats en vegetatie aan te geven. De modellen zijn opgezet voor verschillende doelen en schaalniveaus. Een recent overzicht van de modellen is gegeven in het NOV rapport nr 7 `Kennisoverzicht ecohydrologie' (Van der Veen en Garritsen, 1994). Daarbij zijn de modellen DEMNAT, CML-ecotopensysteem, MOVE[5], ICHORS, ITORS, WAFLO, Natuurtechnisch Model, ECOMOD, Stalenmethode, ECAM[6], HYVEG en Abioflor aan de orde geweest. Andere modellen die mogelijk relevant zijn voor het modelleren van herstel zijn natuurontwikkelingsmodellen. Dit zijn modellen die zich niet alleen richten op herstel van bestaande ecosystemen, maar ook op het realiseren van natuur op voormalige landbouwgronden (natuurontwikkelingsprojecten). Het gaat hierbij om het GREINS-model (Geïntegreerde Ruimtelijk Evaluatie Instrumentarium voor NatuurontwikkelingsScenario's) dat in het kader van het deelprogramma Natuurontwikkeling wordt ontwikkeld (Kemmers *et al.*, 1994) en het LEDESS-model (Landscape Ecological Decision Support System; Harms *et al.*, 1995). Relevant voor dit hoofdstuk is, in hoeverre de modellen herstel modelleren en welke relaties daar dan bij worden gehanteerd.

---

[4] Met offensief natuurbeleid wordt hier gedoeld op beleid dat zich niet alleen richt op het tegengaan van een verdere achteruitgang van de natuur, maar ook op het actief herstellen van verloren natuurwaarden en het realiseren van natuur op voormalige cultuurgronden.

[6] MOVE is inmiddels uitgebreid met een procesgerichte bodemmodule SMART2. Dit modellen-koppel heeft de naam SMART/MOVE gekregen.

[7] Een vergelijkbare procedure is gevolgd door Kiwa N.V. HYCOSTAT is daarbij de naam van het bestand waarin gegevens zijn opgenomen over vegetatie en duurlijnen. Verder is HYCOSTAT gecombineerd met informatie over de bodem en is dit geheel opgenomen in een GIS. Met dit instrumentarium is het mogelijk om op lokale tot regionale schaal aan te geven wat de gevolgen zijn van hydrologische maatregelen voor de standplaats (in termen van pH, basenverzadiging, trofiegraad en grondwaterstand) en de vegetatie.

Onder een herstel-berekening wordt in dit hoofdstuk het complete traject verstaan van hydrologische herstelmaatregel tot terugkeer van plantesoorten, waarbij rekening wordt gehouden met zaaddispersie en de eventuele aanwezigheid van zaadbanken. Een herstel-berekening is op deze wijze altijd gekoppeld aan een bepaalde tijdstermijn. Situaties zoals die zich voordoen bij natuurontwikkeling, zoals bijvoorbeeld het omzetten van voormalige landbouwgronden naar natuur, worden binnen dit hoofdstuk niet tot herstel gerekend.

Om het herstel van een bepaalde vegetatie of een ecosysteem te kunnen modelleren zal men zowel de processen in de bodem als de processen in de vegetatie moeten kunnen simuleren. Daarnaast is met name voor de grootschalige GIS-modellen een goede kennis nodig omtrent de ruimtelijke verspreiding van plantesoorten en bodemtypen.

Niet alle genoemde modellen richten zich op de volledige ingreep-effect keten. Er is een globale verdeling te maken in ecohydrologische modellen en hydro-ecologische modellen (Garritsen, 1993). Ecohydrologische modellen voorspellen de gevolgen van verschillende hydrologische ingrepen voor de vegetatie. Daarbij wordt gekeken naar zowel de respons van de vegetatie op een verandering van standplaatsfactoren, als naar de processen die zich als gevolg van de ingreep voordoen in de bodem en/of kleine oppervlakte wateren. Hydro-ecologische modellen beperken zich hoofdzakelijk tot de vegetatie-respons. Daarbij wordt het huidige voorkomen van plantesoorten of plantengroepen zo goed mogelijk gerelateerd aan al dan niet meetbare eigenschappen van de bodem of het oppervlaktewater.

In tabel 10.1 zijn de verschillende modellen gegroepeerd naar het onderdeel van de ingreep-effect keten waarop het model betrekking heeft. De lijst van Van der Veen en Garritsen (1994) is daarbij enigszins aangepast aan de huidige stand van zaken. De tijdstermijn waarop de resultaten van de modellen betrekking hebben verschilt nogal per model en is meestal wat onduidelijk gedefinieerd. In vrijwel alle gevallen gaat men er bij de voorspellingen van uit dat er een nieuwe evenwichtssituatie ontstaat tussen de vegetatie en de nieuwe milieuomstandigheden (i.c. een stabiele eindsituatie). De termijn waar binnen men dat verwacht verschilt van enkele jaren tot 100 jaar, maar de meeste modellen veronderstellen een `naijlingseffect' van ca. 10 tot 20 jaar.

Wat betreft de aard van de biotische voorspelling kan onderscheid worden gemaakt tussen (1) modellen waarin op basis van statistische berekeningen de `kans' op voorkomen van soorten wordt aangegeven bij de betreffende milieu-omstandigheden, zonder dat daarbij rekening wordt gehouden met de feitelijke verspreiding van de soort, en (2) modellen waarin wordt uitgegaan van het feitelijke voorkomen van soorten en waarin wordt aangegeven in hoeverre er sprake zal zijn van vooruitgang c.q. achteruitgang van soorten of soortengroepen.

Tabel 10.1 Overzicht van de verschillende hydro-ecologische en ecohydrologische modellen met daarbij speciale aandacht aan de wijze waarop de biotisch respons wordt gemodelleerd (zie tekst).

Model	**Abiotische standplaats-modellering**	**Methode biotische effectvoorspelling**	
		methode 1: (verandering in) potenties op basis van milieuomstandigheden	methode 2: voor- of achteruitgang op basis van feitelijk voorkomen en verandering in milieuomstandigheden
DEMNAT	+		x
SMART/MOVE	+	x	
ICHORS	-	x	
ITORS	-	x	
WAFLO	+		x[7]
NTM	-	x	
Stalenmethode	+	x	x
GREINS	+	x?	x?
ECAM	-	x	
HYCOSTAT	+	x	
HYVEG	-	x	
Abioflor	-	x	
ECOMOD	+	x	

Ten aanzien van methode 1 geldt voor veel hydro-ecologische modellen dat de feitelijke herstelberekening buiten het model wordt uitgevoerd, terwijl het model zelf zich beperkt tot uitspraken over de kansrijkdom (potenties) van de standplaats voor een bepaalde vegetatie. Dergelijke modellen geven echter nog geen antwoord op de vraag òf de vegetatie daadwerkelijk zal verschijnen en zo ja, binnen welke termijn. Dat is ook niet zo vreemd aangezien toevalsprocessen hierbij vaak een grote rol spelen en daarmee een grote mate van onzekerheid c.q. onbetrouwbaarheid kunnen meegeven aan de uitkomsten van het model.

Methode 2 richt zich vooral op veranderingen in ecosystemen uitgaande van de bestaande situatie. Deze methode leent zich beter voor herstelberekeningen omdat de kans op voorkomen van een vegetatie voor een bepaalde standplaats niet alleen wordt bepaald door de relaties tussen plantesoorten en milieucondities, maar ook door het feitelijk voorkomen van soorten, de bereikbaarheid van de standplaats voor plantesoorten, het voorkomen van kiemkrachtige zaden in de bodem en de mogelijkheden van deze zaden om te kunnen kiemen. Dergelijke aspecten zijn noodzakelijk wanneer men `de natuurwinst' wil aangeven van waterhuishoudkundigde maatregelen.

Uit tabel 1 volgt dat wat betreft biotisch herstel de meeste modellen zich beperken tot het aangeven van de potenties van standplaatsen. Slechts enkele modellen doen ook uitspraken over de voor of achteruitgang ten aanzien van de bestaande situatie. Binnen het model DEMNAT, de Stalenmethode en het GREINS-model wordt speciale aandacht besteed aan het modelleren van herstel. Over het algemeen wordt daarbij aangenomen dat het herstel van een

[7] Alleen verdwijnen van soorten.

ecosysteem moeizamer verloopt dan het toebrengen van schade. Dit houdt in dat het terugdraaien van een bepaalde schadelijke waterhuishoudkundige maatregel niet in dezelfde mate tot herstel zal leiden als de schade die destijds was opgetreden. Dergelijke relaties zijn ook aannemelijk aangezien er na een nadelige hydrologische ingreep immers veranderingen zullen optreden in de bodem (mineralisatie en verzuring) die niet zonder meer zijn terug te draaien nadat de waterhuishouding is hersteld. Verder zijn er duidelijke aanwijzingen dat de verspreidingsmogelijkheden van soorten, het `wegebben' van de verstorende invloed van inrichtingsmaatregelen en successie naar soortenrijke stadia een belangrijke beperking kunnen zijn bij herstel (Vertegaal, 1995). Door deze factoren zal niet alleen het abiotisch herstel, maar ook het biotisch herstel langzamer verlopen dan de schade.

Ten behoeve van de Stalenmethode, opgesteld in het kader van de SWNBL-studie, is met behulp van een deskundigenteam voor het eerst een taxatie gemaakt van de mate van herstel van natuurwaarden na het ongedaan maken van een bepaalde ingreep (Hochstenbach en Gremmen, 1989). Het gaat hierbij om maatregelen zoals het ongedaan maken van versterkte drainage ten behoeve van de landbouw, versterkte drainage inclusief waterconservering, versterkte drainage inclusief aanvoer van gebiedsvreemd water, grondwaterwinning ten behoeve van de drink- en industriewatervoorziening en beregening uit grondwater ten behoeve van de landbouw (Van Beusekom *et al.*, 1990). Verder zijn er ook uitspraken gedaan over de duur van herstel na bepaalde herstelwerkzaamheden zoals peilverhoging (met lithoclien of atmoclien grondwater), bodembeheer (afplaggen), verwijdering van opslag en verschralingsbeheer (tabel 3.2 in Van Beusekom *et al.*, 1990). In het algemeen werd gesteld dat op een termijn van enkele tientallen jaren voor oorspronkelijk vochtige tot natte voedselarme situaties een relatief herstel van slechts enkele tientallen procenten verwacht mocht worden, terwijl voor oorspronkelijk natte en zeer voedselrijke kleigrond meer dan 80% herstel nog haalbaar werd geacht. Verder bleek dat naarmate het systeem ernstiger was aangetast er een groter meningsverschil ontstond tussen de deskundigen over de vraag in hoeverre een ecosysteem zich nog kon herstellen. De herstelrelaties binnen de Stalenmethode zijn voor een beperkt aantal systemen opgesteld en dus niet voor elk type terrein toepasbaar.

DEMNAT hanteert naast dit deskundigenoordeel ook bepaalde rekenregels om het effect van hydrologische herstelmaatregelen in te kunnen schatten. Bij DEMNAT-2.0 is de berekening van herstel gebaseerd op de volgende aannamen:

1. Het toebrengen van schade aan een bepaald ecosysteem verloopt sneller dan het herstellen van een bepaald ecosysteem. De snelheid van herstel hangt af van de mate van aantasting en het type ecosysteem.
2. Voedselarme en natte ecosystemen herstellen zich langzamer dan vochtige voedselrijke systemen.

Om rekening te kunnen houden met de bovenstaande aannamen is gebruik gemaakt van zogenaamde hysteresis-factoren. Deze zijn evenals bij de Stalenmethode gebaseerd op deskundigenoordeel en zijn gedefinieerd per ecotoopgroep (Witte *et al.*, 1992). Bij het doorrekenen van herstel worden dezelfde dosis-effectrelaties gehanteerd als voor schade. Echter, bij een herstel-berekening wordt er in de tegenovergestelde richting gerekend en wordt door het toepassen van de hysteresis-factor een minder groot ecologisch effect voorspeld. Een hysteresis-factor is dus te beschouwen als een maat voor het biotisch herstel.

In tabel 10.2 wordt een overzicht gegeven van de veronderstelde hysteresis-factoren per ecotoopgroep. Met name voor systemen op zwak zure, voedselarme standplaatsen wordt een geringer herstel verwacht dan voor voedselrijke systemen, conform het SWNBL deskundige-noordeel. De inschatting van de grootte van het herstel is echter optimistischer dan volgens het SWNBL deskundigenoordeel.

Naast DEMNAT en de Stalenmethode kan ook GREINS herstel modelleren. Op dit moment is GREINS nog niet operationeel: het modelconcept wordt uitgewerkt voor een proefgebied, het stroomgebied van de Drentse Aa. De processen in de bodem wordt gemodelleerd met procesgerichte modellen zoals SIMGRO (hydrologie in de verzadigde en onverzadigde zone) en SMART2 (bodemchemie). Veranderingen in de hydrologie en bodemchemie kunnen worden vertaald naar verwachte vegetatie-ontwikkeling waarbij volgens de methode van deskundigenoordeel een aantal vegetatie-ontwikkelingstabellen worden samengesteld waarin de vegetatie-ontwikkeling in termen van structuurtypen (gras, ruigte, struweel, bos) onder invloed van fysiotoop, hydrologie, bodemchemie, en vegetatiebeheer (maaien, grazen, niets doen) is gegeven. Een dynamische simulatie van successie wordt ook uitgevoerd voor een beperkt aantal standplaatsen (droog, kaal mineraal zand na ontgronding). Alle berekende variabelen worden uiteindelijk via statistische modellen vertaald naar een verwachte successie in termen van plantengemeenschappen en soorten (Olff *et al.*, 1995).

Tabel 10.2 Overzicht van de binnen DEMNAT-2.0 gehanteerde ecotoopgroepen en hun hysteresis-factor. In cursief zijn de dominante landschapseenheden aangegeven waarbinnen deze ecotoopgroepen voorkomen.

ecotoop groep	omschrijving	hysteresis factor
A12	verlandings- en zoetwatervegetaties van voedselarme zwak zure wateren *(vennen, duinmeren)*	0.7
A17	verlandings- en zoetwatervegetaties van matig voedselrijke wateren *(sloten en plassen in laagveengebieden en nattere zandstreken)*	0.9
A18	verlandings- en zoetwatervegetaties van zeer voedselrijke wateren *(sloten en plassen in laagveen- en kleigebieden)*	1.0
K21	pioniervegetaties en graslanden op natte, voedselarme, zure bodems *(natte heiden en hoogvenen)*	0.8
K22	pioniervegetaties en graslanden op natte, voedselarme, zwak zure bodems *(veenmosrietlanden, trilvenen, blauwgraslanden, kalkarme duinvalleien)*	0.7
K23	pioniervegetaties en graslanden op natte, voedselarme, basische bodems *(kalkrijke duinvalleien)*	0.7
K27	pioniervegetaties en graslanden op natte, matig voedselrijke bodems *(hooilanden in het laagveen en in de middenloop van beekdalen)*	0.9
K28	pioniervegetaties en graslanden op natte, zeer voedselrijke bodems *(ruigtes langs rivieren en sloten, nat cultuurgrasland)*	1.0
K41	pioniervegetaties en graslanden op vochtige, voedselarme, zure bodems *(vochtige heiden)*	0.8
K42	pioniervegetaties en graslanden op vochtige, voedselarme, zwak zure bodems *(heischrale graslanden, kalkarme duinvalleien)*	0.7
H22	bossen en struwelen op natte, voedselarme, zwak zure bodems *(bronbossen)*	0.8
H27	bossen en struwelen op natte, matig voedselrijke bodems *(elzenbroekbos, nat hellingbos)*	0.9
H28	bossen en struwelen op natte, zeer voedselrijke bodems *(rivierbossen, grienden)*	1.0
H42	bossen en struwelen op vochtige, voedselarme, zwak zure bodems *(loofbossen op zandgronden)*	0.7
H47	bossen en struwelen op vochtige, matig voedselrijke bodems *(parkachtige bossen, loofbossen)*	0.9

10.3 Toepassing van de nieuw verworven kennis in modellen

De wijze waarop herstel wordt of kan worden gemodelleerd hangt nauw samen met de doelstelling van het model en de schaal waar het op is afgestemd. Zo kan een model bijvoorbeeld voornamelijk een wetenschappelijk of een beleidsmatig doel dienen. In het eerste geval streeft men naar een dynamische modellering van de processen met een zo groot mogelijke mate van ruimtelijk detail. Hierdoor stellen dergelijke modellen hoge eisen aan de invoergegevens. Dit soort modellen zijn zowel bruikbaar voor gedetailleerde ecologische voorspellingen als voor het vergroten van het inzicht in de processen in een landelijk gebied of een natuurterrein. Bij modellen die voornamelijk een beleidsmatig doel dienen wordt gestreefd naar een totaal overzicht, om te voorkomen dat bij de effectvoorspelling onevenredig veel aandacht uitgaat naar één of enkele ecosysteemtypen. Vooral het operationeel maken en toepassen van bestaande kennis staat bij beleidsmodellen voorop. Dit type modellen is het

meest bruikbaar wanneer verschillende beleidsopties ten aanzien van de waterhuishouding onderling vergeleken moeten worden, waarbij ze ervoor zorgen dat dit op een snelle en systematische wijze gebeurt.

De kennis omtrent herstel is op dit moment nog niet dusdanig dat het mogelijk is voor alle natte en vochtige ecosystemen een volledig deterministische berekening te maken van herstel. Vanwege de vele onzekerheden kan mogelijk het beste op landelijk of regionaal schaalniveau worden begonnen met het modelleren van herstel. Vanwege het globale karakter van de uitspraken die met deze modellen wordt gedaan spelen onzekerheden een minder grote rol, mits de voorspelde effecten gemiddeld over een groot gebied kloppen. Om echter met enige zekerheid uitspraken te kunnen doen over het herstel van één lokatie is veel meer detailkennis nodig en dienen ook veel meer factoren in de voorspelling betrokken te worden. In de nu volgende paragrafen zal daarom vooral worden gekeken naar de mogelijkheden om de herstelberekening op landelijke schaal te verbeteren. In navolging van de eerdere hoofdstukken zal een onderscheid worden gemaakt in hydrologisch herstel, herstel van de standplaats en biotisch herstel.

10.3.1 Hydrologisch herstel

Om het hydrologisch herstel aan te kunnen geven moet men niet alleen in staat zijn hydrologische processen te modelleren maar moet men ook weten wat de optimale hydrologische randvoorwaarde is voor een bepaalde vegetatie.
In het kader van NOV thema 3 zal uitgebreid in worden gegaan op de vraag wat de gewenste grondwatersituatie is per vegetatietype c.q. ecosysteemtype. Daarbij zal ook speciale aandacht worden besteed aan schaalverschillen.

Los van de vraag wat de optimale hydrologische situatie is per vegetatie-eenheid kan bekeken worden wat van hydrologische modellen verwacht wordt willen ze bruikbaar zijn voor ecologische modellen.
Voor het voorkomen van planten is relevant wat zich gedurende een jaar afspeelt in de wortelzone. Dit betekent dat er vanuit de ecologie hoge eisen worden gesteld aan de hydrologische modellen. Het gaat hier om de ruimtelijke resolutie en de resolutie in de tijd (stationaire versus instationaire modellen) en om de absolute nauwkeurigheid van de uitkomsten van (geo)hydrologische modellen. Door het Kiwa (Jansen, 1993) wordt gesteld dat voor een juiste voorspelling van een vegetatietype op een standplaats een berekende grondwaterstandsfluctuatie ten opzichte van maaiveld met een nauwkeurigheid van 10 cm noodzakelijk is. De meeste, zo niet alle hydrologische modellen zijn niet in staat te voldoen aan dergelijke hoge eisen. In het kader van het project Punthuizen is door het Kiwa een poging gedaan de verschillen in schaalniveau tussen een hydrologisch model en een ecologisch model te overbruggen. Het ging daarbij het met name om het modelleren van grondwaterduurlijnen op standplaatsniveau, waarbij voor natuurgebieden werd gekozen voor een resolutie van 25 bij 25 meter (Van Gerven, 1993). Uit de studie kwam naar voren dat de absolute uitkomsten van het hydrologische model MODFLOW niet voldoende nauwkeurig waren voor ecologische effectvoorspelling binnen een natuurterrein, ondanks de extra inspanning ten aanzien van de

ruimtelijke resolutie. Met name doordat per rekencel met een gemiddelde maaiveldshoogte moest worden gewerkt kon niet voldaan worden aan vereiste nauwkeurigheid.

Het probleem dat hydrologische modellen voor ecologische effectvoorspelling op standplaatsniveau te onnauwkeurig zijn geldt niet alleen voor het modelleren van grondwaterstanden, maar met name ook voor het modelleren van kwelkwantiteit en -kwaliteit. De meeste geohydrologische modellen zijn slechts in staat een stationaire kwelflux te berekenen per rekencel (meestal 100 bij 100 meter tot 1 bij 1 km groot). Hierdoor is de gemodelleerde kwelflux een gemiddelde waarde in zowel de tijd (meestal een jaargemiddelde) als de ruimte. Modellen die grondwaterkwaliteit modelleren zijn nog nauwelijks voorhanden. In de meeste gevallen wordt een vertaalslag van grondwaterkwantiteitsparameters naar grondwaterkwalititeitsparameters gemaakt door fluxen of grondwaterstanden te combineren met informatie over bodemtypen.

Door niet uit te gaan van absolute uitkomsten van hydrologische modellen maar van *hydrologische veranderingen* kan enigszins tegemoet worden gekomen aan de bovenstaande problemen.

Resumerend kan worden gesteld dat de meeste hydrologische modellen onvoldoende aansluiten op het schaalniveau waarop ecologische processen actief zijn (vegetatie-veranderingen in een natuurterrein) waardoor hydrologisch herstel slechts op een globaal niveau is aan te geven. Vanwege het schaalverschil tussen hydrologische en ecologische modellen is vrijwel altijd een interpretatieslag nodig waarbij de hydrologische ingreep moet worden vertaald naar zijn betekenis op het niveau van de standplaats. Dit geldt voor de kleinschalige hydrologische modellen, maar vooral ook voor de grootschalige (geo)hydrologische modellen.

10.3.2 Herstel van de standplaats en invloed van het beheer

Voor het herstellen van de standplaats zijn zowel hydrologische maatregelen als aanvullende beheersmaatregelen nodig. Uit de hoofdstukken 3 t/m 9 komt naar voren dat vrijwel alle ecosystemen in abiotisch opzicht hersteld kunnen worden. Wel zijn vaak aanvullende beheersmaatregelen nodig. Zo leidt bijvoorbeeld herstel van lithocliene kwel zonder aanvullende beheersmaatregelen (verwijderen van de verzuurde organische toplaag) vaak tot eutrofiëring en verruiging. Alleen bij hoogvenen en laagvenen leidt hydrologisch herstel niet altijd op afzienbare termijn tot herstel van de standplaatsomstandigheden, omdat daarvoor eerst hernieuwde veengroei nodig is. De vraag is hoe met deze informatie moet worden omgegaan binnen de modellen.

Met name het gebrek aan ruimtelijke informatie over het beheer bemoeilijkt het aangeven van het herstel van de standplaats. Verschillende beheersvormen oefenen een grote invloed uit op de actuele standplaats en op de successie, en dus op de vegetatie. Bijvoorbeeld, in laagvenen leidt een beheer van `niets doen' uiteindelijk tot de vorming van een Elzen-Berkenbroekbos. Bij een bepaald maaibeheer blijft bosvorming uit en kunnen verschillende typen moerashooilanden ontstaan. Helaas is er voor Nederland nog geen landelijk digitaal bestand beschikbaar waarop alle natuurterreinen zijn aangegeven, inclusief een typering van het terrein en het gevoerde

beheer. Aangezien bepaalde beheersmaatregelen doorslaggevend zijn voor het herstel van de standplaats binnen een bepaald termijn zal hiermee toch op enige wijze rekening moeten worden gehouden. Zolang er nog geen landelijke digitale natuurgebieden-kaart bestaat kan gekozen worden voor de volgende mogelijkheid:

- herstel van de standplaats is groot voor gebieden die een natuurbestemming hebben en herstel van de standplaats is klein voor gebieden die daarbuiten liggen;
- met name voor gebieden die geen natuurbestemming hebben geldt dat het herstel van de standplaats op organische bodems gering zal zijn door irreversibele veranderingen zoals mineralisatie.

Om te bepalen of een gebied een natuurbestemming heeft kan als eerste ingang worden uitgegaan van de omgrenzing van de ecologische hoofdstructuur EHS (LNV, 1990) aangezien het rijksnatuurbeleid zich concentreert op het versterken van de natuur daarbinnen. Daarnaast kan aanvullende informatie worden gebruikt zoals bijvoorbeeld de gebieden van de verdrogingskaart met de vermelding hoofdfunctie natuur, al dan niet in combinatie met de lokaties van REGIWA- en GEBEVE-projecten (IPO/RIZA, 1994).

Het herstel van de standplaats hangt nauw samen met beschikbare budget voor maatregelen en òf de juiste maatregelen worden getroffen. Van dit laatste kan voor de gebieden met een natuurbestemming worden uitgegaan, althans dat daarnaar wordt gestreefd. Vanwege een beperkt budget zullen echter niet overal de herstel-ingrepen en dus het resulterende herstel van de standplaats optimaal zijn, dus ook niet in de gebieden met een natuurfunctie. Bij landelijke modellering is het vanwege het ontbreken van voldoende gedetailleerde informatie over beheer niet mogelijk om binnen gebieden met een natuurfunctie verder een onderscheid te maken in herstel van standplaatsen.

Naast deze aspecten kan met name voor voedselarme standplaatsen herstel bemoeilijkt worden door toevoer van nutriënten vanuit de naaste omgeving, via waterinlaat, via het grondwater maar ook via de atmosfeer. Bij de landelijke modellering kan hiermee deels rekening worden gehouden door met name buiten de gebieden met een natuurbestemming de kaart met atmosferische depositie van stikstofverbindingen te combineren met het voorkomen van voedselarme ecosystemen.

Voor het modelleren van herstel van de standplaats op regionaal of lokaal niveau kan uiteraard niet worden volstaan met de bovenstaande benaderingswijze. In die situaties zal voor een meer procesgerichte benadering van de bodem moeten worden gekozen. Een voorbeeld van een regionale aanpak is GREINS. Het combineren van veldmetingen en experimenten met dynamische, procesgerichte modellen afgestemd op de lokale schaal, is van essentieel belang voor het vergroten van het wetenschappelijk inzicht in het herstel van standplaatsomstandigheden voor planten. De uitkomsten van dergelijk onderzoek zijn ook bruikbaar bij het aangeven van de juiste beheersmaatregelen op lokale schaal.

10.3.3 Het biotisch herstel

Wanneer aangenomen mag worden dat de juiste standplaatsomstandigheden voor een bepaalde vegetatie zijn herschapen, rest nog de vraag of, en zo ja binnen welk tijdsbestek die vegetatie ook daadwerkelijk zal verschijnen. Dit hangt in sterke mate af van de beschikbaarheid van levensvatbare diasporen via kolonisatie of via de zaadbank, en van de getroffen beheersmaatregelen die de (her)vestiging mogelijk moeten maken en een meer permanent karakter geven.

De beschikbaarheid van diasporen is mede afhankelijk van de eigenschappen van de moederplant, het voorkomen van ecologische verbindingszones (zoochorie), en de op de juiste momenten heersende weersomstandigheden (anemochorie). Met name voor de meer kleinschalige ecologische modellen waarbij veel vegetatie-eenheden worden onderscheiden voor een zelfde standplaatstype is het bovenstaande, vanwege het toevalsaspect en het grote aantal vrijheidsgraden, moeilijk in te bouwen in een model. Voor de meer grootschalige ecologische modellen met geaggregeerde en dus minder vegetatie-eenheden per standplaatstype, is het aantal vrijheidsgraden ingeperkt en de modellering wat eenvoudiger.

Bij de modellering op landelijke schaal zou met de volgende factoren rekening dienen te worden gehouden:

- *Actuele verspreiding van zaden.* Per km-cel en per ecosysteemtype kan een maat worden afgeleid voor de zaadregen die daar gemiddeld aanwezig zal zijn. Deze zaadregen wordt verondersteld afhankelijk te zijn van de volledigheid van het ecosysteemtype in de omgeving van de km-cel, de aard van het ecosysteemtype en de afstand van soortgelijke ecosystemen tot de km-cel. Informatie omtrent de zaadverspreidingstechnieken van zaden kan deels worden gehaald uit dit rapport, maar beter nog uit een van de bronnen die hiervoor gebruikt zijn, zoals het overzicht van zaadverspreidingsstrategieën door Grime *et al (1988)*. Informatie over de ruimtelijke verspreiding van soorten en ecosysteemtypen kan worden ontleend aan het nationale florabestand FLORBASE. Met de bovenstaande informatie kan per ecosysteemtype en per kilometercel worden aangegeven wat de kans op immigratie van voor het type kenmerkende soorten is.
- *Zaadbanken.* Om rekening te houden met het voorkomen van zaadbanken kan, mits de kwaliteit dat toelaat, gebruik worden gemaakt van de historische verspreidingskaarten van ecotoopgroepen afgeleid van het FLORIVON-bestand (Kloosterman en Van der Meijden, 1994). Daarnaast is informatie nodig over de persistentie van zaadbanken. Het FLORIVON bestand bevat informatie over het voorkomen van plantesoorten voor de periode 1902-1949 per kwartierhok (1,25 x 1,04 km). Voor informatie over de persistentie van zaadbanken kan gebruik worden gemaakt van dit rapport en de publikatie van Grime *et al. (1988)*. Per ecosysteemtype zal een spectrum van de zaadbank moeten worden opgesteld. Verwacht wordt dat bijvoorbeeld plantesoorten kenmerkend voor voedselarme pioniervegetaties een relatief hoog aandeel persistente zaden zullen hebben (zie hoofdstuk 4).

- *Beheer.* Aangenomen wordt dat een optimaal beheer wordt nagestreefd voor gebieden met een natuurfunctie. Belangrijk knelpunt bij de modellering is dat een goede overzichtskaart met de ligging van natuurgebieden nog ontbreekt. Een pilotstudie in opdracht van RIVM, CBS en IKC naar de mogelijke opzet voor een landelijke digitale natuurgebiedenkaart is thans gaande.

11 Conclusies en aanbevelingen

11.1 Herstel standplaatsomstandigheden

Een belangrijke voorwaarde voor het herstel van door verdroging aangetaste natte en vochtige ecosystemen is het herstel van de abiotische standplaatsomstandigheden die voor de plantengroei bepalend zijn, zoals de vochttoestand, de zuurgraad en de voedselrijkdom. Over het algemeen is het technisch goed mogelijk om de standplaatsomstandigheden te herstellen, mits het mogelijk is om de oorzaken van verdroging weg te nemen.

Een uitzondering vormen ecosystemen met bodems die rijk zijn aan organisch materiaal. Irreversibele veranderingen in de structuur en samenstelling van het organisch materiaal kunnen het herstel van standplaatsomstandigheden bemoeilijken. Dit geldt met name voor laagvenen en hoogvenen, waar de karakteristieke ecosystemen vaak afhankelijk zijn van de fysische eigenschappen van de organische ondergrond. Gedacht kan worden aan trilvenen, die gebonden zijn aan een in het water drijvende kragge, en aan hoogvenen, waar niet veraard veenmosveen een belangrijke rol speelt bij de vochtregulatie. In veel gevallen zal het herstel van deze systemen pas mogelijk zijn nadat de veengroei weer opnieuw op gang is gekomen, en kost herstel van de standplaatsomstandigheden zeker enkele tientallen jaren. In de meeste gevallen is de structuur van de organische laag minder kritisch voor het functioneren van het ecosysteem, en kunnen de gevolgen van veranderingen in minerale samenstelling goed worden opgevangen of voorkomen met plaggen of afgraven.

Een tweede uitzondering vormen ecosystemen waar accumulatie van voedingsstoffen heeft plaatsgevonden, bijvoorbeeld doordat verontreinigd oppervlaktewater is ingelaten om de toegenomen wegzijging te compenseren. Het probleem met accumulatie van voedingsstoffen is het grootst bij natuurbouw in voormalige landbouwgebieden, waar de langdurige bemesting een obstakel vormt voor het creëren van voedselarme of matig voedselrijke omstandigheden die voor de nagestreefde natuurdoeltypen vaak gewenst zijn. Omdat dit project zicht richt op herstel van verdroogde gebieden die steeds hun natuurfunctie hebben behouden, en niet op natuurbouw, is aan dit probleem slechts zijdelings aandacht besteed.

Op basis van praktijkervaringen is redelijk aan te geven welke maatregelen genomen moeten worden om herstel te bevorderen, en welke compenserende en mitigerende maatregelen genomen kunnen worden in het geval dat het niet mogelijk is de oorzaken van verdroging weg te nemen. Op een aantal punten zijn er echter nog kennishiaten, die voor het merendeel ook al gesignaleerd zijn in de voorstudie (Runhaar en Zonneveld, 1994). Aanvullende informatie is met name nodig over de volgende punten:

. *juiste condities herstel veengroei in hoogvenen*
Zoals hierboven al aangegeven is herstel van hoogveensystemen meestal pas mogelijk nadat zich een nieuwe laag veenmosveen heeft gevormd. Bij de tot nu toe uitgevoerde experimenten kost het echter veel moeite om de veenvorming weer goed op gang te krijgen. Het is vooral in verdroogde hoogveenkernen de vraag hoe de beste uitgangscondities voor herstel geschapen kunnen worden.

. *ervaring met afgraven als herstelmaatregel*
Bij veel voorheen kwelgevoede gebieden is het door ingrijpende veranderingen in de omgeving niet mogelijk om de stijghoogte van het diepere grondwater weer voldoende te laten toenemen. Een mogelijke compensenserende maatregel in kleinere natuurgebieden is dan het afgraven van terreinen, tot een zodanig diepte dat weer kwel naar maaiveld kan optreden. Omdat er met deze maatregel weinig ervaring is opgedaan is het ook moeilijk aan te geven welke resultaten verwacht kunnen worden en waaraan gedacht moet worden bij de uitvoering. Meer experimenten zijn gewenst om ervaring op te doen met afgraving als beheersmaatregel om kwel te herstellen.

. *rol van overstromingen in buffering standplaatsen*
In het verleden was de waterhuishouding veel dynamischer dan nu, en stonden grote delen van Nederland 's-winters onder water. Waarschijnlijk zijn veel verzuringseffecten, die nu worden geweten aan het wegvallen van kwel, in feite het gevolg (of mede een gevolg) van het wegvallen van inundaties. Er is echter slechts weinig bekend over de vroegere rol van overstromingen in de regulatie van de standplaatsomstandigheden. De slechte waterkwaliteit van het oppervlaktewater maakt ook grootschalige experimenten met inundatie van oppervlaktewater onmogelijk. Desondanks zou het zinnig zijn om meer inzicht te verkrijgen in de rol van overstromingen bij de buffering van de standplaats, en de mogelijkheden van inundaties als beheersmaatregel.

. *effecten van inlaat in laag-Nederland*
Terwijl in Hoog-Nederland uit experimenteel onderzoek al een redelijk beeld is verkregen van de effecten van de inlaat van diverse typen water, zijn er in laag-Nederland nog een aantal vragen te beantwoorden ten aanzien van de kwaliteitseisen waaraan het in te laten water moet voldoen. Zo is er nog onvoldoende kennis over de lange-termijn effecten van de inlaat van sulfaatrijk water.

. *fosfaathuishouding na vernatting*
Het is nog onvoldoende bekend welke veranderingen in nutriëntenhuishouding zijn te verwachten bij vernatting van de bodem. Onzekerheid is er bijvoorbeeld over de effecten op de fosfaathuishouding. Dit vormt met name een probleem bij de voorspelling van de effecten van natuurbouwmaatregelen in voormalige landbouwgebieden.

11.2 Biotisch herstel

Bij biotisch herstel gaat het vooral om de vragen in hoeverre plantesoorten, die zijn verdwenen door verdroging, in staat zijn zich te hervestigen, en hoe lang het duurt voordat soorten weer terugkeren. Omdat de meeste vernattingsexperimenten van relatief recente aard zijn, is de laatste vraag moeilijk te beantwoorden op basis van ervaringen. Wel kan op grond van de bestaande experimenten worden geconcludeerd dat, zeker in het beginstadium, de zaadbank een zeer belangrijke rol speelt bij het herstel van verdroogde ecosystemen.
Daarbij moet echter worden opgemerkt dat slechts een deel van de in Nederland voorkomende plantesoorten langlevend zaad vormt dat in een zaadbank wordt opgenomen. De aard van het zaad en de levensduur zijn soortspecifiek, en kan ook binnen één taxonomische groep of ecologische soortengroep sterk verschillen. Wel kan gesteld worden dat met name soorten uit de vroege successiestadia vaak goed vertegenwoordigd zijn in de zaadbank. Dit uit zich in een opvallend snelle terugkeer na uitvoering van herstelmaatregelen van (pionier)vegetaties in petgaten, vennen en plagplekken in de heide.

Voor de terugkeer van soorten zonder langlevend zaad is de aanvoer van zaad of plantedelen van buitenaf nodig. Bij soorten van voedselrijke natte milieus zal dat vaak geen probleem zijn omdat dergelijke milieus nog op grote schaal in Nederland voorkomen en de kans op aanvoer via wind of water dus groot is. Anders ligt dat bij soorten van de latere successiestadia in relatief stabiele, voedselarme tot matig voedselrijke milieus. Deze soorten hebben vaak kortlevende zaden, en zijn dus niet in de zaadbank vertegenwoordigd, terwijl ook de kans op aanvoer vanwege de geïsoleerde ligging en/of de geringe verspreidingscapaciteit van het zaad laag is.

Omdat de meeste herstelmaatregelen van recente aard zijn is het niet mogelijk om op grond van praktijkervaringen aan te geven hoe lang herstel van geïsoleerde milieus duurt en hoe volledig het herstel zal zijn. Wel bestaan theoretische modellen waarmee de kans op aanvoer van soorten voorspeld kan worden. Daarbij moet echter bedacht worden dat de voorspellingen sterk afhankelijk zijn van de in het model aangenomen parameterwaarden, en dat in de praktijk toevalsfactoren vaak een belangrijkere rol spelen dan in modellen wordt aangenomen. Zolang er nog onvoldoende praktijkgegevens zijn om de voorspellende waarde van deze modellen te toetsen moeten de resultaten dus nog met enige voorzichtigheid worden gebruikt. Wel kunnen verspreidingsmodellen naar verwachting goed worden gebruikt om in te schatten wat de relatieve kansrijkdom van aanvoer van zaad van elders is.

Wanneer de standplaatsomstandigheden in een gebied zijn hersteld, maar vervolgens de kans op biotische herstel gering zijn doordat de zaadbank slecht ontwikkeld is en aanvoer van zaad van buitenaf gering is, doet zich de vraag voor of niet actief soorten in het gebied moeten worden geherintroduceerd. Dit is deels een normatieve vraag, waarop het antwoord in sterke mate afhankelijk is van de natuurbelevenis van degenen die hierover een beslissing moeten nemen. Dat betekent dat geen algemeen geldende richtlijnen worden gegeven over het wel of niet introduceren van plantensoorten. Wel zijn in dit rapport een aantal overwegingen gegeven die een rol zouden kunnen spelen bij de keuze, en worden een aantal punten genoemd waaraan aandacht moet worden besteed wanneer mocht worden besloten over te gaan op actieve herintroductie van soorten. Zo heeft introductie alleen zin wanneer het gaat om soorten die hier

ook in het verleden voorkwamen, en pas nádat de oorzaken voor het verdwijnen van de soort zijn weggenomen. Verder moet bij voorkeur gebruik worden gemaakt van planten die genetisch verwant zijn aan de oorspronkelijke populatie.

11.3 Modellering van herstel

Over het algemeen is het redelijk goed aan te geven welke maatregelen genomen moeten worden om te komen tot een herstel van de abiotische standplaatsomstandigheden. Wanneer wordt aangenomen dat alle noodzakelijke beheersmaatregelen (zoals afplaggen of afgraven) worden genomen leidt hydrologisch herstel vrijwel altijd tot herstel van standplaatsomstandigheden. Alleen bij hoog- en laagveen bestaat nog onduidelijkheid over de beheersmaatregelen die nodig zijn om de veengroei weer op gang te krijgen, en de tijd die daarmee gemoeid is. Bij modellering op landelijke schaal kunnen daarnaast problemen ontstaan door een gebrek aan voldoende gedetailleerde gegevens over hydrologie en beheer.

In hoeverre een verbetering van de modellering van het biotisch herstel kan plaatsvinden is afhankelijk van het type model en van de aannamen die worden gedaan over introductie van soorten. In veel hydro-ecologische modellen wordt alleen de geschiktheid van het abiotisch milieu weergeven in de vorm van de kans op voorkomen van bepaalde plantesoorten, waarbij geen rekening wordt gehouden met het feitelijk voorkomen van soorten. Voorspelling van biotisch herstel is echter alleen mogelijk wanneer de kans op voorkomen van een soort niet alleen wordt gezien als een functie van de abiotische standplaatsomstandigheden, maar ook als een functie van de huidige en vroegere verspreiding, en van de verspreidingsstrategie van een soort. Een volledige deterministische modellering op soortsniveau is niet haalbaar, omdat toevalsfactoren een te grote rol spelen.

Voor het geval dat geen actieve introductie wordt toegepast kan met bestaande kennis over zaadverspreiding worden ingeschat wat de kansen zijn op spontane hervestiging. Op basis van onder meer het werk van Grime & Hodgson kan worden ingeschat welke verspreidingsstrategie een soort volgt. Uit het huidige en vroegere voorkomen van de soort kan vervolgens worden ingeschat wat de kans op terugkeer van soorten is vanuit de zaadbank dan wel via de aanvoer van zaad. Op landelijke schaal kan daarbij gebruik worden gemaakt van de bestanden FLORBASE (actuele verspreiding) en FLORIVON (vroegere verspreiding). Op basis van deze bestanden kan worden aangegeven waar de potenties voor een spontaan biotisch herstel het grootst zijn.

Er is meer empirische kennis nodig over het herstel van verdroogde ecosystemen na vernatting indien men de modellering van herstel wil baseren op meer dan alleen deskundigen oordeel. Herstelprojecten gefinancierd in het kader van de REGIWA- en GEBEVE-regeling bieden hiervoor goede mogelijkheden, mits men vóór het doorvoeren van herstelmaatregelen ook de uitgangspositie ten aanzien van hydrologie en vegetatie goed heeft gedocumenteerd.

Literatuur

Aerts, R., B. Wallén en N. Malmer (1992): Growth-limiting nutrients in *Sphagnum*-domi- nated bogs subject to low and high atmospheric nitrogen supply. Journal of Ecology 80:131-140

Aerts, R. en G.W. Heil (eds) (1993): Heathland: patterns and processes in a changing environment. Geobotany 20. Kluwer, Dordrecht

Allessio Leck, M. (1989): Wetland seedbanks. In: Leck, M.A., V.T. Parker en R.L. Simp- son (eds): Ecology of soil seed banks. Academic Press Inc., San Diego

Altena, H.J. (1993): De kringloop van nutriënten bij enkele graslandbeheersvormen op De Veenkampen'. Verslag 190 CABO-DLO, Wageningen

Altena, H.J. (1994): Veranderingen in de vegetatie op 'De Veenkampen' onder invloed van verschillende beheersvormen en grondwaterstanden in de periode 1987-1992. Rapport 16 CABO-DLO, Wageningen

Altenburg, W. en E. Wymenga (1992): Een ecologische verkenning van de blauwgras-landen bij Akmarijp. Altenburg en Wymenga Ecologisch onderzoek, Veenwouden

Altenburg, W., H. Janssen en W.S. van der Veen (1993): Vegetatie-ontwikkeling in het Fochteloërveen van de jaren '60 tot 1992. Veenwouden

Andrus, R.E. (1986): Some aspects of Sphagnum ecology. Can. J. Bot 64: 416 - 426

Anonymus (1990): Beheersplan Engbertsdijksvenen voor de periode 1989 - 1999. Staatsbosbeheer Utrecht

Anoniem (1984): Natuurbeheer in Nederland. Deel I. Levensgemeenschappen. Pudoc. Wageningen

Anoniem (1991): Zaaien of niet? Vegetatie-ontwikkeling in natuurbouwproject het Refu-gium (Den Helder). Provincie Noord-Holland, Afdeling Onderzoek en Informatie, Haarlem

Arts, G.H.P. en R.F.M. Buskens (1989): Aanvoer van venvreemd water: een noodzaak? In: Roelofs, J.G.M. (red): Aanvoer van gebiedsvreemd water: omvang en effecten op oecosystemen. Vakgroep Aquatische Oecologie en Biogeologie, Katholieke Universiteit Nijmegen

Baker, H.G. (1989): Some aspect of the natural history of seed banks. In: Leck, M.A., V.T. Parker en R.L. Simpson (eds): Ecology of soil seed banks. Academic Press Inc., San Diego

Bakker, J.P. (1978): Het Westerholt III. Resultaten van beheersexperimenten op de ve-getatie na vier jaren. De Levende Natuur 79:262-274

Bakker, T.W.M. (1979b): Basisrapport TNO Duinvalleien. TNO, Delft

Bakker, T.W.M. (1981): Nederlandse kustduinen. Geohydrologie. Dissertatie Landbouwhogeschool Wageningen, Wageningen

Bakker, T.W.M., J.A. Klijn en F.J. van Zadelhoff (1979): Duinen en duinvalleien. Pudoc, Wageningen

Bakker, T.W.M. en C. ten Haaf (1986): Pompen en verzuipen. Wateroverlast rond de Helderse duinen. Ten Haaf en Bakker Hydrologisch en ecologisch Adviesbureau, Alkmaar

Bakker, J.J., B. van Dessel, F.J. Zadelhoff (1988): Natuurwaardenkaart: natuurgebie-den, bossen en natte gronden in Nederland, Ministerie van LNV, Achtergrondreeks NBP nr 7

Bakker, J.P. en Y. de Vries (1988): Verspreiding van zaden door maaimachines en grote herbivoren. De levende Natuur 89(6):173-177

Barendregt, A., M.J. Wassen, A. van Leerdam (1990): Nivellering van verlanding. Een gevolg van veranderingen in hydrologie en beheer. Landschap '90 (1):17-32

Barendregt, A. (1993): Hydro-ecology of the dutch polder landscape. Thesis, University of Utrecht

Baskin, J.M. en C.C. Baskin (1989): Physiology of dormancy and germination in relation to seed bank ecology. In: Allessio Leck, M., V.T. Parker en R.L. Simpson (eds): Ecology of seed banks. Academic Press Inc., San Diego

Beets, C. (1989): The relation between the area of open water in bog remnants and storage capacity, with resulting guidelines for bog restoration. Peatland ecosystems and man - an impact accesment. Dundee

Beije, H.M., L.W.G. Higler, P.F.M. Opdam, T.A.W. van Rossum en H.J.P.A. Verkaar (red.) (1994): Bos- en natuurbeheer in Nederland. Deel 1: Levensgemeenschappen. Backhuys Publishers, Leiden

Beijersbergen, J. (1990): Grondwaterbeheer en regeneratie in de duinen van Schouwen. In: Koerselman, W., M.A. den Hoed, A.J.M. Jansen en W.H.O. Ernst (red): Natuurwaarden en waterwinning in de duinen; mogelijkheden voor behoud, herstel en ontwikkeling van natuurwaarden. Mededeling nummer 114. KIWA, Nieuwegein

Beltman, B. en A.P. Grootjans (1986): Distribution of nutrient poor plant communities in relation to the groundwater regime and nutrient availability. TNO Proceedings and Information 34

Beltman, B. en G. Rouwenhorst (1993): Impact on soil fertility by replacement of hy-drochemically different watertypes. In: Peters, N.E. (ed.) Hydrological, chemical and biological processes affecting the transformation and transport of contaminants in aquatic environment. IAHS publ. 20

Beltman, B. en T. van den Broek (1993): Verzuring van kalkrijke venen. Een studie naar effectgerichte maatregelen. Landschap 10(2):17-32

Beltman, B. en T. van den Broek (1995): Measures to develop a rich-fen landscape with a full range of successional fens. In: Verhoeven, J.T.A. (ed.): Ecological engineering for ecosystem restoration. Report Workshop Zeist. Rijksuniversiteit Utrecht, Utrecht

Berendse, F. (1990): Organic matter accumulation and nitrogen mineralization during secondary succession in heathland ecosystems. Journal of Ecoloy 78:413-427

Berendse, F. (red.) (1990): Natuurontwikkeling en landbouw. CABO, Wageningen

Berendse, F., M.J.M. Oomes, H.J. Altena en W. de Visser (1994): A comparative study of nitrogen flows in two similar meadows affected by different groundwater levels. J. Appl. Ecol. 31:40-48

Blankenburg, J. en H. Kuntze (1987): Moorkundlich-hydrologische Voraussetzungen der Wiedervernassung von Hochmoore. Telma 17:51-58

Bloemendaal, F.H.J.L. en J.G.M. Roelofs (1988): Anorganische koolstof. In: Bloemen-daal, F.H.J.L. en J.G.M. Roelofs (eds): Waterplanten en waterkwaliteit. Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht

Bloemendaal, F.H.G.L. en J.G.M. Roelofs (red. (1988): Waterplanten en waterkwaliteit. Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging. Utrecht

Bloemendaal, F.H.G.L. en J.G.M. Roelofs (1988): Waterverharding. In: F.H.G.L. Bloe-mendaal en J.G.M. Roelofs (red.): Waterplanten en waterkwaliteit. Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging. Utrecht

Blokland K.A. (1994 ongepubl.): Inventarisatie praktijkexperimenten; overzicht t.b.v. begelei-dingscie thema 9 NOV. LB&P, Assen

Boeye, D., D. van Straaten en R.F. Verheijen (1995): A recent transformation from poor to rich fen caused by artificial groundwater recharge. Journal of Hydrology 169:111-129

Boyer, M.L.H. en B.D. Wheeler (1989): Vegetation patterns in spring-fed calcareous fens: calcite precipitation and constraints on fertility. Journal of Ecology 77: 597-609

Brandsma, O.H. en J.P. Bakker (1985): Het Westerholt VI. De zaadvoorraad in relatie tot de samenstelling van de graslandvegetatie. De Levende Natuur 85:176-180

Breeuwsma, A. en J.S. Drijver-de Haas (1990): Bodemmineralogie. In: W.P. Locher & H.de bakker (eds), Bodemkunde van Nederland, deel 1, hoofdstuk 18. Malmberg, Den Bosch, 2e editie

Bruin, C.J.W. (1993): Introductie van plantesoorten: een reactie. De Levende Natuur 94(3):126-127

Buskens, R.F.M. (1989): Beuven: herstel van een ecosysteem. Vakgroep Aquatische Oecologie en Biogeologie, Katholieke Universiteit van Nijmegen

Buskens, R.F.M. (1993): Vegetatie-ontwikkelingen in het Beuven. Stratiotes 7:38-52

Buskens, R.F.M. (1994): Beuven blijvend hersteld? De Levende Natuur 95(6):211-217

Buskens, R.F.M. en H.L. Zingstra (1988): Beuven, verwording en herstel. De Levende Natuur 89(2):34-42

Cals, M.J.R., M.J.S. Bellemakers, M. Maessen en J.G.M. Roelofs (1993): Voorwaarden en perspectieven voor herstel van verzuurde en geëutrofieerde oppervlaktewateren. In: Cals, M.J.R., M. de Graaf en J.G.M. Roelofs: Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in natuurterreinen. Vakgroep Oecologie, Katholieke Universiteit van Nijmegen/Directie NBLF van het Ministerie van LNV, Nijmegen

Cals, M.J.R. en J.G.M. Roelofs (1990): Mechanismen van interne eutrofiëring en alka-linisering. In: Beltman, B, W. Koersleman, A.M. Kooiman en A.F.M. Meuleman (red.): Workshop Interne eutrofiëring. Vakgroep Botanische Oecologie en Evolutiebiologie. The Utrecht Plant Ecology News Report 10. Rijksuniversiteit Utrecht. Utrecht

Caraco, N.F., J.J. Cole en G.E. Likens (1989): Evidence for sulphate-controlled phos-phorus release from sediments of aquatic systems. Nature 341:316-318

Caraco, N.F., J.J. Cole en G.E. Likens (1993): Sulphate control of phosphorus availabil-ty in lakes Hydrobiologia 253:275-280

Conell, W.E. en W.H. Patrick (1977): Sulphate reduction in soil: effects of redox poten-tial and pH. Science 159: 86-87

Corporaal, A. (1973): Beheersaspecten van veenvegetaties in het Haaksbergerveen, in het bijzonder dat der drijvende Sphagnumvegetaties

Darlington, H.T. en G.P. Steinbauer (1961): The eighty-year period for Dr. Beal's seed viability experiment. Amer. J. Bot. 48:321-325

De Bruijn, O. (1993): Flora en fauna van de Twentse blauwgraslanden: het beheer en behoud blijft mensenwerk. In: Weeda, J. (red.): Blauwgraslanden in Twente. Schatkamers van het natuurbehoud. Wetenschappelijke Mededeling KNNV nr. 209. Stichting Uitgeverij KNNV, Utrecht

De Burgh, Y. en E. Brouwer (1993): De praktijk van een overlevingsstrategie. Evaluatie van het project 'Effectgerichte maatregelen in natuurterreinen'. Research voor Beleid, Leiden

De Graaf, M.C.C., P.J.M. Verbeek, M.J.R Cals en J.G.M. Roelofs (1994): Effectgerich- te maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring van matig mineraalrijke heide en schraallan-den. Eindrapport monitoringsprogramma eerste fase. Vakgroep Oecologie, Katholieke Universiteit Nijmegen, Nijmegen

Den Hartog, C. (1993): Voorwaarden die in acht genomen moeten worden bij de her-introductie van plantesoorten. Stratiotes 6:10-13

Den Held, A.J., M. Schmidtz en G. van Wirdum (1992): Watervegetatie en waterkwali- teit in petgaten en sloten van het Nieuwkoopse plassengebied. Werkgroep onderzoek Nieuw-koopse plassen. Den Haag/Leiden

De Mars, H., W. Fokkema en J. van Alphen (1995): Natuurontwikkeling in het Laegieskampge-bied. De Levende Natuur 96(5):156-157

De Molenaar, J.G. (1980): Bemesting, waterhuishouding, intensivering in de landbouw en het natuurlijk milieu. RIN, Leersum

De Smidt, J. (1979): Origin and destruction of of northwest European heath vegetation. In: O. Wilmans en R. Tüxen (eds): Werden und Vergehen von Pflanzengesellschaften. Cramer, Vaduz

De Smidt. J.T. (1981): De Nederlandse heidevegetaties. Wetenschappelijke Mededelin- gen KNNV 144. KNNV, Hoogwoud

Diemont, W.H., F.G. Blankenberg en H. Kampf (red.) (1982): Blij op de hei? Innovaties in het heidebeheer. Intern rapport van de Werkgroep Verwerking en Afzet van Heideplaggen, Arnhem

Donelan, M. en K. Thompson (1980): Distribution of buried viable seeds along a suc-cessional series. Biological Conservation 17:297-311

Dijkgraaf, E., C.L. van der Geest, D. van der Hoek en J.E.M. van Mierlo (1993): Is plag-gen in natte schraallanden een effectieve maatregel? De Levende Natuur 94(6):183-187

Doing, H. (1988): Landschapsoecologie van de Nederlandse kust: een landschapskarte ring op vegetatiekundige grondslag. Stichting Duinbehoud, Leiden

Eisma, D. (1968): Composition, origin and distribution of Dutch coastal sands between Hoek van Holland and the island of Vlieland. Netherland Journal of Sea Research 4(2):123-267

Ellenberg, H. (1982): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Ulmer Verlag, Stuttgart

Ellers, J. (1992): Herstel en aanleg van natte duinvalleien. Een floristische evaluatie van 24 natuurontwikkelingsprojecten. Bureau D&K ecologisch advies en onderzoek, Leiden

Ellis, R.H (1991): The longevity of seeds. Hort. Science 26(9):1119-1125

Etherington, J.R. (1982): Environment and Plant Ecology. John Wiley & Sons, New York, 2e editie

Everts, F.H. en W. Bijkerk (1992, concept): Monitoring effectgerichte maatregelen Wyldlannen-Ule Krite en de Barten 1991, 1992 en 1993. Tussentijds rapport 1992. Everts en De Vries e.a. Ecologisch Advies- en onderzoeksbureau, Groningen

Everts, F.H., N.P.J. de Vries en G.J. Baaijens (1984): Het Dwingelder veld. Deelrapport vegetatie. Staatsbosbeheer/Natuurmonumenten/Rijksuniversiteit Groningen

Eijsink, A.Th.W. en A.J.M. Jansen (1993): Punthuizen, een Twents blauwgrasland: waterhuis-houding, vegetatie en beheer. In: Weeda, J. (red.): Blauwgraslanden in Twente. Schatkamers van het natuurbehoud. Wetenschappelijke Mededeling KNNV nr. 209. Stichting Uitgeverij KNNV, Utrecht

Fokkema, J. U.G. Hosper en J. Wiltenburg (red.) (1984): Blauwgraslanden in Friesland. Vanellus 37(5)

Fenner, M. (1978): A comparison of the abilities of colonizers and close-turf species to establish from seed in artificial swards. Journal of Ecology 66:953-963

Fitter, A.H. en R.K.M. Hay (1981): Environmental physiology of plants. Academic Press, London

Ganzevles, P.H.J. (1992a): Beheersplan Haaksbergerveenvoor de periode 1991 - 2001. Staatsbosbeheer Driebergen

Ganzevles, P.H.J. (1992b): Beheersplan Bargerveen voor de periode 1992 - 2002. Staatsbosbeheer Utrecht

Garritsen, A.C. (1993): Linking hydrological and ecological models. In: The use of hy-droecological models in the Netherlands. Proceedings and Information CHO-TNO, no. 47, 67-79

Gerlach, A. (1978): Zur Bestimmung der Stickstoff-Nettomineralisation in mehr oder minder nassen Böden. Oecol. Plant. 13(2):163-164

Gieske, J.M.J. en J. Runhaar (1994): Milieubeleidsindicator Verdroging, fase 2b: Toe-passing van de MBI-verdroging in Noord-Nederland. TNO, Delft

Grime, J.P., J.G. Hodgson en R. Hunt (1988): Comparative plantecology: a functional approach to common British species. Unit of Comparative Plant Ecology, Dept. of Plant Sciences, University of Sheffield, London UNWIN HYMAN

Grime, J.P. (1989): Seed banks in ecological perspective. In: Allessio Leck, M., V.T. Parker en R.L. Simpson (eds): Ecology of seed banks. Academic Press Inc., San Diego

Groen, C.L.G. (1985): Herstel Luchterduinen: bieden schijnspiegels mogelijkheden? In: J. Drenth, R. Telkamp en M. Jansen (eds): Verslag van de studiedag 'Terugkeer van vochtige duinvalleien'. Stichting Duinbehoud, Leiden

Groen, C.L.G., A. Broersma en H.A. Udo de Haes (1985): Beëindiging van de grondwa-terwinning in de Luchterduinen: kansen voor herstel van natuurwaarden? K.N.A.G. Geografisch Tijdschrift XIX(1985)5:374-384

Grootjans, A.P. (1979): Some remarks on the relation between nitrogen mineralisation, groundwatertable and standing crop in wet meadows. Acta Bot. Neerl. 28:234

Grootjans, A.P. (1985a): Changes of groundwater regime in wet meadows. Diss. Rijksuniversiteit Groningen

Grootjans, A.P. (1985b): De invloed van ingrepen in de waterhuishouding op de ver-spreiding van moeras- en hooilandplanten. Laboratorium voor Plantenoecologie Rijksuniversiteit Groningen. Haren

Grootjans, A.P. (1993): Regeneratie van verzuurde duinvalleien, in het bijzonder op Schiermonnikoog. Laboratorium voor Plantenoecologie, Rijksuniversiteit Groningen, Groningen

Grootjans, A.P., W. Bijkerk, F.H. Everts, P.S. Hartog en J. de Jong (z.j.): Monitoring van effectgerichte maatregelen tegen verzuring. Eindrapport 1ste fase 1991-1993. Laboratorium voor Plantenoecologie Rijksuniversiteit Groningen/Everts en De Vries e.a. Oecologisch advies- en onderzoeksbureau. Haren/Groningen

Grootjans, A.P., P. Hendriksma, M. Engelmoer en V. Westhoff (1988): Vegetation dy-namics in a wet dune slack. I: rare species decline on the Wadden island of Schiermonnikoog in the Netherlands. Acta Bot Neerl 37:265-278

Grootjans, A.P., W.Ph. ten Klooster en K. Romeyn (1979): Ondergang van het laatste blauw-grasland in Drenthe. Natuur en Milieu 79(6):9-15

Harms, W.B., W. Knol en J. Roos-Klein Lankhorts (1995): Het LEDESS-model, een ge-biedsgericht kennismodel bij scenario's voor natuurontwikkeling. Landschap 12(4): 83-98

Hattink, J.W., H. Alberst en T. Morel (1989): Hoogveenregeneratie in het Haaksberger- veen. In: Leuven, R.S.E.W. en F.J.J. Bles (red): Verdroging in Nederland. Oorzaken, omvang en oplossingen. Stichting Natuur en Milieu, Utrecht

Hayati, A.A. en M.C.F. Proctor (1990): Plant distribution in relation to mineral nutrient availability and uptake on a wet-heath site in south-west England. Journal of Ecoloy 78:134-151

Heil, G.W. en W.H. Diemont (1983): Raised nutrient levels change heathland into grass-land. Vegetatio 53:113-120

Hendriks, R.F.A. (1992): Afbraak en mineralisatie van veen. SC-DLO, Stowa rapport 199, Wageningen

Hochstenbach, S.M.H. en N.J.M. Gremmen (1989): Effecten van ingrepen in de water- huis-houding op vegetatie en standplaats. SWNBL-rapport 1q. RIN, Leersum

Hodgson, J.G. en J.P. Grime (1990): The role of dispersal mechanisms, regenerative strategies and seed banks in the vegetation dynamics of the British landscape. In: Bunce, R.G.H. en D.C. Howard (eds): Species dispersal in agricultural habitats. Belhaven Press, London, New York

Hosper, U.G. (1984a): Het milieu van blauwgraslanden. In: Fokkema, J., U.G. Hosper en J. Wiltenburg (red.): Blauwgraslanden in Friesland. Vanellus 37(5):134-137

Hosper, U.G. (1984b): Het beheer. In: Fokkema, J., U.G. Hosper en J. Wiltenburg (red.): Blauwgraslanden in Friesland. Vanellus 37(5):134-137

Houdijk, A.L.F.M., P.J.M. Verbeek, H.F.G van Dijk en J.G.M. Roelofs (1993): Distribu- tion and decline of endangered herbaceous heathland species in relation to the chemical composition of the soil. Plant Soil 148:137-143

Howe, H.F. en J. Smallwood (1982): Ecology of seed dispersal. Ann. Rev. Ecol. Syst. 13:201-228

IPO/RIZA (1994): Verdrogingskaart van Nederland, landelijke inventarisatie van ver-droogde gebieden 1994. IPO-publicatie nummer 80

IWACO (1992): Inventarisatie verdrogingsbestrijding. Eindrapport. IWACO, 's-Hertogen-bosch

Jalink, M.H. en A.J.M. Jansen (1989): Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring van grondwaterafhankelijke beekdalvegetaties. SWE 89-029. KIWA NV, Nieuwegein

Jalink, M.H. (1991): Effectgerichte maatregelen tegen verzuring van natte schraallan-den, prae-advies Stobbenribben, SWO 91-259 KIWA, Nieuwegein

Janiesch, P. (1980) Standortfaktoren in Quellerlenwäldern und Pflanzensoziologische Gliederung. In: Williams, O. en R. Tüxen (1980) Epharmonie. pp 265-274

Jansen, A.J.M. (1991): Effectgerichte maatregelen tegen verzuring van natte schraal-landen. SWO 91-038. KIWA NV, Nieuwegein

Jansen, A.J.M. (1993): Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling: enkele resultaten naar ecologische effectvoorspelling. KIWA mededeling nr 122

Jansen, A.J.M. en E. Oosterveld (1987): Een veenmoskartering en landschapsecologi- sche interpretatie daarvan voor een deel van het Meerstalblok. Langbroek, bureau voor land-schapsoecologisch onderzoek in opdracht van Staatsbosbeheer afdeling Flora en Fauna, Utrecht

Jansen, A.J.M., A.Th. Eijsink, A.P. Grootjans, E.J. Lammer en F.P. Sival (1993): Zijn hydrologische ingrepen noodzakelijk voor het herstel van verzuurde natte schraallanden? In: Cals, M., M. de Graaf en J. Roelofs (red.): Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in natuurterreinen. Katholieke Universiteit Nijmegen, Werkgroep Milieubiologie

Jansen, P.C. (1992): Bemonsteringsstrategie voor meten grondwaterkwaliteit natte na-tuurgebieden. Landinrichting 32(2):25-32

Joosten, J.H.J. (1995): Time to regenerate: long-term perspectives of raised bog rege-neration with special emphasis on palaeoecological studies. In: Wheeler, B.D., S.C. Shaw, W.J. Fojt en R.A. Robertson (eds): Restoration of temperate wetlands. John Wiley & Sons, Chichester

Kemmers, R.H. (1983): De kalkpotentiaal als relevante parameter voor het natuurbe-heer. Nota 1481 ICW Wageningen

Kemmers, R.H. (1986): Perspectives in modeling of processes in the root zone of spon- taneous vegetation at wet and damp sites in relation to regional water management. In: Hooghart, J.C. (ed.): Water management in relation to nature, forestry and landscape management. CHO - Proceedings and Information No. 34. TNO Commitee on hydrological research. Den Haag

Kemmers, R.H. (1990): De stikstof- en fosforhuishouding van mesotrofe standplaatsen in relatie tot mogelijkheden van aanvoer van gebiedsvreemd water. In: Beltman, B., W. Koersleman, A.M. Kooiman en A.F.M. Meuleman (red.): Workshop Interne eutrofiëring. Vakgroep Botanische Oecologie en Evolutiebiologie. The Utrecht Plant Ecology News Report 10. Rijksuniversiteit Utrecht. Utrecht

Kemmers, R.H. en G. van Wirdum (1988): De betekenis van de chemische samenstel- ling van het grondwater voor het milieu van wilde planten. Biovisie Magazine 2(1988):2-6

Kemmers, R.H. (1994): Naar een methode voor regionale scenario-studies voor natuur-ontwikkeling, Het Drentse Aa onderzoek (bijlage klankbordvergadering)

Kemmers, R.H., S.P.J. van Delft, P.C. Jansen en W.C. Knol (1994): Effecten van hy-drologische maatregelen tegen verzuring en vermesting op vegetatie, bodem en grondwater in Groot-Zandbrink; evaluatie na twee jaar. Rapport 319, SC-DLO, Wageningen

Kivilaan, A. en R.S. Bandurski (1981): The one hundred-year period for Dr. Beal's seed viability experiment. Amer. J. Bot. 68(9):1290-1292

Kloosterman, F.H. en R. van der Meijden (1994): Eindverslag digitalisering van het IVON-archief (historisch floristisch bestand) van het Rijksherbarium te Leiden. TNO rapport OS 94-42B

Koerselman, W. (1991): Verruiging van (ver)natte duinvalleien. Een literatuuronderzoek naar de relaties tussen grondwaterstand, beschikbaarheid van voedingsstoffen en vegetatie-struktuur. SWE 91.006. KIWA, Nieuwegein

Koerselman, W. (1993): Eutrofiëring van laagvenen: interne of externe oorzaken? Land-schap 10: 31-44

Koerselman, W. en A.F.M. Meuleman (1994): Groeibeperkende voedingsstoffen in ver--schillende duinvalleitypen. KIWA-rapport SWE 94.020, KIWA, Nieuwegein

Koerselman, W. en J.T.A. Verhoeven (1989): Effecten van infiltratie van gebieds-vreemd water op trilvenen in het Noorderpark. In: Roelofs, J.G.M. (red): Aanvoer van gebieds-vreemd water: omvang en effecten op oecosystemen. Vakgroep Aquatische Oecologie en Biogeologie, Katholieke Universiteit Nijmegen

Kraak, H.L. (1993): Physiological apsects of storage of recalcitrant seeds. In: Somé, L.M. en M. de Kam (eds): Tree seed problems, with special reference to Africa. Proceedings of the IUFRO Symposium of the Project Group P.2.04.00 'Seed Problems'. Ouagadougou

Leuven, R.S.E.W. en F.J.J. Bles (red.) (1989): Verdroging in Nederland. Oorzaken, om- vang en oplossingen. Stichting Natuur en Milieu, Utrecht

Livingston, R.B. en M.L. Allessio Leck (1968): Buried viable seed in successional field and forest stands, Harvard Foerst, Massachusetts. Bull. of the Torrey Botanical Club 95(1):58-69

LNV, Ministerie van (1990): Natuurbeleidsplan. Tweede Kamer, vergaderjaar 1989-1990, kamerstuk 21.149., nr's 2-3, SDU Uitgeverij Den Haag, ISBN 90-12-06901-7

Londo, G. (1971): Patroon en proces in duinvalleivegetaties langs een gegraven meer in de Kennemerduinen. Dissertatie KUN, Nijmegen

Londo, G. (1975): Opgang en afgang van een duinmeer. De Levende Natuur 78:263- 271

Londo, G. (1984): Duinvalleivegetaties en hun milieu. In: Terugkeer vochtige duinval-leien. Verslag studiedag, Stichting Duinbehoud, Leiden, pp. 16-20

Londo, G. (1985): Duinvalleivegetaties en hun milieu. In: J. Drenth, R. Telkamp en M. Jansen (eds): Verslag van de studiedag 'Terugkeer van vochtige duinvalleien'. Stichting Duinbehoud, Leiden

Londo, G. (1993): Natuurontwikkeling in het Kootwijkerveen. De Levende Natuur 95(2)

Louman, E.G.M. en Q.L. Slings (1990): Regeneratie van vochtige duinvalleien. In: Koer-selman, W., M.A. den Hoed, A.J.M. Jansen en W.H.O. Ernst (red): Natuurwaarden en waterwinning in de duinen; mogelijkheden voor behoud, herstel en ontwikkeling van natuurwaarden. Mededeling nummer 114. KIWA, Nieuwegein

Meuleman, A.F.M. (1990): Zuiveringsmoerassen ten behoeve van de natuurbescher- ming. The Utrecht Plant Ecology News Report 11, Rijksuniversiteit Utrecht. Utrecht

Meuleman, A.F.M. en M.W. van Gerven (1994). Projectplan hydro-ecologische optimali- satie van beïnvloedingsgebieden. Rapport SWI 94.165. Kiwa, Nieuwegein

Meuleman, A.F.M. en A. Sinke (1990): De rol van sulfaatreduktie in de decompositie van organisch materiaal. In: Beltman, B, W. Koerselman, A.M. Kooiman en A.F.M. Meuleman (red.): Workshop Interne eutrofiëring. Vakgroep Botanische Oecologie en Evolutiebiologie. The Utrecht Plant Ecology News Report 10. Rijksuniversiteit Utrecht. Utrecht

Money, R.P. (1995): Re-establishment of a *Sphagnum*-dominated flora on cut-over low- land raised bogs. In: Wheeler, B.D., S.C. Shaw, W.J. Fojt en R.A. Robertson (eds): Restoration of temperate wetlands. John Wiley & Sons, Chichester

Olff, H., F. Berendse, D. Verkaar en G. van Wirdum (1995): Modellering van de vegeta- tiesuccessie: hoe kunnen veranderingen in natuurontwikkelingsgebieden voor- speld worden? Landschap 12(4): 69-82

Oomes, M. en M. Ham (1983): Some methods of determining the seedbank. Acta Bot. Neerl. 32:244

Oomes, M.J.M. (1991): Effects of groundwater level and the removal of nutrients on the yield of non-fertilized grassland. Acta Oecol 12(4):461-469

Oomes, M.J.M. en H.J. Altena (1994): Decrease in grassland production by manage-ment of vegetation and groundwater. In: 't Mannetje, L. en J. Frame: Grassland and society. Proceedings of the 15th General Meeting of the European Grassland Federation, June 6-9 1994

Oomes, M.J.M. en R.H. Kemmers (1994): Effects of raising the groudwater level on availability and uptake of nutrients by grassland. NNA-berichten

Ouborg, N.J. (1988): Genetische verarming: de problematiek van kleine plantenpopula-ties. De Levende Natuur 89(1):7-13

Pearsall, W.H. (1952): The pH of natural soils and its ecological significance. Journal Soil Science 3: 41-51

Piek, H. en N.G.J. Straathof (1990): Monitoring onderzoek watersuppletie Naardermeer. Ver- slag van een tussentijdse evaluatie. Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten, 's- Graveland. Intern rapport

Polman, G.K.R. (1978): Duinvallei-vegetaties in het Grevelingenbekken? Een raakvlak van vegetatiekunde en cultuurtechniek. Vakbl. Biol. 1(1978)58:2-8

Porsild, A.E., C.R. Harington en G.A. Mulligan (1967): Lupinus arcticus Wats. grown from seeds op Pleistocene age. Science 158:113-114

Poschlod, P. (1995): Diaspore rain and diaspore bank in raised bogs and implications for the restoration of peat-mined sites. In: Wheeler, B.D., S.C. Shaw, W.J. Fojt en R.A. Robertson (eds.): Restoration of temperate wetlands. John Wiley & Sons, Chichester

Proctor, M.C.F. (1995): The ombrogenous bog environment. In: Wheeler, B.D., S.C. Shaw, W.J. Fojt en R.A. Robertson (eds): Restoration of temperate wetlands. John Wiley & Sons, Chichester

Primack, R.B. en S.L. Miao (1992): Dispersal can limit local plant distribution. Conser-vation Biology 6(4):513-519

Projectteam Verdroging (1989a): Verdroging van natuur en landschap. Beschrijving en analyse. Ministerie van Verkeer en Waterstaat

Projectteam Verdroging (1989b): Verdroging van natuur en landschap. Het technisch rapport. Ministerie van Verkeer en Waterstaat

Richards, J.R.A., B.D. Wheeler en A.J. Willis (1995): The growth and value of *Eriopho- rum angustifolium* Honck. in relation to the revegetation of eroding blanket peat. In: Wheeler, B.D., S.C. Shaw, W.J. Fojt en R.A. Robertson (eds): Restoration of temperate wetlands. John Wiley & Sons, Chichester

Roelofs, J.G.M. (1991): Inlet of alkaline river water into peaty lowlands: effects on water quality and *Stratiotes aloides* L. stands. Aquatic Botany 39:267-293

Roelofs, J.G.M. en M.J.R. Cals (1989): Effecten van inlaat van gebiedsvreemd water op de waterkwaliteit en vegetatie-ontwikkeling in laag- en hoogveenplassen. In: Roelofs, J.G.M. (red): Aanvoer van gebiedsvreemd water: omvang en effecten op oecosystemen. Vakgroep Aquatische Oecologie en Biogeologie, Katholieke Universiteit Nijmegen

Roelofs, J.G.M. en T. Torenbeek (1989): Aanvoer van gebiedsvreemd water: oplossing of probleem? In: Verdroging in Nederland: oorzaken, omvang en oplossingen. Stichting Natuur en Milieu, Utrecht

Roelofs, J.G.M., M.C.C. de Graaf, P.J.M. Verbeek en M.J.R. Cals (1993): Methodieken voor herstel van verzuurde en geëutrofieerde heiden en schraallanden. In: Cals, M., M. de Graaf en J. Roelofs (red.): Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in natuurterreinen. Katholieke Universiteit Nijmegen, Werkgroep Milieubiologie

Rolf, H.L.M., J. Runhaar, J.M.J. Gieske (1993): Milieubeleidsindicator verdroging fase IIa. De ontwikkeling van de methode en toepassing voor acht lokaties in Brabantse natuurter-reinen. TNO-rapport OS 93-56A/CML-rapport 101. TNO-IGG, Delft / CML, Leiden

Rolf, H.L.M. en H. van der Meij (1991): Grondwatersituatie in Drenthe. Een onderzoek naar de kwelsituatie, de trends in de grondwaterstand en de mogelijkheden om de situatie te beïnvloeden. rapportnr OS 91-29A. TNO-IGG, Delft

Roozen, A.J.M., A.K. Masselink, H. Kuipers en J.M. van Groenendael (1995): Natuur-herstel in het Wisselse Veen en de rol van de bodemzaadvoorraad daarbij. De Levende Natuur 96(5):156-157

Runhaar, J., C.R. van Gool en C.L.G. Groen (1994): Impact of hydrological changes on nature conservation areas in the Netherlands. Biol. Cons. *(*):*-*

Runhaar, J. en L.M.L. Zonneveld (1994): Voorstudie 'Empirische Herstelfuncties'. Voor-studie van project 9 uit het Nationaal Onderzoekprogramma Verdroging, 'Herstel van natte en vochtige ecosystemen'. NOV-werkdocument. RIZA, Lelystad

Schaminée, J.H.J. (1993): Het 'atlantische' blauwgrasland als plantengemeenschap: teloorgang en behoud gedurende deze eeuw. In: E.J. Weeda: Blauwgraslanden in Twente. Schatkamers van het natuurbehoud. Wetenschappelijke Mededeling nr. 209. KNNV, Utrecht

Schat, H. (1982): On the ecology of some Dutch dune slack plants. Proefschrift VU, Amsterdam

Scheffer, F. en P. Schachtschabel (1976): Lehrbuch der Bodenkunde. 9. Auflage. F. Enke Verlag, Stuttgart

Schothorst, C.J. (1977): Subsidence of low moor peat soils in the Western Nether-lands. Geoderma 17:265-291

Schouwenaars, J.M. (1986): The evaluation of water-management in highmoor peat relicts by using a simulation model for groundwaterfluctuations. Landbouwuniversiteit Wageningen

Schouwenaars, J.M. (1988): The impact of water-management upon groundwater fluc-tuations in a disturbed bog relict. Agricultural Water Management 14(198):439-449

Schouwenaars, J.M. (1992): Waterbeheer voor hoogveenherstel; couveuse of plasti-sche chirurgie? in: Landinrichting 1992/32 1

Schouwenaars, J.M. (1993): De verdamping van pijpestrootje (Molinia caerula en veen- mos (Sphagnum papillosum) in hoogveengebieden en haar betekenis voor het waterbeheer. H20 (26) 1993 nr 14

Schouwenaars, J.M. (1995): The selection of internal and external water management options for bog restoration. In: Wheeler, B.D., S.C. Shaw, W.J. Fojt en R.A. Robertson (eds): Restoration of temperate wetlands. John Wiley & Sons, Chichester

Schouwenaars, J.M. en J.P.M. Vink (1990): Hydrophysical properties of peat relicts in a former bog and perspectives for Sphagnum regrowth. International Peat Journal 4:15-28

Schouwenberg, E.P.A.G., J.E.M. van Mierlo en D. van der Hoek (1991): Is vernatting een effectieve maatregel voor het herstel van natte, schrale graslanden? De Levende Natuur 92(4):128-132

Silvertown, J.W. (1984): Introduction to plant population ecology. Longman, Londen, New York

Slings, Q.L. (1990): Plagexperimenten in een kalkrijke, vochtige vallei. In: Koerselman, W., M.A. den Hoed, A.J.M. Jansen en W.H.O. Ernst (red): Natuurwaarden en waterwinning in de duinen; mogelijkheden voor behoud, herstel en ontwikkeling van natuurwaarden. Mededeling nummer 114. KIWA, Nieuwegein

Smit, A. en G.A.C.R. Stooker (1982): Natuur en landschap in Goirle en Hilver. Deel 9: Flora en vegetatie. Rapport 20-826-5, Staatsbosbeheer Tilburg

Smolders, A.J.P. (1995): Mechanisms involved in the decline of aquatic macrophytes; inparticular of *Stratiotes aloides* L. Dissertatie Katholieke Universiteit Nijmegen

Smolders, A.J.P. en J.G.M. Roelofs (1993): Sulphate-mediated iron limitation and eu-trophication in aquatic ecosystems. Aquatic Botany 41:1-7

Spieksma, J.F.M., R. van Diggelen en J.W. Schouwenaars (1994): Friese boezemlan- den. Gevolgen van hydrologische maatregelen voor de vegetatie. Vakgroep Fysische geografie/Lab. voor plantenoecologie, Rijksuniversiteit Groningen

Spira, T.P. en L.K. Wagner (1983): Viability of seeds up to 211 years old extracted from adobe brick buildings of California and Northern Mexico. Amer. J. Bot. 70(2):303-307

Stevers, R.A.M., J. Runhaar, K.J. Canters en H.A. Udo de Haes (1984): Beleidsanalyse kustverdediging Texel. De effecten van kustverdedigingsalternatieven op het natuurlijk milieu. Centrum voor Milieukunde Leiden, Leiden

Starkey, R.L. (1966): Oxidation and reduction of sulphur compouns in soils. Soil Sci. 101: 297-306

Stieperaere, H. en C. Timmerman (1983): Viable seeds in the soils of some parcels of reclaimed and unreclaimed heath in the Flemish district. Bull. Soc. Roy. Bot. Bel. 116: 62-73

Streefkerk, J.G. en W.A. Casparie (1987): De hydrologie van hoogveensystemen. Uit-gangs-punten voor het beheer. Staatsbosbeheer, Utrecht

Strykstra, R.J. (1993): (Her-)introductie van inheemse plantesoorten: openheid ge-wenst. De Levende Natuur 94(1):2-3

Strykstra, R.J., V. Westhoff en R.P.J. de Kok (1992): Een vergelijking tussen oude en nieuwe opnamen met Arnica montana, Gentiana pneumonanthe en Pedicularis sylvatica, bij introductie van soorten. Stratiotes 5:28-40

Strykstra, R.J. en G.L. Verweij (1995): Maaimachines zijn ook zaaimachines! De Leven-de Natuur 96(1):6-10

Studiegroep Toekomstverkenning Oligotrofe Milieus (1983): Lange termijn ontwikke- lingen van voedselarme milieus en grondwater van de pleistocene zandgronden. Een verkenning van de periode 1900-2025. Rijksuniversiteit Utrecht, Utrecht

Ten Hoopen, J.G. en E.J. Weeda (1993): Botanische rijkdommen van het Brecklen-kampse Veld. In: Weeda, J. (red.): Blauwgraslanden in Twente. Schatkamers van het natuurbe-houd. Wetenschappelijke Mededeling KNNV nr. 209. Stichting Uitgeverij KNNV, Utrecht

Thompson, K. (1978): The occurrence of buried viable seeds in relation to environmen- tal gradients. Journal of Biogeography 5:425-430

Thompson, K. en J.P. Grime (1979): Seasonal variation in the seed banks of herbace-ous species in ten contrasting habitats. Journal of Ecology 67:893-921

Udo de Haes, H.A. (1982): De gevolgen van waterwinning in de duinen. In: J.G. ten Houten de Lange (ed) Wadden-duinen-delta. Pudoc, Wageningen; pp133-157

Van Beusekom, C.F., J.M.J. Farjon, F. Foekema, B. Lammers, J.G. de Molenaar en W.P.C. Zeeman (1990): Handboek grondwaterbeheer voor natuur, bos en landschap. SWNBL uitgave

Van Dam, H. (1987): Verzuring van vennen: een tijdverschijnsel. Dissertatie Universiteit van Amsterdam

Van Dam, H. (1989): Verdroging en verzuring van vennen. In: Leuven, R.S.E.W. en F.J.J. Bles (red.): Verdroging in Nederland. Oorzaken, omvang en oplossingen. Stichting Natuur en Milieu, Utrecht

Van den Broek, T. en B. Beltman (1994): Herstelgerichte maatregelen in een verzuurd trilveen in de Westbroekse Zodden. De Levende Natuur 95(1):17-23

Van der Hoek, D. en S. van der Schaaf (1988): The influence of water level manage-ment and groundwater quality on vegetation development in a small nature reserve in the southern Gelderse Vallei (the Netherlands). Agricultural Water Management 14:423-437

Van der Laan, D. (1979): Spatial and temporal variation in the vegetation of dune slacks in relation to the groundwater regime. Vegetatio 39 (1): 43-51

Van der Linden, M. (1988): De bronnen van de Mosbeek. Een vegetatiekundig en ecologisch onderzoek. Hugo de Vries-laboratorium van de UvA, Amsterdam

Van der Meulen, F. en P.D. Jungerius (1990): Stuifduinen en regeneratie. In: Koersel-man, W., M.A. den Hoed, A.J.M. Jansen en W.H.O. Ernst (red): Natuurwaarden en waterwinning in de duinen; mogelijkheden voor behoud, herstel en ontwikkeling van natuurwaarden. Mededeling nummer 114. KIWA, Nieuwegein

Van der Schaaf, S. en F. Witte (1991): Voorstel voor onderzoek naar verbanden tussen geohydrologie, kwel, calciumhuishouding en nutriëntenstromen in halfnatuurlijke vochtige schraallanden. Discussiestuk voor de Veenkampendag op 4 november 1991

Van der Sluys, P. (1990a): Grondwatertrappen. In: W.P. Locher en H. de Bakker (eds): Bodem-kunde van Nederland, deel 1. Algemene bodemkunde. Malmberg, Den Bosch (tweede druk)

Van der Sluys, P. (1990b): Vochtlevering door de grond. In: W.P. Locher & H. de Bak-ker (eds): Bodemkunde van Nederland, deel 1. Algemene bodemkunde. Malmberg, Den Bosch, 2e editie

Van der Veen, G.J. en A.C. Garritsen (1994): Kennisoverzicht ecohydrologie, een in- ven-tarisatie van kennis en expertise op het gebied van ecohydrologie en verdroging, NOV rapport 7

Van der Valk, A.G. en R.L. Pederson (1989): Seed banks and the management and restoration of natural vegetation. In: Allessio Leck, M., V.T. Parker en R.L. Simpson (eds): Ecology of seed banks. Academic Press Inc., San Diego

Van der Valk, A.G. en J.T.A. Verhoeven (1988): Potential role of seed banks and un-derstory species in restoring quaking fens from floating forests. Vegetatio 76:3-13

Van Diggelen, R. en A.P. Grootjans (1991): Prediction of vegetation changes under different hydrological scenarios. IAHS Publ. no 202:71-80

Van Diggelen, R., A.P. Grootjans en R. Burkunk (1994): Assessing restoration perspectives of disturbed brook valleys: the Gorecht area, the Netherlands. Restoration Ecology 2(2):87-96

Van Dijk, H.W.J. (1989): Effecten van de infiltratie op de vegetatie in duingebieden. In: Roelofs, J.G.M. (red): Aanvoer van gebiedsvreemd water: omvang en effecten op oecosystemen. Vakgroep Aquatische Oecologie en Biogeologie, Katholieke Universiteit Nijmegen

Van Dijk, H.W.J. en A.P. Grootjans (1991): Wet dune slacks: decline and opportunities. Proceeding symposium 'Holland - Wetland', Arnhem

Van Dijk, H.W.J. en A.P. Grootjans (1993): Wet dune slacks: decline and new opportu- nities. Hydrobiologia 265:281-304

Van Dijk, H.W.J. en W.T. de Groot (1987): Eutrophication of coastal dunes by artificial infiltration. Wat. Res. 21:11-18

Van Doorn, W.G. (1984): Fysiologische betekenis van enkele standplaatsfactoren. Rap- port 3 Studiecommissie Waterbeheer Natuur, Bos en Landschap, Utrecht

Van Dorp, D. (1992): Vestiging van plantesoorten. Bereikbaarheid en geschiktheid van verschraalde graslanden. Landschap 9: 271-283

Van Dorp, D. (1993): Zaaddispersie: een onderbelicht proces in het herstelbeheer. De Levende Natuur 94(6):205-209

Van Gerven, M.W. (1993): Vergelijking van geohydrologische modelsimulatie ten be-hoeve van ecologische effectvoorspelling. In: Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoor-spelling: enkele resultaten naar ecologische effectvoorspelling. KIWA mededeling nr 122 (Jansen, A.J.M. (ed))

Van Groenendael, J.M. (1995): Hoe klein mogen kleine populaties worden? De Levende Natuur 96(2):35-39

Van Groenendael, J.M. en J.T.R. Kalkhoven (1990): Oecologische infrastructuur, zaad-dispersie en natuurontwikkeling. In: Berendse, F.: Natuurontwikkeling en landbouw. Agrobiologische Thema's 1. CABO, Wageningen

Van Groenendael, J.M., R. Bekker en M. van Heijst (1989): The accesibility of a former pasture for new species: implications for management. Proceedings crop protection conference, pp 1075-1080, Brighton, UK

Van Heuveln, B. (1980): Vegetation and soil in a Drenthian brook valley (The Nether-lands). Acta Bot. Neerl. 29(5/6):555-564

Van Leerdam, A. en J.G. Vermeer (1992): Natuur uit het moeras! Naar een duurzameecologi-sche ontwikkeling van laagveenmoerassen. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, directie Natuur, Bos, Landschap en Fauna, Den Haag

Van Leeuwen, C.G. (1954): Een verdwijnende levensgemeenschap: het blauwgrasland. Natuur en Landschap 7(3/4):84-93

Van Leeuwen, R. (1991): De vegetatie van het Bargerveen. Rapport SBB; 137 pp,

Van Wirdum, G. (1979): Dynamic aspects of trophic gradients in a mire complex. TNO Proceedings and Information 25

Van Wirdum, G. (1989): Ecohydrologische aspecten van waterinlaat in laagvenen. In: Roelofs, J.G.M. (red): Aanvoer van gebiedsvreemd water: omvang en effecten op oecosystemen. Vakgroep Aquatische Oecologie en Biogeologie, Katholieke Universiteit Nijmegen

Van Wirdum, G. (1991): Vegetation and hydrology of floating rich-fens. Dissertatie Universiteit van Amsterdam, Amsterdam

Van Wirdum, G. (1993a): Basenverzadiging in soortenrijke trilvenen. In: Cals, M., M. de Graaf en J. Roelofs (red.): Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in natuurterreinen. Proc Symposium Nijmegen. K.U.N. pp 97-127

Van Wirdum, G. (1993b): Ecosysteemvisie Hoogvenen. IBN-rapport 035, Instituut voor Bos en Natuuronderzoek, Wageningen

Van Wirdum, G. (1994): Veen, venen en moerassen. In: Beije, H.M., L.W.G. Higler, P.F.M. Opdam, T.A.W. van Rossum en H.J.P.A. Verkaar (red.) (1994): Bos- en natuurbeheer in Nederland. Deel 1: Levensgemeenschappen. Backhuys Publishers, Leiden

Van Wirdum, G. en D. van Dam (1984): Bepaling belangrijkste standplaatsfactoren. Rapport 1 Studiecommissie Waterbeheer Natuur, Bos en Landschap, Utrecht

Verhoeven, J.T.A. (ed.) (1992): Fens and bogs in the Netherlands: vegetation, history, nutrient dynamics and conservation. Geobotany 18, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht/ Boston/London

Verhoeven, J.T.A., M.J. Wassen, A.F.M. Meuleman en W. Koerselman (1994): Op zoek naar de bottleneck. N- en P-beperking in venen en duinvalleien. Landschap 11(2): 25-39

Verhoeven, J.T.A. (ed.) (1995): Ecological engineering for ecosystem restoration. Re-port Workshop Zeist. Rijksuniversiteit Utrecht, Utrecht

Verhoeven, J.T.A. en A.G. van der Valk (1987): Van moerasbos naar trilveen? Een onderzoek naar zaadvoorraden. De Levende Natuur 88(6):226-233

Verkaar, H.J. (1989): Corridors as a tool for plant species conservation. In: Bunce, R. G.H. en D.C. Howard (eds): Species dispersal in agricultural habitats. Belhaven Press, London, New York

Verkaar, H.J.P.A. en G. van Wirdum (1991): (Her-)introductie: redding of face-lift van de natuur? De Levende Natuur 92(5):196-200

Verkroost, A. (1993): Vegetatieontwikkeling in het Meerstalblok-Midden, indicatorsoortenkart. Rapport SBB, 73 pp.

Vermeer, J.G. en J.H.J. Joosten (1992): Conservation and management of bog and fen reserves in the Netherlands. In: Verhoeven, J.T.A. (ed): Fens and bogs in the Netherlands. Vegetation, history, nutrient dynamics and conservation. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht

Verry, E.S. (1988): The hydrology of wetlands and man's influence on it. Proc. Symp. on Hydrol. of Wetlands in temperate and cold regions. Joensuu. Publ. Acad. of Finland 5:41-61

Vertegaal, C.T.M. (1995): Wilde flora en natuurontwikkeling in de duinen. Gorteria 21(3):117-120

Visscher, J. (1949): Veenvorming. Noorduijn's wetenschappelijke Reeks no. 33. Noor-duijn, Gorinchem

Vyvey, Q. (1986): Kiemkrachtige zaden in de bodem: betekenis voor het natuurbehoud. Biol.Jb. Dodonaea 54:116-130

Voetberg, K.S. (1989): Hoogveenregeneratie Fochteloërveen. In: Leuven, R.S.E.W. en F.J.J. Bles (red): Verdroging in Nederland. Oorzaken, omvang en oplossingen. Stichting Natuur en Milieu, Utrecht

Weeda, E.J., R. Westra, Ch. Westra en T. Westra (1985 t/m 1994): Nederlandse oeco- logische flora. Wilde planten en hun relaties. Delen 1 t/m 5. IVN, VARA, VEWIN

Welch, D., G.R. Miller en C.J. Legg (1990): Plant dispersal in moorlands and heathlands in Britain. In: Bunce, R.G.H. en D.C. Howard (eds): Species dispersal in agricultural habitats. Belhaven Press, London, New York

Westhoff, V. (1949): Schaakspel met de natuur. Natuur en landschap 3:54-62

Westhoff, V. (1993a): Blauwgraslanden, schatkamers van het natuurbehoud: aard en waarde van een onvervangbaar halfnatuurlijk landschap. In: E.J. Weeda: Blauwgraslanden in Twente. Schatkamers van het natuurbehoud. Wetenschappelijke Mededeling nr. 209. KNNV, Utrecht

Westhoff, V. (1993b): Oecologische grondslagen van natuurbehoud en natuurbeheer. In: Cals, M., M. de Graaf en J. Roelofs (red): Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in natuurterreinen. Katholieke Universiteit Nijmegen, Vakgroep Oecologie en Directie N.B.L.F. van Ministerie van LNV. Nijmegen

Westhoff, V. (1994): Introductie van inheemse plantesoorten. Natuurhistorisch Maand-blad 83(10):170-174

Westhoff, V. en M.F. van Oosten (1991): De plantengroei van de Waddenleilanden. Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging

Werger, M.J.A., I.C. Prentice en H.P.H. Helsper (1985): The effect of sod-cutting to different depths on Calluna heathland regeneration. J. Environm. Management 20:181-188

Werkgroep Heidebehoud en Heidebeheer (1988): De heide heeft toekomst! Advies voor het toekomstige natuur- en landschapsbeleid voor de heide. Directie Natuur, Milieu en Faunabeheer / Staatsbosbeheer. Utrecht

Willems, J.H. (1982): The seed bank as part of the vegetation. Meeting of the Section for vegetation research on september 30, 1982; p243)

Willis, A.J. (1963): Braunton Burrows: the effects on the vegetation of the addition of mineral nutrients to the dune soils. J. Ecol. 51: 353-374

Williams, W.T. (1968): The nitrogen relations and other ecological investigations on wet fertilised meadows. Veröff. des Geobot. Inst. der D.T.H. Stiftung Rübel Zürich, 41: 70-193

Witte, J.P.M., C.L.G. Groen en J.G. Nienhuis (1992): Het ecohydrologisch voorspel- lings-model DEMNAT-2; conceptuele modelbeschrijving. RIVM rapport 714305007

Zeeman, W.P.C. (1986): Application in land, nature and watermanagement: the Reitma, a case study. In: Hooghart, J.C. (ed.): Water management in relation to nature, forestry and landscape management. CHO - Proceedings and Information No. 34. TNO Commitee on hydrological research. Den Haag

Zwart, F. (1993): Werk in uitvoering; regeneratie van duinvalleien op Terschelling. Intern rapport Staatsbosbeheer

Zwart, F. (1994): Opnieuw werk in uitvoering. Duin 17:15-17

Nationaal Onderzoekprogramma Verdroging

Bijlagen bij het rapport 'Herstel van natte en vochtige ecosystemen'

INHOUDSOPGAVE

BIJLAGE 1

Overzicht van gebieden waar herstelmaatregelen na verdrogingen zijn uitgevoerd (Zonneveld en Blokland) 1

BIJLAGE 2

Beschrijving van de voorbeeldgebieden (Blokland en Van der Linden)

0 Inleiding 17

1 Hoogveengebieden 19
- 1.1 Bargerveen 19
- 1.2 Fochteloërveen 33
- 1.3 Engbertsdijksvenen 35
- 1.4 Haaksbergerveen 47
- 1.5 Kootwijkerveen 55

2 Schraallanden 63
- 2.1 Elperstroom 63
- 2.2 Schraallanden langs de Meije 73
- 2.3 Punthuizen, Stroothuizen en Lemselermaten 87
- 2.4 De Barten 101
- 2.5 Labbegat 109

3 Heide en vennen 117
- 3.1 Doldersummerveld 117
- 3.2 Dwingelderveld 133
- 3.3 Duurswouduinenerheide 139

4 Laagveen 151
- 4.1 Weerribben 151

5 Duinen 169
- 5.1 Griltjeplak 169
- 5.2 Grafelijkheidsduinen 181
- 5.3 Zeepeduinen 189
- 5.4 Grote en Kleine Mandenvallei 197
- 5.5 Reggers Sandervlak en de Kil 203

BIJLAGE 1 Overzicht van gebieden waar herstelmaatregelen zijn uitgevoerd

In deze bijlage wordt een overzicht gegeven van de terreinen waar herstelmaatregelen hebben plaatsgevonden. De informatie is gebaseerd op een telefonische enquête. Per gebied staat aangegeven:

- de naam van het gebied
- het type gebied
- het type herstelmaatregel dat is gebruikt
- het jaar waarin de herstelmaatregel is uitgevoerd
- het type monitoring dat wordt uitgevoerd:
  - ve vegetatie
  - hy hydrologie
  - bo bodem
  - wanneer niets staat ingevuld wordt er meestal niet gemonitord
- de informatiebron; het nummer verwijst naar de lijst met informanten op pagina 16*.

*) Met een sterretje * wordt aangegeven dat ook informatie uit literatuur is gebruikt.

ID	Gebied	type gebied	type maatregel	jaar maatregel	Monitoring, jaar aanvang	infobron [2)]
	FRIESLAND					
1	Hertenbosvallei (Schiermonnikoog)	duinvallei	plaggen, leidt niet tot herstel van kalkminnende vochtige duinvegetatie. Echter wel tot het optreden van aantal interessante rode lijstsoorten	1991	'91 ve hy bo	14
2	Schiermonnikoog (overige valleien)	duinvallei	plaggen, ontbossen	1991-'92	'92 ve hy bo	14
3	Griltjeplak	duinvallei	va 1920 peil opgezet ter compensatie van waterwinning, sloten, bebossing (aanleg Weeversdam in 1920-'30), sinds 1992 peilregulatie, deel is afgeplagd in 1991	1920-30; 1992	sinds 1987 ve, hy bo	14, 16, *
4	Terschelling	duingebied met natte duinvalleien	opzetten en omleggen watergangen	sinds 1988		37
5	Vlieland	duinvallei	kwelscherm Kooisplek: afplaggen	'94 en '96, zie plan van aanpak		14,17
6	Earnewarre/ Bolderen	laagveenmoeras, schraalland	nieuw geulenstelsel + dempen sloten 6 verhogen waterpeil REGIWA	vóór '94	zie verslag A. Buit	2
7	De Wyldlanden, Jan Durkspolder (Princenhof)	laagveenmoeras, schraalland	zomerpeilen 8, proefstroken geplagd; JD polder is onder water gezet	paar jaar geleden?		28; 57
8	Wijnjeterper Schar	heide, schraalland	versterking lokale kwel			17
9	Duurswouder heide	heide	opzetten peilen, dichten van greppels, kappen bos en aanvullende maatregelen: plaggen, maaien REGIWA	1992	hy: peilbuizen va 86 1993 hy, 1994 ve hy	2,17,*
10	De Deelen	laagveenmoeras	aanpassing oppervlaktewaterkwaliteit door helofytenfilters	1993		2,17
11	Nannewijd	laagveenmoeras	opschonen meerbodem, helofytenfilter	1994	1994? ve, hy, bo	2 54;17
12	De Barten	beekdalgrasland, schraalland	compartimentering ('86); EGM kader: slootjes verlegd/gedempt '91	1986, 1991	1992 ve,hy,bo	2,28, *
13	Rottige Meente	laagveenmoeras	vasthouden water en omleiden inlaatwater			2,17
14	't Zwin bij Balk	plas met moerasoevers en graslanden	instelling bufferzone	1995	hy	54

15	Katlijker Schar	laagveenmoeras	omleiding oppervlaktewater, studie naar dempen dwarssloten			54
16	Oosterschar	laagveenmoeras	inlaat boezemwater, helofytenfilter samen met Nannewijd		ve, hy	57
	GRONINGEN					
	DRENTHE					
17	Hazematen	beekdal	wijziging beheer aanliggen (hogere) gronden + buizen in grep-pels verhogen d.m.v. 'kniestukken' (32); sloten dicht (15)	1980-85	'80 ve hy beperkt	32; 15
18	Achterste stukken	beekdal	opzetten waterstanden met doel kwel te verhogen	uitvoer onbe-kend	niet	32
19	Tempelstukken	beekdal	na verwerving slootonderhoud gestaakt, verhoging grondwater-stand	?		4,53
20	Drentse Aa	beekdal	afstroming remmende voorzieningen in hele beekdal, plaggen; recent gebeurt er veel, in het hele gebied stuwtjes (waarbij land-bouw gespaard blijft), Kappersbult is verslechterd	?		4,9,17; 15
21	Gasterense duinen	heide, beekdal	stuw, peilverhoging (vlgs 15 te nat)	ca '83	uitgangssituatie	7
22	Fochteloërveen	hoogveen	afdammen greppels (1965-75), dammen en kades ('76-78,'83,'87), 1000 ha: schermen, dammen (15km) in ('84), schapenbegrazing	1965-1987	hy '78-80 en '85-nu standen; ve ('78'85'92)	5,12
23	Het Rommeltje	heideveentje	drainagebasis verhoogd (drempel in duiker), herstelmaatregelen; het huis wat er staat 'verzuipt'	1988	ve ca 6 jr	9; 15
24	Boswachterijen Gieten, Borger, Schoonloo, Grolloo, Hooghalen	bossen met vennen	afdammen van ontwateringsslootjes (va jaren '80); opschonen en peilverhogen (vennen) van af 1975	va '80 vennen va '75	ve	32, 44,17
25	De Tweelingen	ven	opschonen, peilverhoging, bos gekapt	vanaf 1975 ?		13; 15

26	Elperstroom (Reitma, Stroetma)	beekdal, blauwgrasland	plaatsen stuwen (1976) in kwel afvangende waterleiding, pakt verkeerd uit, in '80 peil naar beneden, plagproef, herstel begreppeling, vegetatie deels hersteld. Begreppeling EGM in '89;	stuw va 1976, greppels '89	'65 (PQ's) ve, hy (standen) ??	32,17, 15,9-,62,*
27	Doldersummer veld	heide	sloten gedempt (rond 1980), leiding verlegd ('81) kappen naaldhout ('67-'76), va '79 maaien van Pijpestrootje, va '79 begrazen en maaien	'78-'81 en later	ve '82 en '92 kartering, hy: schatten oppervl. drassig en open water va '68	7
28	Scharreveld	heide, ven	EGM	voor 1993 (?)	M?	4,9
29	Vossenberg	schraalland, heide	afgrav. bouwvoor, sloten gedempt o.a. Reigersven opgeschoond ('91)	o.a. 1991		7
30	Dwingelderveld	heide, hoogveenslenk	sloten dicht ('83), omleggen leiding ('91), dempen leiding ('92), verwijderen bos ('93), verwijderen bovenlaag ('94) in Holtveen	'83 en v.a. '91	vegetatiekart '84 '94 ve '90, hy '83	44,45, *
31	Ruiner Aa (Dwingeloo)	beekdal	automatische stuwen	1993		4
32	Boerveense plassen	heide, ven	onderduikerd	ca '86 en 1990		7
33	Rheebruggen (Scheidgruppe)	landgoed met beek	sloten gedempt, aanpassing oevers (natuurbouw)	1991		4
34	Boswachterijen Smilde Ruinen Appelscha Gees Dwingeloo Sleenerzand	bos met vennen en heide	afdammen en dichten van greppels t.b.v. peilverhogingen, opschonen; Appelscha: 0,2 ha opgestuwd in kader van EGM	vanaf 1990	basis kart. ve 1x3 jr, hy 1993	44, 62
35	Bosw. Appelscha	bos en beekdal	kappen bos + afgraven	v.a. 1992	ve, hy '92	44
36	Bosw. Dwingeloo	oorspronggebied	kappen bos + afgraven	v.a. 1993	ve, hy '83	44
37	Oosterbos	bos en heide	hoogveenregeneratie	1992	basis kartering '92; ve hy '94	44
38	Bargerveen (Meerstalblok)	hoogveen	hoogveenregeneratie, waterconservering met dammen, maaibeheer bovenveen graslanden	1970-heden	ve ('91) hy ('86)	4, 27, 28,17, *

39	Dalerpeel	hoogveenrestanten	bufferzone (hoogwatersloot), op rand met veen is ws leiding langs Scheerscheveld onderduikerd	1991		7
40	Reest (Drentse deel)	beekdalhooilanden	verhoogde duikers, voeding van oude arm (koppeling en uitbreiding stroomgebied), in '94/95 aanleg drempel in Reest	vanaf 91	niet	4,48
41	Wildenberg	beekdal	ondiepe greppels (regenw.afv.), maatregel niet voldoende omdat er sprake is van een veraard veenpakket, bovendien is greppel inmiddels weer dichtgegroeid, in het deel waar geen veraard veenpakket is verzuring nog niet teruggedrongen	1991	hy (buizen) '91, ve PQ in '93 (kartering uit '91)	8
42	Meeuwenveen	plateau langs beekdal	afplaggen hei, ven opschonen	eind jaren 80	niet	8
43	Schrapveen	beekdal	diepe sloten gedempt, ondiepe begreppeling voor afvoer regenwater, stuw, Aantal soorten reageert goed op maatregel, echter nog teveel zuurminnende soorten, verzuring nog niet teruggedrongen, stuw nog niet goed ingesteld	1990	hy '90 (buizen), ve (pq's) '93, veg.kart 1991	8
	OVERIJSSEL					
44	Weerribben	laagveenmoeras	gemaal dat inlaat opp.water reguleert (1920). Dit leidt tot inlaat vervuild water. Isoleren (v.a. jaren '70) leidt tot ophoping regenwater. Greppels voor afvoer zuur regenwater (midden jaren '80). Sloten door kraggen heen, pompproef waarbij grondwater wordt opgepompt. Maaien + verwijderen houtopslag in Wobbenribben, sinds 1990/91 (?)	1991	ve '92, vegetatiekaart '87 hy standen, kwaliteit	11, *
45	Woldlakenbos	verdroogd laagveen (20jr)	peilverhoging	ca '83	vegkrt '84	11 *
46	Reservaatgeb. Giethoorn	laagveenmoeras	hoogwaterzone op grens natuur/landbouwgebied 1989 43ha, rest 1994	'89 en '94	hy; ve 1982	18; 61
47	De Wieden	laagveenmoeras	hoogwater zone, voorkomen wegzijging, REGIWA	3 à 4 jaar	niet	5,11
48	Kerkvonder (Avereest)	beekdal	beperking afwatering op Reest, verhoging drainagebasis, ondiepe greppel. Valt in zomer nog te veel droog, nog geen duidelijke effecten op vegetatie	1991	ve (PQ)'93, vegkrt '91	8
49	Reestdal	hooiland	beperking afwatering op Reest d.m.v. duikers in sloten (resultaat nog onbekend)	'92 en '93	in voorbereiding	22,48

50	Wateraanvoerplan Witharen	verspreid liggende natuurterreinen op zandgrond	wateraanvoer uit Ommerkanaal in zomermaanden, automatisering stuwen	1991-1993	niet	18
51	Beerseveld, Beerze	heide en hoogveen	hoogwatersloot/wateraanvoer; tegengaan oppervlakkige ontwatering (a) + bufferen grondwaterstand door wateraanvoer (b)	a: jaren '70 b: 1994	a: ve (op het oog) b in voorb.	10; 22
52	Engbertsdijksvenen	hoogveen	(af)dammen, afdichten sloten en wijken met zwartveen (vorming ondoorlatende laag), verwijderen bosopslag (9 verdamping)	sinds jaren '50	ve 1988, hy '88 (?)	11 20; 30-,17,*
53	Boetelerveld	vochtige heide (22)	tegengaan oppervlakkige ontwatering (resultaat onvoldoende: Gt V) (22)	jaren 70 (20)	ve (op oog) hy (standen)	22, 60
54	Schoonheten (onderdeel van 55)	landgoed	water in gebied vastgehouden, beheerder positief over maatregelen, bomen niet verdroogd	1991	niet	60
55	Nijendal	landgoed (bos, klei op zand)	oppompen water in hoofdleiding; overdimensionering wetering en buffersloot	aug '94	hy door WS	60
56	Wierdense veld	hoogveen	vernatting d.m.v. foliescherm (resultaat positief)	1985	ve (op oog) hy (peilbuizen)	22
57	Bergvennen	vennen	opschonen vennen (1993), inlaat opgepompt grondwater (1994)	1993/1994	'92 tot '96 ve, opp.water	22
58	Volterbroek	broekboscomplex, hogere zandgrond	afkoppelen watergang, verontdiepen beek, automatische stuw	recent?		30,17
59	Stroothuizen	7,5 ha voorm. landbouwgebied, het Groene perceel	geen ontwatering meer, afgraven en tevens herstel natuurlijk reliëf	1993	hyd+ veg	21,3,*
60	Punthuizen	schraalland	nieuwste plannen nog niet uitgevoerd; in jaren 70 stuwen, in '86 greppel verondiept waardoor weer opbolling van grondwater optreedt. EGM: Plaggen blauwgrasland ('91). Maaibeheer	jaren '70 en 1986, EGM: 1991	ve,hy, onderzoek	30,21,*
61	Lemselermaten	landbouwperceel 1,3 ha; verder blauwgrasland, heide	bovengrond afgegraven tot minerale ondergrond, drainage verwijderd	1989	veg, veget.kart '93	21,28, 17,22,*
62	Wateraanvoerplan Midden-Oost/Espelose broek	heideterreinen op zandgrond	wateraanvoer (IJsselwater) in zomer, automatisering stuwen	1986-1991	ca 1980 hy standen (i.v.m. winning)	18, 60, 61

63	Boddenbroek	heide (Beenbreek-Vetblad-reeks)	watergang deels gedempt deels verduikerd	3 jaar geleden	?	30
64	Aamsveen	hoogveen, heide	vernatting door compartimentering met Veendammen (22); diverse waterconserverende maatregelen, grenssloot (30)	1991 en '93, grenssloot (1970)	mossen, hy (peilbuizen)	22; 30
65	Haaksbergerveen	hoogveen	waterconservering door (af)dammen (vanaf '71-nu), verwijderen 100 ha berkenopslag ('71-'85)	va jaren '71-heden	onbekend	12, 30,*
	GELDERLAND					
66	Beekvliet/ Stelkampsveld	schraallanden, heide, vennen	plaggen, peilverhoging (24); stuwen in watergang en onderzoek, in verleden ook afgegraven (34)		ve, 5 pq's vanaf 1967 in Stelkampsveld (49), hy vanaf '94 (51)	24; 34, 49, 51, 17
67	Korenburgerveen	komveen	begreppelen, plaggen, kwelinvloed vergroot, omleiden landbouwwater	1994		6, 23
68	Nonneven (Winterswijk)	grasland	aanleg tweetal stuwen en tweetal leemdammen om peil in sloot op te zetten. Uitgraven ondiepe geul en schotelvormige verlaging (max. 50 cm diep)	1993		33
69	De Elzen	grasland	afgraven perceel, herprofileren ontwateringsgreppel	1993	ve?	33
70	Woldse veen	hoogveen	dam			5
71	Bijvanck	landgoed, bos	maatregel? REGIWA	recent		5
72	Leusveld	landgoed, loofbos	peilen opzetten, verondiepen watergangen, beekherstel	1995 - 1996	1993	5, 23, 56
73	De Bruuk	blauwgraslanden	experimenten toevoeging ijzer aan inlaatwater (vlgs 16); lokale maatregelen om invloed kwel te versterken (vlgs 17)	? (16); ca. 1980 (17)		16,17
74	Oosterwolde	klei op veengebied, weidevogelgebied	(hydr ?) uitvoering inrichting in 1994	1994?		24, 51, 23
75	Eperbeken	beekdal	herinrichting afwateringsstelsel, beekherstel	1995 - 1996		23, 56
76	Wisselsche veen	grasland	greppels gedicht, verontdiept en afvoer bovengrond	1993	ve hy	23; 33
77	Verbrande Bos (Landgoed Staverden)	blauwgraslanden; vochtige heide	opzetten peilen, herstel lokale kwel (16); ontbossen, waterhuishouding veranderd door o.a. plaatsen stuwen, verontdiepen en dempen sloten (33)	(16) 1e fase '89, 2e fase '93	veg + hy (33)	16; 33

78	Staverden	moerasbos	vasthouden water d.m.v. stuw	1993	ve	33
79	Kootwijkerveen	hoogveentje, schraalland	opzetten peil (17); dam in sloot + afgegraven bovengrond (24) schraalland: maaibeheer (va '68), weinig resultaat, daarom 2 m afgegraven (1984), waterpeil8 door dam (1986)	1983 1984 1986	ve ('84), hy (va '86)	17; 24,49,*
80	Veldbeek		omleiding aangelegd			23
81	Arkemheen	klei op veen	beperkte inrichting, beekomlegging (1994)	1994		24, 51
82	Bennekomse Meent	blauwgrasland	waterpeil in omgeving omhoog	ca '94	ve hy bo	6, 46,17
83	Veenkampen	klei op veen	waterstanden omhoog, aanvoer basisch water	ca '84 (waterstanden)	'86 ve, bo, hy	1, 6
84	Eendenkooi Batenburg (Batenburg)	eendenkooi	oppompen grondwater	jaren '60	hy	33
85	De Regulieren	komkleigebied, afwisselend grasland en bos	gecompartimenteerd d.m.v. stuwen en dammen waardoor in reservaat hoge waterstanden mogelijk zijn	1988		33
86	Grote Ven (Doetichem)	ven	opgeschoond (EGM)	1991	'91 ve, hy	8
87	Aaltense goor	schraal grasland	stuwen geplaatst, waterconservering	circa 1980		23
	UTRECHT					
88	Achterbergse hooilanden	schraalland	nog niets gebeurd (volgens Firet)			25,26; 6
89	Blauwe hel	schraalland	greppels afsluiten			6
90	Meeuwenkampje	schraalland	maaiveld verlaagd		ve 1993	26,17
91	Den Treek (Gelderse Vallei, Lange veen, Hazewater)	heide terreintjes	stuwen ter voorkoming van wegzijging (ca '85 volgens 46, binnenkort volgens 25)	ca '85 (46)	hy ve	25; 46
92	Groot Zandbrink	heide en schraalland	greppels aangelegd	1990	'91 (EGM)	26
93	Soesterveen	heide en veenrestanten	veengebied is afgegraven (hoogveenregeneratie)	1979?	hy '79 ve '79-'85	25
94	Westbroekse zodden	laagveenmoeras	plaggen/afgraven percelen tot waterdiepte van 25 à 100 cm, onderzoek RUU naar herstel trilvenen, graven sloten; zie artikel enige jaren geleden	1992	ve	11,28,41, 17

95	Molenpolder	laagveenmoeras	nieuwe petgaten gegraven, EGM-kader, onderzoek RUU (M); 9 ha is begreppeld (62)	'89 EGM		26,17, 62
96	Polder Broek en polder Blokland	2 eendekooien met daaromheen grasland, klei op veenbodem	stuwen, dammen, windmolen voor inlaat, sloten; peilopzetten in de toekomst	1993; toekomst	hy door LD, ve?	31
97	Hoge Grienden Lopikerwaard	griend, klei (en veen)	opheffen onderbemaling, isoleren van omgeving	1985	niet bekend	31
98	Schraallanden langs de Meije	schraalland	ringsloot (1966) verlenging aanvoerweg ter verbetering waterkwaliteit opp.water en greppels voor afvoer regenwater ('78), plaatselijk geplagd ('80); verlegging ringsloot (1991) + plaggen, nieuwe sloten 1994	ca '83	hy:'80 peilen ('93 nieuw meetnet; ve: kartering 1945, '77 + '89, in 92 en 94 PQ's plagplekken	25,11,* 17
99	Demmerik	weidevogelreservaat in laagveengebied	hoge en lage polderpeilen door damwand gescheiden, eutrofiëringsbestrijding	deels in 19..		26,17
100	Botshol	laagveenmoeras, zwakbrak	waterkwal. verbetering	1988	1988 - 1992 ve, wkwal. vanaf '92 minder intensief	5,48
	NOORD-HOLLAND					
101	Moksloot	duinvallei	pompstation gesloten, geplagd + gemaaid	1992		28
102	Mandenvallei	duinvallei	uitgraven van door kustafslag verdroogde duinvallei	1984	ve: streeplijst va '85	34,*
103	Grafelijkheidsduinen (Den Helder)	duinvallei	vernatting na stopzetten grondwaterwinning (1980), sinds kort ook beheerd door NH Landschap (begrazing runderen)	1980-1985	ve: ca '80 en '97 hy: peilbuizen '85	34,*
104	Zwanewater	duinvallei, hooi/rietland	scherm geplaatst REGIWA	recent?		5
105	De Kil (Noordhollands duinreservaat)	duinvallei	vernatting nog niet opgetreden ondanks maatregelen (stoppen van winning) in 1989	1989	M hy,ve,bo	27,*
106	Reggers Sanders vlak (e.a. lokaties in Noordhollands Duinreservaat)	duinvallei	geleidelijk stoppen van de winning ('76-89), aanvullend plagproeven ('76 ,'85 en '91) en maaibeheer	winning '76'89 plag 76'85'91	ve: '76 '82 kart hy: peil va '50 ve,hy,bo '91 (28)	28; 34,50,*

107	Limmer Die	overgang strandwal/veen, grasland en blauwgrasland	aanleg greppels, oppervlakte water aanvoer?	gepland		28, 41
108	Ilperveld	brakwater laagveenmoeras	zie EGM boekje (11); Greppels en sloten en plaggen voorgesteld (28,41)	?		11; 28, 41
109	Het Vogelmeer	duinvallei	gegraven duinmeer		ve aantal pq's sinds 1959	34, 49
110	Naardermeer	natuurl. meer	waterkwal. verbetering defosfaterings installatie	1984	waterplanten	5
111	Meeuwenveen (te Bergen)	ven, hoogveen, natte heide	injecteren en vrije verloop grondwater	1993		47
	ZUID-HOLLAND					
112	Nieuwkoopse plassen	laagveenmoeras	alleen eutrofiëringsbestrijding (waterkwaliteit), vanaf 1994 uitgraven verlande petgaten (58)	1988		5, 55; 58
113	Duivenvoordse en Veenzijdse polder	weidevogelgebied, klei-op-veen	peilen omhoog, loskoppelen peilsystemen (REGIWA)	1993	niet	26, 59
114	Middelduinen	duinvallei	plaggen/maaien	1990/'91	'85 ve hy bo (46)	28; 46 (M info)
115	Oude land van Strijen	veenweide	isolatie, doodlopende sloten maken	1991	M ja	58
116	Krimpenerwaard, Nooitgedacht	veenweide	hydr. isoleren, langere aanvoerweg, peil opzetten, plaggen, doorspoelen	1993 - 1994	M ja	58
117	Vijfheerenlanden polder de Boezem	veenweide	plaggen, peil opzetten (van begraasd gs naar laagveenmoeras)	1993 - 1994	M ja	58
118	Flakkee	brakke kreken	hydrologisch isoleren, natuurlijk peilverloop	1994 - 1995	niet	58
119	Hoekse Waard - oost	brakke kreken	plaatsen stuw, verruimen kreken	1994	niet	58
120	Vijfheerenlanden, de Eng	oude rivieruiterwaard	natuurlijk peilverloop, voldoende aanvoer	1994	niet	58
121	de Klip, Wassenaar	duinzoom, voormalige bollengrond	afgraven, hydr. isolatie, natuurlijk peilverloop	1994 - 1995 , M nee		58
	ZEELAND					
122	Zeepeduinen	duinvallei	vernatting door vermindering waterwinning ('78), geen verhoging van natuurwaarden; aanvullend beheer in 1986 (plaggen, stimuleren verstuiving)	1978 1986	ve: pq's 1978 hy: peilbuizen bij pq's	34,27,*

123	Oranjezon	duinvallei	vernatting na dichten van open winning	1992		38
124	Yerseke Moer	poelgronden	opzetten van peil in natuurgebied na ruilverkaveling (hierdoor kwel verdwenen?), in deel gebied juist toename kwel door verbreding van kanaal door Zuid-Beveland	?		39
125	duinen Biggekerke	duinrand	vernatting door stopzetten waterwinning, water wordt echter afgevoerd om te voorkomen dat bos verdrinkt, daardoor geen natte duingedeelten	?		39
	NOORD-BRABANT					
126	Halstersche Laag (Halsteren)	schraallanden op overgang zand naar klei	percelen afgegraven en verlaagd, resultaten onbekend	1991		37,17
127	Kortenhoef	voormalige natte heide, extensief landbouwkundig gebruikt	afgraven van bouwvoor (en dichtgooien greppels?)	1993		37,17
128	Groote Meer (Brabantse Wal)	ven	ter compensatie van verdroging door waterwinning wordt grondwater ingepompt via bezinkingsbekken (waar ijzer uit kan vlokken)	? paar jaar geleden		36
129	Rozenven	heide met ven in naaldbossen	beperking oppervlakkige ontwatering, afplaggen vergraste heide, leidden tot uitbreiding/terugkeer Beenbreek, Zonnedauw en Klokjesgentiaan	ca 1978		35
130	Padvindersven	ven	opschoning en bekalking	1989		16
131	Pannenhoef (Rijsbergen)	beekdal met moerasbos en struweel	vernatting door opzetten van de beekloop ('91); op klein stuk is door kappen struiken en afplaggen weer waardevol schraalgrasland onder invloed lokale kwel ontstaan (met o.m. Klein Glidkruid) '81	1991 1981		34, 35
132	Mastbos	naald- en loofbos op Pleistoceen	vernatting door achterwege laten onderhoud watergangen en peilverhoging	vanaf 1991	hy	37,17
133	Halsche Beemden (Merkske)	beekdalgraslanden	herstel van begreppeling voor afvoer regenwater	'87	(46): hy	34, 46,17
134	bossen bij Chaam	naaldbossen	vernatting door achterwege laten onderhoud watergangen, afsluiten duikers en aanbrengen stuwen	vanaf 1991		37,17
135	Rechte Heide	natte en vochtige heide, beekdal van de Leij	door achterwege laten onderhoud van de Leij is beekdal sterk vernat	1991/1992		35, 40

136	Den Dulver (Sprang-Capelle)	schraalgraslanden, broekbos en trilveen	inlaat van water, werkt slechts matig door sterke wegzijging en kwal. inlaatwater	1976 tot 1998		34, 35, 17
137	Labbegat	schraalgraslanden en trilveen	afgraven terrein (2 -1 m) ('91-'92 13 percelen) met afhankelijk van diepte positief resultaat. Meer (en dieper) afgraven in toekomst Tevens detailontwatering en stuwen van waterpeil in omgeving	1991-'92	ve: integr kart.'87, slootkanten '90, afgegraven percelen '90+'94 hy + bo: '91,'92	35, 36, 37, 17,*
138	bossen langs de Zandley (Udenhout)	vochtige eikenbossen op lemige bodem	de Zandley is in de 60er jaren gegraven en had verdrogend effect op de bossen (verdwijnen Sleutelbloem); door aanleg van puinstuwen in de Zandley is peil verhoogd	ca 1978		35
139	Nemelaer	broekbos, hooilanden en natte heide en moeras	aanvoer van oppervlaktewater uit nabijgelegen kwelgebied	ca. 1988		35,40
140	Roovertse heide (Hilvarenbeek)	heidegebied	verwijderen naaldbos, weghalen detailontwatering en beweiding; sindsdien duidelijk vernat	1991-1992		40
141	De Mortelen	landgoed met bos en graslanden	aanleg puinstuwen in grote watergangen, verder maatregelen in studie	1991		40
142	Landschotse heide	natte heide	greppels en slootjes zijn dichtgegooid, leidde binnen 1 jaar tot vernatting	1991		36
143	Reuselse Moeren	natte heide en hoogveen	peil opgezet, hierdoor 'dood' water ('75). Nu waterleiding langs het gebied waardoor herstel lokale inzijging en kwel ('91); verder is er geplagd. In laagtes nu weer toevoer van relatief kalkrijk water. Herstel van natte heide	peil 1975; 1991, leiding + plaggen	vanaf 1991	17,37
144	Strijper Aa	vennen, broekbos	herstel lokale kwel	1994/1995		17, 52
145	Beuven	ven	waterkwaliteit	1986		16, 17,52
146	Goorloop			1993	hy	46
147	Gulden Aa/Bakelse Aa		?	1987	ve hy	46
148	Urkhovense Zeggen (Eind-hoven)	broekbossen, schraallanden en moeras langs de Dommel	door stuw bij watermolen is peil Dommel nog hoog; een waterlossing die loosde benedenstrooms van de watermolen doorsnijdt echter gebied en is nu gestuwd	1990		36
149	Leende	bos, heide en vennen	tegengaan detailontwatering, deels uitgevoerd			52

150	Witte Loop (Strabrechtse heide)	beek door heidegebied	beperking afwaterende werking t.b.v. herstel heideveg. Afspraken waterschap gemaakt			52
	LIMBURG					
151	Zwartwater-Ravensvennen	stuifzandcomplex met vennen en broekbos	plaatsen van stuwen in lossingen (93), baggeren Venkoelen (94) herinrichting Vreewaterlossing (95), REGIWA	1993 ev		42
152	Deurnse Peel	hoogveengebied	afdammen sloten, stuwen in Soeloop, voor toekomstplannen zie 42	1990 (vlgs 34), 1994 (vlgs 46), 1992 (vgls 52)	ve hy (46)	34; 46, 52, 17, 42
153	Maria Peel (Grauwveen)	hoogveengebied	dammen aangelegd en maaswater ingelaten (comp.) vanaf '73 Vanaf '94 wordt o.a. afwatering aangepast (52, 42)	va 1973, 1994	hy, ve (srten);	29,16, 17, 52, 42
154	Grote Peel	veengebied	sloten afgedamd; interne waterhuishouding aangepast ('84). In 1995 worden bufferzones ingesteld (52)	1953/54 1984	wa, ve niet ?	29, 17, 52
155	Grote Moost	open water, wilgenstruweel, heischraal grasland	aanvoer gedefosfateerd Maaswater	1994		16,52,17; 42
156	Sarsvennen, De Banen	ven, broekbos	Banen gebaggerd, wateraanvoer gestopt, stuw; inlaat opgepompt grondwater. Vavag 1994 vervolgmaatregelen	1992	ve,hy (niet systematisch	29, 16; 42
157	Heidsche Peel	peelrestant	voorbereiding	1994		52
158	Heuloerbroek	broekbos en schraalland in winterbed van de Maas	afwatering uit gebied beperkten effecten van waterwinning compenseren	begin 1994		52
159	Schuitwater	voormalige Maasmeanders met broekbos, plassen en schraalland	vernattingsmaatregelen in 1994 uit te voeren	1994		52
160	Koelbroek	broekbossen	maatregelen om gebiedseigen water te benutten	1994		52
161	Scherliet	Peelrestant	vernatten met gebiedseigen water	1994		52
162	De Snep	ven met kanaalkwel	ven opschonen t.b.v. oeverkruidverbond	1994		52
163	Kleine Moost	peelrestant, broekbos	aanvoer landbouwwater stoppen, ander water inlaten; plaatsen stuwen en gemaal	1994		52;42

164	Moeselpeel	broekbos en rietmoeras	maatregelen om kwel beter te benutten	1994		52
165	Leudal	beek met afgesloten oude meanders, broekbos en grasland	verbinding met meanders herstellen, peil opzetten	1994		52, 42
166	Meinweg	diverse vennen en natte heide	opschonen vennen, plaggen heide	1994, 1995		52
167	De Doort	boomkikkerplas en Horsterplas, voormalige lanbouwgronden	?, opschonen ven, creëren natte delen, aanpassen beekloop (v.a. '94), boomkikkerplas ('93),	1993 1994 en verder		52
168	Bunderbos	broekbos met kalkrijke kwel	bestrijding verdroging	onbekend, in voorbereiding		52
169	Gulpdal	beekmilieus en graslanden	herstel beekmilieus en aanliggende graslanden	1994		52
170	Nederpeel	beekbegeleidend broekbos	plaatsen stuw	1994		42
171	Kruispeel	bovenloop Tungelroyse beek, oorspronkelijk nat heidegebied met (verdroogd) ven	plaatsen stuw	1994		42
172	De Krang	broekbos in beekdal van Tungelroyse beek	opheffen drainage door Noodbeek door plaatselijk dempen	1994		42
173	Wijffelterbroek	broekbos	plaatsen stuw in de Raam	1994		42
174	Areven	broekbos	plaatsen stuwen	1994		42

LIJST VAN INFORMANTEN

1) dhr R. Kemmers (Staring Centrum)
2) dhr N. Schotsman (Provincie Friesland)
3) mw A. van de Vijver (Provincie Drenthe)
4) dhr Sprokholt (LD Drenthe)
5) Natuurmonumenten (B. van Tooren, N. Straathof, M. van der Heiden)
6) dhr D. van der Hoek (LUW vakgroep Natuurbeheer)
7) dhr E. van der Bilt (Drents landschap)
8) dhr U. Vegter (IWACO)
9) dhr H. Dekker (NBLF Drenthe)
10) dhr R. Kloosterman (WMO)
11) dhr G. van Wirdum (IBN-DLO)
12) dhr K.S Voetberg (1987) 'Verdroging in Nederland' (p161)
13) Dam H. & G. Arts (1993) 'Ecol.verand.Drentse vennen' Provincie Drenthe
14) mw L. Zonneveld (LB&P)
15) dhr W. ten Klooster (SBB regio Drenthe noord)
16) dhr J. Roelofs (KUN)
17) dhr J.G. Streefkerk, H.J. Berenschot (contactpersoon), C. Beets (SBB-Driebergen)
18) dhr G. Tuinstra (LD Overijssel)
19) dhr Tienstra (Provincie Overijssel)
20) dhr S. Groen (NBLF Overijssel)
21) dhr A.T.W. Eysink SBB (Overijssel regio 7, district Twente)
22) dhr M. Knigge (Overijssels landschap)
23) dhr C. Budding (ecoloog, LD Gelderland)
24) dhr C. Schepers (SBB Veluwe achterhoek regio 8)
25) dhr B. Van Arkel (Provincie Utrecht)
26) dhr M. Firet (SBB Utrecht regio 9)
27) dhr W. Koerselman (KIWA)
28) dhr A. Jansen (KIWA)
29) dhr H. Joosten (Rijksuniversiteit Utrecht)
30) dhr H. Albers (NBLF)
31) dhr J. de Jong (LD Utrecht)
32) dhr J. Kalb (SBB Drenthe regio noord)
33) dhr W.M.J. den Boer (via T. Roozen) Het Geldersch Landschap
34) dhr H. Runhaar (CML, Leiden)
35) dhr M. Versteegen (Prov. Noord-Brabant)
36) dhr R. Stuurman (TNO-IGG)
37) dhr A.J. IJzerman (SBB Tilburg)
38) dhr M. Jansen (Stichting Duinbehoud)
39) dhr W. van Wijngaarden (Prov. Zeeland)
40) dhr J. Baan (Brabantslandschap)
41) dhr B. Beltman (RUU, biologie)
42) mevr C. van Gool (Prov. Limburg)
43) dhr Vos (Natuurmonumenten Limburg)
44) dhr E. Takman (SBB Drenthe-regio zuid)
45) dhr R. van Leeuwen (SBB Drenthe-regio zuid)
46) dhr P. Veen (IWACO)
47) dhr R. Gerats (Limburgs Landschap)
48) dhr H.J. Haveman (waterschap Riegmeer)
49) dhr G. Londo (IBN)
50) dhr R. Slings (PWN, zie brief)
51) dhr A. Hottinga (SBB Veluwe Achterhoek)
52) dhr P. Bossenbroek (SBB Peel en Maas)
53) dhr J. Gerards (LD Drenthe)
54) dhr F.W. Zwietering (Waterschap Friesland)
55) dhr J.W. van Rijn van Alkemade, inspecteur NM, ZH - Zl
56) dhr A. Slijkhuis, ws Oost Veluwe
57) dhr T. Garritsen, RUU
58) dhr R. van Westrienen, LD ZH afd. O&E
59) dhr H. Kempen, LD ZH, afd. CTA
60) dhr C. Griffioen, Waterschap Salland
61) dhr H. Geerlink, Landinrichtingsdienst
62) dhr E. Brouwer (KUN) overzicht EGM-projecten

BIJLAGE 2 Beschrijving voorbeeldgebieden

In deze bijlage wordt een aantal gebieden beschreven waar herstelmaatregelen hebben plaatsgevonden. De ervaringen die in deze gebieden zijn opgedaan zijn in het basisrapport verwerkt. Bij het verzamelen van informatie over deze voorbeeldgebieden is de volgende checklist aangehouden:

1 Terrein

Object:
Beheerder:
Contactp.:
Oppervlak:
Terreintype:
Probleem:
Oorzaken:
Ingrepen:
Gegevens:

2 Maatregelen

Welke maatregelen zijn uitgevoerd?
Wat waren de beoogde effecten?
Welke interfererende maatregelen zijn in de loop van de tijd gepleegd?
Geef de ingrepen en een inschatting van de effecten weer op een grafiek.

3 Monitoring

Wat is er gemonitord?
Wat is de aard van de beschikbare gegevens?

4 Resultaten en verwachtingen

Geef een (globale) aanduiding van veranderingen in hydrologie, bodem en vegetatie.
Tot welk herstel hebben maatregelen geleid?
Zijn er correlaties en causale verbanden af te leiden?

5 'Beoordeling'

Is er verhoging van de natuurwaarden opgetreden?

6 Conclusies en aanbevelingen

Wat valt uit de opgedane ervaringen te leren?

Bij de beschrijving van de terreinen wordt dezelfde volgorde en opbouw aangehouden als in de checklist.

Hoogveengebieden

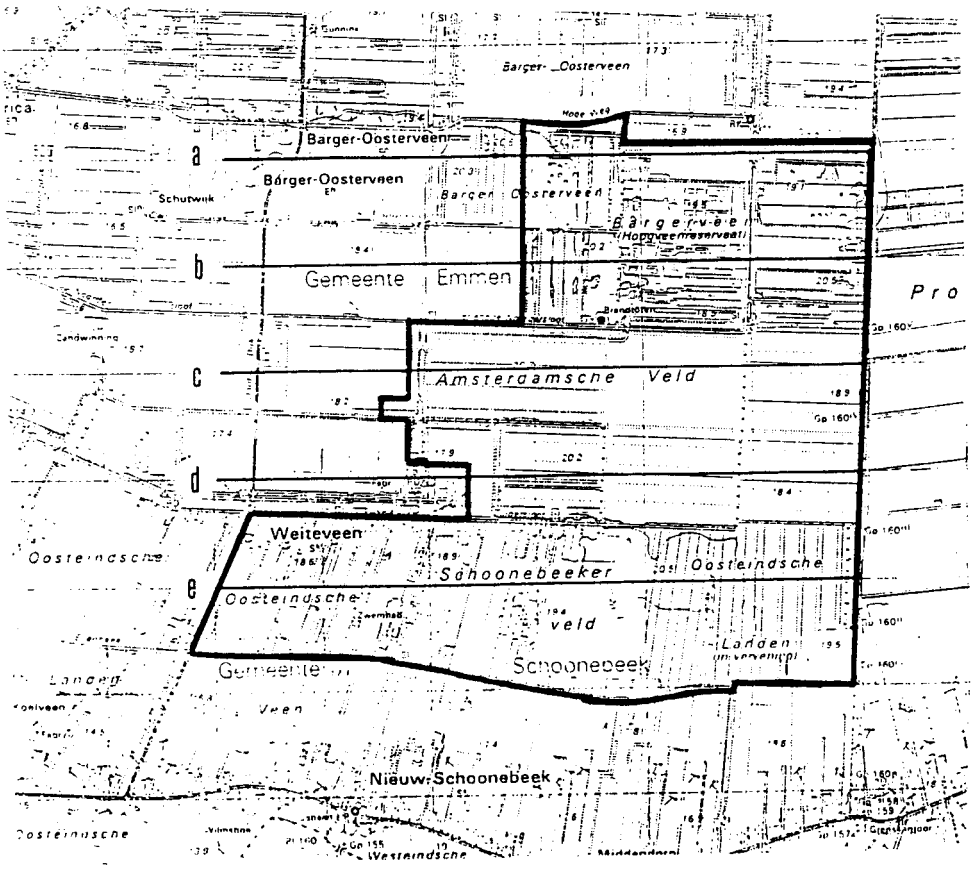
1.1 Bargerveen

1.1.1 Terrein

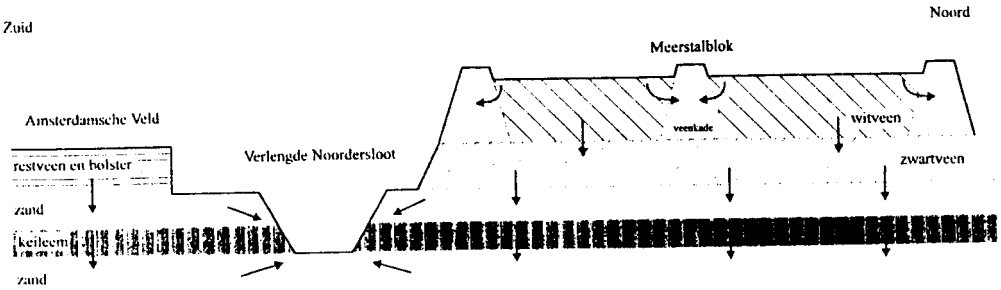
Object: Bargerveen
Beheerder: Staatsbosbeheer Drenthe - zuid
Contactp.: dhr. R. van Leeuwen
Oppervlak: circa 2000 ha
Terreintype: hoogveen
Probleem: verdroging
Oorzaak: ontginning
Maatregel: aanleg dammen

Kenschets

Het Bargerveen is een hoogveengebied dat onderdeel uitmaakt van een door de Hondsrug en Hunzedal gedomineerd systeem. Het reliëf, in combinatie met de in de ondergrond voorkomende ondoorlatende lagen en de gegeven klimatologische omstandigheden, was verantwoordelijk voor het ontstaan van een uitgestrekt veengebied, het Bourtangerveen.
Het huidige reservaat Bargerveen, figuur 1, ligt aan de rand van het oorspronkelijke veen en is hoofdzakelijk door 'versomping' (vermorsing) ontstaan. De voedselarme zandondergrond werd steeds natter door overtollige water uit het zich uitbreidende veen. Op de minerale ondergrond kon zich hierdoor direct ombrotroof veen vormen. Afwatering vond plaats via diverse veenstromen.
Veel later vond, gedeeltelijk systematisch, vervening plaats. Hieraan voorafgaand werden kanalen en wijken gegraven. Het zuidelijk reservaatsdeel werd sterk aangetast door aanleg van de Verlengde Noordersloot die een doorsnijding van de Hondsrug vormt. In het noorden is het oorspronkelijke veen vrijwel geheel omgezet in dalgronden.
Het huidige reservaat bestaat uit zo'n 2000 ha hoogveenrestant. Het gebied ligt in een totaal veranderd landschap en is hydrologisch sterk beïnvloed. Het Bargerveen wordt veelal in drie deelgebieden gesplitst namelijk Meerstalblok, Amsterdamsche Veld en Schoonebeekerveld (oost en west).



Figuur 1 Ligging van het huidige reservaat Bargerveen



Figuur 2 Schematische doorsnede van het Bargerveen en de ligging van de Verlengde Noordersloot

Kenschets waterhuishouding
De isohypsen uit het tweede watervoerende pakket vertonen in het onderzoek van Streefkerk en Oosterlee (Ganzevles, 1992) een gelijkmatig beeld; het stromingspatroon is west-zuid-west gericht. De drainerende invloed van het dal van het Schoonebekerdiep is waarneembaar. De gebieden ten noorden van het Bargerveen alsook het gebied ten oosten op Duits grondgebied functioneren als infiltratiegebied voor het watervoerend pakket door een directe voeding vanuit neerslag en voeding vanuit kanalen en vaarten. De Verlengde Noordersloot heeft in het oostelijk deel van het Amsterdamsche Veld invloed op het tweede watervoerende pakket, zie schematische doorsnede in figuur 2. De isohypsen in het eerste watervoerende pakket zijn minder regelmatig. De ligging van de waterscheiding is van invloed; deze bevindt zich in de richting noord-west / zuid-oost ter plekke van de Hondsrug. Daarnaast is de drainerende werking van diverse sloten en wijken van belang. Met name de verlengde Noordersloot beïnvloedt het gebied sterk doordat deze de waterscheiding doorsnijdt.
Wanneer stijghoogten uit watervoerend pakket (=wvp) 1 en 2 worden vergeleken blijkt dat op een aantal plaatsen langs diepe wijken of in beekdalen een kweldruk tussen wvp 1 en 2 te bestaan. Tussen wvp 1 en het freatisch water is dit plaatselijk eveneens het geval het geval.
Uit onderzoek van Streefkerk en Oosterlee (Ganzevles, 1992) blijkt tevens dat de stijghoogte in de zandondergrond op veel plaatsen niet tot aan de veenbasis reikt. Hierdoor ontstaat er een vergroot wegzijgingsrisico. Door peilverhoging in de Verlengde Noordersloot, de Kamerlingswijk en de Puritsloot blijkt uit modelberekeningen dat de grondwaterscheiding met de Hondsrug weer te herstellen is en dat van de 1100 ha waar keileem aanwezig is er over een oppervlak van 550 ha de stijghoogte van het 1e wvp tot aan de veenbasis kan reiken of zelfs overschrijden. Dit zijn belangrijke gegevens voor hoogveenregeneratie.
In zijn algemeenheid wordt het water in compartimenten vastgehouden en worden overschotten via overlaten en andere compartimenten afgevoerd.

1.1.2 Maatregelen

Welke maatregelen zijn uitgevoerd?
Hieronder volgt een korte typering van de uitgangssituatie na verwerving en de huidige beheerssituatie, waarbij de belangrijkste maatregelen worden genoemd.

Meerstalblok
Uitgangssituatie na verwerving:
- gedeeltelijk intact profiel, oppervlakkig begreppeld incl. meerstal;
- witveenrestanten;
- zwartveenrestanten;
- splittingen;
- bovenveengraslanden.

Maatregelen
Vanaf 1968 is men begonnen met kleinschalige inrichtingsmaatregelen door het afdammen van boekweitgreppels en bolstersplittingen. Daarna, rond 1975, zijn er langere dammen aangelegd om grotere compartimenten te realiseren. Vanaf 1981 zijn twee onvergraven delen van het Meerstalblok met elkaar verbonden. Daarna zijn verschillende deelgebieden van het Meerstalblok systematisch afgedamd en in compartimenten gedeeld. Voorafgaand aan damaanleg is veelal de opslag van berk en incidenteel Prunus verwijderd.

Huidige beheerssituatie (1992):
- begreppeling geblokkeerd;
- oorspronkelijk kerngebied omringd met (witveen)dam;
- in zwartveenrestanten compartimentering toegepast;
- splittingen met zwartveen opgevuld en afgedamd;
- op bovenveengraslanden maaibeheer toegepast.

Amsterdamsche Veld
Uitgangssituatie na verwerving:
- vergraven, met restveen van variabele dikte en ca. 50 cm bonkveen;
- sloten tot in zandondergrond;
- deels in vervening.

Maatregelen
In de loop van de jaren '80 is hier gestopt met vervening. Vanaf 1982 is gestart met inrichtingswerkzaamheden, waarbij greppels en sloten zijn gedempt. In de lager gelegen delen zijn dammen aangelegd om compartimenten te creëren.

Huidige beheerssituatie (1992):
- sloten gedicht met zwartveen;
- gedeeltelijke compartimentering;
- inundatie (gedeeltelijk).

Schoonebeekerveld-oost
Uitgangssituatie na verwerving:
- afwisselend vergraven/onvergraven (bovenveencultuur);
- matig ontwaterd.

Maatregelen
Plaatselijk zijn hier dammen aangelegd en greppels afgedamd. Er zijn plannen tot verdere inrichting.

Huidige beheerssituatie (1992):
- verschralingsbeheer bovenveengraslanden (beweiding/maaien);
- schapenbegrazing binnen raster; (verpachte) graslanden;
- lokale ingrepen in de waterhuishouding.

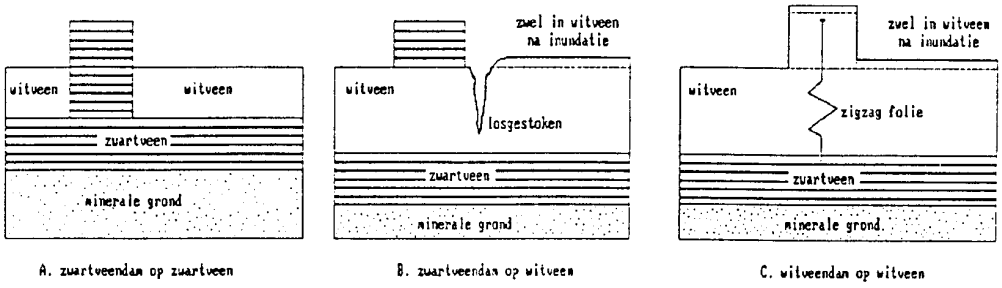
Schoonebeekerveld-west
Uitgangssituatie na verwerving:
- vergraven, deels alleen witveen verwijderd, deels afgegraven tot op zandondergrond, deels met zwartveenrestant tot 50 cm;
- sterk ontwaterd;
- zandopduiking, waarop opgaande begroeiing en voormalige bewoning.

Maatregelen
Er zijn nog geen inrichtingsmaatregelen uitgevoerd.

Huidige beheersituatie (1992):
- in afwachting van afloop vervening.

In de loop van de tijd zijn er diverse soorten dammen aangelegd.
De belangrijkste zijn, zie figuur 3 (Ganzevles, 1992):
A: zwartveendam op zwartveen
B: zwartveendam op witveen
C: witveendam op witveen

A is de minst doorlatende vorm. Bij B kan er in principe nog water door het witveen stromen. De ervaring heeft geleerd dat het witveen ter plaatse van de dam gescheurd moet worden omdat anders bij het zwellen van het witveen de dam schuin wegzakt. Type C ontwijkt dit bovenstaand gevaar omdat ook de dam meezwelt. Deze dam is echter vrij doorlatend en wordt daarom altijd in combinatie met folie toegepast. De folie wordt zigzagsgewijs aangebracht zodat het zwellen niet wordt gehinderd.



Figuur 3 Typen dammen (Ganzevles, 1992)

Plannen en onderzoek

In het Bargerveen is veel hydrologisch onderzoek verricht (Ganzevles, 1992). Door middel van diverse methodieken worden veranderingen in de hydrologie nagegaan. In het Meerstalblok blijken de demping van de wijken (Schultwijk en Schonewijk) in resp. 1982 en 1983 en de damaanleg daarna van grote invloed geweest te zijn op de grondwaterstand. Gesteld wordt dat de demping een stabilisering van de fluctuaties in de peilen tot gevolg heeft gehad, en dat een hydrologisch homogenere situatie in het onderste deel van de catotelm is ontstaan. Terwijl eerst hoogveenvorming in het sterk aangetaste reservaat uitgesloten was, hebben deze maatregelen en vervolgens de compartimentsgewijze inrichting een nieuwe uitgangssituatie voor hoogveenvorming geschapen. De veenvorming is op gang gekomen; op korte termijn wordt grootschalige hoogveenvorming, mede door de compartimentsgewijze inrichting, niet verwacht.

Door het Waterschap de Bargerbeek is een waterbeheersingsplan opgesteld. Fase 1 hiervan is uitgevoerd en omvatte kleine maatregelen zoals het plaatsen van regelbare stuwen en het verhogen van enkele duikers of deze geheel verwijderen. In de tweede fase is een leemlaag aangebracht tegen het talud van de verlengde Noordersloot. Door te hoge kweldruk bleek deze niet effectief waardoor deze maatregel is mislukt. Hierom is fase drie opgesteld (ten tijde van opstellen beheersplan nog niet uitgevoerd). In deze fase zullen de volgende maatregelen worden getroffen:

- het dichten van de Verlengde Noordersloot: het westelijk deel met een schotblak en het oostelijk deel met zwartveen.
- herinrichting van het ontwateringsstelsel ten westen van de waterscheiding en verplaatsing van de waterleiding en in verband daarmee inrichting van een bufferzone aan de westzijde van het Amsterdamsche Veld
- verandering van het peilbeheer in het noordelijk landbouwgebied
- laten functioneren van twee bergingsstuwen in de Kamerlingswijk
- aanpassen van enkele afvoerleidingen met stuwen

De komende planperiode 1992 - 2002 zal gebruikt worden om delen waar de begreppeling nog niet is afgedamd dit te voltooien. Verder zal fase 3 van het waterbeheersingsplan Bargerbeek worden uitgevoerd. Bij waterafvoer wordt gekozen voor een overlaat vanaf een vast niveau hetgeen de stabiliteit ten goede komt.

Wat waren de beoogde effecten?

Algemeen beoogt effect was het herstel van hoogontwikkeling. Vanaf het moment van eerste aankoop in de jaren 60 werden (in eerste instantie kleinschalige) ingrepen gepleegd gericht op het herstel hoogveen-levensgemeenschappen. In de loop van de tijd is de nadruk steeds meer komen te liggen op de manipulatie van de waterhuishouding zodanig dat niet alleen het behoud van het rustend en levend hoogveen werd gegarandeerd, maar tevens dat voorwaarden voor de uitbreiding van veenmosvegetaties werden gerealiseerd. In het beheersplan 1981 - 1991 is gekozen om van behoud naar ontwikkeling te streven.

Vanaf dat moment zijn ook inrichtingsmaatregelen buiten de hoogveenkern genomen. Bij de ontwikkelingsmogelijkheden in het nieuwe beheersplan 1992 - 2002 wordt onderscheid gemaakt naar veenvormende kerngebieden, veenrandgebieden en bovenveengraslanden.

Voor het hoogveenrestant zijn tevens een aantal ecohydrologische randvoorwaarden geformuleerd. Dit zijn:
- de watervoorziening dient uitsluitend door middel van regenwater plaats te vinden (met uitzondering van plaatsen met initiële moerasvorming);
- de waterstand in het hoogveen mag niet beneden de 20 cm-mv dalen en het waterpeil moet zo stabiel mogelijk gehouden worden;
- naast peilbeheersing is stabilisatie mogelijk door middel van het opvangen van bergingsveranderingen door witveen (hydrologisch acrotelmcondities) en door verspreidt door het gebied voorkomen van open water;
- als uitgangspunt geldt een systeem noodzakelijke afvoer van 110 mm/jr (theoretische aanname). Deze afvoer - gepaard gaande met afvoer van nutriënten - wordt als een bestaansvoorwaarde van levend hoogveen gezien;
- in verband daarmee mag de wegzijging niet groter zijn dan maximaal ca. 60 mm per jaar; dit volgt uit het neerslagoverschot van ca. 173 mm;
- stijghoogten in de zandondergrond dienen de veenbasis te bereiken waardoor wegzijging minimaal wordt.

Voor de hoogveenkerngebieden worden ontwikkelingsmogelijkheden via diverse methoden gezien, overeenkomstig de door Streefkerk en Casparie (1987) besproken methoden namelijk via hoogveenontwikkeling:
- via open water
- via drijftilsituaties
- via laagveensituaties
- via witveen
- tussen stabiliserende vegetaties

De veenrandgebieden bestaan uit contactzones en bufferzones.
De contactzones zijn lagg-achtige verschijningsvormen. Contact duidt op het samenkomen van diverse watertypen bijv. ombrotroof en minerotroof. Deze situaties bevatten veelal veel gradiëntzones en zijn daarom zeer soortenrijk.
De bufferzones zijn randen met weinig of geen potenties voor veenvorming of contactzone. Ze zijn essentieel als buffer voor de hoogveenkernen en kunnen verbindingsschakels vormen tussen diverse gebieden.
De bovenveengraslanden worden in principe als schraalland beheerd. Gezien de benodigde beheersintensiteit is dit niet op alle 100 ha mogelijk.

Welke interferende maatregelen zijn in de loop van de tijd gepleegd?
Naast inrichtingswerkzaamheden zijn er (in algemene termen) beheersmaatregelen als begrazen, maaien en verwijderen van (berken)opslag uitgevoerd.

1.1.3 Monitoring

Wat is er gemonitord?
Het Bargerveen maakt onderdeel uit van de terreinen waarvoor door de Staatsbosbeheer regio Drenthe zuid een monitoringsplan 1991 - 2001 opgesteld. Iedere 10 jaar wordt er een basisvegetatiekartering uitgevoerd. De huidige kartering is uit 1991 (intern document Staatsbosbeheer, van Leeuwen, 1991).
Daarnaast wordt er driejaarlijks een soortskartering uitgevoerd ten behoeve van kwaliteitsbewaking.
In het terrein is sinds 1986 een grondwatermeetnet aanwezig waar 14-daagse grondwaterstanden worden gemeten. In 1992 is het meetnet opnieuw ingericht.

Wat is de aard van de beschikbare gegevens?
Het beheersplan 1992 - 2002 geeft veel informatie en een goed overzicht van het uitgevoerde onderzoek en de bereikte resultaten. Daarnaast veel gedetailleerde gegevens in archief van Staatsbosbeheer.

1.1.4 Resultaten en verwachtingen

Geef een (globale) aanduiding van veranderingen in hydrologie, bodem en vegetatie.
De maatregelen kunnen in drie groepen worden gesplitst namelijk:
- voorwaardenscheppende maatregelen (herstel acotelm en acrotelmcondities);
- compartimentering; water vasthouden;
- systeemgebonden afvoer.

Voorwaardenscheppende maatregelen; herstel acotelm en acrotelmcondities
Door het afdammen en het opvullen van enkele grote splittingen zijn catotelmcondities verbeterd. Dit blijkt ondermeer uit het uniform reageren op neerslagoverschotten. Acrotelmcondities konden alleen verwacht worden op de onvergraven delen in het Meerstalblok. Na afdammen van de begreppeling bleek de structuur van de bovenlaag al zodanig aangetast dat de specifieke sponswerking al was verdwenen. Simulatie op onderdelen ontstond daar waar bolster ging drijven.

Compartimentering; water vasthouden
Na het afdammen van de greppels en het opvullen van de splittingen is men overgegaan tot compartimentering. Hierdoor is het mogelijk een redelijk hoog en constant peil in te stellen. In eerste instantie waren dit vrij kleine compartimenten die snel door veenmossen werden gekoloniseerd. Later zijn ook grotere compartimenten aangelegd (van 12 ha). Omdat veenmosontwikkeling hier zeer traag opgang kwam is een splitsing aangebracht. Er kan worden gesteld dat het aaneensluiten van aanvankelijk kleine compartimenten tot grotere compartimenten tot betere (of wellicht: snellere) resultaten leidt dan het direct creëren van grote compartimenten. De huidige compartimentgrootte varieert van ca. 2 tot 15 ha.

Systeemgebonden afvoer
In de compartimenten zijn afvoermogelijkheden aangebracht die afvoer van water kunnen garanderen. Afvoer vindt plaats afhankelijk van het gegeven of het (cumulatieve) neerslagoverschot tot een peil leidt dat hoger is dan de overlopen. Naast deze reguliere overlopen kan men ook denken aan het incidenteel leeg laten lopen van een compartiment. In 1979 is dit daadwerkelijk gedaan. De Veenmossen hebben dit echter slecht verdragen.

Evaluatie van het hoogveenbeheer laat zien dat er in de loop van de tijd een verschuiving in doelstelling heeft plaatsgevonden. Aanvankelijk was het accent gericht op directe veiligstelling van de hoogveenkern in het Meerstalblok, later op buffering van die kern en vervolgens tevens op uitbreiding van het hoogveenareaal op grotere schaal.
Vooral de bereikte resultaten ten aanzien van peilbeheersing zijn bepalend geweest voor het behoud en regeneratie van het hoogveen. Waar men in staat is een vast peil te handhaven (fluctuatie minder dan 25 cm) zijn de ontwikkelingen het gunstigst. Instabiele peilen zijn aanmerkelijk ongunstiger, zeker wanneer in verveende delen de bodem droogvalt. In dat geval zal door mineralisatie het voedselarme verlandingsproces niet meer opgang komen en blijven storingsvegetaties de overhand hebben.

Tot welk herstel hebben maatregelen geleid?
De vegetaties in het Bargerveen zijn niet zonder meer in bestaande systematische vegetatie-indelingen onder te brengen. Hoofdoorzaak hiervoor zijn vele voorkomende degradatie- en successiefasen. Sommige fasen treden ook op in natuurlijke c.q. onbeïnvloedde situaties, of zijn daarmee vergelijkbaar. Andere fasen zijn echter rechtstreeks het gevolg van veenexploitatie enerzijds of natuurtechnische ingrepen anderzijds. Hierdoor is een complex geheel van vegetatietypen ontstaan.
In diverse vegetatie-onderzoeken in het Bargerveen zijn dergelijke fasen beschreven. Sturende principes bij indelingen zijn vrijwel altijd voedselrijkdom en vochtvoorziening geweest. De voor hoogvenen belangrijkste typen zijn ondergebracht in drie series namelijk:
- M-serie; hoogveenvegetaties. Deze beperken zich tot de meerstallen en zijn te kenschetsen als een afspiegeling van hoogveenvegetaties van een ongestoord hoogveen.
- H-serie; heidevegetaties. Deze komen voor op onvergraven maar wel ontwaterd hoogveen als degradatiefase en op vergraven veen als successiefase.
- V-serie; vegetatie van veenputten. Deze komen voor in geïnundeerde veenputten en omvatten vele successiestadia.

Daarnaast worden er nog een aantal series onderscheiden die per definitie gekoppeld zijn aan menselijke activiteiten namelijk:
- G-serie; greppels
- R-serie; ruigten op plaatsen waar verstoring is opgetreden
- T-serie; direct gebonden aan voormalige bewoning
- B-serie; spontaan optredende bosontwikkeling na vergraving/verdroging
- A-serie; akkerbouw op dalgrond
- W-serie; graslanden

De H, en V-serie kunnen in principe overgaan naar de M-serie en deze weer naar de O-serie. Met de O-serie wordt de oorspronkelijke ombrotrofe hoogveenvegetatie bedoeld. Deze vormt tevens het toekomstig streefbeeld.

Hieronder worden een aantal geconstateerde ontwikkelingen beschreven:

1) M-O: Een aantal typen uit de M-serie benaderen de O-serie dicht. In het Bargerveen is waargenomen dat een meerstal zich in een periode van 50 jaar ontwikkelde van (gedeeltelijk) open water naar een onregelmatig patroon van bult- en slenkvegetaties. Deze verlanding is echter niet geheel representatief omdat tegelijkertijd ontwatering optrad (t.g.v. reliëfinversie is de meerstal hoger dan de omgeving komen te liggen).
Ook is waargenomen dat een meerstalachtige vegetatie bij vernatting, zich in radiale richting snel uit kan breiden. Bij een dergelijk verloop kunnen deze vegetaties belangrijke kernen in een hoogveen-ontwikkeling vormen.
De mogelijke ontwikkeling van een meerstal blijkt onder meer afhankelijk te zijn van de mate van verdroging in het verleden, de ligging t.o.v. de omgeving (al dan niet aanvoer van belendend veenwater), vernatting danwel inundatie. De waarnemingen zijn vooralsnog te exemplarisch om algemene conclusies te trekken.

2) H-O: Indien de heidevegetatie zich op een (verdroogd) hoogveen bevindt, zijn er mogelijkheden om in deze vegetaties, door een geleidelijke vernatting, weer veenvormende veenmossoorten tot ontwikkeling te brengen. Dit heeft meer kans naarmate de acrotelm en catotelmcondities nog in stand zijn. Vergevorderde stadia van deze vorm zijn in de praktijk zeldzaam.
Als heidevegetaties voorkomen op afgegraven hoogveen vormen ze in eerste instantie een pioniervegetatie. In permanent natte omstandigheden blijven ze langere tijd bestaan; een ontwikkeling in de richting van de O-serie is vooralsnog niet van toepassing.

3) V-O: In geïnundeerde veenputten zijn twee ontwikkelingen mogelijk. Vanuit open water kan een verlanding op gang komen, die via submerse en later emerse Veenmossen verloopt. De oorspronkelijke natte heidevegetaties zijn daarbij verdronken. In een waarnemingsperiode van 20 jaar is plaatselijk een min of meer aaneengesloten veenmosdek (*Sp. recurvum*) ontstaan. De verlanding die optreedt op drijvende (veenmos)dekken is een tweede mogelijkheid. Enerzijds kan deze fase op de

voorafgaande volgen, anderzijds is dit mogelijk door het boven komen drijven van bolster c.q. bonkveen na inundatie.

4) M-H: degradatie van meerstalvegetaties tot (natte) heidevegetaties zal onder invloed van het huidige beheer tot een minimum beperkt blijven. Toch is dit mogelijk in meerstallen die ten gevolge van inversie hoog liggen t.o.v. hun omgeving en daardoor snel verdrogen.

5) M-V: deze ontwikkeling doet zich voor wanneer een meerstal zich binnen een te inunderen compartiment bevindt. Hoogveenvormende veenmossen kunnen niet tegen langdurige inundatie; ze worden vervangen door *Sp. cuspidatum*vegetaties.

Plantensoorten die karakteristiek zijn voor het Bargerveen zijn: drie Zonnedauwsoorten als ook de bastaardvorm, Eenarig Wollegras, Veenpluis, Witte snavelbies, Lavendelheide, Veenbes, Veenbies, Beenbreek en diverse Veenmossoorten. Plaatselijk komen de hoogveenvormende soorten *Sp. magellanicum*, *Sp. rubellum* en *Sp. papillosum* massaal voor. Als bijzondere veenmossen is het voorkomen van *Sp. pulchrum* en *Sp. fuscum* van belang.

Zijn er correlaties en causale verbanden af te leiden?
In onverveende terreindelen is het van groot belang of de acrotelm-condities nog in stand zijn. Indien dit het geval is dan is vernatting (of het voorkomen van verdroging) in principe voldoende voor regeneratie. In praktijk blijkt dit nauwelijks voor te komen. Inundatie biedt daarom vrijwel altijd betere mogelijkheden, ondanks het feit dat er dan tijdelijk sprake is van een achteruitgang in de successiereeks.

In veenputten zijn drie uitgangssituatie mogelijk, namelijk; bolster aanwezig, bolster afwezig, sloten-rillenpatroon aanwezig. Indien er bolster aanwezig is verloopt de oligo-dystrofe successie gunstig. Het vegetatiedek beweegt met de peilfluctuatie mee. De bolster veroorzaakt een gradiëntrijke uitgangssituatie waardoor een bult-slenk patroon gevormd kan worden. Als de bolster afwezig is verloopt de successie veel trager. Plaatselijk ontstaat een uniforme drijfmat van *Sp. cuspidatum*. Onduidelijk is of en hoe deze mat over zal gaan in een bult-slenk patroon. Als er een rillen - sloten patroon aanwezig is, is de oligo-dystrofe successie in de sloten goed. Op de rillen vindt bosvorming plaats. Wellicht remt dit de successie in de sloten. In hoeverre dit het geval is, is nog niet duidelijk.

In de baggervelden zijn alleen nog maar recente ervaringen (minder dan 5 jaar). er is een ontwikkeling van *Sp. cuspidatum* te constateren. Vooralsnog is ook niet meer te verwachten. Op enkele locaties is ook veenmosgroei tussen pollen Pijpestrootje geconstateerd.

In de meerstallen hangt de ontwikkeling af van de mate van verdroging en van de ligging. Ondanks damaanleg lijkt door reliëfinversie verdroging een reëel probleem voor een aantal meerstallen. Wanneer de meerstal lager dan de omgeving ligt is vernatting tot het maaiveld het meest gunstig. Bij inundatie zullen de aanwezige hoogveenvormende Veenmossen afsterven en moet de successie opnieuw starten.

In het Bargerveen zijn grote terreindelen aanwezig die door hun aard en ligging vooralsnog geen gunstige uitgangspositie bieden voor hoogveenvorming. Deze terreindelen bestaan nu grotendeels uit droge heide. Bij vernatting zal hier in eerste instantie natte heide ontstaan.

1.1.5 'Beoordeling'

Is er verhoging van de natuurwaarden opgetreden?
Ja, door de maatregelen is de ontwatering en verdroging van het veen grotendeels stopgezet. Plaatselijk heeft dit tot spectaculaire stijgingen van de grondwaterstand geleid. Met name de eerste fase van hoogveenvorming waarin *Sphagnum cuspidatum* dominant is komt op veel plaatsen tot ontwikkeling.

1.1.6 Conclusies en aanbevelingen

Door de uitgevoerde werken lijken op dit moment de belangrijkste interne inrichtingmaatregelen uitgevoerd. Op een aantal plaatsen zullen detailinrichtingen tot een verdere conservering van water kunnen leiden.
De eerste fase van hoogveenvorming komt afhankelijk van de uitgangssituatie goed op gang. Vragen die nog opgelost moeten worden richten zich met name op de gewenste inrichting van aangrenzende 'bufferzones'.
Daarnaast is de vraag of en op welke wijze zich een bult-slenk patroon kan gaan vormen op plaatsen waar nu vlakke matten van *Sp. cuspidatum* ontstaan. Onderzoek en geduld zullen hier een antwoord op moeten geven.

1.1.7 Gegevensbronnen

Blokland, K.A., 1994. Interview met R. van Leeuwen (medewerker SBB Drenthe - zuid).

Buit, A.M.C.F., 1994. Een beschouwing over zeven proefprojecten verdroging. RIZA werkdocument nr. 94.109x. Lelystad.

Ganzevles, P.H.J., 1992. Beheersplan Bargerveen, 1992 - 2002. Staatsbosbeheer regio Drenthe - Zuid. Pesse.

Streefkerk, J.G. en W.A. Casparie, 1987. De hydrologie van hoogveensystemen. Staatsbosbeheer Utrecht en Biologisch Archeologisch Instituut Groningen.

Veen, P en L.M.L Zonneveld, 1994. Interview met R. van Leeuwen (medewerker SBB Drenthe - zuid).

1.2 Fochteloërveen

1.2.1 Terrein

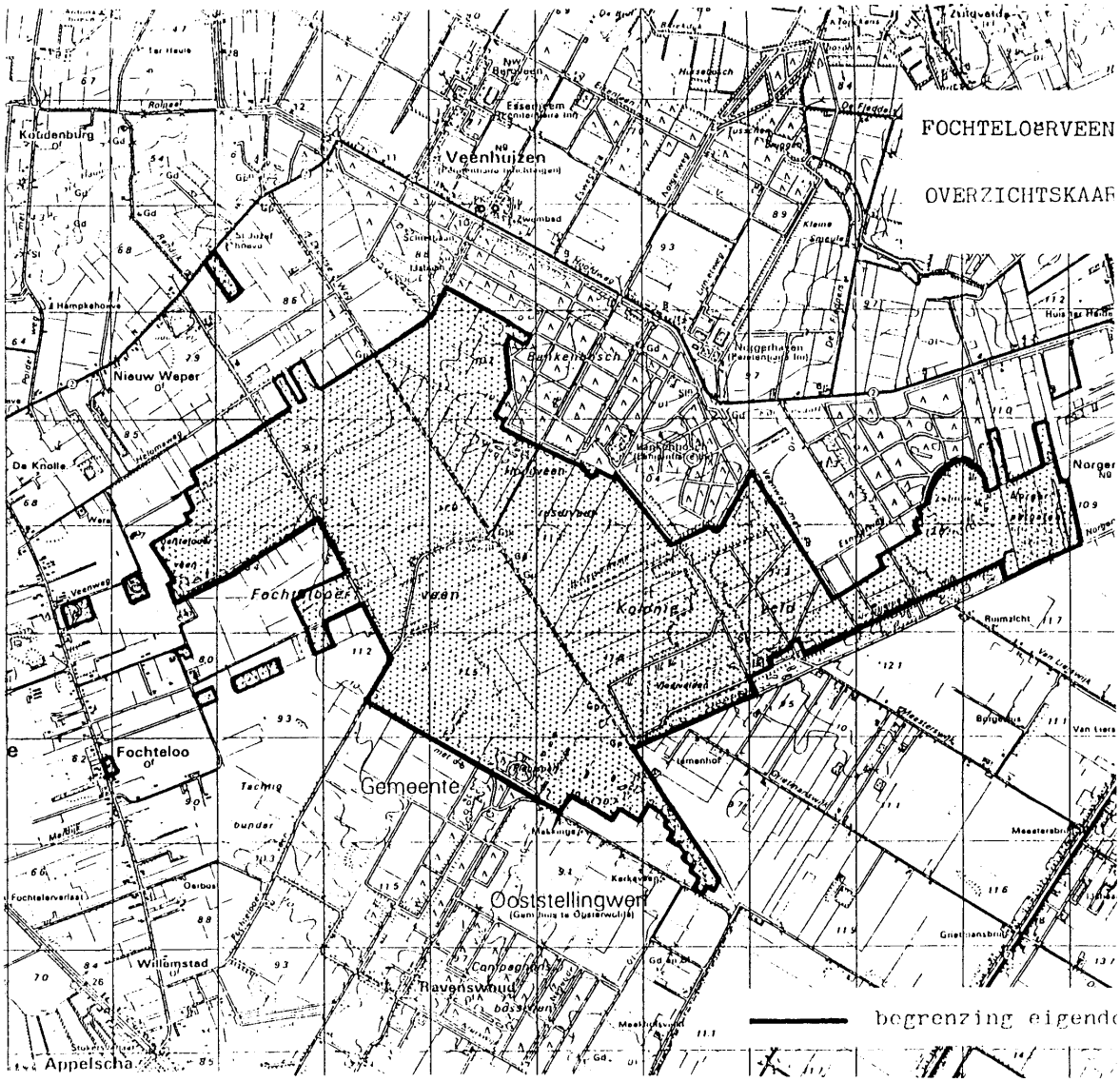
Object:	Fochteloërveen
Beheerder:	Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten
Contactp.:	dhr. F. Blanckenborg
Oppervlak:	1700 hectare
Terreintype:	hoogveen
Probleem:	levend hoogveen is vernietigd, massale uitbreiding Pijpestrootje
Oorzaak:	boekweitbrandcultuur, verrijking van de toplaag en ontwatering
Maatregel:	stoppen detailontwatering, aanleg dammen

Kenschets

Het Fochteloërveen ligt op de grens van Friesland en Drenthe, figuur 1. Van de totale oppervlakte wordt ruim 1500 ha ingenomen door open heide- en hoogveenachtige begroeiingen en circa 200 ha bestaat uit open water, moeras, bos en grasland.

Tot aan het begin van de 16^{e} eeuw, toen de grootschalige verveningen begonnen, lag het Fochteloërveen in een meer dan 100 km^{2} hoogveen. Vanwege de geïsoleerde ligging en het relatief dunne veenpakket is hier weinig verveend. Wel deed eind 18^{e} eeuw de boekweitcultuur haar intrede. Hiervoor zijn in het gehele veen greppels gegraven. Als gevolg van deze cultuur is ongeveer een meter van het veen verdwenen (verbrand). In de loop van de eeuw is op kleine schaal verveend ten behoeve van turfstrooiselwinning. In het noordoosten van het gebied is dit tot 1980 doorgegaan. Met de boekweitbrandcultuur is in feite de levende hoogveenvegetatie vernietigd. Door verrijking van de toplaag en ontwatering heeft Pijpestrootje zich massaal uitgebreid, terwijl typische hoogveensoorten slechts in geringe mate voorkomen. Over een oppervlakte van slechts enkele tientallen hectare (in de zuidelijke helft van het Friese deel ofwel de 'kern') lijkt regeneratie van hoogveen mogelijk.

Het Fochteloërveen is een inzijgingsgebied en van oorsprong geheel regenwater afhankelijk. Door ingrepen vanaf de 16^{e} eeuw tot op heden is het gebied verdroogd en verrijkt (door mineralisatie en in bepaalde delen aanvoer van water).



Figuur 1 Ligging van het Fochteloerveen

1.2.2 Maatregelen

Welke maatregelen zijn uitgevoerd?
Vanaf 1965 zijn maatregelen getroffen om het regenwater vast te houden en zodoende de grondwaterstand te verhogen (Altenburg et al., 1993).
Op de eerste plaats was het beheer gericht op het behoud van het meest gave deel van het hoogveen ten zuiden van de Bonghaar. Daarvoor zijn in 1965 de eerste greppels afgedamd, vanaf 1975 zijn op grotere schaal dammen gelegd in boekweitgreppels, sloten en wijken. Er werd gestreefd naar het zoveel mogelijk vasthouden van regenwater zonder dat inundatie optrad.
In 1976 en 1977 zijn er dammen in een aantal wijken in het noordelijk deel van het veen gelegd. Tevens werden er zeven dammen in de Norger petgaten gelegd. In een aantal wijken en vaarten is het peil verhoogd. Hierdoor is het oppervlak open water (met name in de Zuidwestplassen) aanzienlijk in omvang toegenomen. Vanaf 1978 werd de noordwestelijke punt van het reservaat aangepakt. Er zijn een tiental dammen aangelegd.
Behalve deze grotere dammen zijn er vanaf 1975 in het machinaal afgeveende gebied aan de noordkant (de turfstrooiselontginning) honderden dammen van veen met een hart van landbouwplastic aangelegd tussen de petgaten. Dit werd eveneens gedaan in het Kolonieveld aan weerszijden van de Reservaatswijk. Op plaatsen met lekken is met PVC-platen gewerkt. De meeste andere dammen werken goed maar zijn veelal aan revisie toe. In 1983 is gestart met de aanleg van kades in het Fochteloërveen en het Kolonieveld met de bedoeling om het grote waterverlies door oppervlakkige en ondiepe grondwater afstroming tegen te gaan.
In het Kleine Veen zijn omstreeks 1984 dammen aangelegd.
Bij het Esmeer is, in 1978, de sloot die aan de westzijde het cultuurland afwaterde op het Esmeer afgedamd om verdere eutrofiëring te voorkomen.

In het najaar en de winter van 1984/85 is een stelsel van dammen aangelegd (met een foliescherm tot op een diepte van ca. 1,5 m) met een totale lengte van zo'n 15 km in een gebied van ca. 1000 ha. Met deze dammen zijn een tiental compartimenten gemaakt (zie figuur 2, (3)). Er wordt naar gestreefd niet meer dan 10% van een compartiment te inunderen. De overstorthoogte zal na aanleg middels experimenten moeten worden bepaald.
Rond 1987 is de Schaaphokswijk afgedamd en op hoger peil gebracht (waarmee een einde is gekomen aan de afvoer van voedselrijk water naar de Kolonievaart). Verder zijn er voorzieningen getroffen om het overtollige (voedselrijke) water van de Vloeivelden naar het gebied ten zuiden van het Fochteloërveen af te voeren in plaats van naar de Schaaphokswijk.

Wat waren de beoogde effecten?
Het beheer is gericht op het herstel van de hoogveenlevensgemeenschap, waarbij het waterhuishoudkundige beheer is gericht op het zoveel en zolang mogelijk vasthouden van regenwater. Het streven is het instellen van een winterpeil van max. 10 cm boven maaiveld en zomerpeil van max. 30 cm beneden maaiveld. De grondwaterstand mag voor de regeneratie van hoogveen in de zomer niet onder de 30 cm onder maaiveld wegzakken.

Welke interfererende maatregelen zijn in de loop van de tijd gepleegd?
Naast het waterhuishoudkundige beheer zijn er ook andere maatregelen genomen. Om de groei van bomen en Pijpestrootje af te remmen en om de terugkeer van heidevegetaties te bevorderen worden het Esmeergebied, delen van het Kolonieveld en het Kleine Veen begraasd door schapen (aanvang in respectievelijk 1977, 1978 en 1983).
In de vloeivelden zijn in 1969 de kaden versterkt en verhoogd tot 11.10 en 11.60 m boven NAP. Sindsdien zijn nog regelmatig herstelwerkzaamheden aan de kaden uitgevoerd.

1.2.3 Monitoring

Wat is er gemonitord?
In het verleden was van monitoring nauwelijks sprake. Vanaf 1978 - 1980 worden grondwaterstanden. Met de aanpassingen in de waterhuishouding in 1985 is een nieuw peilbuizenmeetnet ingericht. De vegetatie is in 1978, 1985 en 1992 in kaart gebracht. In 1992 is een vegetatiekartering uitgevoerd en is de vegetatie-ontwikkeling vanaf '60 tot 1992 beschreven (Wybenga et al., 1993).

Wat is de aard van de beschikbare gegevens?
Beheersplan, vegetatiekartering 1992, rapportage van de vegetatie-ontwikkeling van 1960 - 1992.

1.2.4 Resultaten

Geef een (globale) aanduiding van veranderingen in hydrologie, bodem en vegetatie.
Bij vergelijking van een aantal opnames uit 1964 - 1968 met 1984 blijkt dat langs de westelijke rand met het vergraven veen Eenarig wollegras vrij sterk in bedekking is toegenomen ten koste van Dopheide en Witte snavelbies. Veenpluis, Struikheide, Pijpestrootje, Veenbes en Lavendelheide zijn ongeveer gelijk gebleven. Over de mossen is weinig bekend.
Ten behoeve van het volgen van de ontwikkelingen is kort na aanleg van dammen in het Kleine Veen onderzoek gestart. Vanaf 1995 wordt in het Kleine Veen een uitgebreid monitoringsprogramma gestart.
In het rapportage over de vegetatie-ontwikkeling (Wymenga et al., 1993) is voorzover de beschikbare gegevens dit toelaten een gedetailleerde beschrijving van de vegetatieontwikkeling gegeven. Hierbij zijn gegevens uit jaren '60, '70, '80 en 1992 vergeleken. Omdat aan de karteringen voor 1992 nogal wat 'maren' voor een goede vergelijking kleven, zijn niet alle veranderingen even hard.

In het Kleine Veen is plaatselijk een sterke toename van slenkvegetaties (met veel *Spaghnum cuspidatum* en Veenpluis). Dit is op andere plaatsen ook te verwachten evenals natte heidevegetaties (met Dophei) op de randen van de watergangen.
In de gebiedsdelen Esmeer en Norger petgaten blijken beperkte maatregelen zoals afdammen van greppels en wijken onvoldoende te zijn om verdroging tegen te gaan, laat staan terug te dringen. Maatregelen hier zijn met name gericht op buffering van de meer centraal liggende

gebieden in het veen. De juiste omvang van de posten moeten uit de hydrologische studie naar voren komen.

In het centrale deel van het veen zijn door middel van dammen tien compartimenten met een totaal oppervlak van 1000 ha aangelegd en zijn eveneens wijken, sloten en greppels afgedamd. De effecten binnen de compartimenten zijn vrij spectaculair te noemen:
- de oppervlakte permanent open water is sterk toegenomen door waterstagnatie tegen de dammen op de laagst gelegen delen in de compartimenten
- de oppervlakte 'slenk'vegetaties met veel Veenpluis en *Sp. cuspidatum*, wijzend op een permanent hoge waterstand, is sterk toegenomen (tijdelijk voorkomen op afgebrande delen daargelaten)
- binnen de dammenstructuur als geheel heeft een sterke toename plaatsgevonden van Eenarig wollegras en een uitbreiding van de hoogveensoorten Lavendelheide, *Sp. capillifolium* en *Sp. rubellum*. Of het totaal aan veenmossen is toegenomen is onduidelijk gezien de elkaar tegensprekende resultaten van pq's en detailkartering in de 'kern'. De toename van hoogveensoorten duidt op een gemiddeld hogere waterstand, hoewel het veelvuldig voorkomen van Eenarig wollegras wel wijst op een zekere schommeling in de waterstanden
- langs de grenzen van het 'kern'compartiment, waar naast langdurige inundaties de grootste grondwaterschommelingen te verwachten zijn, is in bestaande Dophei-vegetaties naast Eenarig wollegras ook Pijpestrootje sterk toegenomen en Dophei is sterk afgenomen. In de meer centraal gelegen delen, met minder inundatie en naar verwachting minder grote waterschommelingen, is Dophei eerder toegenomen en is een eventuele toename van Pijpestrootje vooralsnog onduidelijk.

Tot welk herstel hebben maatregelen geleid?
De beschikbare gegevens geven aan dat de geleidelijke afdamming van de hoogveenkern tot verbeteringen van de omstandigheden voor veengroei leiden. De indruk bestaat dat er in slenken secundaire veenvorming optreedt. Over de ontwikkeling van de vegetatie buiten de hoogveenkern zijn geen gegevens voorhanden.
In de randgebieden zijn de waterconserverende maatregelen beperkt gebleven tot het opzetten van het peil in de grenssloten, het afdammen van wijken, sloten en greppels. De daaruit voortvloeiende effecten zijn vooralsnog beperkt van omvang en hebben vooral betrekking op vernatting van de watergangen.

Zijn er correlaties en causale verbanden af te leiden?
De permanente verhoging van de waterstand leidt tot een sterke toename van Eenarig wollegras, Veenpluis en *Sp. cuspidatum*. De gemiddeld hogere waterstand leidt tot een uitbreiding van enkele hoogveensoorten (Lavendelheide, *Sp. capillifolium* en *Sp. rubellum*).

1.2.5 'Beoordeling'

Is er verhoging van de natuurwaarden opgetreden?
Ja, maar uit de nog lopende onderzoeken naar onder andere de waterbalans zal moeten blijken in hoeverre de abiotische omstandigheden duurzaam geschikt voor hoogveenregeneratie.

1.2.6 Conclusies en aanbevelingen

Met name in de kern van het gebied lijken de abiotische omstandigheden gunstig voor herstel van hoogveenvorming.
In het Kleine Veen wordt vanaf 1995 een uitgebreid monitoringsprogramma uitgevoerd. Hieruit zal blijken in hoeverre de maatregelen succesvol zijn.

1.2.7 Gegevensbronnen

Altenburg, W., H. Jansen en W.S. van der Veen, 1993. Vegetatie-ontwikkeling in het Fochteloërveen van de jaren '60 tot 1992. A&W-rapport 52 in opdracht van directie NBLF Friesland.

Oosterveld, E., 1985. Beheersplan Fochteloërveen, 1985 - 1995. Natuurmonumenten, 's-Graveland.

Zonneveld, L.M.L., 1994. Inventarisatie antiverdrogingsmaatregelen in 6 terreinen, concept. LB&P, Assen.

1.3 Engbertsdijksvenen

1.3.1 Terrein

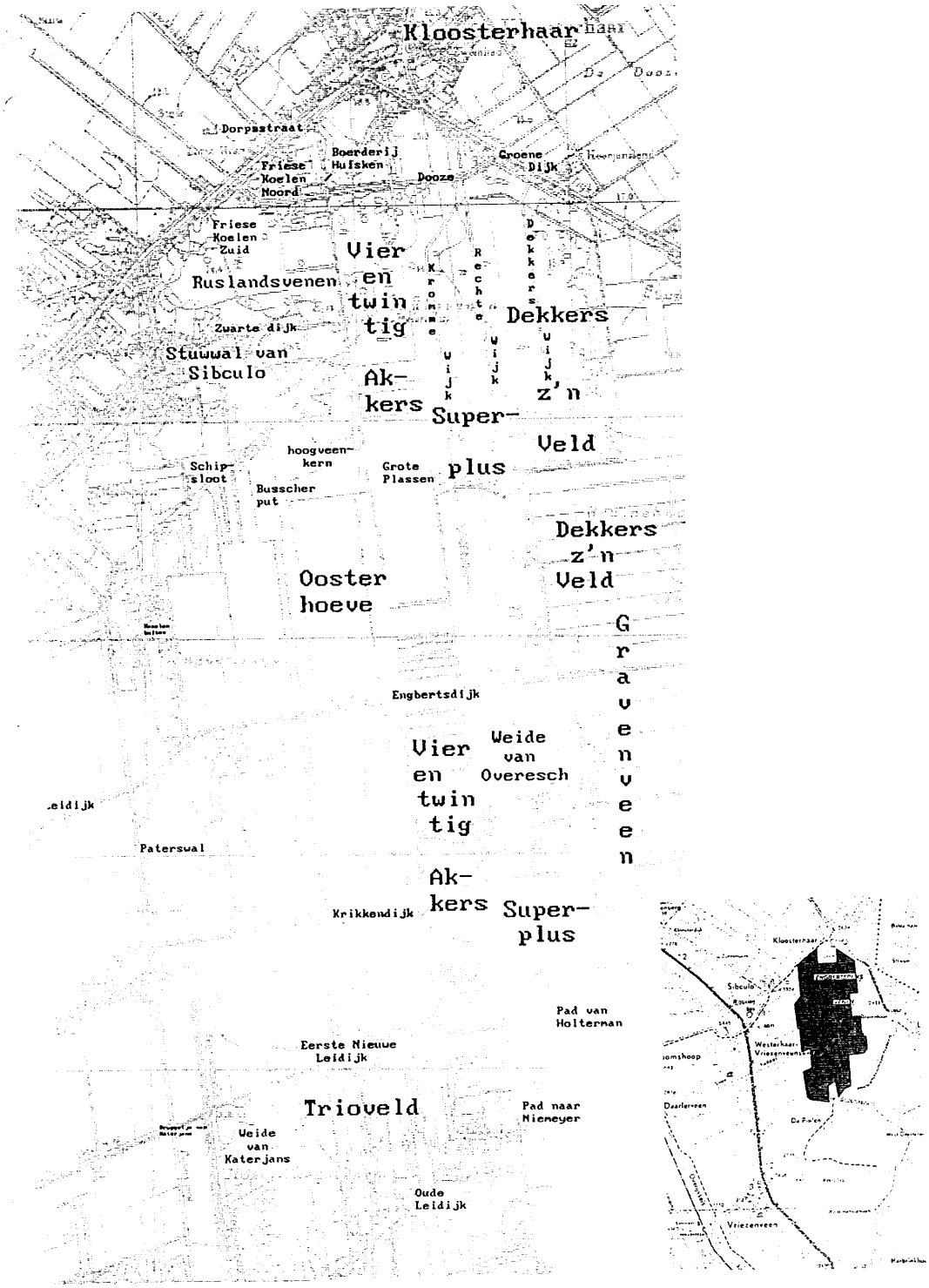
Object:	Engbertsdijksvenen
Beheerder:	Staatsbosbeheer
Contactp.:	dhr. J. Hattink
Oppervlak:	840 ha
Terreintype:	hoogveenrestant
Probleem:	verdroging
Oorzaak:	ontwatering en vervening
Maatregel:	afdamming en damaanleg

Kenschets

In het verleden maakten de Engbertsdijksvenen onderdeel uit van een uitgestrekt veengebied op de grens van Overijssel en Duitsland. De in het gebied gelegen hoge zandkoppen bleven boven het veen uitsteken. Vanaf de late Middeleeuwen raakten deze zandkoppen bewoond en is gestart met de ontginning van het veen. In eerste instantie voor akkerbouw op het veen (bovenveencultuur) en later vervening ten behoeve van turfwinning.

Vanaf de laatste helft van de vorige eeuw tot 1984 zijn Engbertsdijksvenen vrijwel geheel verveend. Vanaf de vijftiger jaren is gestart met verwerving van de restanten van het onvergraven veen en met de niet ontgonnen delen, zodat het huidige reservaat ontstond (zie figuur 1). In gebied ligt een voormalige hoogveenkern van zo'n 12 hectare met een veenpakket van zo'n 4 - 5 m. Voor het overige is het gebied grootschalig, tot wisselende diepten afgegraven. Hierdoor is een rationeel verkaveld geheel ontstaan. Door de verschillende diepten, zijn er nu verschillen in verschijningvorm. Er zijn grote watervlakten, stukken met monotone pijpstrootjesvegetatie en delen die door een kleinschalig patroon van sloten en legakkertjes en delen met bosopslag worden gekenmerkt.

Herstel


Kloosterhaar
Dorpsstraat
Boerderij Huisken
Friese Koelen Noord
Dooze
Groene Dijk
Friese Koelen Zuid
Ruslandsvenen
Vier en twin tig
Kromme Uijk
Rechte Uijk
Dekkers Uijk
Dekkers z'n Veld
Zuarte dijk
Stuuwal van Sibculo
Ak-kers
Super-plus
Veld
hoogveen-kern
Schip-sloot
Grote Plassen
Busscher put
Dekkers z'n Veld
Ooster hoeve
Grauvenveen
Engbertsdijk
Vier en twin tig
Weide van Overesch
Paterswal
Ak-kers
Krikkendijk
Super-plus
Pad van Holterman
Eerste Nieuwe Leidijk
Trioveld
Pad naar Nieneyer
Weide van Katerjans
Oude Leidijk

1.3.2 Maatregelen

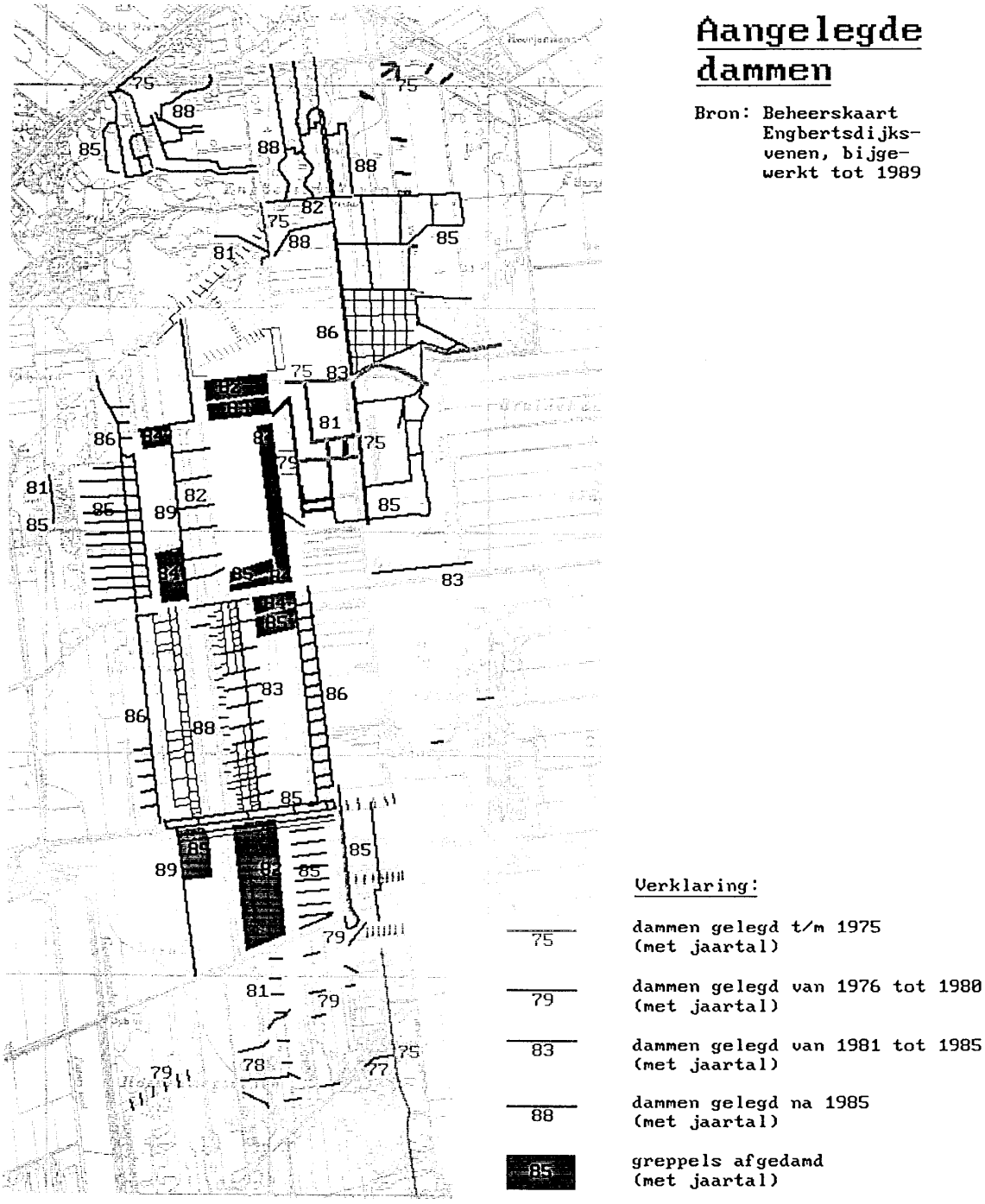
Welke maatregelen zijn uitgevoerd?
Sinds de aankoop van het eerste hoogveenrestant in de jaren vijftig heeft het behoud van een karakteristiek stuk hoogveen met bijbehorende waterhuishouding en vegetatie centraal gestaan. Aanvankelijk was het beheer sterk gericht op uitbreiding van het reservaat. Later stond de inrichting, het tegengaan van waterverlies centraal. In het reservaat treedt op drie manieren waterverlies op namelijk door zijdelingse afvoer, door wegzijging naar de ondergrond en door verdamping.
De eerste inrichtingsmaatregelen waren gericht op het tegengaan van de zijdelingse afvoer door het afdammen van wijken, sloten en greppels met schotten en veendammen. Daarnaast zijn in de diep uitgeveende delen dammen aangelegd waardoor het water in compartimenten wordt vastgehouden. Op de overgangen van veenrestanten naar diep uitgeveende delen zijn met name de laatste jaren zogenaamde 'veenuitwisselingsdammen' aangelegd, die tot doel hebben de zijdelingse afvoer te beperken. Ter illustratie is in figuur 2 een kaart opgenomen met de aangelegde dammen (met jaartal) (Anonymus, 1989).
Met name in het zuidelijk deel van het reservaat is de wegzijging naar de zandondergrond groot. Dit wordt veroorzaakt door lekken op plaatsen waar de ondoorlatende gyttjalaag is doorgraven en waar de potentiaal in de ondergrond laag is. In percelen waar de waterstand opgezet is, zijn alle sloten en wijken met zwartveen afgedicht. Door hier veel water door te laten stromen, zal deze laag dichtslibben en als ondoorlatende laag gaan fungeren.
Het terugdringen van de verdamping wordt vooral bereikt door de bosopslag te verwijderen. In de randen vindt begrazing plaats, op andere plaatsen wordt bos gekapt.

Wat waren de beoogde effecten?
Aanvankelijk was het doel geheel gericht op het behoud van het rustende hoogveenrestant in de kern. Deze doelstelling is in de loop van de tijd verbreed tot hoogveenregeneratie op de afgegraven delen.
De inrichting is vooral gericht op het verhogen van de grondwaterstand door het tegengaan van waterverliezen.

Welke interferende maatregelen zijn in de loop van de tijd gepleegd?
Op de overgang naar de stuwwal van Sibculo komt heide voor. Deze is de laatste jaren sterk vergrast met voornamelijk Bochtige smele. Een deel van de heide is geplagd. In het zuiden van het reservaat wordt de heide beheert door begrazing met schapen en rundvee. Aan de randen van het reservaat zijn een aantal landbouwgronden verworven. Deze beheert door middel van een aangepaste, kleinschalige landbouw. Verder dient deze strook als buffer/overgangszone naar de omgeving. Een aspect wat veel beheersinspanning heeft gevergd is de muggenproblematiek. Een aantal gebieden met veel plas-drassituaties zijn uitgebaggerd en opnieuw ingericht.

Hierbij wordt in de zomer naar een grondwaterstand onder maaiveld gestreefd en in de winter naar inundatie. Hiervoor zijn in bepaalde delen extra dammen en duikers aangelegd.

Engbertsdijksvenen



Figuur 2 Kaart met aangelegde dammen (Anonymus)

1.3.3 Monitoring

Wat is er gemonitord?
In 1988 is er een vegetatiekartering uitgevoerd. Daarnaast worden er jaarlijks tot driejaarlijks 21 aandachtssoorten gekarteerd. In het reservaat is een uitgebreid hydrologisch meetnet aanwezig dat recent opnieuw is ingericht. Daarnaast is er (met name door Schouwenaars) hydrologisch onderzoek in het reservaat verricht.
Verder zijn er door Staatsbosbeheer diverse onderzoeken uitgevoerd en adviezen opgesteld omtrent de optimale inrichting van het reservaat.

Wat is de aard van de beschikbare gegevens?
Goed toegankelijk, veelal sterk gedetailleerd en gericht op inrichting en beheer van bepaalde gebiedsdelen.

1.3.4 Resultaten en verwachtingen

Geef een (globale) aanduiding van veranderingen in hydrologie, bodem en vegetatie.
Door waterconserveringsmaatregelen is de waterstand in het gehele reservaat sterk verhoogd. Dit heeft geleid tot het behoud van de hoogveenvegetaties in de hoogveenkern. Op enkele plaatsen vindt nieuwe groei van veenmos plaats.

Tot welk herstel hebben maatregelen geleid?
De hoogveenvegetaties in de kern zijn behouden. Een spectaculair herstel of vestiging van veenmos heeft zich nergens voorgedaan. Wel zijn er op een aantal plaatsen goede aanzetten voor veenmosgroei. Met name in de grote, diepe watercompartimenten vindt nog nauwelijks kolonisatie met veenmossen plaats. In de Engbertsdijksvenen komen geen situaties voor met drijvend bonkveen.

Zijn er correlaties en causale verbanden af te leiden?
Uit onderzoek (Schouwenaars, 1993) in het reservaat blijkt dat de verdamping door Pijpestrootje tot grote schommelingen in de grondwaterstand leidt. Hierdoor kan veenmosgroei op niet permanent geïnundeerde locaties niet tot ontwikkeling komen.

1.3.5 'Beoordeling'

Is er verhoging van de natuurwaarden opgetreden?
Ja, in die zin dat verdere aftakeling van het hoogveenrestant is stopgezet en er op beperkte schaal aanzetten tot nieuwe veenvorming zijn. Daarnaast is er door het ontstaan van grote watervlakten een toename van het aantal water- en moerasvogels.

1.3.6 Conclusies en aanbevelingen

Hoogveenontwikkeling vanuit open water doet zich voor in de kleinschalig verveende delen met kleine slootjes en veenputten. Hier worden op verschillende plaatsen dekens van Waterveenmos (Sphagnum cuspidatum) aangetroffen. Dichte matten ontwikkelen zich tot nu toe nog niet. Hiervoor zijn twee mogelijkheden namelijk een te voedselrijke situatie ten gevolgen van veraarding en mineralisatie of een te instabiel waterpeil (Anonymus, 1989). Groei van waterveenmos komt ook voor in de grote open water compartimenten die na damaanleg zijn ontstaan. Hier groeit het veenmos vooral vanuit de randen. Echt succesvol is de ontwikkeling nog niet. Onduidelijk is of de waterkwaliteit (te laag koolzuurgehalte of te rijk aan nutriënten en mineralen) hier oorzaken van zijn.
In de Engbertsdijkvenen zijn geen ervaringen met veenmosontwikkeling op drijvend bonkveen of bolster. Plaatsen waar dit veen in het water is gebracht, zonk het na korte tijd.
Hoogveenvorming op witveen kan alleen plaats vinden in het restant van de onvergraven hoogveenkern. Waarschijnlijk wordt hier nog steeds teveel water afgevoerd om hoogveenherstel op gang te brengen. Het idee is nu om overeenkomstig de aanleg van zwartveendammen rond het Meerstalblok in het Bargerveen een veendam rond de hoogveenkern aan te leggen. Hierdoor kan het water op een constanter peil worden vastgehouden.

1.3.7 Gegevensbronnen

Anonymus, 1989. Beheersplan Engbertsdijksvenen 1989 - 1999. Buro Hemmen in opdracht van Staatsbosbeheer.

Blokland, K.A. en H. Runhaar, 1994. Interview met dhr. J. van Dijk (Staatsbosbeheer).

Schouwenaars, J.M., 1993. De verdamping van pijpestrootje (Molinia caerula) en Veenmos (Spagnum papillosum) en hoogveengebieden en haar betekenis voor het waterbeheer. H_2O (26) 1993 nr 14.

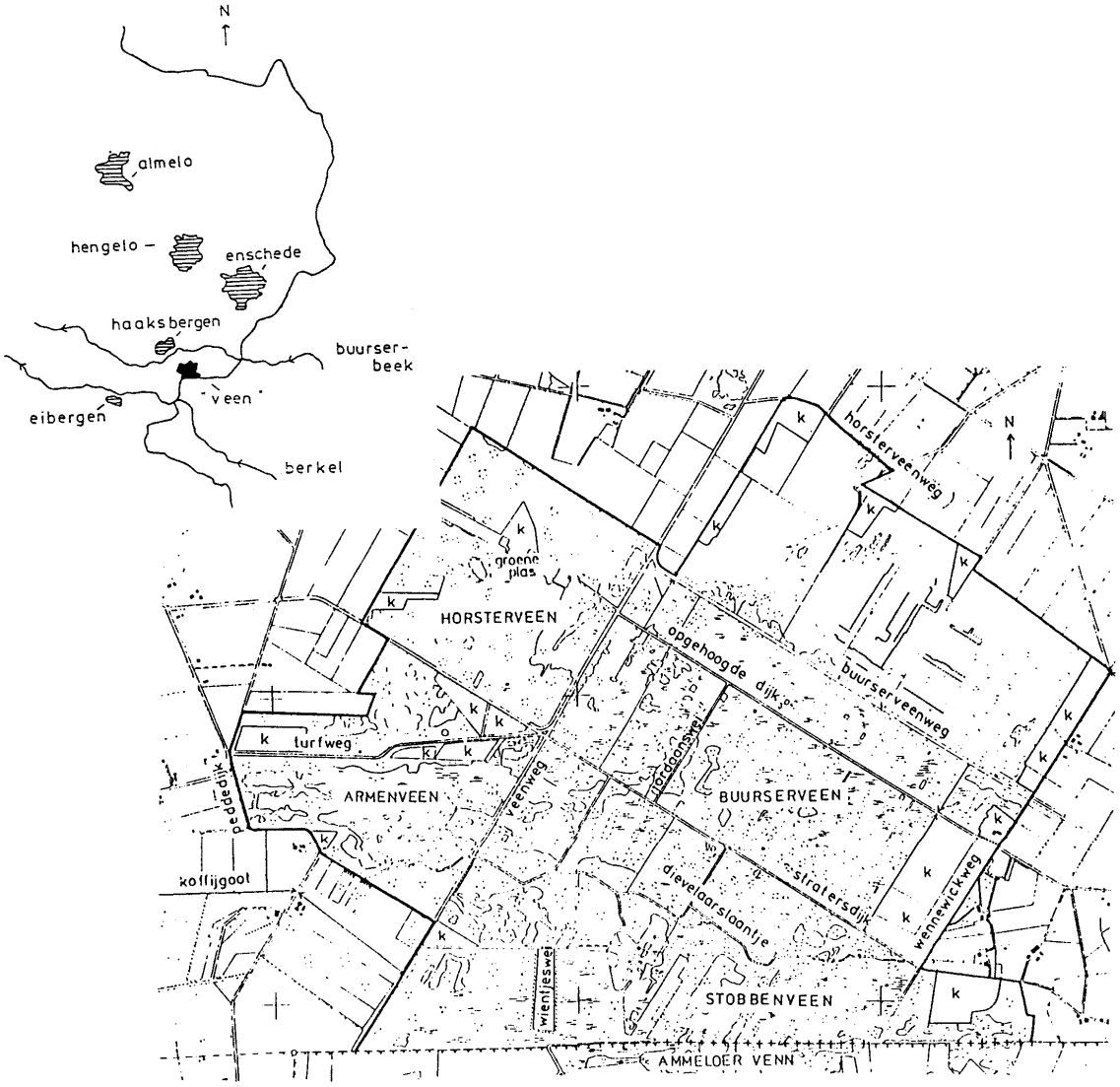
1.4 Haaksbergerveen

1.4.1 Terrein

Object:	Haaksbergerveen
Beheerder:	Staatsbosbeheer
Contactp.:	dhr. Dear, dhr. Hattink
Oppervlak:	ongeveer 500 ha
Terreintype:	hoogveenrestant
Probleem:	verdroging
Oorzaak:	afgraving, afvoer neerslagwater
Maatregel:	waterconservering door damaanleg

Kenschets
Het Haaksbergerveen is een grotendeels vergraven hoogveengebied in zuidoost Twente op de grens met Duitsland, zie figuur 1. Het is een restant van een keten van eertijds uitgestrekte hoogveengebieden op de grens van Nederland en Duitsland. Na de markeverdeling in 1840 werd met de ontginning van het veengebied begonnen. Hierbij werd zowel systematisch als wild verveend. In 1940 is het gebied door domeinen onteigend met als doel totale ontginning. Na 1947 zijn deze ontginningen echter gestaakt. Op dat moment resteerde er nog ongeveer 450 hectare hoogveen waarin vooral wilde (boeren) vervening door middel van het graven van veenputten had plaats gevonden. In het zuiden grenst het reservaat aan het in Duitsland gelegen hoogveengebied Ammeloer Venne.
Aan de randen van het veen komen zandruggen voor die met bos beplant zijn. Er lopen ook enkele zandruggen door het veen. Het huidige natuurreservaat bestaat uit een complex van veenheidevegetaties met typische hoogveenplanten, in ontwikkeling zijnde veenmosgezelschappen die zich voornamelijk in veenputten bevinden, natte en droge heidevegetaties op kaden en op begraasde terreinen, bos op de zandruggen en enkele natte graslanden.
In 1959 heeft een grote brand in het veen gewoed, waarna het gehele gebied volgegroeid is met berken.

De regionale grondwaterstroming is van oost naar west. Lokaal gezien verloopt de grondwaterstroming in het reservaat radiaal naar de Buurserbeek en de Koffiegoot. Uit hydrologisch onderzoek (Kok, 1989) blijkt dat in het Haaksbergerveen zowel echt mineraalarm, zuur veenwater wordt aangetroffen als gebieden met mineraalrijker 'grond'water. Dit duidt op kwel. Het voorkomen van plantensoorten als Wateraardbei, Snavelzegge, Waterdrieblad bevestigen dit.
Waarschijnlijk wordt grondwater gestuwd door deze aanwezigheid van kelileemschollen. De verspreiding hiervan is echter niet goed bekend.



Figuur 1 Ligging Haaksbergerveen

1.4.2 Maatregelen

Welke maatregelen zijn uitgevoerd?
In het Haaksbergerveen heeft kleinschalige vergraving, vervening, ontwatering en verbranding plaatsgevonden. Dit heeft geleid tot een versnipperd complex van verveende percelen, putten en richels. Vanaf 1973 is door middel van aanleg van dammen en het dempen van sloten en greppels de ontwatering tegengegaan. Daarnaast is in de periode tot 1985 zo'n 100 hectare vrijgesteld van berkenopslag. Vanaf 1984 is de aandacht vooral gericht op verdere damaanleg en minder op de verwijdering van berkenopslag.
In figuur 2 (Ganzevles, 1991) is aangegeven waar dammen zijn aangelegd en waar dammen zijn gepland. In figuur 3 (Kok, 1989) is aangegeven hoe dammen in het Haaksbergerveen zijn aangelegd.

Wat waren de beoogde effecten?
Doel was en is het herstel van hoogveenvorming.

1.4.3 Monitoring

In de periode 1980 - 1985 zijn de grondwaterstanden middels een peilbuizenmeetnet gevolgd. Door inrichtingswerkzaamheden is dit meetnet grotendeels verdwenen. In 1992 is er een nieuw voorstel gemaakt voor inrichting van een grond- en oppervlaktewatermeetnet bestaande uit 34 peilbuizen en 19 peilschalen. In hoeverre dit is gerealiseerd is niet bekend.
Onbekend is in hoeverre de vegetatie-ontwikkeling wordt gemonitord.

1.4.4 Resultaten en verwachtingen

Geef een (globale) aanduiding van veranderingen in hydrologie, bodem en vegetatie.
Veenvormende processen beginnen in het Haaksbergerveen vooral in de diverse veenputjes. Corporaal constateerde dit reeds in 1974 (Ganzevles, 1991) en beschrijft dit als een ontwikkeling via veenmos-drijftilsituaties. Op de bodem van de putjes groeit in eerste instantie Veenpluis waartussen zich Waterveenmos (Sphagnum cuspidatum) vestigt. De drijvende dekens van veenmos breiden zich eerst horizontaal maar later ook verticaal uit. Op de dekens verschijnen ook soorten als Sphagnum apiculatum en Sphagnum fimbricatum. De dikker wordende deken zakt onder invloed van het gewicht naar beneden waardoor het oppervlak nagenoeg op het zelfde niveau blijft. Na enige tijd verschijnen ook soorten als Sphagnum papillosum, Veenbes en Lavendelheide op de drijftillen. Hierdoor ontwikkelt zich een zwak bulten-slenkenpatroon. Op de hogere plaatsen verschijnen ook Dop- en Struikheide. Uiteindelijk zakt het veenpakket steeds dieper en raakt vast aan de bodem. Op dat moment vestigt zich Pijpestrootje en ontwikkelt de vegetatie zich naar een door Dopheide gedomineerde vegetatie. Ook Haarmos gaat zich vestigen.

Een andere ontwikkeling doet zich voor op plaatsen waar een met Berken begroeid terrein onder water wordt gezet. Na inundatie sterven de bomen af en gaan de veenmospakketten (uit de moslaag of vanuit de drijftillen uit de veenputjes) drijven. Vanaf dat moment vindt een ontwikkeling als hierboven geschetst plaats. Opmerkelijk is dat na verloop van tijd een verschil in vegetatiesamenstelling ontstaat in ogenschijnlijk gelijke compartimenten. Op sommige plaatsen vormde zich op de deken van waterveenmos bulten met onder andere Sphagnum magellanicum en Lavendelheide. In andere compartimenten wordt de vegetatie gedomineerd door Eenarig wollegras met naast waterveenmos vrijwel geen hoogveenvormende veenmossen. Mogelijke spelen verschillen in wegzijging en daardoor drogere situaties een rol.
Een zorgelijke ontwikkeling is de vestiging van Berk die plaatselijk massaal opslaat. Onduidelijk is of hierdoor de hoogveenontwikkeling geremd of gestopt zal worden.

Tot welk herstel hebben maatregelen geleid?
Door damaanleg zijn er in de kern van het reservaat, met name tegen de Duitse grens, compartimenten met relatief stabiele waterstanden ontstaan. Daarnaast zijn er in de randen van het reservaat hydrologische bufferzones gerealiseerd. In de centraal gelegen compartimenten heeft dit tot herstel van veenmosgroei geleid (zoals bovenstaand is beschreven).

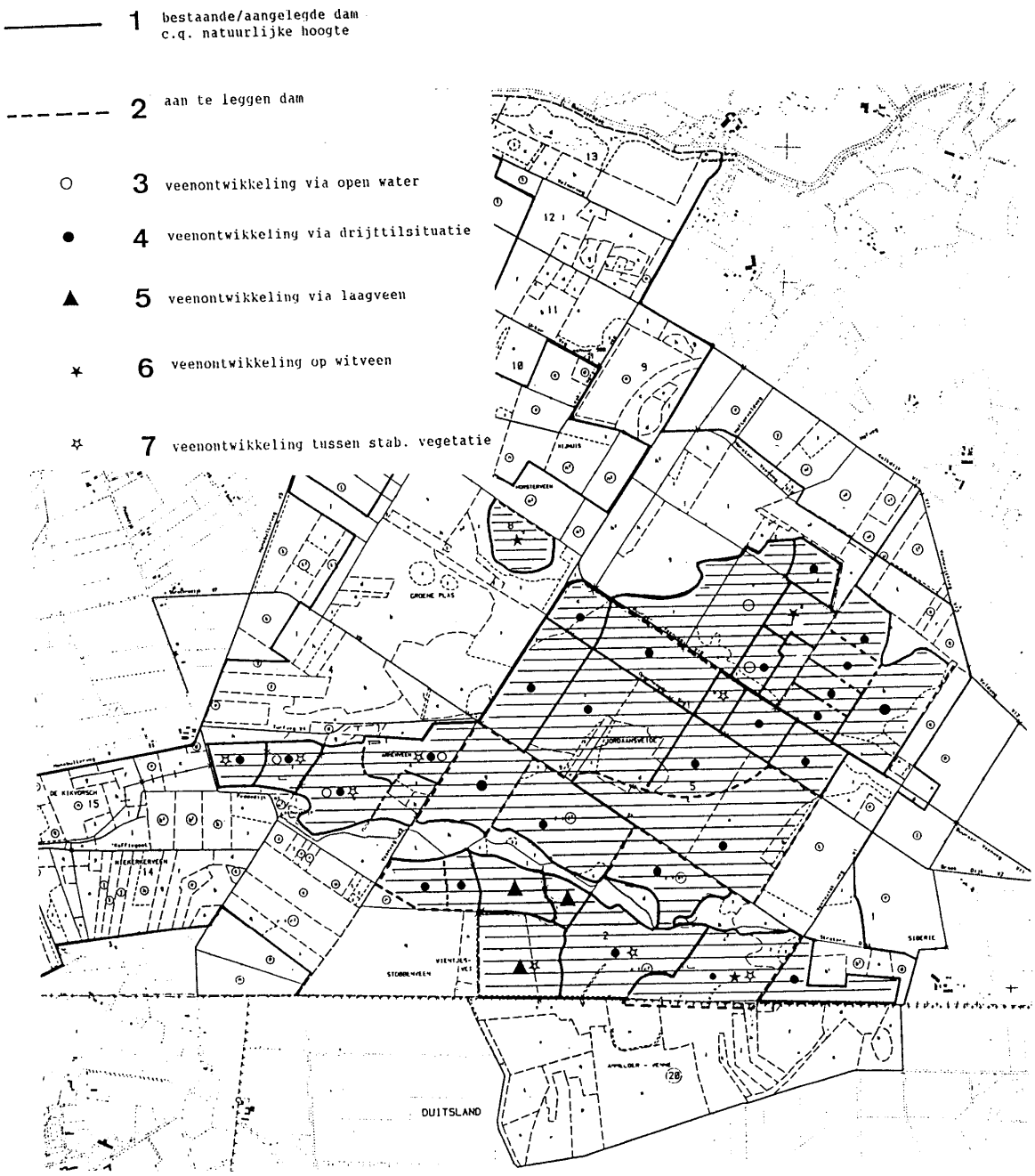
Zijn er correlaties en causale verbanden af te leiden?
Hoogveenontwikkeling is met name succesvol in de compartimenten tegen de Duitse grens waar de opslag van Berken geheel is verwijderd, daarna dammen zijn aangelegd. Op moment van waterstandsverhoging zijn de vegetatiedekens uit de veenputjes gaan drijven, en hebben zich snel in horizontale en verticale richting uitgebreid.

1.4.5 'Beoordeling'

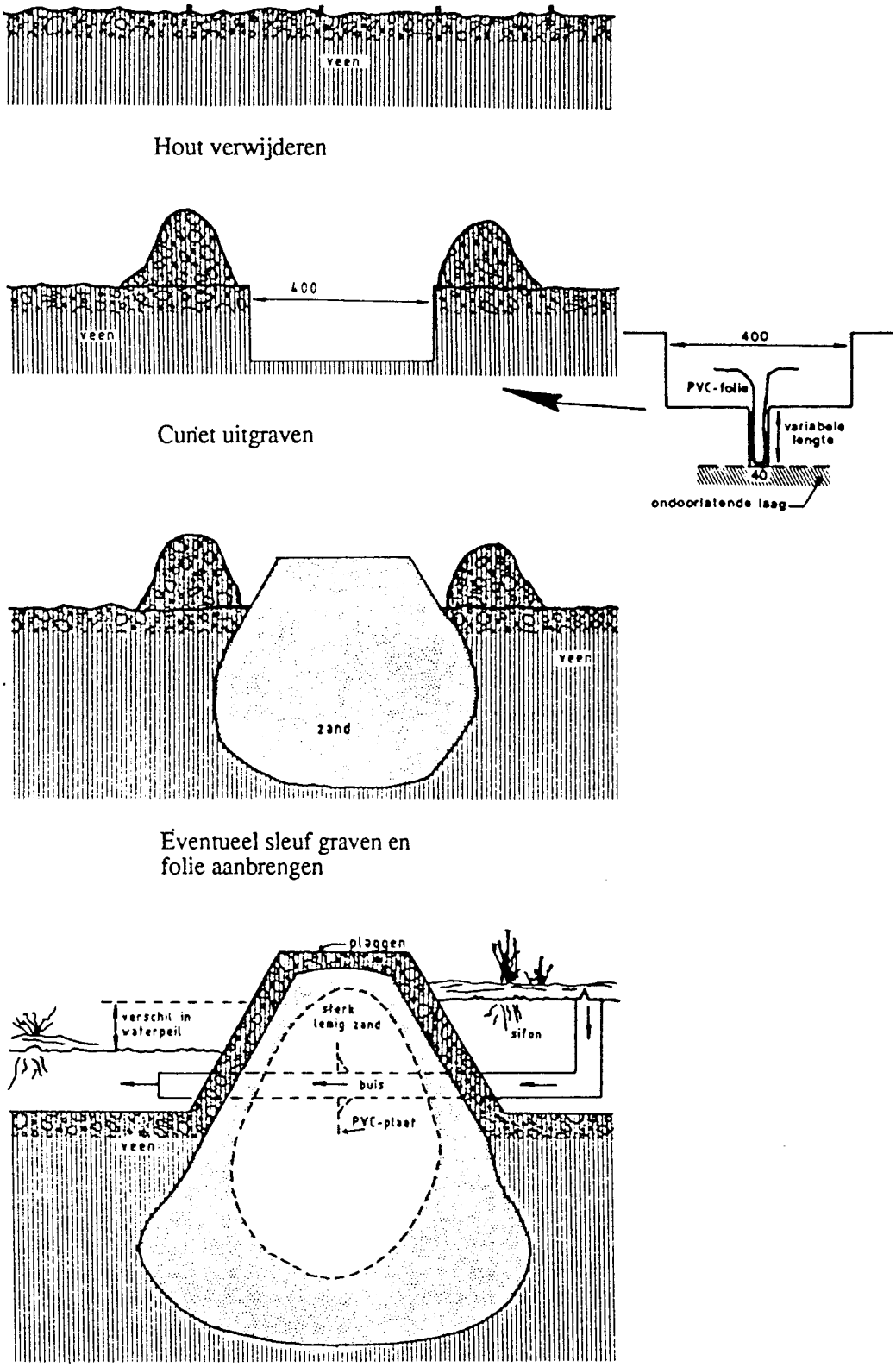
Is er verhoging van de natuurwaarden opgetreden?
Ja, over vrij grote oppervlakte zijn veenvormende hoogveenvegetatie tot ontwikkeling gebracht.

1.4.6 Conclusies en aanbevelingen

Het Haaksbergerveen is een van de beste (zo niet beste) voorbeelden van herstel van hoogveenontwikkeling in Nederland. Onduidelijk is echter hoe de volgende fasen zich gaan ontwikkelingen, en welke invloed de opslag van bomen en struiken hierop zal hebben.
Doordat de hydrologische situatie afwijkt van veel andere hoogveengebieden, door de kweldruk vindt er vrijwel geen wegzijging plaats, is deze situatie niet direct extrapoleerbaar.



Figuur 2 Ligging van dammen (Ganzevles, 1991)



Figuur 3 Wijze van damaanleg (Kok, 1989)

1.4.7 Gegevensbronnen

Blokland, K.A. en H. Runhaar, 1994. Interview en veldbezoek met dhr. J. Hattink, dhr. R. Dear en dhr. J. van Dijk (Staatsbosbeheer).

Blokland, K.A., 1994. Interview met dhr. J. Kleuver (Staatsbosbeheer).

Ganzevles, P.H.J., 1991. Beheersplan Haaksbergerveen voor de periode 1991 - 2001. Buro Hemmen in opdracht van Staatsbosbeheer.

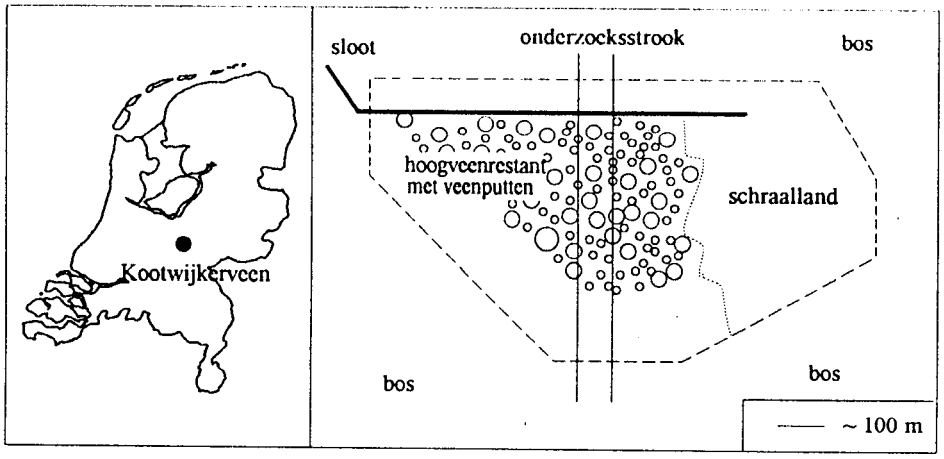
Kok, A., 1989. Hydrologisch onderzoek Haaksbergerveen. LB&P rapportnr 89065 in opdracht van Staatsbosbeheer.

1.5 Kootwijkerveen

1.5.1 Terrein

Object: Kootwijkerveen
Beheerder: Staatsbosbeheer
Contactp: dhr. H. Hees
Oppervlak: 10 hectare
Terreintype: hoogveenrestant en schraalland
Probleem: verdroging hoogveenrestant
Oorzaak: ontwatering, ontginning, doorspitting van gedeelte van de bodem
Maatregel: afgraving en waterstandsverhoging

Kenschets
Het Kootwijkerveen ligt in de boswachterij Garderen, zie figuur 1. In een langgerekte depressie op de westelijke stuwwalflank van de Veluwe is in het verleden op een ondoorlatende ijzeroerlaag een hoogveentje gevormd. In de Middeleeuwen is dit veen door zandverstuiving met 0.5 - 1 m stuifzand bedekt. Omstreeks begin deze eeuw zijn in het veen via wilde vervening veenputten gegraven. Hiervoor moest eerst de zandlaag worden verwijderd. Omstreeks 1930 is het veen ontwaterd door de aanleg van een sloot door het veen. Hierna is een deel van het veen ontgonnen en als weiland in gebruik genomen. Vanaf 1968 heeft Staatsbosbeheer het beheer van het weiland in eigen hand genomen en een verschralingsbeheer via maaien en afvoeren toegepast.
Omdat dit niet tot de gewenste schraallandvegetatie leidde en daarnaast een verdere verdroging van het hoogveenrestant werd geconstateerd, zijn vanaf 1986 een aantal herstelmaatregelen genomen.



Figuur 1 Ligging en gebiedsindeling van het Kootwijkerveen (Blokland, van der Laan, 1992)

1.5.2 Maatregelen

Welke maatregelen zijn uitgevoerd?

In figuur 2 zijn schematisch de ingrepen en effecten weergegeven.

Begin deze eeuw zijn via wilde vervening een groot aantal kleine veenputten in het veen gegraven. In de jaren '30 is het veen ontwaterd door de aanleg van een sloot. Daarna is het veen voor ongeveer de helft ontgonnen en als weiland in gebruik genomen (beweid en bemest). Hierbij werd de bodem gespit (variërend van enkele dm tot een meter). Sinds 1968 heeft Staatsbosbeheer het beheer in eigen hand genomen en wordt het weiland één- tot tweemaal per jaar gemaaid. Omstreeks 1980 had dit nog weinig resultaat. Het grasland was ruderaal en werd gedomineerd door Witbol.

In 1983 - 1984 is besloten het voormalig weiland vrij diep af te graven. Over het grootste deel van het weiland is 0.40 cm afgegraven. De grond is in depot gezet en in 1988 afgevoerd. Tijdens de graafwerkzaamheden bleek de grond dieper geroerd dan verwacht. Veen en zand wisselden elkaar op geringe afstand op. Deze menging leidt tot een hogere mineralisatie en voedselrijkdom. In de eerste jaren na uitgraven werd de waterstand op het oude peil gehandhaafd, dat wil zeggen dat het gebied nog steeds ontwaterd werd. Een klein deel van de uitgraving was bij deze waterstand geïnundeerd. In de droge zomer van 1986 viel de bodem echter geheel droog. Vanaf 1986 is (bij wijze van experiment) een dam in de afvoersloot aangebracht om de waterstand te verhogen. Door de ontwatering vielen veel veenputten in droge perioden droog waardoor veengroei stagneerde. De verwachting was dat door afdamming van de sloot de waterstand in de veenputten zou stijgen, daarnaast zou de mineralisatie in de geroerde veengrond verminderen waardoor de voedselarmoede (verschraling) zou toenemen. Verder zou er meer ondiep water ontstaan. Vanaf 1986 is de waterstand sterk gestegen (zo'n 60 tot 70 cm). Omdat voor 1986 de waterstanden in het gebied nooit zijn gemeten is niets bekend over oorspronkelijke waterstanden en evenmin over het droogvallen van de veenputten voordat de sloot werd afgedamd.

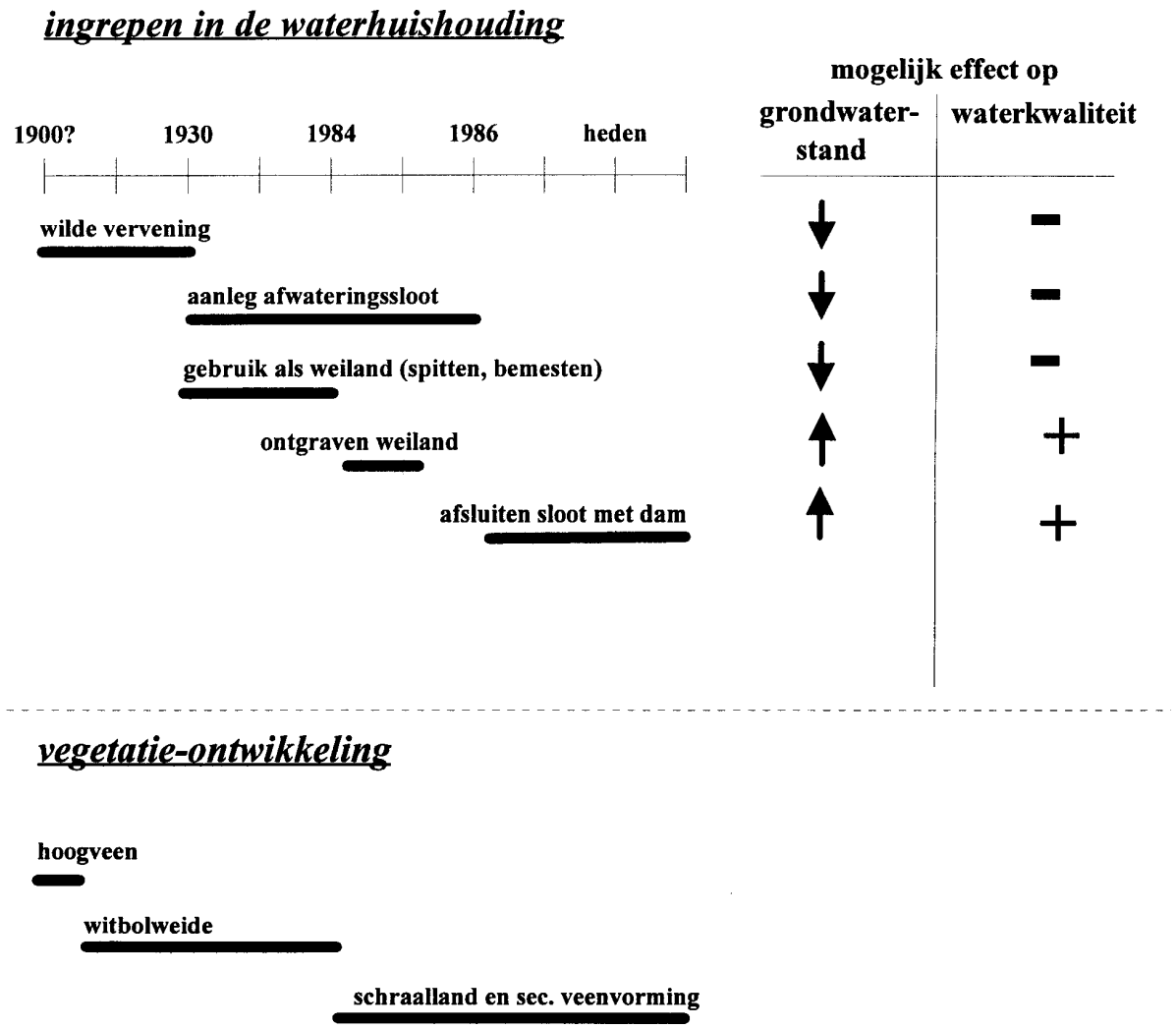
Wat waren de beoogde effecten?

Doel was het herstel van veenvormende vegetaties, vochtige heide en schraalland.

Welke interfererende maatregelen zijn in de loop van de tijd gepleegd?

In de afgelopen jaren is veel naaldbos gekapt in de naaste omgeving van het veen, wat een grondwaterstandsverhoging tot gevolg had.

Ten behoeve van een gevarieerde ontwikkeling van hoogveen, nat en vochtig schraalland en heide is bij het afgegraven extra reliëf aangebracht in de vorm van lage bulten, ruggen en ondiepe laagten.



Figuur 1 Schematische weergave van ingrepen en effecten

1.5.3 Monitoring

Wat is er gemonitord?
Vanaf 1986 wordt op een aantal plaatsen de grondwaterstand en oppervlaktewaterstand opgenomen. De vegetatie-ontwikkeling in het veengebied wordt via kartering van aandachtsoorten bijgehouden. In 1991 -1992 heeft een uitgebreide bemonstering van het grond- en oppervlaktewater en soortskartering van een aantal veenputten plaats gevonden (Blokland en van der Laan, 1992).
De vegetatie-ontwikkeling van het schraallandgedeelte wordt jaarlijks of tweejaarlijkse gekarteerd.

Wat is de aard van de beschikbare gegevens?
Naast onderstaande bronnen zijn er weinig gegevens beschikbaar.

1.5.4 Resultaten en verwachtingen

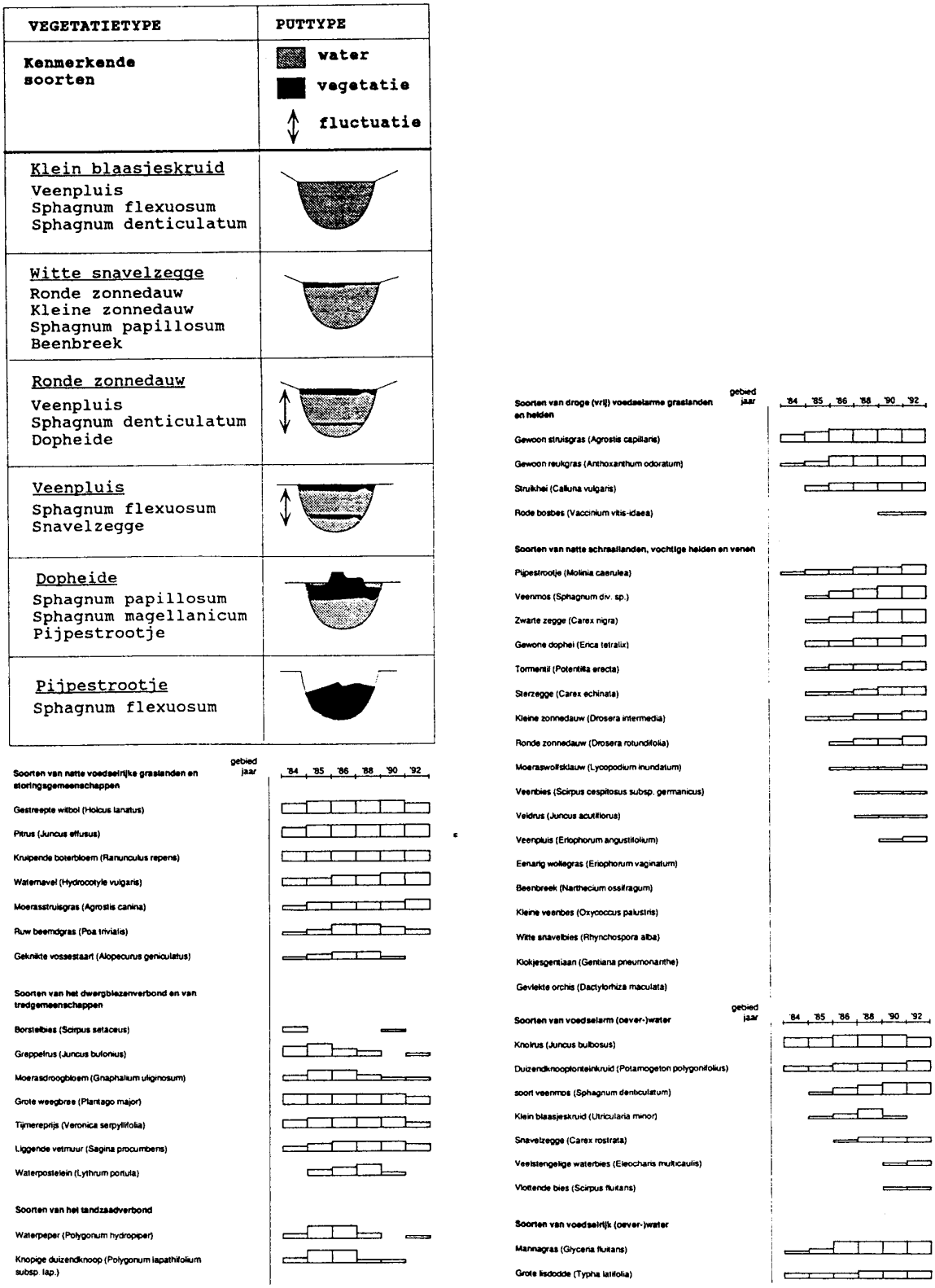
Geef een (globale) aanduiding van veranderingen in hydrologie, bodem en vegetatie.
Op de geroerde grond van het voormalige weiland ontwikkelde zich een ruige vegetatie met veel Pitrus en Gestreepte witbol. Daartussen bevonden zich lage plekken met Kruipende boterbloem, Grote weegbree en Knolrus. Dit beeld wijkt sterk af van de verwachte vegetatieontwikkeling op ongestoorde voedselarme veengrond of voedsel- en kalkarme zandgrond. Toch vestigde zich in de afgraving op lage open plekken ook soorten van voedselarme milieus. In figuur 2 is een overzicht van de soortensamenstelling van de hoogveenputten en het schraalland gegeven (Van der Laan, 1994 en Londo et al, 1994).

Figuur 2 laat het ambivalente karakter van de soortensamensteling in het schraalland zien. Enerzijds komen er soorten van voedselarme milieus voor en anderzijds meer voedselrijke soorten. Diverse pioniersoorten van het Dwergbiezenverbond en Tandzaadverbond bereiken snel hun optimum en nemen daarna weer af.
Door de vrijkomende nutriënten en de wisselende grondwaterstanden is een snelle toename van de bedekking van soorten te zien. Als gevolg van de waterstandsverhoging in 1986 zijn grote delen van de hierboven beschreven vegetatie permanent of tijdelijk onder water komen te staan. Diverse soorten breidden zich uit naar de hoger gelegen oeverdelen. Op de 's zomers niet geïnundeerde delen ontwikkelde zich een nat tot vochtig schraalland. Sinds 1987 worden de niet geïnundeerde delen 's zomers gemaaid hetgeen tot een versnelde verschraling leidt. De voor hoogveen meest kansrijke locatie is het permanent geïnundeerde deel. Als gevolg van de ruige begroeiing met Pitrus, Mannagras en Grote lisdodde konden zich hier drijftillen met *Sp. denticulatum* ontwikkelen. De genoemde ruigtesoorten zorgen voor luwte en rustig water.

Tot welk herstel hebben maatregelen geleid?
Er is een gevarieerd milieu ontstaan met een relatief grote soortenrijkdom. In het ondiepe water is een hoopgevende aanzet tot hoogveenvorming aanwezig. Op de niet of alleen 's winters geïnundeerde oeverdelen is een schraallandvegetatie in ontwikkeling, waarin ook vele soorten voorkomen van vochtige heide en veenvegetaties. Mogelijk zal plaatselijk vochtige heide ontstaan.

Zijn er correlaties en causale verbanden af te leiden?
Door het grasland om te zetten en deels te inunderen is een zeer gevarieerd milieu ontstaan met een grote soortenrijkdom. Het gebied is veel waardevoller dan het voormalige grasland (ook na jarenlang verschralingsbeheer). De hoop is dat in het huidige open water op den duur een ringveentje ontstaat dat met de waterstand mee beweegt. Hierbij kan het nabijgelegen veenrestant met zijn kenmerkende hoogveensoorten als zaadbron dienen. Op de oevers ontstaat vochtig schraalland met hier en daar vochtige heide.

De effecten van de waterstandsverhoging op de veenputtten in het hoogveenrestant zijn minder duidelijk. Voornaamste oorzaak hiervan is het ontbreken van goede gegevens van voor de ingreep (1986). Duidelijk is in ieder geval dat ook hier de waterstand omhoog is gegaan, hetgeen met name een stabieler peil betekent. In veel veenputten komt veenmosgroei voor. Hierbij zijn diverse vormen te onderscheiden (kragges, groei vanaf de bodem) en zijn diverse stadia van verlanding aangetroffen.



iguur 2 Soortensamenstelling en veranderingen in de hoogveenputten en het schraalland (Van der Laan en Blokland, 1994 en Londo et.al, 1994)

1.5.5 'Beoordeling'

Er is sprake van een grotere variatie in het milieu en de soortenrijkdom zijn vergroot. Er is een aanzet tot hoogveenvorming en een ontwikkeling van schraalland. Er is sprake van een verhoging van de natuurwaarden.

1.5.6 Conclusies en aanbevelingen

In het permanent geïnundeerde deel konden zich, door de daar aanwezige ruigtesoorten als Pitrus, Mannagras en Grote lisdodde, drijftillen ontwikkelen die een goed uitgangspunt voor veenontwikkeling bieden. Tevens verminderen deze soorten de golfslag en de mineralisatie, hetgeen leidt tot een minder voedselrijk milieu.
Het uitgraven van het ontgonnen deel heeft geleid tot een gevarieerd milieu met een grote soortenrijkdom. In het ondiepe water is een hoopgevende aanzet tot hoogveenvorming aanwezig. Op de niet of alleen 's winters geïnundeerde oeverdelen is een schraalland in ontwikkeling.

1.5.7 Gegevensbronnen

Blokland, K., Y. van der Laan, 1992. Ecohydrologisch onderzoek in het Kootwijkerveen. Scriptie Rijksuniversiteit Utrecht.

Van der Laan, Y., K.A. Blokland, 1994. Hoogveenvorming op de Veluwe? De Levende Natuur jaargang 95 nr 2.

Londo, G., J.G. Streefkerk, G. Hanekamp, H. Hees, 1994. Natuurontwikkeling in het Kootwijkerveen. De Levende Natuur jaargang 95 nr 2.

Schraallanden

5 Elperstroom

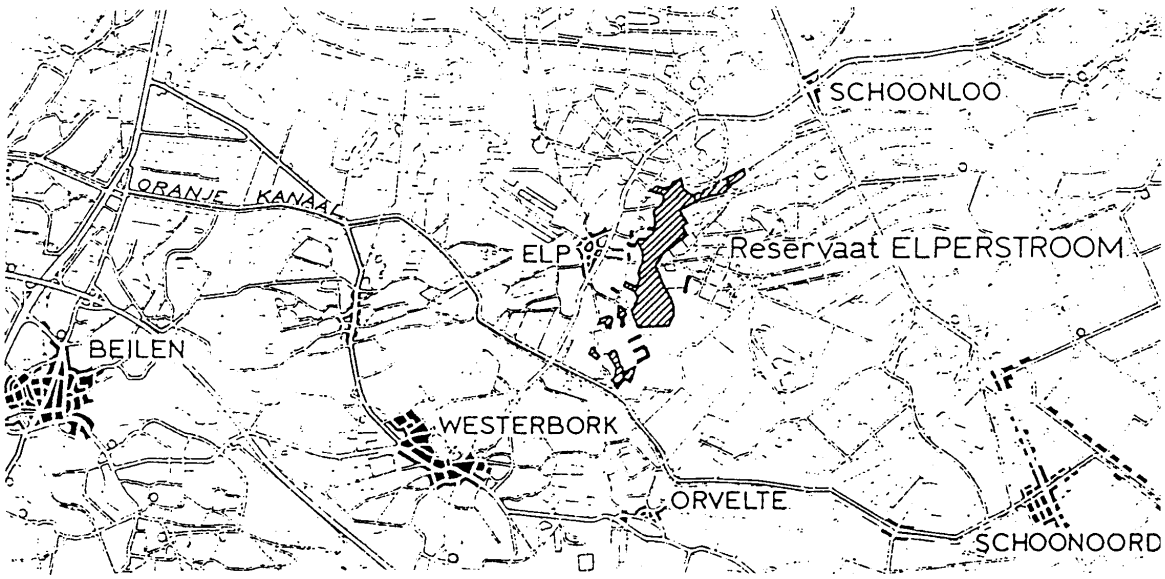
5.1 Terrein

Object:	Elperstroom (Stroetma, Oosterma, Bosma, Reitma)
Beheerder:	Staatsbosbeheer regio Drenthe noord
Contactp.:	dhr. W. ten Klooster
Oppervlak:	135 hectare (hele reservaat)
Terreintype:	kleinschalig stroomdalgrasland met blauwgrasland van voornamelijk bovenloop van beekdal
Probleem:	'ondervoeding' van het reservaat
Oorzaak:	ruilverkaveling, heideontginning, beekkanalisatie
Maatregel:	in deel van reservaat namelijk Reitma zijn hydrologische inrichtingsmaatregelen getroffen om neerslagwater snel af te voeren en kwelwater extra te benutten

Kenschets
De antiverdrogingsmaatregelen concentreren zich op de meest waardevolle vegetaties in de Reitma. De beschrijving beperkt zich hier dan ook hoofdzakelijk toe.

Het reservaat betreft een vrijwel aaneengesloten complex stroomdalgronden langs de bovenstroom van de Elperstroom en het ligt in de gemeente Westerbork (zie figuur 1). In het noorden wordt het reservaat begrensd door de bossen van de boswachterij Schoonloo, voor het overige overwegend door landbouwgronden.

Het stroomdal van de Elperstroom is ontstaan tijdens de ijstijden van het Midden en Boven Pleistoceen (Saalien en Weichselien). Door de afvoer van smeltwater zijn diepe stroomdalen ontstaan, die later grotendeels opgevuld werden met door wind en water aangevoerd materiaal (vnl. zand en leem) en veen. Het beekdal sluit aan op het diepere (2e ??) watervoerende pakket en wordt aan de bovenkant alleen begrensd door fluvio periglaciale beekdalafzettingen en een veendek van maximaal 1 m. In het beekdal van de Elperstroom ontbreekt ter plaatse van het reservaat keileem in de ondergrond (welke normaal de belangrijkste weerstandsbiedende laag tegen verticale grondwaterstroming is).
Vanuit de diepere watervoerende pakket treedt daardoor regionale kwel op. Het reservaat en met name het objectdeel de Reitma ontlenen hun botanische betekenis aan het voorkomen van dit mineraal- en kalkrijke water.
De kalk is waarschijnlijk hoofdzakelijk afkomstig uit de zeer schelprijke afzetting van de formatie van Scheemda.



Figuur 1 Ligging Elperstroom reservaat

In de beekdalflanken bevindt zich wel keileem. De grondwatervoeding vanuit de beekdalflanken speelt echter alleen in de winter en in het voorjaar een rol.
De bodem van de Elperstroom bestaat in zijn geheel uit vlierveengronden en moerige eerdgronden. De zandondergrond begint ondieper dan 1.20 meter onder maaiveld.
In de Reitma (en in delen van de Stroetma en zuidelijk deel van de Oosterma) komen leemlagen voor (verspoelde keileem), beginnend tussen de 0.40 en 1.20 m onder maaiveld, die tenminste 20 cm dik zijn.

Oorspronkelijk bestond het beekdal van de Elperstroom uit lage natte hooilanden, met kleine ondiepe greppels die de afvoer van oppervlaktewater naar de Elperstroom verzorgden. De Elperstroom was niet meer dan een slingerend beekje, een zogenaamde ruimsloot. De relatief trage afvoer van regenwater en de constante aanvoer van grondwater uit de beekdalflanken zorgden het gehele jaar voor een vochtige tot natte situatie. Zeer natte situaties ontstonden als de benedenstrooms gelegen Beilerstroom en Westerborkerstroom de grote toevoer van water niet konden verwerken.

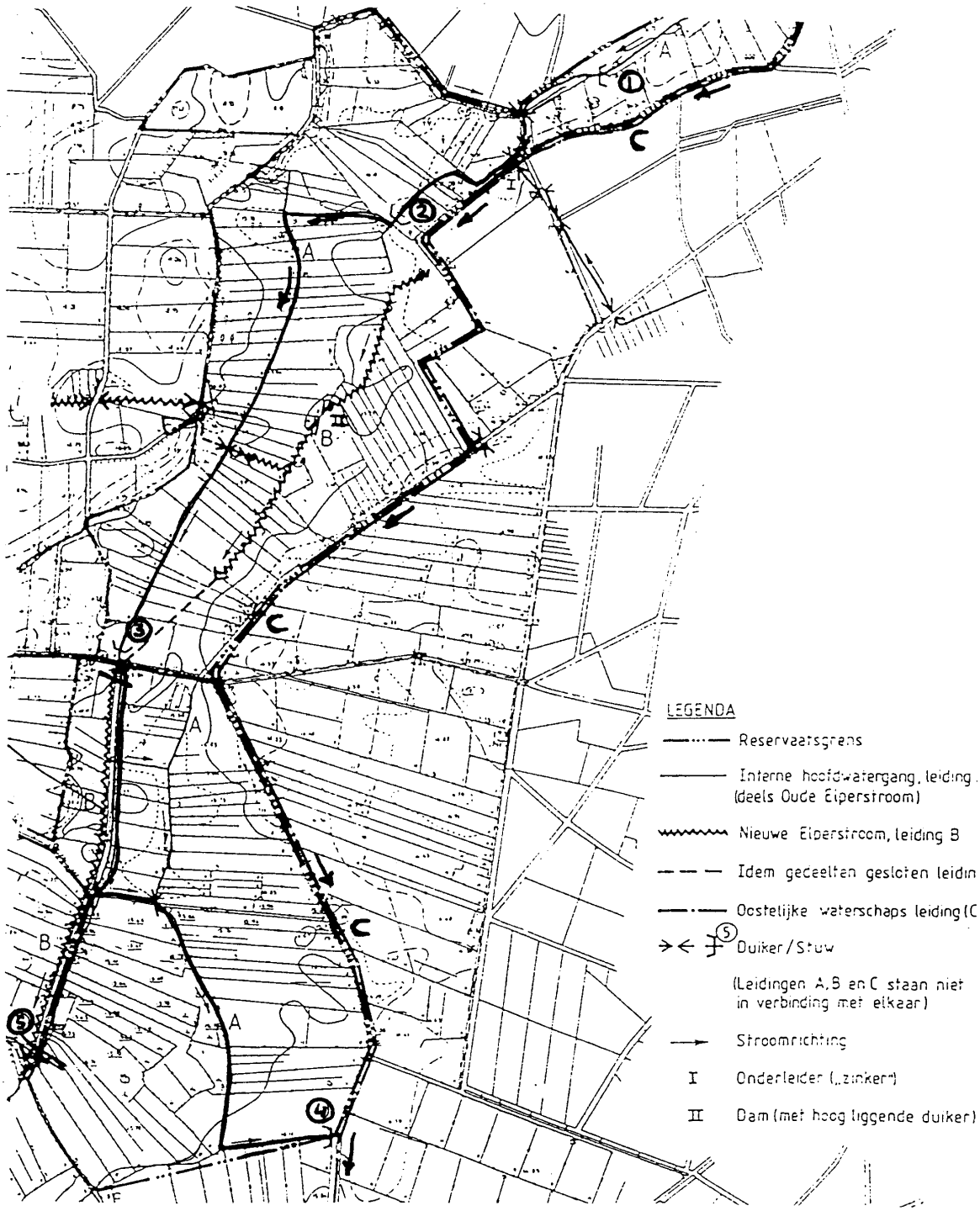
De Reitma omvat nu de laatste restanten van de vroeger in de Drentse beekdalen voorkomende blauwgraslanden. In 1955 trof Schimmel in de Reitma een rijk ontwikkelde blauwgraslandvegetatie aan met onder meer Blonde zegge, Vlozegge, Tweehuizige zegge, Paardehaarzegge, Sterzegge, Spaanse ruiter, Parnassia, Gevlekte orchis, Breedbladige orchis en Kleine valeriaan (Schimmel, 1955).

Het beekdallandschap bestaat momenteel uit kleine graslandpercelen, gescheiden door greppels die begroeid zijn met elzen.
De meest waardevolle vegetaties bevinden zich in het objectdeel de Reitma. De helft bestaat hier uit blauwgrasland met in de laagste terreindelen een lage zeggenvegetatie met Blauwe zegge, Gewone zegge en Veenpluis. Verder komen hier Spaanse ruiter, Ruw walstro, Draadzegge, en soms soorten als Moerasviooltje, Moerasspirea en Riet voor. De drogere zandige kopjes zijn veelal begroeid met Blauwe knoop, Kruipwilg, Tandjesgras, Brunel, Kruipend zenegroen, Gevlekte orchis, Breedbladige orchis (en in het verleden Parnassia).
Met name de gradiënten van de hoge kopjes naar de lagere delen herbergen de bijzondere soorten als Vlozegge, Tweehuizige zegge, Blonde zegge, Paardehaarzegge en soms ook Sterzegge. Over het hele gebied komt Kruipend struisgras veelvuldig voor.
De graslanden in de Oosterma hebben nog duidelijk het karakter van voorheen vrij intensief bemeste hooilanden. De percelen in de Stroetma zijn iets schraler en soortenrijker.

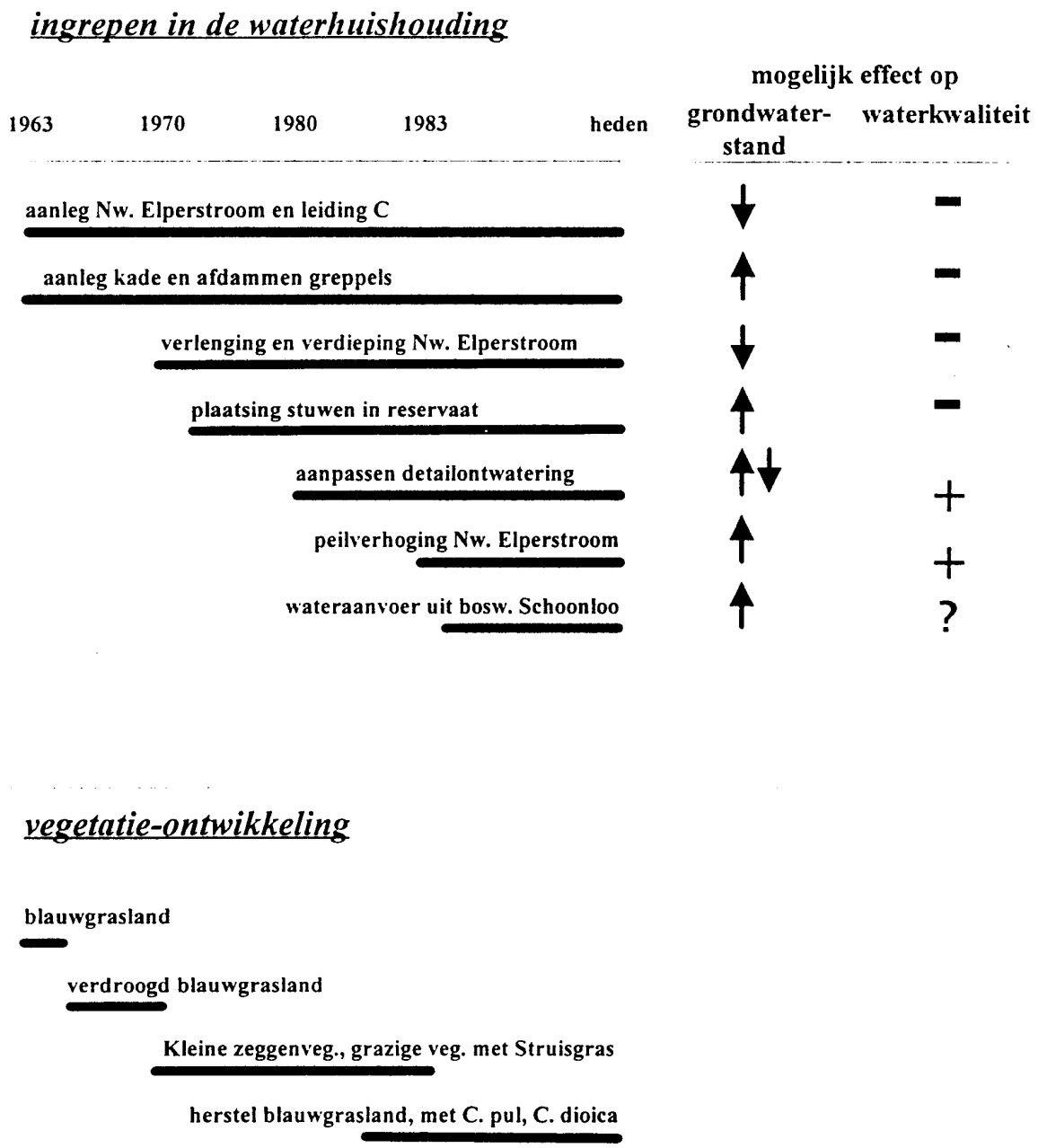
In het kader van de 'verbetering' van de waterhuishouding van het waterschap 'De Oude Vaart' werden in 1960 plannen ontwikkeld om zowel de Oude Elperstroom (leiding A, zie figuur 2) als het stroompje langs de oostkant van de Reitma te bemalen. In 1963 werd ten westen van de Reitma een nieuwe leiding aangelegd, de Nieuwe Elperstroom (leiding B, zie figuur 2). De Elperstroom bleef als bermsloot gehandhaafd. Omdat de nieuw aangelegde zandweg niet via grondwaterstroming mocht wegspoelen naar de nieuwe leiding werd tevens een leembekisting aangebracht.
Aan de oostzijde van de Reitma werd eveneens een nieuwe leiding (leiding C, zie figuur 2) aangelegd. Met de vrijkomende grond zijn alle greppels vanuit het reservaatsdeel de Reitma naar de leiding afgedamd. Aan de oostzijde werd op enige afstand een tweede grote leiding aangelegd ter ontwatering van het landbouwgebied bij Schoonloo. De leidingen A, B en C staan niet met elkaar in verbinding.

Reeds voor 1970 zijn in het reservaat grondwaterstanden gemeten. Hieruit blijkt dat de fluctuaties tussen droge en natte perioden steeds groter worden en dat zeer geleidelijk de grondwaterstand daalde. Blauwe zegge, Blonde zegge en Vlozegge namen sterk af. Tot 1970 is nog wel eens gebruik gemaakt van de mogelijkheid om d.m.v. een afsluitbare duiker overtollig water uit de Oude Elperstroom op de Nieuwe Elperstroom te lozen. In 1971/1972 is de Nieuwe Elperstroom nogmaals verbreed en verdiept. Daarna was het zo dat water in de winter vastgehouden moest worden in het reservaat om als buffer te dienen in de droge zomermaanden, wat tussen '72 en '80 tot een sterke vernatting leidde. Soorten als Moerasstruisgras, Egelboterbloem en Pinksterbloem namen sterk toe.

Ondanks leembekisting, afsluitbare duikers en grondwal kon het gewenste peil niet worden gehaald. Vanaf deze tijd trad een versnelling op van de reeds in 1965 geconstateerde botanische achteruitgang.



Figuur 2 Detailkaart Elperstroom reservaat



Figuur 3 Overzicht van ingrepen in waterhuishouding

Gevolg van alle ontwateringsmaatregelen was het meer en meer wegvangen en versneld afvoeren van kwelwater. Door daling van de grondwaterstand ontstond er meer bergingscapaciteit voor neerslagwater in de winter hetgeen sterke verzuring betekende.
Waterconserveringsmaatregelen hebben dit versterkt. De menging van regenwater met kalkrijk grondwater vond onder de wortelzone plaats en door een verschralend beheer ontstond er een soortenarme vegetatie met kenmerkende soorten voor een zuur milieu.

2.1.2 Maatregelen

Welke maatregelen zijn uitgevoerd?
Figuur 3 geeft een overzicht van ingrepen en maatregelen in de waterhuishouding.
Vanaf 1980 is door middel van aankoop van diverse gronden en aanpassing van de interne waterhuishouding weer één 'belangrijke' beek (leiding A) gemaakt die overtollig water afvoert. In de beek zijn stuwen geplaatst die een trapsgewijze verdeling van het water mogelijk maken. Tevens is er een nieuw lozingspunt voor het geheel reservaat gemaakt (punt 4, zie figuur 2).
In de Nieuwe Elperstroom (leiding B) is een volautomatische stuw geplaatst. Aanvankelijk kon alleen in de zomer een hoger peil van zo'n 50 cm + NAP worden ingesteld. Het stuwpeil bepaalt namelijk in sterke mate het niveau van het grondwater in het reservaat (drainerende werking). Door deze maatregel steeg de gemiddelde grondwaterstand in de zomer tot 50 - 80 cm onder maaiveld. Sinds 1984 is door verdere areaaluitbreiding ook in de winter een peilverhoging mogelijk. Hierdoor ligt het grondwaterniveau in het reservaat in de wintermaanden 20 - 30 cm hoger dan het peil in de Nieuwe Elperstroom. Hiermee is de kwelintensiteit van de Nieuwe Elperstroom met 50 - 80% afgenomen hetgeen het reservaat ten goede komt. Tevens zijn er aanwijzingen dat het lithotrofe grondwater de atmotrofe regenwaterlenzen weer kan verdringen. Vanaf deze tijd hebben zich op een paar plaatsen Tweehuizige zegge en Vlozegge weer gevestigd.

Ter verbetering van de watertoevoer in het voorjaar en ter versterking van het beekkarakter is in 1983 d.m.v. een zinker (punt I, zie figuur 2) de mogelijkheid gecreëerd om overtollig water uit de boswachterij Schoonloo onder de waterschapsleiding door in het reservaat te leiden. Momenteel zijn er plannen om delen van de boswachterij Schoonloo, die in het infiltratiegebied van de Elperstroom liggen, te kappen. Hierdoor wordt de kwelstroom naar de Elperstroom versterkt.

Ter verbetering van de kwel van dieper grondwater op de Oosterma is in de bovenstroomse leiding B (waarvan het peil onvoldoende door stuw 5 werd beïnvloed) in 1983 een vaste dam (punt II, zie figuur 2) aangebracht. Hierin is een duiker gelegd op zodanige hoogte dat het water in dit leidingvak kan stijgen tot 20 - 30 cm beneden het maaiveld van de naastliggende percelen. Hiermee wordt de drainerende werking van de leiding op het grondwater sterk verminderd.

Doordat de bergingscapaciteit is verminderd (hogere grondwaterstand) treedt in natte perioden over aanzienlijke delen inundatie op. Op een aantal plaatsen is hiervoor de detailontwatering aangepast. Ook na aanpassing van de detailontwatering traden in ruimtelijke zin nog te grote inundaties op. Dit is nadelig voor de vegetatie-ontwikkeling in het voorjaar en de zomer.

De noodzakelijke waterhuishoudkundige maatregelen zijn in grote lijnen afgerond, in het gebied zijn dan ook vrijwel geen vergravingen meer nodig. Het is ook de bedoeling dat naast het plaatselijk afplaggen van vegetaties de bodem onberoerd wordt gelaten.

Wat waren de beoogde effecten?
Geprobeerd is om de stand van het grondwater en de kwaliteit ervan zodanig te verbeteren dat de blauwgraslandvegetaties van het Elperstroomgebied in stand gehouden, hersteld of ontwikkeld konden worden. Daarnaast wordt het kleinschalig en gevarieerd beekdallandschap behouden of ontwikkeld.

2.1.3 Monitoring

Wat is er gemonitord?
In 1964 zijn door Chr. van Leeuwen 2 pq's in de Reitma gelegd, waarvan één quadraat een Blonde zegge aspect vertoonde (een soort die op dat moment in Nederland in dit reservaat het aspect bepaalde) en het andere quadraat omdat op die plaats Tweehuizige zegge voorkwam. Vanaf 1966 worden deze pq's door W. ten Klooster opgenomen. Ieder 10 jaar wordt er een basisvegetatiekartering uitgevoerd. Doel is om tussentijds nog een herhalingskartering uit te voeren.
Grondwaterstanden worden tweewekelijks opgenomen. Er zijn langjarige reeksen van grondwaterstanden beschikbaar (1965-1976 en 1980-heden). Tot nu toe vindt geen monitoring van de waterkwaliteit plaats.

2.1.4 Resultaten en verwachtingen

Geef een (globale) aanduiding van veranderingen in hydrologie, bodem en vegetatie.
Door het wegvangen van de op het beekdal gerichte kwel en een verlaging van de grondwaterstand, vond er in de begin jaren '70 in de Reitma een verschuivingen plaats van een zeer fijn gestructureerde vegetatie met een groot aantal kenmerkende soorten van blauwgraslanden naar een geleidelijk droger wordende grazige vegetatie met veel Schapegras. Door een toename van de bergingscapaciteit kon in de winterperiode regenwater in de bodem doordringen. Toen vanaf 1976 waterconserverende maatregelen werden genomen werd het reservaat veel natter en gedurende enkele jaren stond het reservaat in het voorjaar vaak langdurig onder water. Dit leidde echter tot atmotrofiëring en een sterke afname van de kwelafhankelijke vegetatie. Door aanpassingen van het afwateringsstelsel en met name verhoging van de oppervlaktewaterpeilen begint vanaf 1979 de vegetatie van de meest waardevolle percelen weer wat meer structuur te krijgen en vallen de grove vegetatiepatronen weer wat uit elkaar.

Tot welk herstel hebben maatregelen geleid?
Door de genomen maatregelen zijn soorten karakteristiek voor de blauwgraslandvegetatie weer aan het terugkeren.

Zijn er correlaties en causale verbanden af te leiden?
Ja, er bestaat een directe relatie tussen herkomst van het water (lithotroof grondwater of atmotroof regenwater), hoogte en stabiliteit van de grondwaterstand en de vegetatiesamenstelling.

2.1.5 'Beoordeling'

Is er verhoging van de natuurwaarden opgetreden?
Ja, soorten karakteristiek voor de gewenste blauwgraslandvegetatie zijn door de genomen maatregelen en juist beheer weer aan het terugkeren.

2.1.6 Conclusies en aanbevelingen

Van oorsprong wordt het reservaat hoofdzakelijk gevoed door kalkrijk grondwater uit het diepere watervoerende pakket.

De intensieve ontwatering in de periode 1965 tot eind jaren '70 leidde tot
- grotere fluctuatie van de grondwaterstanden tussen zomer en winter
- drainage en versnelde afvoer van kwel, afname van kwel in reservaat
- verlaging van de grondwaterstand
- toename bergingscapaciteit voor regenwater, atmotrofiëring
- 'vervuiling' met infiltrerend oppervlaktewater vanuit de leidingen
- een verschuiving van fijnmazige vegetatiepatronen van blauwgrasland naar grazige vegetaties gedomineerd door schapegras

Het rigoureus vasthouden van water vanaf 1976 leidde tot langdurige inundatie waarbij het reservaat een 'verdronken' indruk maakte. Kruipende boterbloem, Moeraswalstro, Kruipend struisgras en Moerasspirea ontwikkelden zich massaal.

Peilregulatie in de aangrenzende leidingen (met name leiding B) betekent een aanzienlijk herstel van de oude situatie.
Na de aanpassingen in de waterhuishouding begint de vegetatie vanaf 1979 te herstellen. De ontwikkeling gaat gepaard met minder extreme fluctuaties in de grondwaterstanden. Daarnaast is het lithotrofe grondwater waarschijnlijk weer in staat de wortelzone te bereiken.

2.1.7 Gegevensbronnen

Anonymus, 1985. Beheersplan Elperstroom 1985 - 1995. Staatsbosbeheer Drenthe Noord.

Veen. P., Zonneveld, L.M.L. Interview en veldbezoek met dhr. W. ten Klooster (Staatsbosbeheer)

Gieske, J.M.J., 1988. Hydrologische systeemanalyse van de Reitma (Drenthe). SWNBL 4g.

Gieske, J.M.J. & J. Runhaar, 1994. Milieubeleidsindicator Verdroging IIb: Toepassing van de MBI-verdroging in Noord-Nederland.

2.2 Schraallanden langs de Meije

2.2.1 Terrein

Object:	Schraallanden langs de Meije
Beheerder:	Staatsbosbeheer regio Holland/Utrecht
Contactp.:	dhr. M. Firet, dhr. F. Mayenburg
Oppervlak:	23 hectare
Terreintype:	heischraalgrasland op laagveen met blauwgrasland elementen
Probleem:	afname diversiteit en convergentie van structuur
Oorzaak:	verzuring, verdroging en verandering beheer
Maatregel:	hydrologische isolatie en peilhandhaving, plagproeven. Aangepast inlaatsysteem, grootschalige plagvlakken.

Kenschets

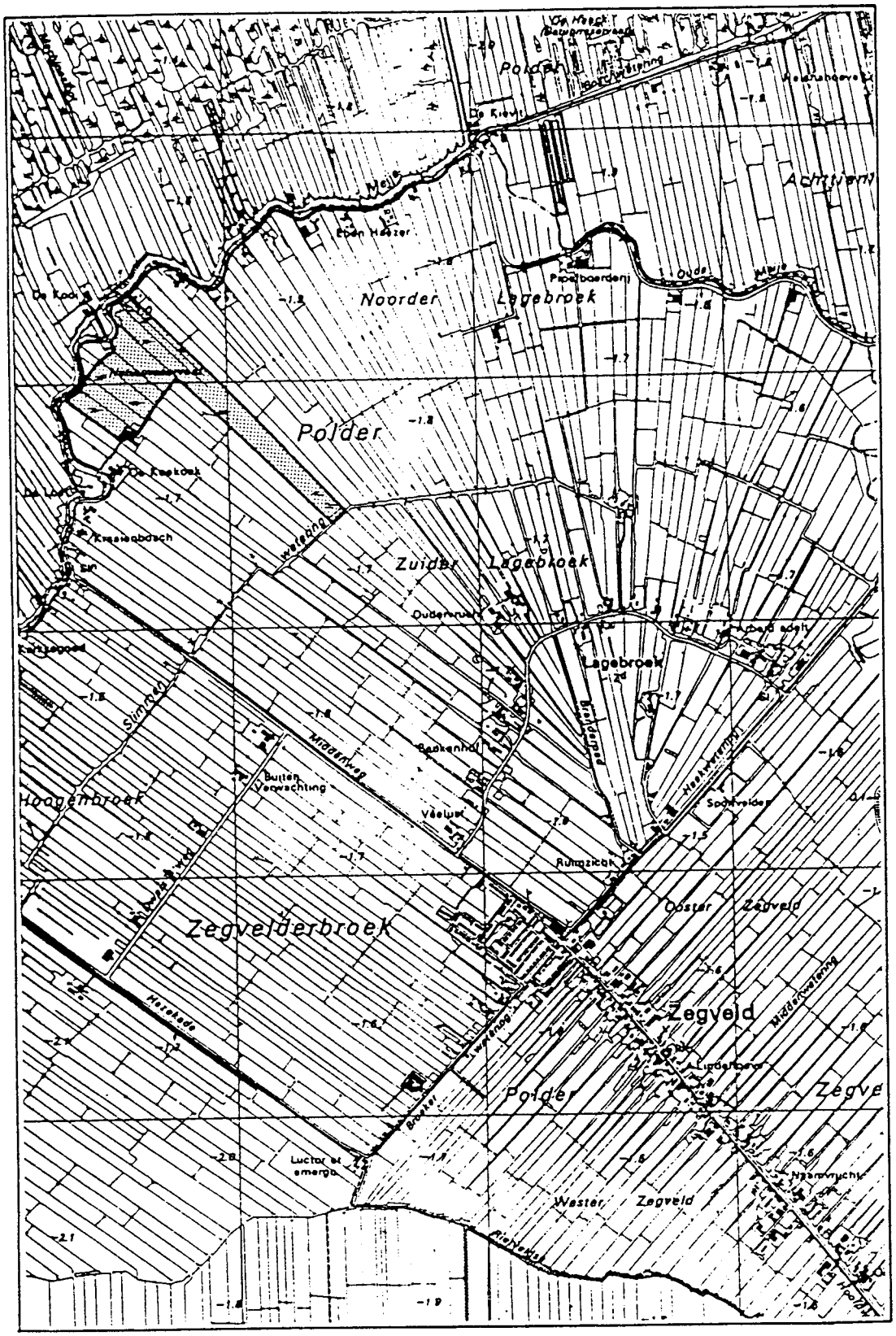
Algemeen

De Schraallanden langs de Meije liggen in de polder Zegvelderbroek ten westen van Woerden en ten oosten van de Nieuwkoopse plassen. Het reservaat vormt het restant van de eens uitgestrekte blauwgraslanden in deze streek. De vegetatie bestaat voor het overgrote deel uit schraallandvegetaties, waaronder een klein deel vrij goed ontwikkeld blauwgrasland. Het reservaat wordt ingesloten door het riviertje de Meije in het noordwesten, en door de Slimme Wetering in het zuidoosten. Voor het overige grenzen intensief gebruikte graslanden aan het reservaat, zie figuur 1.

Sinds de ontginning in de 10e eeuw is dit gebied eeuwenlang als hooiland in gebruik geweest. De slechte ontwatering (in de winter inundatie over grote delen van de polder) had tot gevolg dat er vochtige en natte hooilanden ontstonden. Omdat niet bemest werd en slechts eenmaal per jaar met de zeis werd gemaaid, ontstonden halfnatuurlijke graslanden waaronder grote oppervlakten blauwgrasland.

De laatste eeuw is hier verandering in gekomen ten gevolge van de ontwateringen ten behoeve van de landbouw. Dit werd gestart door de ingebruik name van het gemaal langs de Grecht in 1874. Sindsdien zijn de halfnatuurlijke graslanden geleidelijk omgezet in cultuurgrasland. In 1946 was het areaal blauwgrasland ingekrompen tot honderd hectare.

In 1951 is circa 12 hectare aangekocht door de Staat. In het kader van de ruilverkaveling Zegveld is dit in 1966 uitgebreid tot 23 hectare. Vanaf deze tijd is het reservaat in beheer bij Staatsbosbeheer. Het beheer is gericht op de instandhouding van de bestaande schraallandvegetatie. Dit gebeurt hoofdzakelijk door het jaarlijks maaien en afvoeren van de vegetatie (met licht materieel). Als proef voor mogelijk hoogveenvegetatie-ontwikkeling wordt een deel van het zeer natte gedeelte sinds 1980 niet meer gemaaid.



top. kaart 31 D Bodegraven, schaal 1:25.000

Vegetatie

Uit de vegetatiekartering 1946 (Rossenaar, 1989) blijkt dat er op dat moment goed ontwikkelde blauwgraslandvegetaties over een groot deel van het terrein aanwezig waren. Op de hoger gelegen delen was reeds sprake van heischrale vegetaties.

In vergelijking met 1946 is de huidige blauwgraslandvegetatie veel soortenarmer. De conclusie is dat er faciësvorming van Pijpestrootje en Borstelgras op de hogere terreindelen optreedt en van Kruipend struisgras in de lagere delen (Rossenaar, 1989). Lagere delen inunderen in de winter en drogen in de zomer uit. Nadat hier in 1978 greppels zijn aangelegd heeft zich veel Veenpluis, Wateraardbei en Pijpestrootje gevestigd. Karakteristieke blauwgraslandsoorten zoals Blauwe zegge, Blauwe knoop, Blonde zegge en Spaanse ruiter zijn tot smalle stroken langs de sloten beperkt.

Harlekijnorchis (nog enkele exemplaren in 1994) en Vlozegge (sinds 1983 niet meer gevonden) zijn sterk bedreigd terwijl soorten als Malaxis, Grote muggenorchis en Welriekende nachtorchis al eerder verdwenen zijn.

Een aantal soorten waaronder Klokjesgentiaan en Spaanse ruiter gaan daarentegen in aantal vooruit.

Naast afname van diversiteit is convergentie van de oorspronkelijke fijnkorrelige vegetatie-structuur duidelijk waarneembaar. Blauwgrasland(soorten) zijn vrijwel geheel beperkt tot smalle stroken langs de oever (dit blijkt zowel uit de slootkantenkartering van 1977 als 1989). In de kernen van de laaggelegen percelen bevinden zich over grote oppervlakten een Kleine zeggenvegetatie. Terreindelen die uit maaibeheer zijn genomen bestaan vrijwel geheel uit Pijpestrootje.

Bodem en water

Binnen het reservaat komen voornamelijk koopveengronden en vlierveengronden voor. De bovenlaag bestaat uit overwegend venige klei of kleiig veen en is 10 - 20 dik. Hieronder begint het veen hetgeen voornamelijk uit eutroof broekveen en bosveen bestaat. Het veen is gemiddeld 3.5 tot 4 m dik. In het reservaat komen op een aantal plaatsen op 1 meter onder maaiveld kleiruggen voor, door geringe klink zijn deze ruggen aanmerkelijk minder gedaald dan de omgeving.

De bovenlaag is vrijwel overal sterk veraard en bevat een dikke A_0 door ophoping van planteresten. Dit wordt als een negatieve factor beschouwd voor de kieming van plantensoorten.

Het gebied is waarschijnlijk altijd een infiltratiegebied geweest. Door langdurige inundatie in de winter van de gehele polder Zegvelderbroek werd voor voldoende basenbuffering gezorgd.

Met de aanleg van het gemaal in 1874 is de waterstand zo'n 40 cm en met de ruilverkaveling in 1966 nog eens 30 cm gedaald. De totale verlaging is hierdoor zo'n 70 cm (streefpeil 239 tot 244 cm - NAP). Hier komt nog bij dat de aangrenzende eigenaar vanaf 1976 een onderbemaling op zijn percelen uitvoert tot 279 cm - NAP.

Als gevolg van deze ontwatering droogde het reservaat in het verleden sterk uit. Doordat de bodemopbouw niet overal gelijk is (delen met kleiruggen) trad er onregelmatig klink op. Dit heeft het reliëf in het terrein verhoogd. Met name de perceelskernen zijn ingeklonken en zijn nu komvormig. De terreindelen met klei in de ondergrond zijn als ruggen in het landschap te herkennen.

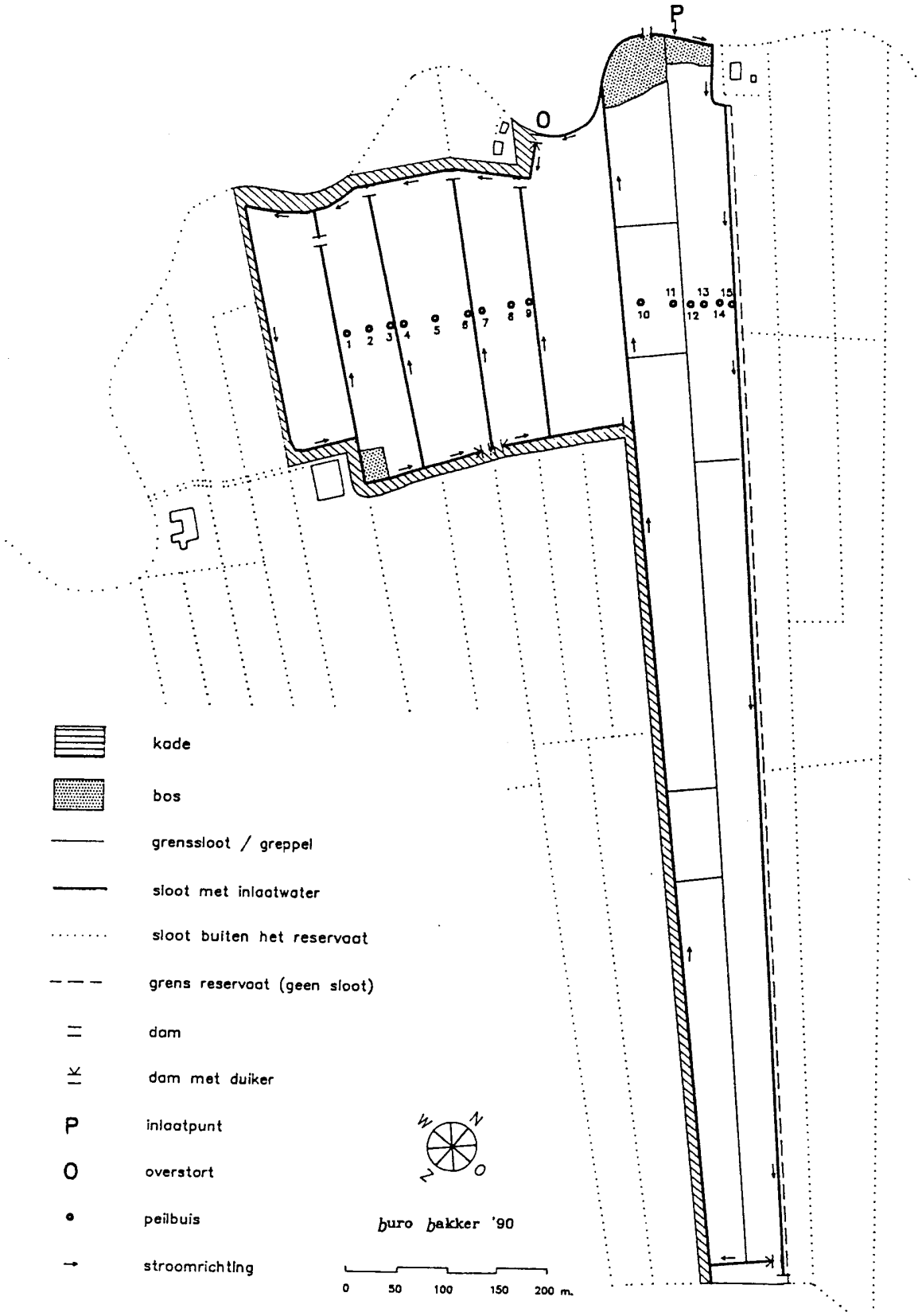
2.2.2 Maatregelen

Welke maatregelen zijn uitgevoerd?

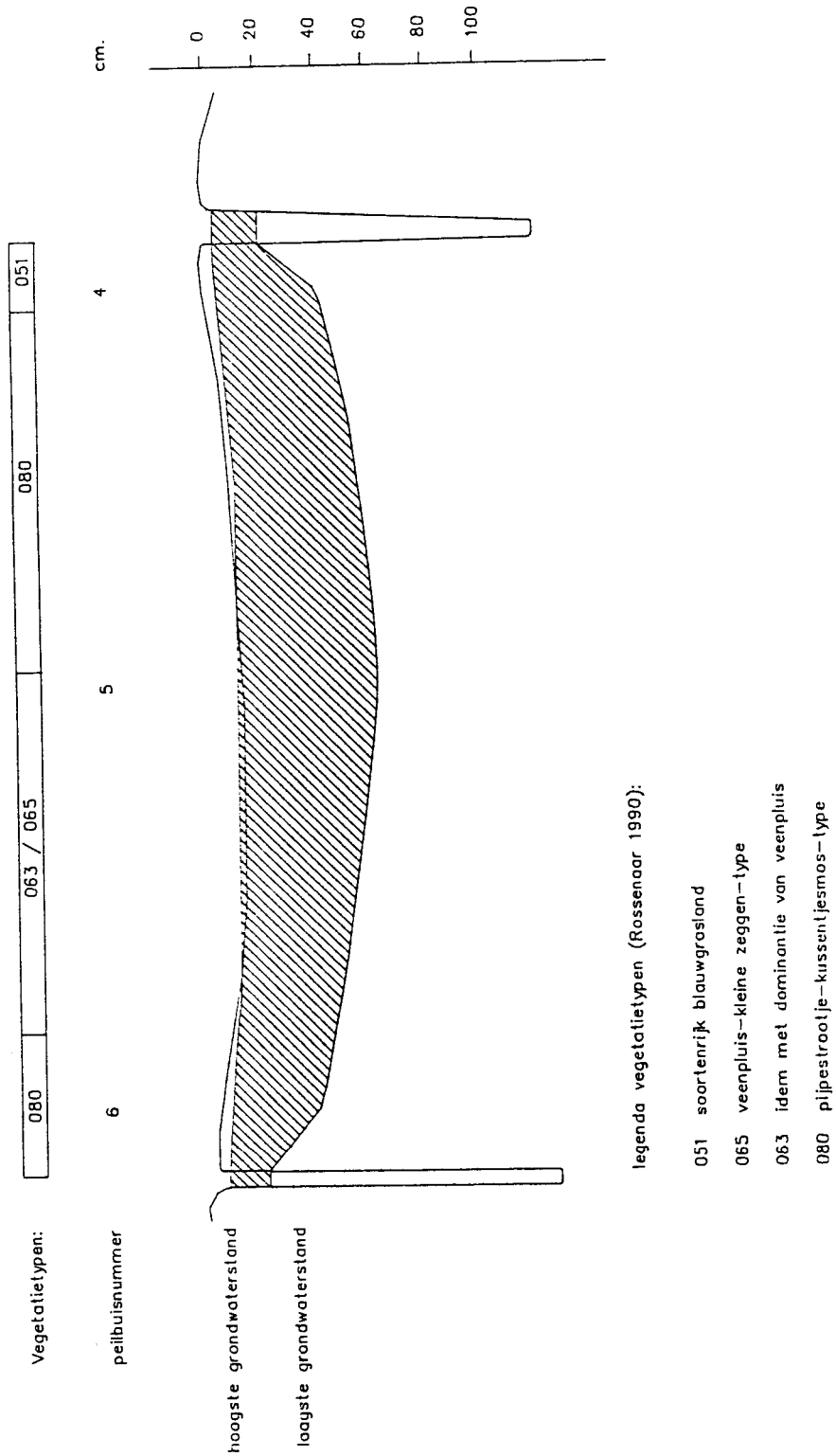
De eerste maatregelen zijn met de afronding van de ruilverkaveling in 1966 getroffen. Op dat moment is er een ringsloot met kade om het reservaat gelegd. Vanaf dat moment heeft inlaat van water vanuit het riviertje de Meije (afkomstig van Oude Rijn) plaatsgevonden. De ingestelde streefpeilen beoogden een plas-dras situatie in de winter en een lichte uitdroging van de bovenlag in de zomer. Door onvolkomenheden in het inlaatsyssteem, het niet consequent handhaven van het peilregime en aflaten van water door onbevoegden werkte dit systeem maar zeer beperkt. In 1976 is hydrologisch onderzoek uitgevoerd (Rossenaar, 1989). Hier op volgend zijn in 1978 zijn er een aantal greppels gegraven met als doel het stagnerende regenwater af te voeren. In 1980 is de waterhuishouding opnieuw ingericht tot de huidige situatie (figuur 2). Hierbij wordt het peil met behulp van een gemaal automatisch geregeld. Het streefpeil is 215 cm - NAP terwijl het maaiveld varieert tussen 140 en 240 cm - NAP. Dit komt overeen met een gemiddelde drooglegging van 25 tot 75 cm. Uit het peilbuisonderzoek (Molenaar en Bakker, 1990) blijkt dat de waterstand in een strook (ongeveer 5 m) langs de sloten varieert van 0 tot 40 cm - maaiveld. In de perceelskernen komt in de winter ook een plas-dras situatie voor maar in de zomer zakt peil tot ver beneden de 40 cm - maaiveld, zie figuur 3 (Bakker en Molenaar, 1991).
Voordat dit 'gebiedsvreemde' water het reservaat binnendringt wordt het eerst via de ringsloot omgeleid (figuur 2). De totale lengte van het systeem bedraagt zo'n 3500 m. Vanaf 1400 m kan het water via zijsloten en greppels het reservaat binnendringen; de gemiddelde verblijftijd bedraagt ongeveer 25 -30 dagen per 1000 m slootlengte (Meuleman, 1990).

Ten behoeve van een nieuw beheersplan is in 1990 opnieuw hydrologisch onderzoek verricht (Molenaar en Bakker, 1990).
Tengevolge van ondergraven van een deel van de kade door muskusratten is in 1991 een deel van de ringsloot om het reservaat verlegd. De oever van deze sloot is langs één zijde vrijwel geheel geplagd, zie figuur 4 (de aanduiding aan te leggen sloot fase 1).
In 1993 is het reservaat aan de zuidwest zijde met 20 hectare uitgebreid. Hiermee is een aangrenzende onderbemaling opgeheven. Op dit moment zijn er nog geen verdere hydrologische inrichtingsmaatregelen in dit nieuw verworven deel genomen.

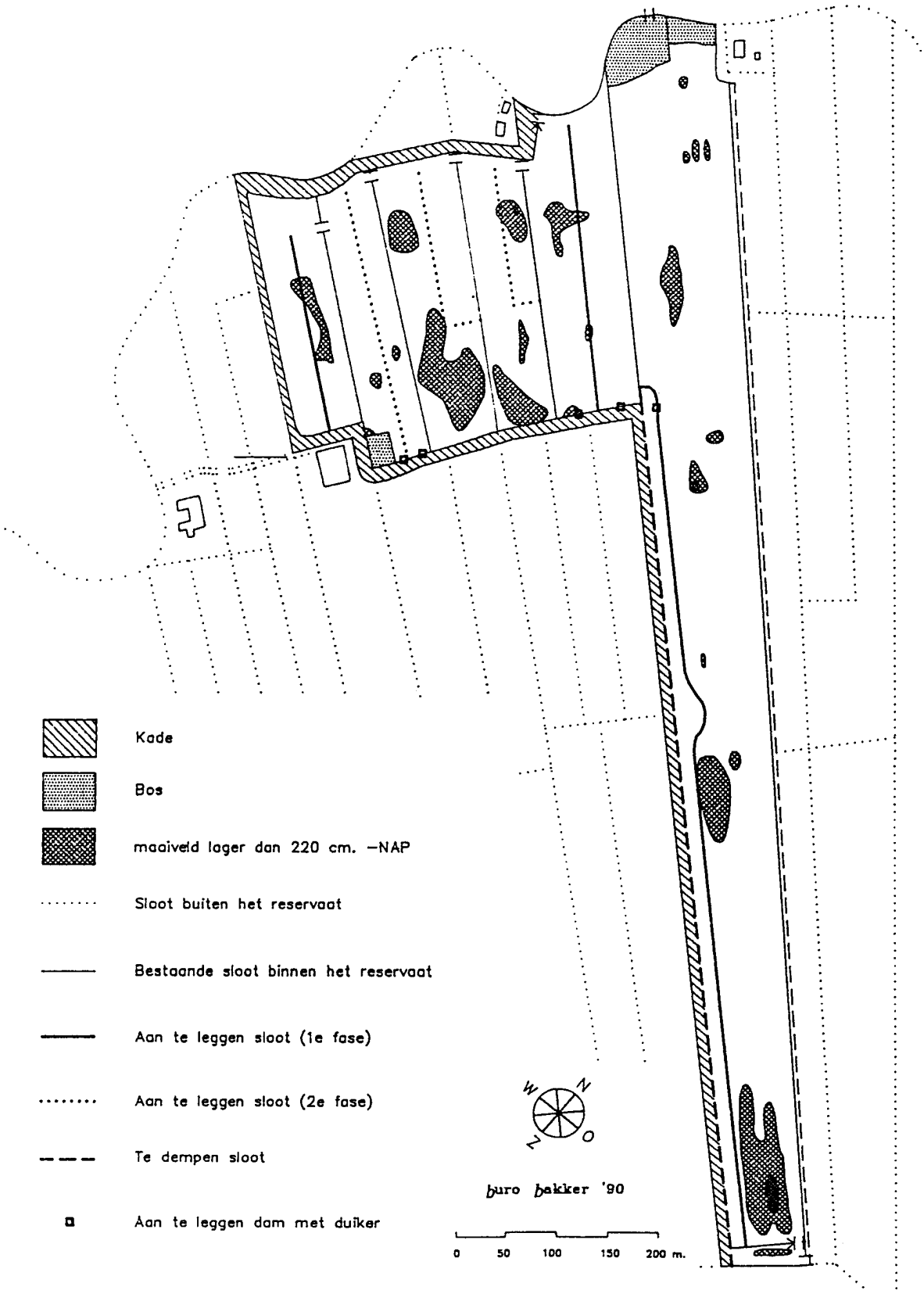
In 1994 zijn nieuwe sloten gegraven en oevers over een brede zone geplagd om de contactzone oppervlaktewater - regen/grondwater te vergroten, zie figuur 4 en 5, fase 2).



Figuur 2 **Waterhuishouding in de periode 1980 - 1991 (Bakker en Molenaar, 1991)**



Figuur 3 Schets van het hydrologisch profiel in relatie tot vegetatietypen (Bakker en Molenaar, 1991)



Figuur 4 **Aanpassing sloten patroon (fase 1 in 1991 en fase 2 in 1994 uitgevoerd) (Bakker en Molenaar 1991)**

Wat waren de beoogde effecten?
Eén van de hoofddoelstellingen van het reservaat was en is het instandhouden van schraallandvegetaties en waar mogelijk ontwikkelen van blauwgrasland. Verdroging werd als knelpunt ervaren, de getroffen maatregelen hebben betrekking hierop. Ook wordt gestreefd naar het behoud (of ontwikkeling) van het heischrale grasland en enkele water-, oever- en verlandingsvegetaties. Beheersmaatregelen worden alleen genomen indien deze niet strijdig zijn met overige doelstellingen.

Welke interferende maatregelen zijn in de loop van de tijd gepleegd?
De ingrepen in de waterhuishouding zowel binnen als buiten het reservaat zijn hierboven beschreven. Een ander aspect wat in de loop van de tijd sterk is veranderd is het vegetatiekundig beheer. In het verleden (voordat het gebied de status reservaat had) werd de polder als hooiland beheerd. De polder was slecht ontsloten en moeilijk bereikbaar. Vanuit Woerden werden in de zomer deze hooilanden handmatig gemaaid en niet tot nauwelijks bemest. Vanaf verwerving is het maaibeheer uitgevoerd met licht materiaal (eenasser) en op een beperkt aantal plaatsen met grotere draagkracht met een tweeasser. In hoeverre een veranderd maaibeheer bijdraagt tot een verandering van vegetatie is niet geheel duidelijk maar invloed zal het zeker hebben.

2.2.3 Monitoring

Wat is er gemonitord?
Vegetatie wordt via basiskartering (om de 10 jaar) vastgelegd waarbij eveneens aandachtssoorten worden opgenomen. Slootkanten worden extra gekarteerd. In 1992 en 1994 hebben pq-opnamen plaats van de plagstroken. Grondwaterstanden worden 14-daags opgenomen sinds 1980. De aanwezige peilbuizen zijn in figuur 2 aangegeven. In 1993 is het peilbuizenmeetnet opnieuw ingericht waarbij een aantal punten uit de raai zijn vervallen en in het zuidelijk deel van het gebied een nieuwe raai is geplaatst waarbij teven een filter in het eerste watervoerend pakket (onder de veenlaag) is geplaatst. Monitoring richt zich hoofdzakelijk op de vegetatieontwikkeling langs de slootkanten en met name op de geplagde delen.
Ten behoeve van het beheer en herinrichting van de waterhuishouding heeft onderzoek naar de waterstandsgegevens (duurlijnbundels) plaats gevonden (Molenaar en Bakker, 1990). De waterkwaliteit in de aanvoersloot, en met name de afname van nutriënten door een lange transportweg, is door middel van een eenmalig onderzoek (de Bruin, 1990 en Meuleman, 1990) bepaald.

Wat is de aard van de beschikbare gegevens?
Goed en goed toegankelijk; beheersplan, vegetatiekartering met vergelijking met eerdere kartering, hydrologisch onderzoek, geïnterpreteerde pq-opnamen.

2.2.4 Resultaten en verwachtingen

De volgende feiten zijn in het veld of via onderzoek geconstateerd:

- Verdergaande afname van de diversiteit, met name van blauwgraslandsoorten op plaatsen waar geen maatregelen zijn genomen.
- Verdergaande afname van de oorspronkelijke fijnkorrelige vegetatiestructuur (convergentie). Dit uit zich in een verschuiving van blauwgraslandsoorten naar oevers. In de lage perceelskernen is er een toename Kleine zeggenvegetaties verder vindt er faciesvorming van Pijpestrootje, Borstelgras en Veenpluis plaats.
- Goede resultaten plagproeven in jaren '80; toename van Blonde zegge, Blauwe zegge, Lage zegge, Spaanse ruiter, Kleine zonnedauw, Klokjesgentiaan en Moerasviooltje.
- Wisselende resultaten van plagstrook langs sloot (geplagd in 1991); op sommige delen hervestiging Blonde zegge (aangetroffen in 1994), Kleine zonnedauw, Geelgroene zegge, Klokjesgentiaan, Struikheide. Op andere delen negatief resultaat, geen hervestiging soorten m.u.v. Pitrus en op overgang met water Knolrus. Redenen hiervoor zijn onbekend.
  Door inlaat van water wordt de grondwaterstand gebufferd. Dit is niet overal gelijk. Langs een strook van ongeveer 5 meter langs de sloten blijft de grondwaterstand gedurende het gehele jaar net onder of boven maaiveld. Uit onderzoek blijkt dat het oppervlaktewater over deze afstand het veen in kan dringen. Daarnaast heeft het infiltrerende water een bufferende werking door de aanvoer van carbonaatrijk water. In de perceelskernen treedt in de zomer verdroging op terwijl in natte (winter-)perioden regenwater in deze kommen stagneert. Gevolg hiervan is het ontstaan van regenwaterlenzen met verzuring en in droge periode verdroging met maaiveldsdaling en mineralisatie. De vegetatie bestaat hier voornamelijk uit Kleine zeggenvegetaties en Pijpestrootje-kussentjesmosvegetatie.
- In de periode maart tot december 1989 zijn op 20 plaatsen tweewekelijks waterkwaliteitsmetingen verricht (Meuleman, 1990). Uit onderzoek (de Bruin, 1990 en Meuleman, 1990) blijkt dat de ringsloot in de winter fungeert als afvoer van regenwater in de winter en in de zomer als aanvoer van oppervlaktewater vanuit het riviertje de Meije. Hierdoor treedt er binnen het reservaat een sterke gradiënt op in de waterkwaliteit. Deze gradiënt is zowel seizoensgebonden (zomer / winter) als ruimtelijke (afstand tot inlaatpunt).
  Het inlaatwater bevat hoge concentraties macro-ionen, zie figuur 5. Het 'gebiedseigen' water (regenwater) heeft een totaal andere samenstelling. Daarnaast verschilt de samenstelling van het inlaatwater ook gedurende het seizoen (in april 50 - 60 mg/l chloride oplopend tot 120 - 130 mg/l in de zomer. Dit is een gevolg van de voeding van de Meije in de zomer met water vanuit de Oude Rijn.
  De in de sloot gemeten scheiding tussen electrolietarm en -rijk water verschuift gedurende het seizoen. Waterinlaat vindt plaats vanaf maart. Door inlaat wordt het 'gebiedseigen' water steeds verder teruggedrongen. In april reikt het de invloed van het Meije-water tot circa 1400 m, in mei tot 2000 m en in juni tot 3000 m van het inlaatpunt. In juli en augustus is het gehele oppervlaktewatersysteem gevuld met Meije-water. De snelheid van indringing is afhankelijk van de inlaatbehoefte tijdens de zomerperiode.
  Uit het onderzoek (de Bruin, 1990 en Meuleman, 1990) blijken de nitraat en ammoniumconcentraties nauwelijks af te nemen in het slootsysteem. Een mogelijke verklaring hiervoor is de relatief lage concentratie van deze stoffen in het inlaatwater. Een duidelijke afname tijdens de transportafstand is wel te zien voor de fosfaatconcentratie. De reductie blijkt voornamelijk plaats te vinden vanaf 1400 m na inlaat. Voor deze afname zijn drie verklaringen

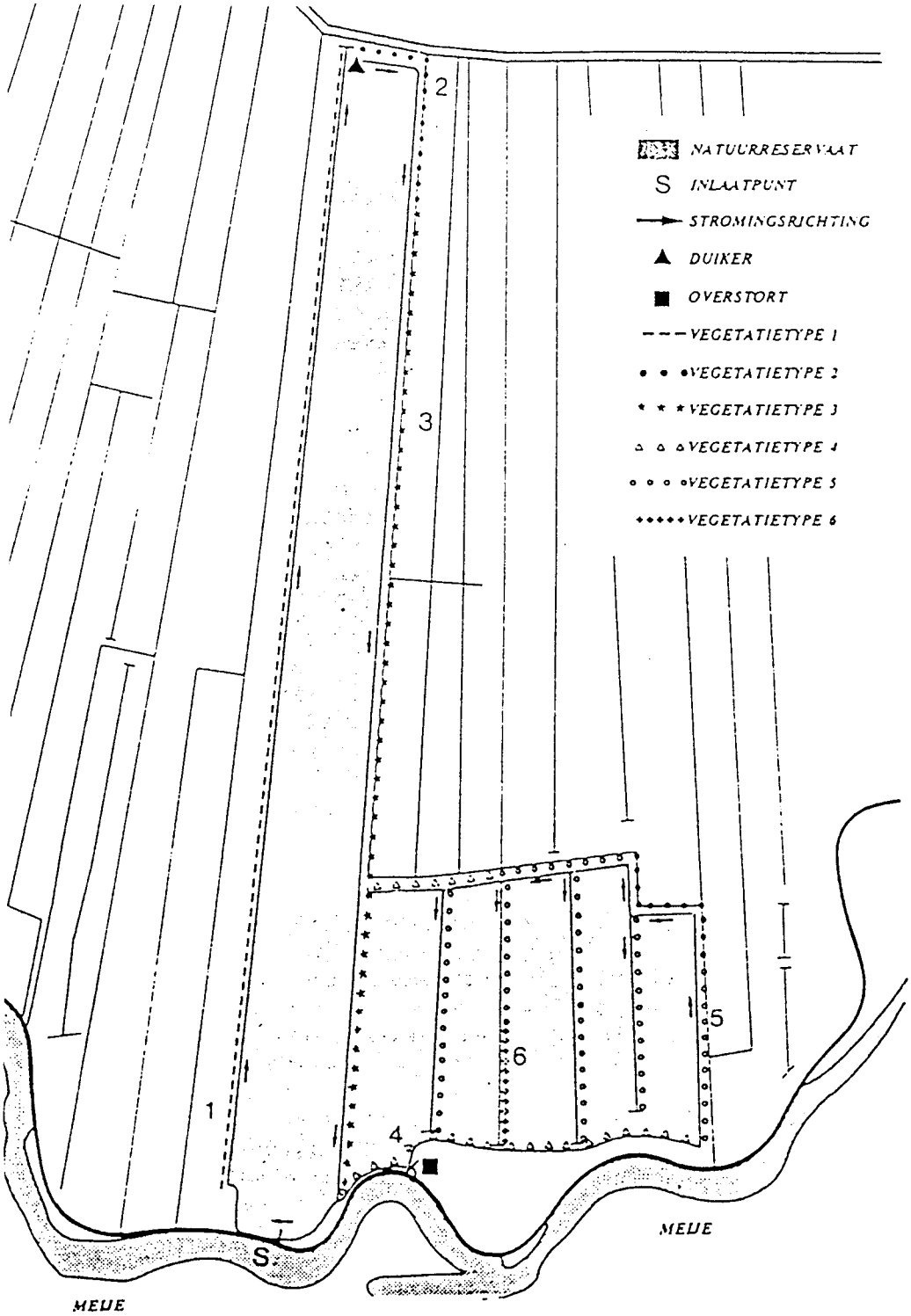
mogelijk, namelijk; verdunning, adsorptie aan de bodem en opname door de vegetatie. Verdunning is niet aannemelijk omdat bijvoorbeeld het inerte chloride niet in concentratie afneemt. In het deel van de afname van fosfaat is de bedekking met submerse waterplanten zeer hoog. Met name bronmos is hier zeer dominant. Het is bekend dat submerse planten in staat zijn opgelost fosfaat direct uit het water op te nemen. Opname door de vegetatie lijkt dus zeer aannemelijk. Omdat de sloten jaarlijks wordt geschoond is de verwijdering de biomassa (en fosfaat) definitief. De mogelijkheid van adsorptie aan de bodem is niet geheel duidelijk. Dit is goed mogelijk, alleen is het vreemd dat deze verlaging pas na 1400 m optreedt. Een mogelijke verklaring hiervoor is een verzadiging van het fosfaatadsorptie-complex op het eerste traject. (hier is nog geen verder onderzoek naar verricht). Baggeren van de sloot (met name de eerste 1400 m lijkt echter zinvol). Het onderzoek laat verder zien dat er een duidelijke relatie is tussen het voorkomen het type watervegetatie en de afstand tot het inlaatpunt (figuur 6).

- Na het graven van een nieuwe sloot door onveraard veenmosveen is verandering van de watervegetatie opgetreden, onder andere het aanwezige bronmos is plaatselijk verdwenen (groeit nu op andere locaties). Waarschijnlijk is dit het gevolg van het vrijkomen van humuszuren.
- Naast de waterkwaliteit en -kwantiteit blijkt de dikte van de strooisellaag (Ao) een belangrijke factor te zijn voor de vestiging van blauwgraslandsoorten. Langs sloten met gelijke grondwaterstanden en kwaliteit blijken bij een strooisellaag dikker dan 10 cm geen blauw-graslandsoorten meer voor te komen. De vegetatie wordt hier gedomineerd door Pijpe-strootje.

	Meije	Reservaat
pH	7.8	6.1
EGV	565	95
Ca	60.4	10.3
SO4	47.6	17.0
HCO3	168	10
Cl	104	15
NO3	0.29	0.23
NH4	0.15	0.07
PO4	0.66	0.02
Na	61.0	9.6
K	9.72	0.29
Ir	0.52	0.55

Figuur 5 Samenstelling van het inlaatwater (Meije) en 'gebiedseigen' water (reservaat) (Meuleman, 1990)

Type	Afstand tot inlaatpunt	Dominante soorten	Indicatie
1	0-1200	Spirodela polyrhiza, Lemna gibba, Lemna minor, Rorippa amphibia, Sium erectum	zeer eutroof
2	1220-1400	Elodea nutallii, Spirodela polyrhiza Lemna minor, Lemna trisulca	eutroof
3	1400-2500	Fontinalis antipyretica, Elodea nutallii, Lemna trisulca	
4	2500-2800	Sparganium erectum	
5	2800-3500	Nuphar lutea, Hottonia palustris Myriophyllum verticulatum, Utricularia vulgaris, Potamogeton natans	matig eutroof
6	lokaal vanaf 3300	Scirpus fluitans, Potamogeton natans	mesotroof



Figuur 6 Afstand tot inlaatpunt in relatie tot vegetatietypen en voedselrijkdom van het water (Meuleman, 1990)

Tot welk herstel hebben maatregelen geleid?
Uit hydrologisch onderzoek is gebleken dat peilverhoging vooral langs de sloten heeft geleid tot een constante en een hoge grondwaterstand. Op een aantal geplagde delen vindt hervestiging van blauwgraslandsoorten plaats.

Zijn er correlaties en causale verbanden af te leiden?
Ja, komvormige perceelskernen met langdurige inundatie door regenwater in de winter worden gedomineerd door Veenpluis en Kleine zeggenvegetaties. Plaatsen die niet meer gemaaid worden (met als oorspronkelijk doel hoogveenvorming) worden gedomineerd door Pijpestrootje met plaatselijk wat Veenmos tussen de pollen.
Contactzones van grond- en oppervlaktewater bevatten de blauwgraslandsoorten.
In de aanvoersloot blijkt een duidelijke gradiënt voor te komen in waterkwaliteit welke wordt bepaald door het moment en de hoeveelheid van het ingelaten water. De watervegetatie brengt de verschillen in waterkwaliteit (die tijdens het groeiseizoen vooral bepaald worden door de fosfaatconcentratie) duidelijk tot uitdrukking.

2.2.5 'Beoordeling'

Is er verhoging van de natuurwaarden opgetreden?
In vergelijking met de min of meer oorspronkelijke situatie (tot 1960) gaat het gebied nog steeds achteruit. Blauwgraslandvegetaties komen in zeer beperkte mate en beperkt ontwikkeld voor. Door de ingrepen in de waterhuishouding en het plaggen heeft enig herstel van een aantal soorten plaats gevonden. Nu is nog niet in te schatten of deze ingrepen ook op de lange termijn perspectief bieden. De inschatting op dit moment is van niet.

2.2.6 Conclusies en aanbevelingen

Door aanleg van een ringsloot en het plaatsen van een automatisch stuw is de verdroging op een aantal plaatsen verminderd. Desondanks treedt in droge perioden verdroging van perceelskernen op omdat het water vanuit de sloten over niet meer dan 5 meter in het veen kan dringen en een kleinschalige begreppeling ontbreekt. Verder zijn door reliëfinversie hoge ruggen in het reservaat ontstaan waardoor er op die delen een permanent lage grondwaterstand aanwezig is.

De vorming van regenwaterlenzen en bijbehorende verzuring en verandering van vegetatie wordt in de perceelskernen steeds duidelijker. Doordat er geen direct contact met het oppervlaktewater is (via greppels) zijn hier zonder ingrepen geen verbeteringen te verwachten.

In het reservaat komen diverse watertypen die duidelijk gerelateerd zijn aan de voorkomende vegetatietypen. Dit komt zowel in de aquatische als terrestische vegetaties tot uitdrukking. In het oppervlaktewater lijkt fosfaat de beperkende factor te zijn. Met name bronmos lijkt in staat de concentratie van fosfaat duidelijk af te laten nemen. Hierdoor lijkt zuivering van inlaatwater via een lange transportweg een zinvolle maatregel.

Het verdwijnen van kritische soorten is ondanks de ingrepen niet geheel te stoppen. Waarschijnlijk zijn hier meerdere en complexere redenen voor (zoals algehele milieuverslechtering, geen langdurig winterinundatie met boezemwater, verandering van beheer).

Het inlaatwater vertoont gedurende zijn weg door het gebied (3.5 km) een duidelijk kwaliteitsverandering. Het gehalte fosfaat en chloride neemt duidelijk af. Omdat chloride vrijwel geheel afkomstig is van het ingelaten water en verder een inerte stof is, is het verloop van het chloridegehalte een goede maat voor de invloed van het inlaatwater. De verschuiving tussen 'gebiedseigen' en 'gebiedsvreemd' water heeft een duidelijk seizoensgebonden verloop. Omstreeks juli - augustus is het gehele oppervlaktewatersysteem met water vanuit de Meije gevuld.

Plaggen geeft plaatselijk goede resultaten doordat kritische soorten zich hervestigen. Met name het plaggen langs sloten is kansrijk. Hier blijkt namelijk in veel gevallen het water kwalitatief goed te zijn maar ligt de perceelsrand te hoog of is de strooisellaag te dik. Niet alle geplagde stroken geven goede resultaten, de oorzaak hiervan is niet bekend.

2.2.7 Gegevensbronnen

Bakker, N.J., W.J. Molenaar, 1991. Beheersplan Schraallanden langs de Meije 1991 - 2001. Buro Bakker in opdracht van Staatsbosbeheer regio Holland-Utrecht.

Blokland, K.A., 1994. Interview met dhr. F. Mayenburg (Staatsbosbeheer) en veldbezoeken.

Bruin, H. de, 1990. Rapport Meije (concept juni 1990). Rijksuniversiteit Utrecht vakgroep botanische ecologie.

Meuleman, A.F.M., 1990. Zuiveringsmoerassen ten behoeve van de natuurbescherming. The Utrecht Plant Ecology News Report no. 11.

Molenaar W.J., N.J. Bakker, 1990. Hydrologisch onderzoek Schraallanden langs de Meije. Buro Bakker in opdracht van Staatsbosbeheer regio Holland-Utrecht.

Rossenaar, A.J., 1988. Vegetatiekartering Schraallanden langs de Meije.
Staatsbosbeheer regio Holland-Utrecht.

2.3 Punthuizen, Stroothuizen en Lemselermaten

2.3.1 Terrein

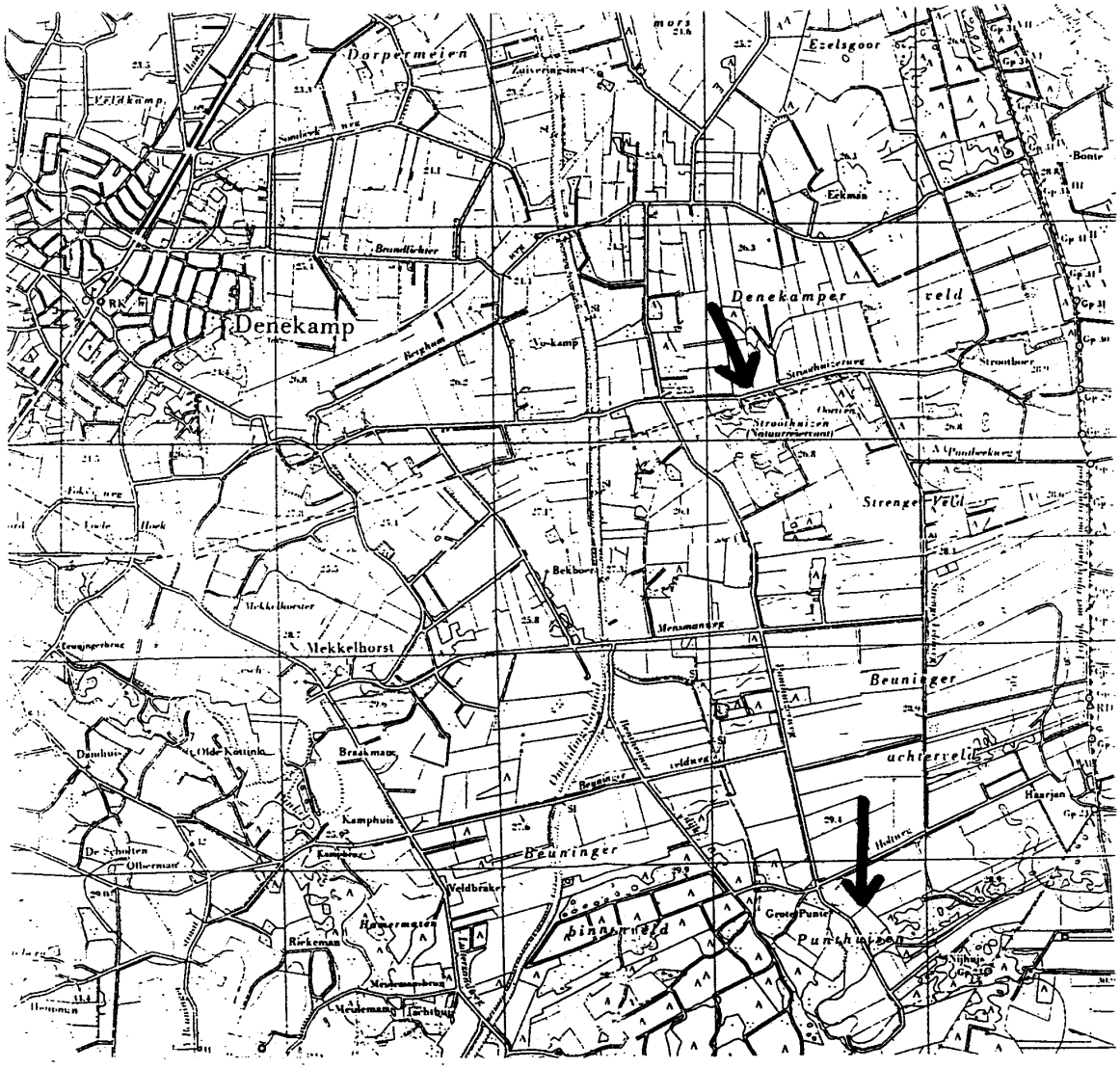
Object:	Stroothuizen, Punthuizen en Lemselermaten
Beheerder:	A.Th.W. Eysink
Contactp.:	A.Th.W. Eysink
Oppervlak:	Dinkelland (340 ha): Stroothuizen, Punthuizen (40 ha)
	Gammelke (61 ha): Lemselermaten
Terreintype:	schraallanden
Probleem:	lichte verzuring, verdroging, verruiging en eutrofiëring
Oorzaak:	grondwateronttrekking, atmosferische depositie en eutrofiëring
Maatregel:	plaatsen stuwen, plaggen en verondiepen sloot

Kenschets
Punthuizen (circa 80 hectare groot) en Stroothuizen (ca 40 ha) zijn deelobjecten van het Dinkelland (340 ha) en liggen respectievelijk ten zuid-oosten en ten oosten van Denekamp figuur 1). Beide gebieden kenmerken zich door een kleinschalige afwisseling van terreintypen en worden omgeven door landbouwgronden.

In de diverse dekzandruggen van Dinkelland bevinden zich lokale grondwatersystemen. Deze worden gevoed door lokaal infiltrerend regenwater. Ten oosten van de Dinkel (waar beide gebieden zich bevinden) komen naast het freatisch pakket twee watervoerende pakketten voor die van elkaar gescheiden door moeilijk doorlaatbare kleilagen. In slenken en kommen leidt dit waarschijnlijk tot kwel van basenrijk grondwater. Het lokale grondwater dat in de dekzandruggen inzijgt en bij opbolling van het freatisch vlak oppervlakkig van de hellingen naar de slenken, kommen en laagten afstroomt, is zuurder van karakter.

Voorheen is er in Dinkelland op zeer lokale schaal sprake geweest van ontginningen. Dit heeft geleid tot het ontstaan van een halfnatuurlijk landschap dat door de recente ruilverkaveling grotendeels ontgonnen is (jaren '50/60).
Door ontginningen en grondwaterwinning is vermoedelijk met name de diepere kwelstroom in de loop der jaren afgenomen. Met de aanleg van waterschapsleidingen, sloten, greppels en drainagebuizen is de ontwatering van het gebied landbouwkundig geoptimaliseerd. De aanleg van het Dinkelomleidingskanaal en de kanalisatie van de Puntbeek heeft geleid tot sterkere ontwatering van het gebied. Op veel plaatsen waar in het verleden de diepe kwel tot in het maaiveld reikte wordt het basenrijke water afgevangen door de waterlossingen.
De overgang van de natte heide naar de slenk is in de loop van de tijd verdwenen.
Door een verbetering van de infrastructuur van de watergangen (tijdens de ruilverkaveling in de jaren zestig) in het Denekampse veld sterke fluctuaties in het waterpeil ontstaan in Punthuizen, met name beneden het maaiveld. Daarvoor hadden het Dinkelomleidingskanaal, het kanaliseren van Puntbeek en talrijke waterschapsleidingen al invloed op het gebied uitgeoefend.
De normalisatie van de beken in combinatie met de ruilverkaveling hebben geleid tot een daling van de grondwaterstand. De grondwaterwinning heeft deze afname versterkt. De verdroging is weer enigszins teruggedrongen door het plaatsen van stuwen en het verondiepen van de afwateringssloot.

Een overzicht van historische ingrepen is weergegeven in figuur 2.

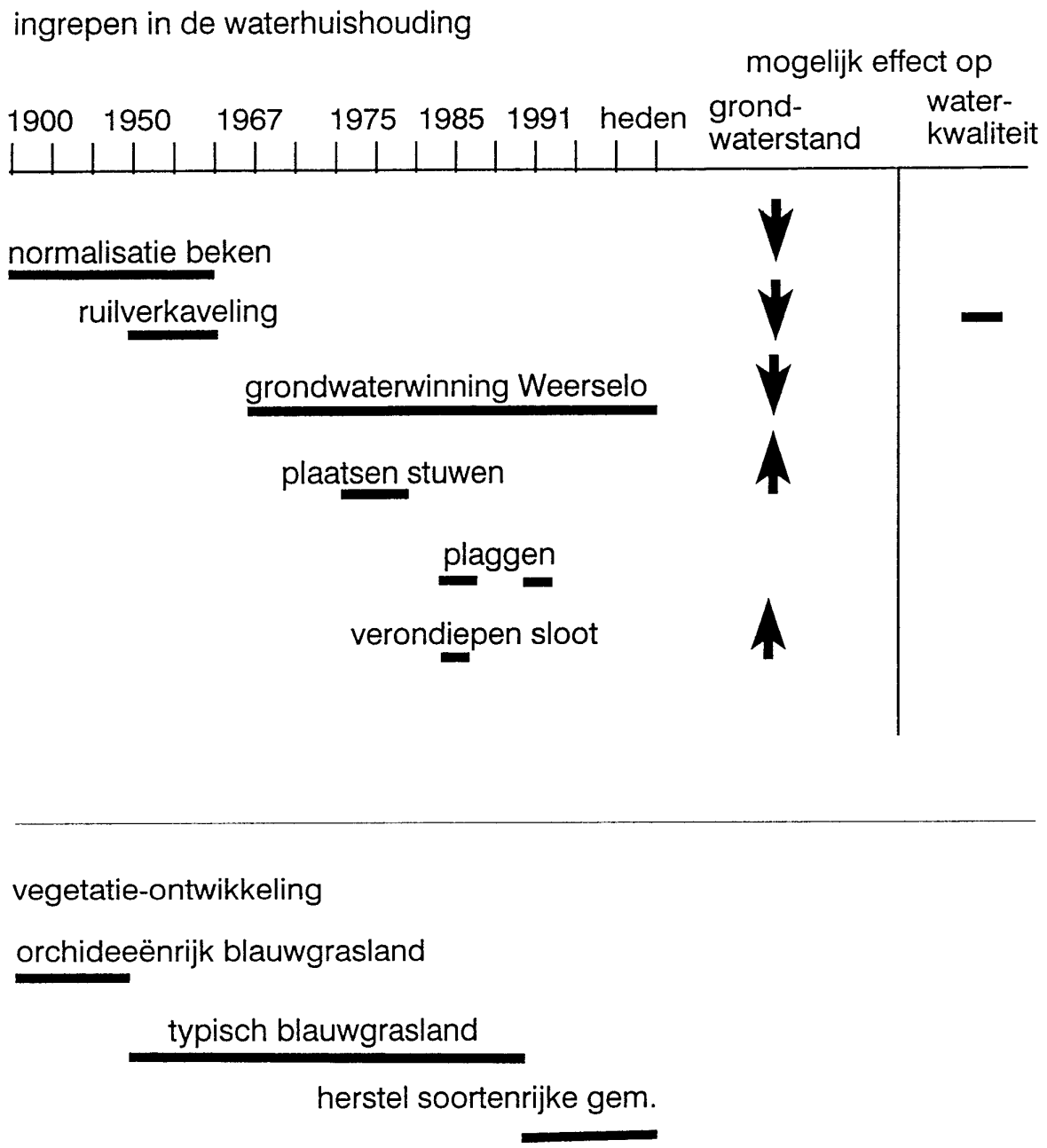


Figuur 1a De ligging van Stroothuizen en Punthuizen

Figuur 1b De ligging van de Lemselermaten

Punthuizen
In Punthuizen bestaat het grootste oppervlak uit heide, bos en grasland. Daarnaast komen struweel, ruigte, water en bouwland voor.

Hydrologie
Punthuizen staat onder invloed van een lokaal grondwatersysteem, dat zijn oorsprong in verzuurd gebied vindt. Een schematische weergaven van de hydrologische processen laat zien dat op de middelhoog gelegen terreindelen, gedurende de winter en het voorjaar basenrijk grondwater uittreedt. De hogere maar ook de lager gelegen terreindelen worden minder sterk gebufferd dan de er tussen gelegen zone op de flank en staan respectievelijk voornamelijk onder invloed van regenwater of een mengsel van regenwater en jong grondwater en (De Graaf et al., 1994 en Jansen et al., 1993).
In de blauwgraslanden in Punthuizen komen gedurende een korte periode hoge waterstanden voor en in de zomer daalt de grondwaterstand tot ongeveer 1.40 meter onder het maaiveld. Waterfluctuaties van meer dan een meter binnen een jaar zijn in dit gebied niet uitzonderlijk (Eijsink, 1993; Eijsink en Jansen, 1993 en Jansen et al., 1993).
Dit in tegenstelling tot wat uit de literatuur bekend is over blauwgraslanden. Ze zijn kenmerkend zijn voor standplaatsen waar gedurende langere tijd hoge waterstanden voorkomen en waar het grondwater niet verder dan 50 beneden maaiveld zakt. Hierdoor is er dan een langdurige aanvoer van basenrijk grondwater uit een groot watersysteem.



Figuur 2 Overzicht van ingrepen in de waterhuishouding

In Punthuizen ontstaan de basenrijke omstandigheden door kwel van basenrijk grondwater gedurende de winter en voorjaar. De kwel is het gevolg van de werking van een lokaal hydrologisch systeem waarbij zich vooral langs de flanken basenrijk grondwater uittreedt. Dit systeem versterkt zich in de loop van het voorjaar. Vanaf eind mei/begin juni wordt het gebied weer een inzijggebied. Ondanks het feit dat de sloten het gebied sterk draineren, kunnen door de werking van het lokale hydrologische systeem de blauwgraslanden blijven bestaan (Eijsink en Jansen, 1993).
In Stroothuizen en Punthuizen is sprake van oppervlakkige instroom van sterk met meststoffen verrijkt recent geïnfiltreerd regenwater. Ook is er sprake van een gemiddeld te lage grondwaterstand. De periode met hoge grondwaterstanden is te kort. Het diepe grondwater verzuurd door overbemesting.

Vegetatie
In Punthuizen zijn door de geleidelijke overgangen brede zones met bepaalde vegetatietypen ontstaan (Roelofs et al., 1993). Het uittredende grondwater heeft een bufferende werking die voldoende lijkt om plaatselijk omstandigheden te creëren die geschikt zijn voor blauwgraslandvegetaties. De lagere delen zijn de laatste jaren aan het verruigen. Dit wordt veroorzaakt door eutrofiëring als gevolg van atmosferische depositie. In grote delen zijn nog zeer fraai ontwikkelde vegetaties aanwezig, waarbij er overgangen naar andere vegetaties op korte afstanden zijn (De Graaf et al., 1994). Ruim 4 hectare ervan wordt in beslag genomen door blauwgrasland dat sinds 1958 nauwelijks van soortensamenstelling is veranderd. Binnen het blauwgrasland komen een aantal subassociaties voor, namelijk het Cirsio-Molinietum nardetosum, Cirsio-Molinietum typicum, Cirsio-Molinietum peucedanetosum, Cirsio-Molinietum parnassietosum en de Littorella-variant van het Cirsio-Molinietum (Eijsink en Jansen, 1993).
Onder invloed van hydrologische gradiënten hebben zich ook binnen de vegetatie gradiënten ontwikkeld. In Punthuizen liggen de gebieden waar regenwater inzijgt en waar grondwater uittreedt dicht bij elkaar en de dikte van het watervoerende pakket is gering. De meest basenminnende plantengemeenschappen (zoals het Cirsio-Molinietum parnassietosum) komen voor op de overgang van de dekzandrug naar de slenk (en niet in de laagste delen van het gradiënt). Hierbij moet gedacht worden aan trilvenen en dotterbloemhooilanden (Eijsink en Jansen, 1993 en Jansen et al., 1993).
Punthuizen herbergt ook een goed ontwikkelde vorm van het orchideeënrijke blauwgrasland (Jansen et al., 1993).

Stroothuizen
Stroothuizen bestaat voornamelijk uit bouwland (niet in beheer van Staatsbosbeheer), heide en bos terwijl er verder ook water, moeras en grasland aanwezig is. Stroothuizen ligt in een dekzandvlakte met enkele zandruggen die van noord naar zuid door het gebied lopen.
In het deelobject Stroothuizen komen twee vennen voor door de aanwezigheid van 'drempels'. Hierdoor wordt oppervlakkige afstroming bemoeilijkt. Er is permanent water aanwezig, hoge waterstanden komen echter maar kortstondig voor. De plantengemeenschappen die hier voorkomen zijn de biesvaren-waterlobelia-associatie (Isoeto-Lobelietum) en de associatie van Veelstengelige waterbies (Eleocharitetum multicaulis). De natuurlijke bossen die men aantreft op plaatsen waar zwak zuur, matig voedselrijk grondwater stagneert tot in het maaiveld, bevatten

fragmenten van het elzenbroek (Carici elongatae-Alnetum). Meer algemeen komt het berkenbroek (Betuletum pubescentis) voor op natte, zure zandbodems met een dunne veenlaag (Wondergem, 1992).
In Stroothuizen is sprake van oppervlakkige instroom van sterk met meststoffen verrijkt recent geïnfiltreerd regenwater. Ook is er sprake van een gemiddeld te lage grondwaterstand. De periode met hoge grondwaterstanden is te kort. Het diepe grondwater verzuurt door overbemesting.

Lemselermaten
Lemselermaten is een deelobject van het Gammelke en ligt ten zuid-oosten van Weerselo, tussen de Glipsdijk en de provinciale weg Weerselo-Oldenzaal (zie figuur 1). Het bestaat uit loofbos, houtwallen, broekbos, beekdalgraslanden en vochtige heide (Anonymus, 1992b). Het beekdalblauwgrasland ligt op de zuidflank van het beekdal. Naar de beek toe loopt het terrein geleidelijk af en in het midden van het schraalland is een laagte (Jansen et al., 1993).
De Lemselermaten ligt voor een groot deel in het dal van de Weerseler beek. De in het gebied aanwezige dekzandruggen liggen in noordelijke richting. Het oostelijke deel ligt op de overgang van de dekzandrug naar het beekdal. Het hoogteverschil tussen de stuwwal en de lagere delen bedraagt plaatselijk meer dan 50 meter (Anonymus, 1992b en Wondergem, 1993).

Hydrologie
Ter hoogte van Weerselo wordt op een diepte tussen 31 en 46 meter onder maaiveld jaarlijks 1.046.000 m^3 grondwater onttrokken. Hierdoor treedt er in de Lemselermaten én in de omringende landbouwgronden verdroging op (Anonymus, 1992b).
De periode met hoge waterstanden is korter geworden, de laagste grondwaterstanden zijn gedaald en schommelingen zijn groter geworden. Dit heeft tot gevolg dat het basenrijke grondwater de wortelzone van de vegetatie korter kan bereiken. Daarnaast leidt de daling van de grondwaterstand tot een afname van de invloed van het basenrijke grondwater uit het grote watersysteem. Er is daarentegen een toename van de invloed van het regenwater en van het jonge grondwater dat zijdelings uittreedt (Jansen et al., 1993).
In de Lemselermaten leidt de daling van de grondwaterstand tot een versterkte mineralisatie van organisch materiaal in droge perioden. Ook is er, door toestroming van voedselrijk landbouwwater, sprake van meer zure en voedselrijke omstandigheden (Jansen et al., 1993 en Wondergem, 1993).

Vegetatie
In het deelobject Lemselermaten wordt nog een restant blauwgrasland aangetroffen. Hier komen bijzondere planten als Bleke, Blonde, Blauwe en Vlozegge, Spaanse ruiter, Vetblad en diverse orchideeën voor (Wondergem, 1993).
De blauwgraslandvegetaties in Lemselermaten wijzen op calciumrijk kwelwater tot in het maaiveld (Anonymus, 1992b). De laagte in het schraalland wordt gekenmerkt door gemeenschappen van de kalkmoerassen (Cirsio-Molinietum orchietosum) en in de rest van het beekdalblauwgrasland komt Cirsio-Molinietum typicum voor. Er is sprake van een zeer hoge soortenrijkdom. Dit beekdalblauwgrasland ligt op lemig zand met een humeuze bovenlaag van 15-25 centimeter en behoort tot de best ontwikkelde beekdalblauwgraslanden van Nederland (Jansen et al., 1993).

Op basis van een vergelijking in de tijd van de reeksen van permanente quadraten van Kleuver en twee opnames van Westhoff (1944 en 1973) in de Lemselermaten, kan worden geconcludeerd dat soorten van natte, basenrijke, mesotrofe omstandigheden en soorten van vochtige, zwak zure, oligo- tot mesotrofe omstandigheden verdwijnen of sterk achteruit gaan. Terwijl soorten van wisselend natte, zwak zure eutrofe omstandigheden zijn verschenen of toegenomen. Een groot deel van het orchideënrijke blauwgrasland is vervangen door het typische blauwgrasland. Er komt nog maar op een klein oppervlak de oorspronkelijke zeer natte, basenrijke en matig voedselrijke omstandigheden voor die nodig zijn voor de orchideeënrijke variant (Jansen et al., 1993 en Wondergem, 1993).

In Lemselermaten heeft in de loop van de eeuw een normalisatie en uitdieping van beken en verhoging van detailontwatering op perceelsniveau plaatsgevonden. Met als gevolg dat de drainage van het gebied is toegenomen. Vanaf 1967 wordt er grondwater gewonnen ten noordoosten van Kloppersblok, dit is de waterwinning Weerselo.

2.3.2 Maatregelen

Welke maatregelen zijn uitgevoerd?

Punthuizen
Begin jaren zeventig is er in de sloot langs de Strengeveldweg een stuw geplaatst om de versnelde afvoer te beheersen. In de jaren tachtig is er, iets meer naar het noorden om dezelfde reden nog een geplaatst (Wondergem, 1992).
In 1984 is op de overgang (heide-slenk) geleidelijk de houtopslag verwijderd. Ook zijn handmatig stroken geplagd (Eijsink en Jansen, 1993).
In 1986 is een diepe ontwateringssloot verondiept tot een greppel met een diepte van 0.30-0.40 meter. Tussen een lage slenk en de Holtweg is een watergang gedempt (Eijsink, 1993).
In Punthuizen is per terreindeel een ander beheer. De graslanden worden één maal per jaar of per twee jaar in de nazomer gemaaid, het maaisel wordt afgevoerd. De beheerder voert in het gebied een kleinschalig plagbeheer uit (enkele tientallen vierkante meters heide en schraalgrasland).
In 1991 is in het westelijke deel van het blauwgrasland geplagd (Jansen et al., 1993).
Tussen half augustus en begin oktober wordt het blauwgrasland in fasen gemaaid (Eijsink en Jansen, 1993).

Lemselermaten
In 1984 is een landbouwperceel van circa 1.3 hectare in oorspronkelijke staat teruggebracht. Hiertoe is de drainage verwijderd en is het gebied tot op de minerale ondergrond afgegraven, variërend van 40 centimeter aan de westzijde tot 15 centimeter aan de oostzijde. Hierbij is de natuurlijke hoogtegradiënt van het terrein gevolgd (Eijsink, 1993b en Wondergem, 1993).
Lemselermaten is ook als proefobject aangewezen in EGM-kader. In dit kader zijn in 1989 uitgebreide plagstroken gelegd. Hierbij is zorg gedragen dat de gekozen locaties een zo groot mogelijk spectrum aan milieugradiënten (van hoog naar laag) vertegenwoordigen (Jansen et al., 1993).

Stroothuizen
In dit gebied is een 7,5 ha groot voormalig landbouwperceel afgegraven.
Wat waren de beoogde effecten?

Het plaatsen van stuwen in Punthuizen is bedoeld om de sterke fluctuaties in waterstanden te verminderen en om in de winterperiode water vast te houden (Eijsink, 1993). Het vasthouden van water in het gebied is ook de bedoeling van het verondiepen van sloten en afdammen van de watergang.
Het verwijderen van opslag beoogt biotisch herstel en tevens het verminderen van de verdamping. Het plaggen en maaibeheer is bedoeld als biotische herstel maatregel.
Het afgraven van de voormalig landbouwkundig gebruikte percelen in Lemselermaten en Stroothuizen beoogt het biotisch herstel door terugkeer van de voor het gebied karakteristieke beekdalvegetaties.

2.3.3 Monitoring

Punthuizen
In Punthuizen zijn er 38 meetpunten van het KIWA, 36 peilbuizen en 2 peillatten. De filters staan op een diepte van 40, 80, 120 en 200 centimeter onder maaiveld. Het grondwater wordt in alle peilbuizen bemonsterd. Voor het oppervlaktewater worden op 4 plaatsen in totaal 7 monsters genomen. Analysering van grond- en oppervlaktewater vindt plaats als in Stroothuizen. Daarnaast zijn er een aantal meetpunten in de nabije omgeving. Om de veranderingen die veroorzaakt worden door inrichtingsmaatregelen (in het kader van het antiverdrogingsproject) te kunnen registreren is het noodzakelijk dat het grond- en oppervlaktewater via het bestaande meetnet gemonitord wordt. Hiertoe zal 2 maal per maand gemeten moeten worden door Staatsbosbeheer, verwerking ervan vindt plaats door KIWA. Het doel hiervan is onderzoek (Anonymus, 1992a).
Naast de tweemaandelijkse opname van de grondwaterstanden is in de periode tussen december 1991 en juni 1992 de zuurgraad en de chemische samenstelling van het grondwater maandelijks bepaald in de peilbuizen en het oppervlaktewater (Eijsink en Jansen, 1993 en De Graaf et al, 1994).

Stroothuizen
In Stroothuizen zijn 51 meetpunten door het KIWA geplaatst en 11 door Staatsbosbeheer. Filters staan op een diepte van 40, 80, 120, 150 of 200 centimeter onder het maaiveld. Er is een

peilbuis en 8 diepe meetpunten (10-12 meter onder maaiveld), daarnaast zijn er 7 peillatten op 30-40 meter onder maaiveld geplaatst. Grondwaterbemonstering vindt in alle KIWA-peilbuizen plaats. Het oppervlaktewater wordt door het KIWA op 10 plaatsen, waaronder 2 maal in vennen, bemonsterd. Analyse van watermonsters vindt plaats op pH, EGV, Ca, Mg, Na, K, Fe-totaal, NH_4, HCO_3, SO_4, Cl, CO_2, SiO_2, NO_3 en ortho-fosfaat. Tot slot zijn er nog enkele meetpunten in de nabije omgeving.
Voor de monitoring hoeven geen nieuwe meetpunten te worden geplaatst, de KIWA meetpunten zijn namelijk al geplaatst in het kader van het antiverdrogingsonderzoek. De metingen zullen 2 maal per maand door Staatsbosbeheer worden gevolgd, opnamegegevens worden door het KIWA verwerkt. Voor de waterkwaliteit worden 10 grondmonsters genomen. Grondwater wordt in 5 peilbuizen in een droge (augustus of september) en een natte (maart of begin april) periode genomen en geanalyseerd op EGV, pH, D.O.C. (organisch C), Cl, Ca, HCO_3, CO_3, NO_3, NH_4, N-Kjeldahl, ortho-fosfaat, totaal-fosfaat, SO_4, K, Na, Mg, Al en Fe. Het doel erbij is na te gaan of het voormalig landbouwkundig gebruik invloed heeft op de grondwaterkwaliteit (Anonymus, 1992a).

Lemselermaten
In Lemselermaten wordt door het KIWA onderzoek verricht naar de mate van verzuring en de maatregelen die hiertegen genomen zijn in het kader van de effectgerichte maatregelen tegen verzuring van natte schraallanden.
Het grondwater is op 25 november 1991 bemonsterd en geanalyseerd op Ca, Mg, Na, K, HCO_3, SO_4, Cl, pH en EGV. Hieruit lijkt te blijken dat het grondwater op 50 centimeter onder maaiveld minder is gebufferd dan op 150 centimeter onder maaiveld. Daarnaast wijzen de EGV en concentratie van HCO_3 op overwegend basenrijke omstandigheden. In het voorjaar van '92 is het grondwater nogmaals bemonsterd. Er zijn geen kwaliteitsgegevens van de Lemseler- en de Weerselerbeek. Dat terwijl de Lemselerbeek een deel van het water uit het schoonwaterriool van Oldenzaal ontvangt. Ook vindt beïnvloeding door uitspoeling van stoffen uit aanliggende landbouwgronden plaats.
TNO heeft in 1991 voor Staatsbosbeheer 16 meetpunten geplaatst. Dit zijn 13 peilbuizen en 3 peilpiketten. De meetpunten worden 2 maal per maand opgenomen. Doel hiervan is het verkrijgen van algemene hydrologische informatie. Het KIWA bezit, om bovenvermelde reden, 14 meetpunten die ook 2 maal per maand worden opgenomen. Daarnaast wordt het grondwater in de meetpunten bemonsterd en geanalyseerd op Ca, Mg, Na, K, HCO_3, SO_4, Cl, pH en EGV. In de nabije omgeving zijn een aantal meetpunten aanwezig van TNO (Anonymus, 1992b).
Voor nieuw onderzoek en inventarisatie is 1 peilpikket (totaal 31 meetpunten) bijgeplaatst. Deze meetpunten zijn, in ieder geval, tot 1993 gevolgd (Anonymus, 1992b).

2.3.4 Resultaten

Punthuizen
Door het dempen van de watergang is plaatselijk het laterale stromingspatroon van jong grondwater hersteld, het grondwater zakt echter nog steeds tot ver onder het maaiveld in de slenk (Eijsink, 1993).
Ondanks alle genomen maatregelen is er in een aantal blauwgraslanden van Punthuizen toch nog sprake van negatieve ontwikkelingen. Deze worden veroorzaakt door verdroging, verzuring, eutrofiëring en vergaande mechanisatie van het maaibeheer. Er komen plekken voor met een dominantie van Moerasstruisgras, Hennegras of PijpestRootje. Een belangrijk knelpunt hierbij is het beheer van de waterhuishouding, er kan veelal geen invloed op de externe waterhuishouding worden uitgeoefend.

Plaggen in het vrijwel volledig vergraste blauwgrasland heeft geleid tot het terugkeren van bijzondere soorten als Spaanse ruiter, Moerassmele, Oeverkruid, Parnassia, Alpenrus, Bleekgele droogbloem, Pilvaren, Oermos (*Archidium alterniflorum*) en Eendagsmos (*Ephemerum serratum*). Op vergraste plekken waar in de winter basenrijk water wordt uitgeperst, verschenen na het plaggen soorten als Vetblad, Sierlijk vetmuur, Wijdbloeiende rus, Draadgentiaan en na enkele jaren ook Moeraswespenorchis en Parnassia. Hieruit blijkt dat de ephemere soorten van het dwergbiezenverbond verdwenen zijn en dat de pioniers van het blauwgrasland in de verdrukking raken. Duurzaam herstel wordt echter wel bereikt na plaggen gevolgd door maaien (Jansen et al., 1993).

Het verwijderen van houtopslag en het handmatig plaggen op de overgang van natte heide naar slenk heeft geleid tot het verschijnen van pioniers als Wijdbloeiende rus, Draadgentiaan, Dwergvlas en Sierlijke vetmuur. Na enkele jaren verschenen ook Orchideeën (Eijsink en Jansen, 1993).

Door het verkleinen van de ontwateringssloot naar een afwateringsgreppel is er herstel van lokale hydrologische processen opgetreden. Hierdoor kunnen, mede in samenhang met het voortgezette verschralingsbeheer, soorten als Tormentil, Klokjesgentiaan, Tandjesgras, Blauwe knoop (*Succisa pratensis*), Spaanse ruiter, Gevlekte orchis (*Dactylorhiza maculata*) en Parnassia weer voorkomen. De sterke waterfluctuaties zijn gebleven (Eijsink en Jansen, 1993).

Lemselermaten
Het opheffen van ontwateringsmiddelen in combinatie met de afvoer van voedingsstoffen heeft in Lemselermaten een positief effect.
Plaggen in de Lemselermaten leidt tot herstel van soortenrijke gemeenschappen met diverse zeldzame soorten die zijn gebonden aan basenrijke omstandigheden.
Na herstel van bouwland in 1984, is in 1990 waargenomen dat de eerste typische pioniers kwamen. Dit waren Wijdbloeiende rus, Geel hauwmos en Liggend hertshooi. Ook enkele vochtige graslandsoorten als Margriet en Echte Koekoeksbloem verschenen. In 1991 zijn Kleinste egelskop en de eerste orchideeën aangetroffen. In 1993 zijn de orchideeën toegenomen (Eijsink, 1993b).
Tussen percelen in de Lemselermaten is met organisch vuil gedempt, dit leidt tot eutrofiëring van het oppervlaktewater (Wondergem, 1993). Hernieuwde toevoer van voedingsstoffen via het

oppervlakte- en grondwater zorgen ervoor dat plaggen slechts een voorlopig herstel oplevert (Jansen et al., 1993).
Volledig herstel is waarschijnlijk pas mogelijk wanneer de druk van de waterwinning is afgenomen. Basenrijk water (diepe kwel) kan dan weer tot in het maaiveld komen.

2.3.5 'Beoordeling'

Afplaggen leidt tot herstel van soortenrijke gemeenschappen (met zeldzame soorten) en daarmee tot een verhoging van natuurwaarde. De vraag is echter hoe duurzaam het herstel is aangezien het teniet gedaan wordt door eventuele invloed van voedselrijk oppervlakte- en grondwater.

2.3.6 Conclusies en aanbevelingen

Verhoging van het grondwaterpeil is noodzakelijk om Punthuizen duurzaam veilig te stellen, bij deze stand is het hydrologische systeem zeer gevoelig voor de ontwaterende invloeden van het aanliggende landbouwgebied. Dit is vooral duidelijk in het noordwestelijke gedeelte (Eijsink, 1993).

Plaggen leidt (tijdelijk) tot het voorkomen van basenrijke, matig voedselrijke omstandigheden. Diverse soortenrijke gemeenschappen kunnen zich gedurende enige tijd herstellen. Langdurig herstel is pas mogelijk wanneer de invloed van het oppervlaktewater en het voedselrijke grondwater (recent geïnfiltreerd) wordt vermindert en er sprake is van een sterke toename, tot in het maaiveld, van het basenrijke (diepe kwel)water.

Volledig herstel van de vegetatie is pas mogelijk wanneer de druk van de waterwinning is afgenomen. Basenrijk water (diepe kwel) kan dan weer tot in het maaiveld komen.

2.3.7 Gegevensbronnen

Eysink A.Th W. & A.J.M. Jansen, 1993. Punthuizen, een Twents blauwgrasland: waterhuishouding vegetatie en beheer.

Eijsink, 1993. Waterhuishouding Punthuizen

Eijsink, 1993. Mededeling aan L.M.L. Zonneveld.

Graaf, de M.C.C., P.J.M. Verbeek, M.J.R. Cals en J.G.M. Roelofs, 1994. Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring van matig mineraalrijke heide en schraallanden, eindrapport monitoringsprogramma eerste fase.

Jansen A.J.M., A.Th.W. Eijsink, A.P. Grootjans, E.J. Lammerts en F.P. Sival, 1993. Zijn hydrologische ingrepen noodzakelijk voor het herstel van verzuurde natte schraallanden?

Wondergem, 1993. Beheersplan Gammelke (Lemselermaten), voor de periode 1993-2003, SBB.

2.4 De Barten

2.4.1 Terrein

Object:	De Barten
Beheerder:	Staatsbosbeheer Friesland Zuid
Contactp.:	dhr. N. van der Weide
Oppervlak:	circa 50 hectare
Terreintype:	beekdalschraalland op veengrond
Probleem:	daling grondwaterstand, eutrofiëring en wegvallen kwel
Oorzaak:	verlaging peil Linde, inlaat van vervuild water, ontwateringsloten
Maatregel:	aanpassing afwatersysteem en compartimentering, plaggen en aanvullend beheer

Kenschets
Het reservaat de Barten ligt op de veengronden in de middenloop van het beekdal van de Linde, tussen Oldeberkoop en Noordwolde (Grootjans et al., 1994). Het reservaat is ongeveer 50 hectare groot en bestaat uit een aantal ten noorden en een aantal ten zuiden van de Linde gelegen percelen, zie figuur 1. In de jaren dertig is het beekdal gedeeltelijk verveend waarbij petgaten zijn gegraven.
Het reservaat heeft een botanische doelstelling die is gericht op het behoud en ontwikkeling van mesotrofe, kwelgevoede vegetaties.

Parallel aan de Linde lopen zandruggen waarbij met name vanuit het oostelijke gelegen gebied Zandhuizen toestroming van grondwater plaatsvindt (Grootjans et al., 1994).
Voor de voeding van het beekdal zijn vier grondwaterstromen van belang.
- Diep grondwater uit het eerste watervoerende pakket, dat het maaiveld kan bereiken doordat het beekdal geen keileem voorkomt.
- Ondiep grondwater dat vanaf de beekdalflanken over de keileemlaag het beekdal instroomt.
- Oppervlaktewater dat bij hoge waterstanden in de Linde door overstroming de beekdalvegetaties bereikt.
- Regenwater dat in afvoerloze laagten stagneert in gedraineerde delen infiltreert.

Gekoppeld aan deze gradiënt in waterkwaliteit, is er oorspronkelijk ook een gradiënt in vegetatietypen te onderscheiden. Op de drogere beekdalflanken kwam heischraal grasland voor, in de kwelgevoede delen diverse typen Dotterbloemhooiland en gemeenschappen van Grote en Kleine zeggen. Langs de beek kwamen voedselrijkere typen voor die afhankelijk waren van periodieke inundatie.

De oorspronkelijke hydrologie van het beekdal is sterk verstoord. Het gaat hierbij zowel om ingrepen van buitenaf als op ingrepen die binnen het gebied zelf op de hydrologie inwerken.

Figuur 1 De ligging van de Barten (Grootjans et al., 1994).

De ondiepe grondwaterstroom is door het intensieve landbouwkundige gebruik op de beekdalflank sterk vervuild. Daarnaast wordt veel grondwater door een diepe sloot op de grens van beekdal en beekdalflank afgevangen en óm het reservaat heen naar de Linde geleid. De regionale kwelstroom wordt door de vele sloten en het lage beekpeil afgebogen en versneld afgevoerd. Het oorspronkelijk tot in het maaiveld opkwellende grondwater is vervangen door stagnerend of infiltrerend regenwater wat tot een sterke verzuring heeft geleid.
Op andere plaatsen, zoals in rietlanden maar ook in enkele graslandpercelen, is sprake van eutrofiëring door inlaat van geëutrofieerd oppervlaktewater ter bevordering van de rietcultuur (Jalink, 1991).

Ook vindt er door normalisatie van de beek en peilregulatie nauwelijks meer inundatie plaats. Op plaatsen met grote drooglegging treedt mineralisatie van het veen op waardoor grote hoeveelheden voedingsstoffen beschikbaar komen. Tevens neemt door veraarding van het veen de doorlatendheid van de bodem af waardoor het contact met het grondwater vermindert en het regenwater stagneert wat tot een versnelde verzuring leidt.
Binnen het gebied zelf is in het verleden een groot aantal sloten gegraven die vrij afwaterden op de Linde en die geen beheersbaar peil hadden.
Daarnaast heeft het gebruik van niet aangepast materieel om te maaien een verstorende invloed op de hydrologie. Maaien is alleen mogelijk als de waterstand tijdelijk sterk verlaagd wordt. Om te kunnen maaien werd het hele gebied in een keer ontwaterd en werd na het maaien het peil weer opgezet, maar wel met het gevolg dat er minder basenrijk grondwater en meer vervuild inlaatwater en/of regenwater in de percelen aanwezig is. Door het gebruik van het niet aan de slappe veenbodem aangepast materieel is bovendien een diepere ontwatering nodig dan wanneer met meer aangepaste machines zou worden gewerkt. Als gevolg van het gebruik van een tweeassige trekker is de veenbodem op veel plaatsen zelfs zwaar beschadigd. Dit is vooral ernstig omdat immers de natste percelen juist de meest waardevolle vegetatietypen en zeldzame soorten herbergen.
De voor de ontwatering gegraven sloten dragen bij aan het afvangen van kwelwater. De verlaging van het waterpeil in de percelen leidt tot mineralisering en daarmee tot de veraarding van het veen en daarmee tot eutrofiëring van de standplaats.
Genoemde ingrepen resulteerden met elkaar in veel te lange perioden met lage grondwaterstanden. In de meeste percelen is daardoor de bovenlaag sterk veraard en verdroogd.

Als gevolg van deze verstorende ingrepen zijn veel oorspronkelijk mesotrofe, natte vegetatietypen vervangen door Kamgrasweiden of de verdroogde vormen van het Dotterbloem hooiland. Op de verdroogde delen groeien soorten als Rood zwenkgras en Echte witbol terwijl in de greppels en laagten regenwater stagneert en het aspect bepaald wordt door Zwarte zegge of Snavelzegge. Aan de beekzijde komt een ijle grote zeggen vegetatie voor. In het verleden werd deze zone regelmatig overstroomd. Nu worden deze delen grotendeels gedraineerd door een parallelsloot. Op de dalrandzijde komt op veel plaatsen een Veldrus vegetatie voor welke van oorsprong thuis hoort op de overgang van lokaal naar regionaal grondwater. Deze natuurlijke gradiënt is nu echter verstoord.

In de percelen waar nog wel regionale kwel optreedt, komt de Noordse zegge gemeenschap en de Gemeenschap van Moeraszegge of het Dotterbloemhooiland met Moeraszegge voor. Op plaatsen waar regenwater stagneert en daardoor regenwaterinvloed ten opzichte van het basenrijke grondwater toeneemt worden Kleine zegge vegetaties aangetroffen.

2.4.2 Maatregelen en verwachtingen

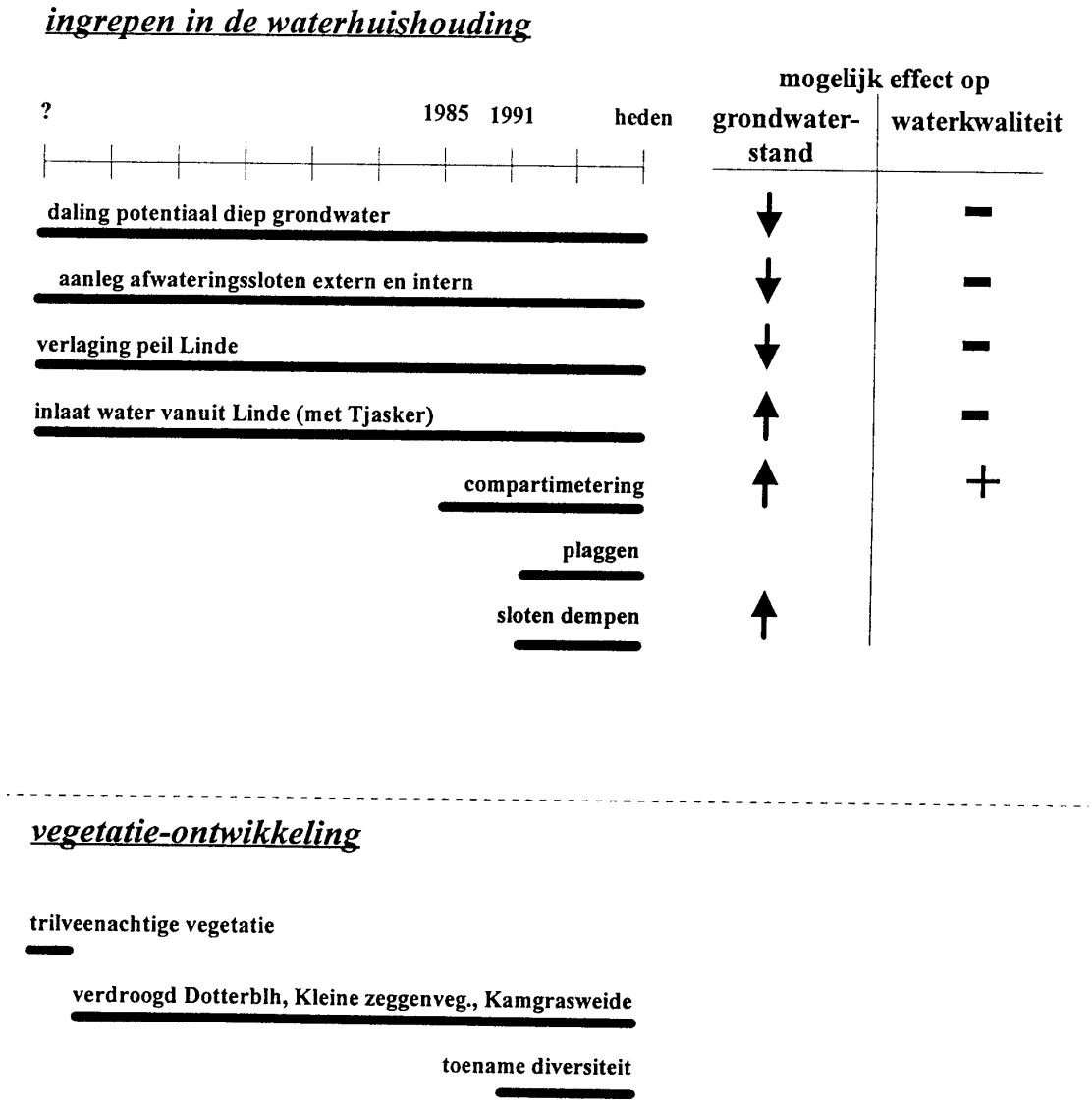
Maatregelen
In 1985 werden de eerste verdrogingsverschijnselen geconstateerd (Jalink, 1987). In 1986 is het slotenstelsel van het gebied veranderd. Hiertoe is een aantal sloten dwars door de percelen gegraven en zijn er op diverse plaatsen duikers en stuwtjes geplaatst die het water kunnen vasthouden. De maatregelen hebben ertoe geleid dat de hooi- en rietcompartimenten hydrologisch van elkaar zijn gescheiden en nu een afzonderlijk waterbeheer hebben. Het graslandgedeelte is in 4 compartimenten verdeeld met afzonderlijk te regelen slootpeilen. Het slotenstelsel wordt gebruikt om het gebied, in verband met het maaibeheer, in fasen te kunnen ontwateren en daardoor de periode met lage waterstanden te bekorten. Hierbij wordt tevens geprobeerd om kwelwater in het gebied vast te houden door het over te pompen van het ene naar het andere compartiment.

Na opstellen van een prae-advies zijn in kader van de effect gerichte maatregelen in 1991 herstelmaatregelen uitgevoerd. Wat betreft de hydrologische maatregelen gaat het om het dempen en/of afdammen van sloten terwijl in het zuiden van het reservaat een weerstandsbiedend schot geplaatst is om ontwatering naar het landbouwgebied tegen te gaan.
De biotische herstelmaatregelen bestonden uit het plaggen van eutrofe vervangingsgemeenschappen en het uitvoeren van maaibeheer.

Ook wordt er gemaaid met aangepast lichter materieel hetgeen tot resultaat heeft dat de percelen minder ver ontwaterd hoeven te worden om toch zonder bodembeschadigingen te maaien (niet duidelijk per wanneer deze maatregel wordt/zal worden uitgevoerd).

Door gebruik te maken van een terugslagklep is het mogelijk om schoner water in het gebied in te laten. Deze maatregel wordt uitgevoerd sinds 1986 (?).

Een overzicht van historische ingrepen en maatregelen is weergegeven in figuur 2.



Figuur 2 Overzicht van historische ingrepen en maatregelen

De beoogde effecten?
De maatregelen hadden tot doel het waterpeil in het gebied te verhogen, de inlaat van geëutrofieerd water te weren en het basenrijke regionale kwelwater zoveel mogelijk in het gebied vast te houden en waar mogelijk in het maaiveld terug te brengen. Met elkaar beogen de maatregelen het verzuren van de bovenste bodemlagen te voorkomen door het diepe grondwater zo lang mogelijk in het maaiveld te behouden.

Met name in de oostelijke graslandpercelen en het rietland waar sprake is van een grote kweldruk werd met de maatregelen het herstellen van de voor basenrijke omstandigheden kenmerkende vegetaties beoogd.
Het plaggen beoogde biotisch herstel door het afvoeren van veraard veenpakket en daarmee de overmaat aan voedingsstoffen. De aanvullende beheersmaatregelen als (zomer)maaien zijn noodzakelijk om daadwerkelijk de waardevolle (bloemrijke) hooiland en moerasvegetaties uit het Magnocaricion, Calthion en Caricion curto-nigrae te realiseren.

2.4.3 Monitoring

Naar aanleiding van de uitvoering van effectgerichte maatregelen (EGM) is een uitvoerig monitoring programma opgezet in 1991. In kader hiervan worden diverse parameters gemeten en/of gekarteerd.
Voor het vastleggen van de 'uitgangssituatie' voor wat betreft de EGM-maatregelen is de vegetatie uitvoerig gekarteerd in 1993. Ook de verspreiding van een aantal afzonderlijke soorten is in kaart gebracht. De vegetatie en soortskartering is uitgevoerd in 1993 en zal periodiek worden herhaald.
In 1992 is het meetnet ingericht waarbij grondwaterbuizen zijn geplaatst om zowel de waterpeilen als de grondwaterkwaliteit te kunnen volgen. Bij peilbuizen zijn tevens permanente quadraten uitgezet om de veranderingen in de vegetatie te kunnen registreren. Daarnaast worden d.m.v. EGV-profielen de hydrologische effecten in de percelen gemonitord. Ook worden bodemparameters bepaald.

In een ander kader is er door Jalink in 1985 een vegetatiekartering uitgevoerd waardoor de veranderingen in de vegetatie ook over een iets langere periode kan worden vergeleken (Jalink, 1987).

2.4.4 Resultaten

Bij vergelijking van de eerder uitgevoerde vegetatiekartering met die van 1993 kan worden afgeleid dat in 1993 ten opzichte van 1985 sprake is van een diversere vegetatie.

In het evaluatierapport opgesteld naar aanleiding van de in 1991 uitgevoerde EGM maatregelen komen Grootjans e.a. (1994) tot de volgende conclusies:
- Met name in de winterperiode is er sprake van een aanzienlijke stijging van de grondwaterstand.
- De regeneratie van een Dotterbloemvegetatie lijkt in de zuidelijke plagproef goed op gang te komen. In de noordelijke plagproef is nog weinig regeneratie waarneembaar. Een definitief oordeel over de vegetatieontwikkeling in de plagproeven kan vanwege de korte looptijd van het project nog niet worden gegeven.
- De aanvoer van kwelwater door de uitgevoerde hydrologische maatregelen is sterk toegenomen. De Linde trekt door haar lage stand echter nog permanent grondwater uit het reservaat aan, waardoor het matig basenrijke grondwater het maaiveld onvoldoende bereikt.
- De lage standen in de Linde lijken de inspanningen van SBB weer teniet te doen.

SSB maakt melding van het feit dat door het inlaten van schoner water, hetgeen mogelijk is door het installeren van een terugslagklep er weer Bronmos voorkomt in het Elyfytenveld (Van Aarle en Blokland, 1994).

2.4.5 'Beoordeling'

Er is sprake van een toename van natuurwaarde door de regeneratie van een Dotterbloemvegetatie.

2.4.6 Conclusies en aanbevelingen

De maatregelen leiden tot herstel van natuurwaarden in het gebied en zijn in die zin positief te noemen.
Een beter herstel kan bewerkstelligd worden door het opstuwen van de Linde waar deze door de Barten stroomt. Wanneer de Linde geen grondwater uit het reservaat meer aantrekt zullen de maatregelen meer effect sorteren.

2.4.7 Gegevensbronnen

Grootjans, A.P., W. Bijkerk, F.H. Everts, P.S. Hartog en J. de Jong, 1994; Monitoring van effectgerichte maatregelen tegen verzuring. Eindrapport 1ste fase 1991-1993; RUG & Everts en de Vries. Groningen.

Jalink, 1991; Effectgerichte maatregelen tegen verzuring van natte schraallanden prae-advies De Barten. SWO 91.257, KIWA Nieuwegein.

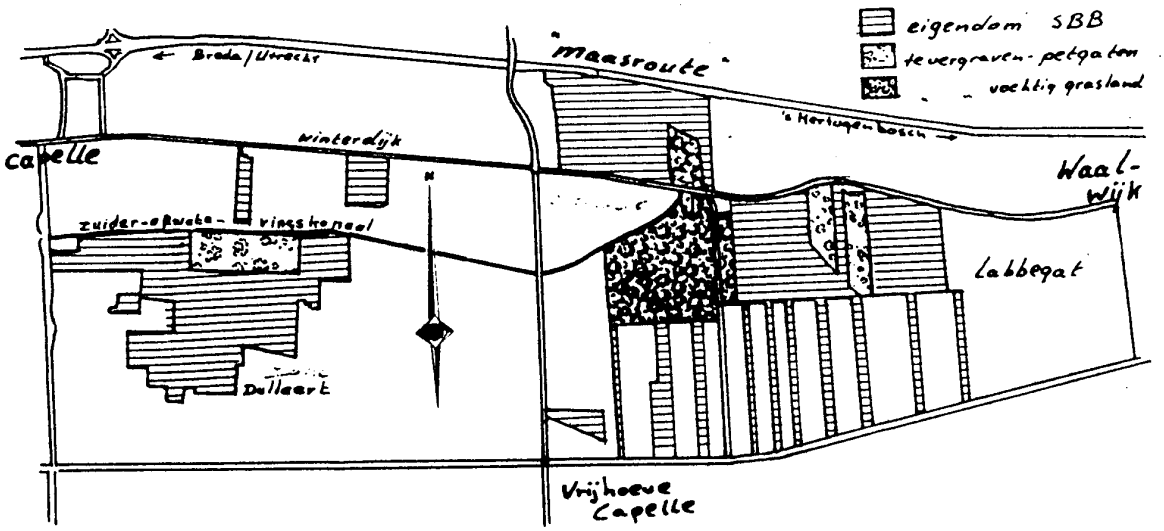
Veldbezoek aan de Lindevallei, een rondleiding door J.P. Stuursma met I. Van Aarle en K. Blokland.

2.5 Labbegat

2.5.1 Terrein

Object: Labbegat (Langstraat)
Beheerder: Staatsbosbeheer
Contactp.: dhr. Y. IJzerman
Oppervlak: 80 hectare
Terreintype: schraalland
Probleem: peilverlaging
Oorzaak: afname kwel, ontwatering omgeving
Maatregel: afgraven percelen

Kenschets
Het Labbegat is een 80 hectare groot natuurreservaat en sinds 1991 in eigendom en beheer bij Staatsbosbeheer regio Brabant West. Het reservaat maakt onderdeel uit van de westelijke Langstraat, een slagenlandschap dat wordt gekenmerkt door langgerekte smalle percelen, veel sloten en elzensingels.
De westelijke Langstraat bestaat uit laaggelegen zand- en veengronden die de overgang vormen van de hoge zandgronden van Kaatsheuvel en Drunense duinen naar de rivierkleigronden van de Bergse Maas.
Omstreeks 1300 begon de ontginning van dit natte moeraslandschap en werden de smalle percelen gebruikt als hooi- en vetweide. Vanaf de 16e eeuw werden veel delen verveend waarna ze als hooi- en weiland werden gebruikt. Veel percelen werden bezand.
In het verleden was het gebied kwelgevoed. Dit in combinatie met een extensief beheer en het voorkomen van diverse bodemtypen leidde tot een hoge natuurwetenschappelijke waarde (o.a. blauwgraslanden en op verveende delen trilveen).



Figuur 1 Globale ligging reservaat Labbegat (IJzerman, 1995)

Er zijn een aantal (historische) ingrepen die de hydrologie aanzienlijk hebben beïnvloed:

- ontginning; vanaf 1000 na Christus kleinschalig, vanaf 1400 grootschalige vervening tot 1600 daarna verlanding en extensief gebruik.
- aanleg Baardwijkse overlaat in 1766. De Langstraatse buitenpolders maakten deel uit van de overlaat die tussen 15 november en 15 april als bergingsgebied voor de Dommel dienst deed. Hierdoor kwamen regelmatig inundaties voor. De rest van het jaar moesten de polders ten behoeve van agrarisch gebruik droog blijven. De functie van de Baardwijkse overlaat verviel in 1910 met de aanleg van het Drongels Kanaal. Tot 1969 bleven de Buitenpolders echter bergingsgebied bij hoge waterstanden van de Maas.
  Omstreeks 1890 werd de Bergsche Maas geopend en tevens het zuidelijk afwateringskanaal (ZAK) aangelegd. Tussen 1977 en 1984 is het ZAK verruimd en verlaagd en het peil drastisch verlaagd (onder andere in kader van de laatste ruilverkaveling die in 1990 werd afgesloten).
- bosaanplant in de 19e eeuw heeft het areaal bos in de omgeving (infiltratiegebieden) sterk doen toenemen. In de omgeving bevinden zich tevens een aantal grondwaterwinningen.
- ruilverkaveling ZAK - Beneden Donge, die met een heel lange looptijd in 1990 is afgerond. In het kader van de ruilverkaveling is het ZAK verbreed en verlaagd, waarna het peil met ongeveer 1.0 m verlaagd is.

Door de ontwatering en ruilverkaveling was het mogelijk om het gebied steeds intensiever te gaan gebruiken. De schrale hooilanden zijn hierdoor vrijwel geheel omgevormd tot Beemdraaigrasweide of Kamgrasweide.

Met name vanwege de landschappelijke waardering werd er in de laatste ruilverkaveling een landschapsreservaat ingesteld. In 1991 heeft Staatsbosbeheer een 100 hectare gedegradeerd slagenlandschap in eigendom. Na verwerving kreeg het reservaat een landschapsdoelstelling. Het slagenlandschap met zeer smalle percelen werd hersteld onder andere door het aanplanten van elzensingels.

De samenstelling van de vegetatie voordat herstelmaatregelen zijn uitgevoerd zijn in een aantal karteringen vastgelegd. De sloten behoren tot het ruigtetype, waterscheerling - wateraardbeitype, riet - gele listype of grote zeggentype. Daarnaast komen een groot aantal Liesgras - Mannagrassloten voor.
Het meest interessant is het Waterscheerling - Wateraardbeitype met het veelvuldig voorkomen van Snavelzegge, Moeraswalstro, Waterscheerling, Moeraswilgeroosje, Zompzegge, Wateraardbei en Slangewortel. De vegetatie vormt drijftillen en vormt een overgang naar de klasse der kleine zeggen. Deze vegetaties geven aan dat er plaatselijk sprake is door voeding met gebufferd water en matig voedselrijke omstandigheden.
De graslanden worden gedomineerd door Engels raaigras, Grote vossestaart en Timothee. Deze typen zijn allemaal voedselrijk.
Eén perceel behoort tot het Pijpestrootjestype met kenmerkende soorten als Pijpestrootje, Welriekende Nachtorchis, Beenbreek, Tormentil, Gagel, Blauwe zegge, Gele en Geelgroene zegge en Draadrus. Hier is ook de enigste vindplaats van Moerasvaren en in de sloot ten zuiden van perceel Galigaan. Verder komt op een aantal plaatsen Padderus voor.

2.5.2 Maatregelen en verwachtingen

Maatregelen
Vrij snel na de overdracht startte de discussie of er geen botanische mogelijkheden voor het reservaat waren. Bij wijze van proef is er van enkele percelen de bovenlaag van 0.6 meter afgegraven om zodoende weer een gunstige uitgangssituatie voor schrale hooilanden te creëren. Daarna is in het kader van de REGIWA-regeling een hydrologische systeemanalyse uitgevoerd.

Uit het hydrologisch onderzoek (Stuurman et al., 1992) blijkt het volgende:
- in westelijke Langstraat treedt alleen calciumrijke kwel op in sloten van de Dullaard en Buitenpolder en in het ZAK;
- uit historische gegevens blijkt op diverse plaatsen de wortelzone onder invloed van kalkrijke kwel te hebben gestaan;
- uit modelberekeningen blijkt dat het Labbegat alleen bij drastisch ingrijpen (ontgraven tot 20 cm - NAP of meer), resultaten te verwachten zijn.

Deelconclusies uit onderzoek van Stuurman:
- het ZAK fungeert als belangrijkste drainagebasis voor het gebied;
- ten zuiden van Labbegat komt zowel kwel als infiltratie voor (een intermediair grondwaterregime in buizen 7 en 11, 12);
- uit analyse van grondwatermonsters blijkt dat het calciumcarbonaatrijke water (g3$CaCO^3$; Stuifzand) alleen in het diepe pakket voorkomt. In de rest van het gebied komt aan de oppervlakte een anthropogeen watertype (vermesting) of infiltratietypen (Maaswater) voor. Het bovenste water is infiltratiewater afkomstig uit nabijgelegen sloten (of door voormalig landbouwkundig gebruik beïnvloed water). In de sloten van het Labbegat blijkt diepe kwel een belangrijk onderdeel van het aanwezige water, met name in het noorden en rond het ZAK is dit het geval.

Samenvattend blijkt uit de studie dat peilverhoging in het Zuidelijk Afwateringskanaal een goede maatregel zou zijn om de drainagefunctie op te heffen en daarmee het regionale grondwater weer tot in het maaiveld te laten stijgen.
Omdat de agrarische belangen in het gebied dit niet toelieten is er voor gekozen om meer af te graven.

Aanvullend op de eerder afgravingen is er van 6 hectare de bovenlaag afgegraven met een diepte variërend van 50 cm tot 100 cm. Tevens is een deel van het resterende schraallandje geplagd.
Maatregelen op het gebied van de waterhuishouding zijn in deze eerste periode (1991 - 1994) nauwelijks genomen met uitzondering van het vasthouden van water in de winterperiode.
Na onderzoek door Staatsbosbeheer en het Waterschap de Dongestroom is een vervolgplan opgesteld. Dit plan bestaat in hoofdlijnen uit:
- het plaatsen van stuwen in het Zuidelijk Afwateringskanaal;
- aanleg van een detailafwateringssysteem (ondiepe sloten en greppels) in de afgegraven percelen;
- afgraven (en opnieuw afgraven van te ondiep afgegraven) van circa 12 hectare met gemiddeld 1 meter.

De eerste twee maatregelen zijn in 1994 uitgevoerd. Het afgraven is voor komende jaren gepland.

De beoogde effecten?
Het doel is het verbeteren van de uitgangssituatie voor (kwelgevoede) schraallandvegetaties.

2.5.3 Monitoring

In 1987 is het totale reservaat gekarteerd (van der Steen, 1987), de slootkanten nogmaals in 1990 (Wagemakers, 1990) en de afgegraven percelen in 1990 en 1994 (Stooker, 1990 en 1994).
In 1991 - 1992 zijn middels veldonderzoek gegevens over chemische samenstelling van de bodem en water verzameld en via archiefonderzoek verspreiding van planten in het verleden (Jager en de Wit, 1992). Ten behoeve van de hydrologische systeemanalyse (Stuurman et.al, 1992) zijn grondwaterbuizen geplaatst en heeft op diverse locaties bemonstering en analyse van het grondwaterplaats gevonden.
Deze gegevens zijn door de verslaglegging goed toegankelijk.

2.5.4 Resultaten

Hydrologie
Gegevens over hydrologie zijn slechts beperkt aanwezig. Uit de aanwezige peilbuisgegevens blijkt dat het grondwater in de wortelzone op een aantal plaatsen wordt beïnvloed door lokaal afstromend grondwater uit hoger liggende landbouwgronden.

Bodem
Bodemonderzoek naar buffercapaciteit en pH (Jager en de Wit, 1992) laten zien dat in vrijwel het gehele gebied een pH tussen 5 en 6 voorkomt. Nergens is een pH lager dan 4.2 gemeten. Op een aantal plaatsen (benoorden de winterdijk en op plaatsen waar ZAK de winterdijk kruist) komt een pH groter dan 6.5 voor. De pH lijkt vooral gekoppeld te zijn aan het voorkomen van klei (rivierinvloed) of van kwel (met name in en rond ZAK).

Vegetatie
Van de afgegraven percelen zijn een vegetatiegegevens beschikbaar (Stooker, 1990 en 1994 en IJzerman, 1995). De samenstelling is divers.
Op de diep afgegraven percelen met een zandige ondergrond hebben zich de volgende soorten gevestigd: Geelgroene zegge, Zompzegge, Draadzegge, Sterzegge, Zwarte zegge, Blauwe zegge, Zeegroene zegge, Veelstengelige waterbies en Moeraswolfsklauw. Dit duidt op een ontwikkeling naar een zwak-zure kleine zeggenvegetatie. Percelen met een bodem van onveraard veen bevatten vooral ruigere soorten als Moeraszegge, Pluimzegge, Bosbies, Padderus, Hoge cyperzegge, Stijve zegge en Pitrus.
Op de ondieper afgegraven percelen komen met name de voedselrijkere soorten uit de Pijpestrootjesorde voor zoals Grote wederik, Poelruit, Moerasspirea, Kattestaart, Kale jonker, Tweerijige zegge, Veel bloemige veldbies en Echte koekoeksbloem. Op een aantal percelen komt een massale opslag van Haarmos met Zomprus en Greppelrus voor. Op deze percelen ligt na het afgraven, plaatselijk, een oerbank aan het oppervlak waardoor in de zomer een sterke uitdroging plaats vindt.
In de sloten blijkt een toename van Krabbescheer en Slangewortel.
Het meest spectaculair zijn de ontwikkeling op geplagde delen van het schraalland. Soorten die zich hier gevestigd hebben zijn Blauwe knoop, Tandjesgras, Moerasstruisgras, Witte en Bruine snavelbies, Pijpestrootje en Gewone dopheide. Verder breiden Spaanse ruiter en Blonde zegge zich uit.

Tot welk herstel hebben maatregelen geleid?
De maatregelen hebben tot herstel van grondwaterinvloed op de dieper afgegraven percelen geleid en hervestiging van bovenbeschreven soorten.

Zijn er correlaties en causale verbanden af te leiden?
Zowel uit het hydrologisch onderzoek als uit de ervaringen tot nu blijkt de diepte tot waar ontgraven wordt is van groot belang voor de grondwaterinvloed, grondwaterstand gedurende seizoen en minerale invloed. Op sommige percelen is een oerbank blijven liggen, hetgeen leidt tot sterke verdroging in zomer en inundatie in winter. Een aantal percelen die grenzen aan een hoger liggend landbouwgebied worden door een lokale grondwaterstroom nog steeds verrijkt. Op dit moment lijken vooral de slootkanten en het stukje schraalland als zandbron te fungeren.

2.5.5 'Beoordeling'

Is er verhoging van de natuurwaarden opgetreden?
Ja, percelen die enkele jaren geleden nog als intensief gras- of maïsland in gebruik waren, geven nu een redelijke schraallandontwikkeling aan. De duurzaamheid van de maatregelen is nog niet duidelijk. Er moeten nog maatregelen worden getroffen om negatieve invloeden te weren en de regionale waterhuishouding aan te passen. Deels is dit met de in 1994 geplaatste stuwen gerealiseerd.

2.5.6 Conclusies

De beheerder heeft er in eerste instantie voor gekozen om eerst experimentsgewijs percelen af te graven. Daarna is hydrologisch onderzoek uitgevoerd op basis waarvan aanpassing van de maatregelen heeft plaatsgevonden.
In de huidige aanpak wordt pragmatisch gewerkt. Omdat aanpassing van de regionale waterhuishouding niet mogelijk blijkt, wordt het gebied afgegraven om zodoende toch het grondwater te bereiken. De resultaten zijn na enkele jaren hoopvol en leiden ertoe dat er over groter oppervlak afgegraven gaat worden. Onduidelijk is in hoeverre er in de afgegraven percelen nog een zandbank aanwezig was. Momenteel wordt dit onderzocht.

2.5.7 Gegevensbronnen

Blokland, K.A., H. Runhaar, 1994. Veldbezoek Labbegat met dhr. IJzerman (Staatsbosbeheer).

Jager, L., W. de Wit, 1992. Water er op of er onder; een ecologische ontwikkelingsvisie voor de Binnenpolder van Capelle. Scriptie Rijksuniversiteit Utrecht.

Runhaar, H. et al., 1993. Ecohydrologische beschrijving Den Dulver in 'Milieubeleidsindicator Verdroging; fase IIa'. CML/TNO.

Steen, van der T., 1987. Floristisch en vegetatiekundig onderzoek van de graslanden, sloten en hagen in het object Labbegat ten westen van Waalwijk.

Stooker, G., 1990. Inventarisatie van een aantal afgegraven 'natuurbouw'-percelen in het SBB-reservaat 'Het Labbegat' (seizoen 1990). Archief Staatsbosbeheer regio Brabant West.

Stooker, G., 1994. Inventarisatiegegevens pq's Labbegat 1994. Archief Staatsbosbeheer regio Brabant - West.

Stuurman, R.J., A. Biesheuvel, M. Overdijk, S. Wolff, 1992. De hydrologisch systeemanalyse van de Westelijke Langstraat. Toepassing bij onderzoek naar de regeneratiemogelijkheden van verdroogde natuurgebieden. TNO rapportnummer GI-92/1582.

Veen, P., L.M.L. Zonneveld, 1994. Interview met dhr. IJzerman (Staatsbosbeheer).

Wagenmakers, A., 1990. Floristische inventarisatie van slootvegetaties in het Labbegat.

IJzerman, Y., 1995. Herstel schraallanden in de Langstraat. De Levende Natuur (5) september 1995, pgn. 148 - 149.

Heide en vennen

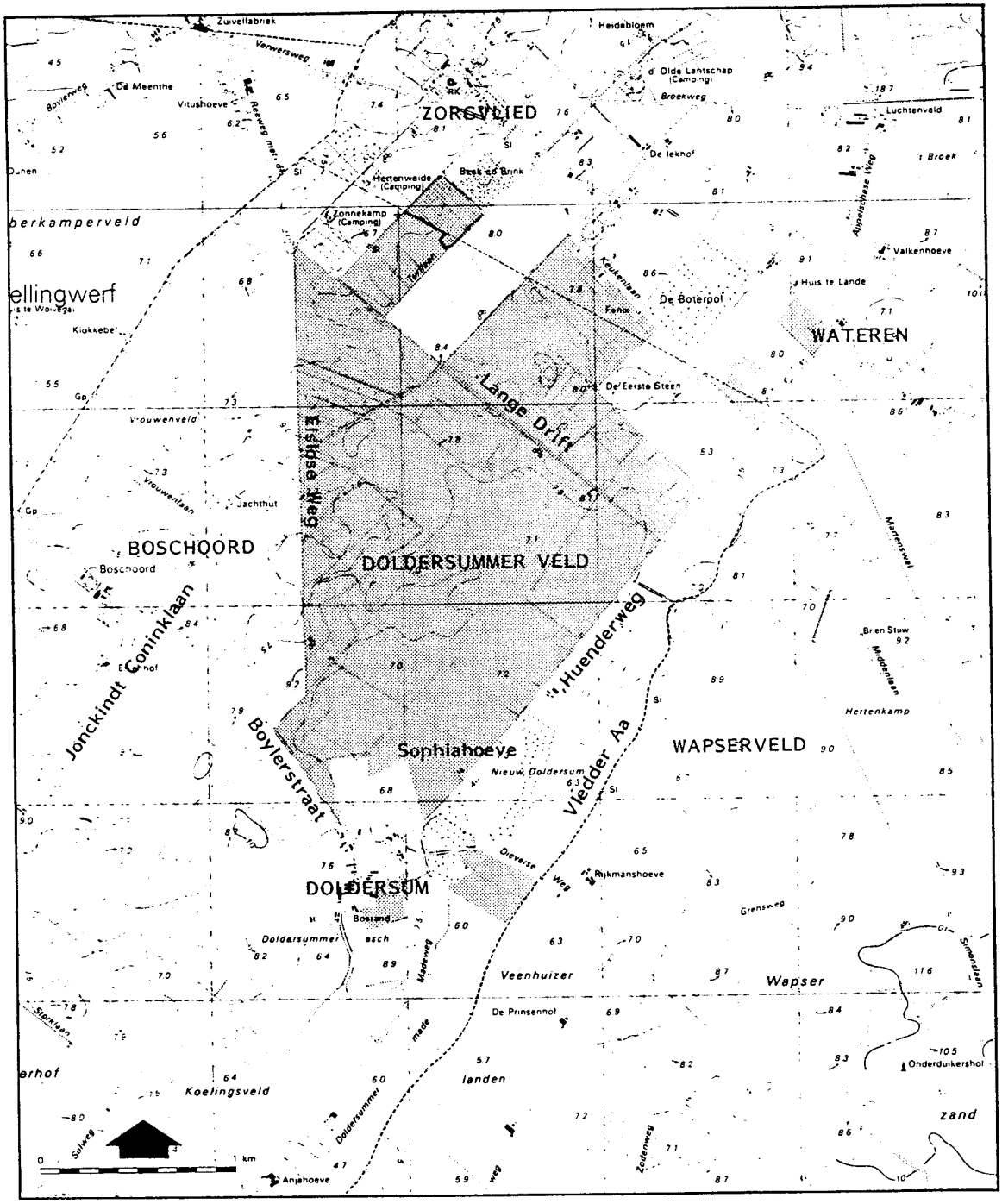
3.1 Doldersummerveld

3.1.1 Terrein

Object:	Doldersummerveld
Beheerder:	Stichting Het Drents Landschap
Contactp.:	dhr. E. van der Bilt
Oppervlak:	426 hectare
Terreintype:	groot, open heideveld met droge en natte heidevegetaties
Probleem:	verruiging, verzuring, faciësvorming Pijpestrootje en verdroging
Oorzaak:	veranderingen in de waterhuishouding, ontginning tot landbouwgrond en bebossing
Maatregel:	dempen sloten, natuurlijke afwatering, verwijderen opslag, maaien, plaggen en begrazen

Kenschets
Het Doldersummerveld ligt in Zuidwest Drenthe op de flank van de Vledder Aa (figuur 1). Het is een complex van heide, bos en cultuurlanden en binnen de driehoek Doldersum, Wateren en Zorgvlied in de gemeenten Vledder en Diever.
In het noordwesten wordt het veld begrensd door bossen, in het zuiden en het noorden door cultuurgronden.
De waarde van het gebied wordt bepaald door de gecombineerde aanwezigheid van natte, vochtige en droge heide, stuifzand, struweel, bos en cultuurgronden gelegen in een glooiend heide-ontginningslandschap.

Op kaarten uit begin deze eeuw en midden vorige eeuw komt het Doldersummerveld naar voren als een willekeurig groot vrijwel aaneengesloten open landschap. Stuifzanden lagen op dezelfde plaatsen als nu (hoewel ze nu veelal bebost zijn). Vennen en natte venen kwamen voor ten noorden van Doldersum en in het noorden van het veld. Het overige gebied varieerde van drassig tot droog.
Door veranderingen in de waterhuishouding, regelmatig optredende heidebranden en verzuring waren omstreeks 1980 grote delen van het veld begroeid met een hoge, ruige en vooral eenvormige Pijpestrootjevegetatie.
Vanaf 1980 is met een actief beheer verandering in de vegetatiesamenstelling en verspreiding opgetreden. In 1982 en 1992 zijn vegetatiekarteringen verricht. In zijn algemeenheid kan worden gesteld dat grote delen van de verruigde en monotone Pijpestrootjevegetatie is omgevormd naar soorten- en structuurrijke droge en vochtige heide.



Figuur 1 Ligging van het Doldersummerveld

Het Doldersummerveld is hoofdzakelijk een infiltratiegebied. De hoofdgrondwaterstroming is van noordwest naar zuidoosten gericht. Neerslag en ondiep afstromend grondwater stagneert op plaatsen met veen. Via de ondergrond stroomt het water naar het dal van de Vledder Aa.

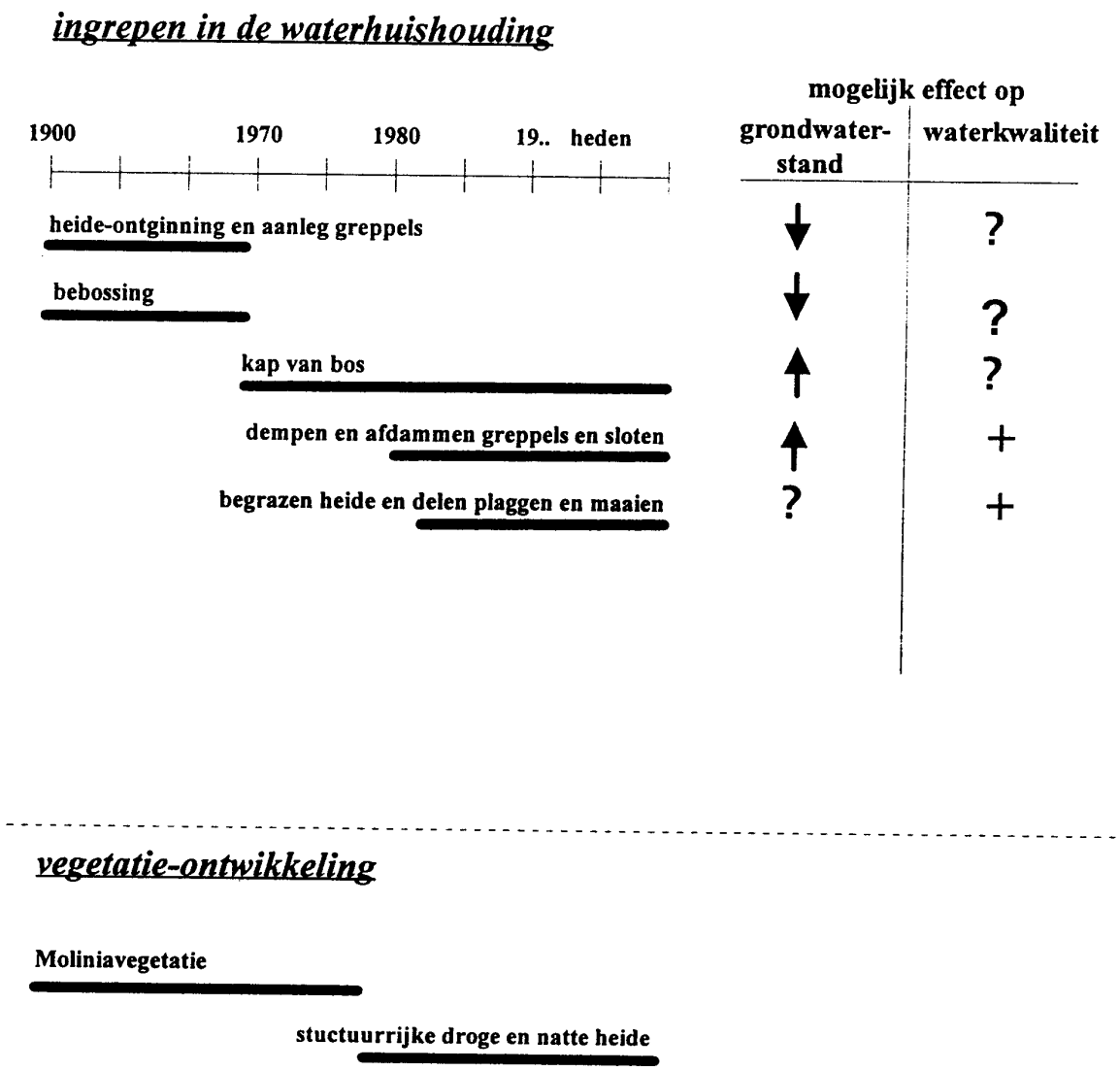
Aan het eind van de 19e eeuw is er voor het eerst sprake van ontwatering en bebossing van het veld; twee zaken die nauw met elkaar verband houden.
In 1904 reiken twee ontwateringssloten tot in het midden van het veld en grote delen zijn bebost. In 1924 lopen er drie grote ontwateringssloten dwars over de heide van west naar oost. Tevens zijn er een aantal veenputten gegraven. In 1932 is de Lange Drift dwars over de heide aangelegd en aan de noordzijde van het veld vindt ontwatering via slootjes met een windmolen plaats. Tussen 1932 en 1952 zijn de ontginningen vanuit Doldersum tot aan het huidige Doldersummerveld gekomen. Over de heide zijn inmiddels vijf ontwateringssloten gegraven ter voorbereiding op de ontginning en verdeling van vijf boerderijkavels. Op verscheidene plaatsen is veen gegraven. Veel bos wordt omgezet in cultuurland. Eind jaren '50 wordt de Vledder Aa gekanaliseerd.
Op veel plaatsen op de heide treedt spontane verbossing op.
Halverwege de jaren '60 vindt de ruilverkaveling Vledder plaats. Langs de zuidrand van het veld wordt een diepe ontwateringssloot gegraven en er wordt een peilverlaging ingesteld.
In de periode 1971 - 1982 breiden Pijpestrootjevegetaties zich sterk uit ten koste van Struikheide- en Dopheidevegetaties.

3.1.2 Maatregelen

Welke maatregelen zijn uitgevoerd?
In figuur 2 zijn de ingrepen en effecten schematisch weergegeven.

In 1967 heeft de eerste aankoop door de Stichting Het Drentse Landschap plaatsgevonden. In de periode 1967 - 1972 zijn aan de noordkant van het veld tientallen hectaren naaldhout en laanbeplanting van Amerikaanse eik langs de Lange Drift gekapt. Tevens zijn grote delen van de heide ontdaan van opslag. Na kap of verwijdering van opslag is het betreffende gebied afgebrand. Door de storm in 1972-1973 zijn grote bressen in het verschillende percelen geslagen. In de periode 1973 - 1976 zijn verschillende dennenaanplantingen gekapt. In 1980 is circa 40 ha bos verbrand. Door het kappen in de periode 1967 - 1980 is het aandeel bos sterk afgenomen ten gunste van de open heide.
Vanaf 1979 is gestart met het maaien van een aantal Pijpestrootje percelen.

Eind jaren '70 en begin jaren '80 is gestart waterhuishoudkundige herstelmaatregelen door het dempen en afdammen van sloten en greppels. In 1981 is een waterschapsleiding aan de zuidkant van het veld omgelegd zodat minder water uit het veld werd gezogen. De stijging van het waterpeil en met name de verdeling van het water op de heide is van groot belang gebleken voor de vegetatie-ontwikkeling.
Vanaf 1979, 1980 is gestart met begrazing en het maaien van een delen van heide.



Figuur 2 Ingrepen en effecten

Wat waren de beoogde effecten?
Het herstel van structuurrijke heide met vochtige elementen.

Welke interfererende maatregelen zijn in de loop van de tijd gepleegd?
Na de brand in 1980 is vrijwel direct besloten het veld door middel van begrazing te gaan beheren. Lokaal zijn IJslandse pony's ingezet en vanaf eind 1982 schapen. Inmiddels is een jaarrondbegrazing met schapen (gestart met 110 en nu 75 stuks) en een seizoensbegrazing met runderen (gestart met 100 en nu 40 stuks) ingesteld. De runderen worden ingezet om de groeipiek van Pijpestrootje te bestrijden.
Naast begrazing worden ook delen van het veld gemaaid en geplagd. Sinds 1980 is er zo'n 100 ha gemaaid en ruim 13 ha geplagd.
Waar mogelijk zijn aangrenzende landbouwgronden aangekocht en met een aangepast beheer als bouwland of weiland in gebruik.

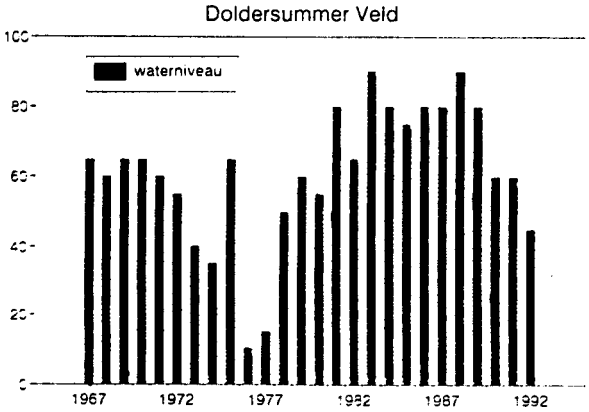
3.1.3 Monitoring

Wat is er gemonitord?
De vegetatie is in 1982 en in 1992 gekarteerd.
Sinds 1968 wordt jaarlijks in het voorjaar en in de zomer de oppervlakte drassig en open water in het veld geschat. Op kaartjes wordt het verloop weergegeven.
Verder vindt geen monitoring op vegetatie en waterhuishouding plaats.
Jaarlijks wordt er een broedvogelkartering uitgevoerd.

Wat is de aard van de beschikbare gegevens?
Voor zover er onderzoek is gedaan goed toegankelijk middels duidelijke rapportage.

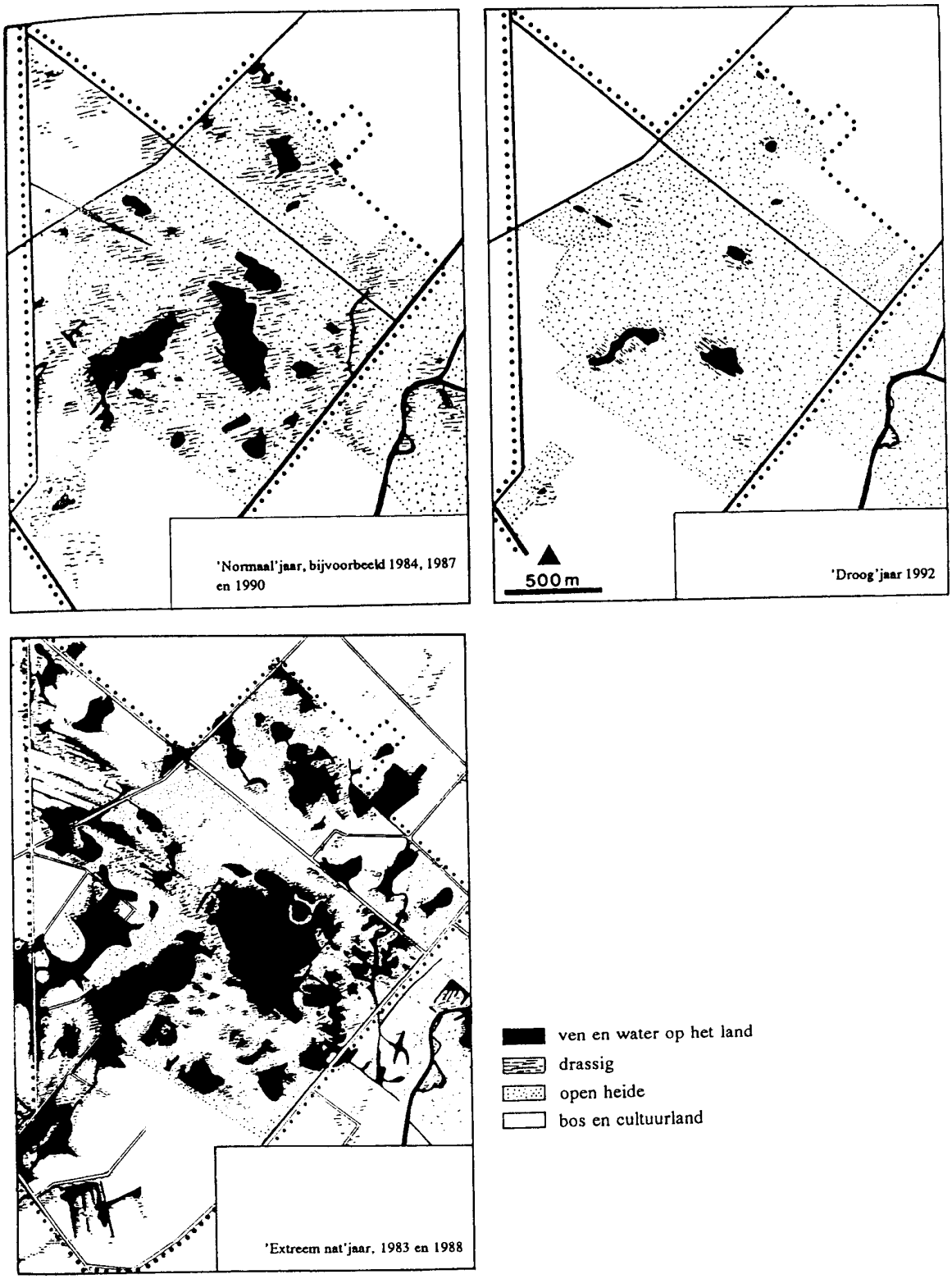
3.1.4 Resultaten en verwachtingen

Hydrologie
Uit de overzicht van de waterstanden in figuur 3 en de kaartjes met aanwezigheid en verdeling van water in het gebied (figuur 4) is te zien dat het veld na het dempen en afdammen van de watergangen natter is geworden.



Figuur 3 Waterniveau 1968-1992

De algehele peilverlaging die zowel in het gebied als in de omgeving is opgetreden kan niet worden opgeheven. In droge jaren zakt het waterpeil nog steeds tot ver onder het maaiveld (exacte meetgegevens zijn niet verzameld).
In 1982 stelt van Dijk dat met name de ontwatering ertoe heeft geleid dat de vegetatie sterk is verruigd en voornamelijk uit Pijpestrootjevegetaties bestaat. Vanaf 1967 is door een actief beheer een deel van de nadelige effecten teruggedrongen.



Figuur 4 Aanwezigheid en verdeling van open water op het Doldersummerveld (Hienemeijer en van Dijk, 1993)

Vegetatie

In figuur 5 is de totale oppervlakte en de toe- en afname van de verschillende vegetaties op het Doldersummerveld in 1992 en 1992 weergegeven.

	Oppervlakte 1982	Oppervlakte 1992	Toegenomen oppervlakte	Afgenomen oppervlakte
Kaal	2,56 ha	0,13 ha		2,43 ha
Water vegetatie	0,39 ha	1,90 ha	1,5 ha	
Juncus effusus	1,24 ha	2,60 ha	1,37 ha	
Eriophorum vegetatie	10,85 ha	12,08 ha	1,23 ha	
Natte Molinia vegetatie	32,60 ha	35,82 ha	3,22 ha	
Erica vegetatie	31,46 ha	43,51 ha	12,51 ha	
Droge Molinia vegetatie	72,70 ha	43,16 ha		29,54 ha
Calluna vegetatie	49,11 ha	55,15 ha	6,04 ha	
Grazige vegetatie	7,50 ha	28,54 ha	21,04 ha	
Ruderale vegetatie	4,76 ha	-		4,76 ha
Juncus squarrosus	3,02 ha	-		3,02 ha
Bos	17,64 ha	10,94 ha		6,71 ha
Totaal	233,83 ha	233,83 ha		

Figuur 5 Totale oppervlakte toe- en afname vegetaties

In figuur 6 staan de verschuivingen per vegetatie (groep vegetatie-eenheden) die zijn opgetreden ten opzichte van de situatie in 1982 steeds uitgedrukt in hectaren. Van rechts naar links staat weergegeven uit welke vegetatie (1982) een vegetatie die in 1992 is aangetroffen is ontstaan. Van boven naar beneden is af te lezen in welke vegetatie (1992) een vegetatie van 1982 is veranderd.

1982 / 1992	Water vegetatie	Juncus effusus	Kaal	Eriophorum vegetatie	Natte Molinia vegetatie	Erica vegetatie	Droge Molinia vegetatie	Calluna vegetatie	Grazige vegetatie	Ruderale vegetatie	Juncus squarrosus	Bos	Totaal 1992
Kaal						0,01	0,03	0,09					0,13
Water vegetatie	0,29	0,16		0,22	1,06	0,10						0,06	1,90
Juncus effusus	0,10	1,77	0,09	0,34	0,66	0,20	0,11		0,01	0,01		0,01	2,60
Eriophorum vegetatie		0,01	0,07	9,55	1,72	0,59	0,13	0,01					12,08
Natte Molinia vegetatie			0,58	0,52	16,55	11,39	6,57	0,12		0,02		0,07	35,82
Erica vegetatie			0,87	0,19	7,91	17,65	13,24	3,05	0,26			0,34	43,51
Droge Molinia vegetatie			0,27	0,03	2,53	0,86	31,97	5,30	0,41	0,55	0,02	1,22	43,16
Calluna vegetatie			0,23		1,88	0,62	15,29	31,41	1,80	1,15	1,77	1,00	55,15
Grazige vegetatie			0,45		0,26	0,01	5,19	9,07	5,01	3,03	1,23	4,28	28,54
Bos					0,03	0,02	0,17	0,06				10,66	10,94
Totaal 1982	0,39	1,24	2,56	10,85	32,60	31,46	72,70	49,11	7,50	4,76	3,02	17,64	233,83

Figuur 6 Verschuivingen per vegetatietype in 1992 ten opzichte van 1982

Watervegetaties
Door dempen van sloten en omleggen van waterschapsleiding begin '80 is het veld in totaliteit natter geworden. Tevens treedt lokaal stagnatie van water op. Deze plekken vallen in de loop van de zomer echter droog. In vergelijking met 1982 heeft dit type zich met 1.5 ha uitgebreid.

Wollegrasvegetatie
Deze vegetaties zijn wat soortensamenstelling betreft weinig veranderd. De structuur is wel sterk gewijzigd. De vegetaties zijn opener en Pijpestrootje speelt geen dominante rol meer. Met name aan de randen van de wat grotere veencomplexen heeft Dopheide zich sterk uitgebreid. Soorten als Beenbreek, Lavendelheide, Eenarig wollegras, *Sp. magellanicum*, *Sp. auriculatum* en *Sp. molle* hebben zich gehandhaafd. In delen die veel natter zijn geworden en tevens worden gemaaid is de Wollegrasvegetatie vervanging door korte grazige vegetaties. Lokaal is door vertrapping uitbreiding van Pitrus opgetreden, die op een schaars begroeide bodem voorkomt.

Natte Pijpestrootjevegetatie
Het totaal oppervlak natte Pijpestrootjevegetaties is met ruim 3 ha uitgebreid. De overheersende rol van Pijpestrootje binnen andere vegetaties is sterk teruggedrongen. De horsten zijn op veel plaatsen vervangen door een spruitvormige ijle begroeiing. De monotone vegetatie is vervangen door een soortenrijkere vegetatie. Over een oppervlak van 11.4 ha heeft zich een natte Pijpestrootjevegetatie gevestigd waar in 1982 een Dopheidevegetatie voorkwam. Dit is vooral op plaatsen gebeurd waar de waterstand omhoog is gegaan, op plaatsen waar grotere schommelingen in de waterstand zijn opgetreden en waar naast begrazing geen andere beheersmaatregelen zijn uitgevoerd. Als deze groep buiten beschouwing wordt gelaten is de natte Pijpestrootjevegetatie over 10 ha afgenomen. Op 6.5 ha is een natte Pijpestrootjevegetatie verschenen waar in 1982 droge Pijpestrootjevegetatie voorkwam. Hier is zowel de waterstand als de fluctuatie in standen toegenomen. Anderzijds is er 50% van de in 1982 aanwezige natte Pijpestrootjevegetatie verdwenen. Op 7.9 ha zijn Dopheidevegetaties gekomen. Dit is vooral gebeurd op plaatsen die de afgelopen tien jaar éénmaal zijn gemaaid.
Totaal aan natte Pijpestrootjevegetatie is in 1992 35.82 ha en in 1982 32.60 ha.

Dopheidevegetaties
Dopheidevegetaties komen met name voor in delen die lager liggen dan 7.5 m + NAP. De oppervlakte met door Dopheide gedomineerde vegetatie is met 12 ha uitgebreid.
Ruim 56% is aanwezig waar het in 1982 ook was. De vegetaties hebben zich weten te handhaven in permanent vochtige gebieden in lagere delen waar geen aanvullende maatregelen zijn uitgevoerd. In delen waar de waterstand omhoog is gegaan en de schommelingen in de waterstand zijn toegenomen is de Dopheidevegetatie vervangen door natte Pijpestrootjevegetatie. Uitbreiding van Dopheidevegetaties heeft vooral plaats gevonden in vochtige delen die zijn geplagd en in delen die naast begraasd één- of tweemaal zijn gemaaid.
Wijzigingen in de waterstand zijn van groot belang voor de Dopheidevegetaties; op plaatsen waar Dopheide natte Pijpestrootje is gaan overheersen is de waterstand stabieler geworden. Waar Dopheide in plaats van droge Pijpestrootje of Struikheide voorkomt is de waterstand gestegen. Niet op alle geplagde delen heeft zich Dopheide gevestigd; alleen op de vochtige locaties.

Totaal oppervlak Dopheidevegetatie is 1992 43.51 ha en is in 1982 31.46 ha.

Droge Pijpestrootjevegetaties
Droge Pijpestrootjevegetatie is met 30 ha afgenomen.
Met name de ruige vorm is vrijwel geheel verdwenen. Op deze plaatsen komt nu voor de helft Struikheide en door andere grassen (dan Pijpestrootje) gedomineerde vegetaties voor en op de andere helft Dopheidevegetaties en de meest droge vorm van natte Pijpestrootje.
De structuur van droge Pijpestrootjevegetatie is van een hoge sterk pollenvormend veranderd in een opener structuur. Hierin is Pijpestrootje nog steeds dominant maar de pollen groeien meer verspreid.
Op plaatsen die vochtige zijn geworden maar waar geen aanvullende beheersmaatregelen zijn uitgevoerd, is natte Pijpestrootje gaan overheersen. Op plaatsen waar tevens geplagd is, hebben zich Dopheidevegetaties gevestigd.
Struikheide heeft zich met name in gemaaide delen weten uit te breiden. Grazige vegetaties komen voor op plaatsen waar eerst droge Pijpestrootje groeide, op plekken waar voor 1980 bos is gekapt en op een vermoedelijk oude schapendrift.
Over 8.5 ha heeft zich droge Pijpestrootje gevestigd met name op plaatsen waar Struikheide-vegetaties niet meer zijn gemaaid.
Totaal oppervlak droge Pijpestrootje in 1992 43,16 ha en in 1982 72.7 ha.

Struikheidevegetatie
Uitbreiding van Struikheidevegetatie heeft vooral plaats gevonden op plaatsen die eerst door droge Pijpestrootje werden begroeid en voor een klein deel door de droge variant van natte Pijpestrootje. Struikheidevegetaties hebben zich over 2 ha gevestigd in een grazige vegetatie. Over het algemeen zijn de Struikheidevegetaties gevarieerder en vitaler geworden. Ook op plaatsen waar geen aanvullende beheersmaatregelen zijn genomen heeft Struikheide zich vrij goed gehandhaafd.
Totaal oppervlak Struikheidevegetatie is in 1992 55.15 ha en in 1982 49.11 ha.

Grazige vegetaties
Grazige, heischrale vegetaties hebben zich over 21.04 ha uitgebreid.
Deze vegetaties hebben zich met name ontwikkeld uit Struikheivegetaties, droge Pijpe-strootjevegetaties, grazige ruderale vegetaties en een door Trekrus gedomineerde kapvlakte van 1980-1981. Een stuifzandvegetatie is alleen op een reliëfrijk deel aangetroffen waar in 1985/-1986 bos is gekapt.
Totaal oppervlak Struiheidevegetaties is in 1992 55.15 ha en in 1982 49.11 ha.

Zeldzame soorten
Van een aantal landelijk (sterk) bedreigde soorten die op het Doldersummerveld voorkomen is er één afgenomen (Klein warkruid), heeft één soort zich gevestigd (Moeraswolfsklauw), zijn er een aantal soorten min of meer gelijk gebleven (Eenarig wollegras, Grondster, Grote wolfsklauw, Wilde tijm en Gevlekte orchis) en hebben zich een aantal soorten zich weten uit te breiden (Beenbreek, Moeraskartelblad, Liggende vleugeltjesbloem, Bruine snavelbies, Klokjesgentiaan en Blauwe zegge).

Zijn er correlaties en causale verbanden af te leiden?
De vegetatie is in tien jaar sterk veranderd. In 1982 werd het veld gedomineerd door hoog polvormend Pijpestrootje en in de hoge droge delen langs de bosranden Bochtige smele. Vanaf 1980 is hierin, door een combinatie van begrazing, maaien, plaggen en herstel van de waterhuishouding verandering in gebracht.
De volgende constateringen zijn gemaakt op basis van de vegetatiekarteringen, en veldwaarnemingen:
- door runderbegrazing is de vergrassing teruggedrongen ten gunste van de Dopheide- en Struikheidevegetaties.
- maaien en plaggen zijn als éénmalige ingreep noodzakelijk om de aanwezige vegetatie te verjongen. Na de ingreep is de vegetatie geschikt voor begrazing.
- door maatregelen in en direct om het veld met betrekking tot de waterhuishouding (plaatsen stuwen, dempen sloten) te nemen is een hogere en meer stabiele waterstand ingesteld. Dit heeft tot een zichtbare vernatting van het veld geleid. Op de natte plaatsen hebben zich zowel watervegetaties als de aan natte en vochtige omstandigheden gebonden vegetaties, zoals Wollegras- en Dopheidevegetaties, het meest uitgebreid.
- bij locaties waar naast begrazing tevens aanvullende beheersmaatregelen zijn getroffen, valt op dat Dopheidevegetaties zich vooral op plaatsen hebben weten te handhaven en vestigen die worden gemaaid. Dopheide is verdwenen op plaatsen die natter zijn geworden, waar de schommelingen in de waterstand zijn toegenomen en waar niet gemaaid is; op deze plaatsen heeft zich Pijpestrootje uitgebreid.
- Struikheidevegetaties hebben zich eveneens in gemaaide gedeelten weten uit te breiden. In Struikheidevegetaties hebben zich op kleine schaal grazige heischrale vegetaties gevestigd.
- daar waar geplagd is hebben zich op de vochtige delen Dopheide en op droge delen Struikheide gevestigd.
- Bochtige smele is met name door begrazing teruggedrongen.

3.1.5 'Beoordeling'

Is er verhoging van de natuurwaarden opgetreden?
Ja, er is een grotere diversiteit in zowel vegetatietypen (bij kartering in 1982 33 en in 1992 55 typen) als soortensamenstelling (in 1982 186 soorten in 1992 200) opgetreden. Er is sterke toename van natte en vochtige heidevegetaties. Pijpestrootje is met 40% van de oppervlakte teruggedrongen terwijl de overgebleven Pijpestrootjevegetatie een ijl en open karakter heeft.
Zeldzame en kritische natte heidesoorten hebben zich weten te handhaven en plaatselijk uit te breiden.

Ook in de samenstelling van de fauna zijn veranderingen opgetreden. Met name (broed)vogels van open heide, water en moeras hebben geprofiteerd van de gewijzigde omstandigheden. Grutto, Tureluur, Wulp en Graspieper zijn verdubbeld in aantal. Soorten als Veldleeuwerik, Watersnip en Tapuit, die elders sterk achteruitgaan, blijven hier constant.
In natte jaren zijn broedgevallen van Dodaars, Zwarte stern, Geoorde fuut, Visdiefje en Zomertaling vastgesteld. Hoewel het oppervlak halfopen heide is afgenomen, is er nog geen achteruitgaan van hieraan gebonden vogels (Paapje, Roodborsttapuit, Geelgors en Kneu) te

constateren. Met name de runderbegrazing die tot een structuurverrijking leidt speelt hierbij een belangrijke rol.
Door een aangepast beheer van de aangrenzende landbouwgronden en weilanden blijft het aantal vogelsoorten in cultuurland gelijk. Bijzonder soorten zijn hier Kwartel, Patrijs en Gele kwikstaart.

3.1.6 Conclusies en aanbevelingen

Het Doldersummerveld behoort inmiddels tot één van de meest complete en soortenrijkste heidevelden van Nederland.
De genomen maatregelen hebben geleid tot een sterke achteruitgaan van Pijpestrootje, Bochtige smele, Rankende helmbloem, veel ruderale soorten en boomopslag. Daarnaast is er een spectaculaire toename van Dopheide, Struikheide en een aantal bijzondere of zeldzame soorten.
Met name de grootschalige, eenmalige afvoer van organische materiaal (bos kappen, maaien, plaggen) en de daarna ingestelde begrazing blijkt samen met het vasthouden van water tot snelle veranderingen in de vegetatiesamenstelling te leiden.

Het Doldersummerveld was voor Het Drentse Landschap het eerste terrein waar met runderbegrazing is gestart. Gebleken is dat schapen met name de voorkeur geven aan de drogere terreindelen, ze mijden de natte Pijpestrootjesvegetaties en schillen daarnaast jonge boompjes waardoor het ontstaan van boomheide tegen wordt gegaan. Runderen daarentegen zijn goed instaat om door middel van seizoensbegrazing de groeipiek van Pijpestrootje te voorkomen.

Omdat het Doldersummerveld grotendeels een infiltratiegebied is, leidt het vasthouden van het gebiedseigen water (dempen sloten en plaatsen stuwen) tot een direct positief effect op de hoeveelheid water in het veld. Dit is met name in het winterhalfjaar duidelijk zichtbaar.
Omdat er een algehele peilverlaging in de omgeving is opgetreden (in aangrenzende landbouwgebieden, peil van de Vledder Aa, potentiaal in watervoerende pakketten) is een volledig herstel van de oude situatie niet mogelijk door alleen maatregelen in het Doldersummerveld te nemen. Een probleem is het ver uitzakken van het waterpeil tijdens het groeiseizoen. Deze fluctuaties in het waterpeil leiden tot een ongewenste dynamiek waardoor met name Pijpestrootjesvegetaties worden bevoordeeld.

3.1.7 Gegevensbronnen

Heinemeijer, H.D., 1994. Van groen naar paars. Kwartaalblad Het Drentse Landschap no. 3.

Van Dijk, A.J., 1983. Avifauna en vegetatie van het Doldersummerveld. Stichting Het Drents Landschap, Assen.

Heinemeijer, H.D., A.J. van Dijk, 1993. Vegetatie en avifauna van het Doldersummerveld 1982 - 1992. Stichting Het Drents Landschap, Assen.

3.2 Dwingelderveld

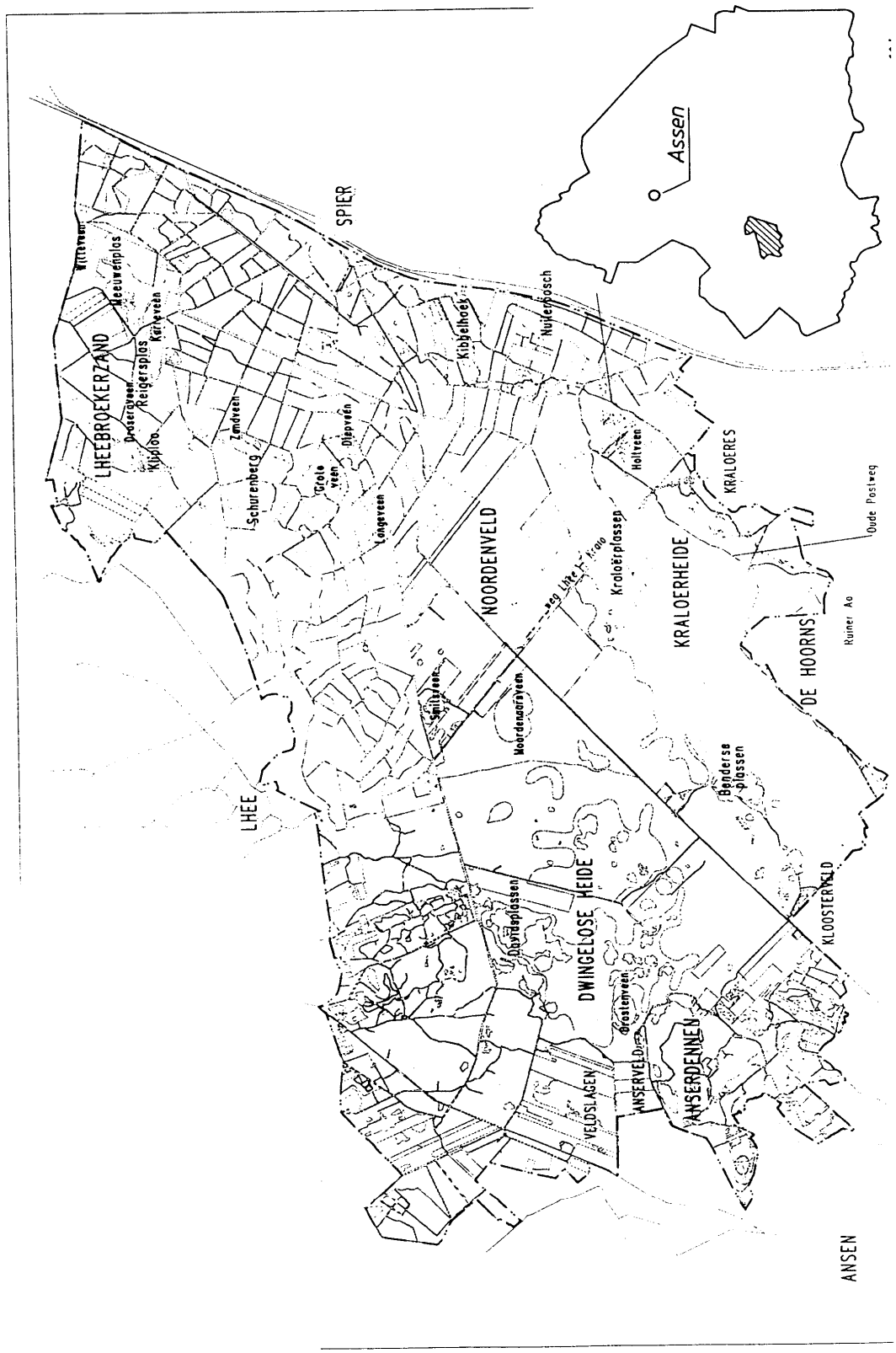
3.2.1 Terrein

Object:	Dwingelderveld; boswachterij Dwingeloo, Noorderveld en Kralooërheide
Beheerder:	Staatsbosbeheer regio Drenthe zuid
Contactp.:	dhr. R. van Leeuwen
Oppervlak:	2000 ha SBB, 1500 ha NM
Terreintype:	droge en natte heide, hoogveenrestant
Probleem:	verdroging
Oorzaak:	ontwatering, ontginning, eutrofiëring
Maatregel:	sloten gedempt, leiding omgelegd, geplagd, bos gekapt.

Kenschets
De ligging van het Dwingelderveld wordt weergegeven in figuur 1.
Deze beschrijving heeft met name betrekking op het de Kralooërheide en het Holtveen.
De Kralooërheide bestaat voor een groot gedeelte uit vochtige tot natte heide (90 ha), waarin een slenkenpatroon voorkomt met vennen en plassen. In het noordelijk deel ligt het Holtveen (32 ha) hetgeen uit open water en moeras bestaat. Dicht onder het maaiveld bevindt zich een keileempakket waarop een reliëfrijk dekzandpakket is afgezet. In de slenk van de Kralooërheide is het keileem op veel plaatsen door erosie verdwenen. Plaatselijk komen oude stuifzandruggen voor. De bodem bestaat voor het overgrote deel uit natte podzolgronden. Door het gebied loopt een aantal sloten die water afvoeren t.b.v. diverse landbouwgebieden.
Op de Kralooërheide worden drie hoofdvegetatietypen aangetroffen namelijk droge heide, natte heide en voormalig hoogveen. De oorspronkelijke verspreiding van deze typen hangt nauw samen met de geo(morfologische) opbouw van het gebied. Op de hogere dekzanddelen komt droge heide voor. In de slenken zonder keileem natte heide en in de slenken met keileem hoogveen.

In het gebied zijn een aantal verdrogingsknelpunten gesignaleerd namelijk:
- algemene grondwaterstandsdaling
- begreppeling en ontwatering van de heide
- ontginning van heidegebied zoals Noorderveld
- eutrofiëring van Kralooër en Benderse plassen vanuit Noorderveld

Gevolgen hiervan zijn het verdwijnen van natte heide en hoogveenvegetatie en een toenemende vergrassing van met name Pijpestrootje.
De belangrijkste sturende factor is de grondwaterstand. De van oorsprong hogere delen zijn het hele jaar droog. De slenken zonder keileem vertonen in de winter inundatie en in de zomer een lichte verdroging (niet geheel bekend?). De slenken met keileem zijn het hele jaar vochtig tot zeer nat en er treedt vorming van oerlagen op keileem op.



Figuur 1 Ligging Dwingelderveld

3.2.2 Maatregelen

Welke maatregelen zijn uitgevoerd?
Begin jaren '80 zijn door Natuurmonumenten een aantal sloten (gedeeltelijk) gedempt die naar de Kralooër en Benderse plassen liepen.

De belangrijkste maatregelen die sinds 1988 zijn uitgevoerd betreffen het opheffen van de ontwaterende en/of eutrofiërende invloed van en zijn erop gericht om het oorspronkelijke slenkensysteem in het Dwingelderveld te herstellen.

In het kader van het herstelplan Holtveen is de Holtveenslenk gekoppeld met de Kralooërslenk, zodat het water weer op een natuurlijke manier kan afstromen over de heide. Hiertoe is de watergang gedempt, die het water vanaf het Holtveen in zuidelijke richting direct naar de Ruiner Aa afvoerde. Het water wordt nu met een duiker onder de weg Lhee-Kraloo, over de Kralooërheide gevoerd. In het Holtveen en op de Kralooërheide ter hoogte van de Hoorns zijn twee stuwen geplaatst. Vanaf de Hoorns wordt het water via een watergang naar de Ruiner Aa geleid.

Door Staatsbosbeheer is in 1991 een grote leiding omgelegd en in 1992 een leiding gedempt. In 1993 is een deel van het bos in de slenk van het Holtveen verwijderd. Dit najaar (1994) zal de bovenlaag worden verwijderd. Lokaal is er geplagd.
In 1994 zijn in de Ruiner Aa stuwen geautomatiseerd hetgeen tot een verhoging van 20 cm in de stijghoogte van het grondwater in het Dwingelderveld zou kunnen leiden.

Wat waren de beoogde effecten?
De maatregelen beogen het vasthouden van water en verhogen van de waterstand in het gebied. Veel inrichtingsmaatregelen zijn er op gericht om het oorspronkelijke slenkensysteem in het Dwingelderveld te herstellen. De maatregelen beogen hoogveenregeneratie in het Holtveen en herstel van natte heide in het overig deel van de slenk.

3.2.3 Monitoring

Wat is er gemonitord?
Staatsbosbeheer registreert sinds de jaren '80 grond- en oppervlaktewaterstanden. Omdat het hydrologisch meetnet recent is aangepast bestaan er geen langjarige tijdreeksen over de ontwikkelingen van grond- en oppervlaktewaterstanden. Ook de gegevens uit de tachtiger jaren zijn slechts beperkt bruikbaar omdat een aantal peilbuizen is komen te vervallen. De grondwaterstandsgegevens die over een langere periode bekend zijn, zijn bovendien niet bewerkt tot voor het klimaat gecorrigeerde tijd-stijghoogereeksen, zodat nu geen harde uitspraken te doen zijn over het grondwaterstandsverloop als gevolg van beheers- en inrichtingsmaatregelen. Daarnaast is het relatief kort geleden dat de meeste hydrologische herstelmaatregelen zijn uitgevoerd.

In 1992 heeft de Vereniging Natuurmonumenten een deel van het meetnet overgenomen (16 peilbuizen, 13 peilschalen).
Monitoring door SBB vindt plaats in het Holtveen en het Beekdal van de Ruiner Aa en is gestart na uitvoering van de hydrologische maatregelen. Naast grondwater- en oppervlaktewaterstanden worden er aandachtssoorten gekarteerd.
Staatsbosbeheer heeft begin 1994 het meetnet aangepast (34 peilbuizen, 6 peilschalen). De meeste peilbuizen van Staatsbosbeheer staan in de omgeving van het Holtveen en het Witteveen; in het bosgebied en op de flank van het beekdal naar de Beilerstroom zijn relatief weinig buizen aanwezig.

Het waterschap Meppelerdiep meet sinds 1989 grondwaterstanden en sinds 1992 oppervlaktewaterstanden in het beekdal van de Ruiner Aa. In dit beekdal is in 1993 een uitvoerig monitoringprogramma gestart. Het bestaat uit het meten van grondwaterstanden en oppevlaktewaterstanden in combinatie met een vegetatiekartering van een drietal transecten.

3.2.4 Resultaten

Geef een (globale) aanduiding van veranderingen in hydrologie, bodem en vegetatie.
Door R. v. Leeuwen is een interne publicatie in voorbereiding waarin een vergelijking 1984 - 1994 wordt gemaakt. Deze is niet beschikbaar. Mondeling zijn de voorlopige resultaten gegeven.

- Droge heide
  plag- en begraasbeheer zorgen ervoor dat vergrassing sterk wordt teruggedrongen. Kwalitatief zijn de resultaten matig. Er komen niet direct kensoorten zoals Kruipbrem en Stekelbrem terug. Door begrazing voeg je wel wat extra waarde aan het terrein toe. Pioniersvegetaties blijven in stand met soorten als Vroege haver, Zandblauwtje, Kraailook (stuifzandachtige vegetatie). Combinatie van plaggen en daarna begrazen levert het meest natuurlijke beeld op.
- Natte heide:
  Maatregelen nog niet afdoende. Op SBB deel is natte heide voor 95% verdwenen door verdroging en eutrofiëring. Door maatregelen raakt de slenk in winter wel geïnundeerd maar in de zomer zakt waterpeil tot ver beneden maaiveld. Reden hiervoor is de afwezigheid van keileem en de te diepe ontwatering in de zomerperiode in de omgeving.
- Hoogveen:
  Plaatselijk komt nog een hoogveenvegetatie voor in veenputjes. De hoogveenvegetatie breidt zich spectaculair uit na hydrologische ingrepen. Omdat hier wel keileem in de grond zit, zakt het waterpeil zomers niet weg. Plaatselijk is zelfs het hele jaar sprake van inundatie. R. v. Leeuwen heeft het vermoeden dat hoogveenregeneratie in een systeem als Dwingelderveld meer perspectief biedt dan zoals in het Bargerveen. Reden hiervoor is dat het Dwingelderveld ook grondwatervoeding heeft en hierdoor minerotrofe invloeden en in het Bargerveen is alleen sprake van regenwaterinvloed. Het lijkt alsof er een iets mineraalrijke situatie nodig is om veenvorming na de eerste fase te vervolgen. Vermoedelijk zal binnenkort door SBB onderzoek hiernaar verricht worden.
- Vennen:

In jaren '70 zijn er 2 vennen gebaggerd namelijk de Benderse plas Noord (veenput) en Hoornse plas (pingoruïne). Resultaten zijn niet erg succesvol. Momenteel wordt door C. Aggenbach van KIWA nader onderzoek naar deze vennen verricht. In verleden waren deze vennen sterk geëutrofieerd. Na maatregelen is peil vrij stabiel maar hervestiging van soorten vindt nog niet plaats (m.u.v. Witte snavelbies en Sikkelmos).

Het meten van waterstanden in het Holtveen gebeurt nog te kort om harde uitspraken te doen over effecten, maar tot nu toe zijn de grondwaterstanden verhoogd, heerst er een stabieler peil en is de vegetatieontwikkeling positief te nomen. Veenmossen, Veenpluis, Snavelzegge en Klein blaasjeskruid hebben een hoger aandeel in de vegetatie dan voorheen (med. Brink in: Sjoukes & van Zanten).

Tot welk herstel hebben maatregelen geleid?
De maatregelen zijn nog te recent om van definitief herstel te kunnen spreken. De waterstand met name in het Holtveen is als gevolg van maatregelen verhoogd. In het Holtveen lijken de maatregelen een positief effect te hebben.

Zijn er correlaties en causale verbanden af te leiden?
Op basis van de hier gepresenteerde gegevens niet. De door R. v. Leeuwen in voorbereiding zijnde publicatie waarin een vergelijking 1984 - 1994 wordt gemaakt zal hierover meer duidelijkheid verschaffen.

3.2.5 'Beoordeling'

Is er verhoging van de natuurwaarden opgetreden?
Alleen voor wat betreft de hoogveenregeneratie in het Holtveen lijkt een toename van natuurwaarden te zijn opgetreden.

3.2.6 Conclusies

De maatregelen zijn nog te recent om een goede evaluatie te geven. Maar de hoogveenregeneratie lijkt veelbelovend. Vervolgonderzoek en monitoring op langere termijn moeten duidelijkheid geven.

Grondwaterstand in voorjaar en zomer zijn van groot belang. De verspreiding van de keileemlaag, die voorkomt dat water te snel weg zakt, bepaalt hier welk type ecosysteem hersteld kan worden.

3.2.7 Gegevensbronnen

Twee interviews met R. van Leeuwen door L.M.L. Zonneveld, P. Veen (1) en K. Blokland (2)

Sjoukes & Van Zanten, 1995 (in voorb); Herziening B&I-plan Nationaal Park Dwingelderveld, rapportage fase 2. LB&P ecologisch advies BV.

Bakker, T.W.M., I.I.Y Castel, F.H. Everts en N.P.J. de Vries, 1986. Het Dwingelderveld, een Drents heidelandschap.

Beheersrichtlijnen Kralooërheide, Staatsbosbeheer, 1988.

3.3 Duurswouderheide

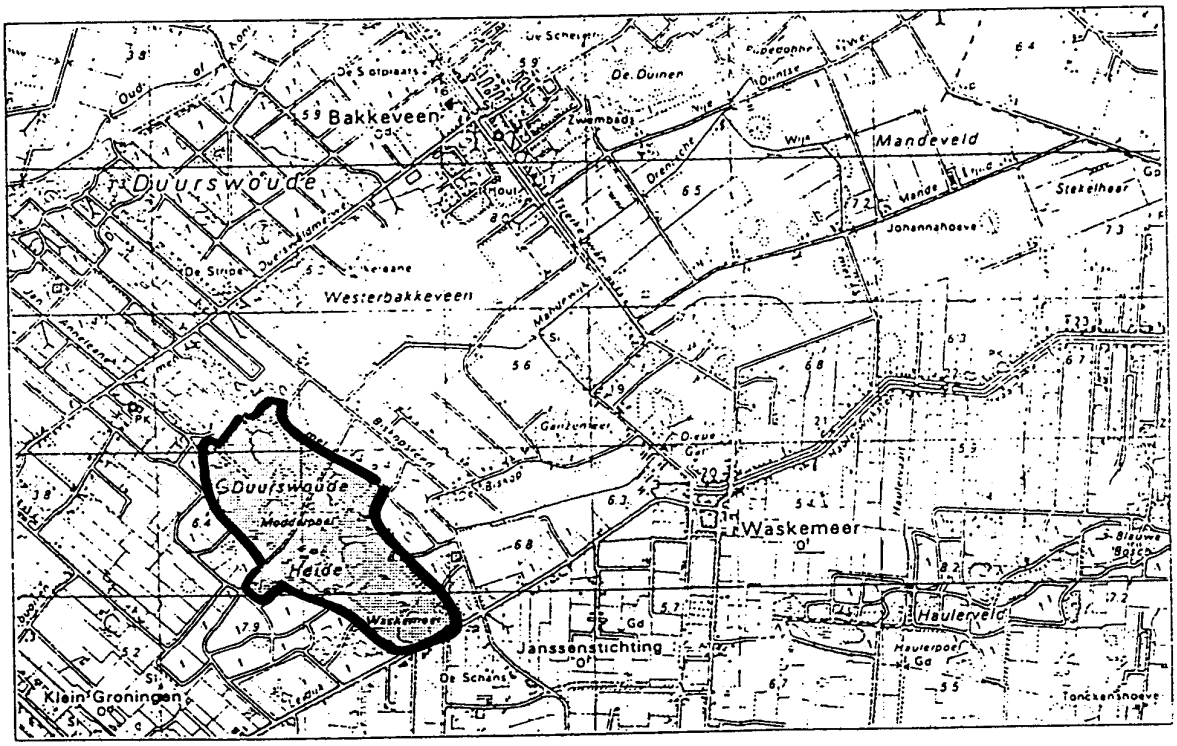
3.3.1 Terrein

Object:	Duurswouderheide
Beheerder:	Staatsbosbeheer
Oppervlak:	160 hectare
Terreintype:	heide met een vennen
Probleem:	verdroging, stikstofdepostitie leidt tot vergrassing
Oorzaak:	daling grondwaterstand door ruilverkaveling, atmosferische depositie en ontwateringswerken in de omgeving
Maatregel:	waterhuishoudkundige regeneratie (verbetering waterhuishouding)

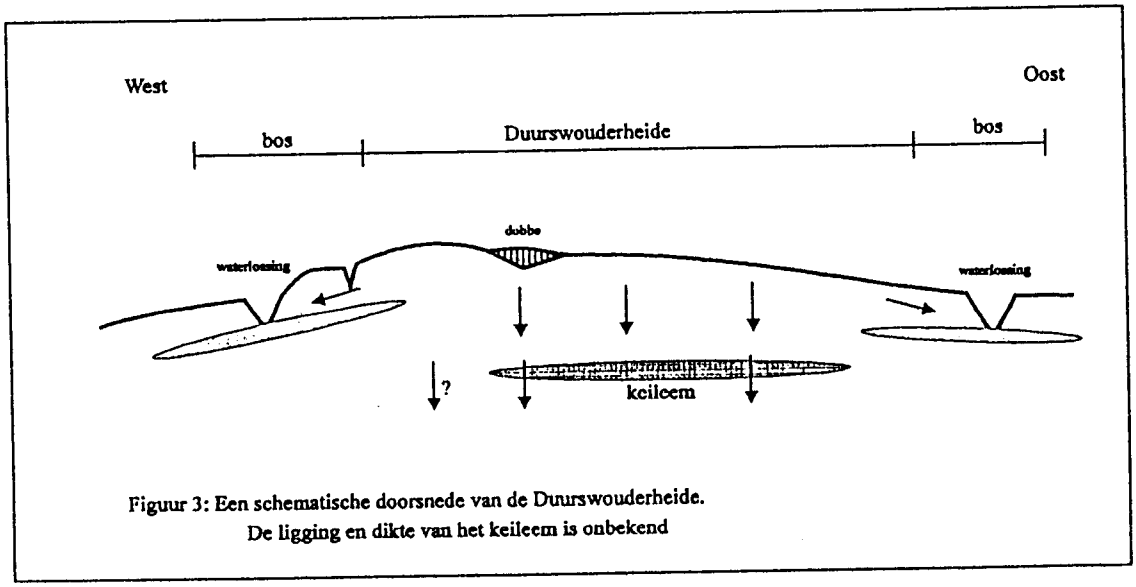
Kenschets

De Duurswouderheide is in 1949 in het bezit van Staatsbosbeheer gekomen en sinds 1955 is het een Staatsnatuurmonument (zie figuur 1 voor de ligging). Duurswouderheide is met zijn 160 hectare het grootste Friese heideveld. Het natuurreservaat heeft een open karakter en ligt op de hoge zandgronden in het oosten van de Provincie Friesland ten zuidwesten van Bakkeveen. Het ligt op een dekzandrug tussen het oude beekdal van de vroegere zijtak van de Tjonger aan de zuidoostzijde en het beekdal van het Koningsdiep aan de noordwestkant.
De Duurswouderheide bestaat uit een heideterrein met dobben omgeven door produktiebos met naald- en loofhout. Buiten het gebied liggen landbouwgronden die voornamelijk in gebruik zijn als grasland.
Vanaf de middeleeuwen tot duizend jaar terug had de heide zijn functie voor veebegrazing en plaggen. Ook is het gebruikt voor de boekweitcultuur, waarvoor diepe greppels op korte afstanden gegraven zijn. De afgelopen eeuw is veel heide ontgonnen voor landbouwgrond.

De Duurswouderheide is een wegzijgingsgebied (figuur 2). In het midden ligt een waterscheiding door de keileembult in de ondergrond, waardoor het water naar noordwestelijke of zuidoostelijke richting afstroomt. In het westen en oosten liggen waterlossingen, die water van de heide en landbouwgronden moeten afvoeren. Op de heide liggen vele boekweitgreppels.



Figuur 1 Ligging van de Duurswouderheide



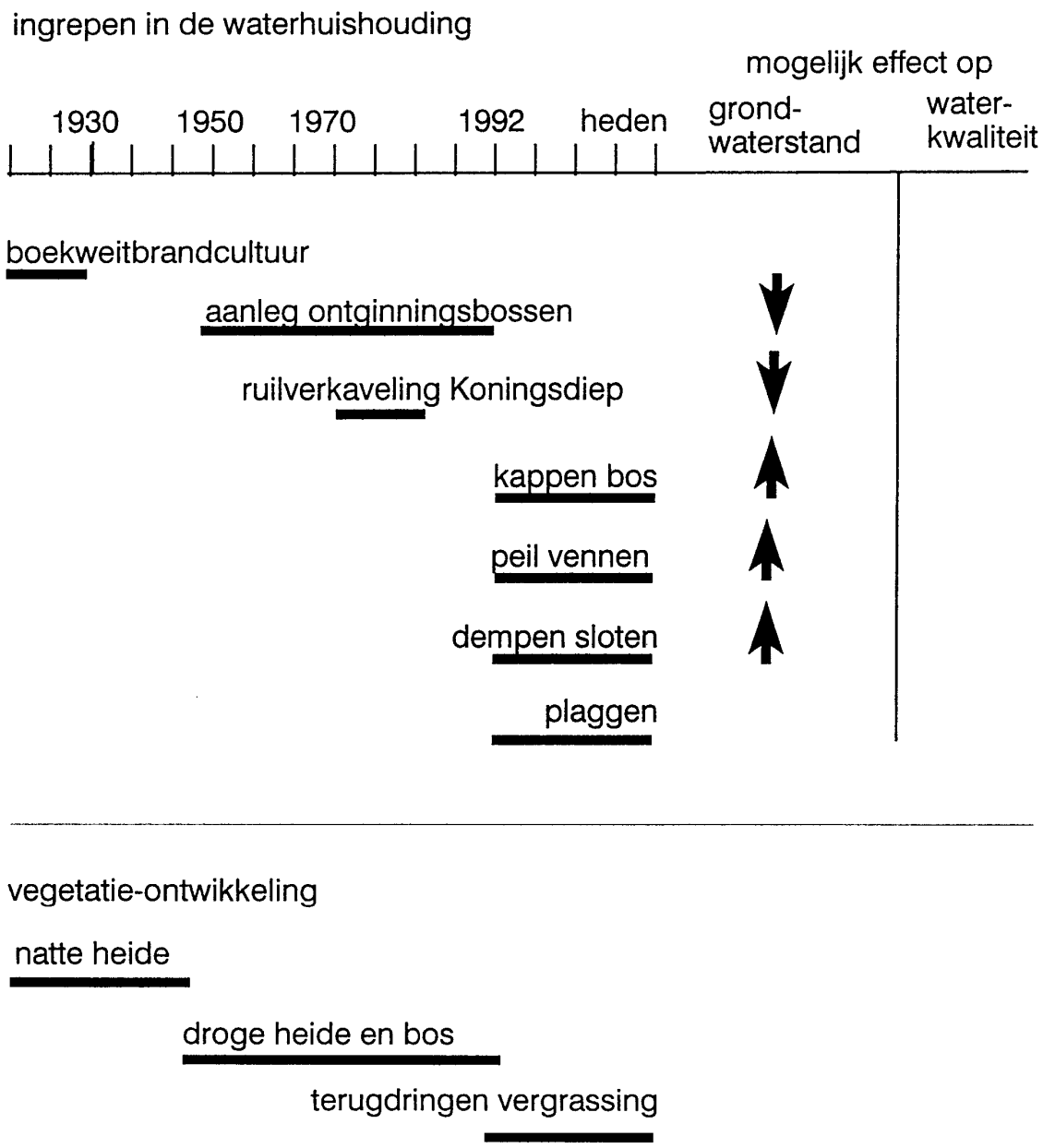
Figuur 2 Schematische doorsnede van de Duurswouderheide (de ligging van de keileem is onbekend)

Hydrologie
Duurswouderheide is hydrologisch een inzijgingsgebied. De afgezette keileem (waterscheidende laag) isoleert de dekzandlaag (eerste watervoerende pakket) van de diepere ondergrond. De keileemlaag is dun en zeer variabel van dikte, er kunnen zelfs gaten in zijn ontstaan. De hoge ligging in combinatie met het keileem in de ondergrond en de isolerende werking ervan zorgen ervoor dat er voornamelijk voeding is door neerslag. Voor de lokale hydrologische situatie zijn waterstagnatie en grondwaterstromingen over de keileem van belang. Het eronder liggende watervoerende pakket bestaat uit een tientallen meters dikke opeenvolging van vooral zandige lagen.
Het grondwaterpeil bevindt zich voornamelijk onder het eerste watervoerende pakket. Door het keileem kan het water gedurende nattere perioden toch hoog opgestuwd worden. De ruilverkaveling had in het omliggende agrarische gebied tot gevolg dat het zomerpeil 20 tot 30 cm hoger werd en in de winter beter ontwaterd werd. In de Duurswouderheid betekent dit een sterkere winterontwatering en een lagere voorjaarsgrondwaterstand. De dobben staan in de zomer droog. Voorheen heeft er volgens de terreinbeheerder wel water in gestaan. De seizoensfluctuatie van de waterstanden in de dobben bedraagt 25 tot 30 cm. In de dobben komen schijngrondwaterspiegels voor omdat ze een zeer slecht waterdoorlatende bodem hebben.
Er is op de Duurswouderheide alleen wateraanvoer in de vorm van neerslag. De neerslag zijgt in de bodem weg door het keileem heen naar het grondwater. Naast de afvoer via het diepe grondwater is er ook waterafvoer door de greppels op de heide en de waterlossingen.
Sinds de ruilverkaveling is de ontwatering versterkt. De indruk bestaat dat de heide droger is geworden (Anonymus, 1991). Door greppels die door de heide lopen en de waterlossingen door het bos wordt de Duurswouderheide ontwaterd. Het is onbekend of de waterlossingen en boekweitgreppels tot in het keileem reiken of er door heen steken. De waterlossing in het westen steekt plaatselijk door het keileem heen.

's Zomers kan in het Koningsdiep water worden ingelaten vanuit de Bakkeveense vaart. De waterkwaliteit wordt door deze inlaat van gebiedsvreemd water beïnvloed. In het noordelijke deel van het systeem wordt ook op enkele plaatsen water ingelaten, dit gebeurt vanuit het Afwateringskanaal. Zuidelijk kan vanuit de Opsterlandse Compagnons vaart en de Appelschaastervaart vanaf verschillende plaatsen water worden ingelaten. Deze bovenstroomse inlaat beïnvloedt het water in de tochtsloten (Anonymus, 1994) en heeft geen effect op de hydrologie van de dobben.
In het kader van de ruilverkaveling Koningsdiep (1970) zijn in de omgeving ontwateringswerken uitgevoerd. Het vermoeden bestaat dat in de heide hierdoor de grondwaterstanden zijn gedaald. Daarnaast zijn er in de omgeving ontwateringswerken uitgevoerd die hebben geleid tot lagere voorjaarsgrondwaterstanden in de heide (Altenburg et al., 1991).
De maatregelen hebben echter geen effect op de geïsoleerd gelegen dobben.

Overzicht van ingrepen en een inschatting van de effecten
Figuur 3 geeft een overzicht van recente en oudere maatregelen en een globale inschatting van de effecten op de hydrologie.

Vegetatie
De vegetatie bestaat voor een groot gedeelte uit meer of minder vergraste droge heide met veel Pijpestrootje, waarin als bijzonderheid voor dit gebied Kraaiheide kan voorkomen. Op een paar laaggelegen plaatsen komen natte heidvegetaties met veel Dopheide voor. Plaatselijk komen daarin soorten als Blauwe zegge, Bruine snavelbies, Kleine Zonnedauw en Klokjesgentiaan voor (Altenburg e.a. 1991).
De begroeiing van de vennen is vrij soortenarm. Langs de rand komen veelal ruige vegetaties met veel Pitrus en Pijpstrootje voor. Lokaal komen veenmosvegetaties voor met daarin soorten als Kleine veenbes, Eenarig wollegras, Lavendelheide, Ronde zonnedauw en Witte snavelbies. Op grond van de vroegere beschrijvingen moeten de laatste soorten veel algemener zijn geweest, terwijl soorten als Wolverlei en Oeverkruid geheel zijn verdwenen.
In de ondiepe heideplassen zijn Knolrusvegetaties indicatoren voor een zekere mate van verzuring en eutrofiëring. Deze plassen vallen in de zomer vaak geheel of gedeeltelijk droog. In de relatief kort droogvallende plassen komen (water)veenmosvegetaties met Veenpluis en/of Snavelzegge voor (Altenburg et al., 1991).
De opgetreden veranderingen doen vermoeden dat verzuring en vermesting via atmosferische depositie een grote rol hebben gespeeld in de vergrassing en verruiging van de vegetatie. Veel dobben zijn hydrologisch (vrijwel) geïsoleerd van hun omgeving zodat verdroging naar verwachting geen rol heeft gespeeld.



Figuur 3 Ingrepen in de waterhuishouding

3.3.2 Maatregelen

Welke maatregelen zijn uitgevoerd?
Het merendeel van de te nemen maatregelen heeft betrekking op een permanente waterstandsverhoging van het oppervlaktewater in sloten, greppels en laagten in het heideterrein en zijn in 1992 uitgevoerd (figuur 3).
Een aantal diepere en minder diepe sloten die door de heide heen lopen zijn door de jaren heen door Staatsbosbeheer gedempt of afgedamd (Anonymus, 1991). Men heeft echter niet de boekweitgreppels gedempt.
Rond de dobben zijn waterbufferende maatregelen genomen (Anonymus, 1993 en 1994). Daarnaast wordt een aantal dobben in fasen opgeschoond door te plaggen (uitvoer in 1992?). Van de heide is in 1992 een groot aaneengesloten oppervlakte van het terrein geplagd, dit ligt vooral ten noorden van het Waskemeer. Daarna is het terrein in zijn geheel ingerasterd, er is een binnenraster langs het door het gebied lopende fietspad gelegd. Binnen dit raster grazen schapen en runderen (pinken). Ook worden er kleine oppervlakten incidenteel gemaaid. Opslag is plaatselijk, met name in de randzone van de dobben, verwijderd (Anonymus, 1994).
Van 1920 tot 1945 is het Waskemeer uitgebaggerd, de sloot die hierbij gebruikt werd is in 1980 gedempt (Anonymus, 1991).

Met het oog op de grote oppervlakten Pijpestrootje zullen (of zijn?) meer runderen ingezet moeten worden. Schapen eten enkel van de jonge scheuten terwijl runderen veel intensiever begrazen. Door runderbegrazing in combinatie met maaien kan vergrassing met Pijpestrootje worden teruggedrongen omdat deze soort niet bestand is tegen (sterke) begrazing (Altenburg et al., 1991) (niet duidelijk of deze maatregel is uitgevoerd).

Wat waren de beoogde effecten?

De hydrologische maatregelen waren bedoeld om meer water in het gebied vast te houden en de heide en dobben te behouden en/of te herstellen (Anonymus, 1993).
In combinatie met plaggen en aanvullende beheersmaatregelen beogen deze om Pijpestrootje terug te dringen en om de ontwikkeling van Veenmosrijke vegetaties en de nattere heidentypen te bevorderen. Door regeneratie van (vochtige) dopheidevegetaties zou een aantal zeldzame, soorten zich kunnen uitbreiden. Hierbij moet gedacht worden aan Klokjesgentiaan, Wolfsklauwsoorten, Snavelbiessoorten, Beenbreek, Lepeltjesheide, Wolverlei en Veenbes (Anonymus, 1991).

3.3.3 Monitoring

Wat is er gemonitord?

Naar aanleiding van de maatregelen die in het kader van de REGIWA regeling zijn uitgevoerd zijn er op twee plaatsen zijn peilbuizen geplaatst waarbij zowel boven als onder de keileem gemeten wordt. De ene ligt in het produktiebos in het noordwesten en de andere in het hart tussen de vergraste natte heidevegetaties.
In het noordoostelijke deel van het terrein ligt een raai peilbuizen die al vanaf 1986 is waargenomen. Dit maakt onderdeel uit van het bestaande meetnet van Staatsbosbeheer waar een maal in de maand een meting verricht wordt (Anonymus, 1991).
In de pingo's en de dobben wordt van het open waterpeil de seizoensfluctuatie bepaald (Anonymus, 1993).
De vegetatie wordt (vanaf 1991?) gevolgd door middel van een jaarlijkse vegetatieopname in vaste transecten. Hiermee wordt de ontwikkeling van de vegetatie en het gebied in het algemeen in beeld gebracht (Anonymus, 1991).

Een overzicht van peilbuislocaties en ligging van transecten is weergegeven in figuur 4.

3.3.4 Resultaten en verwachtingen

Tot welk herstel hebben maatregelen geleid?

Hydrologie
De verblijftijd van het water is toegenomen na een natte periode. Het is nog de vraag hoelang er genoeg water na de winter blijft staan.
In het produktiebos is bij opstuwing in de westelijke waterlossing alleen in het voorjaar een grondwaterstand boven het keileem te zien. Dit betekent dat in de rest van het jaar de waterlossing een waterafvoerende werking heeft. Het effect van deze maatregel is te verwaarlozen.
Aan de oostzijde heeft het opzetten van het water in de lossing wel effect, maar slechts in de directe omgeving. Hieruit blijkt dat vernatten van het gebied alleen mogelijk is door middel van lokale maatregelen zoals het dichten van greppels.
Het blijkt dat het dichten van laagten op de heide ook effectief geweest zou kunnen zijn. Het waterpeil van de dobben zou hierdoor ook op een hoger peil gehouden kunnen worden. De waterbodems van de dobben zijn slecht doorlatend met als gevolg dat het waterpeil bepaald worden door verdamping en neerslag en het overstromen bij een teveel aan water. Dit wordt bevestigd doordat de meetresultaten van het oppervlaktewaterpeil van de dobben dezelfde schommelingen laten zien.
Ondanks de vernattingsmaatregelen stonden beide peilbuizen boven de keileemlaag het grootste deel van het jaar 1992 droog. Opgemerkt moet worden dat 1992 een uitzonderlijk droog jaar is geweest (Anonymus, 1993).

Vegetatie
Er is als gevolg van de vernatting nog geen verandering in de vegetatie te zien. Als oorzaak van de verdroging wordt achteraf vooral de begreppeling van de heide aangegeven.
Wel is de vegetatie plaatselijk veranderd door het plaggen. Het gevoerde plagbeheer heeft ertoe geleid dat de vergrassing is teruggedrongen. Deze heide is echter zeer soortenarm, wat waarschijnlijk te wijten is aan het plaggen over grote oppervlakten. Ook is er redelijk diep geplagd, waarschijnlijk is zo een groot deel van de zaadbank verwijderd (Altenburg et al., 1991).
Op de relatief vochtige delen lijkt het beheer te leiden tot een handhaving en uitbreiding van het heidekarakter van het gebied. Ook het begrazings- en het maaibeheer lijken de vergrassing terug te dringen (Altenburg et al., 1991).
Niet duidelijk is wat het opschonen van dobben heeft opgeleverd.

Zijn er correlaties en causale verbanden af te leiden?

Een groot deel van de verruiging en vergrassing die werd toegeschreven aan de verdroging is waarschijnlijk hoofdzakelijk het gevolg van atmosferische depositie.
Met name lokale maatregelen, zoals het afdammen van greppels, zijn belangrijk om meer regenwater in het systeem te houden.
Diep plaggen en plaggen over grote oppervlakten leidt tot verarming van heideterreinen.
Door runderbegrazing in combinatie met maaien kan vergrassing met Pijpestrootje worden teruggedrongen.

3.3.5 'Beoordeling'

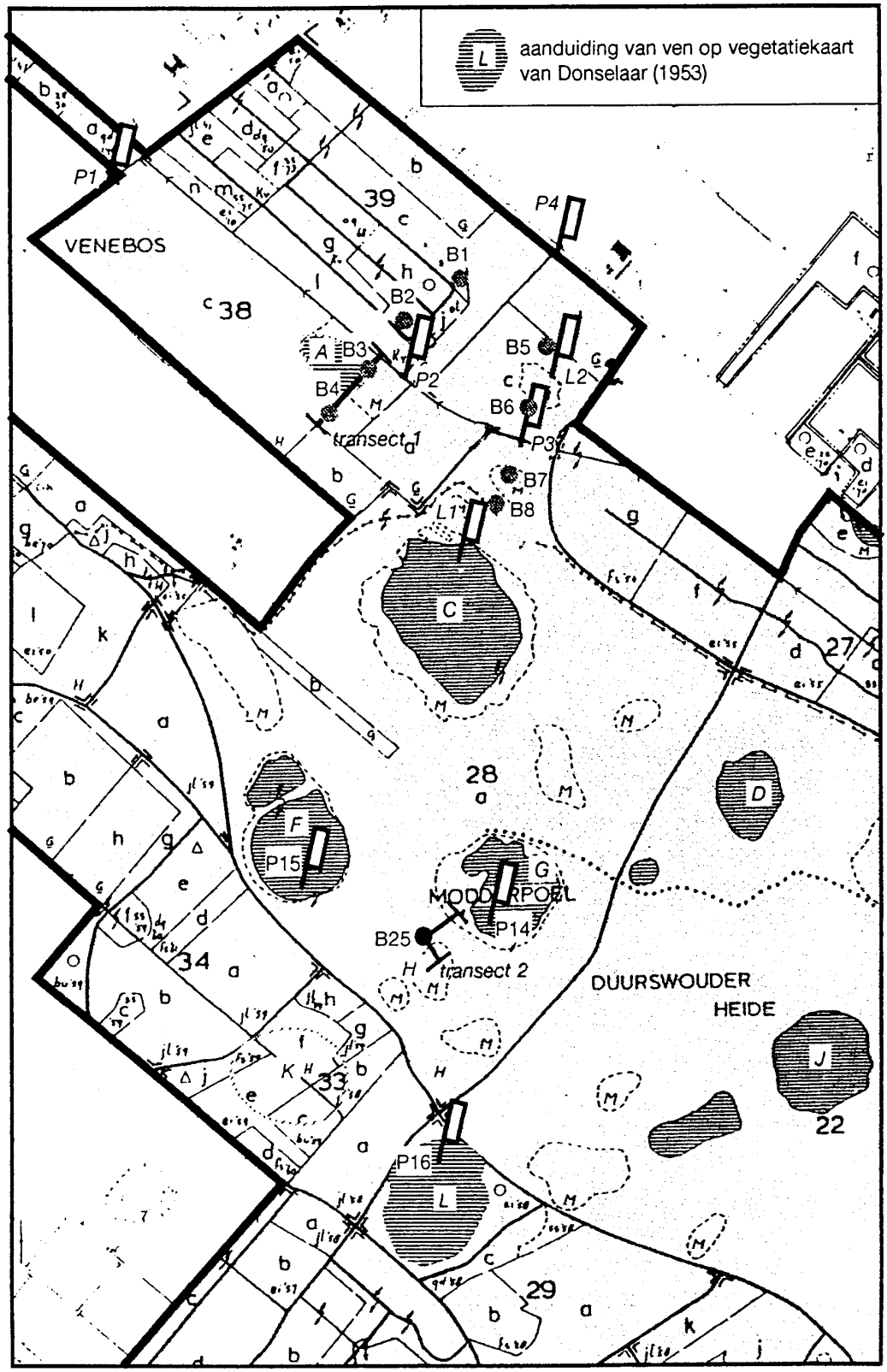
Het door plagwerkzaamheden teruggedrongen overmaat aan Pijpestrootje kan worden aangeduid als verhoging van natuurwaarde.
De beoogde terugkeer van een aantal bijzonder plantensoorten heeft nog niet plaatsgevonden.

3.3.6 Conclusies en aanbevelingen

De recente maatregelen hebben de verlaging van de grondwaterstand die werden veroorzaakt door oudere ingrepen enigszins weten terug te dringen. Het blijkt dat met door het nemen van lokale maatregelen een verhoging van de grondwaterstand kan worden bewerkstelligd. Met name lokale maatregelen, zoals het afdammen van greppels, zijn belangrijk om meer regenwater in het systeem te houden.

Een groot deel van de verruiging en vergrassing die werd toegeschreven aan de verdroging is waarschijnlijk hoofdzakelijk het gevolg van atmosferische depositie. Hierdoor vormt plaggen een plaggen een belangrijk middel om tot (tijdelijk) herstel te komen.
Diep plaggen en plaggen over grote oppervlakten lijkt in het gebied te leiden tot verarming van heideterreinen.

Omdat de meeste dobben hydrologisch zijn geïsoleerd hebben deze vooral baat bij biotische herstelmaatregelen.



Figuur 4 Ligging van peilbuizen en transecten

3.3.7 Gegevensbronnen

Altenburg, W., N.J. Bakker en W.J. Molenaar, 1991; De vegetatie van een zestal natuurreservaten in de regio Friesland-Zuid 1990, Duurswouderheid, It Swin, De Samenvoeging, Haanmeer, Workumer Nieuwland, Hegewiersterfjild.

Anonymus, 1991; Proefproject verdroging Duurswouderheide, definitief ontwerp.

Anonymus, 1993; REGIWA-project, tegengaan verdroging Duurswouderheide, evaluatierapport 1992.

Buit, A.M.C.F., 1994; Een beschouwing over zeven proefprojecten verdroging. RIZA werkdocument nr. 94. 109x juni 1994. Directoraat-Generaal RWS

Gieske, J.M.J. & J. Runhaar, 1994; Milieubeleidsindicator Verdroging IIb: Toepassing van de MBI-verdroging in Noord-Nederland.

Laagveen

4.1 Weerribben

4.1.1 Terrein

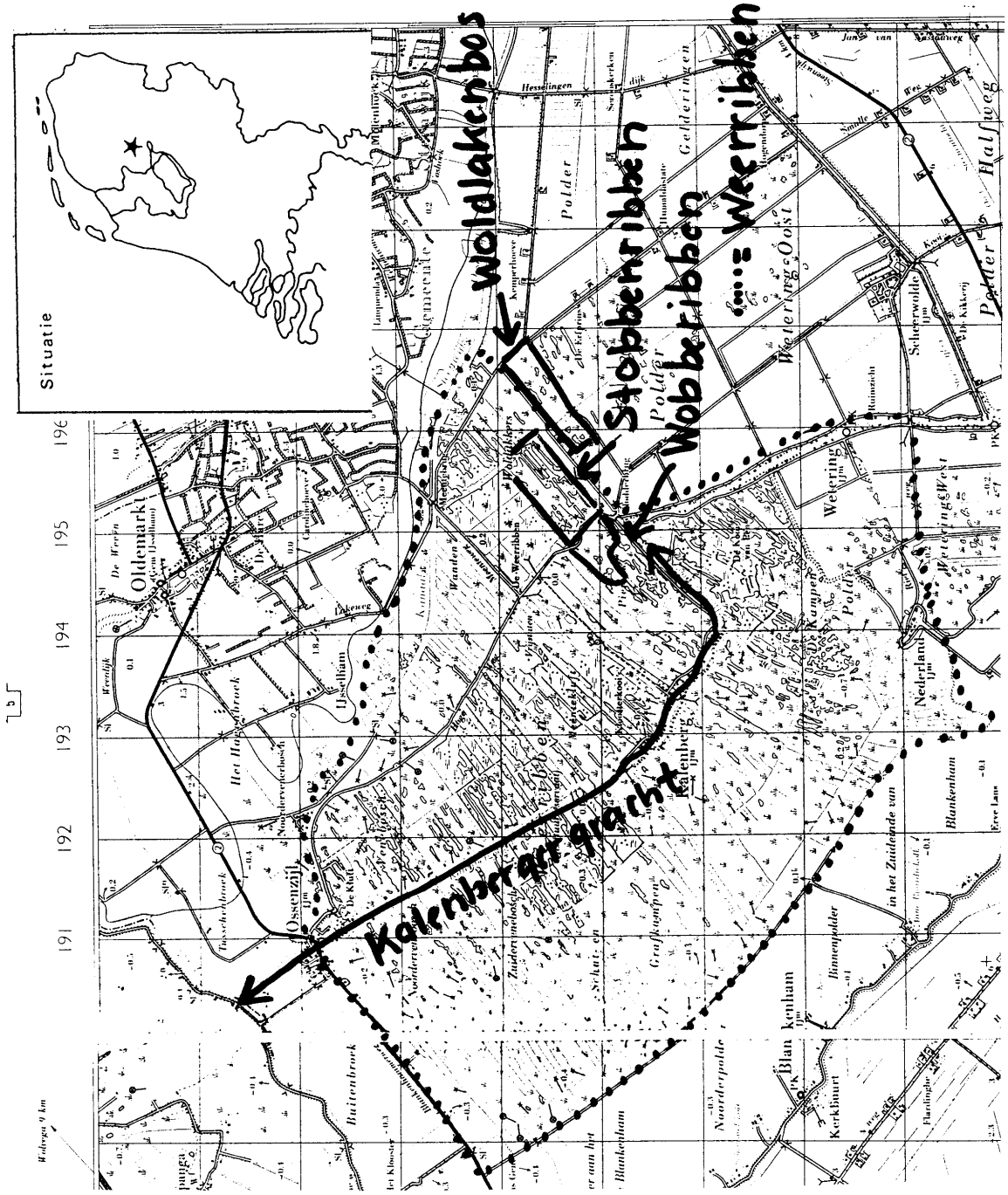
Object: De Weerribben (Woldlakenbos, Wobberibben en Stobbenribben)
Beheerder: Staatsbosbeheer
Contactp.: dhr. P. op 't Hof
Oppervlak: ca. 3160 hectare
Terreintype: laagveenmoeras
Probleem: eutrofiëring door inlaat vervuild boezemwater en daarna verzuring door hydrologische isolatie (dichtgroeien sloten en vastgroeien kraggen)
Oorzaak: eutrofiëring, veranderd inlaatbeheer en natuurlijke successie
Maatregel: hydrologische isolatie en daarna kwaliteitsverbeterende maatregelen

Kenschets
De onderstaande omschrijving is grotendeels gebaseerd op het beheersplan (Staatsbosbeheer, 1989), tenzij anders vermeld.

Weerribben
De Weerribben, een staatsnatuurreservaat, is gelegen in Noordwest-Overijssel in de gemeente IJsselham. In het noordoosten wordt het begrensd door het Hoge Land van Paasloo, in het noordwesten door de Linde. In het zuidwesten grenst het gebied aan de polders rond Blankenham en in het zuidoosten scheiden de ontginningspolders het gebied van het natuurgebied De Wieden. Het oppervlakte van het gebied is ca. 3160 hectare. De ligging wordt weergegeven in figuur 1.
De Weerribben maakt deel uit van het oorspronkelijke laagveengebied van Friesland en Overijssel en is gelegen tussen de hogere gronden van het Drents Plateau en afzettingen van de voormalige Zuiderzee (Jalink, 1991b). De overgang naar het stuwwallenlandschap van Paasloo en Steenwijk is vrij abrupt, de overgang naar de voormalige Zuiderzeekust wordt alleen onderbroken door het Hoge Land van Vollenhove.

De verlanding en het in ruimte en tijd sterk wisselende grondgebruik hebben een grote variatie aan milieutypen, en daarmee vegetatietypen, tot gevolg gehad.
In het oorspronkelijke laagveen zijn langs de hoger gelegen zandgronden trilvenen opgebouwd uit laag blijvende Zeggesoorten als Ronde zegge en Draadzegge. Langs de wateren komen vegetaties, kenmerkend voor de voedselrijke milieus (met name Elzenbroek) voor. In de moerasstrook langs de voormalige Zuiderzee is voornamelijk Riet aanwezig en op zekere afstand van open water komt steeds meer Veenmos tot ontwikkeling (Westhoff et al., 1971).

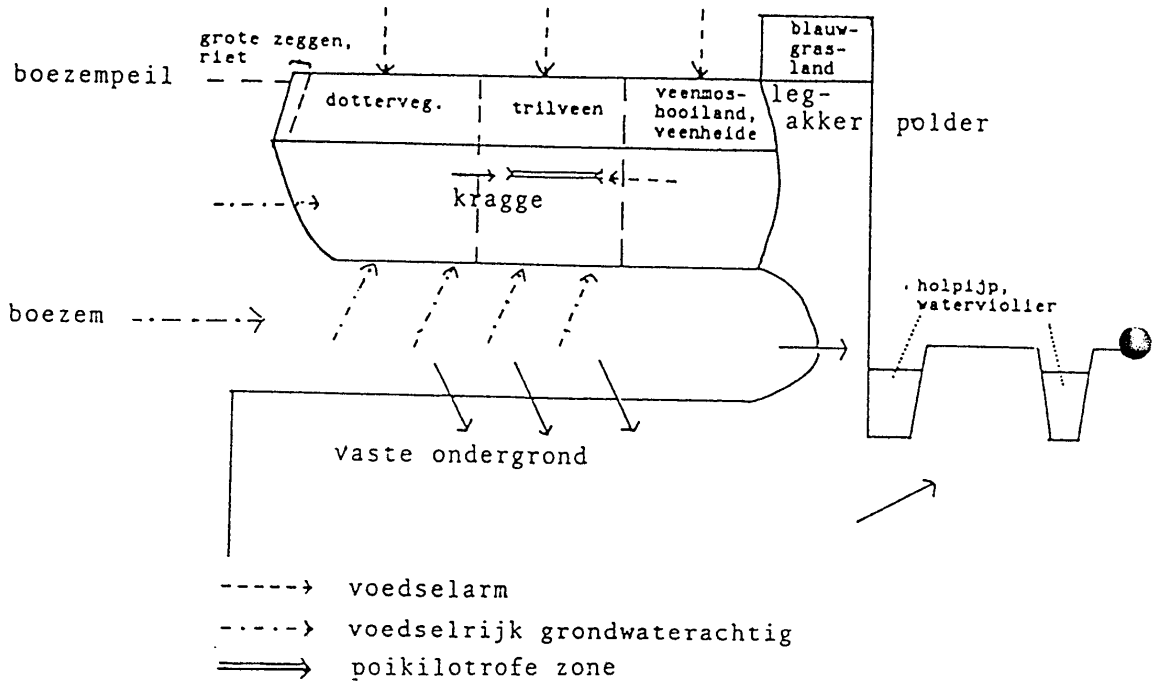
Figuur 1 Ligging Weerribben met daarin Stobbenribben, Wobbenribben en het aangrenzende Woldlakenbos



Figuur 1 Ligging Weerribben met daarin Stobbenribben, Wobbenribben en het aangrenzende Woldlakenbos

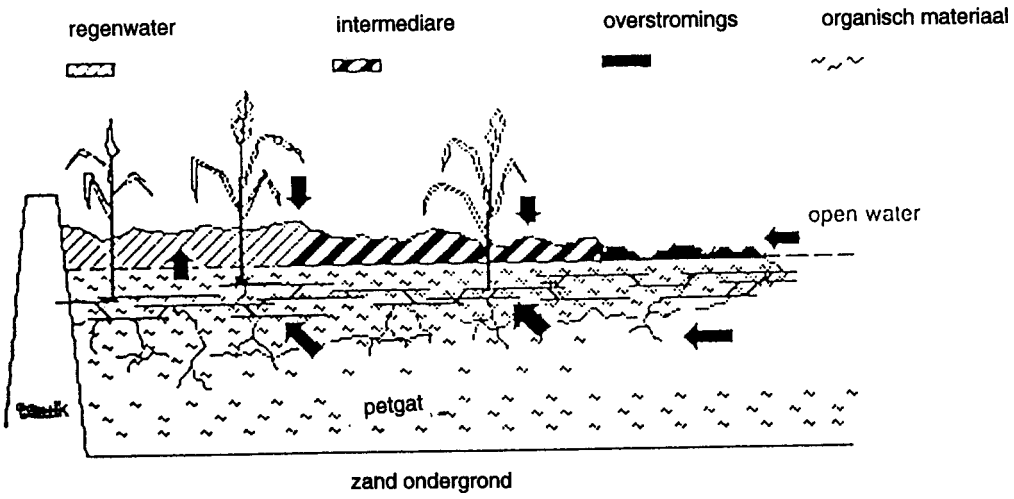
Hydrologie

Trilveenvegetaties zijn afhankelijk van lithoclien boezemwater (en niet van lithoclien van grondwater zoals vroeger werd gedacht). Door menging van boezemwater en regenwater in verschillende mengverhoudingen kunnen er gradiëntrijke milieus ontstaan. Naast de ruimtelijke overgangen van watertypen die hierdoor ontstaan kenmerken zulke zones zich door variatie van ionenconcentraties in de tijd (de z.g. poikilotrofe omstandigheden). In figuur 2 worden de gradiëntzones weergegeven, hierbij wordt de relatie van de vegetatietypen in trilvenen met de waterstromen (met name boezemwater) geschetst.



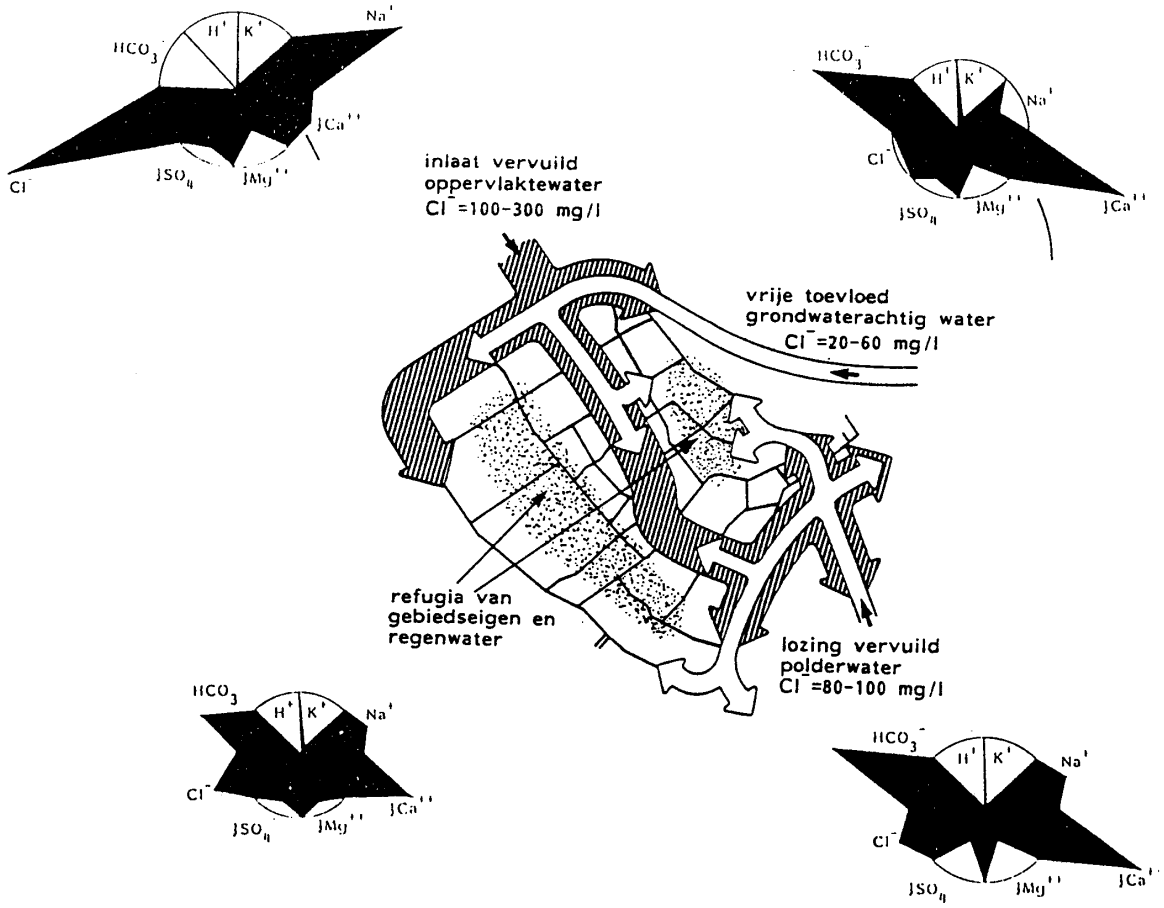
Figuur 2 Situering trilveenvegetatie in relatie tot waterstromen

In figuur 3 is een trilveen geschetst en is aangegeven hoe de kragge is aangepast aan het watertype dat van onder wordt aangevoerd. Binnen de kragge komen drie zones tot ontwikkeling die zich onderscheiden door afname van overstromingsinvloed en toename van regenwater invloed bij een toenemende afstand tot het open water.



Figuur 3 Verschillende schalen van milieuhomogeniteit in een trilveen (van Wirdum, 1991)

Het lithocliene karakter van het boezemwater wordt vooral aangetast door eutrofiëring en inlaat van IJsselmeerwater. Er treedt geen watertekort op door wegzijging naar omliggende polders met een lager peil omdat dit wordt gecompenseerd door extra inlaat van boezemwater. De diverse waterstromingen in de Weerribben en de aangrenzende polders worden weergegeven in het schema in figuur 4.



Figuur 4 Geschematiseerde regionale stromingspatronen van grond- en oppervlaktewater (naar Van Wirdum, 1991)

De veranderingen worden gekenmerkt door een achteruitgang van de aan basenrijke omstandigheden gebonden water- en moerasvegetaties en door een verruiging van de kraggevegetaties. Behalve de eutrofiëring zal daarnaast ook de voortschrijdende successie (veroudering) en achterwege blijven van beheer van de vegetatie een rol hebben gespeeld. Zonder beheersingrepen groeit een kragge uiteindelijk vast en komt een hoger opgaande (ruigere) vegetatie tot ontwikkeling.

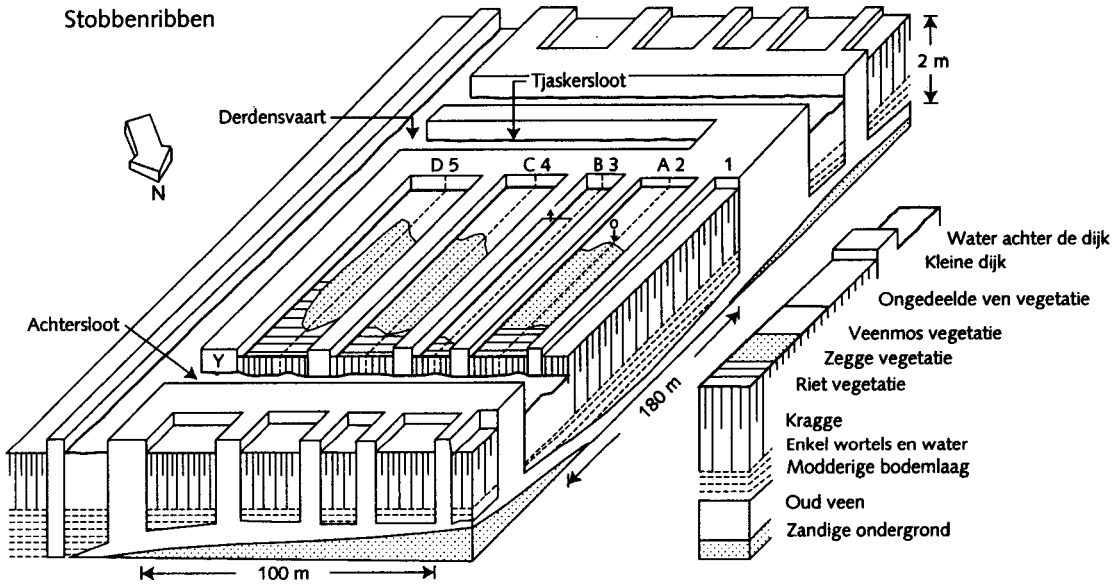
Woldlakenbos

Dit is een 200 hectare groot gebied in de polder Wetering-Oost, grenzend aan de Weerribben (figuur 1). In de zestiende tot en met de twintigste eeuw is er veen gewonnen. Dit had tot resultaat dat er een landschap van petgaten en ribben is ontstaan. De opgetreden verlanding heeft tot rietcultuur geleid.

In 1949 is het gebied drooggelegd en verkaveld in verband met de behoefte aan landbouwgrond. In 1967 was deze grond niet meer nodig en zijn de ontginningen gestaakt. Het waterpeil was inmiddels zo'n twee meter gedaald; de kraggevegetatie was hierdoor als het ware op de ondergrond komen te liggen. Van de bestaande flora is dan ook weinig overgebleven, wel was er een sterke verruiging met plaatselijk bos waar te nemen (Anonymus, ?). De rietboslanden, die door hun uitgestrektheid aspectbepalend voor het gebied zijn, zijn echter soortenarm. Het gebied is met name voor de fauna van (internationaal) belang (Van Aarle en Blokland, 1994b).

Stobbenribben

De Stobbenribben is een kraggencomplex in het oostelijke deel van de Weerribben (figuur 1), in het Zeggeveengebied. Het bestaat uit 5 kraggen, van circa 200 meter lang, die aan de ribben vastzitten. In figuur 5 staat een schematische weergave van het kraggencomplex gegeven met voorkomende bodemopbouw, slotenpatroon en voorkomende vegetaties (uit: Van Wirdum, 1991).



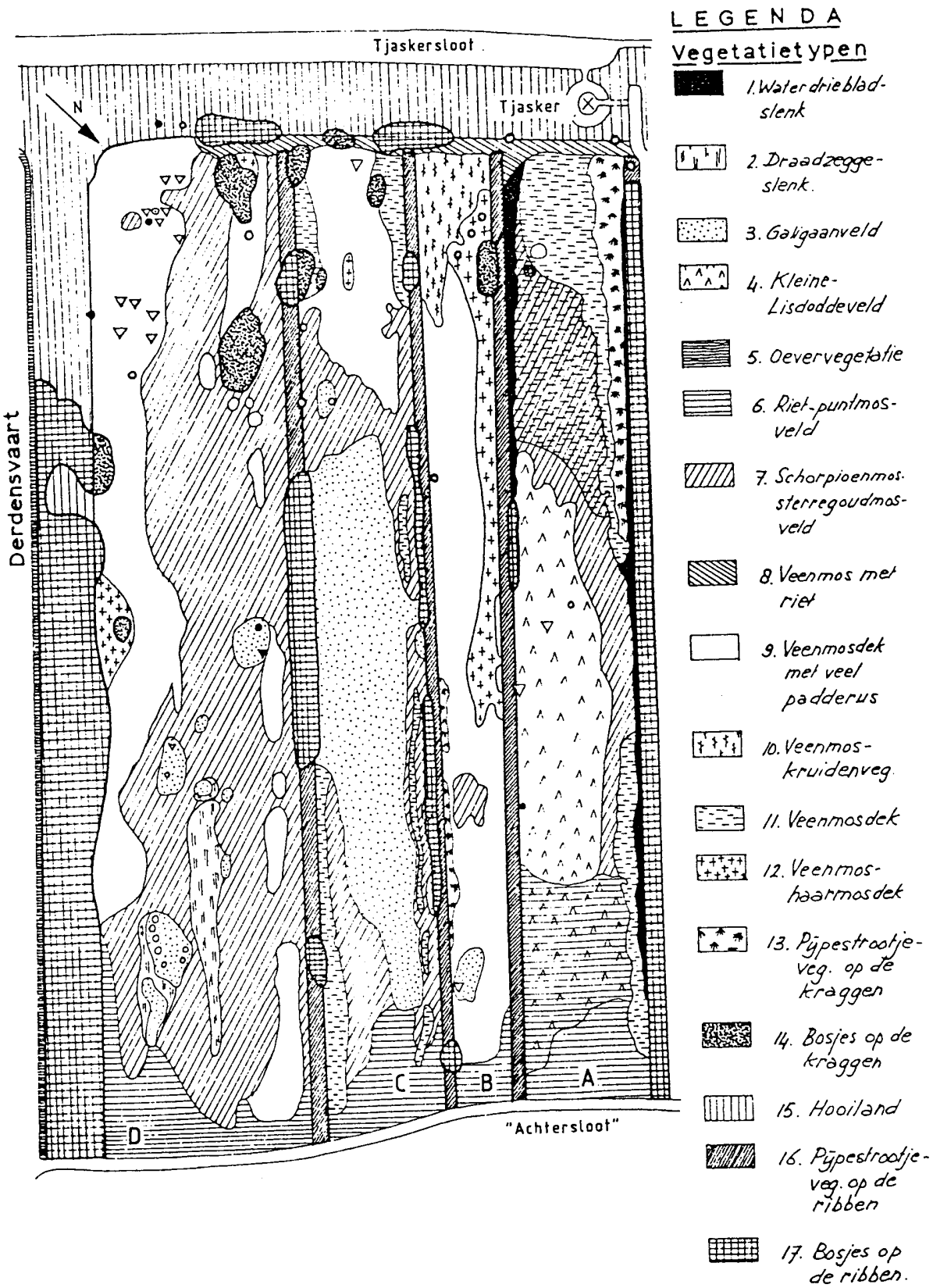
Figuur 5 Schematische weergave Stobbenribben

Samen met de ribben is het complex 165 meter breed. Het totale oppervlakte is ongeveer 3.3 hectare. In het begin van deze eeuw is het complex verveend, waarna verlanding is opgetreden. In de Stobbenribben is vanaf 1965 gestopt met het regelmatig maaien van de kraggen en kon de boomopslag gaan uitgroeien tot bomen. In 1973 is het maaien van riet op de kraggen in de

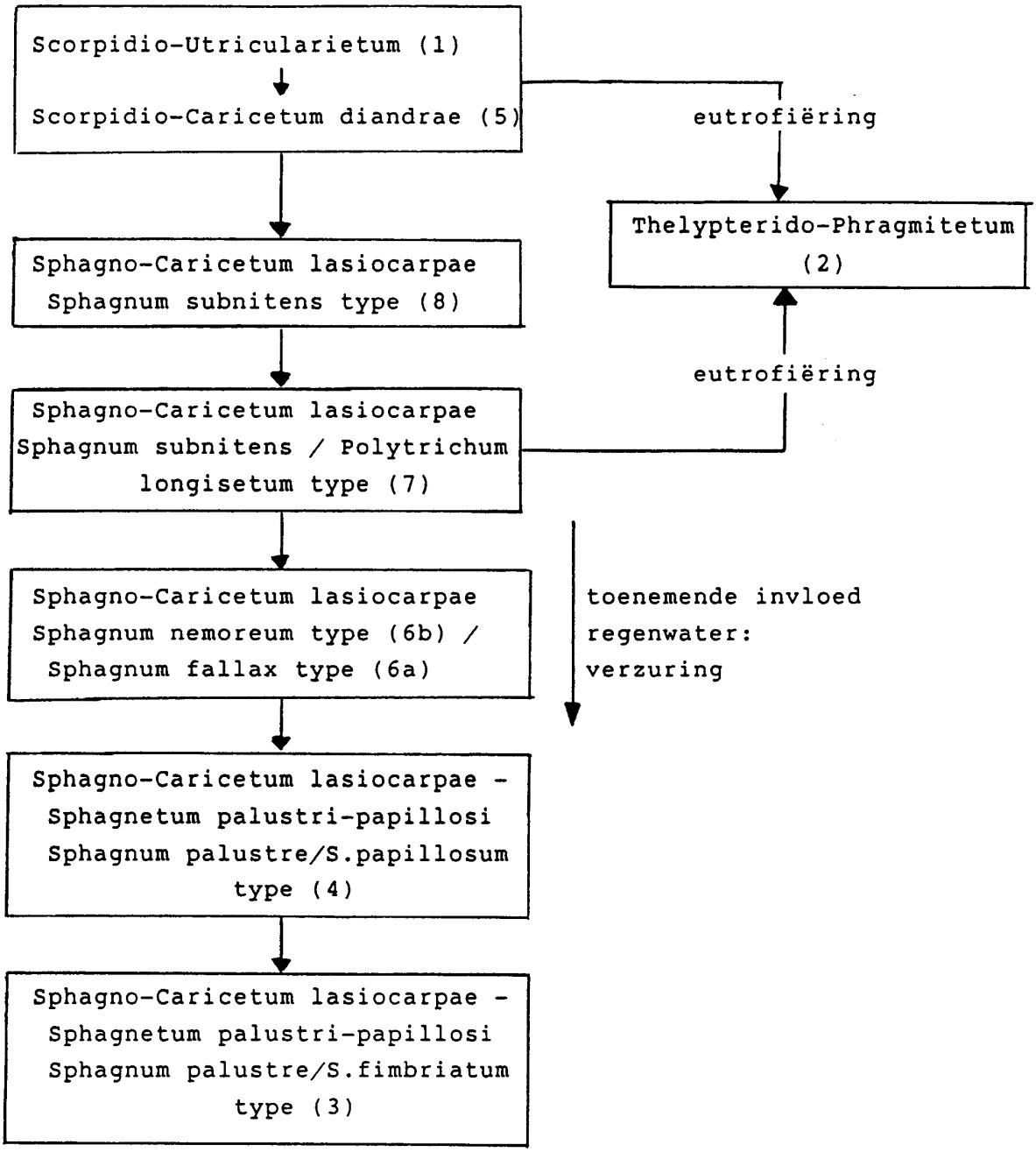
(na)zomer weer ingevoerd, waarna het afval verbrand werd op de kraggen en de ribben. De systematische bemaling werd gestopt.
De kraggen zijn momenteel in zomermaaibeheer met behulp van handkracht. Verder wordt er gebrand, bevloeid ten behoeve van de rietcultuur en bomen worden gekapt of getrokken (Jalink, 1991b).

De veranderingen die in de vegetatie zijn opgetreden maken in belangrijke mate deel uit van een natuurlijke successie van een dikker wordende kragge en ten gevolge daarvan toenemende isolatie ten opzicht van basenrijk oppervlaktewater en toenemende ophoping van zuur regenwater. Als gevolg van sterke wegzijging naar omliggende diep ontwaterde polders, die er toe leidt, dat de verhouding tussen infiltratie van regen- of boezemwater in de kraggen verschuift is het proces van verzuring waarschijnlijk versneld opgetreden.
Als gevolg van achterwege blijvende beheersmaatregelen is het gebied (tot 1973) sterk verruigd. Een vegetatiekaart van het gebied uit 1975 is weergegeven in figuur 6.
Het weer uitvoeren van maaibeheer is echter niet afdoende om de waardevolle trilveenvegetatie te herstellen. Hiervoor moet de successie teruggezet worden.

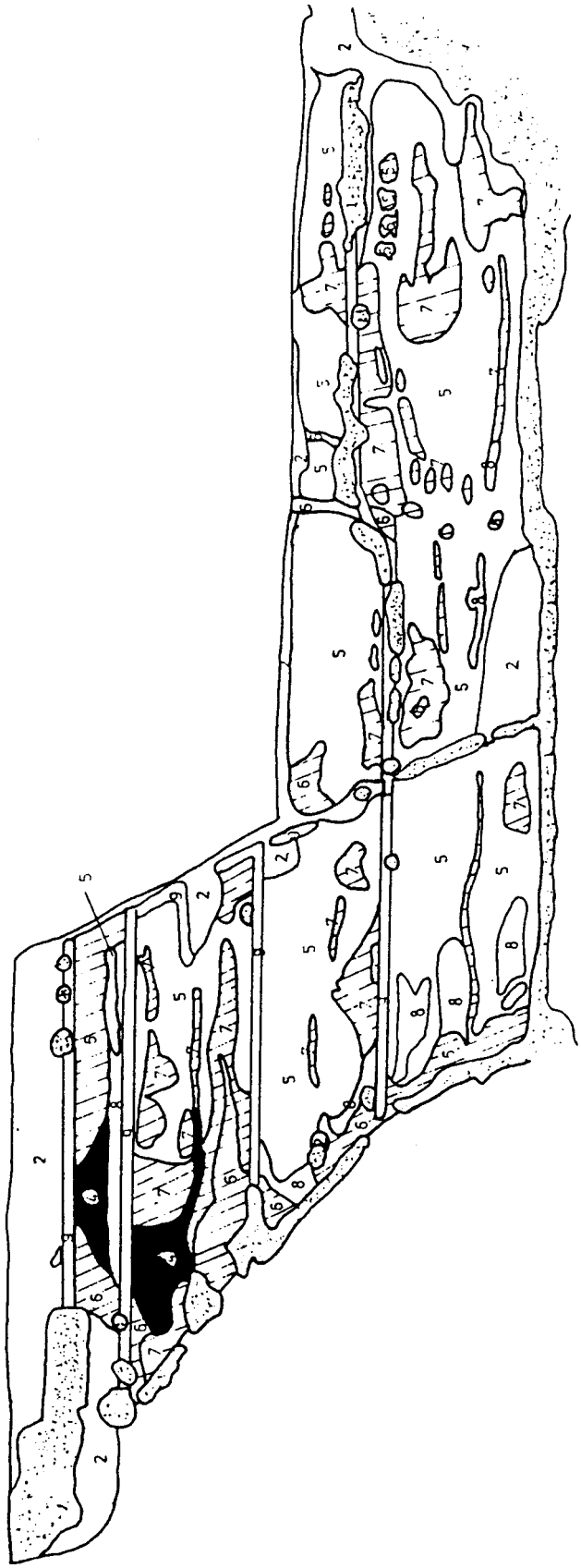
Wobberibben
Dit is een trilveencomplex dat vergelijkbaar is met de Stobbenribben (figuur 1).
De vegetatieontwikkeling van de Wobberibben weerspiegelt zowel de invloed van eutrofiëring als de toenemende invloed van regenwater (figuur 7) (Jalink, 1991c).
In figuur 8 en 9 is respectievelijk een vereenvoudigde vegetatiekaart van de Wobberibben uit 1973 en 1983 weergegeven.
In de Wobberibben wordt sinds 1991 (?) jaarlijks in de nazomer gemaaid en de opslaande bomen worden getrokken (Jalink, 1991c).



Figuur 6 Vegetatiekaart Stobbenribben 1975

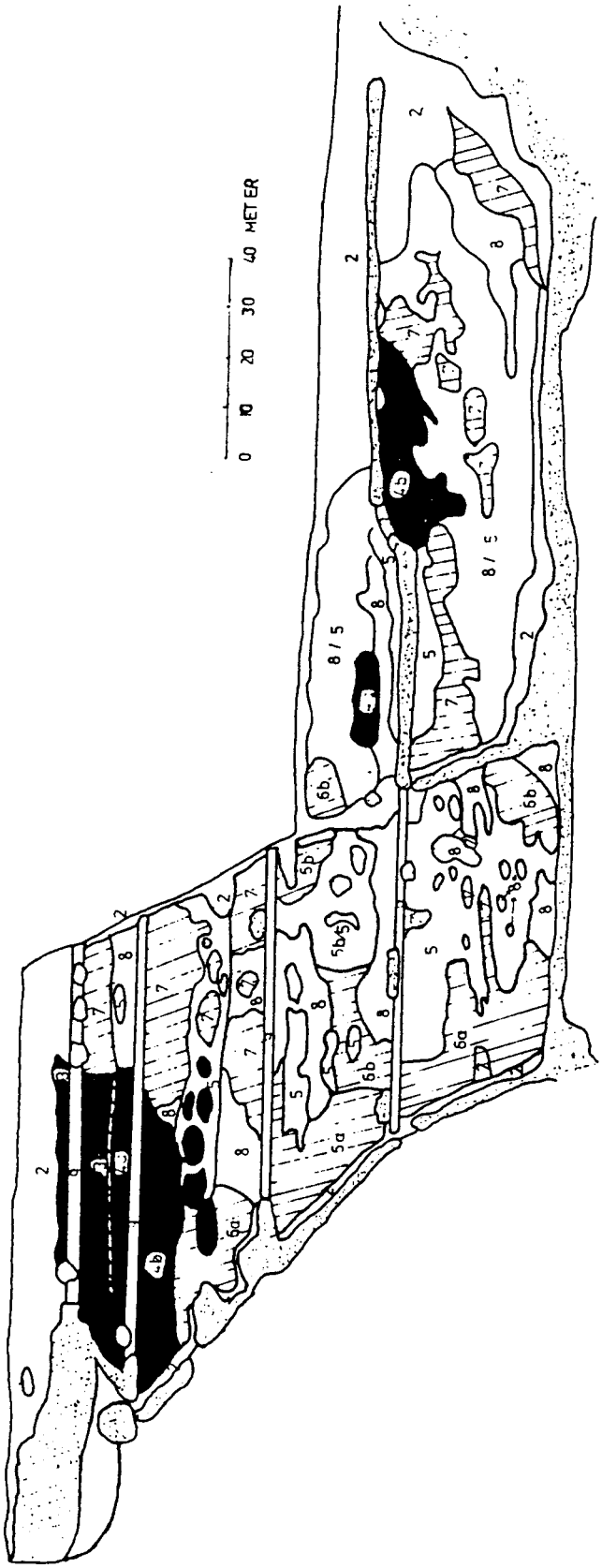


Figuur 7 Successieschema voor de verandering in de Wobberibben



Legenda: 2: Thelypterido-Phragmitetum, 3: Sphagno-Caricetum lasiocarpae type van Sphagnum fimbriatum en S.palustre, 4a: idem type van S.palustre 4b: idem type van S.papillosum, 5: Scorpidio-Utricularietum + Scorpidio-Caricetum diandrae, 6a: Sphagno-Caricetum lasiocarpae type van S.fallax, 6b: idem type van S.nemoreum, 7: idem type van S.subnitens en Polytrichum longisetum, 8: idem type van S.subnitens

Figuur 8 Vereenvoudigde vegetatiekaart van 1973



Figuur 9 Vereenvoudigde vegetatiekaart van 1983

4.1.2 Maatregelen

Weerribben algemeen
In Noordwest-Overijssel is in 1920 een groot gemaal gebouwd, waardoor het gemakkelijker werd om de waterafvoer te reguleren.
Omdat het Fries boezemwater, aanmerkelijk slechter van kwaliteit is dan het gebiedseigen water, werd het gebied zoveel mogelijk hydrologisch geïsoleerd.
Vóór de 70-er jaren was er een groot probleem bij het afstemmen van het waterbeheer en het natuurbeheer. Boezemwater werd al ingelaten bij een daling van circa 1 cm en soms al op voorhand. De inlaat vond vanaf allerlei gebieden plaats. In de 70-er jaren is een beheersvisie (door Smittenberg) opgesteld hetgeen leidde tot een afstemming tussen water- en natuurbeheer. Inlaat van water gebeurde nog slechts vanaf 1 plaats.

De hydrologische isolatie leidde er toe dat in de winter de kraggen geheel onder water stonden en in de zomer de hoeken uitdroogden, hetgeen tot verdroging en nitrificatie leidde. Bovendien kwam er door de isolatie minder boezemwater in het systeem. De isolatie had tot gevolg dat er regenwaterlenzen ontstonden en leidden tot een verzuring van de mesotrofe vegetaties. Midden jaren '80 (?) werden er greppeltjes gegraven die het regenwater af moesten voeren. Dit had nauwelijks effect omdat het water onder de kragge (dus het hele systeem) aan het verzuren was. Het gebied is namelijk een infiltratiegebied. Bovendien waren de kraggen te oud waren geworden om nog met het waterpeil mee te zakken.

Om de bereikbaarheid van de kraggen voor het boezemwater te verbeteren en de invloed van infiltrerend regenwater te verminderen zijn er op voorstel van Van Wirdum in 1990 (?) sloten dwars door de kraggen heengegraven (zowel Wobberibben als Stobbenribben?). Om de kwaliteit van het aangevoerde oppervlaktewater te verbeteren is een lange aanvoerweg voor oppervlakte water gecreëerd door alle uitgangen van de sloten te dichten op één enkele ingang na. Het ingelaten boezemwater legt hierdoor een langere weg af waarbij de biologische zuivering toeneemt naarmate de verblijftijd is verlengd. Het resultaat is aanvoer van relatief schoon oppervlakte water in de zomer en afvoer van neerslag in de natte periode. Een nadeel is dat het waterpeil zo'n 6 centimeter daalt.
Door het graven van sloten komen de kraggen weer los te liggen en kan het water de wortelzone in de kragge goed bereiken. Bij het graven moet er een beperkte afstand tussen de watergangen zijn (kragge niet te breed).
Door de gesloten uitgangen kan het gebiedseigen water ook beter in het systeem behouden blijven.

Bij het waterinlaatregiem moet een middenweg gevonden worden tussen niet al te grote verdroging en niet al te grote achteruitgang van de waterkwaliteit.
Dit heeft geleid tot een gematigder inlaatregiem en inlaat gebeurde slechts vanaf een plaats. Afgesproken is dat het peil niet onder 8 cm onder maaiveld mag zakken. Wanneer echter een weersverandering wordt verwacht, zoals zware regen, laat men het peil soms tot meer dan 10 cm dalen. De inlaat van water wordt besloten door drie personen van respectievelijk het hoogheemraadschap, Staatsbosbeheer en het waterschap.

In het kader van effectgerichte maatregelen zijn in 1990 Stobberibben en Wobberibben (?) sloten gegraven en is er geplagd. Ook is het belangrijk dat er weer jonge dunne kraggen komen door nieuwe verlanding te stimuleren. Het graven van petgaten wordt in De Weerribben als een onderdeel van cyclisch beheer gezien. Door de ontwikkeling van een zogenaamde kraggevreter is het mogelijk om de zetwallen (met de daarop voorkomende blauwgraslanden) te sparen, dit was voorheen (kraan op pontons) niet mogelijk. Deze kraggevreter is een omgebouwde cutterzuiger met een vijzel erop en is daardoor in staat het bagger en de kragge te verwijderen vanaf het 'water'.

Er is een pompproef uitgevoerd in een petgat, van 15 à 20 hectare groot, met een damwand. Een pomp is op 12 meter diepte geplaatst. Door tegendruk wordt het opgepompte oppervlaktewater iets boven het boezempeil gehouden. Het water is iets zouter doordat de pomp niet diep genoeg is gelegen en daardoor geen 'echt' grondwater oppompt. Het waterschap zorgt voor de bemaling en het peilbeheer.

Woldlakenbos
In het Woldlakenbos wordt water vanuit De Weerribben ingelaten. Bij watertekort nemen de omliggende boeren echter water op uit het Woldlakenbos en ze laten dit bij een overschot ook weer verrijkt terugvloeien (Van Aarle en Blokland, 1994b). In 1976 is voorgesteld dat in de compartimenten verschillende waterpeilen worden aangelegd, de hogere peilen konden zo een hydrologische bufferfunctie voor de Weerribben gaan vormen.

Wat waren de beoogde effecten?
Bij de maatregelen op regionaal niveau was het streefbeeld om een evenwichtig peil te krijgen dat voldoende hoog was om verdroging te voorkomen. Ook werd gestreefd naar schoon water in het gebied.
Voor de 70-er jaren was het belangrijkste dat de verdroging werd tegengegaan. De gedachte was: hoe natter hoe beter, en om verdroging te voorkomen werd water soms al op voorhand ingelaten.
In de 70-er jaren kwam men tot de conclusie dat niet alleen verdrogen een slechte invloed op het gebied heeft. Ook de inlaat van geëutrofieerd gebiedsvreemd water (Fries boezemwater) kan een nadelige invloed op het gebied hebben.

Bij de maatregelen die op standplaats niveau werden genomen was het van belang dat de regenwaterlens werd vervangen door circum neutrale/ mesotroof water en dat dit weer tot in de wortelzone door kon dringen.
De in de jaren 80 gegraven greppeltjes, om het regenwater af te voeren en zo de verzuring tegen te gaan, werkten niet afdoende omdat het water in en onder de kragge sterk verzuurd was (ligging in infiltratiegebied).

De maatregelen op lokaal niveau (sloten, plaggen, biologische zuivering) en het vinden van een middenweg in het inlaatregiem (niet teveel eutrofiëring maar ook niet een te laag peil) beoogt het bereiken van mesotrofe omstandigheden en de bijbehorende trilveenvegetaties. Ook wordt getracht om opnieuw mogelijkheden te scheppen voor vroeger in het gebied voorkomende soorten.

Het maaibeheer en het verwijderen van opslag zorgen voor het vertragen van de successie en beogen biotisch herstel.

4.1.3 Monitoring

Wat is er gemonitord?
Er is in 1991 een monitoringsplan opgesteld (1992-1997). Jaarlijks wordt een verslag gepresenteerd. De monitoring op standplaatsniveau vindt plaats door de onderzoeker (Van Wirdum, van het IBN-DLO), op lokaal niveau door de beheerder en op regionaal niveau door zowel de beheerder als door derden.
De basisvegetatiekaart uit 1987 leverde onduidelijkheden op met betrekking tot de juistheid van de classificatie. Hierom is in 1992 de monitoring eerste fase gestart waarbij van alle bevaarbare watergangen de water- en oevervegetaties met behulp van indicatorsoorten (voor verzuring, verdroging, kwel en eutrofiëring) worden gekarteerd. Het doel is het vastleggen van de uitgangssituatie. De uitvoering is op schaal 1:2500 met een Tansleyschaal.
Bij de monitoring tweede fase staat de monitoring van bepaalde processen toegespitst op bepaalde beheersaspecten centraal. Hierbij zijn voor watervegetaties, trilvenen (actueel en potentieel), veenheides en veenmoshooilanden, dotterbloemvegetaties, glanshaverhooiland en biezeknoppen-pijpestrootjesverbond, bemeste percelen, en voorheen intensief beweide en bemeste percelen zowel afzonderlijk indicatoren vastgesteld als een methode en intensiteit van opname (Staatsbosbeheer, 1991 en 1994).
In het kader van effect gerichte maatregelen worden de Stobbenribben en de Wobberibben door KIWA en IBN-DLO gemonitord.
Er is een hydrologisch meetnet met 8 meetpunten dat onderdeel is van het provinciale meetnet. Er is een intensieve meting van het oppervlaktewater van eens in de twee maanden. Staatsbosbeheer neemt de monsters en het Waterschap analyseert de chemische samenstelling. Gedurende een jaar zal in een gebied met verondersteld hoogveenontwikkeling de relatie boezemwater en waterstand onder de kragge bestudeerd worden door op drie punten peilbuizen te plaatsen.
Met behulp van de grondwaterproef (pompproef) wordt nagegaan wat de ecologische effecten van 'schoon' water zijn, de basissituatie moet zo vastgelegd worden. Het waterschap zorgt voor de bemaling en het peilbeheer.
In 1990 zijn 8 pq's uitgezet en opgenomen, deze werden in 1992 niet terug gevonden en daarom zijn er 12 nieuwe pq's uitgezet die in 1993 weer zijn opgenomen en in het vervolg iedere 5 jaar worden opgenomen.

Daarnaast vindt een jaarlijkse intekening (10 opnames per jaar) van de indicatorsoorten plaats (Van Aarle en Blokland, 1994b en Anonymus, ?).
Door mensen van Staatsbosbeheer vindt monitoring van o.a. broedvogels en zoogdieren plaats, ook is er een monitoringsplan gericht op waterplanten (Van Aarle en Blokland, 1994b).

4.1.4 Resultaten en verwachtingen

Geef een (globale) aanduiding van veranderingen in hydrologie, bodem en vegetatie.
Door de lokale maatregelen (graven van sloten, langere aanvoerweg en aanvullende beheersmaatregelen als plaggen, opslag verwijderen, maaien) is herstel opgetreden. Nadat de sloot is gegraven is het peil gestabiliseerd en daardoor heeft een poikilotrofe zone kunnen ontstaan.
De zuurgraad is afgenomen en er is sprake van herstel van een aantal oudere verdroogde trilvenen. Als gevolg hiervan is op sommige stukken het Schorpioenmos weer terug (Van Aarle en Blokland, 1994b).
Invloed van gebiedsvreemd water is enkel in de overgangszone van water naar land waar te nemen en is gering.
Met de ontwikkeling van een 'kraggevreter' is het mogelijk geworden om de oorspronkelijke zetwallen met de erop voorkomende blauwgraslanden te behouden.
Grote delen van de rietvegetaties worden echter nog steeds bevloeid met gebiedsvreemd (voedselrijk en vervuild) water, waardoor een natuurlijke ontwikkeling uitblijft. Er treden lokale eutrofiërings- en verzuringsverschijnselen op. (Van Aarle en Blokland, 1994b).

Tot welk herstel hebben maatregelen geleid?
Over het geheel is er sprake van een positieve ontwikkeling.
Door het afnemen van de verzuring/ zure omstandigheden in met name de oudere kraggen is er een herstel waar te nemen van deze kraggen. Er komen meer soorten en soorten uit een jonger ontwikkelingsstadium voor. Ook is er sprake van herstel van een aantal oudere verdroogde trilvenen. Volgens Op 't Hof is er zelfs in sommige stukken een terugkeer van het Schorpioenmos waar te nemen.

4.1.5 Beoordeling

Is er verhoging van de natuurwaarden opgetreden?
Er is nog steeds veel riet en 'rietteelt', en met name de rietteelt belemmert een natuurlijke ontwikkeling van de rietvegetaties.
De terugkeer van Schorpioenmos kan worden opgevat als belangrijke verhoging van natuurwaarde. Ook het herstel van oude en verdroogde kraggen moet opgevat worden als verhoging van de natuurwaarde.

4.1.6 Conclusies en aanbevelingen

Het voorkomen van karakteristieke trilveen vegetatie is gebonden aan de aanvoer van lithoclien boezemwater, wat echter niet te geëutrofieerd mag zijn.

Over het geheel leiden de genomen herstelmaatregelen tot een positieve ontwikkeling. Door de hydrologische maatregelen in combinatie met graven van sloten en afplaggen treedt er weer gradiëntvorming op. Hierdoor is er een diverser milieu ontstaan en een grotere variatie aan vegetatietypen, waaronder de toename van waardevolle karakteristieke vegetatietypen.
Bij de ontwikkeling van de Weerribben in de toekomst kan voor twee richtingen gekozen worden. Allereerst kan de huidige tendens van een kunstmatig cultuurlandschap worden voortgezet of er kan gestreefd worden naar een zelfregulerend moerassysteem, met eventueel hoogveenontwikkeling.

4.1.6 Gegevensbronnen

Van Aarle, I.M.J.R. en K. Blokland, 1994; Interview 6 oktober 1994 met de heer P. op 't Hof

Jalink, M.H., 1991; Effectgerichte maatregelen tegen verzuring van natte schraallanden, praeadvies Stobbenribben, SWO 91.259, KIWA

Jalink, M.H., 1991; Effectgerichte maatregelen tegen verzuring van natte schraallanden, praeadvies Wobberibben, SWO 91.258, KIWA

Staatsbosbeheer, 1991; Monitoring in de Weerribben, programma 1991-1996, SBB regio 6 intern-rapport

Staatsbosbeheer, 1994; Monitoring 1993 Nationaal park De Weerribben, regio Overijssel

Van Wirdum, G., 1991; Vegetation and hydrology of floating rich-fens. Proefschrift. Datawyse, Maastricht

Westhoff, V., P.A. Bakker, C.G. van Leeuwen en E.E. van der Voo, 1971; Wilde planten, flora en vegetatie in onze natuurgebieden, deel 2: het lage land, Vereniging tot behoud van natuurmonumenten in Nederland

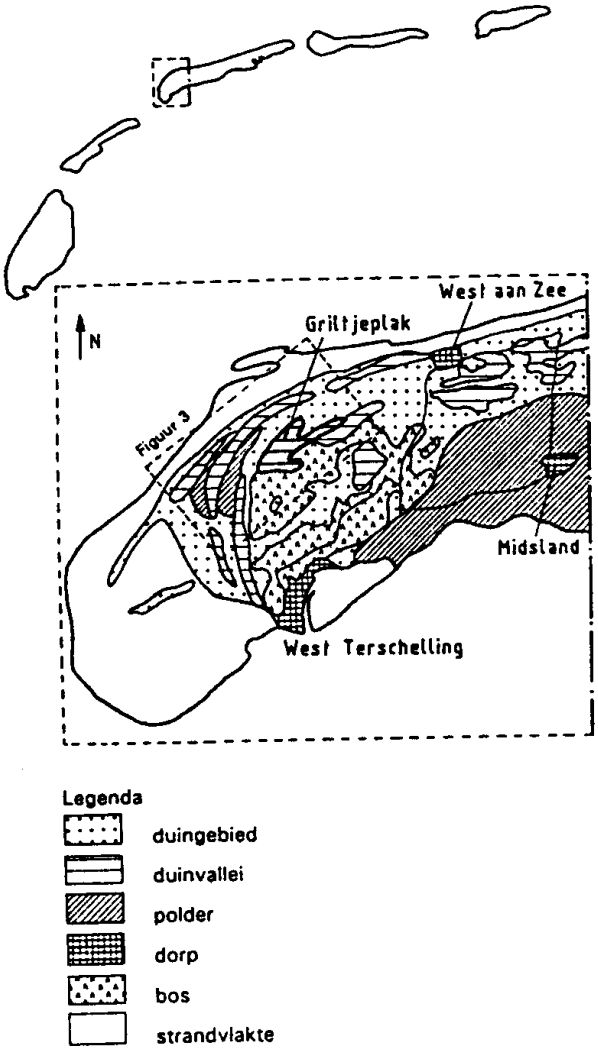
Duinen

5.1 Griltjeplak

5.1.1 Terrein

Object:	Griltjeplak, in natuurreservaat de Noordvaarder, Terschelling
Beheerder:	SBB
Oppervlak:	ongeveer 10 hectare
Terreintype:	vochtig tot natte duinvallei
Probleem:	verzuring, eutrofiëring, verruiging
Oorzaak:	complex van met elkaar interfererende ingrepen (waterwinning, ontwatering, atmosferische depositie, stuwen, bebossing, Kroons'polders)
Maatregelen:	aanleg stuwen, verlagen drainage basis, verminderen waterwinning, verwijderen van rietkraag en organisch sliblaag, plaggen

Kenschets
Griltjeplak is een natte duinvallei gelegen in het natuurreservaat De Noordvaarder, in het noordwesten van Terschelling (figuur 1).
Het Griltjeplak is tussen 1800 en 1850 ontstaan, door afsnoering van een strandvlakte tijdens duinvorming. Daarna is de primaire duinvallei verder uitgestoven, waardoor een semi-permanente duinplas is ontstaan (Zonneveld, 1993 en Bellemakers et al., 1993).

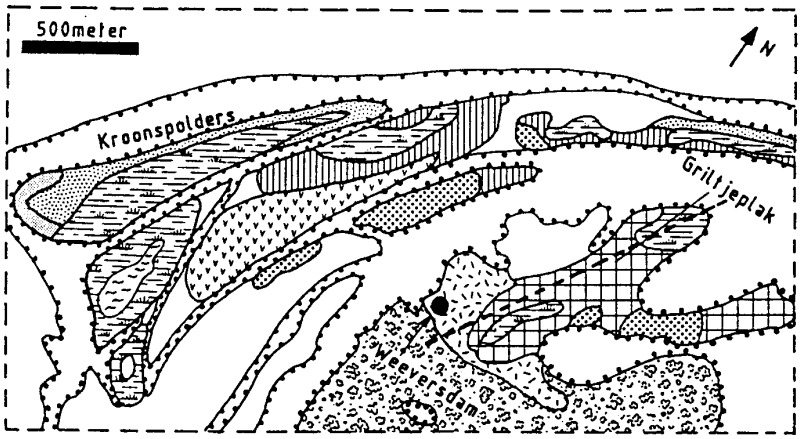


Figuur 1 Ligging van Griltjeplak

Vegetatie

Wanneer de huidige vegetatie met de vroegere vergeleken wordt dan valt op dat er in het noordelijke deel van de vallei nauwelijks iets is veranderd, terwijl aan de zuid- en oostkant grote delen van de vegetatie zijn dichtgegroeid met Riet (figuur 2). In figuur 3 wordt de successie van de vegetatie weergegeven, deze wordt gekoppeld aan de vochtigheid van het gebied, de mate van buffering in het wortelmilieu en de mate van ophoping van organisch stof. Hierbij valt op dat de huidige vegetatie zich in het eindstadium van de ontwikkeling bevindt. Dit komt voornamelijk omdat het basenrijke grondwater de wortelzone niet meer kan bereiken, daarnaast is de afname van de dynamiek een belangrijke factor. In het zuidelijke deel was rond 1940 een goed ontwikkelde Knopbiesvegetatie was. Rond 1950 was deze echter al tot de valleirand terugge-

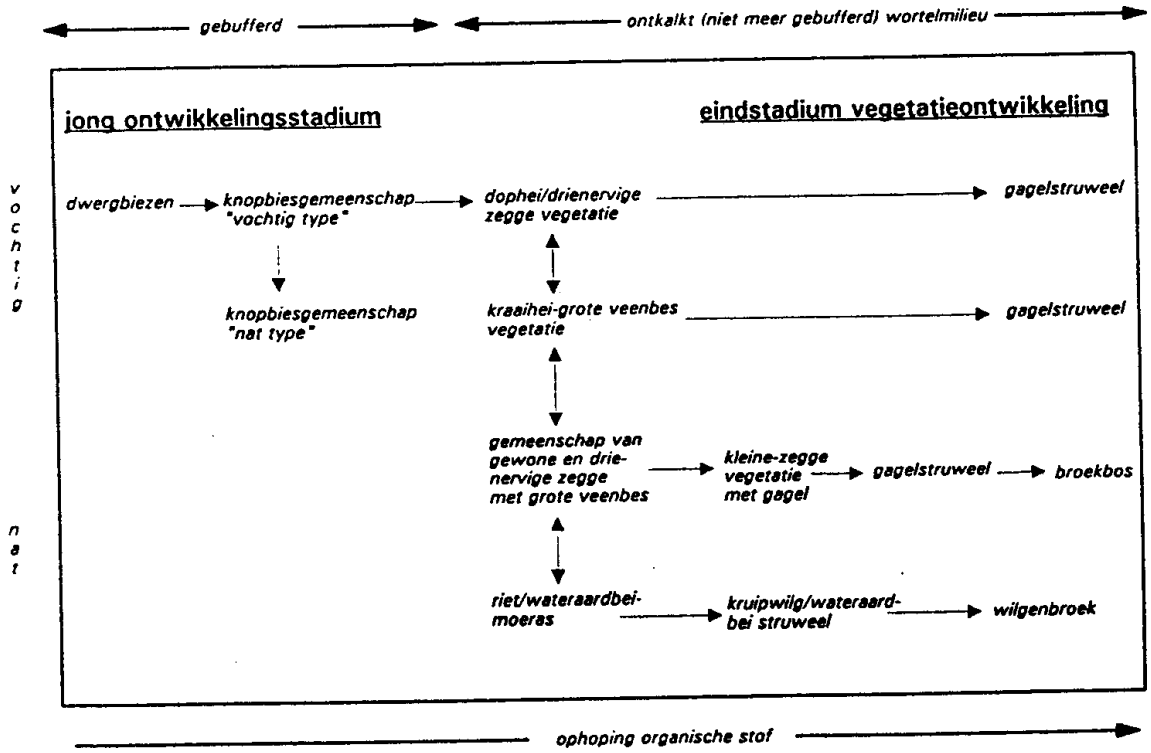
drongen en in 1961 was enkel nog de natte vorm aanwezig. In de jaren zeventig is deze vegetatie en de voor de Knopbiesgemeenschap kenmerkende soorten vervangen door een vegetatie met kleine zeggesoorten, Riet, Kruipwilg en gagelstruwelen. Aan de noordwestzijde heeft zich daarentegen een kruipwilg-gagelstruweel gevestigd, met aan de noordzijde een overgangszone naar een Lisdoddeveld (Zonneveld, 1992 en 1993 en Bellemakers et al., 1993).



Legenda

- Rietmoeras of Wilgenstruweel
- Grote veenbes vegetatie
- Grote veenbes vegetatie afgewisseld met droge Kraaihei-vegetatie
- Wateraardbei/Knopbies-vegetatie
- Vochtig duindoornstruweel
- Duindoorn/Kruipwilgstruweel met Moeraswespenorchis
- Gagelstruweel
- Gagelstruweel/Wateraardbei-struweel
- bos
- duingebied: hogere delen
- locatie waar 3 ha is afgeplagd
- ligging doorsnede van figuur 5

Figuur 2 Globale vegetatiekaart 1988



Figuur 3 Ontwikkeling van de valleivegetatie

Hydrologie

Griltjeplak was vroeger een kwelvallei die gevoed werd door kalkrijke grondwaterstromen. Mede door de drinkwaterwinning (vanaf 1957 waarbij de winning vanaf 1978 is gehalveerd) is deze stroom dieper komen te liggen of van richting veranderd. Oorspronkelijk was er een grondwaterstanddaling van 20-70 cm, later is dit teruggebracht tot een daling van 10-35 cm. Hierbij is de verlaging het grootst in het zuiden, het dichtst bij de waterwinning (Zonneveld, 1993).
Hierdoor is een verlaging van de grondwaterstand opgetreden. Ter compensatie hiervan zijn dammen en stuwen aangelegd. Deze hebben er toe geleid dat het gebied een infiltratiegebied is geworden. Diep grondwater kan onder de huidige omstandigheden (infiltratiegebied) niet uittreden. Er is enkel aanvoer van kalkrijk water via ondiepe lokale grondwaterstromen mogelijk. Het vastgehouden regenwater leidt tot verzuring terwijl het basische water wordt weggedrukt.

Gegevens over de oppervlaktewaterkwaliteit duiden de laatste decennia op eutrofiëring atmosferische depositie. Deze leidt tot een verlaging van de pH, waardoor verschillende afbraakprocessen sterk geremd worden. Hierdoor ontwikkelden zich nutriëntrijke organische sliblagen. Voorheen was het water echter voedselarm en was er een behoorlijke buffercapaciteit aanwezig (Bellemakers et al., 1993 en Cals, 1992). De opslag van organisch materiaal op de bodem verhindert het spontaan optreden van deze plantensoorten uit het Oeverkruid en Dwergbiezenverbond welke karakteristiek waren voor het natte gedeelte van de vallei.

In tabel 1 is een overzicht gegeven van de bedekkingsgraad en het voorkomen (volgens de Braun-Blanquetschaal) van de verschillende plantesoorten in diverse jaren (Bellemakers et al., 1993). In de loop van de tijd is een duidelijke verschuiving in de soortensamenstelling waar te nemen. Ook valt te zien dat het aantal soorten de afgelopen jaren is toegenomen.

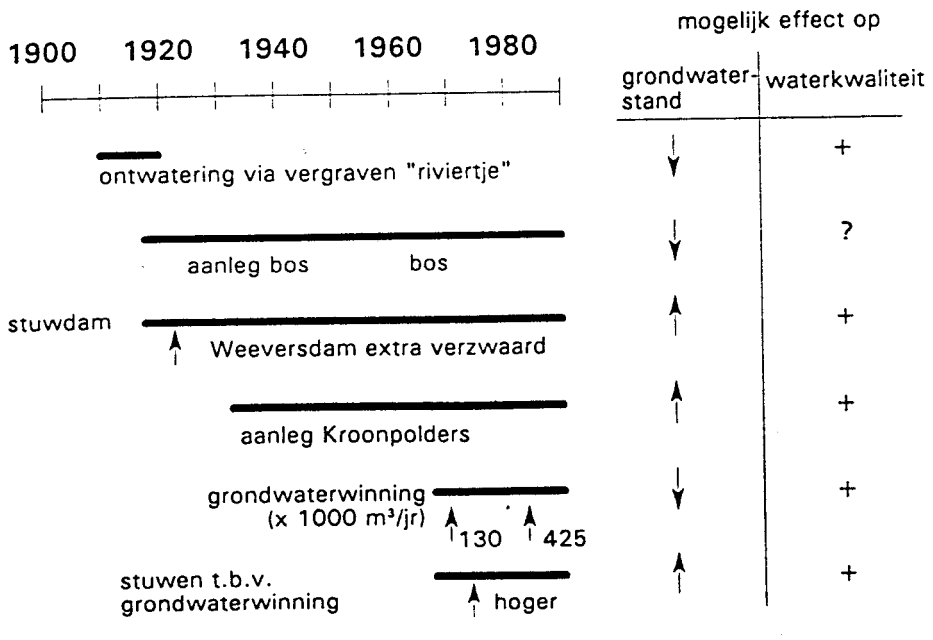
Overzicht van de abundanties volgens de Braun-Blanquetschaal van plantesoorten in het Griltjeplak. Opnamen 1939-1968 naar Visser (1973); opnamen 1977 naar Sykora (1978); opnamen 1984 naar van Gemert & Maessen (1987); opnamen 1990 naar van Beers & Kurstjens (1991) en opnamen 1992 naar Koopmans & Nabben (in prep.)

Plantesoort	1939	1968	1976	1977	1984	1990	1992
Apium inundatum						r	
Potamogeton polygonifolius	1	2		2			
Eleocharis multicaulis		+	+	2	+	+	+
Ranunculus flammula	1	+	+	2	+	1	1
Hydrocotyle vulgaris	3	r	2	4	r	3	r
Lythrum salicaria	+	+	2	+	+	1	+
Mentha aquatica	2	+	2	4	2	3	+
Polygonum amphibium					3	3	
Potamogeton gramineus		5			2	2	1
Echinodorus ranunculoides	+	+	+	+	2	2	1
Juncus bulbosus	+		+	+	5	4	+
Eleocharis palustris	2				5	3	
Littorella uniflora	3	5	2	2	5	2	1
Fontinalis antipyretica		+	3	5	5	5	+
Samolus valerandi						4	1
Callitriche spec.						+	
Juncus alpino-articulatus						3	+
Alisma plantago-aquatica						+	r

Tabel 1 Overzicht van abundanties van plantensoorten in Griltjeplak

5.1.2 Maatregelen

De historische maatregelen en ingrepen die in de loop van de tijd in het gebied of nabije omgeving zijn gepleegd die van invloed zijn op abiotische omstandigheden zijn weergegeven in figuur 4.



Figuur 4 Historisch overzicht van gepleegde ingrepen

In verband met de naaldbosaanplant is in 1909 het afwaterende duinbeekje vergraven, dit heeft waarschijnlijk een verhoogde afwatering tot gevolg gehad.
In 1920 is tussen het Griltjeplak en het stroompje de Weeversdam aangelegd. Dit had tot gevolg dat er opstuwing van water plaatsvond. Hierdoor is de vallei te lang nat gebleven. Daarnaast is de grondwaterspiegel in de duinvallei gestegen door de vorming van duinen rondom de vallei (Kroonspolders). Combinatie van deze factoren leidde tot een afname van de dynamiek in de duinvallei.
Vlak naast de vallei in het zuiden zijn de pompputten voor de drinkwaterwinning gesitueerd. Hier wordt sinds 1957 drinkwater gewonnen. Om voor het waterverlies, als gevolg van drinkwaterwinning en ontwatering ten behoeve van de naaldbosaanplant en overige ontwateringssloten, te compenseren zijn dammen en stuwen aangelegd (Zonneveld, 1993 en Bellemakers et al., 1993). In 1978 is de winning gehalveerd. De hydrologie van de vallei is door al deze maatregelen sterk beïnvloed. Het kalkrijke grondwater kan niet meer tot in de wortelzone doordringen (Zonneveld, 1989, 1992 en 1993; Bellemakers et al., 1993 en Cals, 1992).

In 1989 is een proefstrook geplagd waarin in 1990 Waterpunge, Oeverkruid (*Littorella uniflora*), Ongelijkbladig fonteinkruid (*Potamogeton gramineus*), Dwergzegge (*Carex oederi*) en Ondergedoken moerasscherm (*Apium inundatum*) tot ontwikkeling kwamen. Deze veel belovende ontwikkeling heeft er toe geleid om de maatregel over een grotere oppervlakte uit te voeren.

Welke herstelmaatregelen zijn (recent) uitgevoerd?
In 1991 is in het kader van effectgerichte maatregelen de organische sliblaag van de plas tot op de minerale zandbodem verwijderd (Bellemakers et al, 1993; Bobbink et al., 1993 en Cals, 1992). De Weeversdam is opengebroken en er is een regelbare stuw met schotbalken geplaatst opdat het waterpeil weer beheerd kan worden en ophoping van regenwater kan worden voorkomen.

Wat waren de beoogde effecten?
De EGM-maatregel was bedoeld om het voorkomen van plantesoorten uit het Oeverkruidverbond en het Dwergbiezenverbond weer mogelijk te maken.
Met de genomen maatregelen is getracht om de duinplas weer tot een semi-permanente plas te maken, met een vochtig, nutriëntarm en kalkrijk milieu. Daarnaast werd beoogd om de kwel van kalkrijk water in de hoger gelegen delen te stimuleren. Deze zou nieuwe ophoping van organisch materiaal en eutrofiëring kunnen beperken en daarmee de verruiging en het een in hoog tempo dichtgroeien van de plas. Zoals uit de plagproef van 1989 bleek zou herstel van het oeverkruidverbond en het dwergbiezenverbond weer mogelijk moeten zijn (Zonneveld, 1993; Bellemakers et al., 1993; Cals, 1992 en Bobbink et al., 1993).

Welke interfererende maatregelen zijn in de loop van de tijd gepleegd?
Zoals hierboven reeds is aangegeven hebben de ontwatering en aanleg van het bos hebben geleid tot een verlaging van de grondwaterstand (figuur 4). Aanleg van de Kroonpolders in 1920 aan de westzijde van het Griltjeplak de Kroonpolders leidde ertoe dat de vallei van een buitenvallei tot een binnenvallei werd veranderd. De hiermee gepaard gaande opstuwing kan geleid hebben tot een vergroting van de aanvoer van basenrijk grondwater in de vallei.
De waterwinning (1957) heeft ertoe geleid dat de grondwaterstand gedaald is (de onttrekking was in 1978 toegenomen tot 400.000 m^3 per jaar en is in de jaren 80 teruggebracht tot 190.000 m^3 per jaar).
De aanleg van de Weeversdam en andere stuwen waren bedoeld om te compenseren voor de verlaging als gevolg van de winning en ontwatering. Deze hebben tot een grote vernatting geleid, waarbij met name regenwater in het gebied werd vastgehouden. Het resultaat van al deze met elkaar interferende maatregelen was uiteindelijk negatief.
Door de recente verwijdering van stuwen en dammen opdat er weer natuurlijk kan worden afgewaterd is dit probleem opgelost. Of hierdoor de lokale basenrijke kwelstroom weer in voldoende mate en blijvend terugkeert is nog de vraag.
Er is echter nog geen compensatie voor het afvangen van de basenrijk kwelwater door de waterwinning. Voor positieve ontwikkelingen van de vegetatie zal waarschijnlijk de waterwinning verder verminderd moeten worden (Bellemakers et al., 1993, Cals, 1992 en Bobbink et al., 1993).

5.1.3 Monitoring

Wat is er gemonitord?
In het kader van effect gerichte maatregelen (EGM) wordt met name het afgeplagde gedeelte van het Griltjeplak onderzocht. Voor en na de genomen afplagmaatregelen zijn er driemaandelijks monsters genomen van het water en de bodem. Ook zijn er vegetatiekaarten en stippenkaarten gemaakt van een aantal soorten (Bellemakers et al., 1993).
Zowel in 1988 als 1993 is de vegetatie beschreven terwijl er een oude beschrijving van de vallei is gemaakt door Westhoff (Westhoff & van Oosten, 1991).

5.1.4 Resultaten en verwachtingen

Globale aanduiding van veranderingen
Na uitvoering van de effectgerichte maatregelen verschenen binnen een jaar verschillende soorten uit het oeverkruidverbond en het dwergbiezenverbond. Deze soorten zijn Oeverkruid, Stijve moerasweegbree, Ongelijkbladig fonteinkruid, Waterpunge, *Nitella opaca* en Dwergrus. Daarnaast zijn verschillende ondergedoken plantesoorten gevonden.
Deze ontwikkeling en gegevens over de waterkwaliteit duiden erop dat het kalkrijke en bicarbonaathoudende water waarschijnlijk weer tot in de duinplas komt.

Tot welk herstel hebben maatregelen geleid?
De oudere ingrepen tezamen hebben ertoe geleid dat de kalkrijke (lokale kwel-) stroom niet meer in de wortelzone kon doordringen. Het Griltjeplak werd een infiltratiegebied waarin bovendien veel regenwater werd vastgehouden.
Door de recente EGM-maatregel echter kan ophoping van regenwater worden voorkomen. Onderzoeksresultaten duiden erop dat er door de effectgerichte maatregelen weer kalkrijk, bicarbonaathoudend water in de duinplas komt (Bellemakers et al., 1993).
In tabel 2 is de chemische samenstelling van het water weergegeven, zoals dit in het Griltjeplak is gemeten voor en na de effectgerichte maatregelen. Hieruit blijkt dat de alkaliniteit, het calcium- en het magnesiumgehalte sterk zijn toegenomen. Dit wordt veroorzaakt door de droogte van de jaren ten tijde van de maatregelen. De stijging van het chloride-gehalte is te verklaren door indamping als gevolg van het tekort aan neerslag.

parameter	BHK voor EGM	BHK na EGM	GP voor EGM	GP na EGM
pH	7,1 (6,8-7,6)	7,8 (7,1-8,9)**	7,3 (6,7-8,3)	8,0 (7,8-8,2)**
Alkaliniteit	325 (260-410)	1088 (350-2141)***	1381 (820-3610)	2186 (1890-2482)***
Ammonium	4,0 (1,0-7,0)	15,7 (3,0-52,0)*	4,9 (2,0-10,0)	7,0 (3,0-11,0)**
Nitraat	1,6 (1,0-2,0)	14,6 (1,0-84,0)	9,1 (1,0-54,0)	1,0 (1,0-1,0)
o-fosfaat	0,42 (0,06-0,80)	0,56 (0,24-1,16)	0,31 (0,16-1,40)	0,16 (0-0,32)**
Aluminium	8 (3-10)	3 (1-6)	3 (1-6)	2 (1-3)
Calcium	153 (100-190)	763 (495-1400)***	700 (350-2237)	1047 (958-1136)***
Magnesium	269 (210-315)	395 (250-720)	385 (220-765)	464 (327-600)*
Sulfaat	89 (30-150)	345 (174-838)***	156 (8-534)	293 (187-398)***
Chloride	2050 (1500-2400)	2559 (576-6468)***	2080 (629-5544)	4400 (2580-6220)***
Seston	-	12,6 (0,4-68,0)	6,3 (1,4-9,2)	3,5 (2,7-4,2)
Turbiditeit	-	6 (1-32)	8 (3-14)	2 (1-3)
n	6	7	8	2

*Waterchemie van de Badhuiskuil (BHK) en het Griltjeplak (GP) voor en na de behandeling. Alkaliniteit is weergegeven in µeq l^{-1}, voedingsstoffen-concentraties in µmol l^{-1}, seston-gehalte in mg l^{-1} en turbiditeit in ppm $PtCl_2$. Weergegeven zijn de gemiddelden, met de minimale en maximale waarden, n is het aantal waarnemingen. *: p<0,1; **: p<0,05 en *** p<0,01 (Wilcoxon rangtekentoets).*

Tabel 2 Waterchemie van het Griltjeplak

Na de effectgerichte maatregelen verschenen binnen een jaar verschillende soorten uit het oeverkruidverbond en het dwergbiezenverbond. Na uitvoering waren er nog enkele resten van het oorspronkelijke oeverkruidverbond aanwezig. De teruggekeerde soorten zijn Oeverkruid, Stijve moerasweegbree, Ongelijkbladig fonteinkruid, Waterpunge en enkele exemplaren van *Nitella opaca* en Dwergrus. Ook werden verschillende ondergedoken plantesoorten gevonden (Bellemakers et al., 1993 en Zonneveld, 1989).

Zijn er correlaties en causale verbanden af te leiden?
Een deel van de afname van de soorten uit het oeverkruidverbond kan verklaard worden door opstuwing van water door de Weeversdam. Hierdoor blijft de vallei te lang nat en is de dynamiek te gering voor handhaving van deze vegetatie in dit gebufferd gebied. Daarnaast heeft ontwatering van de vallei (door drinkwaterwinning) geleid tot het beëindigen van de kalkrijke kwelstroom (in ieder geval in de wortelzone).

Onderzoeksresultaten duiden erop dat de optredende plantensoorten als gevolg van de effectgerichte maatregelen direct het gevolg zijn van het weer tot in de wortelzone kunnen doordringen van kalkrijk grondwater.
Voor langdurig herstel van de vegetatie vereist herstel van de hydrologische situatie waarbij basisch grondwater weer tot in de wortelzone kan doordringen.
De toekomst zal moeten uitwijzen of dit ook permanent het geval is.

5.1.5 'Beoordeling'

Is er verhoging van de natuurwaarde opgetreden?
Na het plaggen en opschonen van de plas zijn weer soorten teruggekeerd die kenmerkend zijn voor jongere successiestadia en die duiden op de aanvoer van kalkrijk grondwater in de wortelzone. Aangezien dergelijke plantengemeenschappen worden vanuit natuurbeschermingsoogpunt hoog gewaardeerd is er een belangrijke verhoging van de natuurwaarde.

5.1.6 Conclusies en aanbevelingen

De genomen maatregelen voor enkele zeldzame plantengemeenschappen uit het instabiele duinmilieu werken erg positief uit (Bellemakers et al., 1993).
Na uitvoering van de effectgerichte maatregelen, waardoor de oorspronkelijke standplaatsfactoren weer in grote lijnen aanwezig zijn, keren een aantal soorten van het oeverkruid- en het dwergbiezenverbond terug. De zeer snelle terugkeer kan mede verklaard worden door het nog voorkomen van een stukje van de intacte verbonden in de buurt.

Het is niet volledig duidelijk of de als gevolg van de effectgerichte maatregelen opgetreden verbetering permanent is. Het is de vraag of de nu voorkomende kalkrijke abiotische omstandigheden, waarop de vegetatie duidt, een herstel is van een voorheen onderdrukte stroom of dat er sprake is van een tijdelijke aanvoer. Bijvoorbeeld doordat het een stroom is die door een kalkrijk sediment voert dat is uitgeput (ontkalkt) of dat kleine hydrologische veranderingen al kunnen leiden tot een verandering van stroomrichting waardoor het kalkrijke sediment niet meer wordt aangesneden. Om dit zeker te weten is het noodzakelijk om zowel de regionale als de lokale hydrologie te kennen. Waarschijnlijk kan alleen herstel van een voorheen onderdrukte stroom kan tot een langdurig herstel van de vegetatie leiden. Indien de nu genomen maatregelen hiervoor niet voldoende blijken te zijn zou een verdere terugdringing van de waterwinning hieraan kunnen bijdragen.

Voorlopig mag geconcludeerd worden dat verzuring van de vallei kan worden teruggedrongen door het verwijderen van stuwen en dammen opdat er weer natuurlijk kan worden afgewaterd. Of hierdoor de lokale basenrijke kwelstroom zich voldoende heeft kunnen herstellen moet de toekomst uitwijzen. Mogelijk is het noodzakelijk dat de onttrekking van basenrijk grondwater door de drinkwaterwinning verder moet worden teruggedrongen.

Gezien de vele vragen die er nog zijn is het belangrijk een nader hydrologisch onderzoek uit te voeren. Het is in ieder geval belangrijk om tenminste de ontwikkeling van vegetatie, hydrologie en bodem nauwlettend te volgen.

5.1.7 Gegevensbronnen

Bellemakers, M.J.S., M. Maessen, M.J.R. Cals en J.G.M. Roelofs, 1993; Effectgerichte maatregelen tegen verzuring van oppervlaktewateren, eindrapport monitoringsprogramma eerste fase.

Bobbink, R.E., E. Brouwer, M. Coenraats, M.C.C. de Graaf, J.G.M. Roelofs en P.J.M. Verbeek, 1993; Monitoring van effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in oppervlaktewateren en heischrale milieus, interim-rapport 1993.

Westhoff, V. en Van Oosten, 1991; Plantengroei van de Waddeneilanden. Stichting uitgeverij KNNV.

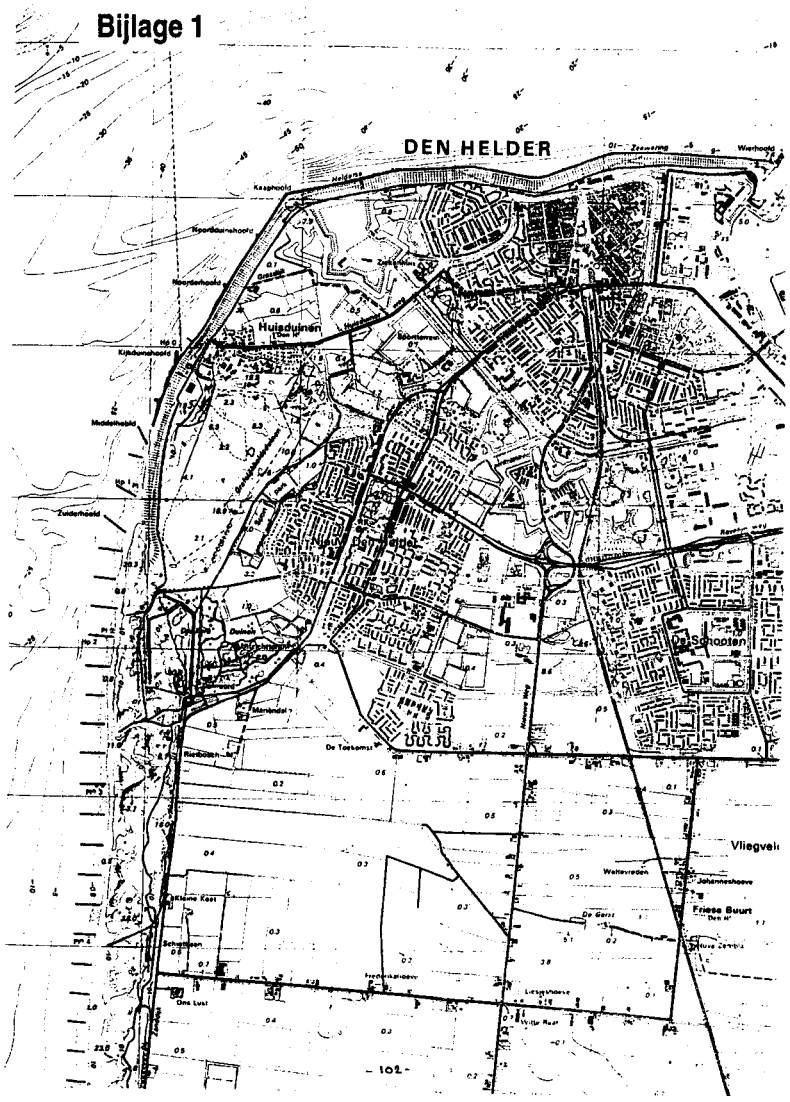
Zonneveld, L.M.L., 1993; Duinvallei Griltjeplak per ongeluk verzuurd? De Levende Natuur nr. 5, 1993, p.170-175.

Zonneveld, L.M.L., 1989; 'Kartering Terschelling t.b.v. onderzoek grondwaterwinning waddeneilanden', LB&P bureau voor landschapsecologisch onderzoek.

5.2 Grafelijkheidsduinen

5.2.1 Algemene beschrijving

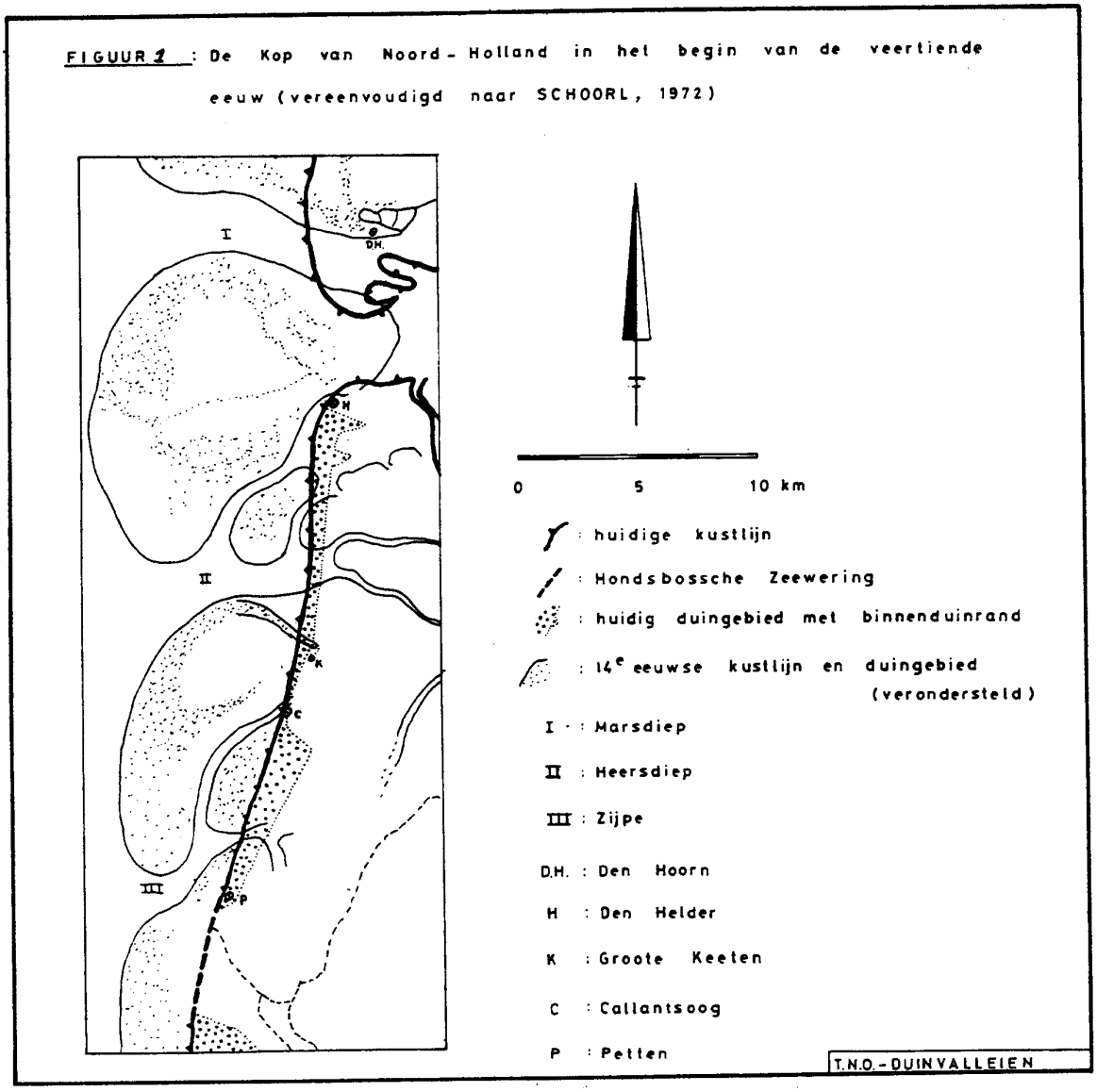
De Grafelijkheidsduinen zijn gelegen pal ten (zuid-)westen van Den Helder (kilometer-coördinaten: 110-551). Figuur 1 geeft een overzichtskaart van het gebied. In het gebied bevindt zich, direct achter de zeewering gelegen en aan alle zijden omsloten door lage tot middelhoge duinruggen, een centraal complex van oorspronkelijk natte en vochtige duinvalleien. Voor zover onder natuurbeheer, beslaat het geheel een oppervlakte van ongeveer 80 ha (op een later tijdstip uit te breiden naar 100 ha). De beherende instantie is het Noordhollands Landschap.
Vernatting van de door waterwinning verdroogde valleien heeft geleid tot een ernstige verruiging ervan. Bij herstelwerkzaamheden in juli-oktober 1994 is in een groot deel van de valleien de verruiging verwijderd en de humuslaag afgegraven.



Figuur 1 Ligging van de Grafelijkheidsduinen.

5.2.2 Wordingsgeschiedenis

De Grafelijkheidsduinen zijn te beschouwen als 'jonge' (dat wil zeggen: weer verstoven) resten van oude eilandsduinen, die hun ontstaan danken aan ontwikkelingen ten gevolge van de zeespiegelrijzing rond 1200. Hierbij werden de oorspronkelijke, ongeveer 10 km meer westelijk liggende strandwallen overspoeld en doorbraakgeulen (onder andere het Marsdiep en Heersdiep) en de eilanden Huisduinen en 't Oghe gevormd. Met name het eerste strekte zich toen nog veel verder in noord-westelijke richting uit dan de huidige kustlijn. Ten oosten van deze eilanden ontstond een uitgestrekt waddengebied (zie figuur 2).



Figuur 2 Ligging en omvang van duingebied in de Kop van Noord-Holland in het begin van de veertiende eeuw (Bakker *et al*. 1979b, naar Schoorl 1972)

In de volgende eeuwen verzandden de geulen ten zuiden van het Marsdiep weer -mede gestimuleerd door de menselijk ingrijpen- waardoor de kustlijn weer gesloten werd. De kusterosie als zodanig ging echter door (sinds 1650 is de kust nog ruim een kilometer teruggedrongen) en zo ook de overstuiving van het gebied achter de nu geheel verdwenen oude duinenrij. In dergelijke uit- en overstuivingsprocessen zijn ook de huidige Grafelijkheidsduinen gevormd. Zij liggen nu op een (Duinkerke-)zandbodem met klei en veen, die weer is afgezet op Hollandveen (Basisveen is afwezig). Op 5-8 meter -NAP ligt in het Pleistoceen afgezet fijnzandig dekzand (Bakker *et al*. 1979b).

5.2.3 Beheers- en gebruiksgeschiedenis

Verspreid in de Grafelijkheidsduinen zijn tot ongeveer 1940 valleien in hooiland-beheer geweest. Om de wateroverlast te beperken, is rond 1850 de Harmssloot gegraven die het vertollige water naar de polder moest afvoeren. Verdroging van het gebied in latere jaren leidde weer tot afdamming van deze sloot om waterverlies te beperken. Dit had echter geen succes, zodat rendabele landbouw in het gebied steeds moeilijker werd en uiteindelijk is opgegeven.
De Grafelijkheidsduinen zijn voorts lokaal gebruikt voor militaire doeleinden: zo zijn er in de loop der jaren enkele schietbanen, oefenterreinen en bunkers aangelegd. Sinds 1855 tot onlangs is er drinkwater gewonnen, waartoe ondermeer waterwinkanalen zijn aangelegd. In het zuiden grenzen de Donkere Duinen aan het gebied, waar in jaren 20 en 30 naaldbossen zijn aangeplant die nu gebruikt worden voor recreatie-doeleinden.

5.2.4 Beschrijving van het ecosysteem

Het zand in de Grafelijkheidsduinen is kalkarm (echter niet zozeer als gebruikelijk in het Duindistrict): volgens Ten Haaf (mond. meded.) ligt het kalkgehalte op ongeveer 1,5 %, wat meer is dan in het Zwanewater, en vergelijkbaar met Texel. Volgens Bakker *et al*. (1979b) komt echter alleen nabij de zee kalkhoudend zand, en kent het grootste deel van de Grafelijkheidsduinen een laag kalkgehalte van enkele tienden van procenten. Ook Bekius *et al*. (1976) spreken van kalkarme duinen.
Op 3 tot 7 m onder NAP is waarschijnlijk brak tot zout grondwater aanwezig, dat zich echter onder een slecht doorlatende klei- veenlaag bevindt en dus geen rol speelt in het de ecologie van het gebied. Vooral het zuidelijke deel van de centrale duinvalleien worden oorspronkelijk beïnvloed door zoet freatisch water uit de omringende duinen, dat tot het begin van deze eeuw vaak tot aan of boven het maaiveld stond. In het noordelijke deel is van oudsher sprake van een wat drogere situatie (Bakker *et al*. 1979a).

Volgens een beschrijving van Hoek en Redeke (1901) is er in het begin van deze eeuw in gebied sprake van een goed ontwikkelde vegetatie van moerassige tot natte duinvalleien met schrale graslanden, vochtige hei, kalkmoerassen en rietland. Tabel 1 geeft een lijstje van de (meer bijzondere) soorten die door hen zijn aangetroffen.

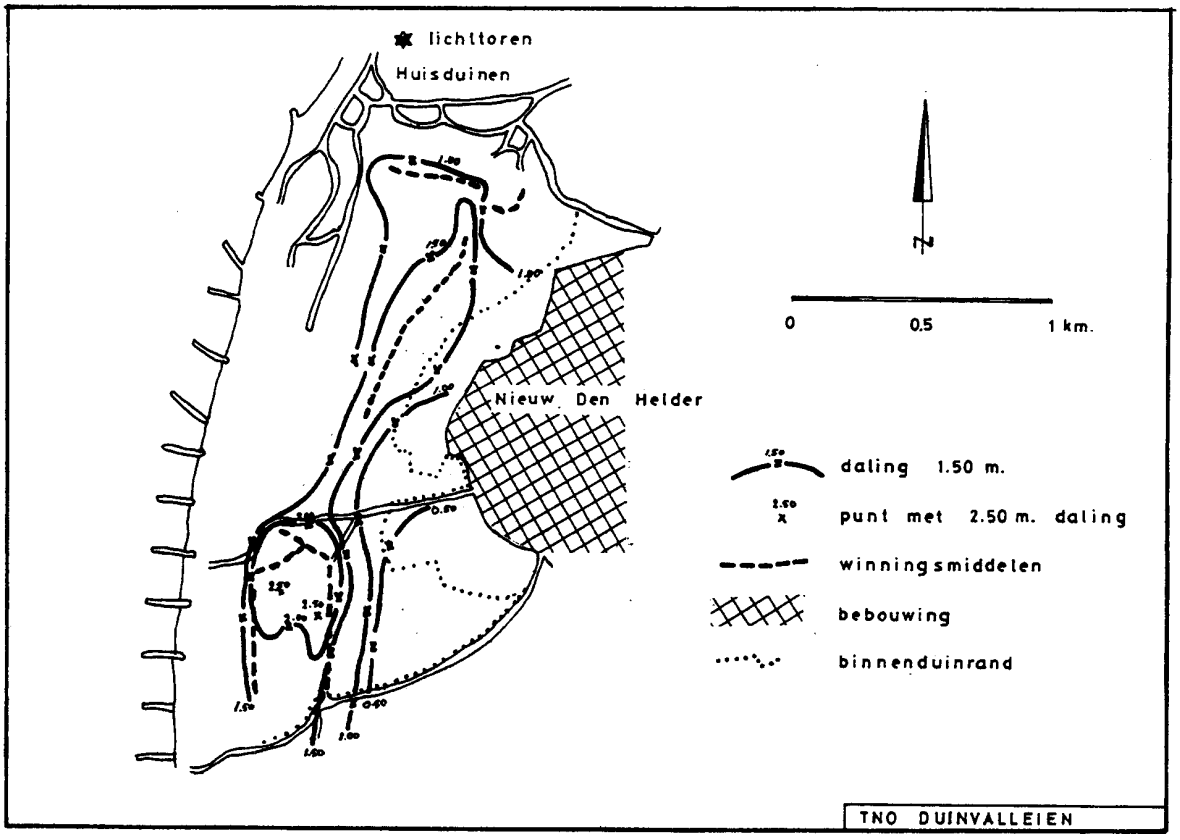
Tabel 1 Enkele (min of meer) bijzondere, door Hoek en Redeke (1901) aangetroffen hogere plantesoorten van vochtige schrale graslanden, vochtige heide, kalkmoerassen en rietland. Al deze soorten zijn, onder andere volgens gegevens van Bakker *et al*. (1979b) in de jaren zeventig verdwenen of sterk achteruitgegaan. De opmerkingen achter de soortsnaam zijn ontleend aan Hoek en Redeke en gelden dus voor het begin van deze eeuw.

Apium inundatum	
Caltha palustris	algemeen op moerassige plaatsen
Carex acuta	
Carex diandra	
Carex echinata	
Carex flacca	
Carex pulicaris	
Carex trinervis	
Centaurium littorale	algemeen
Dactylorhiza incarnata	
Dactylorhiza majalis	
Drosera rotundifolia	
Echinodorus ranunculoides	
Epipactis palustris	algemeen in de valleien bij de schietbaan
Equisetum limosum (=?)	
Eriophorum angustifolium	
Genista tinctoria	vrij algemeen op vochtige plekken
Gentianella amarella	zeldzaam
Gymnadenia conopsea	zeldzaam in duinvalleien
Hippurus vulgaris	
Liparis loeselii	zeer zeldzaam in duinvalleien
Listera ovata	in vochtige duinvalleien, vnl tZv schietbaan
Menyanthes trifoliata	
Ophioglossum vulgatum	
Orchis morio	algemeen
Oxycoccus macrocarpos	
Parnassia palustris	algemeen
Pedicularis palustris	
Pedicularis sylvatica	
Pyrola minor	
Pyrola rotundifolia	algemeen op vochtige plekken
Platanthera bifolia	vrij algemeen in de valleien
Potentilla palustris	
Radiola linoides	zeldzaam
Ranunculus lingua	
Sagina nodosa	
Scirpus setaceus	
Schoenus nigricans	in vochtige duinvalleien tZv Harmsloot
Vaccinium uliginosum	
Valeriana dioica	

5.2.5 Oorzaken en gevolgen van verdroging

Al in 1855 is er in de Grafelijkheidsduinen een begin gemaakt met drinkwaterwinning. Dit gebeurde via winningskanalen uit het freatisch water (het grondwater in de watervoerende pakketten is brak tot zout en hiervoor dus ongeschikt). Figuur 3 geeft een overzicht van de locaties van deze kanalen en van de effecten van de winning op het peil tot 1953.
Aanvankelijk was er slechts sprake van een geleidelijke daling van het grondwaterpeil. In 1901 waren er zeker nog goed ontwikkelde natte valleien (Hoek en Redeke, 1901). De effecten in de zin van 'echte' verdroging zijn, onder andere door toename van de grondwateronttrekking, pas sinds enkele decennia goed merkbaar geworden. Ondanks de -beperkte- stijging ervan door de afdamming van de Harmssloot was de grondwaterstand in 1953 in grote delen van de valleien in de Grafelijkheidsduinen minstens 2 meter lager dan in 1901. In de zeventiger jaren had het

gebied al hoofdzakelijk een droog karakter gekregen, en resteerde er slechts een enkele natte en vochtige vallei (Bakker *et al.* 1979b)



Figuur 3 Ligging van de winningskanalen ('winningsmiddelen') en de grondwaterstandsdaling tussen 1901 en 1953 in het duingebied bij Den Helder. Ontleend aan Bakker *et al.* 1979b

Naast de winning van drinkwater zijn er nog enkele andere verdrogingsoorzaken aan te wijzen, die echter wat effecten voor de Grafelijkheidsduinen als zodanig betreft bij de eerste in het niet vallen. Zo is er door de aanleg van de Harmssloot in de vorige eeuw waarschijnlijk enige verdroging opgetreden, en is door de bosaanplant in de Donkere Duinen de grondwaterstand in omgeving ervan gedaald met (maximaal) 1 meter.
Volgens Bakker *et al.* (1979b) kan de kustafslag niet als verdrogingsoorzaak aangeduid worden. Een beschermende bitumen- en basaltlaag die sinds 1956 op een deel van buitenste duinenrij is aangebracht, verhindert immers afstroming van het grondwater en veroorzaakt stuwing ervan.

Door de verdroging is vooral in de lager gelegen, nog wat nattere delen van de valleien een humuslaag van een halve meter dikte gevormd; in de droge delen was deze laag minder dik. Een groot aantal van de soorten die Hoek en Redeke in 1901 hadden aangetroffen waren in de jaren zeventig verdwenen of sterk achteruitgegaan. Het betreft hier vooral soorten van vochtige schrale graslanden, vochtige hei, kalkmoerassen en rietland, die zijn vervangen door verruigingssoorten als Duinriet.

Op sommige plaatsen konden vegetaties en soorten van natte omstandigheden het niettemin nog volhouden. Zo melden Bekius *et al*. (1976) van een gebied in het zuiden van de Grafelijkheidsduinen, dat vroeger (zeer) vochtig en uitzonderlijk rijk moet zijn geweest, ook in de zeventiger jaren nog een waardevolle vegetatie ('een van de laatste vochtige duinvalleien in het kalkarme Waddendistrict op het vasteland'). Hierin kwamen (elementen uit) het Junco baltici-Schoenetum nigricantis, Pyrolo-Salicetum, Cirsio-Molinietum, Ericetum en Polypodio-Empetretum nog voor.
Grenzend aan deze vallei, in de Harmsloot en omgeving, werden Wateraardbei, Gagel, Blauwe zegge, Kantig hertshooi, Dotterbloem nog aangetroffen, en in een nabijgelegen, tot grondwater uitgestoven duinpan met stagnerend water Dwergvlas, Late zegge, Egelboterbloem, Waternavel, Tormentil, Duinrus, Pitrus, Zomprus, Hondsviooltje en tot voor enkele jaren daarvoor ook nog: Oeverkruid, Spaanse ruiter, Kantig hertshooi en Duizendknoop-fonteinkruid.

5.2.6 Herstelmaatregelen

Om louter technische redenen, en niet als beheersmaatregel, is de waterwinning in 1980 in één keer gestopt. In verband met de hierdoor optredende wateroverlast voor omwonenden is echter nog herhaaldelijk water opgepompt. In 1986 is een drainage-systeem aangelegd waardoor de overlast op de plaatsen waar dit speelde is opgelost. Sindsdien is het herstel van het grondwaterpeil in de rest van Grafelijkheidsduinen permanent.
In het hele terrein is sprake van een aanzienlijke vernatting, in de lagere delen met 40 cm tot aan en boven het maaiveld (Ten Haaf en Bakker 1986). Deze peilstijging van het relatief kalkrijke grondwater leidde -ook in het kalkarme zand- tot een versnelde mineralisatie van de humuslaag, en vervolgens eutrofiëring en verruiging van nagenoeg het hele terrein. Deze effecten werden nog vergroot door de, zeker in de eerste periode optredende, versterkte peilfluctuaties, waardoor een goede zuurstof-voorziening verzekerd was.

Op een aantal plaatsen ontstonden aanvankelijk massale Duinrus-velden. Deze werden echter na korte tijd vervangen door zeer soortenarme ruigten met Kruipwilg, Braam (Rubus fruticosus) en Duinriet. In de natte delen ontwikkelden zich meer dan manshoge ruigten met Kruipwilg, Duinriet, Riet en Grauwe wilg en in mindere mate Riet, Oeverzegge, Rietgras en Galigaan (deze laatste soort was er overigens ook vóór de vernatting). In deze ruigten heeft zich later ook Veenwortel uitgebreid tot een massale aanwezigheid in 1993. Aan de randen van deze vegetatie vestigden zich verspreid ook Duinrus, Drienerf- en Zwarte zegge (Louman en Slings 1990).
Plaatselijk handhaafde Duinrus zich en breidden soorten als Wateraardbei, Egelboterbloem en Tormentil zich uit. Op de spaarzame (door begrazing) opengebleven stukjes verschenen wat later soorten als Late zegge, Moeraskartelblad, Verfbrem, Hondsviooltje en zeer lokaal Dwergvlas.
Onder andere omdat in de drogere delen de humuslaag minder dik was, is hier de (eutrofiëring en) verruiging beperkt gebleven. Omdat hierdoor ook de toegankelijkheid voor de grote grazers beter was, zijn de begrazingseffecten in de vegetatie-patronen er duidelijker te zien.

Om het eerste en meest in het oog lopende effect van de vernatting, een sterke verruiging, enigszins terug te dringen, wordt het hele gebied sinds 1986/87 begraasd door zes Schotse

Hooglanders, en sinds 1993 bovendien door vier pony's. Dit bleek echter geen afdoende oplossing van het verruigingsprobleem te kunnen zijn.
In de zomer en herfst van 1994 is men vervolgens overgegaan tot het grootschaliger verwijderen van organisch materiaal. Vooral in de natte en vochtigere delen van de Grafelijkheidsduinen is hiertoe de humuslaag en de verruigde vegetatie tot op het minerale zand afgegraven, waarbij het oorspronkelijke reliëf zoveel mogelijk gevolgd is.

5.2.7 Conclusies en aanbevelingen

In hydrologische zin is de -niet als zodanig bedoelde- maatregel zeer effectief geweest: een snelle en radicale stijging van het grondwaterpeil was immers het gevolg. Voor de ontwikkeling van de natuurwaarde geldt dit bepaald niet. De zeer snelle vernatting met kalkrijk grondwater, de peilfluctuaties daarvan en de aanwezigheid van een dikke humuslaag hadden een sterke mineralisatie en vervolgens eutrofiëring tot gevolg, ondanks het feit dat het duinzand ter plekke (vrij) kalkarm is.
Van een terugkeer van de oorspronkelijk vegetatie is tot nu toe dan ook weinig sprake (hoogstens van een kleine verbetering in het soortenspectrum) maar wel van verruiging. De effecten van de vernatting in termen van natuur- (vegetatie-)waarde zijn dan ook nog zeer gering, volgens sommigen zelfs minder gunstig (Ellers 1992).

5.2.8 Het volgen van de ontwikkelingen

Van 'echte' monitoring van de ontwikkelingen is geen sprake: er zijn slechts enkele inventarisaties en metingen uitgevoerd in verschillende contexten. De verzamelde gegevens liggen verspreid opgeslagen, o.a. bij de Provincie Noord-Holland als inventarisaties uit (ongeveer) 1980 en 1987.
De meetgegevens van de waterkwaliteit bevinden zich misschien bij PWN.

5.2.9 Gegevensbronnen

Bakker, T.W.M., J.A. Flijn en F.J. van Zadelhof, 1979a; Basisrapport TNO Duinvalleien. Algemene hoofdstukken. Studie- en informatiecentrum TNO voor milieu-onderzoek, Delft

Bakker, T.W.M., J.A. Klijn en F.J. van Zadelhoff, 1979b; Basisrapport TNO Duinvalleien. Deelrapport Den Helder - Petten. Studie- en informatiecentrum TNO voor milieu-onderzoek, Delft

Bekius, R., J.A. Krijgsman, J.A. Overzet, J.K. Schendelaar, B. Schrieken en J. de Vlas, 1976; Atlas van de natuurgebieden in de gemeente Den Helder. Werkgroep Atlas Natuurgebieden, Den Helder

Ellers, J., 1992; Herstel en aanleg van natte duinvalleien. Een floristische evaluatie van de 24 natuurontwikkelingsprojekten. Bureau D & K, Leiden

Hoek, J. en H.C. Redeke, 1901; Flora van Helder. Handleiding tot het bestemmen der in en om Helder, Huisduinen en het Koegras wildgroeiende en op openbare plaatsen algemeen aangeplante kruiden, heesters en boomen. C. de boer Jr., Den Helder

Louman, E.G.M. en Q.L. Slings, 1990; Regeneratie van vochtige duinvalleien. In Koerselman, W., M.A. den Hoed, A.J.M. Jansen en W.H.O. Ernst: Natuurwaarden en waterwinning in de duinen: mogelijkheden voor behoud, herstel en ontwikkeling van natuurwaarden. KIWA-mededeling nummer 114

Haaf, C. ten en T.W.M. Bakker, 1986; Pompen en verzuipen. Wateroverlast rond de Helderse duinen. Ten Haaf en Bakker Hydrologisch en Ecologisch Adviesbureau, Alkmaar

5.3 Zeepeduinen

5.3.1 Inleiding

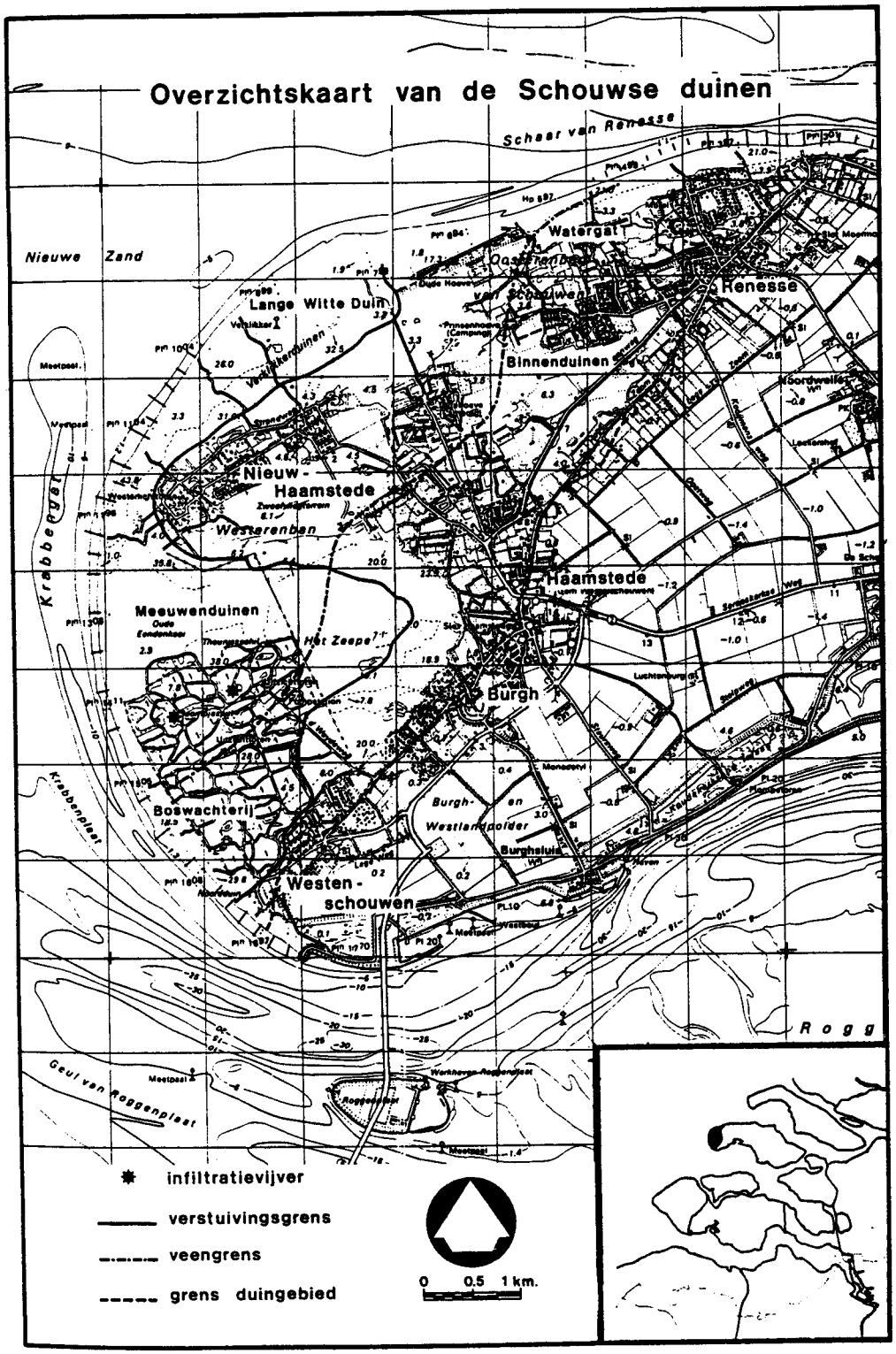
De Zeepeduinen is een complex van duinvalleien, gelegen op Schouwen (km-coördinaat 39-413 en omringende), met een totale oppervlakte van ongeveer 100 ha. Sinds 1983 is het terrein in eigendom van en wordt het beheerd door Natuurmonumenten. Veel van het onderzoek ter plekke is gedaan door medewerkers van PWS-Zeeland, met name J. Beijersbergen.

5.3.2 Wordings-, beheers- en gebruikgeschiedenis

De Zeepeduinen zijn een onderdeel van een omstreek de twaalfde eeuw overstoven oud duinlandschap. Rond 1750 raakte het zelf weer overstoven, met uitzondering van het oostelijke deel. Daar, ter plekke van de huidige valleien, was sprake van uitstuiving tot op het oude zand, soms tot op het freatisch water (zie figuur 1).
Zeer lange tijd is het gebied in particulier eigendom geweest van de Heren van het Kasteel van Haamstede, die het in 1983 verkochten aan de Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten. Tot de zestiger jaren zijn de Zeepeduinen op een extensieve, weinig veranderde manier gebruikt als weidegrond voor rundvee. Van akkerbouw op enige schaal is hier nooit sprake geweest.
Toen het gebied zijn agrarische functie verloor hebben in de valleien processen als spontane verstuiving de vrije ruimte gekregen. Niettemin zijn grote delen van het gebied daarna verruigd (met boomopslag dan wel Duinriet en Pijpestrootje), onder andere doordat er geen begrazing meer plaatsvond.
De omringende hoge duinen zijn de natuurlijke processen wel beperkt: zij zijn vastgelegd. Onder andere met het oog hierop is het duinmassief dat aan de westzijde van de Zeepeduinen ligt, in Rijksbezit, tussen 1923 en 1941 bebost.
In 1930 is men begonnen met drinkwaterwinning uit het gebied ten westen van de Zeepeduinen, in later jaren aanzienlijk geïntensiveerd ten behoeve van de recreatie. In 1978 werd de winning gehalveerd en vervangen door infiltratie.
Na aankoop van de Zeepeduinen door Natuurmonumenten is het gevoerde beheer grotendeels op gelijke voet voortgezet. Alleen werd er nu op een selectieve manier gemaaid in de lage delen van enkele vochtige valleien, om de waardevolle vegetatie daar te behouden.

5.3.3 Beschrijving van het ecosysteem

De Zeepeduinen vormen een uitgestrekt complex van vochtige en natte duinvalleien met actieve verstuivingen, omringd door vrij jonge en oudere duinen.
De bodem bestaat uit relatief kalkarm zand, met een primair kalkgehalte van 1-2%. Elders in Duindistrict kan het kalkgehalte op 8-10% liggen, zodat de Zeepeduinen intermediair zijn tussen het Duin- en het Waddendistrict, en vergelijkbaar met het relatief kalkrijke Schiermonnikoog.



Figuur 1 Ligging van de Schouwse duinen en de Zeepeduinen daarbinnen. Uit Beijersbergen 1990

Niettegenstaande dit lage primaire kalkgehalte is de bodem op Schouwen tot op zeer lage Ca-waarden gebufferd (volgens Louman 1989 onder andere door de geringe ontkalkingsdiepte). Het omslagpunt naar verzuringsgevoeligheid blijkt hier te liggen bij 0,05% $CaCO_3$. In de Zeepeduinen is dan ook bij een $CaCO_3$-gehalte van 0,1% nog sprake van pH 6-8. Aan de randen van de valleien is dit gehalte bovendien aantoonbaar hoger, zodat het verzuringsrisico hier nog kleiner is.
Doordat de Zeepeduinen enigszins in de luwte liggen van de hoge, vastgelegde duinenrij in het (noord-)westen, is de inwaai van vers, Ca-rijker zand hier beperkt. Bovendien vermindert deze inwaai verder naar het oosten. Uitloging is dan ook in de Zeepeduinen een belangrijk fenomeen. Duindoorn- en Kruipwilg-struwelen komen daardoor weinig voor in met name de grote valleien. Meer in het noorden speelt inwaai wel een rol van betekenis, en hier komt Duindoorn dan ook veel meer voor. Kruipwilg staat vooral aan de rand van de vallei, omdat hier sprake is van enige zijwaartse inspoeling vanaf helling van Ca-rijk materiaal.
In de ondergrond, op 0 m NAP, scheidt een afsluitende veenlaag (Hollandveen) van ongeveer een halve meter dikte het eerste watervoerende pakket van het freatisch water. Deze laag strekt zich onder het gehele gebied uit. De Zeepeduinen liggen bijna geheel aan de oostelijke zijde van een waterscheiding.
De vallei-vegetatie is, vanwege de kalk-status, vergelijkbaar met die van het Waddendistrict: in uitblazingsvalleien (*Pyrola-Salicetum*-)soorten als Klein wintergroen, Dwergvlas en Dopheide, en in primaire valleien Duinrus en Dwergbloem.

5.3.4 De oorzaak van de verdroging

Er zijn in feite drie oorzaken voor de verdroging: de drinkwaterwinning sinds 1930, de bebossing ten westen van de Zeepeduinen tussen 1923 en 1941 en tenslotte de ontwatering voor de landbouw (na 1953) van de binnenduinrand en de oostelijk van het gebied gelegen polder.
De eerstgenoemde oorzaak is de belangrijkste. Aanvankelijk vond de waterwinning alleen plaats in de Boswachterij ten westen van de Zeepeduinen. Sinds 1967 is zij echter onder invloed van de toenemende recreatie aanzienlijk geïntensiveerd en uitgebreid tot aan de oostgrens met polder. Het is gebleken dat de winning amper met onderzoeken (naar locaties of te winnen hoeveelheid) is voorbereid.
Door de relatief grote afstand tot de winputten en het bos als zodanig, en zeker ook door de veenlaag boven het watervoerende pakket waaruit gewonnen werd, waren de effecten lange tijd beperkt. De geleidelijke verdroging was in de Zeepeduinen werd pas na 1960 merkbaar. Tot die tijd was er tenminste lokaal nog een rijk geschakeerde vochtige duinvallei-vegetatie aanwezig. Met name de geïntensiveerde winning leidde tot een veel grotere grondwaterstandsverlaging. Het gevolg hiervan was een aanzienlijke verdroging en verruiging van de vegetatie, dit laatste onder invloed van de wellicht door een de goede buffering gestimuleerde mineralisatie. Deze verruiging verergerde doordat op gegeven moment de begrazing werd stopgezet, en niet werd vervangen door bijvoorbeeld een maairegime.

Tabel 1 Vegetatie-ontwikkeling in een PQ in de Zeepeduinen tussen 1978 en 1989, de periode waarin de wateronttrekking verminderde. Uit Beyersbergen 1990

jaar van opname	78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89
% totale bedekking	40	80	-	10	40	100	90	95	-	-	5	60
% bedekking kruidlaag	10	15	-	5	10	15	10	10	-	-	5	65
% bedekking moslaag	35	70	-	10	35	90	90	90	-	10	-	10
aantal soorten	31	31	-	11	12	12	11	11	9	10	9	9
grondwater tov mv max	+32	+34	+17	+38	+35	+47	+42	+37	+49	+43	+98	+70
grondwater tov mv min	-88	-58	-23	- 4	-29	- 4	+16	- 3	- 2	+22	+48	- 6
seizoensfluctuatie cm	120	92	40	42	64	51	26	40	51	21	50	76
gws tov mv april/sept	-45	-40	- 3	+19	-5	+21	+29	+21	+22	+29	+64	+29
Cladonia fimbriata	+	+	v									
Cladonia rei	1	1	e									
Cladonia rangiformis	r	r	g									
Cladonia conistea	1	1	e									
Peltigera canina	2m	2m	t									
Ceratodon purpureus	3	4	a									
Brachythecium rutabulum	+	+	t									
Brachythecium albicans	+	+	i									
Senecio jacobea	+	+	e									
Cirsium vulgare	+	+										
Betula sp.	+	+	v									
Aira praecox	.	+	e									
Sagina procumbens	2a	2a	r									
Poa annua	+	+	d									
Veronica officinalis	.	+	r									
Calamagrostis epigejos	1	1	o									
Pyrola rotundifolia	1	1	n									
Prunella vulgaris	.	r	k									
Lotus uliginosum	r	+	e									
Holcus lanatus	+	+	n									
Lychnis flos-cuculi	+	.										
Cirsium palustre	+	+										
Veronica scutellata	+	.										
Epilobium sp.	1	1										
Samolus valerandi	r	.										
Lycopus europaeus	+	1		+	r	r	.	.		r	.	+
Salix repens	1	2a		1	2m	2m	2m	2m	.	2m	2m	2a
Eleocharis palustris	2m	2m		2m	1	2a	2a	2a	.	2m	.	2a
Carex trinervis	+	+		+	+	1	1	1	.	2m	2m	3
Hydrocotyle vulgaris	1	1		1	1	1	1	1	.			
Myosotis laxa	r	+		1	+	1	1	1	.	r		
Drepanocladus aduncus				2a	2b	5	5	5	.	2m	.	2a
Potamogeton polygonifolius				1	2m	2m	2m	1	.	r	1	1
Galium palustre				1	r	1	1	.		r	.	+
Juncus articulatis				r	+	+						
Lemna minor					1	1	.	.	.	r	1	1
Agrostis stolonifera					1	1	.	+	.	r	.	1

r *zeer weinig (1-2) exemplaren in proefvlak*
+ *weinig exemplaren in proefvlak, bedekking < 5%*
1 *talrijk, bedekking < 5%*
2m *zeer groot aantal exemplaren in proefvlak, bedekking < 5%*
2a *bedekking 5-12.5%*
2b *bedekking 12.5-25%*
3 *bedekking 25-50%*
4 *bedekking 50-75%*
5 *bedekking 75-100%*

In verdroogde valleien werd het beeld bepaald door ruigten van Duinriet en door lage Kruipwilg-heide met korstmossen. Aan de randen van de valleien groeide het Kruipwilg-struweel fors uit, met in de ondergroei veel soorten die goed bestand zijn tegen peil-fluctuaties (zie tabel 6.12). Hoewel Pyrolo-Salicetum-vegetaties, zij het lokaal en rudimentair, aanwezig bleven, waren de zoete nat-vochtige valleien met deze verdroging verdwenen.

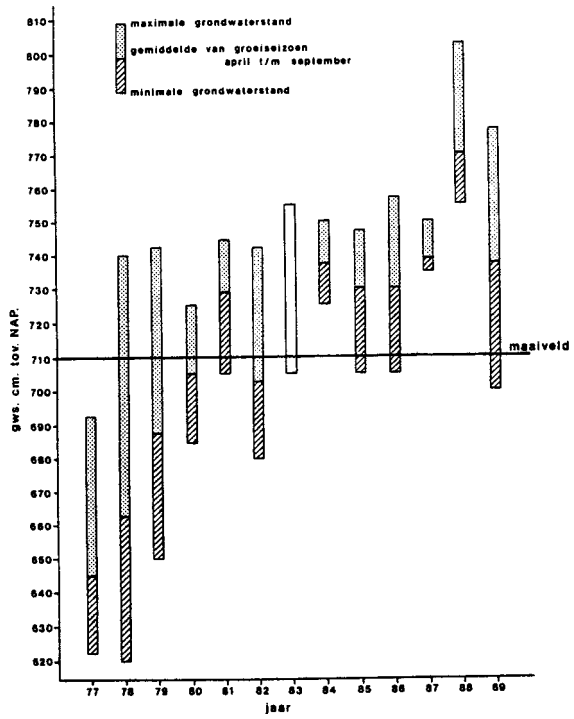
5.3.5 Herstelmaatregelen

Naar aanleiding van de beschreven verdrogingseffecten is men in 1978 overgegaan op infiltratie van Rijnwater (uit het Haringvliet) in twee vijvers in de Boswachterij. Hierdoor werd het mogelijk de winning uit het 'eigen' grondwater te halveren (in nabije toekomst volgt nog een halvering). De infiltratie in de oostelijke van de twee vijvers is uit efficiëntie-overwegingen inmiddels weer gestopt, zodat alleen de westelijke nog als infiltratievijver wordt gebruikt.
Omdat een herstel van de oorspronkelijke natte duinvallei-vegetaties uitbleef, is men in 1986 overgegaan tot aanvullend beheer. Dit bestond uit het plaggen van enkele duinvalleien tot op minerale zand en het lokaal stimuleren van verstuiving. Ook is achterstallig onderhoud gepleegd door maaien en kappen, terwijl later ongeveer 100 Shetland-pony's zijn ingeschaard.

5.3.6 De effecten van de herstelmaatregelen

De wijziging in de waterwinningsstrategie heeft geleid tot een sterke verhoging van de grondwaterstand in de Zeepeduinen, lokaal zelfs tot langdurige en permanente inundaties, en tot een vermindering van de peilfluctuaties. Zeer snel na maatregelen steeg het grondwaterpeil met 60-80 cm, en was al na een jaar (1979) weer op het 'oude' niveau; het heeft zich nu op het niveau van 1962 gestabiliseerd (zie figuur 2).

De oorzaak van de stijging is in feite tweeledig. Enerzijds heeft de afname van de winning uit het grondwater gezorgd voor een grotere watervoorraad. Anderzijds is de gradiënt naar zee door de infiltratie van het Rijnwater minder steil geworden, waardoor de afstroming vanuit de Zeepeduinen is verminderd.
Doordat de infiltratie bovendien -onbedoeld en dus toevallig- aan andere zijde van de waterscheiding plaatsvindt, stroomt treedt het overtollige infiltratiewater uit naar zee (ten westen en zuiden van de Boswachterij) en niet naar de Zeepeduinen. Het effect van de infiltratie op de waterkwaliteit in de Zeepeduinen is hierdoor beperkt gebleven.



Figuur 2 Freatische grondwaterstanden onder invloed van verminderde onttrekking van grondwater en van verschillen in neerslag in de Zeepeduinen. Uit Beyersbergen (1990)

De valleien zijn overal minimaal vochtig geworden, en staan lokaal zelfs een groot deel van het jaar onder water. Ook al was er in de Zeepeduinen sprake van weinig humus, toch was ook nu weer de verruiging aanvankelijk aanzienlijk: de staande droge vegetatie verdronk en ging mineraliseren. Door deze mineralisatie en mogelijk ook door de onder invloed van de hogere grondwaterstand afgenomen kalkrijke kwel uit de omliggende duinen, de buffercapaciteit van de bodem verminderd (Beijersbergen 1990).

Met plaggen wordt niet alleen het organisch materiaal maar ook de uitgeloogde laag verwijderd en zo de meer kalkhoudende bodemlaag blootgelegd. Het herstel van de buffercapaciteit wordt hiermee bevorderd.
Ook het uitstuiven, weer mogelijk gemaakt door de verruiging te verwijderen, lijkt een dergelijk effect te hebben.
Uitstuiving tot op het grondwater vindt hier nu vaak plaats, ook al liggen de Zeepeduinen ver uit de kust. Deze schijnbare tegenstrijdigheid kan volgens Beijersbergen (mond. meded.) verklaard worden door de grote dimensies van het uitgestrekte duin-complex. In 1988 was een grote secundaire vallei al plaatselijk tot op het grondwater uitgeblazen.
Overigens zijn er in het gebied ook enkele in 1976 uitgeblazen windkuilen, die sinds de stijging van het peil permanent water bevatten. In zulke stuifkuilen met permanent water is dit water eutroof; ze fungeren namelijk als een bezinkingsput voor de nabije omgeving. Duinmeren zijn dan ook nooit zo waardevol (zie ook Londo 1985).

De verruiging, nog bevorderd door de eerst toegenomen fluctuaties, uitte zich ondermeer in dikke pakketten Drepanocladus (Gewoon sikkelmos) die lokaal de vegetatie van Kruipwilgen volledig overwoekerden. Deze situatie is lange tijd zo gebleven. Elders is Kruipwilg waar deze soort door verdroging dominant was geworden, na vernatting al snel weer verdwenen.
Door de verruiging die er ten tijde van de vernatting al (nog) was, ontbraken voor de soorten van de laagstgelegen (wel door maaien van verruiging vrijgehouden) plaatsen bij de stijging van het grondwaterpeil de uitwijkmogelijkheden. Na 1986 is de verruiging op enkele plaatsen (met name in de vochtige valleien als de Wulpen- en Stofzaadvallei) tegengegaan door middel van plaggen. Dit leidde eerst tot snelle uitbreiding van pioniers en grassen, en meer in het bijzonder op incidenteel droogvallende tot dominantie van ondermeer *Samolus valerandi*, *Myosotis laxa* en *Chenopodium rubrum*. Spoedig kwamen ook de voorboden van het *Schoenetum*: eerst de meer pionier-achtige (als *Sagina nodosa*, *Centaurium littorale*). De meer typerende soorten kwamen echter pas na ongeveer tien jaar. Deze zullen voor een groot deel via dispersie hierheen zijn gekomen: uit de Verklikkerduinen, Grevelingen (zeker ook via de vogeltrekrouten).
De regeneratie gaat het snelst waar de vegetatie juist onder invloed van het grondwater is komen te staan (mesoserie; bij de hygroserie is het werkelijke herstel minder snel). Waar een vallei maximaal vochtig blijft (of slechts zeer korte winter-inundaties kent), komen de 'leukere' soorten van de kalkarme duinen (terug): *Scirpus setaceus*, *Dactylorhiza incarnata*, *Epipactis palustris*.
In nog wat drogere omstandigheden is in de Zeepeduinen een opbloei gevolgd van vegetaties van het *Pyrolo-Salicetum* met soorten als de hier typisch kortblijvende Kruipwilg, maar vooral ook *Pyrola minor* en *Monotropa hypopithys hypophegea*, begeleid door bijvoorbeeld *Listera ovata*. Dit gebeurde echter alleen in de paar valleien waar dergelijke vegetaties als zodanig (rudimentair) steeds aanwezig waren gebleven. Deze bijzondere soorten moeten opgekomen zijn uit een zaadbank of het betreft nakomelingen van onopgemerkt gebleven eenlingen: van elders in de wijde omgeving zijn ze immers niet bekend.

5.3.7 Conclusies en aanbevelingen

Het blijkt bij planning van regeneratie essentieel, van te voren een waterbalans van het betreffende gebied op te stellen om de effecten van vernatting beter te kunnen voorzien en sturen.
Uit een dergelijk onderzoek vooraf bijvoorbeeld blijken dat het nodig is om vóór de vernatting te plaggen en ruigte te verwijderen. Zo kan voorkomen worden dat een eventueel aanwezige humuslaag gaat mineraliseren, waardoor verruiging de overhand kan gaan nemen.
Ingrepen als deze werken alleen bij een flinke oppervlakte; in andere gevallen is er te veel sprake van ruis en verstoringen door dynamiek aan de terreinranden.
Grondwateronttrekking zou (met behulp van vergunningverlening als instrument) beter 'genuanceerd' plaats kunnen vinden: met seizoensdifferentiatie, en rekening houdend met droge/natte jaren.
Valleiranden bieden (althans op Schouwen) door buffering en hydrologie de beste vestigingsmogelijkheden voor bijzondere vegetaties (valleibodems zijn iets minder gebufferd, maar vooral vaak te nat). Op die randen moet dus de meeste aandacht gericht worden.
Het belang van plaggen en stuiven in verband met het 'hernieuwen' van het kalkgehalte en dus de buffering is duidelijk gebleken.

5.3.8 Volgen van de ontwikkelingen

In 1978 is een vegetatieonderzoek gestart met een aantal pq's naar aanleiding van de veranderingen in de waterwinning. De pq's worden nog steeds jaarlijks door Beijersbergen gevolgd. Ook de hydrologie wordt vanaf 1978 -maandelijks- gevolgd met peilbuizen bij de pq's. Alle onderzoeksdata worden op het KIWA beheerd.

5.3.9 Gegevensbronnen

Beijersbergen, J., 1990; Grondwaterbeheer en regeneratie in de duinen van Schouwen. In Koerselman, W., M.A. den Hoed, A.J.M. Jansen en W.H.O. Ernst: Natuurwaarden en waterwinning in de duinen: mogelijkheden voor behoud, herstel en ontwikkeling van natuurwaarden. KIWA-mededeling nummer 114

5.4 Grote en Kleine Mandenvallei

5.4.1 Algemene beschrijving

De Grote en de Kleine Mandenvallei (zie figuur 1) zijn gelegen in de Eierlandsche Duinen, in het noorden van Texel (km-coördinaten: 118-576), en beslaan een oppervlakte van respectievelijk ongeveer 2,1 ha en 1,3 ha. Het beheer is in handen van Staatsbosbeheer.
De in het onderstaande verwerkte informatie is voornamelijk verkregen in een interview met Th. Spruijt en Th. Baas, medewerkers van de Provincie Noord-Holland.
Van de gebruiks- en beheersgeschiedenis is -momenteel- niets bekend.

5.4.2 Ecosysteem-beschrijving

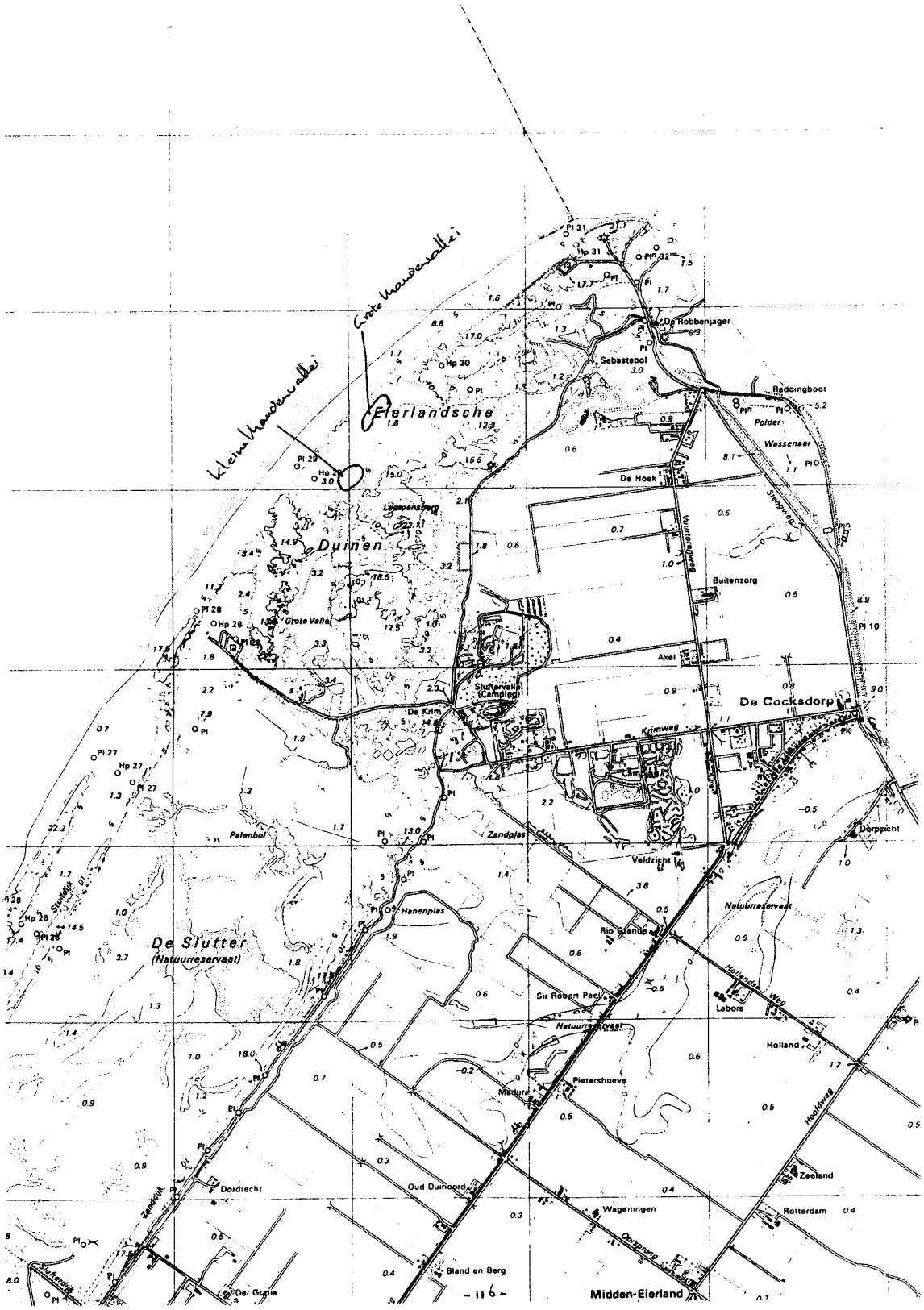
Beide valleien maken deel uit van een groter valleiencomplex in de Eierlandsche Duinen. In de ondergrond van de Grote Mandenvallei blijkt zich een afsluitende laag te bevinden (zie verder). De bodem van de valleien bestaat uit jong, redelijk kalkrijk duinzand, met een kalkgehalte van ongeveer 4% (volgens Bakker *et al*. 1979b) minder dan 2%). Door kwel vanuit de duinen lagen hier oorspronkelijk -in de vorige eeuw- natte valleitjes. De Ca++-concentratie van het freatisch water (in het natte jaar 1993) is in de Grote Mandenvallei 120-140 mg/l en in Kleine Mandenvallei 70-140 mg/l. Door zout-inwaai bedraagt de Cl-concentratie maximaal 400-500 mg/l (tabel 1).

5.4.3 Verdrogingsoorzaak

Door afslag in de afgelopen decennia is de kust ter plekke ongeveer een kilometer smaller geworden, waardoor de achter de zeereep liggende duinvalleien verdroogden. De hierdoor veroorzaakte daling (verminderde opbolling) van de grondwaterspiegel leidde er ook toe dat de kwel, die eertijds aan het maaiveld kwam, is hierdoor verdwenen.
Deze situatie heerste tot voor kort al enige tientallen jaren. Als gevolg hiervan werd de vegetatie gedomineerd door Duinriet en Braam. Het uitstuivingsproces, aanvankelijk door de verdroging bevorderd, is uiteindelijk door deze vegetatie-ontwikkelingen gestopt.

5.4.4 Herstelmaatregelen

In de winter van 1984-1985 is zandsuppletie aan de zeereep uitgevoerd, waartoe zand is gewonnen in de Eierlandsche Duinen. Door het Bureau Ecologie van de PWS-Noord-Holland is hierop ingehaakt door (als een 'Werk met werk'-project) de uitvoering hiervan



Figuur 1 Ligging van de Kleine en de Grote Mandenvallei in het noorden van Texel

te richten op het herstel van de hydrologische situatie in de verdroogde valleien. Hydrologische ingrepen met effecten buiten de valleien waren hierbij niet aan de orde

Tabel 1 Fysisch-chemische samenstelling van het bodemwater in peilbuizen in de Grote en Kleine Mandenvallei op twee dagen in het (natte) jaar 1993. Gegevens ontleend aan Provincie Noord-Holland

	Grote Mandenvallei		Kleine Mandenvallei	
peildatum	21-4	29-6	21-4	29-6
EGV (mS/cm)	0.96	1.90	0.70	2.10
pH	8.0	8.5	8.7	8.0
HCO3- (mg/l)	340	180	170	260
Cl- (mg/l)	150	390	110	470
SO4-- (mg/l)	30	240	40	180
Na+ (mg/l)	87	210	75	220
Mg++ (mg/l)	16	42	11	56
Ca++ (mg/l)	120	140	70	140
K+ (mg/l)	9	12	2	12
tot P (mg/l)	0.29	0.42	< 0.10	0.30
PO4-P (mg/l)	< 0.03	< 0.03	< 0.03	0.03
NO3-N (mg/l)	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
NH4-N (mg/l)	0.96	1.20	0.38	3.20
Fe (mg/l)	0.72	0.74	0.20	0.94

In dit kader is in beide valleien het maaiveld enkele decimeters verlaagd door de gehele humeuze bovenlaag volgens het reliëf af te plaggen. Met deze ingreep is uiteraard ook de ruigte verwijderd.
Andere -aanvullende- maatregelen zijn niet uitgevoerd: vanwege de aard van de verwachte vegetatie werden met name maaien en begrazen niet nodig geacht.

5.4.5 Effecten van de herstelmaatregelen

Hydrologie

Bij het plaggen is in de Grote Mandenvallei een wat dikkere bodemlaag verwijderd, zodat het maaiveld hier nu ongeveer 50 cm lager ligt dan in de Kleine Mandenvallei. Het diepste punt in de laatste is hierdoor op gelijke hoogte komen te liggen als het hoogste punt in de eerste.
Beide valleien zijn na de ingreep in een gelijk tempo duidelijk vernat, maar niet in dezelfde mate. Tegen de verwachtingen op grond van de maaiveldsverlaging in, is de dieper liggende Grote Mandenvallei een vochtige vallei geworden en de Kleine Mandenvallei en vochtig-natte. Het grondwaterpeil in de laatste ligt ongeveer 70 cm hoger en het diepste deel ervan staat permanent water.
De oorzaak van deze verschillen moeten volgens W. Nieuwenhuis (Provincie Noord-Holland) gezocht worden in de aanwezigheid van een slecht doorlatende laag in de ondergrond van de Grote Mandenvallei, waardoor het grondwater hier het maaiveld in beperkte mate bereikt. Dat de afsluiting niet volledig is blijkt uit het feit dat de kwel niet alleen in de Kleine Mandenvallei maar ook in de Grote Mandenvallei weer is toegenomen. Uit een vergelijking van de chemische samenstelling van het water in beide valleien blijkt bovendien dat pH en de concentraties van Ca^{2+}, HCO_3^{C}, SO_4^{2C} op vergelijkbare, voor basisch water kenmerkende niveaus liggen (zie tabel 1).

Vegetatie

Door het verwijderen van het organische materiaal zijn eutrofiëring en verdere verruiging als gevolg van vernatting (duurzaam) voorkomen. De totale soortenrijkdom is in beide valleien toegenomen, in de Grote Mandenvallei wat sterker dan in de Kleine (van 44 soorten in 1985 tot 59 in 1991, respectievelijk van 50 in 1985 tot 56 in 1991). Door de vergraving wordt de rol van de zaadbank hier niet groot geacht, zodat deze nieuwe soorten vooral middels dispersie uit de omgeving in de valleien terecht gekomen moeten zijn. Dit temeer, omdat de terreinen waar deze soorten al voorkwamen, als de Lange Dam, de Bunker- en de Grote Vallei, op een afstand van maximaal twee kilometer van de Mandenvalleien liggen.
Door de ingreep zijn de verruigingssoorten Duinriet en Dauwbraam sterk teruggedrongen. Triviale pioniersoorten hebben in het begin in beide valleien een grote rol gespeeld, in de Kleine wat nadrukkelijker dan in de Grote. In beide valleien wordt de vegetatie zeker in de laatste jaren gedomineerd door Zomprus, vergezeld door Greppelrus en Waternavel, en Kruipwilg.
De vegetatie die momenteel de Grote Mandenvallei bedekt, kent een open structuur en gevarieerde, het microreliëf volgende zoneringspatronen. Deels is zij te typeren als vrij kort en schraal, zichzelf zonder maaien of begrazen in standhoudend. Kenmerkende soorten zijn die van vochtige omstandigheden (of, meer specifiek, van vochtige duinvalleien). Hieronder vallen zeven soorten die alleen of met beduidend hogere abundantie in de Grote vallei voorkomen: Knopbies, Waterpunge, Melkkruid, Gewone vleugeltjesbloem, Strand-duizendguldenkruid, Tormentil en Zilte rus. Daarnaast gaat het hier, meestal in de latere jaren (tot 1991), ondermeer om soorten als Blauwe, Zwarte en Late zegge, Watermunt, Sierlijke vetmuur, Vertakte leeuwetand, Slanke waterbies en Duinrus.
In de Kleine Mandenvallei, die natter is geworden dan bedoeld, is een min of meer eutrafente, drasse en watervegetatie ontstaan. Het open water is een groeiplaats voor met name Chara vulgaris, met Heen aan de oevers. Meerjarige akkeronkruiden spelen hier, ook in latere jaren, een grotere rol dan in de Grote Mandenvallei. Overigens lijkt de soortensamenstelling hier, met uitzondering van de zeven als zodanig aangegeven soorten, op die in de Grote Mandenvallei. Vaak is de abundantie hier echter wat minder, hoewel daarentegen Drienervige en Zeegroene zegge weer eerder en in hogere abundanties voorkomen.
Bij de Kleine Mandenvallei is enige tijd een rustplaats geweest voor Kokmeeuwen. Dit feit zou echter geen rol gespeeld hebben in het meer eutrafente karakter van deze vallei (Thea Spruijt, mond. meded.).

5.4.6 Volgen van de ontwikkelingen

De vegetatie is met een streeplijst voor elk van de valleien min of meer jaarlijks gevolgd vanaf 1985 (na de ingreep) tot 1991. Deze gegevens moeten echter met voorzichtigheid benaderd worden omdat hier sprake is van een waarnemerseffect door een onderzoekerswisseling in 1988. De gegevens liggen bij de Provincie, en zijn daar nog niet bewerkt.

De hydrologische ontwikkelingen zijn zeven jaar lang (zeker vanaf 1985) twee-wekelijks gevolgd. Aanvankelijk gebeurde dit aan meer peilbuizen waarvan er uiteindelijk één per vallei is

overgebleven. Ook deze gegevens wachten nog op analyse en interpretatie. Bodemontwikkelingen zijn niet gevolgd.
De ervaringen met dit project zijn nog niet geëvalueerd en vastgelegd, noch door de Provincie, noch door Staatsbosbeheer.

5.4.7 Conclusies en aanbevelingen

Op diep geplagd mineraal zand blijkt zich door middel van dispersie in betrekkelijk korte tijd een vegetatie van vochtige duinvalleien te kunnen vestigen, als ook de hydrologische omstandigheden hersteld zijn.
Een gebrek aan kennis over het lokale hydrologische systeem heeft een rol gespeeld in het feit dat de ontwikkelingen in de Kleine Mandenvallei wat anders zijn gelopen dan de bedoeling was. Waar het water (bijna) permanent boven maaiveld staat, ontwikkelt zich een minder waardevolle vegetatie dan waar dit slechts een beperkte periode het geval is.
Door het verwijderen van de organische laag vóór de vernatting is een mogelijke verruiging van de vochtige vallei uitgebleven.
De effecten van de ingreep zijn zeker positief, alleen is moeilijk te bepalen in welke mate: van de situatie vóór de ingreep is niets vastgelegd.

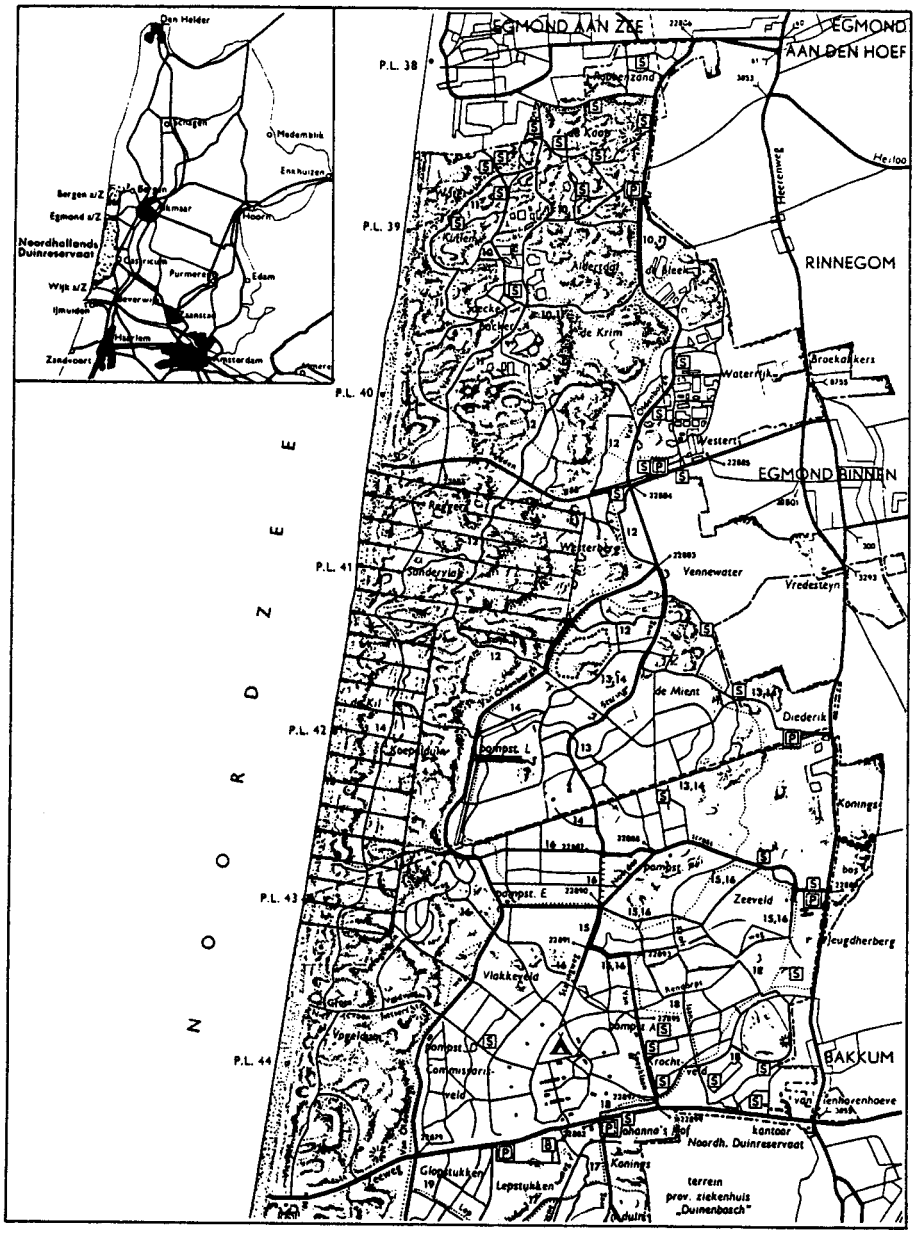
5.4.8 Gegevensbronnen

Bakker, T.W.M, J.A. Klijn en F.J. van Zadelhoff, 1979; Basisrapport TNO Duinvalleien. Algemene hoofdstukken. Studie- en informatiecentrum TNO voor milieu-onderzoek, Delft

5.5 Reggers-Sandervlak en de Kil

5.5.1 Inleiding

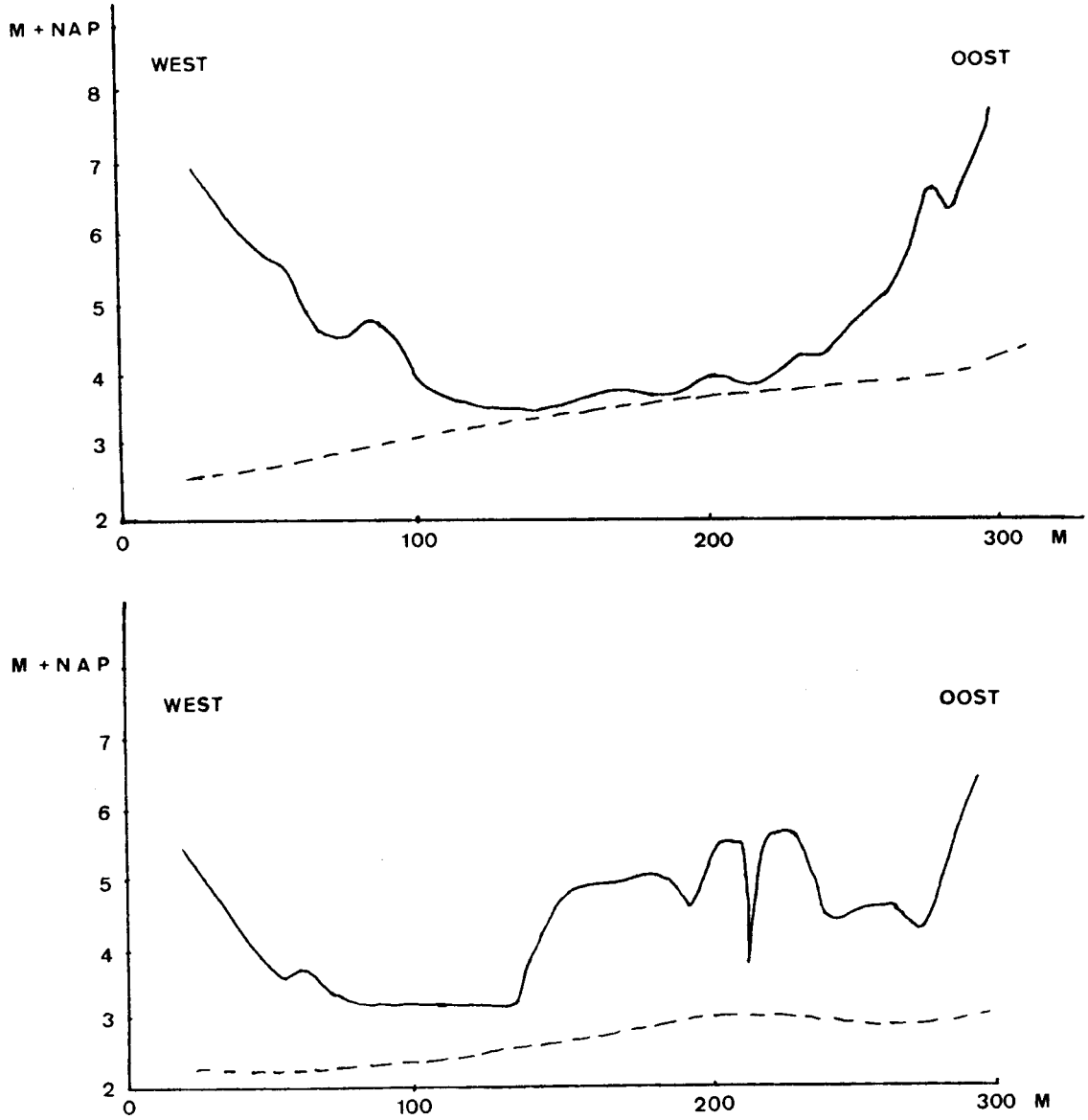
Het Reggers-Sandervlak en de Kil zijn twee ten westen van Egmond-Binnen gelegen duinvalleien met een respectievelijke oppervlakte van ongeveer 25 ha. Figuur 1 geeft de ligging aan van de valleien.
De valleien maken deel uit van het Noordhollands Duinreservaat en worden beheerd door Provinciaal Waterleidingbedrijf Noord-Holland. Veel van de verwerkte informatie is verkregen van of via de beheerder, R. Slings van PWN.



Figuur 1 Ligging van het Noordhollands Duinreservaat en Ligging van het Noordhollands Duinreservaat (inzet) en het Reggers-Sandervlak en de Kil daarbinnen (gearceerd). Uit Pruijt (1984)

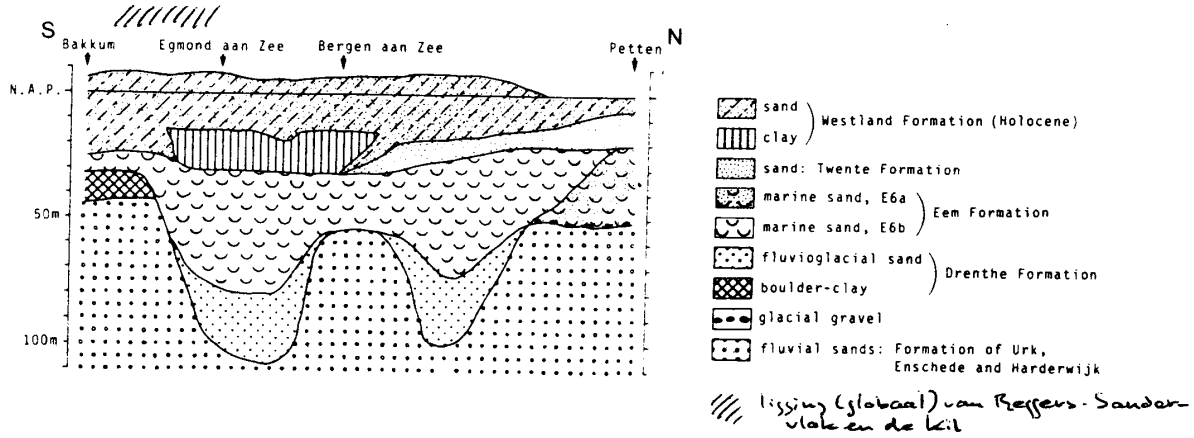
5.5.2 Geologie en geomorfologie

Beide valleien maken deel uit van een complex dat als jonge duinen in de 17e (- 18e) eeuw is afgezet op oudere duinen, en dat momenteel pal achter de ter plekke zeer smalle zeereep ligt. De valleien hebben hun bestaan te danken aan verstuiving: het zijn secundaire (uitblazings-)valleien. De Kil is ten opzichte van het freatisch water minder diep uitgeblazen dan het Reggers-Sandervlak (zie figuur 2). Beide valleien zijn samengestelde uitblazingsvalleien met in het oostelijke deel kopjesduinen met veel microreliëf, en omgeven door parabool- en kamduinen (Pruijt 1984).



Figuur 2 Afstand van de grondwaterstanden (onderbroken lijn) tot het maaiveld (doorlopende lijn) in een raai in het Reggers-Sandervlak en in de Kil (onder). Uit De Groen *et al*. (1983)

Onder de afzettingen uit het Holoceen beginnen op 20 tot 30 m -NAP de pleistocene afzettingen, waaronder op 30 tot 45 m -NAP een niet doorlatende keileemlaag van 3 tot 10 m dikte. Ook bevinden zich verspreid in de ondergrond -ook in het Holoceen- nog enkele klei- en veenlenzen (Pruijt 1984, ontleend aan Jelgersma 1983). Figuur 3 geeft een geologische dwarsdoorsnede van het gebied.



Figuur 3 Geologische dwarsdoorsnede tussen Petten en Bakkum (uit Jelgersma 1983)

5.5.3 Beheers- en gebruiksgeschiedenis

Het beheer van de valleien is lange tijd gericht geweest op het beperken van verstuivingen. In de loop van de tijd zijn beide valleien hierdoor nagenoeg geheel begroeid geraakt, onder andere met naaldhout (op 10% van de oppervlakte). Delen van met name de Kil zijn in het verleden in gebruik geweest als akker.
In 1924 is men bij Castricum begonnen met waterwinning voor de drinkwatervoorziening, aanvankelijk geheel uit het grondwater, later met behulp van infiltratie van Lekwater.

5.5.4 Ecosysteem-beschrijving

Het Reggers-Sandervlak is een van oorsprong (vochtig tot) natte, kalkrijke duinvallei. Lokaal bevinden zich in de vallei enkele -floristisch waardevolle- bomtrechters met daarin open water. In beide valleien vindt Pruijt (1984) dat de bodem nergens dieper dan 8 cm sterk ontkalkt is. Het freatisch water is volgens haar metingen steeds neutraal (in de Kil: pH 7,0-7,4; in Reggers-Sandervlak iets meer naar de zeer zwak zure kant: pH 6,6-7,0) en voedselarm, dus niet beïnvloed door infiltratie-water.
Volgens Doing (1964, aangehaald in Pruijt 1984) stond in het Reggers-Sandervlak in 1960 nog een uitstekend ontwikkeld Schoenetum. De vegetatie in de Kil, van oorsprong een vochtige kalkrijke vallei, was in deze tijd al in sterke mate verdroogd, met lokaal nog enkele vochtindicatoren.

5.5.5 Verdroging, oorzaken en effecten

Voor de drinkwatervoorziening werden vanaf 1924 steeds grotere hoeveelheden water onttrokken aan het grondwater-reservoir. Dit bevindt zich in het pakket boven de niet-doorlatende keileemlaag, en wordt van het freatisch water gescheiden door slechts een onderbroken slechtdoorlatende laag (Pruijt 1984). In 1957 is men overgegaan tot infiltratie van water uit de Lek, waarna nog maar een deel van het opgepompte water uit het grondwater afkomstig is: ongeveer 4 miljoen m3 per jaar (De Groen *et al*. 1983; zie ook tabel 1).

Tabel 1 Gewonnen (gew.) en geïnfiltreerd gewonnen (geïn.gew.) grondwater nabij Castricum (x 10^6 m^3)

jaar	gew.	geïnf.gew.	jaargew.	geïnf.gew.
1930	2.9		19652.8	21.8
1940	7.4		19664.1	29.6
1950	10.2		19675.6	22.3
1955	12.1		19683.1	19.7
1956	12.0		19693.5	20.1
1957	11.6	3.5	19701.3	21.0
1958	5.2	13.0	19711.0	18.4
1959	5.5	13.2	19721.4	22.8
1960	6.0	15.5	19732.4	22.8
1961	4.1	17.8	19741.1	22.5
1962	2.8	18.9	19752.5	19.2
1963	3.7	19.8	19764.3	19.0
1964	3.9	20.1	19772.4	?

De eigenlijke winning vindt plaats op een punt dat op een kleine afstand ten oosten van de Kil ligt, en op 1 kilometer ten zuidoosten van het Reggers-Sandervlak. Juist vanwege dit verschil in afstand zijn de effecten in de Kil ernstiger dan in het Reggers-Sandervlak, dat lange tijd nagenoeg onaangetast is gebleven (zie ook hierboven).
Mogelijkerwijs kan dit verschil ook verklaard worden aan de hand van de slecht doorlatende laag, die onder het Reggers-Sandervlak wellicht minder onderbroken is dan onder de Kil.
De winning van het natuurlijke grondwater is na het begin van de infiltratie in 1957 afgenomen, zodat het peil tot 1961 sterk is gestegen. Vanaf het begin van de zestiger jaren was er echter weer sprake van een daling van het grondwaterpeil door de toename van de winning in totaal, waaraan ook het droge jaar 1976 in belangrijke mate heeft bijgedragen. In het derde kwartaal van 1976 bleek de grondwaterstand in de onmiddellijke nabijheid van het Reggers-Sandervlak ruim 30 cm lager te zijn dan het gemiddelde over de vier voorafgaande jaren (Slings en De Vries 1977). In de -natte- jaren tachtig volgde weer een herstel tot het niveau van twintig jaar daarvoor (zie volgende paragraaf). Figuur 8.4 (aan het einde van deze paragraaf) geeft een overzicht van het verloop van de grondwaterstijghoogten op een punt in het Reggers-Sandervlak.
Althans in het Reggers-Sandervlak is er volgens Slings (mond. meded.) eerder van een 'incidentele' dan van een echte verdroging sprake: de vallei was ook na de droge periode nog minimaal vochtig. Toch zijn er door Slings en De Vries (1976) in de zomer van 1976 wel verdrogingseffecten gesignaleerd, als een door hen als zodanig aangeduide overgangsvegetatie van de Knopbies- naar de Duinriet-Addertong-associatie. Beter ontwikkelde Knopbies-vegetaties troffen zij in enkele laagten ('maaiputten', wellicht de bomtrechters) aan. Bovendien bleken enkele vochtindicatoren als Parnassia, Rondbladig wintergroen en Moeraswespenorchis sterk in aantal afgenomen te zijn. Ook Pruijt (1984) concludeert uit een vergelijking van een -grofschaliger- onderzoek van Doing uit de jaren '60 met haar eigen resultaten uit 1982, dat er in het Reggers-Sandervlak sprake is van een sterke achteruitgang van met name de zeldzame soorten. Deze achteruitgang moet vooral plaats hebben gevonden in de eerste tien jaar van deze periode, want tussen 1976 en 1982 blijkt het aantal freatofyten in het Reggers-Sandervlak

weer licht toegenomen te zijn (van 30 naar 36, zie tabel 8.2). Voor de Kil zag Pruijt een stabilisering van de al in 1960 sterk verdroogde situatie, met aanzienlijk minder freatofyten (12) dan in het Reggers-Sandervlak.

Tabel 2 Obligate en niet-obligate freatofyten (sensu Londo) in 1976 in het Reggers-Sandervlak en de Kil. Uit Slings en De Vries (1977)

		Reggers Sandervlak 1976	Reggers Sandervlak 1982	De Kil 1982	
W	Schoenus nigricans	+	+	+	Knopbies
	Carex serotina		+		Late zegge
F	Gentianella amarella	+	+		Slanke duingentiaan
	Centaurium littorale	+	+		Strandduizendguldenkruid
	Epipactis palustris	+	+		Moeraswespenorchis
	Ophioglossum vulgatum	+	+		Addertong
	Equisetum variegatum	+	+		Bonte Paardestaart
f	Potentilla erecta	+	+	+	Tormentil
	Carex panicea	+	+	+	Blauwe Zegge
	Carex trinervis	+	+	+	Drienerf Zegge
	Carex flacca	+	+	+	Zeegroene Zegge
	Rhinanthus minor	+	+		Kleine ratelaar
	Gentianella campestris		+		Brede duingentiaan
	Parnassia palustris	+	+		Parnassia
a	Linum catharticum	+	+	+	Geelhartje
	Pyrola rotundifolia	+	+		Rondbladig Wintergroen
	Euphrasia ssp.		+		Oogentroost
W	Hydrocotyle vulgaris	+	+		Waternavel
	Phragmitis australis	+	+	+	Riet
	Galium palustre	+			Moeraswalstro
	Galium uliginosum		+		Ruw walstro
	Eleocharis palustris	+			Gewone Waterbies
F	Mentha aquatica	+	+	+	Watermunt
	Carex nigra	+			Gewone Zegge
f	Cirsium palustre		+		Kale Jonker
	Molinia caerulea	+	+	+	Pijpestrootje
	Eupatorium cannabium	+	+	+	Koninginnekruid
	Juncus articulatus		+		Zomprus
	Juncus bufonius ssp buf.	+	+		Greppelrus
	Juncus buf.ssp ambiguus		+		-
	Valeriana officinalis	+	+		Echte Valeriaan
	Epilobium hirsutum		+		Harig Wilgeroosje
	Holcus lanatus	+	+		Echte Witbol
	Galeopsis ladanum		+		Raai
	Phalaris arundinacea	+			Rietgras
a	Salix repens	+	+	+	Kruipwilg
	Potentilla anserina	+	+	+	Zilverschoon
	Leontodon taraxacoides		+		Thrincia
	Prunella vulgaris	+	+		Gewone Brunel
	Briza media	+	+		Bevertjes
	totaal freatofyten	30	36	12	

Behalve in een achteruitgang van het aantal freatofyten uitte de verruiging zich in een toename van Duinriet, Duindoorn en Kruipwilg. Opvallend is dat de effecten in het Reggers-Sandervlak vooral de diepere vallei-delen betroffen, en dat de (vochtige) vallei-randen amper zijn aangetast (Slings, mond. meded.). Gentiana campestris, een exponent van deze biotopen, doet het hier evenals andere vocht-indicatoren nog steeds goed. In de Kil zijn door de verdroging relicten van de vochtige vallei-vegetatie teruggedrongen in refugia, en is op wat hogere delen sprake van behoorlijke verzuring.
De oorzaak van de verruiging die in het Reggers-Sandervlak is opgetreden, wordt in belangrijke mate gezocht in de sterke fluctuaties in het grondwaterpeil. De door de verbeterde zuurstoftoevoer bevorderde mineralisatie van de (hier matig ontwikkelde) humuslaag met eutrofiëring als gevolg, en de toegenomen dynamiek spelen hier een grote rol in.

5.5.6 Herstelmaatregelen en de effecten ervan

Mede naar aanleiding van de ontwikkelingen na het droge jaar 1976 is vanuit natuurbeheersoverwegingen besloten de drinkwaterwinning geleidelijk te stoppen. Uiteindelijk is de winning in 1989 geheel gestopt (om hervatting van de winning op een later tijdstip te voorkomen zal de win-installatie ontmanteld worden).
Hierdoor, maar ook door de klimatologische effecten (de tachtiger jaren waren aanzienlijk natter dan de voorgaande), is de grondwaterstand over het geheel genomen weer gestegen tot het niveau van het begin van de jaren zestig. Op het laagste punt in het Reggers-Sandervlak is de GVG nu gelijk aan het maaiveld. In de meer verdroogde Kil waren de hydrologische effecten wat sterker, zodat hier de GVG in delen boven maaiveld staat.
Deze vernatting heeft in eerste instantie geleid tot een verdere toename van de verruiging, nu ook met een 'zure' component waardoor soorten als Pijpestrootje en Amerikaanse vogelkers een rol zijn gaan spelen. Door de onomkeerbare effecten van de verdrogings- en vernattingsfase in de zin van mineralisatie, waren de positieve effecten echter zeer beperkt. Nog steeds is een groot deel van de vallei verruigd.

Aanvullend beheer bleek noodzakelijk om de natuurwaarde van de vallei weer op een hoger niveau te brengen. Dit is uitgevoerd in de vorm van plaggen en daarna maaien, of alleen met behulp van maaien. Op de betreffende plekken hebben de ontwikkelingen een duidelijk positievere wending genomen en is de ruigte vervangen door een open kruidenvegetatie van onder andere het Dwergbiezen- en het Knopbiesverbond (Pruijt 1984).
Plagproeven zijn uitgevoerd in het najaar van 1976 (meteen na de droge zomer) en van 1985 (Slings 1990) en in 1991. Hierbij is de gehele organische laag verwijderd tot op het minerale zand. Zeer belangrijk is, dat hierbij het microreliëf in acht genomen is: hierdoor is een gradiënt ontstaan waarlangs de plantesoorten (met name de eenjarigen) kunnen pendelen naar gelang de omstandigheden.
Het resultaat van deze pogingen was, na minimaal 10 jaar (Jansen 1991), een terugkeer van een goed ontwikkelde (Knopbies-)vegetatie van kalkrijke vochtige duinvalleien. Ook bleek het niet veel uit te maken of de afgeplagde plek er een was die verruigd was of begroeid met een meer waardevolle vegetatie: in beide gevallen leidde het tot een zelfde goede resultaat.
In een nog oudere, helaas niet goed gedocumenteerde plagproef uit de jaren '60 waren er in 1990 nog geen aanwijzingen van een hernieuwde verruiging. In tegenstelling tot situaties in het

-kalkarme- Waddendistrict, waarin na ongeveer 15 jaar bleek dat het herstel niet blijvend was, betekent dit dat de gunstige resultaten hier minimaal twintig tot dertig jaar kunnen aanblijven.
De soorten die weer verschenen op de plagplekken waren afkomstig uit de omgeving: de zaadbank was immers verwijderd. Dispersie blijkt dus goede herstelmogelijkheden te kunnen bieden, hoewel volledig herstel hier echter niet van verwacht moet worden, althans niet op een middellange termijn. Enkele meer bijzondere soorten (Slanke duingentiaan, Veldgentiaan, Parnassia, Moeraswespenorchis en Bonte paardestaart) kwamen immers niet terug, ondanks het feit dat ze wel in de nabije omgeving op slechts enkele tientallen meters afstand voorkwamen en daar met uitzondering van Bonte paardestaart ook voldoende zaad zetten. Als oorzaak hiervoor moet gedacht worden aan een ongeschikt kiemingsmilieu. Een bevestiging van deze conclusie vormt het feit dat Parnassia zich in een zaaiproef niet kon vestigen.
Ondanks de gunstige resultaten zijn er geen plannen om de humuslaag in de gehele vallei te verwijderen. Momenteel vindt het beheer van het terrein voornamelijk en met succes plaats door middel van maaien, waarmee de structuur van de grasmat voldoende open wordt gehouden. Hierdoor blijkt de oorspronkelijke vegetatie weer kansen te krijgen, en effectief onderhouden en tegen verruiging beschermd te kunnen worden. Dit geldt ook enigszins voor de Kil, waar niettemin de verruiging door de relatief grotere vernatting verder is voortgeschreden. Ook krijgen hier de akkeronkruiden in de zaadbank, door de beheersmaatregelen weer kansen.

5.5.7 Conclusies

In vernatte omstandigheden is door mineralisatie meestal aanvullend beheer noodzakelijk om de gewenste regeneratie te krijgen. Vernatting alleen geeft althans op de korte tot middellange termijn, geen gunstige resultaten.
Voor niet té natte kalkrijke valleien die na een niet te sterke verdroging verruigd zijn, als het Reggers-Sandervlak, kan plaggen een gunstige maatregel zijn (Slings 1990); goede resultaten hebben echter wel minimaal tien jaar nodig. Maar ook door maaien kan de vegetatie goed open gehouden worden. In een sterker verdroogde vallei als de Kil lijkt maaien niet afdoende te zijn. Opvallend was dat plaggen op een plaats waar tot dan Knopbies stond, en op een verruigde plaats, beide tot vergelijkbare (positieve) resultaten leidde.
Dat dispersie van planten biedt bij gunstige abiotische omstandigheden goede mogelijkheden tot herstel. Dit blijkt uit het feit dat dit herstel ook optreedt na afgraving van de organische laag met inbegrip van de zaadbank. Volledig is het echter niet: enkele -met name meer waardevolle- soorten blijken maar moeilijk weer te verschijnen of komen geheel niet terug, ondanks hun aanwezigheid in de directe nabijheid. Blijkbaar is voor dergelijke meer kritische soorten de hoedanigheid van de abiotische standplaatsfactoren in sterkere mate een limiterende factor. Herstel daarvan is een nauwer luisterend proces, en wellicht is volledige regeneratie door onomkeerbare veranderingen niet mogelijk (zie ook Louman en Slings 1990).

5.5.8 Monitoring

De vegetatie is in 1976 (dus voor de droge zomer) door Slings en De Vries gekarteerd, in 1982 door Pruijt; de gegevens bevinden zich in het IBN-archief (IKC).
Eind jaren '50 zijn (maandelijks) herhaalde grw-metingen gedaan aan een buis buiten het Reggers-Sandervlak (bij put), vanaf 1982 (tweewekelijks) in een raai in de vallei.
De veranderingen in de Kil zijn beter gevolgd, maar de gegevens daarover zijn momenteel in bewerking voor een rapport dat in december/januari moet verschijnen.

5.5.9 Gegevensbronnen

Ellers, J., 1992; Herstel en aanleg van natte duinvalleien. Een floristische evaluatie van 24 natuuronwikkelingsprojekten. Bureau D & K, Leiden

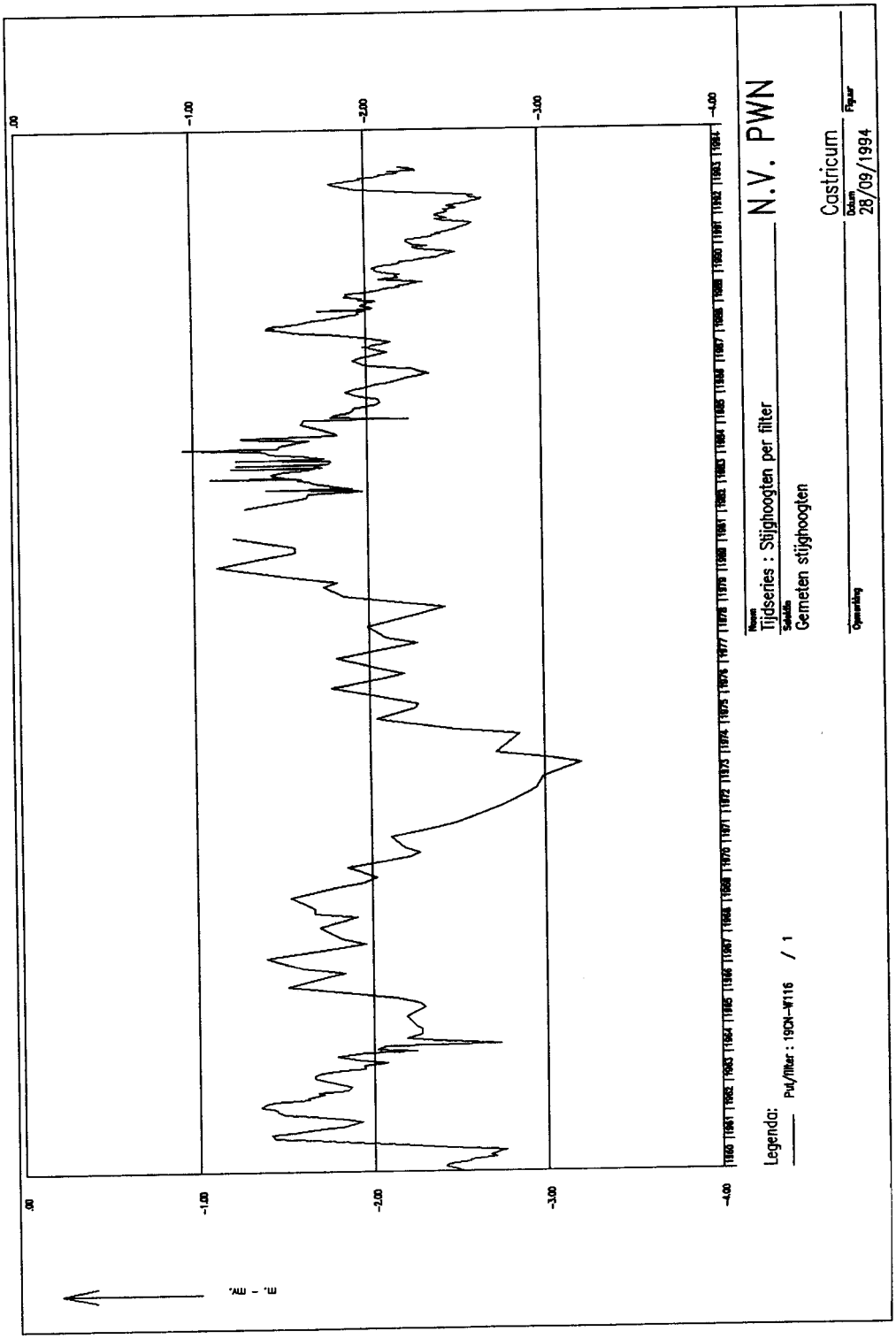
Groen, R. de, K. Boer en H. ter Veen, 1983; Samenhang tussen water, bodem en planten in twee duinvalleien. H.B.C.S., Velp / P.W.N., Castricum

Louman, E.G.M. en Q.L. Slings, 1990; Regeneratie van vochtige duinvalleien. In Koerselman, W., M.A. den Hoed, A.J.M. Jansen en W.H.O. Ernst: Natuurwaarden en waterwinning in de duinen: mogelijkheden voor behoud, herstel en ontwikkeling van natuurwaarden. KIWA-mededeling nummer 114

Pruijt, M.J., 1984; Vegetatie, waterhuishouding en bodem in twee vochtige duinvalleien in het Noordhollands Duinreservaat. Biologisch Laboratorium van de Vrije Universiteit, Amsterdam / P.W.N., Castricum

Slings, Q.L., 1990; Plagexperimenten in een kalkrijke, vochtige duinvallei. In Koerselman, W., M.A. den Hoed, A.J.M. Jansen en W.H.O. Ernst: Natuurwaarden en waterwinning in de duinen: mogelijkheden voor behoud, herstel en ontwikkeling van natuurwaarden. KIWA-mededeling nummer 114

Slings Q.L. en C.N. de Vries, 1977; Vegetatie-kartering van het Reggers-Sandervlak (gelegen in het Noordhollands Duinreservaat, ten westen van Egmond-Binnen). P.W.N., Castricum



Figuur 4 Tijd-stijghoogte-diagrammen van het Reggers-Sandervlak ten opzichte van maaiveld