62.122

mededeling
nummer 122

Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling

kiwa

22/2503(122)

nn 31062,122

mededeling
nummer 122

BIBLIOTHEEK
STARINGGEBOUW

Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling

enkele resultaten en toepassingen van hydro-ecologisch onderzoek

Opdrachtgever	: VEWIN-onderzoekprogramma 1988-1992
Opdrachtnummer	: 881.703.300
Redactie	: A.J.M. Jansen
Afdeling	: Winning en Bodem

Onderzoek en Advies
Nieuwegein, december 1993

CENTRALE LANDBOUWCATALOGUS
0000 0580 4220

© 1993 KIWA N.V.

Niets uit dit drukwerk mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt worden door middel van druk, fotokopie, microfilm of welke andere wijze dan ook, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van KIWA N.V., noch mag het zonder dergelijke toestemming worden gebruikt voor enig ander werk dan waarvoor het is vervaardigd.

kiwa
KIWA N.V.

Certificatie en Keuringen
Sir Winston Churchill-laan 273
Postbus 70
2280 AB Rijswijk
Telefoon (070) 395 35 35
Telefax (070) 395 34 20
Telex 32480 kiwa nl

Onderzoek en Advies
Groningenhaven 7
Postbus 1072
3430 BB Nieuwegein
Telefoon (03402) 6 95 11
Telefax (03402) 6 11 65

11 FEB. 1994

18h 589102

Voorwoord

De 15-jarige geschiedenis van de werkgroep Ecologische Aspekten van de CIGO (Commissie Invloed Grondwaterwinning op de Omgeving) is onder te verdelen in twee perioden, die elk voor zich een fase in de ontwikkeling van de waterleidingbedrijven op het ecologische gebied markeren.
In de eerste fase moest het gemiddelde waterleidingbedrijf nog wennen aan de gedachte dat de "natuur" een waardevol goed is dat ontzien moet worden, ook als het gaat om het algemeen belang, zoals de drinkwatervoorziening. In deze periode hebben met name Marijk den Hoed en Piet Jonkman, respectievelijk als secretaris en als voorzitter van de werkgroep, zich met hun hele persoon ingezet voor het verbreiden van deze gedachte. Deze fase is afgesloten met het uitbrengen van de KIWA mededeling nr. 80 en de presentatie van het werk van de werkgroep op een KIWA-VWN-colloquium.
Eind jaren zeventig werd de relatie grondwaterwinning-ecologie vooral in de sfeer van de tegengestelde belangen gezien. De resultaten van de inspanningen van de werkgroep hebben er mede toe geleid, dat er door acceptatie gevoel ontstond voor elkaars belangen. Daarmee kwam er ruimte voor creativiteit om het gemeenschappelijke uit te buiten.
Na de voortzetting van de werkgroep in een andere samenstelling in 1988, kon van deze verworvenheden een dankbaar gebruik worden gemaakt. In de huidige werkgroep hebben verschillende deskundigen zitting die afkomstig zijn uit de "groene" sector. Daardoor mogen we er op rekenen dat de produkten van het onderzoek een grote maatschappelijke relevantie zullen hebben en ook breed gedragen zullen worden.
Welke zijn nu deze produkten?
Sinds het vorige colloquium over dit onderwerp heeft de werkgroep de grondslagen voor een ecologische voorspellingsmethode verder ontwikkeld. Een belangrijk aspect hierbij is, dat André Jansen en Kees Maas kans hebben gezien door middel van intensief overleg en het goed luisteren naar elkaars inbreng hun vakgebieden, respectievelijk ecologie en hydrologie te integreren tot wat we hydro-ecologie noemen. Dit heeft de waarde van de ontwikkelde grondslagen enorm uitgebreid. Het geeft uitstekende mogelijkheden voor het vervolgonderzoek, waarbij het doel is deze grondslagen verder uit te werken tot instrumenten om betere ecologische voorspellingen te kunnen doen. Dit geeft daarmee de mogelijkheid tot beider voordeel sturend op te treden.
Ik spreek dan ook de wens uit dat de groep die nu van ons het estafette stokje overneemt een even enthousiaste inbreng van de verschillende vakgebieden mag kennen als wij hebben ervaren.

H. Uneken,
voorzitter werkgroep Ecologische aspecten van Grondwaterwinning,
NV. Waterleiding Maatschappij Overijssel.

INHOUDSOPGAVE

Voorwoord 5
H. Uneken

BLOK 1: ECOLOGISCHE EFFECTVOORSPELLING

Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling
A.J.M. Jansen

Samenvatting 23

1. INLEIDING 23

2. VERDROGING EN VERNATTING 23

3. WAAROM NOG EEN EFFECTVOORSPELLINGSMETHODE ? 24

4. DOELSTELLING VAN HET ONDERZOEK 24

5. ONDERBOUWEND ONDERZOEK VOOR DE METHODE 25
   - *5.1 Verkenning en integratie van vakgebieden* 25
   - *5.2 Gegevensverzameling (minimale basisset)* 25
   - *5.3 Indicatiewaarden van soorten* 26
   - *5.4 Hydro-ecologische analyse en reconstructie* 26
   - *5.5 Standplaatscondities* 26
   - *5.6 Hydrologische modellering* 27

6. DE HOOFDLIJNEN VAN DE METHODE 27

7. DE METHODE: EEN VOORBEELD UIT DE PRAKTIJK 29
   - *7.1 Wat wordt voorspeld ?* 29
   - *7.2 Standplaatscondities* 30
   - *7.3 Hydrologisch model en schaal* 30
   - *7.4 Beslissleutels* 33
   - *7.5 Beslisregel* 34
   - *7.6 Resultaten* 34
   - *7.7 Evaluatie* 34

8. TOEKOMST 35

9. LITERATUUR 36

BLOK 2: VEGETATIEKARTERING EN INDICATORSOORTEN

Vegetatiekarteringen als bron voor hydro-ecologisch onderzoek
T.H.M. Croese

Samenvatting 43

1. INLEIDING 43
   1.1 Doel en opbouw 43
   1.2 Vegetatie als graadmeter en indicator 43

2. AANPAK VAN DE VEGETATIEKARTERING 45
   2.1 Werkwijze in het kort 45
   2.2 Typologie 45
   2.2.1 Voorlopige typologie 46
   2.2.2 Van voorlopig naar definitief 46
   2.3 De vegetatiekartering in het veld 46
   2.3.1 Hoe gaat het vegetatie-karteren in z'n werk ? 46
   2.3.2 Het maken van opnamen 46
   2.3.3 Kartering van de aandachtsoorten 46
   2.4 Verwerking en beschrijving 47
   2.4.1 Vegetatietabel 47
   2.4.2 Beschrijving van de vegetatietypen 48
   2.5 Landschapsecologische gebiedsbeschrijving 48

3. CASE-STUDIE "HET LUTTENBERGERVEN" 48
   3.1 Inleiding 48
   3.2 Het vegetatiebeeld 52
   3.3 Abiotische omstandigheden 52
   3.4 Hydrologisch systeem 52
   3.5 Knelpunten in de waterhuishouding 53
   3.6 Conclusies en discussie 53

4. TOEPASSINGSMOGELIJKHEDEN VAN VEGETATIEKARTERINGEN 54

5. LITERATUUR 54

Mogelijkheden en beperkingen bij het gebruik van indicatorsoorten
M.H. Jalink

Samenvatting 57

1. INLEIDING 57

2. WAT ZIJN INDICATORSOORTEN 58
   2.1 Definitie 58
   2.2 Aanpassingen van plantesoorten 58
   2.3 Sturing van de standplaats op verschillende schaal 60

3. RANDVOORWAARDEN BIJ HET VASTSTELLEN VAN INDICATIEWAARDEN 61
3.1 Inleiding 61
3.2 Indicatiewaarde en schaal 61
3.3 Operationele en conditionele factoren: altijd meetbaar ? 64
3.4 Positionele factoren: een flinke vertaalslag 65

4. TOEPASSING VAN INDICATORSOORTEN 67
4.1 Inleiding 67
4.2 Interpretatie van de verspreiding van indicatorsoorten 67
4.3 Interpretatie van veranderingen in de verspreiding van indicatorsoorten 68
4.4 Toepassingen in het waterbeheer 68

5. CONCLUSIE EN DISCUSSIE 69

6. LITERATUUR 70

Beekdalen aan de monitor: indicatorsoorten als signaaal voor veranderingen in milieukwaliteit en waterhuishouding
C.J.S. Aggenbach & U.Vegter

Samenvatting 73

1. INLEIDING 73

2. WERKWIJZE VAN DE MONITORING 74

3. MONITORING VAN HET BRONNENBOS DE BOVENSTE HOF IN HET MERKELBEEKDAL 75
3.1 Hydro-ecologische gebiedsbeschrijving: de uitgangssituatie in de jaren tachtig 75
3.2 Ontwikkelingen in de jaren tachtig en negentig 77
3.3 Vragen voor monitoring 78
3.4 Beschikbare gegevens en verwerking 78
3.5 Analyse en interpretatie van de veranderingen tussen 1980-86 en 1993 78
3.6 Aanbevelingen 80

4 MONITORING VAN TWEE BEEKDALGEDEELTEN IN DE ZWARTE BEEK-VALLEI 81
4.1 Hydro-ecologische gebiedsbeschrijving: de uitgangssituatie in 1987 81
4.2 Ontwikkelingen 81
4.3 Vragen vanuit het beheer 81
4.4 Beschikbare gegevens en verwerking 83
4.5 Analyse en interpretatie van de veranderingen tussen 1987 en 1992 en 84 tussen 1992 en 1993
4.6 Aanbevelingen 86

5 SLOTBESCHOUWING 87

6. LITERATUUR 88

BLOK 3: DUURLIJNEN

Overschrijdingsduurlijnen; een methode om het grondwaterregime van plantengemeenschappen te kwantificeren
M.W.A. de Haan

Samenvatting 93

1. INLEIDING 93

2. WAT GEEFT EEN DUURLIJN WEER ? 94
   2.1 Constructie 94
   2.2 Typering van de standplaats 94
   2.3 Beperkingen 95

3. KARAKTERISERING VAN DUURLIJNEN 95
   3.1 Waterstand en variatie in de tijd 96
   3.2 De vorm van de duurlijn 96

4. TOEPASSINGSMOGELIJKHEDEN 97

5 DISCUSSIE 97

6. LITERATUUR 98

HYCOSTAT, een database voor grondwaterstandsgegevens
D.H. Baggelaar

Samenvatting 99

1. OVERZICHT VAN HYCOSTAT 99

2. BESPREKING VAN DE 4 TYPEN GEGEVENSBESTANDEN 100
   2.1 Het referentiebestand 101
   2.2 Tijd- Grondwaterstandsreeksen 101
   2.3 Duurlijngegevens 101
   2.4 Basisbestanden, met gegevens omtrent vegetatie en peilbuizen 103

3. BEWERKINGEN DIE HET PROGRAMMA KAN UITVOEREN 104
   3.1 Selectie van gegevens 104
   3.2 Grafieken maken van Tijd- Grondwaterstandsgegevens 104
   3.3 Grafieken maken van duurlijngegevens 105
   3.4 Berekenen van duurlijnen uit Tijd- Grondwaterstandsreeksen 105
   3.5 Statistische toetsing van duurlijnen 105

4. STAND VAN ZAKEN VOOR HET PROJECT HYCOSTAT 106
   4.1 Toekomstige ontwikkelingen 106

5. LITERATUUR 106

Statistische toetsing van duurlijnen
Y.C. Drost

Samenvatting 109

1. INLEIDING 109

2. CONSTRUCTIE VAN EEN DUURLIJN 109

3. DUURLIJNKARAKTERISTIEKEN 111
   3.1 $M/\bar{x}$ 111
   3.2 p_t 111

4. STATISTISCHE TOETSING VAN DUURLIJNEN 112
   4.1 Toetsing voor karakterisering van standplaatscondities voor vegetatietypen 112
   4.2 Toetsing voor effectvoorspelling met MODFLOW en HYCOSTAT 113
   4.2.1 Verschil tussen gemeten duurlijn en voorspelde duurlijn na een ingreep 113
   4.2.2 Toetsing van verschillen in grondwaterstand 114
   4.2.3 Toetsing van voorspelde duurlijnen aan referentiebundels 114
   4.3 Overzicht van toetsingsmethoden 114

5. TOETSING VAN DUURLIJNEN MET HYCOSTAT 115

6. LITERATUUR 116

Duurlijnen van natte heiden, typering van het grondwaterstandsverloop van een regenwater-afhankelijk vegetatietype
M.W.A. de Haan

Samenvatting 117

1. INLEIDING 117

2. NATTE HEIDEN: VOORKOMEN, ONDERVERDELING EN BETEKENIS 117
   2.1 Het milieu van de natte heiden 117
   2.2 Vegetatiekundige indeling 118
   2.3 Betekenis van natte heideterreinen 118

3. METHODE 118

4. HET GRONDWATERREGIME 119
   4.1 Typering van de duurlijnen 119
   4.2 Vergelijking van de gemiddelde duurlijnen 121

5 CONCLUSIES 122

6. LITERATUUR 122

Het grondwaterregime van Dotterbloemhooilanden
H.W. Wullink

Samenvatting 125

1. INLEIDING 125

2. DOTTERBLOEMHOOILANDEN 126

3. BESCHRIJVING VAN DE DUURLIJNEN 127
   3.1 subassociatie met Zwarte zegge 127
   3.2 subassociatie met Zachte dravik 127
   3.3 subassociatie met Rietgras 128
   3.4 subassociatie met Veldrus 128
   3.5 subassociatie met Scherpe zegge 128
   3.6 typische subassociatie 128
   3.7 subassociatie met Blauwe zegge 129

4. GEMIDDELDE DUURLIJNEN 129

5. CONCLUSIES EN DISCUSSIE 131

6. LITERATUUR 132

BLOK 4: HYDROLOGISCHE SYSTEEMANALYSE EN HYDRO-ECOLOGISCHE ANALYSE

Systeemanalyse Nijmegen: optimalisatie van grondwaterwinningen in relatie met waterkwaliteit en natuur
A. Kap & M.H. Jalink

Samenvatting 137

1. INLEIDING 137

2. AANPAK EN SCHAAL BIJ DE SYSTEEMANALYSE 138

3. DE GRONDWATERSYSTEMEN IN HET LANDSCHAP GEPLAATST 139
   - *3.1 Opbouw en ontstaan van het landschap* 139
   - *3.2 Geohydrologie* 142
   - *3.3 Grondwaterkwaliteit als systeemkenmerk* 143
   - *3.4 De plaats van de natuurgebieden binnen het systeem* 144

4. ENKELE BIJZONDERHEDEN VAN DE METHODE 145
   - *4.1 Neerslagoverschot en grondwaterstand op de stuwwal* 145
   - *4.2 Hydrochemie als toets voor de geohydrologie* 145
   - *4.3 Keuze van de referentie voor voorspellingen* 146
   - *4.4 Het voorspellen van de waterkwaliteit bij de putten* 146
   - *4.5 Globale voorspelling van de ecologische effecten* 147

5 ENKELE RELEVANTE CONCLUSIES 147

6. DISCUSSIE 148
   - *6.1 Over de conclusies* 148
   - *6.2 Perspectieven van de onderzoeksmethode* 149

7. LITERATUUR 149

Hydrologische en hydro-ecologische systeemanalyse op lokale schaal: een casestudie van Stroothuizen (Twente)
C.J.S. Aggenbach & A.J.M. Jansen

Samenvatting 151

1. INLEIDING 151

2. THEORETISCHE ACHTERGRONDEN 152

3. DE GROTE LIJN VAN DE LOKALE SYSTEEMANALYSE 152

4. DE LOKALE SYSTEEMANALYSE VAN STROOTHUIZEN 156
   - *4.1 Gebiedsbeschrijving van Stroothuizen* 156
   - *4.2 Abiotische patroonanalyse: afgrenzen, typeren en interpreteren van fysiochoren* 156

4.3 Hydrologische systeemanalyse: hypothesen over grondwatersystemen *157*
4.4 Analyse van de verspreiding van vegetatie en plantesoorten: afgrenzen, typeren en interpreteren van fytochoren 159
4.5 Confrontatie van abiotiek en vegetatie: op zoek naar relaties tussen standplaatsfactoren en vegetatie 160
4.6 Synthese van de actuele situatie: grondwaterstroming als verklaring voor ruimtelijke patronen in de vegetatie 162
4.7 Reconstructie en synthese van het verleden: de relatie tussen vegetatie en hydrologie in een historisch perspectief 164
4.7.1 Vegetatie en afgeleide standplaatscondities 164
4.7.2 Hydrografie en ingrepen in de waterhuishouding 164
4.7.3 Synthese 164
4.7.4 Veranderingen in de tijd en hun oorzaken 165

5. EVALUATIE VAN DE LOKALE SYSTEEMANALYSE 165

6. LITERATUUR 168

BLOK 5: HYDROLOGISCHE MODELLERING

Van pompstation tot plant
Een hydrologische kijk op verdroging door waterwinning in pleistocene gebieden
C. Maas & A.J.M. Jansen

Samenvatting 171

1. INLEIDING 171

2. PROCESSEN LANGS EEN KWELHELLING 171

3. DE WONDERBAARLIJKE WERKING OP AFSTAND 175

4. HET HYDROLOGISCH KWANTIFICEREN VAN EFFECTEN 176

5 WAT NOG ONDERZOCHT MOET WORDEN 177

6. LITERATUUR 177

Vergelijking van geohydrologische modelsimulatie ten behoeve van ecologische effectvoorspelling
M.W. van Gerven

Samenvatting 179

1. INLEIDING 179

2. METHODE 180
   2.1 Simulatie van de hydrologie 180
   2.2 Scenario's en effectvoorspelling 182

3. MODELBEREKENINGEN 182

4. DISCUSSIE 184

5. CONCLUSIES 185

6. LITERATUUR 185

Toepassing van een Geografisch Informatie Systeem (GIS) in een lokaal hydrologisch model voor het natuurgebied Stroothuizen
J. Supèr

Samenvatting 187

1. INLEIDING 187

2. GEOGRAFISCHE INFORMATIE SYSTEMEN (GIS) 188

3. HET GEOHYDROLOGISCH MODEL 'STROOTHUIZEN' 189
3.1 Rekenprogramma en modelopbouw 189
3.2 Modelparameters en variabelen 190

4. TOEPASSING VAN GIS IN HET MODEL 'STROOTHUIZEN' 191
4.1 Tekenbestand 192
4.2 Gegevensbestand 192
4.3 Topologie 193
4.4 Rapportage 193

5. CONCLUSIES 193

6. VERDERE TOEPASSINGEN VAN GIS IN HYDRO-ECOLOGISCH ONDERZOEK 193

7. VERANTWOORDING 194

8. LITERATUUR 195

BLOK 6: TOEPASSINGEN

Van hydro-ecologisch onderzoek naar beheer van natuurterrreinen
A.Th.W. Eysink

Samenvatting 199

1. INLEIDING 199

2. KENSCHETS GEBIED 200

3. DE SLENKEN 201

4. HET OORTVEN 202

5. HET BEHEERSPLAN 204

6. CONCLUSIES 205

7. LITERATUUR 205

Planning en monitoring bij Staatsbosbeheer
P.C. de Hullu, R. van Leeuwen, E. Takman & J.J. Kleuver

Samenvatting 207

1. INLEIDING 207

2. PLANNING VAN DOELSTELLINGEN 208

3. EVALUATIE VAN DOELSTELLINGEN 209
   3.1 Monitoring door herhaalde vegetatie-basiskarteringen 209
   3.2 Monitoring via een tussentijdse vlakdekkende soortskartering 210
   3.3 Permanente quadraten 210

4. UITWERKINGEN VAN DE TECHNIEKEN IN VOORBEELDGEBIEDEN 210
   4.1 Uitwerkingen van een vergelijking van twee vegetatie-basiskarteringen in het Dwingelderveld 210
   4.2 Evaluatie van ontwikkelingen in het Bargerveen volgens de "indicatorsoorten-methode" 212
   4.3 Evaluatie van ontwikkelingen in een trilveen van de Weerribben volgens de permanente quadraten-methode 214

5 CONCLUSIES EN DISCUSSIE 216

6. LITERATUUR 217

Herstel van natuurwaarden in de praktijk: regeneratie van de duinen tussen Katwijk en Den Haag
T.W.M. Bakker & H.G.J.M. van der Hagen

Samenvatting 219

1. INLEIDING 219

2. PATRONEN EN PROCESSEN 220

3. HET REGENERATIEBELEID VAN DE PROVINCIE ZUID-HOLLAND 222

4. REGENERATIE EN OPTIMALISATIE 222

5. BEOORDELING VAN DE SCENARIO'S 225

6. RESULTATEN VAN DE BEOORDELING 230

7. NIET-ECOLOGISCHE ASPECTEN VAN REGENERATIE 231

8. BESLUITVORMING 232

9. OPTIMALISATIE BOEREDEL 232

10. OPTIMALISATIE SPRANG PI MET OMGEVING 232

11. REGENERATIE NA 2000 233

12. LITERATUUR 233

BLOK 7: TOEKOMST

Toekomstig VEWIN-onderzoek naar de bronnen en technieken voor waterwinning en hun effecten op natuur en milieu
A.J.M. Jansen & A. Kap

Samenvatting 237

1. INLEIDING 237

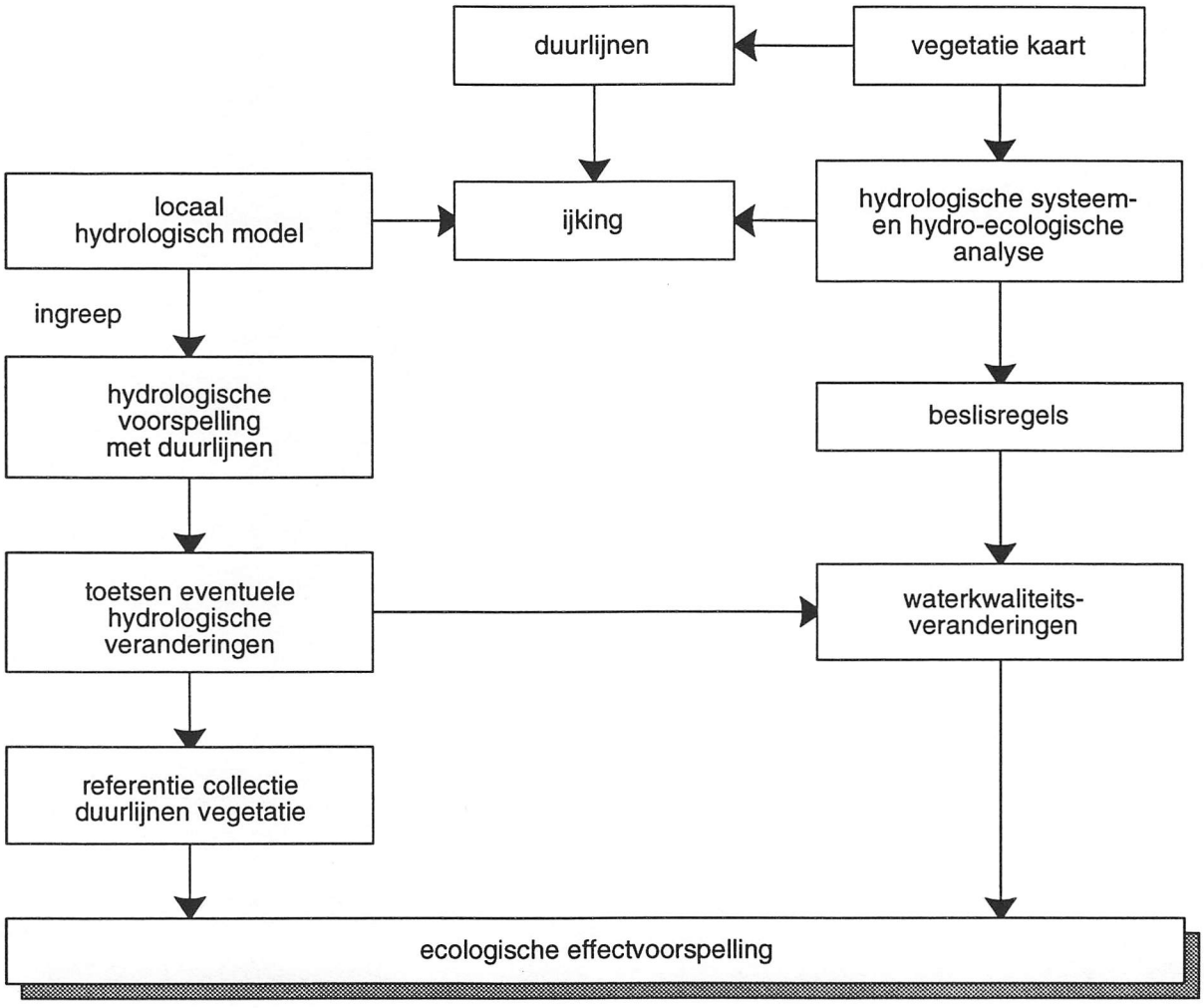
2. VERDROGING; GRONDWATERWINNING ONDER DRUK 238

3. EEN EERSTE VERKENNING VAN HET TOEKOMSTIGE ONDERZOEK 238

4. ONDERZOEKSPROJECTEN IN DE PERIODE 1993-1997 240
   - *4.1 Vergelijken en afwegen* 240
   - *4.2 Techniek van de oppervlaktewaterwinning* 241
   - *4.3 Ecologische en milieukundige aspecten oppervlaktewaterwinning* 241
   - *4.4 Implementatie ecologische effectvoorspellingsmethode* 241
   - *4.5 'Diepe kwel'* 242
   - *4.6 Hydro-ecologische optimalisatie* 243
   - *4.7 Regionaal integraal waterbeheer* 243

5. TOT SLOT 243

6. LITERATUUR 244



BLOK 1: ECOLOGISCHE EFFECTVOORSPELLING

Documentatie

Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling

A.J.M. Jansen

KIWA N.V. Onderzoek en Advies
Nieuwegein

Samenvatting

In dit artikel doen wij verslag van het onderzoek dat door de Werkgroep Ecologische Aspecten van Grondwaterwinning is uitgevoerd in het kader van het VEWIN-onderzoekprogramma 1988-1992. Het onderzoek had tot doel een methode te ontwikkelen waarmee de ecologische effecten van grondwaterwinning kunnen worden voorspeld. Deze effecten worden meestal samengevat in de term 'verdroging'. De hoofddoelstelling van het onderhavige onderzoek luidt: het tot stand brengen van een methode, die een zo kwantitatief mogelijke voorspelling geeft van de ecologische effecten van een grondwaterwinning, zodanig dat sprake is van een optimale integratie van ecologische en hydrologische kennis, methoden en schalen. De belangrijkste reden om een effectvoorspellingsmethode te ontwikkelen, was het dichten van het schaalverschil tussen de uitkomsten van grondwatermodellen en voorspelling van ecologische effecten op standplaatsschaal. De ontwikkeling van de methode is gebaseerd op het bestaande ecologische model ECAM en de daarin verwerkte hydro-ecologische inzichten. Voordat de tot stand gebrachte methode uitgebreid wordt besproken, wordt in het kort ingegaan op het daarvoor noodzakelijke onderbouwende onderzoek. De ontwikkelde effectvoorspellingsmethode wordt geïllustreerd aan de hand van het NADORST-project in Overijssel. Geconcludeerd kan worden dat de gewenste integratie tot stand is gebracht via de systeemanalyse. Het bovengenoemde schaalverschil is voor een groot deel gedicht door het ontwerpen van fijnschalige hydrologische modellen. Desondanks is er nog voldoende werk aan de winkel.

1 INLEIDING

In dit artikel doen wij verslag van het onderzoek dat door de Werkgroep Ecologische Aspecten van Grondwaterwinning is uitgevoerd in het kader van het VEWIN-onderzoekprogramma 1988-1992. Dit onderzoek is uitgevoerd omdat de bedrijfstak waterleidingbedrijven in deze periode meer en meer werd geconfronteerd met het probleem 'verdroging'. Eerst introduceren we 'verdroging' en 'vernatting', vraagstukken die elkaars keerzijde zijn, waarbij we ingaan op het belang van het bovengenoemde onderzoek voor de bedrijfstak waterleidingbedrijven. We vervolgen met de hoofddoelstelling van het onderzoek. Voordat we de tot stand gebrachte methode uitgebreid bespreken, gaan we kort in het op het daarvoor noodzakelijke onderbouwende onderzoek. We bespreken de ontwikkelde effectvoorspellingsmethode aan de hand van een voorbeeld. We besluiten met een blik op de toekomst: wat kunnen we nu en wat moeten we nog weten.

2 VERDROGING EN VERNATTING

De laatste jaren is de politieke belangstelling voor de achteruitgang van het milieu sterk toegenomen. Eén van die milieuproblemen is de verdroging van natuur en landschap. Verdroging is gedefinieerd als " alle effecten als gevolg van de daling van de grondwaterstand, zowel als gevolg van vochttekort als van mineralisatie en verandering in de invloed van kwèl en neerslag" (Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1990). Sinds 1987 zijn verschillende onderzoeken

uitgevoerd naar de omvang van de verdroging in Nederland. Het onderzoek van Braat et al. (1987) geeft aan dat driekwart van de natuurterreinen en natuurlijke elementen in het cultuurlandschap matig tot sterk verdroogd is. De verdroogde gebieden liggen met name in het pleistocene deel van Nederland en in de duinen. Als belangrijkste veroorzakers worden de landbouw en de grondwaterwinning door waterleidingbedrijven aangewezen. Daarom speelt de schade van grondwaterwinning op de plantengroei een steeds zwaardere rol, zowel in het beleid als in de praktijk van de aanvraag van vergunningen voor grondwaterwinning. De bedrijfstak waterleidingbedrijven wordt dan ook steeds frequenter geconfronteerd met vragen over de effecten van grondwaterwinning op natuurwaarden.
Ook in het onderzoek naar de relatie van vegetatie en plantesoorten met abiotische factoren, en dan met name het grond- en oppervlaktewater, hebben zich tal van ontwikkelingen voorgedaan. Deze beperken zich niet alleen tot zuiver wetenschappelijk onderzoek en analysemethoden. Ook de ontwikkeling van modellen en methoden, waarmee de effecten van ingrepen in de waterhuishouding op de vegetatie en andere natuurwaarden voorspeld kunnen worden, heeft een grote vlucht genomen. Als voorbeelden hiervan noemen wij o.a. de CML-methode (RU Leiden), ICHORS (RU Utrecht), WAFLO/Natuurtechnisch model (RIN/SWNBL) en ECAM (RU Groningen). Voor een bespreking van deze en andere methoden zie Wassen en Schot (1992).
Om de geconstateerde verdroging van natuur en landschap te bestrijden, zijn de laatste paar jaar lokaal reeds maatregelen genomen. Deze projecten worden veelal uitgevoerd in het kader van de regeling Regionaal Integraal Waterbeheer (REGIWA). Deze regeling vloeit voort uit de motie Lansink/Van Rijn-Vellekoop, die stelt dat de verdroging met 25% moet worden teruggedrongen. Ook waterleidingbedrijven participeren in REGIWA-projecten. In zulke projecten gaat het o.a. om re-allocatie van pompstations en het nemen van maatregelen in de landbouwwaterhuishouding. Met zulke maatregelen wordt vernatting van verdroogde natuur beoogd. Het onderzoek naar de effecten van vernatting staat nog in de kinderschoenen. De effecten van de maatregelen die vernatting beogen worden thans dan ook nog hoofdzakelijk voorspeld met modellen die ontwikkeld zijn om de effecten van verdroging te voorspellen.

3 WAAROM NOG EEN EFFECTVOORSPELLINGSMETHODE?

Uit bovenstaande bleek reeds, dat er diverse modellen bestaan om de ecologische effecten van hydrologische ingrepen te voorspellen. Waarom dan toch nog een andere effectvoorspellingsmethode? In het onderzoek zijn wij er niet zo zeer op gericht geweest een nieuwe methode te ontwikkelen, als wel op basis van het bestaande ecologische model ECAM en de daarin verwerkte hydro-ecologische inzichten (Everts en De Vries, 1991; Grootjans et al., 1990) de inbreng en de koppeling met de uitkomsten van grondwatermodellen in de effectvoorspellingsfase te verbeteren. Dat de inbreng en koppeling met de uitkomsten van grondwatermodellen nog onvoldoende is, is ons inzien te wijten aan de schaal en de mate van nauwkeurigheid van grondwatermodellen, alsmede aan nog onvoldoende begrip van de rol van kwel en kwelintensiteit. Deze visie wordt bevestigd door De Smidt en Wassen (1992). Zij schrijven in het themanummer van het tijdschrift Landschap, dat gewijd is aan 'Hydro-ecologische voorspellingsmethoden voor beheer en beleid', dat de schaalkwestie het meest urgente kennisgat is dat moet worden gedicht in hydro-ecologische effectvoorspellingsmodellen.
De meeste modellen zijn dus te grofschalig. Hoewel een grondwaterwinning hydrologisch beschouwd regionale effecten heeft, treden de relevante ecologische effecten op in lijnvormige elementen in het cultuurlandschap en in natuurgebieden; dit is dus op de schaal van een vegetatietype (een perceel en fijner). De belangrijkste effecten van een grondwaterwinning, maar ook die van diverse andere ingrepen in de waterhuishouding, zijn dus veelal lokaal van aard. De voorspelling van de effecten van ingrepen in de waterhuishouding moet dus ook op dat niveau gericht zijn. Er bestaat dan ook een duidelijke discrepantie tussen hetgeen er aan hydrologische data en parameters nodig is voor een gefundeerde ecologische effectvoorspelling en hetgeen gebruikelijk is voor de uitvoering van geohydrologische berekeningen in het kader van vergunningverlening.

4 DOELSTELLING VAN HET ONDERZOEK

Gezien het belang voor en de betrokkenheid van de bedrijfstak waterleidingbedrijven bij de vergunningverlening van grondwateronttrekkingen, is het logisch dat door haar onderzoek wordt gedaan naar een

verbeterde effectbeschrijvingsmethode. De doelstelling van het project Ecologische Aspecten van Grondwaterwinning luidde dan ook: het tot stand brengen van een methode, die een zo kwantitatief mogelijke voorspelling geeft van de ecologische effecten van een grondwaterwinning, zodanig dat sprake is van een optimale integratie van ecologische en hydrologische kennis, methoden en schalen.

Grondwaterwinningen beïnvloeden de standplaatsen van grondwaterafhankelijke vegetatietypen. De tot stand gebrachte methode heeft dan ook betrekking op grondwaterafhankelijke vegetatietypen. De winning van grondwater vindt voornamelijk plaats in de pleistocene delen van Nederland en langs de grote rivieren. De methode kan daar in principe worden toegepast[1].
Voor de totstandbrenging van de methode is de omgeving van Denekamp in Noordoost-Twente als proefgebied geselecteerd. Het onderzoek is uitgevoerd in samenwerking met de N.V. Waterleiding Maatschappij Overijssel (WMO) en Staatsbosbeheer.

5 ONDERBOUWEND ONDERZOEK VOOR DE METHODE

Hieronder wordt in het kort beschreven welk onderzoek, dat bouwstenen moest leveren voor de tot stand te brengen methode, is uitgevoerd sinds 1988. Grote delen van dit onderzoek worden uitgebreider gerapporteerd in deze mededeling. Daarnaar wordt aan het eind van elke beschrijving verwezen.

5.1 Verkenning en integratie van vakgebieden

De vakgebieden ecologie en hydrologie zijn de bouwstenen van de te ontwikkelen methode. De te ontwikkelen methode heeft een landschapsecologische grondslag. In de hydrologie kunnen twee belangrijke onderzoeksstromen worden onderscheiden: de klassieke geohydrologie, die een sterke kwantitatieve en voorspellende component bezit en de systeemanalyse, die kwalitatiever van aard is, maar de diverse onderdelen van een landschap betrekt bij de beschrijving en onderscheiding van hydrologische systemen. Voor dit onderzoek is gebruik gemaakt van inzichten uit beide stromingen. In dit deelproject is tevens inzicht ontstaan over de te onderzoeken parameters, de onderzoeksschaal en de afstemming van ecologische en hydrologische methoden (zie Jansen, 1991a). Te onderzoeken parameters zijn: de vegetatie, de verspreiding van indicatorsoorten, het verloop van de grondwaterstand, de chemische samenstelling van grond- en oppervlaktewater en het reliëf. De schaal van het onderzoek is die van de standplaats van vegetatietypen op het niveau van associaties en subassociaties. Om op dit schaalniveau te kunnen voorspellen wordt gewerkt van een grove naar een fijne schaal. Voor de vegetatie is dit een natuurlijke schaal. De modellen, die nodig zijn voor de voorspelling van de hydrologische effecten, moeten worden verfijnd, waarbij de afvoer over maaiveld en het uittreden van grondwater beter moeten worden gemodelleerd. De randvoorwaarden voor dergelijke fijnschalige hydrologische modellen worden gegenereerd via grovere hydrologische modellen. Van Gerven rapporteert over de voortgang die is geboekt met de toepassing van fijnschalige hydrologische modellen voor ecologische effectvoorspelling. Zij doet dat aan de hand van het REGIWA-project Punthuizen c.s.. Maas en Jansen gaan in op voor de grondwaterafhankelijke vegetatie sturende hydrologische processen en de betekenis daarvan voor de effectvoorspelling.

5.2 Gegevensverzameling (minimale basisset)

De methode voor effectvoorspelling moet maximaal betrouwbaar zijn op basis van een zo beperkt mogelijke gegevensset. In dat kader is een vegetatiekartering uitgevoerd en zijn de verspreidingspatronen van indicatorsoorten gekarteerd (Croese, 1991). Ook op het abiotische vlak zijn diverse gegevens verzameld. Daartoe is een hydrologisch meetnet geïnstalleerd, waarin twee maal per maand de grondwaterstanden worden gemeten, is enkele malen in voor- en najaar de chemische samenstelling van grond- en oppervlaktewater bepaald, is twee maal de bodemchemische samenstelling op twee diepten vastgesteld en zijn van twee gebieden gedetailleerde hoogtekaarten vervaardigd. De meeste van deze gegevens zijn nog niet gepubliceerd.
Croese rapporteert in deze mededeling over de me-

[1] De methode is tot nu toe toegepast in enkele gebieden in Overijssel. Toepassing in andere pleistocene gebieden en langs de grote rivieren is mogelijk wanneer het grondwaterregime van voor die gebieden kenmerkende vegetatietypen bekend is

thode van vegetatie- en indicatorsoortenkartering. Veel van de verzamelde informatie is gebruikt voor systeemanalyses en voor het opstellen van fijnschalige hydrologische modellen.

5.3 Indicatiewaarden van soorten

Via indicatorsoorten wordt de relatie gelegd tussen ecologische en hydrologische variatie. De gevonden relaties kunnen vervolgens geëxtrapoleerd worden. Daarom zijn, mede in opdracht van Staatsbosbeheer en de directie Natuur, Bos, Landschap en Faunabeheer, de indicatiewaarden van soorten van o.a. beekdalen, en trilvenen en moerassen bepaald (zie Jalink en Jansen, 1989; Jalink 1991 concept). In de komende jaren zullen ook voor andere grondwaterafhankelijke systemen de indicatiewaarden van soorten worden bepaald. Jalink gaat in deze mededeling dieper in op het fenomeen indicatorsoorten, waarbij schaalaspecten centraal staan. Aggenbach en Vegter geven twee voorbeelden van het gebruik van indicatorsoorten bij het beantwoorden van vragen over knelpunten in de waterhuishouding van natuurgebieden. De Hullu et al. geven aan hoe Staatsbosbeheer als beheerder van natuurterreinen indicatorsoorten inzet voor monitoring.

5.4 Hydro-ecologische analyse en reconstructie

Voor het doen van ecologische effectvoorspellingen is kennis van de hydrologische systemen noodzakelijk. Een hydro-ecologische analyse moet aangeven op welke wijze hydrologische processen de standplaats van de plant bepalen. In zo'n analyse is integratie van diverse vakgebieden noodzakelijk. In het kader van het onderzoek zijn hydro-ecologische analyses opgesteld voor vijf terreinen bij Denekamp (Jansen en Aggenbach, 1990; Jansen, 1991 b t/m e).
In deze mededeling wordt door Aggenbach en Jansen en door Kap en Jalink uitgebreid verslag gedaan van de methode en de toepassingsmogelijkheden van systeemanalyses. Aggenbach en Jansen beschrijven een systeemanalyse op lokale schaal, Kap en Jalink op regionale schaal.
De thans aangetroffen vegetatie is vaak nog slechts een restant van de vegetatie van voor de tijd van de grote ingrepen in de waterhuishouding. Indien men zich alleen baseert op de actuele situatie kunnen foutieve interpretaties van de relatie vegetatie-waterhuishouding worden gedaan. Daarom wordt de vroegere vegetatie gereconstrueerd. Door een reconstructie ontstaat eveneens inzicht in de wijze waarop hydrologische systemen kunnen veranderen onder invloed van bepaalde hydrologische ingrepen. In feite wordt bij de effectvoorspelling een keten van verledenheden-toekomst gegeven. Via een reconstructie kunnen ook de ecologische potenties van terreinen worden bepaald, bijvoorbeeld als vernatting wordt nagestreefd. Dergelijke reconstructies zijn opgesteld voor vijf terreinen bij Denekamp (Jansen en Aggenbach, 1990; Jansen, 1991 b t/m e).
Aggenbach en Jansen bespreken in deze mededeling een reconstructie van een deel van het natuurreservaat Stroothuizen. Eysink geeft aan hoe de kennis die is verworven via hydro-ecologische analyses en reconstructies, kan worden toegepast voor de planning van doelstellingen voor het natuurbeheer en voor het oplossen van knelpunten in het beheer van natuurreservaten.

5.5 Standplaatscondities

Het opstellen van hydrologische modellen op het niveau van de standplaats van de vegetatie is alleen zinvol als we ook de standplaatsvoorwaarden van grondwaterafhankelijke vegetatietypen kennen. Er zijn drie standplaatsfactoren die van groot belang zijn voor de vegetatie: het grondwaterregime, de zuurgraad/basenverzadiging van de bodem en de nutriëntenbeschikbaarheid. Tijdens het onderzoek zijn met name gegevens verzameld over de eerste twee standplaatsfactoren.
Het grondwaterregime wordt weergegeven in de vorm van duurlijnen. Een duurlijn is een cumulatieve bewerking van het verloop van de grondwaterstand, waarbij de duur wordt aangegeven dat een bepaalde grondwaterstand wordt overschreden (Jansen, 1981). Voor diverse grondwaterafhankelijke vegetatietypen zijn inmiddels duurlijnkarakteristieken bepaald (De Haan, 1992 a en b; Wullink, 1993a), voor andere gaat dat nog gebeuren. Deze data zijn opgeslagen in de database HYCOSTAT (Stok et al., in prep.), die is ontwikkeld in samenwerking met de N.V. Waterleiding Maatschappij Noord-West-Brabant, N.V. Waterleidingmaatschappij Oost-Brabant en N.V. Waterleiding Maatschappij Overijssel.
De verzamelde data over de chemische samenstelling van bodem, grond- en oppervlaktewater zijn nog niet gerapporteerd, maar al wel gebruikt voor het opstellen van beslisregels ten behoeve van de voorspelling

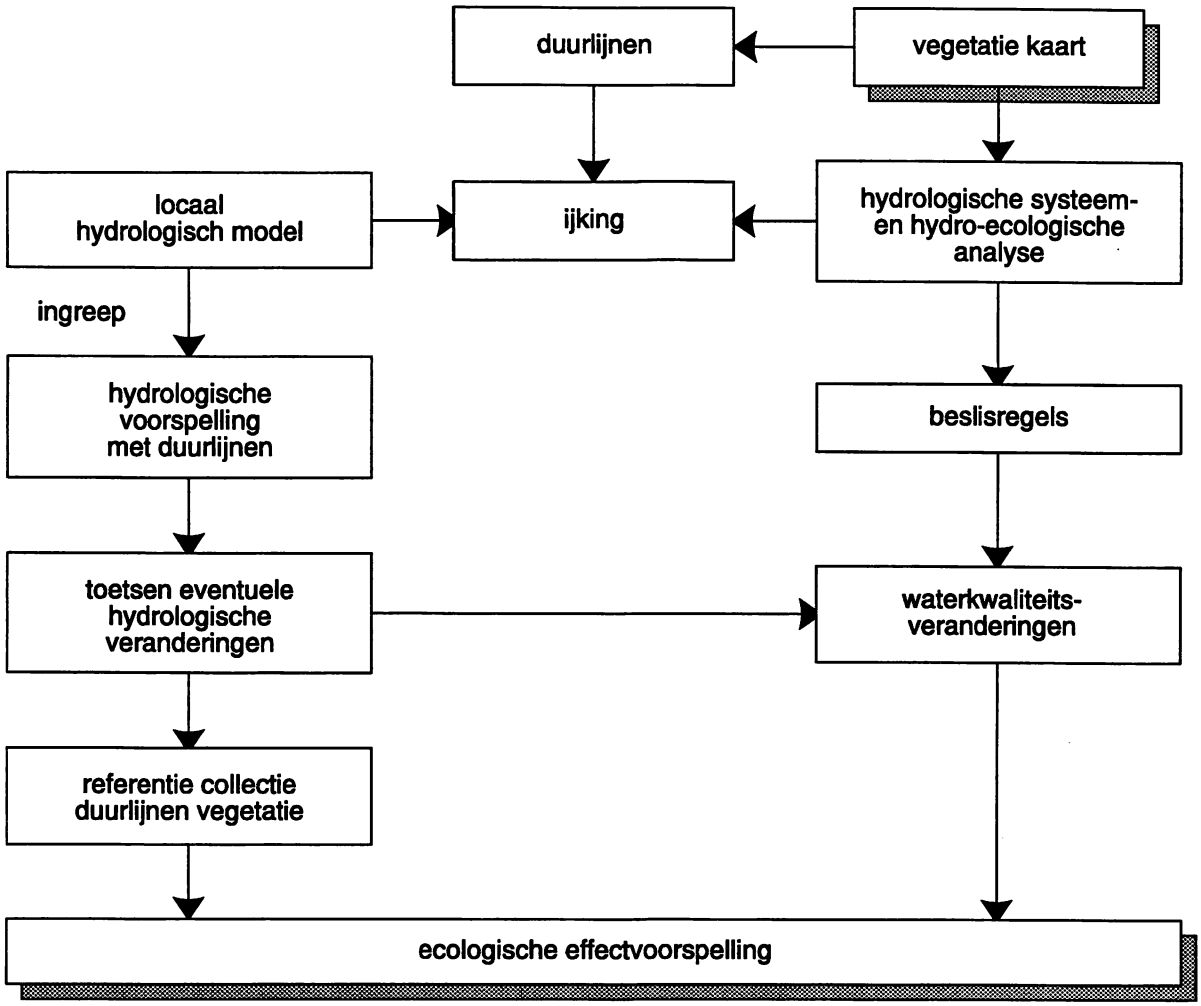
van de ecologische effecten van ingrepen in de waterhuishouding (Jansen en Van Buuren, 1993; Van Gerven et al., 1993).
In deze mededeling bespreekt De Haan de constructie en diverse karakteristieken van duurlijnen. Hij gaat tevens in op de mogelijkheden en beperkingen van toepassing. Baggelaar beschrijft in zijn artikel de hoofdlijnen van de database HYCOSTAT. Een van de onderdelen van HYCOSTAT is de statistische toetsing van duurlijnen. De daarvoor beschikbare methoden worden gepresenteerd en bediscussieerd door Drost. In de bijdragen van De Haan en Wullink worden de duurlijnkarakteristieken behandeld van de natte heiden en dotterbloemhooilanden.

5.6 Hydrologische modellering

Eerder constateerden we dat de meeste hydrologische modellen te grofschalig zijn voor het doen van uitspraken op de schaal van de standplaats van vegetatietypen. Om dit schaalverschil te overbruggen zijn twee verfijnde, instationaire hydrologische modellen opgesteld: één stationair model voor het reservaat Stroothuizen (Supèr, in prep.) en één instationair model in het kader van het REGIWA-project Punthuizen c.s. (Van Gerven et al., 1993).
De weerslag van delen van dit onderzoek is in deze mededeling te vinden in de bijdragen van Supèr en Van Gerven. Eerstgenoemde auteur bespreekt de toepassingsmogelijkheden van GIS in fijnschalige hydrologische modellen. De laatstgenoemde auteur beschrijft de methode van fijnschalig hydrologisch modelleren.

6 DE HOOFDLIJNEN VAN DE METHODE

De methode gaat er vanuit dat veranderingen in abiotische standplaatscondities kunnen worden vertaald in veranderingen in de soorten- en/of de vegetatiesamenstelling. Dit uitgangspunt is gebaseerd op het rangordemodel (Bakker et al, 1979), waarin de vegetatie wordt beschouwd als de resultante van de werking van de abiotische processen in een landschap. De abiotische processen bepalen uiteindelijk de standplaatscondities van een vegetatie. In het rangorde model is de werking van het ene abiotische onderdeel in een landschap dominant over een ander. Voor grondwaterafhankelijke vegetatietypen gaan wij er vanuit dat het reliëf de grondwaterstroming bepaalt, en deze op haar beurt de standen en de chemische samenstelling van het grondwater van een standplaats.
De belangrijkste stappen van de methode zijn opgenomen in figuur 1. De methode heeft als uitgangspunt dat de effecten van ingrepen in de waterhuishouding plaatsvinden op het standplaatsniveau van de vegetatie. De processen die de standplaatscondities met bijbehorende vegetatie bepalen moeten dus geanalyseerd worden. Voor deze analyse is een gedetailleerde vegetatiekaart noodzakelijk. De op de vegetatiekaart weergegeven eenheden zijn te herleiden tot op het niveau van subassociaties en/of varianten. Op dit niveau uit zich de variatie in standplaatscondities voldoende nauwkeurig voor het doen van voorspellingen (zie Everts et al., 1986).
De bestaande kennis van de relatie van soorten en vegetatietypen met hun standplaatscondities wordt getoetst door het in het onderzoeksgebied verzamelen van aanvullende gegevens over de standplaatscondities. Deze informatie wordt, geïntegreerd met die over geologie, reliëf, (geo)hydrologie, (geo)hydrochemie en bodem tot een hydro-ecologische systeemanalyse. Zo'n systeemanalyse is lokatie-gebonden en dient voor elk gebied dus apart te worden uitgevoerd.
De meest direkt sturende factor voor het voorkomen van grondwaterafhankelijke plantengemeenschappen is het verloop van de grondwaterstand, die wordt weergegeven in duurlijnen (Niemann, 1963; Jansen, 1981). Ten behoeve van de effectvoorspelling worden de duurlijnkarakteristieken van de te verwachten vegetatietypen bepaald. Het gaat om de hoogste, laagste, gemiddelde en mediane grondwaterstand, alsmede de duur dat het grondwater boven maaiveld staat.
Om het eerder geconstateerde verschil te overbruggen tussen de gangbare schaal van hydrologisch modelleren en de schaal waarop de vegetatie in het veld voorkomt, worden hydrologische modellen ontwikkeld en gebruikt die toepasbaar zijn op een lokale, fijne schaal (Maas, 1990; Meeuwissen, 1990; Van Gerven et al., 1993). In deze hydrologische modellen wordt ook de vegetatiekaart van een gebied gebruikt voor ijking en verificatie. De ijking en verificatie verloopt dan niet meer alleen via een meestal zeer beperkt aantal stijghoogtedata, maar tevens op de ruimtelijke verspreiding van duurlijnen, zoals afgeleid uit een vegetatiekaart.
Als eenmaal een in de ruimte en tijd voldoende nauwkeurig lokaal hydrologisch model is ontworpen, wordt overgegaan tot de voorspelling van de effecten



Figuur 1 Schema van de ontworpen effectvoorspellingsmethode

van een ingreep in de waterhuishouding. De output van het hydrologisch model bestaat uit het verloop van de grondwaterstand, per cel weergegeven als duurlijnen, en eventueel uit een ruimtelijke weergave van veranderingen in de kwel- en/of infiltratie-intensiteit.

De duurlijnen van de situatie na de ingreep worden vergeleken met die na de ingreep. Als er hydrologisch niets verandert, dan blijft ook ecologisch alles bij het oude. Als het verloop van de grondwaterstanden wel verandert, dan wordt op basis van de door het geohydrologische model berekende duurlijnkarakteristieken bepaald welk(e) vegetatietype(n) kan (kunnen) ontstaan. Dat gebeurt op basis van duurlijnbundels van vegetatietypen, zoals aanwezig in HYCOSTAT (de database met de referentiecollectie). Een vegetatietype kan in principe ontstaan als de berekende duurlijnkarakteristieken van een cel vallen binnen de range van duurlijnkarakteristieken van het betreffende vegetatietype. Van alle duurlijnen van een vegetatietype is een gemiddelde duurlijn berekend met bijbehorende karakteristieken: gemiddelde, mediane, hoogste en laagste grondwaterstand, alsmede overstromingsduur. Van elke duurlijnkarakteristiek zijn tevens de hoogste en laagste waarde bepaald. Deze tabel wordt een "beslissleutel" genoemd.

De berekende duurlijnkarakteristieken van een cel worden vergeleken met de gemiddelde en extreme duurlijnkarakteristieken van de vegetatietypen. Als de berekende karakteristieken vallen binnen de bandbreedte van een vegetatietype dan is de ontwikkeling van dat vegetatietype in principe mogelijk. Er kunnen in principe meerdere vegetatietypen worden voorspeld als de bandbreedte van duurlijnkarakteristieken

van vegetatietypen elkaar overlappen.
Als het verloop van de grondwaterstand potenties biedt voor meerdere vegetatietypen wordt een verdere analyse uitgevoerd op basis van de pH/basenverzadiging van de bodem van de standplaats. De zuurgraad en basenverzadiging van de bodem worden in grondwaterafhankelijke systemen gestuurd door de chemische samenstelling het grondwater (Kemmers, 1986; Wassen, 1990; Van Wirdum, 1991) en zijn van groot belang voor de vegetatie. Nagegaan wordt dus welk van de voorspelde vegetatietypen kan ontstaan op basis van de chemische samenstelling van de bodem en/of het grondwater. Dit gebeurt op de volgende wijze. Via de resultaten van de hydro-ecologische analyse en met bodemkundige kennis wordt op kwalitatieve wijze de zuurgraad van de bodem c.q. het grondwater van een cel geschat. Deze schatting is voor een belangrijk deel gebaseerd op literatuur en deskundigenkennis omdat kwantitatieve modellen die de chemische samenstelling van het grondwater na een hydrologische ingreep voorspellen nog niet operationeel zijn. Van alle te verwachten vegetatietypen wordt, eveneens op kwalitatieve wijze, de zuurgraad van de bodem c.q. het grondwater geschat. De zuurgraad van de bodem c.q. het grondwater van een cel is vervolgens vergeleken met die van de vegetatietypen die op grond van de analyse van duurlijnkarakteristieken mogen worden verwacht. De vegetatietypen met een zuurgraad, die overeenkomt met die van een cel, worden geacht zich te kunnen ontwikkelen in die cel. Door het opstellen van beslisregels, waarin staat op grond van welke criteria besloten wordt dat een vegetatietype zich kan ontwikkelen, is deze voorspelling geformaliseerd en controleerbaar.

7 DE METHODE: EEN VOORBEELD UIT DE PRAKTIJK

De methode is in 1992 en 1993 toegepast in een aantal gebieden in Overijssel: Wierdense Veld (Jansen, in prep.), Rijssen (NADORST-studie; Jansen en Van Buuren, 1993) en Punthuizen ten zuidoosten van Denekamp (Van Gerven et al., 1993). In alle gevallen ging het om het voorspellen van de effecten van maatregelen die leiden tot een hogere grondwaterstand. In onderstaande zullen de belangrijkste onderdelen van de methode worden geïllustreerd aan de hand van de NADORST-studie bij Rijssen. Van Gerven (1993 in deze mededeling) bespreekt het Punthuizenproject. Het NADORST-project is een onderzoek naar de mogelijkheden om natuurontwikkeling en drinkwaterproductie te combineren in een deel van het stroomgebied van de Regge in Twente (Van Buuren et al., 1993).

7.1 Wat wordt voorspeld?

In het geval van deze studie kan beter niet worden gesproken van een effectvoorspelling, maar van een analyse van potenties. Het gebruik van de term "effectvoorspelling" suggereert dat de gedane voorspelling een hoge mate van betrouwbaarheid bezit. Omdat de beschikbare kennis over de effecten van vernatting op de vegetatie (zie o.a. Steenvoorden et al., 1991) nog zeer beperkt is, en omdat mogelijk andere mechanismen een rol spelen dan bij grondwaterstandsdaling, is het nu nog niet mogelijk om de effecten van vernatting met voldoende betrouwbaarheid te voorspellen. Daarom spreken wij van een analyse van de potenties, waarmee wij bedoelen: het vertalen van de na de ingreep aanwezige (berekende en ingeschatte) standplaatscondities naar vegetatietypen. Het uitgangspunt bij deze analyse is dat wij veronderstellen dat bij de aanwezigheid van geschikte standplaatscondities, de daarbij behorende vegetatie zich na verloop van tijd ook zal ontwikkelen. Over de duur van deze ontwikkeling is echter niets bekend. De analyse van potenties heeft betrekking op grondwaterafhankelijke vegetatietypen, d.w.z. vegetatietypen bij die een gemiddelde grondwaterstand van niet lager dan 1.50 meter onder maaiveld voorkomen. Om te komen tot een afgerond kaartbeeld zijn hier en daar toch potenties bepaald voor cellen met gemiddelde grondwaterstanden lager dan 1.50 m -mv. De analyse van potenties doet dus uitspraken over de ontwikkelingsmogelijkheden van terrestrische, semi-terrestrische (veenvormende) en amphibische vegetatietypen.

Binnen deze groep van vegetatietypen is een selectie gemaakt, die is gebaseerd op:
- de hydro-ecologische analyse van de actuele situatie;
- de gemeten chemische samenstelling van het grondwater;
- de interpretatie van de bodemkaart;
- het voorkomen van ken- en differentiërende van vegetatietypen in de periode 1950-1980 volgens de Atlas van de Nederlandse Flora (Mennema et al.,

1985; Van der Meijden, et al., 1989);
- kennis van het voorkomen van vegetatietypen onder vergelijkbare landschapsecologische omstandigheden.

De lijst van geselecteerde vegetatietypen is opgenomen in de tabel 1.

7.2 Standplaatscondities

Voor grondwaterafhankelijke vegetatietypen belangrijke standplaatscondities zijn, zoals gezegd, het verloop van de grondwaterstand, de pH/basenverzadiging van de bodem en de mate van voedselrijkdom. De standplaatscondities van de in beschouwing genomen vegetatietypen zijn ter illustratie opgenomen in tabel 1. De kwalitatieve waarden voor de standplaatsfactoren pH/basenverzadiging en mate van voedselrijkdom zijn voldoende voor het ontwerpen en kunnen toepassen van beslisregels. De kwalitatieve waarden van de standplaatsconditie grondwaterstand worden in beslissleutels gekwantificeerd.

Kruidachtige vegetaties

droog, zuur, voedselarm: Genisto-Callunetum typicum **vochtig en nat, zuur, voedselarm**: Genisto-Callunetum molinietosum, Ericetum tetralicis typicum, Ericetum tetralicis sphagnetosum **nat en zeer nat, zuur en zwak zuur, voedselarm en matig voedselrijk**: Caricetum curto-echinatae typicum, Caricetum rostratae, Caricetum lasiocarpae, Littorelletea **nat en zeer nat, zwak zuur tot neutraal, voedselrijk**: Caricetum acuto-vesicariae, Caricetum elatae, Senecioni-Brometum racemosi caricetosum nigrae **nat, zwak zuur, matig voedselrijk**: Cirsio-Molinietum agrostietosum **vochtig, zwak zuur tot neutraal, voedselrijk**: Valeriano-Filipenduletum **wisselvochtig en wisselnat (degradatietypen)**: Rompgemeenschap Nardus stricta (Violion caninae), Rompgemeenschap Carex nigra (Caricion curto-nigrae)

Bossen
droog, zuur en voedselarm: Querco-Betuletum typicum (bos) vochtig en **nat, zuur en voedselarm**: Querco-Betuletum molinietosum, Betuletosum pubescentis **nat en zeer nat, zuur tot neutraal, voedselrijk**: Carici elongatae-Alnetum betuletosum pubescentis, Carici elongatae-Alnetum hottonietosum, Carici elongatae-Alnetum typicum **wisselvochtig, voedselrijk (degradatietype)**: RG Alnion glutinosae

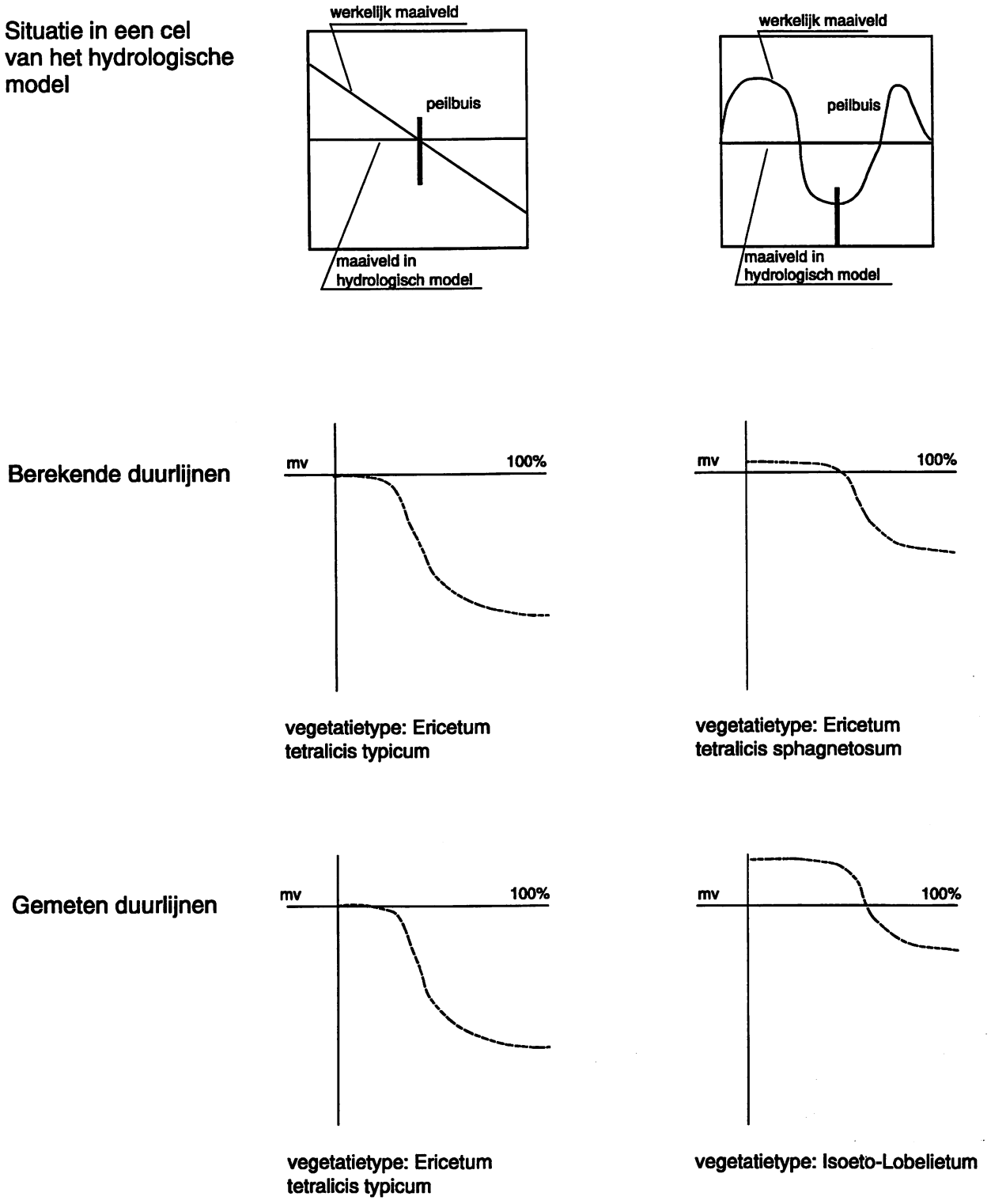
Tabel 1: Standplaatscondities van vegetatietypen. De gehanteerde waarden zijn gebaseerd op Ellenberg, 1986), Everts en De Vries (1991), Jalink en Jansen (1989) en Westhoff en Den Held (1975)

Het gebied waarvoor de analyse wordt uitgevoerd, is nu overwegend in gebruik als intensief agrarisch gebied. Voordat de voorspelde vegetatietypen zullen ontstaan moet eerst het te veel aan voedingsstoffen worden afgevoerd. Bij de analyse worden echter geen uitspraken gedaan over de successie van zwaar bemeste, zeer voedselrijke graslanden en akkers tot halfnatuurlijke en begeleid-natuurlijke vegetatietypen. In de analyse van potenties wordt er dus vanuit gegaan dat de hoeveelheid voedingsstoffen in het milieu dusdanig is, dat dit geen belemmering vormt voor ontstaan van half-natuurlijke en begeleid-natuurlijke vegetatietypen van matig voedselarme tot voedselarme omstandigheden. Daarnaast wordt het voorkomen van vegetatietypen voorspeld die van nature op min of meer voedselrijke standplaatsen voorkomen. De methode beperkt zich in dit geval dus tot het bepalen van vegetatietypen op basis van de standplaatsfactoren grondwaterstand en pH/basenverzadiging. Het ontstaan van min of meer voedselarme omstandigheden in voorheen agrarisch benutte gebieden kan een lange tijd duren, is van veel variabelen afhankelijk en hangt sterk samen met het te kiezen overgangs- en vegetatiebeheer.

7.3 Hydrologisch model en schaal

De huidige en toekomstige waterhuishouding van het onderzoeksgebied is gesimuleerd met MODFLOW (zie Stalpers, 1992). De cellen van het gebied, waarvoor een analyse van de potenties is uitgevoerd, zijn meestal 100 bij 100 meter. Voor elke cel is in het model een gemiddelde maaiveldhoogte ingebracht. Met MODFLOW is instationair gerekend. Voor elke cel is voor de bepaling van de potenties het verloop van de grondwaterstand over het jaar 1984 berekend. De door het model gesimuleerde waterstanden stemmen het best overeen met de in dat jaar gemeten grondwaterstanden. De gemiddelde afwijking ten opzichte van de gemeten standen bedraagt enkele cm's tot maximaal 23 cm. Het jaar 1984 is een normaal jaar.

De schaal van het hydrologisch model hangt samen met de grootte van de cellen. Het gehanteerde model is een regionaal model, dat redelijk verfijnd is in het gebied waar bij uitvoering van de maatregelen (zie Van Buuren et al., 1993) veranderingen in de water-



Figuur 2 Het reliëf in een cel van het hydrologisch model in relatie tot het analyseren van de vegetatiekundige potenties

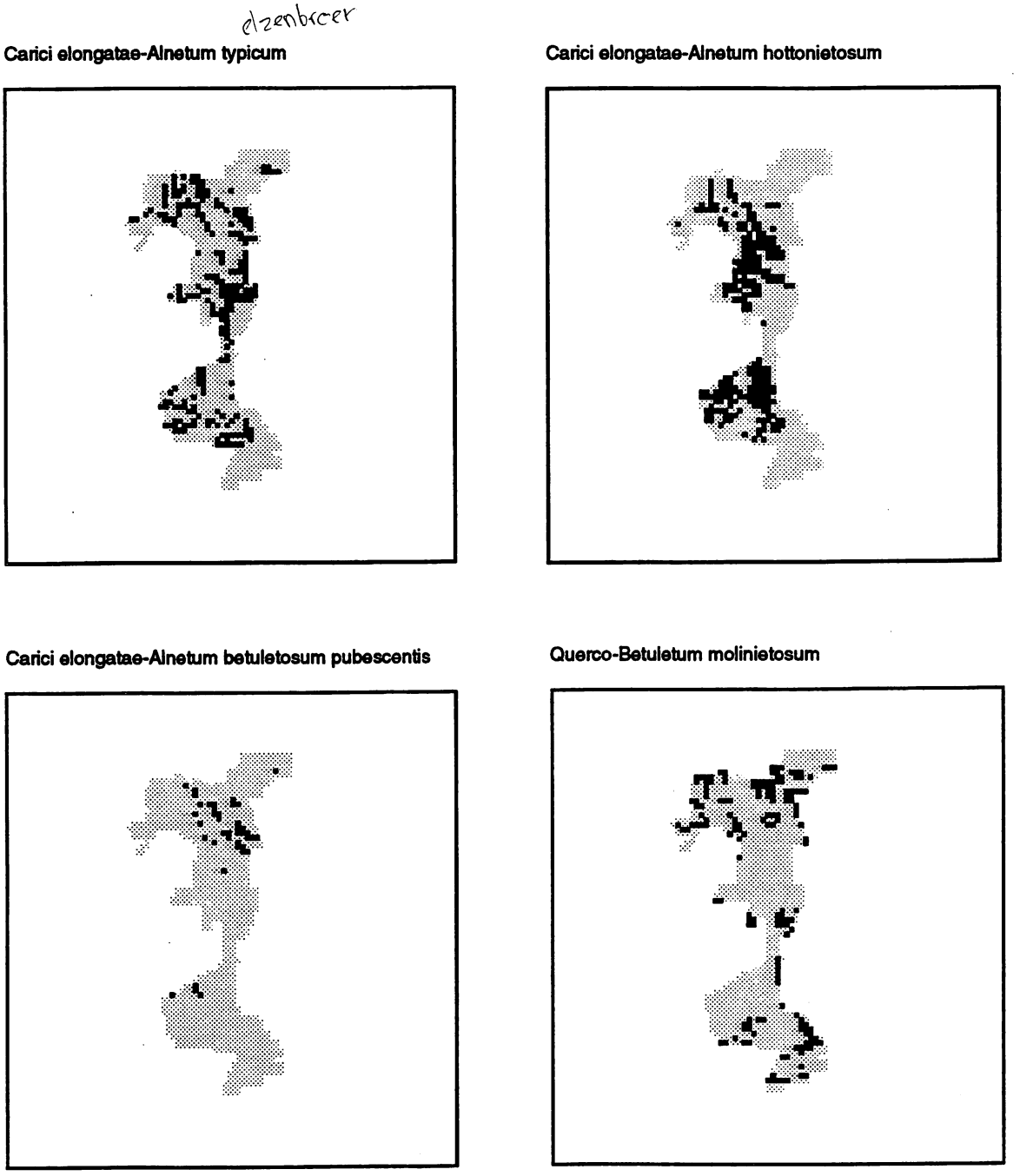
vegetatietype	mediaan	gemiddelde	gw-max	gw-min	inundatie	n
Ericetum tetralicis	*59*	*61*	*6*	*126*		
typicum	12/84	15/96	-27/34	71/188	+	32
Ericetum tetralicis	*34*	*37*	*4*	*84*		
sphagnetosum	-5/78	2/77	-27/51	41/133	+	36
Genisto-Callunetum	*174*	*168*	*86*	*236*		
typicum	150/210	152/200	50/133	219/258	-	8
Genisto-Callunetum	*117*	*115*	*63*	*177*		
molinietosum	80/145	85/144	36/67	156/214	-	12
RG Nardus stricta	*95*	*96*	*33*	*162*		
[Violion caninae]	68/123	80/113	0/53	130/215	-	20
Caricetum curto-echi-	*17*	*26*	*-18*	*92*		
natae typicum (zand)	7/34	18/44	-30/2	80/109	+	4
RG Carex nigra	*38*	*38*	*-21*	*112*		
[Caricion curto-nigrae]	10/57	24/46	-36/-15	87/128	+	7
Caricetum rostratae	*-5*	*-3*	*-19*	*19*		
	-12/0	-14/17	-39/0	1/68	++	6
Caricetum lasiocarpae	*14*	*13*	*0*	*33*		
	0/19	0/18	-8/4	15/35	-	4

Tabel 2: Duurlijnparameters van vegetatietypen die na de ingreep zouden kunnen ontstaan. De duurlijnkarakteristieken zijn mediane, gemiddelde, hoogste (gw-max) en laagste (gw-min) grondwaterstand in cm t.o.v. maaiveld. Een - betekent dat de waarde boven maaiveld ligt. Het cursieve getal geeft de waarde van de gemiddelde duurlijnkarakteristiek; de getallen eronder de hoogste en laagste waarde van de betreffende karakteristiek. In de kolom "inundatie" is aangegeven of overstroming optreedt. Een - betekent geen overstroming, een + kortstondige overstroming, een ++ langdurige overstroming. n = aantal duurlijnen op basis waarvan de waarden van de karakteristieken zijn bepaald.

huishouding zullen optreden. De celgrootte in het hydrologisch model maakt het mogelijk op de schaal van hectaren te voorspellen. De binnen een hectare aanwezige variatie in grondwaterstanden kan niet worden voorspeld.

Het model berekent het gemiddelde verloop van de grondwaterstand voor 1 hectare (in het noorden liggen grotere cellen). In reliëfrijke gebieden zal er ruimtelijke variatie bestaan in het grondwaterstandsverloop binnen de cellen. Dit laatste heeft consequenties voor de bepaling van de vegetatiekundige potenties. De bepaalde vegetatiekundige potenties zijn in principe dan ook theoretisch (zie figuur 2). Wat bepaald wordt, is het vegetatietype voor een vlak maaiveld, waarvan de hoogte door middeling is berekend. In reliëfrijke cellen zullen de bepaalde vegetatietypen dan ook niet de grootste oppervlakte beslaan. Theoretisch is het mogelijk dat de berekende gemiddelde maaiveldhoogte binnen een cel in het veld niet wordt aangetroffen. Het voorspelde vegetatietype zal dan ook niet tot expressie kunnen komen. Dit zal met name het geval zijn in grote cellen en in cellen met een grillig reliëf. In dergelijke cellen zal veelal meer dan één vegetatietype voorkomen. Tijdens de toetsing van de berekende duurlijnkarakteristiek met die van de vegetatietypen blijkt dat dan een eenduidige toedeling aan één of meerdere vegetatietypen niet mogelijk is.

Wanneer de per cel bepaalde vegetatietypen ruimtelijk worden weergegeven, ontstaat er een patroon op hoofdlijnen. Dit patroon geeft min of meer de ecotones (abrupte overgangen) in het landschap weer (Van de Maarel, 1976): hoog-laag (met daaraan gekoppeld droog-nat) en zuur-basisch. Met de methode kan het voorkomen van ecoclines (geleidelijke overgangen van vegetatietypen) niet worden voorspeld. In beide gevallen geldt dat de schaal waarop patronen worden voorspeld, gedicteerd wordt door die van het hydro-



Figuur 3 Enkele voorbeelden van de bepaling van potenties van bosvormende vegetatietypen in het voorbeeldgebied NADORST bij Rijssen (Jansen en Van Buuren, 1993)

logisch model wat tot een zekere vegroving leidt.

7.4 Beslissleutels

Van elk geselecteerd vegetatietype zijn duurlijnbundels samengesteld op basis van literatuur (De Haan, 1992 a en b; Wierda, 1989) of een bewerking van in het KIWA-archief aanwezige data. Van sommige vegetatietypen, waarvoor na de beoogde ingreep geschikte standplaatscondities kunnen ontstaan, ontbreekt informatie over hun duurlijnkarakteristieken. De potenties van voorkomen van deze typen zijn niet aangegeven.

Van alle duurlijnen van een vegetatietype is een gemiddelde duurlijn berekend met bijbehorende karakteristieken. Van elke karakteristiek zijn tevens de hoogste en laagste waarde bepaald. Deze tabel wordt een "beslissleutel" genoemd en is gedeeltelijk weer-

gegeven in tabel 2. Met de beslissleutel is gewerkt conform de in 6 beschreven procedure.

7.5 Beslisregels

Op basis van de vergelijking van de berekende waarden met de duurlijnkarakteristieken van vegetatietypen is de ontwikkeling van meerdere vegetatietypen mogelijk. Een inperking van het aantal vegetatietypen heeft plaatsgevonden via een aantal beslisregels, die in steeds in dezelfde volgorde zijn toegepast.
De beslisregels zijn gebaseerd op:
1 de bodemtypen. Uit bodemtypen is via deskundigen kennis informatie af te leiden over hydrologische processen en standplaatscondities van vegetatietypen (zie tabel 1);
2 de aanwezigheid van bodemgrenzen in een cel;
3 de ligging van de berekende duurlijnkarakteristieken ten opzichte van gemiddelde waarden van duurlijnkarakteristieken van vegetatietypen.

Hieronder zijn als voorbeeld drie beslisregels opgenomen:
1 Op veld- en laarpodsolen kunnen zich het Ericetum tetralicis typicum en sphagnetosum en het Genisto-Callunetum molinietosum ontwikkelen.
2 Op haarpodsolen kan zich het Genisto-Callunetum typicum ontwikkelen.
3 Op moerige eerdgronden (broekeerdgronden), bekeerdgronden, gooreerdgronden en venige beekdalgronden kunnen zich vegetatietypen gebonden aan licht basenrijke tot basenrijke omstandigheden ontwikkelen (gemeenschappen van het Caricion curtonigrae, Caricion lasiocarpae, Magnocaricion, Phragmition, Calthion, Junco-Molinion, Filpendulion en Alnion).

7.6 Resultaten

De resultaten van de potentiebepaling zijn weergegeven in verspreidingskaartjes van de beschouwde vegetatietypen. Enkele voorbeelden daarvan zijn opgenomen in figuur 3.
Het gebied bezit potenties voor de ontwikkeling en het herstel van vele, over het algemeen zeldzame, grondwaterafhankelijke vegetatietypen. Deze conclusie geldt onder de in bovenstaande paragrafen genoemde randvoorwaarden voor het schaalniveau van de voorspelling en het aanbod van nutriënten. De bepaalde potenties stemmen in hoge mate overeen met die in het advies van de natuurbeschermingsraad over de Landinrichting Rijssen (Natuurbeschermingsraad, 1990).

7.7 Evaluatie

De gevonden patronen lijken realistisch. Met de gebruikte methode kunnen de potenties van het gebied in hoofdlijnen worden bepaald, hetgeen voor zowel beheer als beleid voldoende inzichten oplevert voor het maken van keuzen.
De betrouwbaarheid van de voorspelling wordt echter beperkt door:
1 de schaal en nauwkeurigheid van het hydrologisch model: vanwege de gehanteerde schaal zijn de bepaalde vegetatiekundige potenties in principe theoretisch. De met de methode bepaalde vegetatiepatronen geven min of meer de dominante gradiënten in het landschap weer. De nauwkeurigheid waarmee vegetatiekundige potenties kunnen worden bepaald hangt voor een belangrijk deel af van de beschikbaarheid van nauwkeurige en gedetailleerde hoogtekaarten. De afwijking tussen berekende en gemeten waarden in de huidige situatie bedraagt maximaal 23 cm. Voor deze fout is niet gecorrigeerd omdat van lang niet alle cellen gemeten waarden bekend zijn. De berekende waarden voor de situatie na de ingreep zijn dus als juist beschouwd. Deze aanname is natuurlijk niet altijd correct. Aangezien de duurlijnkarakteristieken van diverse vegetatietypen kleine verschillen bezitten, zijn de potenties niet correct voorspeld, indien voor de huidige situatie de afwijking in de cellen tussen gemeten en berekende standen meer dan 5-10 cm bedraagt;
2 de beschikbaarheid van grondwaterstandsdata van vegetatietypen. Deze zijn soms schaars.

De onzekerheid van de voorspelling wordt eveneens bepaald door gebrek aan kennis over de effecten van vernatting, met name wat betreft het aanbod van voedingsstoffen, en de mate waarin de voor de vegetatietypen kenmerkende soorten het gebied ook zullen bereiken. Dit gebrek aan kennis is echter niet inherent aan de gevolgde methode, maar een algemeen geldende kennislacune.

8 TOEKOMST

De hoofddoelstelling van het onderzoek was: het tot stand brengen van een methode, die een zo kwantitatief mogelijke voorspelling geeft van de ecologische effecten van een grondwaterwinning, zodanig dat sprake is van een optimale integratie van ecologische en hydrologische kennis, methoden en schalen.
De gewenste integratie is in ieder geval tot stand gebracht via de systeemanalyse. Afhankelijk van de vraagstelling kan een systeemanalyse plaatsvinden op regionale en lokale schaal. Uit de bijdragen in deze mededeling van Kap en Jalink en van Aggenbach en Jansen blijkt, dat integratie van ecologie en hydrologie (inclusief hydrochemie) leidt tot een wederzijdse bevruchting en veel mogelijkheden biedt voor toepassing in de praktijk (zie ook Eysink, 1993 in deze mededeling).
Heeft de gewenste integratie ook plaatsgevonden wanneer het gaat om het doen van gekwantificeerde ecologische effectvoorspellingen? Eerder constateerden we dat de meeste hydrologische modellen te grofschalig zijn voor het doen van uitspraken op de schaal van de standplaats van vegetatietypen. Uit de evaluaties van de Punthuizen- (zie Van Gerven, 1993 in deze mededeling) en NADORST-studie blijkt, dat een groot deel van dit schaalverschil kan worden gedicht door het ontwerpen van fijnschalige hydrologische modellen. Maas en Jansen (1993 in deze mededeling) schetsen de contouren van een aanpak via de berekening en ligging van kwelvlakken.
Wij concluderen dan ook dat in dit onderzoek een aanzienlijke vooruitgang is geboekt met de integratie van hydrologische en ecologische kennis, methoden en schalen. De methode is reeds toegepast in de praktijk en heeft daarbij zijn waarde bewezen. De methode kan zowel worden gebruikt voor bepalen van de effecten van grondwaterstandsdaling als van -stijging. Deze hoopvolle conclusie betekent echter niet, dat gesproken kan worden van een geheel afgerond stuk methode-ontwikkeling. Er is nog veel werk aan de winkel. Het gaat om:

- een nauwkeurige validatie van de effectvoorspellingsmethode;
- het toetsen van de bruikbaarheid van de methode buiten het gebied waarin de basisgegevens zijn verzameld;
- het verder onderbouwen en afleiden van gekwantificeerde ingreep-effectrelaties. De daarvoor meest urgente activiteiten zijn het verder uitbouwen van duurlijnbestanden, het vergroten van kennis van de chemische processen in de wortelzone en het verwerven van meer inzicht in de rol van 'diepe kwel' op chemische processen in de wortelzone. Door het uitvoeren van zulk onderzoek ontstaat ook meer inzicht in de regulatie van de beschikbaarheid van voedingsstoffen voor de vegetatie;
- verdere aanpassing van het hydrologisch modelinstrumentarium o.a. via de zogenaamde 'kwelhellingmodule' en duurlijnen (zie Van Gerven en Maas en Jansen, beide in deze mededeling);
- het ontwikkelen van methoden waarmee de chemische samenstelling van het grond- en oppervlaktewater kan worden voorspeld. Deze kennis wordt nu nog ingebracht via beslisregels, die gebaseerd zijn op deskundigenkennis;
- een betere kennis van de effecten van vernatting, met name wat betreft het aanbod van voedingsstoffen, en de mate waarin de voor de vegetatietypen kenmerkende soorten, die verdwenen zijn, zich opnieuw zullen vestigen.

Daarnaast zal de tot stand gebrachte methode toepasbaar moeten worden gemaakt voor bij het waterbeheer betrokken belangen.
Een deel van het bovengenoemde onderzoek, alsmede het toepasbaar maken voor gebruikers, zal worden uitgevoerd in het kader van het VEWIN-onderzoekprogramma 1993-1997 (zie Jansen en Kap, 1993 in deze mededeling). Ook elders vinden momenteel grote inspanningen plaats om de gesignaleerde kennislacunes te dichten, zoals bijvoorbeeld in het kader van het Nationaal Onderzoekprogramma Verdroging (zie Steenvoorden et al., 1991). Ondanks al deze inspanningen zal de inzet van geformaliseerde expertkennis voorlopig nog noodzakelijk zijn. Het is de vraag of effectvoorspelling, en dat geldt voor zowel ecologische als hydrologische, wel zonder expertkennis kan? De Smidt en Wassen (1992) geven daarop het volgende antwoord: "De deskundigen zijn ook nodig aan het eind van het voorspellingsproces. De effecten worden voorspeld door een model dat een zodanige vereenvoudiging van de werkelijkheid is dat de uitkomsten, als onderdeel van het gezonde wantrouwen, door de zeef van de expert moeten gaan om misinterpretaties zoveel mogelijk te voorkomen".

9. LITERATUUR

Aggenbach, C.J.S. & A.J.M. Jansen, 1993. Hydrologische en hydro-ecologische analyse op lokale schaal: een case-studie van Stroothuizen (Twente). In: A.J.M. Jansen (red.), Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling, enkele resultaten en toepassingen van hydro-ecologisch onderzoek. KIWA-mededeling nr. 122, KIWA N.V., Nieuwegein.

Aggenbach, C.J.S. & U. Vegter, 1993. Beekdalen aan de monitor: indicatorsoorten als signaal voor veranderingen in milieukwaliteit en waterhuishouding. In: A.J.M. Jansen (red.), Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling, enkele resultaten en toepassingen van hydro-ecologisch onderzoek. KIWA-mededeling nr. 122, KIWA N.V., Nieuwegein.

Baggelaar, D., 1993. HYCOSTAT, een database voor grondwaterstandsgegevens. In: A.J.M. Jansen (red.), Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling, enkele resultaten en toepassingen van hydro-ecologisch onderzoek. KIWA-mededeling nr. 122, KIWA N.V., Nieuwegein.

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

Braat, L.C., A. van Amstel, E. Nieuwhof, E. Runhaar & J.B. Vos, 1987. Verdroging in Nederland; probleemverkenning. Instituut voor Milieuvraagstukken, Centrum voor Milieukunde, Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer.

Buuren, M. van, L.J. Stalpers, P. van Bolhuis, P. Vrijlandt & W.Th. Wassink, 1993. Voorbeeldplan NADORST: natuurontwikkeling en drinkwaterproductie via oeverinfiltratie in het Reggestelsel. Vakgroep Ruimtelijke Planvorming, Landbouwuniversiteit Wageningen, Wageningen.

Croese, T.H.M., 1991. Vegetatiekartering Dinkelland. KIWA-rapport SWE 90.031, KIWA N.V., Nieuwegein.

Croese, T.H.M., 1993. Vegetatiekartering als bron voor hydro-ecologisch onderzoek. In: A.J.M. Jansen (red.), Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling, enkele resultaten en toepassingen van hydro-ecologisch onderzoek. KIWA-mededeling nr. 122, KIWA N.V., Nieuwegein.

Drost, Y.C., 1993. Statistische toetsing van duurlijnen. In: A.J.M. Jansen (red.), Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling, enkele resultaten en toepassingen van hydro-ecologisch onderzoek. KIWA-mededeling nr. 122, KIWA N.V., Nieuwegein.

Ellenberg, H., 1986. Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in Ökologischer Sicht. Verlag Eugen, Ulmer/Stuttgart.

Everts, F.H., A.P. Grootjans & N.P.J. de Vries, 1986. Vegetatiekunde: leidraad of struikelblok in hydro-ecologisch onderzoek. Landschap 3, 4: 306-317.

Everts, F.H. & N.P.J. de Vries, 1991. De vegetatieontwikkeling van beekdalsystemen, een landschapsoecologische studie van enkele Drentse beekdalen. Thesis, Historische Uitgeverij Groningen, Groningen.

Eysink, A.Th.W., 1993. Van hydro-ecologisch onderzoek naar beheer van natuurreservaten. In: A.J.M. Jansen (red.), Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling, enkele resultaten en toepassingen van hydro-ecologisch onderzoek. KIWA-mededeling nr. 122, KIWA N.V., Nieuwegein.

Gerven, M.W. van, 1993. Verfijning van geohydrologische modelsimulatie ten behoeve van ecologische effectvoorspelling. In: A.J.M. Jansen (red.), Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling, enkele resultaten en toepassingen van hydro-ecologisch onderzoek. KIWA-mededeling nr. 122, KIWA N.V., Nieuwegein.

Gerven. M.W., E.E. Heidelberg & A.J.M. Jansen, 1993. Anti-verdrogingsscenario's in het Denekampse Veld. Een geohydrologische modelstudie met ecologische en landbouwkundige effectvoorspelling in het kader van het REGIWA-project Punthuizen c.s.. KIWA-rapport SWE 93.014, KIWA N.V., Nieuwegein.

Grootjans, A.P., R. van Diggelen, H. Esselink, A. Wierda, R. Burkunk, J. Hoogendoorn en N.P.J. de Vries, 1990. Hydro-ecologisch onderzoek Gorecht. Deel 2: Ecologische effectvoorspelling terrestrische systemen. Rapport Laaglandbekenproject no. 22. lab voor Plantenoecologie, R.U. Groningen, Haren.

Haan, M.W.A. de, 1992a. De karakteristieken van duurlijnen van enige grondwaterafhankelijke plantengemeenschappen van de Littorelletea,

Isoeto-Nanojuncetea, Oxycocco-Sphagnetea en Scheuchzerietea. KIWA-rapport SWE 92.015, KIWA N.V., Nieuwegein.

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

Haan, M.W.A. de, 1993a. Overschrijdingsduurlijnen; een methode om het grondwaterregime van plantengemeenschappen te kwantificeren. In: A.J.M. Jansen (red.), Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling, enkele resultaten en toepassingen van hydro-ecologisch onderzoek. KIWA-mededeling nr. 122, KIWA N.V., Nieuwegein.

Haan, M.W.A. de, 1993b. Duurlijnen van natte heiden, typering van het grondwaterstandsverloop van een regenwater-afhankelijk vegetatietype. In: A.J.M. Jansen (red.), Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling, enkele resultaten en toepassingen van hydro-ecologisch onderzoek. KIWA-mededeling nr. 122, KIWA N.V., Nieuwegein.

Hullu. P.C. de, R. van Leeuwen, B.Takman en J. Kleuver, 1993. Planning en monitoring bij Staatsbosbeheer. In: A.J.M. Jansen (red.), Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling, enkele resultaten en toepassingen van hydro-ecologisch onderzoek. KIWA-mededeling nr. 122, KIWA N.V., Nieuwegein.

Jalink, M.H., 1991 concept. Indicatoren voor verdroging, verzuring en eutrofiëring in trilveen-vegetaties. KIWA-rapport SWE 90.037, KIWA N.V., Nieuwegein.

Jalink, M.H., 1993. Mogelijkheden en beperkingen van het gebruik van indicatorsoorten. In: A.J.M. Jansen (red.), Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling, enkele resultaten en toepassingen van hydro-ecologisch onderzoek. KIWA-mededeling nr. 122, KIWA N.V., Nieuwegein.

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

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

Jansen, A.J.M., 1991b. Hydro-ecologische analyse van de Beuninger Achterheide (Noordoost-Twente). KIWA-rapport SWE 91.018, KIWA N.V., Nieuwegein.

Jansen, A.J.M., 1991c. Hydro-ecologische analyse van het Strengeveld (Noordoost-Twente). KIWA-rapport SWE 91.026, KIWA N.V., Nieuwegein.

Jansen, A.J.M., 1991d. Hydro-ecologische analyse van Croonen (Noordoost-Twente). KIWA-rapport SWE 91.030, KIWA N.V., Nieuwegein.

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

Jansen, A.J.M., in prep. Een indicatieve bepaling van de effecten van vier waterhuishoudkundige scenario's op de vegetatie van het Wierdense Veld (Ov.). KIWA-rapport SWE 92.009, KIWA N.V., Nieuwegein.

Jansen, A.J.M. en C.J.S. Aggenbach, 1990. Lokale hydrologische en hydro-ecologische analyse van Stroothuizen. KIWA-rapport SWE 90.038, KIWA N.V., Nieuwegein.

Jansen, A.J.M. m.m.v. M. van Buuren, 1993. Hydro-ecologische analyse van en ontwikkelingsmogelijkheden voor de vegetatie in het gebied van het Voorbeeldplan NADORST. KIWA-rapport SWE 93.013, KIWA N.V., Nieuwegein.

Jansen, A.J.M. & A. Kap. Toekomstig VEWIN-onderzoek naar de bronnen en technieken voor waterwinning en hun effecten op natuur en milieu. In: A.J.M. Jansen (red.), Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling, enkele resultaten en toepassingen van hydro-ecologisch onderzoek. KIWA-mededeling nr. 122, KIWA N.V., Nieuwegein.

Jansen, P.C., 1981. Verwerking, interpretatie en toepassingsmogelijkheden van grondwaterstandsgegevens met behulp van overschrijdingsduurlijnen, ICW-nota 1260, Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding, Wageningen.

Kap, A. & M.H. Jalink, 1993. Systeemanalyse Nijmegen: optimalisatie van grondwaterwinningen in relatie met waterkwaliteit en natuur. In: A.J.M. Jansen (red.), Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling, enkele resultaten en toepassingen van hydro-

ecologisch onderzoek. KIWA-mededeling nr. 122, KIWA N.V., Nieuwegein.

Kemmers, R.H., 1986. Perspectives in modeling of processes in the root zone of spontaneous vegetation at wet and damp sites in relation to regional water management. Proc. and inform., CHO-TNO 34: 91-116.

Maarel, E. van de, 1976. On the establishment of plant community boundaries. Ber. Deutsch. Bot. Ges., Bd 89, p.415-443.

Maas, C., 1990. Groundwater with-drawal from a hill with uniformly sloped seepage faces. KIWA-rapport SWI 90.137, KIWA N.V., Nieuwegein.

Maas, C. & A.J.M. Jansen, 1993. Van pompstation tot plantewortel. In: A.J.M. Jansen (red.), Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling, enkele resultaten en toepassingen van hydro-ecologisch onderzoek. KIWA-mededeling nr. 122, KIWA N.V., Nieuwegein.

Meeuwissen, B.A.M., 1990. Voorstel voor fijnschalig geohydrologisch modelonderzoek in het natuurgebied Stroothuizen bij Denekamp. KIWA-rapport-SWI 90.155, KIWA N.V., Nieuwegein.

Meijden, R. van der, C.L. Plate & E.J. Weeda, 1989. Atlas van de Nederlandse Flora 3, minder zeldzame en algemene soorten. Rijksherbarium/Hortus botanicus in samenwerking met Centraal Bureau voor de Statistiek, Leiden, Voorburg, Heerlen.

Mennema, J., A. Quen,-Boterenbrood & C.L. Plate, 1985. Atlas van de Nederlandse Flora 2, zeldzame en vrij zeldzame planten. Bohn, Scheltema & Holkema, Utrecht.

Natuurbeschermingsraad, 1990. Landinrichting Rijssen, advies natuur, landschap en cultuurhistorie. Natuurbeschermingsraad/Natuurwetenschappelijke Commissie, Utrecht.

Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1990. Derde Nota Waterhuishouding. Water voor nu en later. Regeringsbeslissing. SDU uitgeverij, 's-Gravenhage.

Niemann, E., 1963. Beziehungen zwischen Vegetation und Grundwasser. Ein Beitrag zur präziserung des ökologisches Zeigerwertes von Pflanzen und Pflanzengesellschaften. Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung 3, 1: 3-37.

Smidt, J.T de & M.J. Wassen, 1992. Hydro-ecologie geëvalueerd. De aansluiting van aanbod op vraag naar hydro-ecologische kennis. Landschap 1992: 2 p. 159-161.

Stalpers, L., 1992. Waterwinning "Rijssen"; een modelmatig onderzoek naar de combinatie van natuurontwikkeling en drinkwaterwinning in het herinrichtingsgebied "Rijssen". Stageverslag/ Scriptie, LU Wageningen/Waterleiding Maatschappij Overijssel, Wageningen/Zwolle.

Steenvoorden, J.H.A.M., L.C.P.M. Stuyt, P.J.Y. van Bakel, R.H. Kemmers & J. Hoeks, 1991. Van verdrogen naar vernatten, verkennende studie naar de huidige kennis en wenselijk onderzoek. NRLO, 's-Gravenhage.

Stok, O., A.J.M. Jansen en W. Knoppert, in prep. HYCOSTAT. Geautomatiseerd hydro-ecologisch gegevenssysteem. Gebruikershandleiding versie 2.2. KIWA-rapport SWI 93.133, KIWA N.V., Nieuwegein.

Supèr, J., 1993. Toepassing van het Geografisch Informatie Systeem (GIS) in een lokaal hydrologisch model voor het natuurgebied Stroothuizen. In: A.J.M. Jansen (red.), Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling, enkele resultaten en toepassingen van hydro-ecologisch onderzoek. KIWA-mededeling nr. 122, KIWA N.V., Nieuwegein.

Supèr, J., in prep. Fijnschalige hydrologische modellering van het natuurreservaat Stroothuizen. KIWA N.V., Nieuwegein.

Wierda, A. 1989. Ecologische responsanalyse van moeras- en hooilandvegetaties t.a.v. verschillende grondwaterstandsparameters. Laaglandbekenrapport no. 17, P.P.D. Groningen/R.U. Groningen, Groningen/Assen.

Wassen, M.J., 1990. Waterflow as a major lanscape ecological factor in fen development. Thesis, R.U. Utrecht, Utrecht.

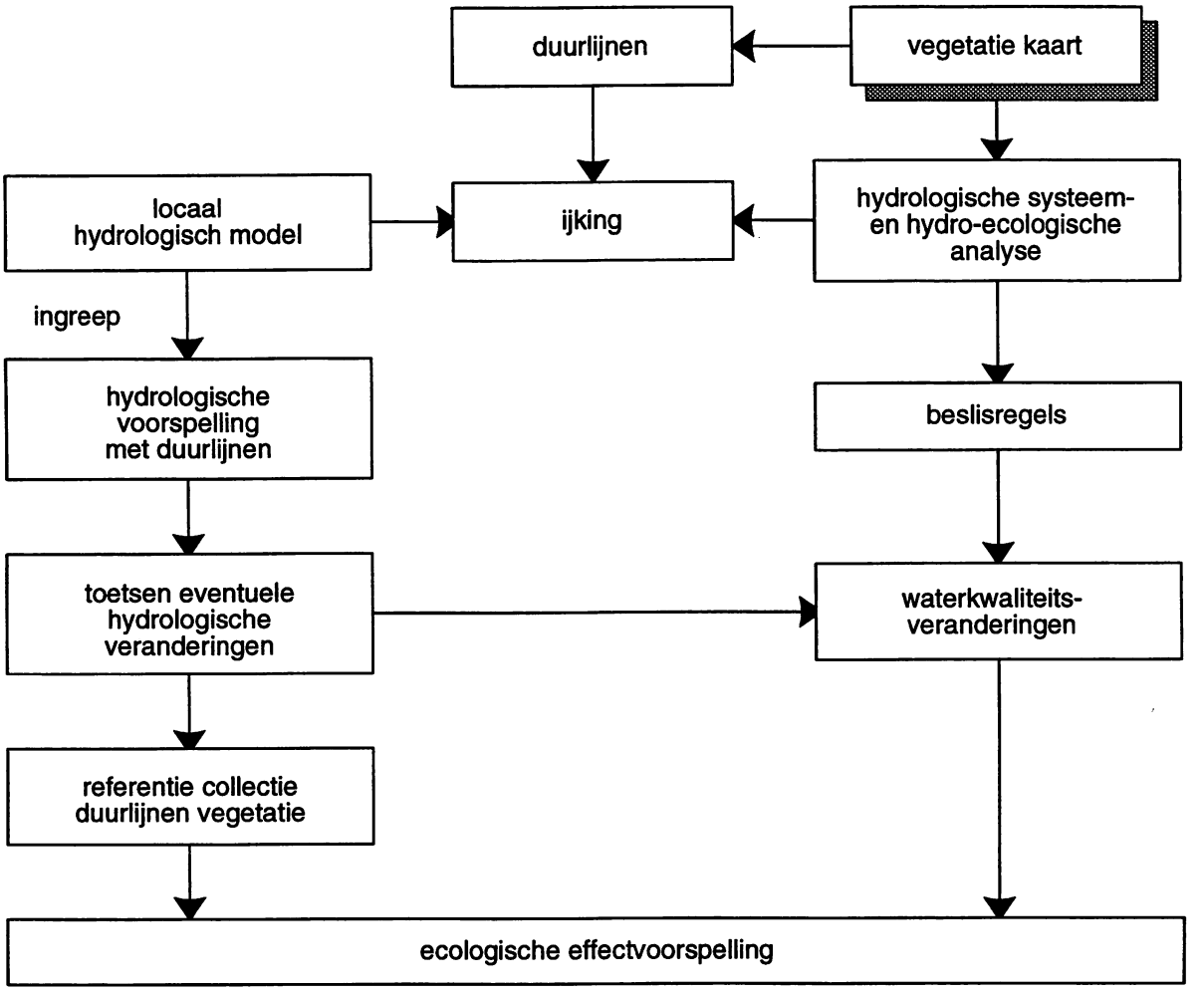
Wassen, M.J. & P.P. Schot, 1992. Hydrologische modellen. Mogelijkheden, beperkingen en perspectieven. Landschap 1992:2 p. 83-106.

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

Wullink, H.W., 1993. De karakteristieken van duurlijnen van enige grondwaterafhankelijke vegetatietypen, Het Caricetum acuto-vesicariae, Caricetum elatae, Glycerietum maximae, Senecioni-Brometum en Carici elongatae-Alnetum. KIWA-rapport SWE 93.011, KIWA N.V., Nieuwegein.

Wullink, H.W., 1993b. Het grondwaterregime van dotterbloemhooilanden. In: A.J.M. Jansen (red.), Van hydrologische ingreep naar ecologische

effectvoorspelling, enkele resultaten en toepassingen van hydro-ecologisch onderzoek. KIWA-mededeling nr. 122, KIWA N.V., Nieuwegein.
Wirdum, G. van, 1991. Vegetation and hydrology of floating rich fens. Thesis, Universiteit van Amsterdam, Amsterdam.



BLOK 2: VEGETATIEKARTERING EN INDICATORSOORTEN

Documentatie

Vegetatiekarteringen als bron voor hydro-ecologisch onderzoek

T.H.M. Croese

KIWA N.V. Onderzoek en Advies
Nieuwegein

Samenvatting

Teneinde de ecologische effecten van ingrepen in de waterhuishouding te kunnen inschatten dienen in een gebied zowel de actuele natuurwaarde en als abiotische randvoorwaarden bekend te zijn.
Ook de bedrijfstak waterleidingbedrijven heeft behoefte aan een goed beeld van de vegetatie en haar ontwikkelingen vanwege het verkrijgen van vergunningen voor (toekomstige) waterwinningen, ecologisch beheer in waterwingebieden en maatregelen voor regeneratie en compensatie van verdrogingsschade.
In dit artikel bespreken we de aanpak, uitvoering en uitwerking van vegetatiekarteringen. Daarna schetsen we de aanpak van een beknopte landschapsecologische analyse.
Vervolgens beschrijven we kort een case-studie van het Luttenbergerven (bij Lemelerveld, Overijssel). Hier geven we aan hoe de vegetatiegegevens samen met de abiotische gegevens gebruikt worden voor een beknopte hydro-ecologische analyse.

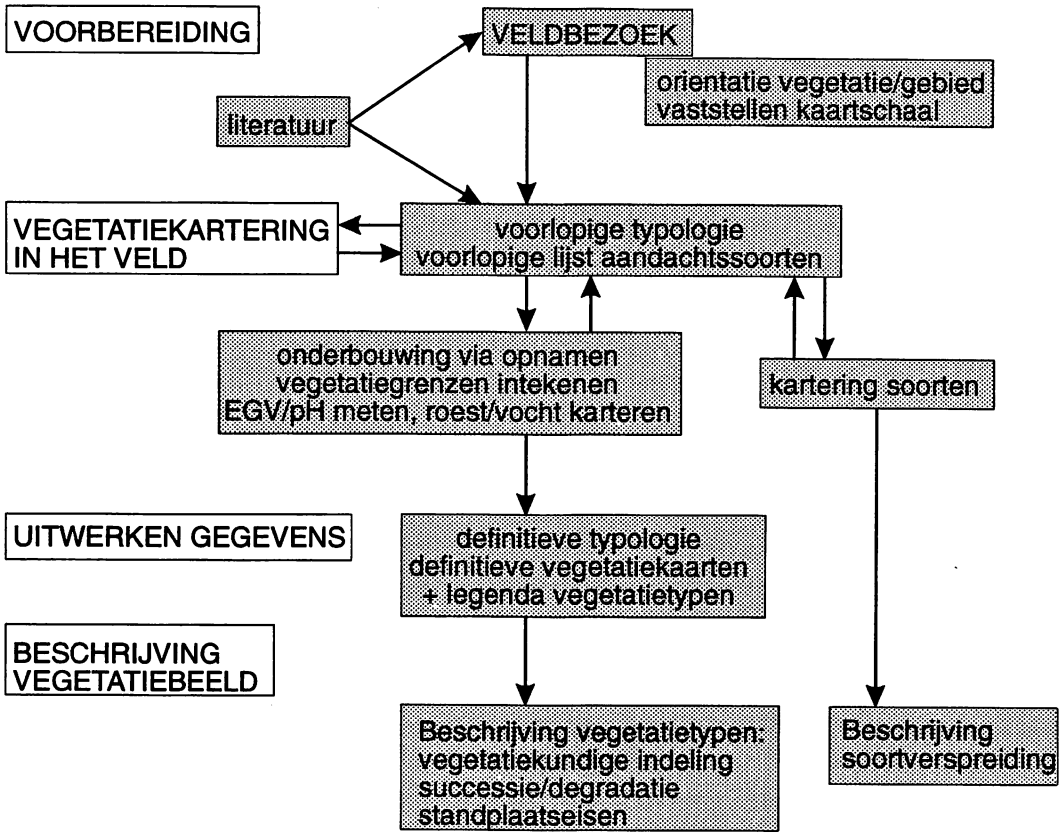
1 INLEIDING

1.1 Doel en opbouw

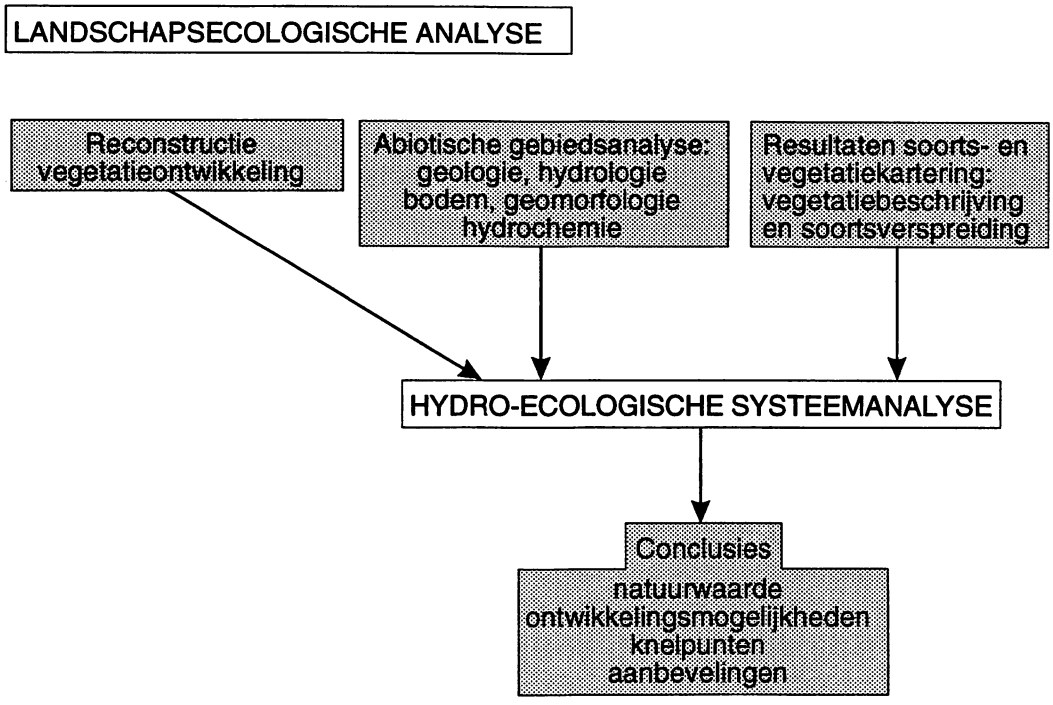
Teneinde de ecologische effecten van ingrepen in de waterhuishouding te kunnen inschatten dienen in een gebied zowel de actuele natuurwaarde als de abiotische randvoorwaarden daarvan bekend te zijn.
Ook de bedrijfstak waterleidingbedrijven heeft behoefte aan een goed beeld van de vegetatie en haar ontwikkelingen vanwege het verkrijgen van vergunningen voor (toekomstige) waterwinningen, ecologisch beheer in waterwingebieden en maatregelen voor regeneratie en compensatie van verdrogingsschade.
De benodigde vegetatiegegevens zijn echter vaak niet of slechts ten dele gedocumenteerd of ze zijn verouderd. Om toch een goed beeld te krijgen van de actuele vegetatie moet dan een vegetatiekartering uitgevoerd worden.
In dit artikel bespreken we de aanpak en uitvoering en uitwerking van vegetatiekarteringen en bovendien schetsen we de aanpak bij een beknopte landschapsecologische analyse. Zo'n analyse is beknopt wanneer abiotische gegevens of financiële middelen om deze aan te vullen zeer beperkt zijn. Na deze bespreking werken we de methode uit via een case-studie van het Luttenbergerven (bij Lemelerveld, Overijssel). Wij geven aan hoe de resultaten van de vegetatiekartering samen met de abiotische gegevens gebruikt worden voor een beknopte hydro-ecologische interpretatie.
Voor de werkwijze bij een uitgebreide landschapsecologische analyse verwijzen we naar Aggenbach en Jansen (1993 in deze mededeling) en Kap en Jalink (1993 in deze mededeling).

1.2 Vegetatie als graadmeter en indicator

De natuurwaarde van een gebied wordt mede bepaald door de aanwezige vegetatie. De vegetatie is weliswaar slechts een onderdeel van de totale natuurwaarde, maar is goed bruikbaar als graadmeter voor de overige delen van een ecosysteem. De fauna is vaak afhankelijk van het type, de structuur en de oppervlakte van een vegetatie en is er dus deels een afge-



Figuur 1 Werkschema vegetatiekartering en beschrijving



Figuur 2 Werkschema hydro-ecologische systeemanalyse

leide van. Bovendien zijn veranderingen in de abiotische omstandigheden relatief goed af te lezen uit de vegetatie omdat deze daar veelal vrij snel op reageert. Een praktische reden is dat vegetatieonderzoek relatief eenvoudig is uit te voeren vanwege de eenvoudige herkenbaarheid van planten, de beperkte omvang van het aantal soorten, de relatief goed ontwikkelde kennis over relaties met de standplaats en de honkvastheid van de vegetatie in vergelijking met bijvoorbeeld insekten en vogels.
Behalve als graadmeter voor de actuele natuurwaarde kan de huidige vegetatie ook vergeleken worden met de vroegere. Aan de hand hiervan kan een reconstructie gemaakt worden van de vegetatiekundige ontwikkeling van een gebied. Inzichten in deze ontwikkeling kunnen op hun beurt weer gebruikt worden bij effectvoorspellingen, beheersplannen, natuurontwikkelingsplannen en monitorprojecten (zie Aggenbach & Jansen, 1993 in deze mededeling).
De aanwezigheid van plantesoorten kan een indicatie geven van de abiotische omstandigheden. Dit kan van belang zijn als er geen (adequate) meetgegevens voorhanden zijn. Via het indicatorenproject (Jalink, 1993 in deze mededeling) wordt getracht meer informatie te verzamelen over de indicatiewaarden voor plantesoorten omdat deze onbekend of niet altijd even eenduidig zijn.

2 AANPAK VAN DE VEGETATIEKARTERING

2.1 Werkwijze in het kort

De algemene werkwijze bij een vegetatiekartering en een hydro-ecologische systeemanalyse daarvan is samengevat in figuur 1 en 2. In grote lijnen is de aanpak als volgt: als voorbereiding maken we een overzicht van de te verwachten vegetatietypen. Dit doen we door literatuurstudie en via oriëntatie in een eerste veldbezoek. Dit resulteert in een voorlopig overzicht van de vegetatietypen en hun samenhang. Deze voorlopige typologie dient in het veld als leidraad voor het toekennen en coderen van vegetatietypen. We kiezen op basis van dezelfde oriëntatie een beperkt aantal plantesoorten, die indicatief zijn voor bepaalde abiotische omstandigheden. Deze soorten noemen we aandachtsoorten. Deze keuze is afhankelijk van het terrein en het doel van het onderzoek. Het karakter van het terrein en het doel van het onderzoek bepalen ook de schaal waarop gekarteerd gaat worden. Vervolgens start de vegetatiekartering waarbij vegetatiegrenzen in het veld worden ingetekend en de verspreiding van soorten en de in het veld waarneembare abiotische verschijnselen worden genoteerd. De vegetatie wordt getypeerd en de typologie wordt onderbouwd met steekproeven, die representatief moeten zijn voor deze vegetatietypen (opnamen). Tussentijds wordt de typologie indien nodig verfijnd en met de volledige set opnamen wordt de definitieve typologie vastgesteld.
De vegetatietypen worden vervolgens beschreven aan de hand van hun soortensamenstelling. De vegetatieverspreiding in relatie tot de beschikbare abiotische gegevens vormt de basis voor een beknopte landschapsecologische analyse. Landschapsecologisch inzichten worden gebruikt om ontwikkelingsmogelijkheden van de vegetatie te formuleren en eventuele knelpunten daarin te signaleren.

2.2 Typologie

2.2.1 Voorlopige typologie

Het totale overzicht van vegetatietypen van een onderzoeksgebied noemen we een vegetatietypologie van dat gebied.
Voor het opstellen van de typologie trachten we eerst een algemene indruk van de vegetatie te krijgen via een globaal inventariserend veldbezoek. Aan de hand hiervan en van literatuurgegevens stellen we een voorlopige typologie op. Hierbij dienen landelijk en/of internationaal erkende indelingen van vegetatietypen als richtlijn. Wij kiezen in Nederland met name voor de indeling van Westhoff en Den Held (1969) en Schaminée (1988). Deze wordt aangepast aan de lokale omstandigheden.
De uitgangspunten voor het opstellen van de typologie zijn in hoofdlijnen als volgt (Braun-Blanquet, 1964): de vegetatietypen worden het best gekarakteriseerd door hun totale soortensamenstelling, waarbij de soorten worden gebruikt om de vegetatietypen in een hiërarchisch systeem te classificeren. We maken onderscheid tussen kensoorten, differentiërende soorten en begeleidende soorten. Allereerst maken we op grond van de structuur een onderscheid in grotere vegetatiekundige eenheden, zoals graslanden, heiden, vennen, naaldbossen, loofbossen, ruigten, wateren en oevers. Deze hoofdeenheden zijn voorzien van een hoofdletter als lettercode. Vervolgens is een verdere indeling gemaakt in groepen, typen, subtypen en va-

rianten op basis van de soortensamenstelling. Groepen en typen zijn steeds gekenmerkt door een specifieke combinatie van soorten. Binnen een type kunnen een of meerdere subtypen en varianten worden onderscheiden afhankelijk van milieu- of beheersfactoren. De typen kunnen in het veld gecombineerd worden aangetroffen als overgangstype of mozaïektype.
In kader 1 is het overzicht van een zo opgezette typologie weergegeven. We gebruiken een set van toevoegingen voor het voorkomen van interessante soorten en algemene mededelingen. Dit bevordert een heldere en flexibele weergave van de vegetatie. De toevoegingen geven informatie over óf algemene zaken zoals beheer en structuur, óf over opmerkelijke, dominante of zeldzame soorten in een type.

2.2.2 Van voorlopig naar definitief

Met de voorlopige typologie als richtlijn starten we de kartering. De typologie dient altijd tussentijds getoetst te worden. Daarom worden tijdens het karteren in een vroeg stadium opnamen gemaakt ter toetsing en onderbouwing van de typologie. Vervolgens wordt indien nodig de typologie verfijnd en bijgesteld en eventueel worden nieuwe typen toegevoegd. Er wordt gestreefd naar minimaal 5 opnamen per type.
Sommige typen ontwikkelen zich vrij laat in het seizoen en zijn dan pas goed te karteren (bijvoorbeeld watervegetaties en heide). Het tijdstip van de de terreinbezoeken wordt hieraan aangepast. Na verwerking van de naderhand toegevoegde eenheden en na toetsing aan de ter plaatse verzamelde opnamen is de typologie definitief.

2.3 De vegetatiekartering in het veld

2.3.1 Hoe gaat het vegetatie-karteren in z'n werk?

In het veld doorkruisen we elk perceel en terreintype. Het karteren bestaat uit het vastleggen van grenzen van de vegetatietypen op een kaart, het typeren van de vegetatie, het onderkennen van overgangen en mozaïeken van vegetatietypen, het maken van opnamen en het aangeven van de verspreiding van indicator- of aandachtsoorten per vegetatietype of op locatie. Welke schaal, precisie en methode gebruikt worden is ondermeer afhankelijk van het terrein, de vegetatie en het doel van het onderzoek. Voor een onderzoek in een cultuurlandschap bijvoorbeeld, zullen plantesoorten gekarteerd worden bij gebrek aan volledige plantengemeenschappen.
De opnamen worden zoveel mogelijk tijdens het karteren van de typen gemaakt en de locaties ervan aangegeven op kaart.
Zonodig worden ook EGV- en pH-metingen uitgevoerd en in het veld waarneembare roest- en vochtverschijnselen genoteerd.

Van de aandachts- en indicatorsoorten noteren we de aanwezigheid en de mate van voorkomen met een combinatie van de "Schaal van Tansley" en
een aantalsschaal (zie kader 1).

2.3.2 Het maken van opnamen

De vegetatietypen worden getypeerd aan de hand van steekproeven. Deze worden opnamen genoemd. Hierbij worden de soorten opgenomen met hun aantallen danwel bedekkingen in gestandaardiseerde proefvlakken. Deze opnamen moeten voldoen aan de volgende criteria: de proefvlakken moeten homogeen zijn en representatief voor het te beschrijven vegetatietype.
De opnamen worden gemaakt met de schaal van Londo (tabel 1). Dit is een gecombineerde schaal waarin zowel het aantal als de bedekking van de diverse soorten wordt geschat in een decimale schaal.

De grootte van de opname hangt af van het soort vegetatie. Standaard voor grasland is 2 x 2 m., voor heide 5 x 5 en voor bossen 10 x 10 m.

2.3.3 Kartering van de aandachtsoorten

Indicatiewaarden
Meestal karteren we naast vegetatietypen eveneens een aantal geselecteerde aandachtsoorten. Deze soorten worden geselecteerd op grond van een veronderstelde indicatiewaarde voor abiotische factoren als pH, basenverzadiging, voedselrijkdom en grondwaterregime. Dergelijke indicatiewaarden geven inzicht in de standplaatsvoorwaarden van vegetatie en plantesoorten. De resultaten van de soortkartering kunnen tezamen met de gekarteerde vegetatietypen en de opnamen gebruikt worden voor een landschapsoecologische analyse.
In het cultuurland zijn vaak geen (half)natuurlijke vegetaties meer aanwezig of nog slechts zeer frag-

aantalscode:			de schaal van Tansley
1 =	1-2	exemplaren	r = rare: soort zeldzaam
2 =	3-10	exemplaren	o = occasional: soort vrij schaars
3 =	11-100	exemplaren	f = frequent: soort regelmatig voorkomend
4 =	101-1000	exemplaren	
5 =	> 1000	exemplaren	a = abundant: grote aantallen, maar in bedekking niet (co)dominant
			c = codominant
			d = dominant: soort domineert

Kader 1 Schalen voor de soortskartering

P: Graslanden		
Pa:		Engels raaigraslanden
type	Pa1:	Engels-raaigrastype
type	Pa2:	Gekn. vossestaart-Engels raaigrast.
Pc:		Witbolgraslanden
type	Pc1:	Echte Witboltype
variant	Pc2:	Gekn. vossestaart-Witboltype
variant	Pc3:	Reukgras-Witboltype
subvariant	Pc4:	Fioringras-Witboltype
Pe:		Roodzwenkgras- en Kamgrashooilanden
type	Pe5:	Gewoon Struisgrastype
variant	Pe7:	Dophei-Gewoon struisgrastype
variant	Pe8:	Zwarte zegge-Gewoon struisgrastype
subvariant	Pe9:	Zwarte zegge(dom.)-Gewoon struisgr.
Pk:		Blauwgraslanden
type	Pk3/4:	Spaanse ruitertype
variant	Pk3a/Pk4a:	Draadzegge-Spaanse ruitertype
variant	Pk2:	Blauwe zeggetype
variant	Pk7:	Veelstengelige waterbies-Spaanse r.
Pg:		Heischraal grasland
type	Pg3:	Dophei-Zwarte-zeggetype

Kader 2 Voorbeeld van een typologieoverzicht (deel hoofdgroep graslanden van het Lutterbergerven).

Symbool	Bedekking	Aanvulling
.1	< 1 %	. = r = sporadisch
.2	1-3%	= p = weinig talrijk
.4	3-5%	= a = talrijk
		= m = zeer talrijk
1	5-15%	1- = 0.7 = bedekking 5 - 10%
		1+ = 1.2 = bedekking 10 - 15%
2	15-25%	
3	25-30%	
4	35-45%	
5	45-55%	5- = bedekking 45 - 50%
		5+ = bedekking 50 - 55%
6	55-65%	
7	65-75%	
8	75-85%	
9	85-95%	
10	95-100%	

Tabel 1 Schaal van Londo

mentair ontwikkeld en zijn slechts enkele soorten van het oorspronkelijke type overgebleven. Deze soorten kunnen bij gebrek aan complete vegetatietypen dienen als indicatoren voor milieuomstandigheden. Hetzelfde geldt voor voormalige cultuurgronden, die sinds een korte periode als natuurgebied worden beheerd. In zo'n geval kiezen we die soorten als indicatorsoort, die aangeven of al dan niet verschraling optreedt.

Monitoring

Soortskarteringen voeren we ook wel uit omdat soorten gebruikt kunnen worden voor het monitoren van de vegetatieontwikkeling na een ingreep in de waterhuishouding of een beheersmaatregel. Het verschijnen of verdwijnen van soorten of verandering van de bedekking van indicatorsoorten binnen het vegetatietype geeft aan dat de abiotische omstandigheden veranderen, terwijl het vegetatietype als zodanig nog niet is veranderd. Wanneer de indicatiewaarde van de te volgen soorten bekend is, kunnen we de veranderde standplaatscondities ter plekke inschatten. Op basis daarvan kunnen genomen maatregelen worden geëvalueerd en eventueel bijgesteld.

2.4 *Verwerking en beschrijving*

2.4.1 Vegetatietabel

We voeren de opnamen in een database in en brengen ze daarna over in een spreadsheet. Met de soorten en opnamen schuiven we zodanig, dat een geordende vegetatietabel ontstaat. De soorten worden gerangschikt naar hun frequentie en hun voorkeur voor plantengemeenschappen. De opnamen zijn gerangschikt naar onderlinge verwantschap. Op deze manier ontstaat een overzichtelijk raamwerk van plantengemeenschappen, waarbinnen de soorten en opnamen vervolgens dusdanig gerangschikt worden, dat de lokale variatie duidelijk wordt. Een voorbeeld van zo'n vegetatietabel geeft figuur 3. De opbouw van een geordende vegetatietabel is als volgt (zie tabel 2):

a) bovenaan staan de gemeenschappelijke kenmerkende soorten per groep (bijvoorbeeld *grasland*) en

b) de kenmerkende soorten van de subgroepen, waarin deze hoofdgroep onderverdeeld is (bijvoorbeeld *schrale graslanden*);

c) de soorten daaronder geven de variatie in typen aan binnen de subgroepen (*heischraal grasland, blauwgrasland*). Eventueel zijn de typen onderver-

deeld naar subtypen en varianten (bijvoorbeeld blauwgrasland met heischrale inslag en een variant daarvan met *Parnassia)*;
d) de zeer weinig voorkomende soorten, storingssoorten of soorten, die niet karakteristiek blijken te zijn voor de locale vegetatietypen, staan onder in de tabel.

2.4.2 Beschrijving van de vegetatietypen

Aan de hand van de vegetatietabel is een definitief typologieschema gemaakt. Vervolgens beschrijven we de typen. De beschrijving is net als de vegetatietabel en het typologieschema hiërachisch opgebouwd: eerst wordt de groep beschreven en daarna de typen met hun subtypen en varianten. De beschrijving per type bevat de volgende onderdelen:

1 soortensamenstelling en vegetatiekundige indeling (syntaxonomie), eventueel aangevuld met opmerkingen over structuur. De meest kenmerkende soorten van een vegetatietype worden hier genoemd en zonodig wordt het onderscheid ten opzichte van de andere typen aangegeven. De syntaxonomische beschrijving geeft de interpretatie van het type naar de landelijke vegetatiekundige indelingen met bijbehorende code.
2 vegetatieontwikkeling (successie) aan de hand van successie- en degradatieschema's ontleend aan literatuurgegevens.
3 abiotische standplaatseisen (synoecologie). Het betreft hier literatuur-informatie over de relatie vegetatie en standplaats.

Vervolgens schetsen we de verspreiding van de vegetatietypen (feitelijk een toelichting bij de vegetatiekaarten) voor een overzichtelijk en samenhangend beeld van de vegetatie.

2.5 *Landschapsecologische gebiedsbeschrijving*

Bouwstenen voor het verkrijgen van een landschapsecologisch inzicht in een gebied zijn de abiotische informatie, de synoecologie, verspreiding en successiestadia van de vegetatie. De abiotische componenten van het landschap zijn ondermeer de geologie, geomorfologie, (geo)hydrologie, (geo)hydrochemie en bodem en hun onderlinge samenhang. De informatie over de vegetatietypen en de indicatiewaarden van soorten wordt gekoppeld aan hun verspreidingspatronen. Op grond hiervan kunnen bijvoorbeeld kaarten

soort	opn.-groep 1	opn.-groep 2	opn. groep3	opn. groep 4
soortgroep 1	groep 1			groep 2
soortgroep 2	type 1, 2, 3			
soortgroep 3	type 1 en 2			
soortgroep 4	type 1			type 4
soortgroep 5		type 2		
soortgroep 6			type 3	
soortgroep 7				type 4

Tabel 2 Opbouw vegetatietabel

worden gemaakt van verdroogde of basenminnende vegetaties.
De abiotische en vegetatiekundige informatie combineren we tot een landschapsecologisch denkmodel waarin de hydrologische processen staan weergegeven, die de standplaatscondities van de vegetatie bepalen (hydro-ecologische systeemanalyse). Als het mogelijk is, reconstrueren we de vegetatieontwikkeling aan de hand van historische (vegetatie)gegevens.
De schaal waarop de hydro-ecologische systeemananlyse wordt uitgevoerd wordt naast het doel van het onderzoek bepaald door de beschikbaarheid van financiële middelen, tijd en abiotische- en vegetatiegegevens (zowel van oude als recente datum). Aan de hand van de hydro-ecologische analyse worden conclusies getrokken over de duurzaamheid van de vegetatie, de mogelijke ontwikkelingen hierin en kunnen we tenslotte eventuele knelpunten in de waterhuishouding en kennislacunes signaleren.

3. CASE-STUDIE "HET LUTTENBERGERVEN"

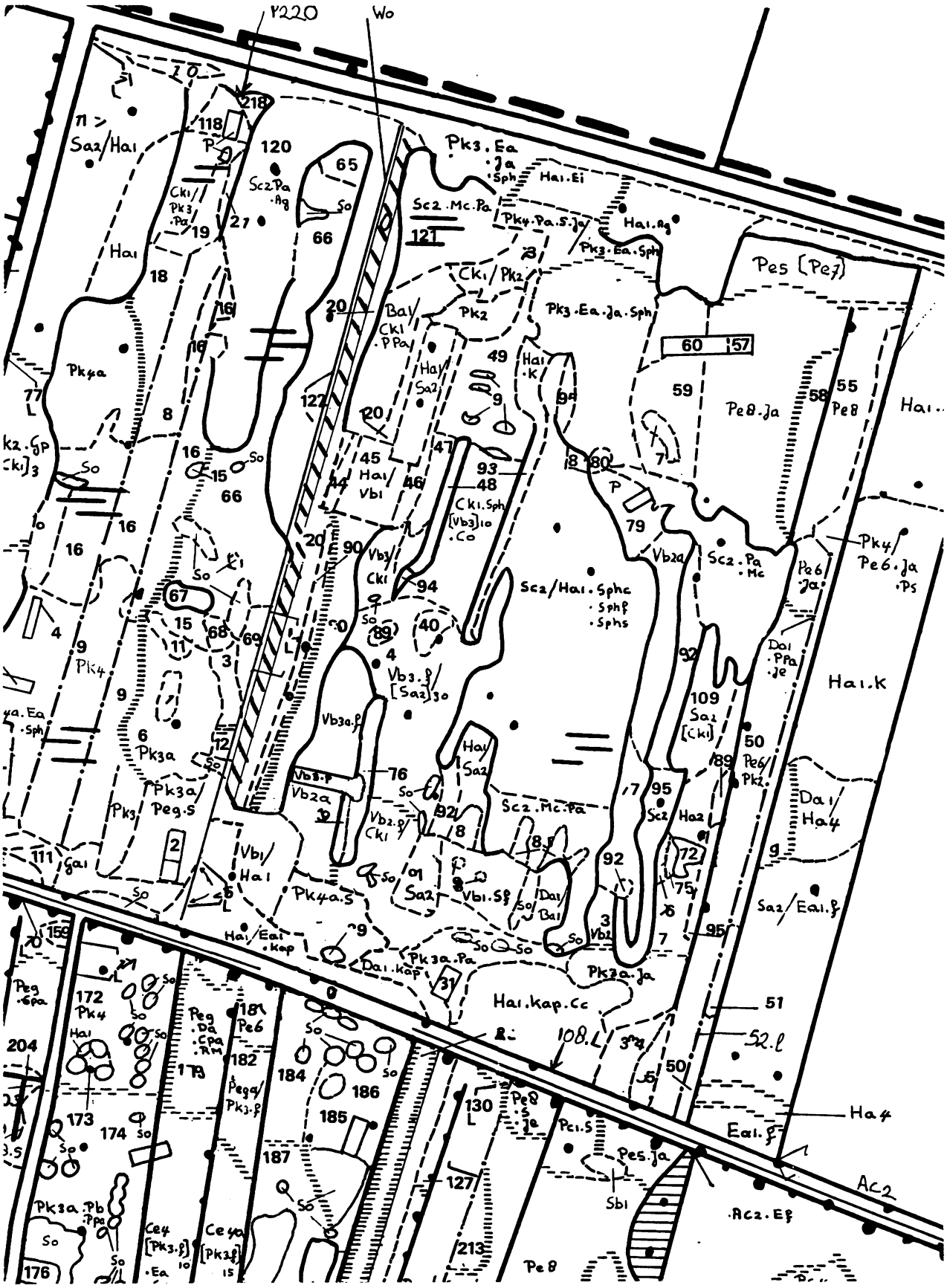
3.1 *Inleiding*

Het natuurreservaat "Luttenbergerven" van Staatsbosbeheer ligt in Overijssel vlakbij Lemelerveld. Het is een waardevol restant van het vroegere uitgestrekte heidelandschap. De blauwgrasland- en oeverkruidvegetaties behoren tot de mooist ontwikkelde van Nederland.
In 1992 heeft KIWA een vegetatiekartering van dit gebied uitgevoerd in opdracht van het Staatsbosbeheer (Croese, 1993). De veld- en literatuurgegevens zijn hydro-ecologisch geïnterpreteerd. De resultaten dienen als ondersteuning en basis voor het natuurbeheer en -beleid voor het gebied. Deze case-

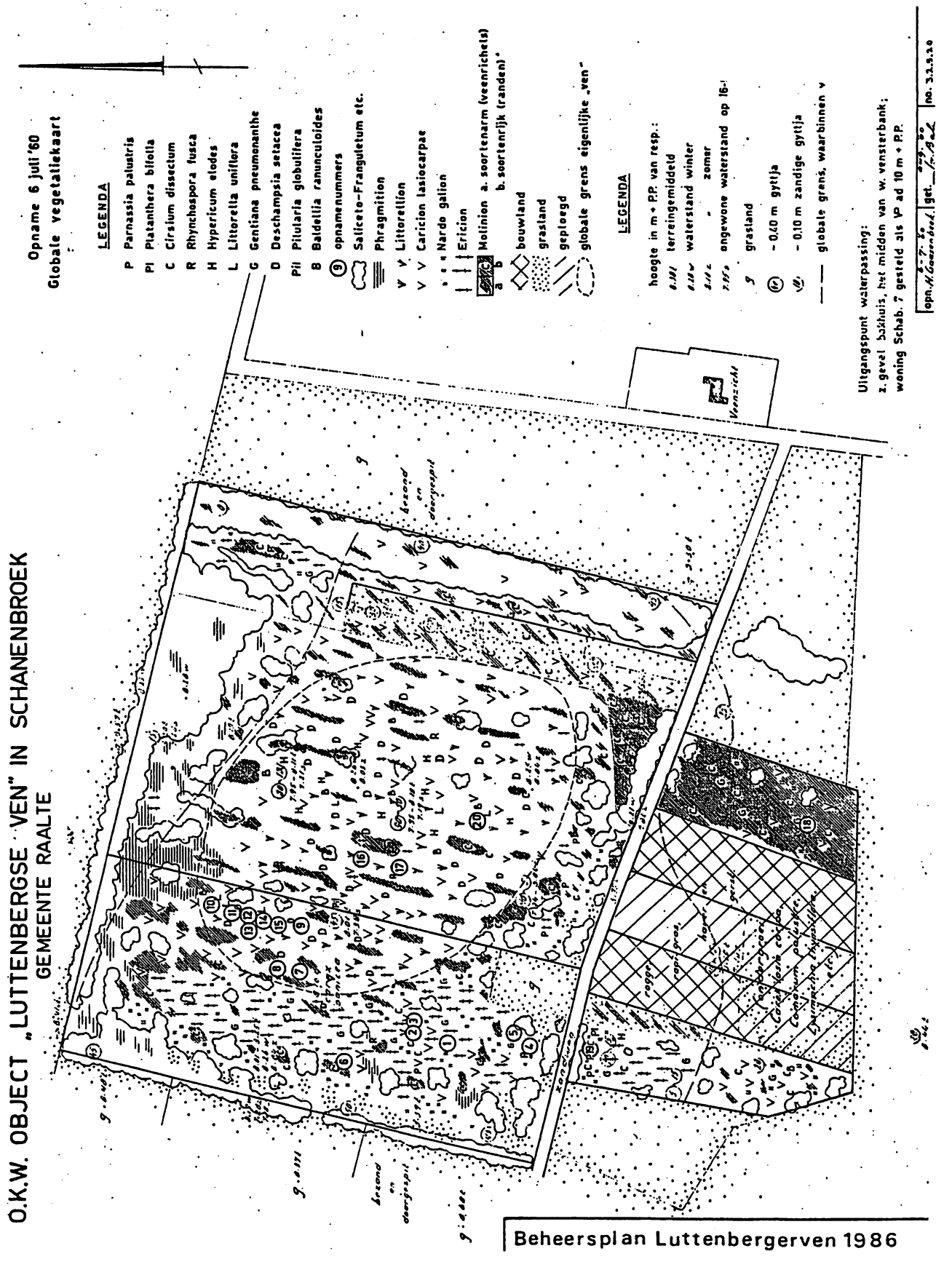
TABEL 1: VEGETATIETABEL LUTTENBERGERVEN

	Volg-nr	21	46	38	44	4	5	16	30	49	6	48	11	12	1	24	4	9	20	3	5	45	35	22	8	28		
	Alfacode	2	2	3	2	3	3	2	3	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	3	2	2	2		
	Syntaxon	Pk2	Pk2	Pk3	Pk3	Pk3	Pk3	Pk4	Pk4	Pk4	Pk4	Pk3	Pk3	Pk3a	Pk3A	Pk3A	Pk3a	Pk4A	Pk4	Pk7	Vc2	Vb1	Vb1	Vb2	Vh2	Vb2		
							t	Pe6				Ja	p								Ra1		Re1					
									Pa		Ea	Ea	Re1		Sph		Sph				Rf	p	Pk3		Des	Sph		
									Sph		Sph	sph			p								p			Pk3		
																							cde					
	SYScode	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25		
		31	71	64	69	44	45	26	56	74	18	73	21	22	13	34	16	20	30	15	17	70	61	32	19	38		
	Lengte	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2		
	Breedte	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2		
	Volled.Mos	nee	nee	nee	nee	nee	nee	nee	nee	nee	nee	nee	nee	nee	nee	nee	nee	nee	nee	nee	nee	nee	nee	nee	nee	nee		
	Tot.Bedek.	100	90	95	100	100	100	100	100	100	100	100	20	100	100	100	100	100	100	100	50	5	40	90	100	100		
	Strooisel	90	40	15	60	80	95	50	90	90	40	70	0	90	30	80	90	90	95	95	50	5	0	80	95	95		
	Mos	30	5	0	5	0	40	35	0	15	35	40	0	50	25	35	10	30	45	0	0	0	0	0	0	5		
	Kruid	70	80	90	90	90	50	85	65	75	85	60	20	80	90	80	75	50	55	60	5	5	40	60	60	55		
631	HOLCULAN	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	HOLCUS LANATUS	GESTREEPTE WITBOL
19	AGROSCAP	.	.	.	m1	.	.	t	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	m2	.	AGROSTIS CAPILLARIS	GEWOON STRUISGRAS
66	ANTHOODO	.	.	.	p1	m1	a1	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	.	.	ANTHOXANTHUM ODORATUM	GEWOON REUKGRAS
1921	FESTURUB	.	.	.	m2	.	.	4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	FESTUCA RUBRA	ROOD ZWENKGRAS S.L.
2976	RHYTDSQU	.	.	.	m1	.	.	m1	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	RHYTIDIADELPHUS SQUARR.	GEWOON HAAKMOS
335	CIRSIPAL	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	CIRSIUM PALUSTRE	KALE JONKER
763	LOTUSULI	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	LOTUS ULIGINOSUS	MOERASROLKLAVER
1094	RUMEXACT	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	RUMEX ACETOSELLA	SCHAPEZURING
654	HYPOCRAD	.	.	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	HYPOCHAERIS RADICATA	GEWOON BIGGEKRUID
946	PLANTLAN	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	PLANTAGO LANCEOLATA	SMALLE WEEGBREE
1040	RANUNACR	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	RANUNCULUS ACRIS	SCHERPE BOTERBLOEM
725	LEONTAUT	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	LEONTODON AUTUMNALIS	VERTAKTE LEEUWETAND
1616	DACTLMAC	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	DACTYLORHIZA MACULATA	GEVLEKTE ORCHIS
248	CAREXPAN	3	6	p1	1	5	.	.	p1	a1	.	2	a4	3	4	3	2	m2	1	1	p1	.	m4	.	m2	m4	CAREX PANICEA	BLAUWE ZEGGE
832	MOLINCAE	4	2	2	.	.	.	1-	2	4	5	4	p1	5	4	3	2	5	3	1-	m2	.	m2	.	m1	2	MOLINIA CAERULEA	PIJPESTROOTJE
332	CIRSIDIS	.	.	3	5	.	2	p1	m4	4	3	p1	.	p1	1	2	2	a1	1	p1	.	.	p1	.	r1	.	CIRSIUM DISSECTUM	SPAANSE RUITER
568	GENTIPNE	.	.	r1	.	.	.	p1	p1	p1	p1	a1	.	a1	p1	r1	p1	.	p1	p1	p1	.	.	.	.	.	GENTIANA PNEUMONANTHE	KLOKJESGENTIAAN
1258	SUCCIPRA	.	.	1-	m4	.	.	m2	4	p1	p1	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	SUCCISA PRATENSIS	BLAUWE KNOOP
1124	SALIXREP	r1	.	.	r1	.	.	.	r1	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	SALIX REPENS	KRUIPWILG
924	PEDICSYL	.	.	.	.	.	.	.	a1	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	PEDICULARIS SYLVATICA	HEIDEKARTELBLAD
1380	VIOLACAN	.	.	4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	VIOLA CANINA	HONDSVIOOLTJE
950	PLATNB-B	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	PLATANTHERA BIF.SSP.BIF.	WELRIEKENDE NACHTORCHIS
1199	DANTHDEC	.	.	.	p1	.	.	1-	.	a1	m4	.	p1	.	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	DANTHONIA DECUMBENS	TANDJESGRAS
784	LYSIMVUL	a1	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	p1	.	a1	.	r1	p1	.	.	.	.	p1	p1	p1	a1	a1	LYSIMACHIA VULGARIS	GROTE WEDERIK
814	MENTHARV	.	.	.	.	m1	m1	.	.	.	.	.	.	.	m1	.	.	.	.	.	.	.	a2	.	.	.	MENTHA ARVENSIS	AKKERMUNT
670	JUNCUACU	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	JUNCUS ACUTIFLORUS	VELDRUS
962	POLYGSER	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	POLYGALA SERPYLLIFOLIA	LIGG. VLEUGELTJESBLOEM
963	POLYGVUL	.	.	.	.	.	.	.	.	.	a1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	POLYGALA VULGARIS	GEW. VLEUGELTJESBL. S.L.
921	PARNAPAL	.	.	.	.	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	PARNASSIA PALUSTRIS	PARNASSIA
6556	VIOLA-SP	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	VIOLA	VIOOLTJE (G)
2343	JUNCUBUL	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	p1	m1	a2	m4	p1	.	JUNCUS BULBOSUS	KNOLRUS S.L.
436	ELEOCMUL	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	m2	a1	4	5	3	ELEOCHARIS MULTICAULIS	VEELSTENGELIGE WATERBIES
1038	RADIOLIN	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	RADIOLA LINOIDES	DWERGVLAS
261	CAREXOED	.	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	p1	a1	a1	.	.	.	.	CAREX OEDERI	DWERGZEGGE
644	HYPERELO	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	HYPERICUM ELODES	MOERASHERTSHOOI
1154	SCIRPFLU	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	SCIRPUS FLUITANS	VLOTTENDE BIES
77	APIUMINU	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	APIUM INUNDATUM	ONDERGEDOKEN MOERASSCH
429	ECHIDRAN	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	ECHINODORUS RANUNCULOID	STUIVE MOERASWEEGBREE
1362	VERONSCU	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	VERONICA SCUTELLATA	SCHILDEREPRIJS
785	LYTHRSAL	.	.	p1	.	.	.	.	r1	.	.	.	r1	.	p1	.	a1	.	.	a1	.	.	.	p1	.	p1	LYTHRUM SALICARIA	GROTE KATTESTAART
399	DESCHSET	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	m4	.	DESCHAMPSIA SETACEA	MOERASSMELE
435	ELEOCACI	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	ELEOCHARIS ACICULARIS	NAALDWATERBIES
2995	SPHAG-SP	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	SPHAGNUM	VEENMOS

Figuur 3 Voorbeeld van een vegetatietabel (deel van vegetatietabel van het Luttenbergerven).



Figuur 4 Een deel van de vegetatiekaart van het Luttenbergerven (Croese, 1993)



Figuur 5 Vegetatiekaart van het Luttenbergerven (Gaasenbeek, 1960)

studie geven we hier in verkorte vorm weer. Het dient als voorbeeld van een uitwerking van een vegetatiekartering met een beknopte hydro-ecologische analyse.
We geven hier een overzicht van een deel van de vegetatie en de typologie van de schrale graslanden. Zie hiervoor de overzichtstabel (kader 2), een deel van de vegetatietabel (figuur 3) en een deel van de vegetatiekaart (figuur 4). We vergelijken de voormalige en huidige vegetatie en interpreteren dit hydro-ecologisch. Daarna schetsen we de abiotische omstandigheden en geven een inschatting van de hydro-ecologische situatie. Op basis hiervan bespreken we ontwikkelingsmogelijkheden van de vegetatie en de knelpunten in de waterhuishouding.

3.2 Het vegetatiebeeld

Waardevolle vegetaties in het onderzoeksgebied zijn ondermeer Oeverkruidvegetaties met Draadzegge die omringd zijn door Blauwgraslanden. In het noordelijk gedeelte zijn de mooiste Blauwgraslanden te vinden met o.a. Parnassia en in het zuiden ontwikkelen verschralende hooilanden zich ook in de richting van Blauwgrasland. Het geheel is gelardeerd met wilgenbosjes (zie figuur 4 en kader 2). In figuur 3 wordt de soortensamenstelling van de typen zichtbaar en wordt de onderlinge samenhang aangegeven tussen enkele typen Blauwgrasland en Oeverkruidvegetaties en hun overgangen daarin. Kader 2 geeft een overzicht van de voor deze typen gebruikte typologie-indeling.
Gaasenbeek (1960) (figuur 5) en Haans (1956) beschrijven de vegetatie aan het eind van de jaren vijftig. Op de laagste delen was een gemeenschap van Vlottende bies aanwezig en kwam lokaal Pilvaren voor. Daar omheen en doordringend in het hoger op de helling gelegen Blauwgrasland kwam de gemeenschap van Veelstengelige waterbies voor. De hierop volgende gemeenschap van Spaanse Ruiter en Pijpestrootje (Blauwgrasland) kwam gezoneerd voor. In de laagste delen van het ven is vroeger veen gestoken. Op de zetwallen kwam een sterk verarmde gemeenschap van het Pijpestrootje-verbond voor. In de laagten tussen deze zetwallen kwam Draadzeggemoeras voor. Uit de beschrijving van de vroegere vegetatie blijkt, dat er zeer geleidelijke overgangen (gradiënten) aanwezig waren.
Uit de totale soortensamenstelling van de huidige vegetaties blijkt echter, dat door externe ingrepen verdroging en verzuring zijn opgetreden. De thans meest sterk verdroogde en verzuurde gemeenschappen zijn het Blauwgrasland, de Draadzeggevegetatie en de gemeenschap van Veelstengelige waterbies. Deze laatste is bijna overal gedegradeerd tot een Rompgemeenschap van de Oeverkruidklasse. Door het plaggen zijn Vlottende bies en Pilvaren opnieuw verschenen (Dierssen, 1982; Everts et al., 1984, 1980, 1984; Schaminée, 1988, 1989, 1990; Sissingh, 1946).

3.3 Abiotische omstandigheden

Het Luttenbergerven is een voormalig ven in een laagte in een overigens vrij vlak heideontginningslandschap. De zandbodem heeft een moerige-venige bovenlaag waaronder een gyttjalaag ligt. Deze gyttjalaag beperkt verticale stroming in hoge mate waardoor water stagneert. Er liggen enkele sloten en greppels in het gebied. Langs de randen van het reservaat lopen enkele diepe drainerende sloten (Staatsbosbeheer, 1986, Aelmans, 1971; Cattenstart, 1983).
Het EGV (electrisch geleidingsvermogen) en de pH (zuurgraad) van het oppervlaktewater zijn in eind maart en begin mei 1992 gemeten, zodat in combinatie met andere abiotische gegevens een inschatting gemaakt kan worden van de herkomst van het water (jong grondwater, regenwater enz). We concluderen uit de meetresultaten, dat het overgrote deel van het gebied onder invloed staat van regenwater, dat op de flanken aangerijkt is door mineraalrijker grondwater. In de sloten is meer basenrijk water aanwezig. Dit betekent dat via deze sloten basenrijker grondwater wordt afgevangen.

3.4 Hydrologisch systeem

De vegetatie van het Luttenbergerven lijkt veel op die van het reservaat Punthuizen bij Denekamp (provincie Overijssel). Ook in abiotisch opzicht zijn de gebieden nauw verwant (Jansen et al., 1993; Jansen en Maas, 1993).
De gebieden waar regenwater inzijgt en grondwater uittreedt liggen dicht bij elkaar. Bovendien is de dikte van het watervoerende pakket gering. Deze factoren maken het dan ook onwaarschijnlijk dat in het Luttenbergerven ooit grondwater opkwelde, dat afkomstig is uit een systeem, waarvan de schaal groter is dan lokaal (Jansen, 1993). In Maas en Jansen (1993 in deze mededeling) wordt in een model het veronderstelde hydrologische systeem toegelicht.

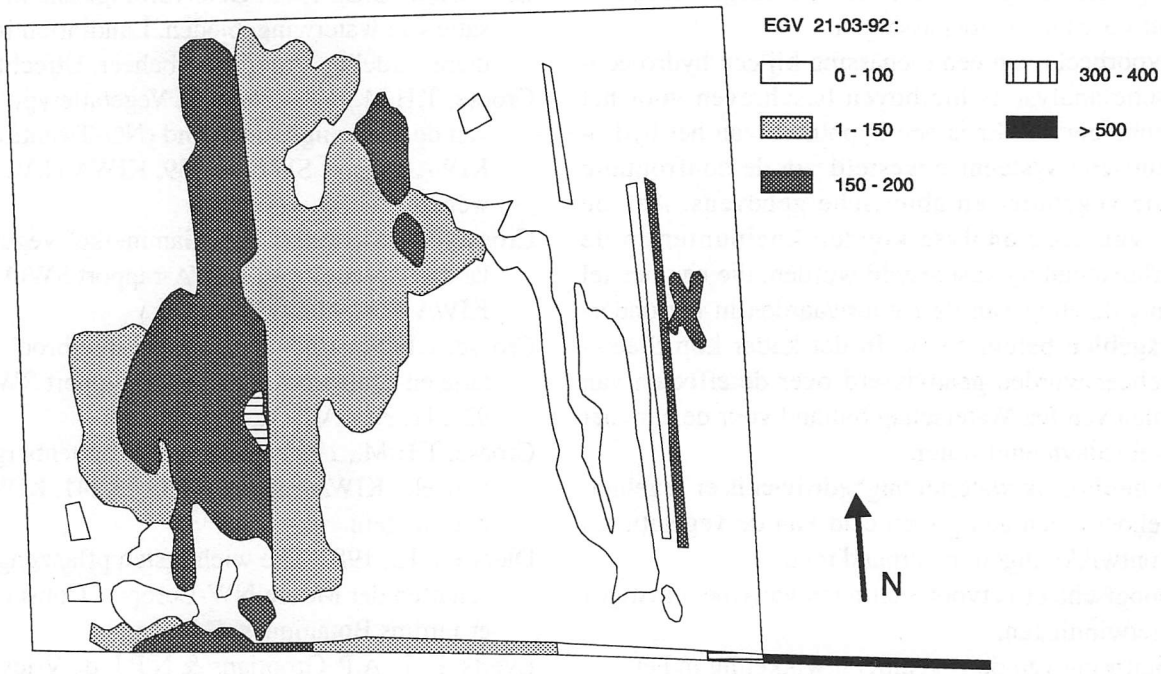
De standplaatsomstandigheden van het Blauwgrasland ontstaan door een lokaal hydrologisch systeem. Onder een geïnundeerde laagte stagneert de stroming van grondwater dat afkomstig is uit aangrenzende dekzandruggen. Hierdoor wordt dieper gelegen basenrijk grondwater opgeperst en treedt dan langs de oever uit (Maas en Jansen 1993, deze mededeling). Daar komt dan ook de meest basenminnende vorm van het Blauwgrasland voor. In het Luttenbergerven is dat het Spaanse ruitertype (PK3/4) met op een enkele plaats Parnassia (vroeger meer). Daar waar de percelen in de winter en het voorjaar overstroomd zijn vinden we Oeverkruidvegetaties en Draadzeggevegetaties en wijst het EGV op matig basenrijk water. Hydrologisch en chemisch onderzoek is nodig om de werking van het hydrologische systeem te toetsen.

3.5 Knelpunten in de waterhuishouding

De oorzaak van de achteruitgang is hoofdzakelijk het gevolg van de vrijwel overal (veel) te lage voorjaarsgrondwaterstanden. Het grond- en oppervlaktewater worden versneld afgevoerd door sloten en greppels. Het oorspronkelijk matig basenrijke en basenrijke grondwater bereikt het maaiveld vrijwel niet meer en wordt in de winter afgedekt door een deken van regenwater, ook in de niet overstroomde delen. De daardoor optredende verzuring wordt nog versterkt door de sterk zure regenwaterkwaliteit. Ook treedt eutrofiëring op door de stikstofrijkdom van de huidige depositie. De leemrijke bodem zal overigens werken als buffer tegen eutrofiëring en verzuring door vastlegging van fosfaat en het vrijkomen van kationen. Struweelvorming door achterstallig beheer vergroot de verrijking met voedingsstoffen.
Goed ontwikkelde Blauwgraslanden en Draadzeggegemeenschappen kunnen zich niet of maar ten dele handhaven onder het huidige waterbeheer; door verlaging van het waterpeil treedt verzuring en verdroging op. Dit laatste blijkt uit de vergelijking van de huidige grondwaterstanden met die van elders voorkomende goed ontwikkelde vergelijkbare vegetaties.

3.6 Conclusies en discussie

Het blijkt, dat in het Luttenbergerven te lage voorjaarsgrondwaterstanden optreden voor het instandhouden van goed ontwikkeld Blauwgraslanden. De voorjaarsgrondwaterstanden zijn verlaagd door de versnelde afvoer van grond- en oppervlaktewater via sloten en greppels in en rond het reservaat. Door de verlaging van die voorjaarsgrondwaterstanden neemt de opbolling van het lokale grondwatersysteem af. Dit leidt tot een verminderde toevoer van basenrijk



Figuur 6 EGV van het Noordelijke deel van het Luttenbergerven op 21-03-1992

water naar de flanken in de laagte waardoor basenrijk grondwater wordt vervangen door zuur regenwater.
Bovenstaande hypothese dient nader onderbouwd te worden via chemische analyses van water en bodem en door het meten van de grondwaterstanden en stroming. Daartoe is inmiddels een hydrologisch meetnet ingericht. Als onze hypothese wordt bevestigd, is het van groot belang om de versnelde waterafvoer te stoppen en de voorjaars- en winterwaterstand in de omgeving zo hoog mogelijk te houden of te krijgen. Het lokale systeem zal dan harder pompen door druktoename van het lokale grondwater in de aangrenzende dekzandruggen, waardoor meer basisch grondwater kan worden uitgeperst op de grens van wel en niet overstroomd terrein (Jansen en Maas, 1993 in deze mededeling).
Dat kan door een aantal sloten met een doorvoerfunctie te verleggen en of te ondieper te maken. De diepe sloten in het reservaat moeten gedempt worden. Om de waterkwaliteit van lokaal toestromend water te verbeteren zouden de aangrenzende landbouwpercelen niet meer bemest mogen worden. Dit is het best te realiseren, wanneer de percelen aangekocht worden.

4 TOEPASSINGSMOGELIJKHEDEN VAN VEGETATIEKARTERINGEN

Vegetatiekarteringen leveren het gevraagde basismateriaal voor tal van toepassingen.
Een voorbeeld van een toepassing bij een hydro-ecologische analyse is hierboven beschreven voor het Luttenbergerven. Er is een hypothese van het hydro-ecologische systeem opgesteld via de confrontatie van de vegetatie- en abiotische gegevens. Aan de hand van deze analyse konden knelpunten in de waterhuishouding vastgesteld worden, die een herstel en ontwikkeling van de natuurwaarden in het onderzoeksgebied belemmeren. In dat kader kon Staatsbosbeheer worden geadviseerd over de effecten van een plan van het Waterschap Salland voor de aanvoer van gebiedsvreemd water.
In de bedrijfstak waterleidingbedrijven is er regelmatig behoefte aan een goed beeld van de vegetatie en haar ontwikkelingen in verband met:
- ecologische effectvoorspellingen van (toekomstige) waterwinningen;
- monitoring van de vegetatieontwikkeling in het kader van proefvergunningen;
- ecologisch beheer door waterleidingbedrijven van waterwingebieden (Jalink et al., 1993);
- regeneratie- en optimalisatieprojecten, zoals compenserende maatregelen en natuurontwikkelingsprojecten en -maatregelen.

5. LITERATUUR

Aggenbach, C.J.S. & A.J.M. Jansen, 1993. Hydrologische en hydro-ecologische systeemanalyse op lokale schaal: een casestudie van Stroothuizen (Twente). In: A.J.M. Jansen (red.), Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling, enkele resultaten en toepassingen van hydro-ecologisch onderzoek. KIWA-mededeling nr. 122, KIWA N.V., Nieuwegein.

Aggenbach, C.J.S. & U. Vegter, 1993. Beekdalen aan de monitor: indicatorsoorten als signaal voor veranderingen in milieukwaliteit en waterhuishouding. In: A.J.M. Jansen (red.), Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspellling, enkele resultaten en toepassingen van hydro-ecologisch onderzoek. KIWA-mededeling nr. 122, KIWA N.V., Nieuwegein.

Aelmans, F.G., 1974. Grondwaterkaart van Nederland. Dienst Grondwaterverkenning T.N.O, Delft.

Braun-Blanquet, J., 1964. Pflanzensoziologie. 3e Auflage, Springer, Wien.

Cattenstart, G.C., 1983. Geohydrologische inventarisatie van waterwingebieden. Landinrichtingsdienst afdeling grondwaterbeheer, Utrecht.

Croese, T.H.M., 1991 concept. Vegetatietypologie van de kartering Dinkelland (NO-Twente). KIWA-rapport SWE 90.039, KIWA N.V., Nieuwegein.

Croese, T.H.M., 1993. "Het Gammelke" vegetatie en landschapsecologie. KIWA-rapport SWO 90.331, KIWA N.V., Nieuwegein.

Croese, T.H.M., 1993 concept. "Voltherbroek" vegetatie en ecohydrologie. KIWA-rapport SWO 93.241, KIWA N.V., Nieuwegein.

Croese, T.H.M., 1993 concept. Het Luttenbergerven in beeld. KIWA-rapport SWO 93.241, KIWA N.V., Nieuwegein.

Dierssen, K., 1982. Die wichtigsten pflanzengesellschaften der Moore NW-Europas. Conservatoire et Jardins Botaniques, Genéve.

Everts, F.H., A.P. Grootjans & N.P.J. de Vries, 1980. De vegetatie van de madelanden in het stroomdal van de Drentse Aa. 2 delen. RUG/RIN, Groningen.

Everts, F.H., A.P. Grootjans & N.P.J. de Vries, 1984. Vegetatiekartering van de Drentse Aa. Laaglandbekenrapport no.5. Vakgroep Plantenoecologie, Rijksuniversiteit Groningen.

Everts, F.H. en N.P.J. de Vries, 1984. Het Dwingelderveld. Laagland-bekenrapport no.8, Vakgroep Plantenoecologie, Rijksuniversiteit Groningen.

Gaasenbeek, 1960. De vegetatie van het Luttenbergerven (Schanebroek). Natuurwetenschappelijk Archief, Staatsbosbeheer, Driebergen.

Haans, J.E.P.M., 1956. Rapport over de bodemkundige en botanische gesteldheid van enkele vennetjes in Overijssel. Natuurwetenschappelijk Archief, Staatsbosbeheer, Driebergen.

Held, J.J. den & A.J. den Held, 1973. Beknopte handleiding voor vegetatiekundig onderzoek. Wetenschappelijke mededelingen nr. 97, Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Hoog-Hoogwoud.

Jalink, M.H. 1993. Mogelijkheden en beperkingen bij het gebruik van indicatorsoorten. In: A.J.M. Jansen (red.), Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling, enkele resultaten en toepassingen van hydro-ecologisch onderzoek. KIWA-mededeling nr. 122, KIWA N.V., Nieuwegein.

Jalink, M.H. & A.J.M. Jansen, 1989. Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring van grondwaterafhankelijke vegetaties. KIWA-rapport SWE 89.029, KIWA NV., Nieuwegein.

Jalink, M.H. & A. Kap, 1993. Systeemanalyse Nijmegen: optimalisatie van grondwaterwinningen in relatie met waterkwaliteit en natuur. In: A.J.M. Jansen (red.), Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling, enkele resultaten en toepassingen van hydro-ecologisch onderzoek. KIWA-mededeling nr. 122, KIWA N.V., Nieuwegein.

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

Jansen, A.J.M., 1991. Effectgerichte maatregelen tegen verzuring: oriënterende adviezen. KIWA-rapport SWE 91.302. KIWA N.V., Nieuwegein.

Jansen, A.J.M., A.TH.W. Eysink, A.P. Grootjans, E.J. Lammers & F.P. Sival, 1993. Zijn hydrologische ingrepen noodzakelijk voor het herstel van verzuurde natte schraallanden? In: M. Cals, M. de Graaf & J. Roelofs (red.), Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in natuurterreinen: Proceedings van een symposium georganiseerd door de vakgroep Oecologie van de Katholieke Universiteit Nijmegen en de directie N.B.L.F. van het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij op 31 oktober 1992, Nijmegen.

Jansen, A.J.M. & J.H., Hoogendoorn, 1993. Hydroecologie van vijf NB-wetterreinen op het landgoed Twickel (Overijssel). KIWA-rapport SWE 91.251. KIWA N.V., Nieuwegein.

Jansen, A.J.M. & C. Maas, 1993. Ecohydrological processes in almost flat wetlands. In: Proceedings symposium Engineering Hydrology. Hydraulics division ASCE, San Francisco.

Maas, C. & A.J.M. Jansen 1993. Van pompstation tot plant. Een hydrologische kijk op verdroging door waterwinning in pleistocene gebieden. In: A.J.M. Jansen (red.), Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling, enkele resultaten en toepassingen van hydro-ecologisch onderzoek. KIWA-mededeling nr. 122, KIWA N.V., Nieuwegein.

Schaminée, J.H.J., 1988 concept. Plantengemeenschappen van Nederland. 2: Lemnetea. R.I.N. Intern rapport 88/75, Leersum.

Schaminée, J.H.J., 1988 concept. Plantengemeenschappen van Nederland. 3: Charetea fragilis. R.I.N. Intern rapport 88/75, Leersum.

Schaminée, J.H.J., G.H.P. Arts & V. Westhoff, 1990 concept. Plantengemeenschappen van Nederland. Klasse: Littorelletea. RIN, Leersum

Schaminée, J.H.J., A.H.F. Stortelder & V. Westhoff, 1990. Plantengemeenschappen van Nederland: De identificatie en classificatie van plantensociologisch onverzadigde gemeenschappen. R.I.N. Intern rapport 90/16, Leersum.

Sissingh, G., 1946. Le Cirsio-Molinietum (Sissingh et de Vries (1942)) dans les Pays-Bas.

Werf, S. van der, 1991. Bosgemeenschappen. Pudoc Wageningen.

Westhoff, V. & A.J. den Held, 1969. Plantengemeenschappen van Nederland. Thieme en Cie, Zutphen.

Documentatie

Mogelijkheden en beperkingen bij het gebruik van indicatorsoorten

M.H. Jalink

KIWA N.V. Onderzoek en Advies
Nieuwegein

Samenvatting

De vertaling van indicatiewaarden van plantesoorten naar hypothesen over de relatie tussen hydrologie en standplaatsfactoren levert inzichten, die gebruikt kunnen worden om maatregelen te formuleren voor het behoud van de standplaatscondities voor deze soorten. In beheers- en beleidsonderbouwend onderzoek is het gebruik van de indicatiewaarde van plantesoorten de laatste 10 tot 15 jaar dan ook een steeds belangrijkere rol gaan spelen. Daarbij worden de randvoorwaarden aan het gebruik van verschillende indicatorsystemen echter nog wel eens over het hoofd gezien, wat kan leiden tot verkeerde interpretatie en tot spraakverwarring.

In dit artikel wordt daarom nader ingegaan op wat indicatorsoorten zijn, waarvoor ze indicaties geven en onder welke voorwaarden zulke indicaties ook kunnen worden vertaald naar processen op landschapschaal. Bij het vaststellen van indicatiewaarden van soorten moet rekening worden gehouden met aanpassingen van plantesoorten, met de invloed van het beheer en met stratificatie in de bodem. De vertaling van chemische standplaatseisen naar hydrologische processen is afhankelijk van de fysisch-geografische opbouw en het beheer van het landschap. Nederland kent verschillende landschapstypen en daarin kunnen bepaalde combinaties van standplaatsfactoren door heel verschillende processen tot stand komen. In het indicatorensysteem dat KIWA ontwikkelt, wordt dan ook rekening gehouden met zulke regionale verschillen. Verder is de resolutie waarmee verspreidingsgegevens worden verzameld en weergegeven bepalend voor de conclusies die eraan ontleend kunnen worden.

Voor een verantwoord gebruik van indicatorsoorten is dus de nodige kennis vereist. De toepassingsmogelijkheden billijken dit ook, want het gebruik van indicatorsoorten in systeemanalyses en monitorprojecten leidt tot het stellen van gerichte vragen aan vakgebieden als hydrologie en hydrochemie. Dit leidt tot een betere afstemming van het onderzoek op de vragen vanuit beheer en beleid.

1 INLEIDING

Sinds 1988 verricht KIWA onderzoek naar de indicatiewaarde van plantesoorten over verdroging, verzuring en eutrofiëring. Dit onderzoek wordt uitgevoerd in het kader van een deelname door Staatsbosbeheer en de Directie Natuur, Bos, Landschap en Fauna (beide van het ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij) in het project Ecologische Aspecten van Grondwaterwinning. De komende jaren zal het worden voortgezet en afgerond als deelname in het project "Diepe Kwel", dat in het kader van het VEWIN-meerjarenonderzoek 1993-1997 wordt gestart.

Het doel van het indicatorenproject is een systeem op te zetten van indicatorsoorten, die gebruikt kunnen worden voor het monitoren van veranderingen in de abiotische omstandigheden van natuurreservaten. Om de indicatiewaarden ook te kunnen koppelen aan hydrologische en bodemkundige processen wordt het systeem voor verschillende fysisch-geografische landschapstypen en flora-districten apart uitgewerkt (Jalink en Jansen, 1989; Jalink, 1991). Plantesoorten kunnen immers niet in alle landschapstypen aan dezelfde sturende factoren worden gekoppeld (Grootjans, 1985; Londo, 1988; Jalink en Jansen,

1989; Van Wirdum, 1991; Everts en De Vries, 1991). In het project worden de landschapstypen daarom een voor een afgewerkt. Eventuele verschillen tussen de flora-districten worden apart aangegeven. Voor de bij het onderzoek gebruikte methodiek wordt verwezen naar Jalink en Jansen (1989) en Jalink (1991).
Over het gebruik van indicatorsoorten, blijkt een aantal misverstanden te bestaan. Deze zijn voor een belangrijk deel veroorzaakt doordat men vergeet welke randvoorwaarden bij de indicatorsystemen gelden. Dit heeft o.a. te maken met de stormachtige ontwikkeling in het gebruik van indicatorenmeetnetten ten behoeve van beleids- en beheersondersteunend onderzoek. Met name het begrip "kwelindicator", dat afkomstig is uit onderzoek in pleistocene zandgebieden, is een eigen leven gaan leiden met als resultaat dat men nu overal in Nederland "diepe" kwel bespeurt.
In dit artikel wordt nader ingegaan op het begrip indicatorsoort en de daaraan verbonden randvoorwaarden. Daarbij zal aandacht worden geschonken aan de relatie tussen de bouw van planten en hun indicatie, de vertaalslag van standplaatsfactoren naar indicaties voor hydrologische processen en aan de invloed van de kaartschaal waarop indicatorsoorten gebruikt worden. Vervolgens zal worden aangegeven voor welke toepassingen men indicatorsoorten kan gebruiken. Enkele concrete voorbeelden van toepassing worden elders in deze mededeling uitgewerkt.

2 WAT ZIJN INDICATORSOORTEN

2.1 Definitie

Een plantesoort kan als indicatorsoort worden gebruikt, als hij door zijn aanwezigheid inzicht geeft in de milieuomstandigheden ter plekke. De meeste plantesoorten zijn gebonden aan bepaalde bodemtypen, aan kalkrijke of juist zure omstandigheden of ze houden van natte of droge voeten. De eisen die een soort stelt om zijn levenscyclus te kunnen doorlopen, dus om te kunnen kiemen, groeien, bloeien en zaadzetten, worden standplaatseisen genoemd. De standplaats, de plek waar een soort voorkomt, moet dus voldoen aan bepaalde voorwaarden. De indicatie van een soort is duidelijker, naarmate hij minder tolerant is voor één van de standplaatsfactoren. Soorten met een beperkte bandbreedte voor bepaalde standplaatsfactoren zijn daardoor goede indicatorsoorten. Ze geven immers veel meer informatie dan soorten die weinig kritisch zijn.

2.2 Aanpassingen van plantesoorten

Verschillende plantesoorten hebben aparte aanpassingen om te kunnen overleven in het milieu waar ze voorkomen. Sommige soorten kunnen onder voedselarme omstandigheden voorkomen door heel langzaam te groeien of door zeer efficiënt met voedingsstoffen om te gaan. Onder voedselrijkere omstandigheden worden ze vaak overwoekerd door soorten die veel sneller groeien. Andere plantesoorten hebben aanpassingen aan extreme omstandigheden, zoals hoge zoutgehalten, zuurstofloosheid van de bodem of juist extreme droogte. Verschillen in bewortelingsdiepte maken het mogelijk, dat soorten hun voedingsstoffen op andere diepte aan de bodem onttrekken, waar andere omstandigheden heersen. Verder zijn er soorten die ieder jaar opnieuw moeten kiemen en zaadzetten, terwijl andere jarenlang kunnen overleven of zich vegetatief verspreiden. Dergelijke specifieke soortgebonden eigenschappen zijn van belang bij het begrip en het vaststellen van de indicatie die aan het voorkomen van een soort ontleend kan worden.

Bewortelingsdiepte en stratificatie
Op veel standplaatsen treedt een stratificatie op van zuur water op neutraal water, van kalkarme op kalkrijke of voedselarme op voedselrijke bodemlagen. Op dergelijke plekken maakt het veel uit hoe diep een plant wortelt. Zulke standplaatsen worden dan ook gekenmerkt door het gezamenlijk voorkomen van basen- of voedselrijkdom minnende soorten met zuurminnende of aan voedselarme omstandigheden gebonden soorten. Voorbeelden hiervan vinden we op grote schaal in brakwatervenen, trilvenen, veenweidegebieden, geleidelijk ontkalkende duinvalleien, droge duinen, natte beekdalgraslanden e.d. (Van Wirdum, 1991; Grootjans, 1985; Jalink en Jansen, 1989; Jalink, in prep.; Aggenbach en Jalink, in prep; Aggenbach, in prep.). Een groot deel van de Nederlandse vegetatietypen heeft aan deze gelaagdheid zelfs zijn soortenrijkdom en -samenstelling te danken.
Bij het interpreteren van de combinatie van indicaties kan dus niet worden volstaan met het berekenen van een soort gemiddelde indicatiewaarde. Een dergelijke benadering gaat voorbij aan stratificatie en verschil-

len in bewortelingsdiepte. De indicaties van de afzonderlijke soorten gelden immers alleen voor de diepte waar zij wortelen. Door hiermee bij de verwerking rekening te houden, ontstaat inzicht in de stratificatie van een standplaats of wordt duidelijk op welke diepte veranderingen optreden. In verzurende systemen verandert bijvoorbeeld meestal eerst de moslaag (Kooijman, 1993; Jalink, in prep.; Aggenbach, in prep.), dan verandert de samenstelling van ondiep wortelende soorten en vaak pas na lange tijd die van de diep wortelende soorten (Jalink, in prep; Aggenbach en Jalink, in prep.). Wil men dergelijke processen op tijd onderkennen, dan is het dus nodig om in een monitorproject in ieder geval een aantal van dergelijke ondiep wortelende indicatorsoorten op te nemen.

Aanpassingen aan extreme omstandigheden

Er zijn veel plekken waar een van de standplaatsfactoren zo extreem is, dat alleen soorten met speciale aanpassingen er kunnen overleven. Voorbeelden van dergelijke extreme omstandigheden zijn zuurstofloosheid van de bodem (waterverzadiging), overstroming (zuurstof- en lichtgebrek), hoge zoutgehalten of extreme droogte (problemen bij wateropname) en mechanische beschadiging (overstuiving, harde wind, beheer). Planten die in dergelijke milieus voorkomen hebben meestal een aangepaste bouw.

Soorten die in waterverzadigde, zuurstofloze bodems groeien, zoals zeggen en biezen hebben meestal luchtkanalen om de wortels van zuurstof te voorzien. Dergelijke natte standplaatsen komen veel voor in beekdalen, laagveenmoerassen, duinvalleien e.d. Planten uit extreem droge of zoute milieus onderdrukken vaak de verdamping met een weinig doorlatend vettig bladoppervlak en diep gelegen huidmondjes. Deze aanpassingen zijn dan ook vaak te vinden in droge duinen, op stenige hellingen in Zuid-Limburg of op de kwelders in Zeeland en het Waddengebied. Planten die onder invloed van mechanische beschadiging staan, moeten stevig zijn of snel kunnen groeien. Een voorbeeld daarvan is het snelgroeiende en stevige Helmgras in overstuivende duinen.

Het bezit van aanpassingen aan extreme omstandigheden betekent niet dat een soort per definitie alleen onder die omstandigheden voorkomt. Meestal overheersen in minder extreme milieus echter andere soorten. Het ecologische zwaartepunt van de aangepaste soorten ligt daardoor vaak wel in de extreme milieus. Kennis van de bouw en aanpassingen van soorten kan daardoor een belangrijke bijdrage leveren aan het begrip van de indicatie die ze geven.

Levensduur van soorten

Om in een terrein aanwezig te blijven moeten soorten hun levenscyclus regelmatig kunnen doorlopen. Het terrein moet dus geschikt zijn en blijven om te kiemen, groeien, bloeien en zaadzetten. Als de standplaats ongeschikt wordt voor bepaalde soorten, zullen deze uiteindelijk verdwijnen. Eén- en tweejarige soorten die zich steeds opnieuw moeten vestigen, reageren daardoor vrij snel op veranderingen. Zolang ze voorkomen voldoet het milieu nog steeds aan hun standplaatseisen, is dat niet meer het geval dan verdwijnen ze binnen enkele jaren. Daardoor zijn ze zeer geschikt in monitorprojecten.

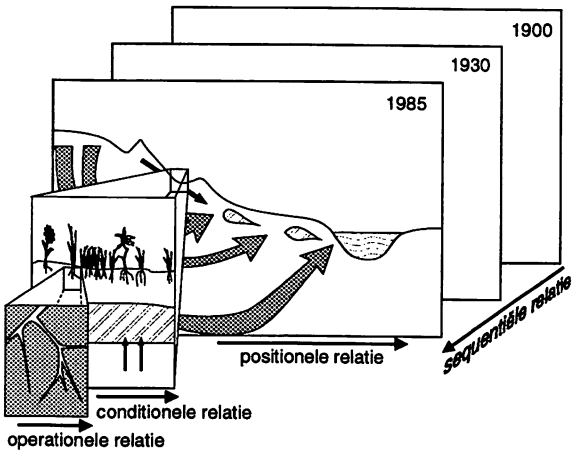
Meerjarige soorten reageren veel minder snel. Als ze zich eenmaal gevestigd hebben, kunnen ze het jaren volhouden, ook al zouden ze zich niet meer opnieuw kunnen vestigen. Dit noemt men "naijlen". Bij sommige soorten is dit wel al te zien aan de geringe vitaliteit, bijvoorbeeld doordat ze helemaal niet meer tot bloei komen. Om dergelijke signalen te kunnen onderkennen, dient men echter over de nodige ervaring te beschikken. Meerjarige soorten hebben daarnaast vaak een stevig en relatief diepgaand wortelstelsel. Van sommige soorten is intussen ook bekend dat ze in de nazomer de in de spruit aanwezige voedingsstoffen opslaan in hun wortelstelsel, zodat ze het volgend jaar al met een reservevoorraad kunnen beginnen. Daardoor kunnen ze ook in relatief voedselarme gebieden toch prima groeien. Meerjarige soorten reageren dan ook vaak veel minder snel op veranderende standplaatscondities dan kortlevende soorten. Ze zijn daardoor ook minder geschikt om veranderingen op korte termijn te detecteren.

Sommige meerjarige soorten vestigen zich alleen onder specifieke omstandigheden en zijn dan kenmerkend voor bepaalde vegetatietypen. In gedegradeerde systemen geven deze soorten als erflaters een indicatie over de vroegere situatie. Dit is van belang voor het reconstrueren van de historische situatie, bijvoorbeeld bij verdrogingsonderzoek.

Het begrip "naijlen" hangt dus vaak samen met verschillen in levensduur van soorten. Het zijn de langlevende soorten die overblijven na een verandering. Vaak zijn dat ook de grotere soorten, die het beeld van de vegetatie bepalen. Dan lijkt het in eerste instantie of er weinig veranderd is. Bekijkt men ech-

ter de gehele soortensamenstelling van de vegetatie, dan blijkt dat er onder de kortlevende soorten wel degelijk veranderingen zijn opgetreden. De vegetatie als geheel ijlt dus niet na, alleen de meerjarige soorten lijken dat te doen.

Levensstrategie en beheer
Veel waardevolle vegetatietypen zijn voor hun voortbestaan afhankelijk van een bepaald vegetatiebeheer. Ze moeten bijvoorbeeld periodiek gemaaid en gehooid worden of begraasd. Dit beheer werkt op twee manieren in op de vegetatie. Ten eerste worden nutriënten afgevoerd. Daardoor wordt de standplaats voedselarmer of treedt tenminste een minder snelle stapeling van voedingsstoffen op.
Ten tweede grijpt het beheer direct in op de levenscyclus van plantesoorten. Als de periode waarin gemaaid wordt, samenvalt met de periode waarin een soort bloeit of waarin het zaad rijpt, dan zal deze soort daardoor niet in staat zijn rijpe zaden te vormen. Dat kan leiden tot onderdrukking van het voorkomen van zo'n soort. Een voorbeeld hiervan is de invloed van het zeer intensieve schonen van sloten in het veenweidegebied. Uit onderzoek in de Alblasserwaard (Melman, 1991; Van Strien, 1991) blijkt dat een van de oorzaken voor de achteruitgang van de Dotterbloem in dit gebied ligt in het feit dat veel sloten meer malen per jaar worden geschoond. Daardoor kan deze soort zijn levenscyclus niet geheel doorlopen en verdwijnt geleidelijk. Het beheer kan ook gebruik maken van het ingrijpen in een bepaald stadium. Bij Riet en Pijpestrootje, twee soorten die in de nazomer hun nutriënten of suikers in de wortels opslaan, is het tijdstip waarop gemaaid wordt bepalend voor het al dan niet kunnen optreden van deze opslag. Om rietlanden te behouden kan men dan ook het beste in de winter maaien, terwijl Riet wordt onderdrukt door 's zomers te maaien (o.a. RIN, 1979). Begrazingsbeheer leidt veelal tot een toename van het aandeel rozetplanten in de vegetatie. Doordat deze plat op de grond liggen kunnen ze moeilijker worden afgevreten dan rechtopstaande soorten.
Vegetatiebeheer kan dus leiden tot verschuiving in de concurrentieverhoudingen tussen plantesoorten of zelfs tot het geheel verdwijnen van soorten uit de vegetatie. Daarom is het bij de interpretatie van veranderingen in soortensamenstelling van belang te weten wat voor beheer er wordt gevoerd en hoe dit ingrijpt op verschillende plantesoorten.



Figuur 1 Sturende factoren in een landschap (uit Den Hoed, 1985).

2.3 Sturing van de standplaats op verschillende schaal

De standplaats van een plantesoort is geen geïsoleerde bloempot. In natuurlijke en halfnatuurlijke landschappen worden zuurgraad en voedselrijkdom vooral bepaald door de aan- en afvoer van stoffen via neerslag, grondwaterstromen of overstromingen. Ontwatering in de omgeving kan leiden tot lagere grondwaterstanden en daarmee tot het vrijkomen van voedingsstoffen door mineralisatie van organische stof in de bodem. Allerlei processen op heel verschillende schaal beïnvloeden zo de standplaats van een soort. Om hier enige orde in te scheppen, wordt in de landschapsecologie onderscheid gemaakt in een viertal schaalniveaus van standplaatsfactoren (Van Wirdum, 1979; zie figuur 1).

Operationele factoren
Onder operationele factoren worden standplaatsfactoren verstaan, die direct inwerken op de plant. In het wortelmilieu zijn dat de voedselrijkdom (stikstof-, fosforbeschikbaarheid e.d.), de beschikbaarheid van vocht en zuurstof in de bodem, de aanwezigheid van essentiële sporenelementen of van toxische stoffen. Ook boven de grond moet de standplaats aan bepaalde voorwaarden voldoen. De plant moet voldoende licht krijgen voor de fotosynthese en de luchtvochtigheid en temperatuur moeten zodanig zijn dat de plant niet uitdroogt. Verder kan mechanische beschadiging, bijvoorbeeld door overstuiving, overstroming of harde wind, een rol spelen. De schaal waarop operationele factoren spelen is die van de plant en zijn

directe omgeving: het doorwortelde deel van de bodem en de lucht waarin de plant staat.

Conditionele factoren
Conditionele factoren werken binnen de standplaats direct of indirect sturend op de operationele factoren. Zo bepaalt de zuurgraad de oplosbaarheid van fosfaat en is het zuurstofgehalte in de bodem van invloed op het vrijkomen van voedingsstoffen door mineralisatie, maar ook op de vorm waarin elementen voorkomen (NH_4^+ of NO_3^-, Fe-II of Fe-III e.d.). Het grondwaterregime beïnvloedt het zuurstofgehalte in de bodem, maar ook de basenverzadiging van het adsorptiecomplex en daarmee de zuurgraad. Bovengronds is bijvoorbeeld de vegetatiestructuur (bos, ruigte, heide e.d.) van invloed op de beschikbaarheid van licht voor kleine planten en op de luchtvochtigheid binnen de vegetatie. Zoals het voorbeeld van het zuurstofgehalte laat zien, is de scheiding tussen conditionele en operationele factoren niet altijd even duidelijk. Dit komt door de onderlinge interacties, maar ook doordat verschillende plantesoorten soms op verschillende parameters reageren. Conditionele factoren werken op een schaal van enkele m^2 in de omgeving van de plant.

Positionele factoren
De werking van de conditionele factoren wordt op zijn beurt weer gestuurd door de werking van het landschap als systeem. De factoren die vanuit de omgeving op de standplaats inwerken worden positionele factoren genoemd, omdat ze samenhangen met de positie van de standplaats in het landschap. Toestroming van grondwater - kwel - kan alleen optreden als ergens in de omgeving water infiltreert en grotere stijghoogten optreden. Het toestromende grondwater kan alleen kalkrijk zijn als het tijdens zijn weg door de sedimenten ook kalk heeft kunnen opnemen of al kalkrijk was toen het infiltreerde (oppervlaktewater). Stoftransport via grondwaterstromingstelsels is dus een belangrijk mechanisme voor de sturing van de standplaats. Daarnaast werkt het reliëf en de aanwezigheid van ontwateringsmiddelen in de omgeving sturend op het grondwaterstandsverloop. Bovengrondse positionele factoren zijn bijvoorbeeld het klimaat, aanvoer van stuifzand en zout door de wind of zure en stikstofrijke regen. De schaal waarop deze factoren werken is variabel. Grondwaterstromingen kunnen zowel worden gestuurd op perceelschaal als hele beekdalstelsels omvatten. Invloeden via de neerslag vinden hun oorsprong vaak nog veel verder weg.

Sequentiële factoren
Hoewel dat vaak wordt vergeten, speelt ook het verleden een belangrijke rol. De invloed van het verleden wordt samengevat onder de noemer sequentiële factoren. Bemesting of overstroming in het verleden kan tientallen jaren later nog doorwerken in de nutriënten- en basenhuishouding van de standplaats. Bodemvorming in het verleden heeft geleid tot de bodem die er nu ligt. Het grondwater, wat nu opkwelt in kwelgebieden is tientallen of honderden jaren geleden ergens geïnfiltreerd. De omstandigheden in de toenmalige infiltratiegebieden (zuurgraad, infiltratieintensiteit) zijn natuurlijk van invloed geweest op kwaliteit en hoeveelheid van het in de pakketten aanwezige water. Ook het vroegere beheer kan nog steeds van invloed zijn op de huidige vegetatie.

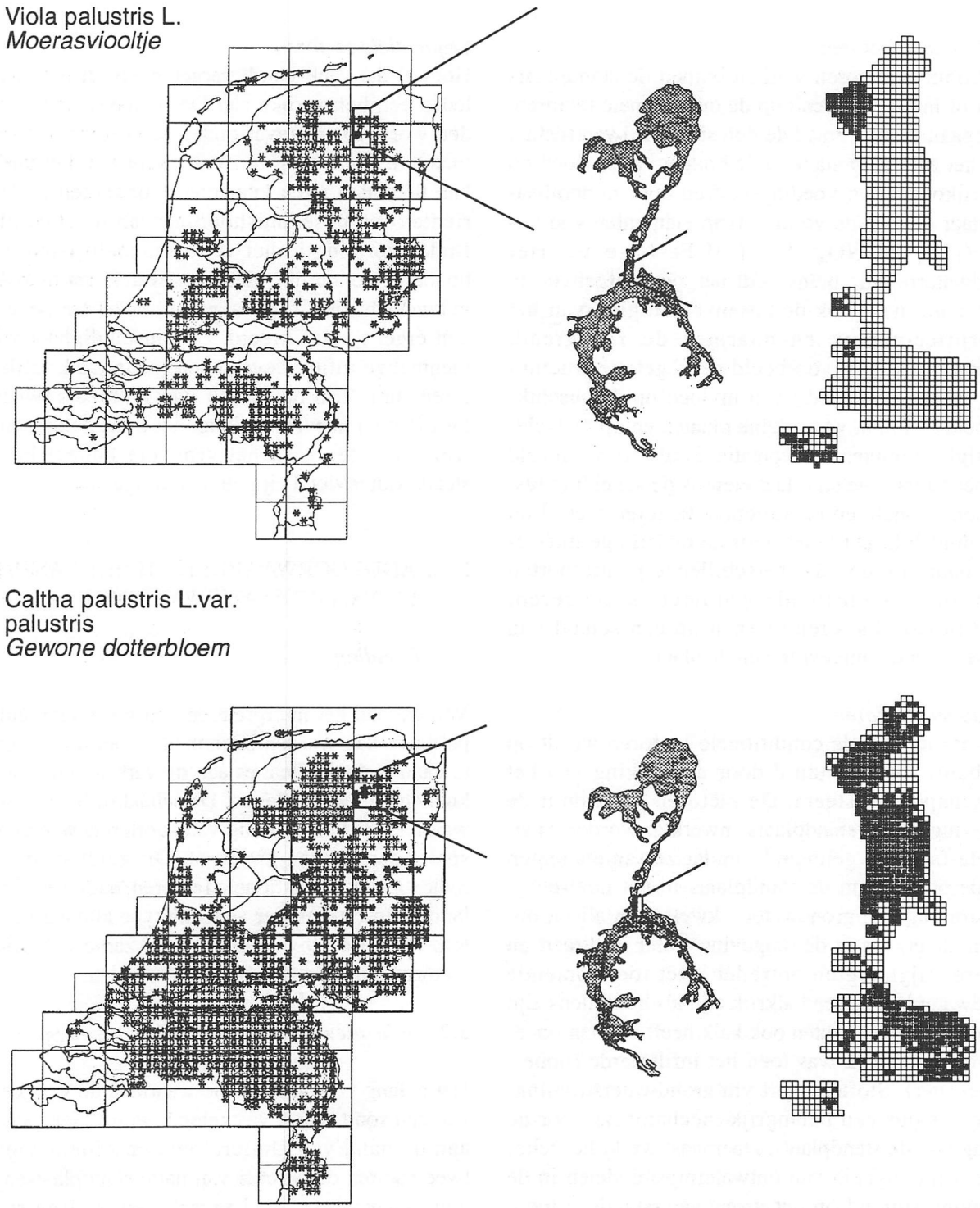
3 RANDVOORWAARDEN BIJ HET VASTSTELLEN VAN INDICATIEWAARDEN

3.1 Inleiding

Voordat aan het interpreteren van soortverspreidingspatronen kan worden begonnen, is het nodig eerst na te gaan welke indicaties aan de verschillende soorten kunnen worden ontleend. De schaal of beter resolutie waarmee de verspreiding van soorten is weergegeven speelt daarbij een grote rol. Dit geldt vooral voor indicaties over positionele factoren, aangezien die per landschapstype en per vegetatietype kunnen verschillen. Maar ook bij de direct werkzame operationele factoren kunnen er verschillen optreden.

3.2 Indicatiewaarde en schaal

Het belang van de resolutie waarmee de verspreiding van een soort wordt vastgelegd, wordt hier toegelicht aan de hand van Dotterbloem en Moerasviooltje, twee soorten die allebei van natte standplaatsen houden, maar verder heel verschillende eisen stellen. Dotterbloem heeft zijn optimum op neutrale tot basische, matig voedselrijke tot voedselrijke standplaatsen, maar kan daarnaast ook wel op voedselarme standplaatsen voorkomen. Binnen de pleistocene gebieden staat Dotterbloem bekend als kwelindicator (Grootjans, 1985; Everts en De Vries, 1991; Jalink en



Figuur 2 De verspreiding van Moerasviooltje en Dotterbloem op verschillende schaalniveaus: a: landelijk weergegeven per uurhok (5x5 km) (naar Van der Meijden e.a., 1989); b: binnen het herinrichtingsgebied Roden-Norg weergegeven per 1/16 km² (uit Everts en De Vries, 1991); c: binnen het beekdalreservaat Hazematen, weergegeven per are (uit Grootjans, 1985).

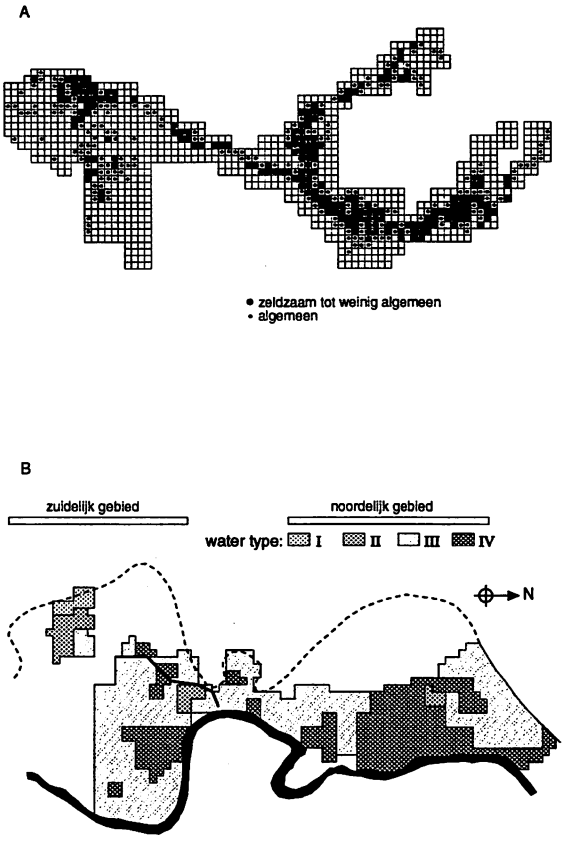
Jansen, 1989). In deze van nature basenarme landschappen is kwel essentieel voor het handhaven van de juiste zuurgraad. Moerasviooltje is een soort van matig zure tot zure, voedselarme standplaatsen. Deze soort is in de pleistocene zandgebieden en in de laagveenmoerassen indicatief voor invloed van regenwater of zuur grondwater (Jalink en Jansen, 1989; Jalink, in prep).

Landelijke schaal

Figuur 2a (naar Van der Meijden e.a., 1989) toont de verspreiding van Dotterbloem en Moerasviooltje in Nederland. Dotterbloem komt in grote delen van Nederland voor, met uitzondering van de grote droge zandgebieden (Veluwe, Drents Plateau, de Peel) en gebieden met invloed van brak water of zeekleigebieden. De overgebleven gebieden zijn lang niet allemaal kwelgebieden. In de laagveengebieden en het rivierengebied komt Dotter veelvuldig voor in door oppervlaktewater gevoede systemen (o.a. Van Wirdum, 1991). In de pleistocene gebieden komt Dotter wel vooral in kwelgebieden voor, maar kunnen soms ook andere factoren een rol spelen. In Brabant komen bijvoorbeeld veel leemrijke zanden en beeklemen voor met een goede basenhuishouding, terwijl in Zuid-Limburg door de aanwezigheid van mergel ook buiten kwelgebieden al snel voldoende kalkrijke omstandigheden optreden. Zonder deze voorkennis over de verschillende regio's in Nederland kan men Dotterbloem dus niet als kwelindicator gebruiken. Dat kan immers alleen voor landschappen waar de relatie tussen de standplaatseisen van Dotterbloem en het optreden van kwel eenduidig is. Wat uit het kaartje wel kan worden afgeleid, is dat (op een schaal van 5x5 km-hokken) nagenoeg overal in Nederland plekken voorkomen, die matig voedselrijk tot voedselrijk, neutraal tot basisch, en nat zijn. Hoe die tot stand komen is afhankelijk van het type landschap (sediment, reliëf, waterstromen) en daarover kan pas met de nodige gebiedskennis wat worden gezegd. De verspreiding van Moerasviooltje valt binnen die van Dotterbloem. Moerasviooltje mijdt echter de kleigebieden, inclusief het rivierengebied. Binnen de hokken waar deze soort voorkomt moeten standplaatsen voorkomen met matig zure tot zure, voedselarme omstandigheden. Over het algemeen zullen dit wel plekken zijn met een overheersende invloed van regenwater. Aan deze soort kan wel de landelijke regenwater-indicatie worden gegeven, aangezien zure, voedselarme omstandigheden in heel Nederland samenhangen met de aanwezigheid van regenwater bovenin de bodem.

Regionale schaal

Figuur 2b (naar Everts en De Vries, 1991) toont de verspreiding van Dotterbloem en Moerasviooltje in het landinrichtingsgebied Roden-Norg. Daarnaast toont figuur 3a het optreden van visuele kwelverschijnselen in het gebied. Deze gegevens zijn weergegeven bij een resolutie van 250x250 m. In de beekdalen ten zuiden van Roden komt Dotterbloem alleen voor in de hokken waar visuele kwelverschijnselen zijn waargenomen en bij voorkeur in de hokken met zeer sterke kwelverschijnselen. In dit deel van het gebied treden alleen in de kwelgebieden voldoende basenrijke omstandigheden op. Binnen dit gebied



Figuur 3 Abiotische kenmerken op verschillende schaalniveaus: a: visuele kwelverschijnselen weergegeven per 1/16 km² (uit Everts en De Vries, 1987); b: binnen het beekdalreservaat Hazematen (uit Grootjans, 1985).

kunnen we dus wel spreken van Dotterbloem als (indirecte) kwelindicator. Moerasviooltje vertoont in dit gebied een vergelijkbare verspreiding, hoewel deze soort veel minder algemeen blijkt te zijn en ook aan de beekdalranden nog voorkomt. De indicatie van Moerasviooltje voor voedselarme en matig zure tot zure omstandigheden kan op deze schaal niet worden verklaard. Het gezamenlijk voorkomen met Dotterbloem wijst erop, dat zij ofwel samen voorkomen op gestratificeerde standplaatsen, ofwel dat hun standplaatsen gescheiden zijn, maar bij deze resolutie niet kunnen worden onderscheiden.
Ten noorden van Roden gaat het dekzandlandschap over in een laagveen- en klei-op-veen-landschap. Hier is de relatie tussen het voorkomen van Dotterbloem en van visuele kwelverschijnselen veel minder sterk. Voeding door oppervlaktewater kan hier ook een belangrijke rol spelen bij het in stand houden van de standplaatsfactoren voor Dotterbloem. Dotterbloem kan in dit deel van het gebied dus niet als kwelindicator worden beschouwd.

Lokale schaal
Figuur 2c (naar Grootjans, 1985) toont de verspreiding van Dotterbloem en Moerasviooltje in de Hazematen bij Lieveren, een beekdalreservaat dat binnen het landinrichtingsgebied Roden-Norg ligt. De verspreiding is hier weergegeven met een resolutie van 10 x 10 m. Op deze schaal blijkt er een duidelijk verschil te zijn tussen de verspreiding van beide soorten. Figuur 3b (naar Grootjans, 1985) laat zien dat dit verschil samenhangt met verschillen in de kwaliteit van het bovenste grondwater. Bij de overgang van dekzandrug naar beekdal overheerst zuur grondwater en komt het Moerasviooltje voor. In het grootste deel van het reservaat is het grondwater basenrijk en komt Dotter voor.

Conclusies
Dit voorbeeld illustreert dat naarmate de resolutie fijner wordt, de sturende factoren beter te begrijpen zijn. De schijnbare tegenstrijdigheid van het tegelijkertijd voorkomen van zuur- en basenminnende soorten wordt in veel gevallen opgelost door op een voldoende fijn schaalniveau naar de verspreidingspatronen te kijken. In sommige gevallen is het dan nodig om zelfs beneden het niveau van percelen te kijken. Een voorbeeld daarvan is de verspreiding van soorten in holle percelen in het veenweidegebied (zie b.v. Jansen, 1990; Aggenbach en Jalink, 1992) en het laagveengebied (Van Wirdum, 1991; Jansen en Lemaire, 1991; Jalink, 1991b+c; Jalink, in prep.). Hier komen de basenminnende soorten vaak aan de randen van de percelen voor, waar nog invloed van zijdelings infiltrerend oppervlaktewater optreedt. In de lage middendelen overheerst de invloed van stagnerend regenwater en kunnen soorten van zure natte omstandigheden worden aangetroffen.
De resolutie voor het vastleggen en weergeven van verspreidingspatronen dient dus te worden aangepast aan de vraagstelling. Bij vraagstellingen op het niveau van een deel van een beekdal gaat het erom gradiënten in beeld te brengen. In dat geval moet de hokgrootte zo klein worden gekozen, dat de geleidelijke verschillen tussen hoog, droog en zuur en laag, nat en neutraal tot uiting komen. Een schaal van 1/16 km^2 is dan wel het maximum. Gaat het echter om het onderscheiden van landschapstypen op basis van soortverspreiding, dan kan ook voor smalle beekdalen wel met een resolutie van 1 km^2 worden volstaan. Met voldoende gebiedskennis kunnen ook dan uitspraken worden gedaan over aan- of afwezigheid van kwel, maar niet meer over de plekken waar die optreedt.

3.3 Operationele en conditionele factoren: altijd meetbaar ?

De bandbreedte voor de operationele en conditionele standplaatsfactoren wordt over het algemeen beschouwd als vast gegeven van een bepaalde soort. Dit betekent, dat soorten binnen een bepaalde range van voedselrijkdom, zuurgraad en vochtigheid voorkomen en dat standplaatsen in verschillende gebieden wat dat betreft redelijk overeenkomen. Het vaststellen van die bandbreedte is dus deels een kwestie van meten. Daarbij zijn een aantal zaken van belang:
- Op welke diepte moet men meten om de voor de soorten relevante informatie te verkrijgen? Soorten met een verschillende bewortelingsdiepte kunnen op gestratificeerde standplaatsen immers op heel verschillende standplaatscondities reageren.
- Hoe komt men erachter of men wel de meest relevante factoren meet? Niet alleen bodemchemische factoren zijn van belang, maar ook het grondwaterregime, bodemtype en beheer kunnen bepalend zijn.
- Wat is de invloed van de waarde van de ene parameter op de tolerantie van planten voor andere parameters?

- Kunnen metingen van standplaatsen in sloten in het agrarisch land worden vergeleken met die van greppels of van percelen in natuurreservaten? Deze standplaatsen zijn immers qua hydrologie en beheer totaal verschillend.
- Is het nog wel mogelijk om voor de Nederlandse soorten het totale spectrum aan standplaatsen te bemonsteren? Uit diverse onderzoeken blijkt immers dat er bepaalde typen ecosysteem zijn, die onevenredig sterk achteruit zijn gegaan. Het betreft vooral de voedselarme, zwak tot matig gebufferde standplaatsen (zie b.v. Van Beusekom, 1993). De nu nog meest voorkomende standplaatstypen zijn daardoor de uitersten voedselrijk-neutraal en voedselarm-zuur. Veel soorten zijn daardoor teruggedrongen naar een smal deel van hun oorspronkelijke spectrum.

Het is dus de vraag of het mogelijk is om nog zodanige set gegevens samen te stellen, dat deze een statistisch representatief beeld geven van de respons van plantesoorten op milieufactoren. Het is ook de vraag of dit ooit mogelijk is geweest, aangezien ook in het verleden al allerlei menselijke ingrepen een sterke invloed op de vegetatie hadden.
Een deel van deze methodologische problemen kan worden ondervangen door de indicaties over operationele en conditionele factoren te ontlenen aan onderzoek in goed ontwikkelde vegetatietypen. Goed ontwikkelde exemplaren van een vegetatietype moeten immers op zijn minst wat betreft de combinatie van operationele factoren redelijk overeenkomen. De verschillen binnen zo'n vegetatietype zijn betrekkelijk gering en berusten meestal op subtiele verschillen in grondwaterstandsverloop, zuurgraad of voedselrijkdom (o.a. Grootjans, 1985; Everts en De Vries, 1991; Jalink en Jansen, 1989). Onderzoek aan dergelijke verschillen geeft inzicht in de positie, die de soorten ten opzichte van elkaar innemen langs abiotische assen. Doordat de standplaatsen qua beheer, trofie, zuurgraad en vochtigheid sterk met elkaar overeenkomen, voorkomt men op deze wijze dat extreme verschillen tussen standplaatsen de responsie-karakteristieken van een soort gaan bepalen.

3.4 Positionele factoren: een flinke vertaalslag

Kwelindicatoren nader beschouwd
Er bestaat nogal wat verwarring over de indicaties van soorten voor positionele factoren, zoals "regionale" en "lokale kwel", infiltratie, oppervlaktewater, overstroming. Dit komt doordat in verschillende landschappen en bij een verschillende werking van positionele factoren toch vergelijkbare standplaatsen kunnen bestaan. De indicaties voor zulke processen op landschapschaal zijn afhankelijk van het type landschap en van het beheer van het landschap. Hieronder zal dit worden toegelicht aan de hand van het begrip "kwelindicator", dat vanuit systeemonderzoek aan pleistocene zandlandschappen is uitgezwermd naar beleidsonderbouwend onderzoek in heel Nederland.

Basenrijkdom en kwel
Soorten, die gebonden zijn aan basenrijke standplaatsen komen in de pleistocene zandgebieden nagenoeg alleen voor in die delen van de beekdalen, waar de omstandigheden voldoende basenrijk zijn. Een voorwaarde daarvoor is veelal het optreden van kwel van basenrijk "diep" grondwater. In zulke landschappen kan basenrijke kwel dan ook goed getraceerd worden door het vastleggen van de soortverspreiding (Grootjans, 1985; Everts en De Vries, 1991). In de holocene rivierklei-, klei-op-veen- en laagveengebieden zijn de omstandigheden door de overheersende invloed van het oppervlaktewater nagenoeg overal basenrijk genoeg voor zulke soorten (o.a. Van Wirdum, 1991). In dergelijke landschappen is er dan ook veelal geen duidelijke relatie met kwel. Bij de regionale hydro-ecologische systeemanalyse voor de effectvoorspelling van een oevergrondwaterwinning bij Langerak (Janssen e.a., 1983; Jalink m.m.v Croese, 1992) bleek zelfs, dat de soorten, die in pleistocene landschappen als kwelindicatoren worden aangeduid zich in de oostelijke Alblasserwaard aan het eind van de jaren zeventig juist concentreerden in de gebieden met de laagste kwelintensiteit of zelfs in infiltratiegebieden. De verklaring daarvoor lag in het feit, dat de sterkste kwelgebieden het dichtst bij de dorpen lagen en daardoor het meest intensief bemest en bewerkt werden. De soorten hadden zich dus teruggetrokken in de zwakke kwel- of infiltratiegebieden, doordat daar de bemesting of het schoningsbeheer van de sloten minder intensief was, dan in de sterke kwelgebieden.

Voedselarmoede en kwel
Dit brengt ons op een tweede aspect waaraan soorten hun "kwelindicatie" kunnen danken. De huidige landbouwgebieden zijn over het algemeen zo sterk

bemest, dat soorten die aan voedselarme omstandigheden gebonden zijn, zich alleen kunnen handhaven op plaatsen waar door het toestromen van voedselarm grondwater een permanente afvoer van voedingsstoffen optreedt. Alleen op dergelijke standplaatsen zijn de "kwelindicatoren" voldoende concurrentiekrachtig om zich binnen een overigens voedselrijke omgeving te handhaven.
In het voorbeeld uit de Alblasserwaard bleek dan ook, dat onder invloed van de verder geïntensiveerde landbouw de aan voedselarme omstandigheden gebonden soorten tussen 1978 en 1990 ook in de veraf gelegen delen van het gebied nagenoeg verdwenen waren. Uit een onderzoek in enkele poldergebieden ten noorden van Breda (Croese en Jalink, 1993) bleek andersom, dat een aantal typische soorten voor matig zure en matig voedselarme tot voedselarme standplaatsen (o.a. Waternavel en Egelboterbloem) zich concentreerden in de gebieden waar kwel van ijzerhoudend water werd waargenomen. Een dergelijke correlatie met kwel is bijvoorbeeld ook te vinden in het Vechtplassengebied (Barendregt e.a., 1990).
Kwelafhankelijkheid vanwege benodigde voedselarmoede speelt vooral in landbouwgebieden een rol. In natuurreservaten vindt immers meestal geen bemesting plaats. Dit type kwelafhankelijkheid kan zowel samenhangen met kwel van zuur water vanuit lokale systemen als van basenrijk water uit grotere systemen, zolang deze toestroming maar relatief voedselarme omstandigheden in stand houdt.

Grondwaterstand en kwel
Een derde verband tussen kwel en operationele standplaatsfactoren betreft het grondwaterstandsverloop. In terreinen die vanuit een groot grondwatersysteem gevoed worden, zakt de grondwaterstand meestal minder diep weg dan in door lokale systemen gevoede gebieden of infiltratiegebieden. Deze meer constante grondwaterstand kan leiden tot een slechte doorluchting van de bodem en daarmee tot geringe mineralisatie van organisch materiaal. Soorten die aangepast zijn aan natte bodems hebben daardoor minder concurrentie te duchten van snelle groeiers die goed beluchte bodems nodig hebben. De verspreiding van dergelijke soorten kan dan samenvallen met die van kwel, waardoor deze soorten als kwelindicatoren worden aangemerkt. Deze vorm van kwelafhankelijkheid is vooral van toepassing op standplaatsen middenop percelen, aangezien daar de grondwaterstand het minst door drainage wordt beïnvloed.

Oppervlaktewater en kwel
Veel waterplanten nemen hun nutriënten direct uit het water op. Daarbij kunnen voedselrijkdom en zuurgraad een rol spelen. Zwevende waterplanten zijn daarnaast voor hun fotosynthese afhankelijk van de hoeveelheid licht die het water doorlaat (o.a. Bloemendaal en Roelofs, 1988). In water dat troebel is door opgewerveld bodemmateriaal of algenbloei of in water met een dichte krooslaag kunnen dergelijke soorten niet goed groeien. Deze omstandigheden ontstaan vaak in gebieden waar hard, voedselrijk oppervlaktewater wordt ingelaten. In zulke gebieden kunnen plantesoorten, die van helder water afhankelijk zijn, worden teruggedrongen naar de kwelgebieden aan de randen van het gebied. Hier treedt immers geen algenbloei op en wordt geen troebel water aangevoerd. Binnen een dergelijk systeem worden ze dan als kwelindicator beschouwd. Dit heeft dan echter meer te maken met de slechte kwaliteit van het ingelaten water, dan met de optimale van het kwelwater. Deze afhankelijkheid van kwel en van isolatie speelt vooral een rol in gebieden met een beheerst oppervlaktewaterpeil, zoals de laagveengebieden en veenweidegebieden. Een dergelijke kwelafhankelijkheid blijkt bijvoorbeeld op te treden in het onderzoek in de Alblasserwaard en Vijfheerenlanden (Stam en Barendregt, 1992a,b) en de polders ten noorden van Breda (Croese en Jalink, 1993).
In diverse natuurgebieden waar het peil wordt gehandhaafd door wateraanvoer via lange slotenstelsels, treden langs deze aanvoerroute veranderingen in de samenstelling van de waterplantenvegetatie op. Dichtbij het inlaatpunt wordt de waterlaag geheel bedekt door een krooslaag, naarmate het water gaandeweg minder voedselrijk wordt, opgevolgd door o.a. Drijvend Fonteinkruid en uiteindelijk door zwevende waterplanten als Waterviolier. Beide laatste soorten worden zowel voor de dekzandgebieden (Everts en De Vries, 1991; Jalink en Jansen, 1989) als voor het laagveen- en veenweidegebied (b.v. Stam en Barendregt, 1992a,b; Barendregt e.a., 1990) vaak als kwelindicator aangeduid. In dit soort inlaatsystemen zijn ze het echter zeker niet. De kwaliteit van het oppervlaktewater is hier verbeterd door bezinking en biologische zuivering en door verdunning met regenwater (Van Wirdum, 1979). Isolatie speelt onder andere een grote rol in de Weerribben (Van Wirdum, 1991) en in de uiterwaarden van de grote rivieren (De Graaf e.a.,

1990).
In een situatie met schoon, helder oppervlaktewater komen de standplaatsen voor deze soorten algemeen voor (o.a. Van Wirdum, 1991). Naarmate het oppervlaktewater in Nederland vuiler is geworden en op steeds meer plaatsen hard, voedselrijk en troebel water wordt ingelaten, zijn deze soorten voor hun standplaats meer afhankelijk geworden van plekken die door kwel worden gevoed of door een lange aanvoerweg van dit oppervlaktewater zijn geïsoleerd.

Conclusie
Een soort kan dus niet zomaar als kwelindicator worden aangeduid. Om de stap te maken van indicaties over operationele en conditionele factoren naar indicaties over positionele factoren zoals kwel, moet eerst de eenduidige relatie tussen deze factoren gelegd zijn. Een landschapsecologische systeemanalyse van kenmerkende gradiënten kan daaraan ten grondslag liggen. Daarbij dient men zich te realiseren, dat kwelafhankelijkheid in veel gevallen te maken heeft met de negatieve effecten van andere factoren in het landschap: kwelafhankelijkheid is dan ook sterk gebonden aan de cultuurdruk. Hoe groter die is, des te meer soorten zullen zich terugtrekken in de kwelgebieden.

4 TOEPASSING VAN INDICATORSOORTEN

4.1 Inleiding

In hoofdlijnen kunnen indicatorsoorten op een tweetal manieren worden gebruikt. Om een beeld te krijgen van ruimtelijke verschillen in de abiotische omstandigheden van een landschap kan men gebruik maken van de interpretatie van de verspreiding van indicatorsoorten. Veranderingen van de abiotiek kunnen worden achterhaald door tijdsreeksen met gegevens over het voorkomen van indicatorsoorten te analyseren.

4.2 Interpretatie van de verspreiding van indicatorsoorten

Het interpreteren van de verspreiding van indicatorsoorten in een gebied heeft tot doel de verspreiding van verschillende standplaatsfactoren en van de sturende processen in een landschap te achterhalen. Dit wordt bereikt door de standplaatstypen waarvoor de soorten indiceren, te verklaren vanuit inzicht in de opbouw van het landschap en de werking van sturende processen daarin.

Patroonanalyse
Het uitgangsmateriaal voor zo'n analyse bestaat uit verspreidingskaarten van afzonderlijke soorten of van groepen soorten met een sterk overeenkomende verspreiding. Aangezien het erom gaat verschillen in de abiotische omstandigheden te traceren, moet bij het verzamelen van de gegevens al rekening worden gehouden met de schaal waarop deze verschillen spelen en de mate van detail, waaraan de resultaten van de analyse moeten voldoen. Naast soortverspreidingsgegevens kunnen ook al direct gegevens over hoogte-ligging, bodem, grondwaterstand, beheer e.d. gebruikt worden.
De eerste stap is het zoeken naar groepen van soorten met een overeenkomstig verspreidingspatroon. Zijn er duidelijke soortsclusters te onderscheiden, dan kan op basis daarvan het gebied worden ingedeeld in een aantal deelgebieden. Dit noemen we een indeling op floristische of vegetatiekundige grondslag. Een dergelijke indeling werkt vooral goed in landschappen met vrij scherpe grenzen in de abiotische omstandigheden. In landschappen met heel geleidelijke gradiënten kunnen de veranderingen in het voorkomen van soorten zo diffuus verlopen, dat geen duidelijke clustering te maken is. In dat geval is het raadzaam de afzonderlijke patronen te interpreteren.

Hydro-ecologische systeemanalyse
Door de indicatiewaarden van de soorten te betrekken op de delen van het gebied waar ze voorkomen ontstaat een beeld van de verspreiding van standplaatstypen. Overeenkomstige indicaties versterken elkaar. Schijnbaar tegenstrijdige indicaties, zoals het samen voorkomen van zuur- en basenminnende soorten, vragen om een verklaring. Daarbij kan bijvoorbeeld stratificatie van watertypen een rol spelen. Een andere verklaring kan zijn, dat het om verschillende plekken gaat die echter door de resolutie van de verspreidingskaarten niet meer kunnen worden onderkend.

De volgende stap is erop gericht te komen tot een ruimtelijk denkmodel over de processen die deze standplaatstypen in stand houden. Hierbij kan gebruik worden gemaakt van de voor het betreffende landschapstype specifieke relaties tussen operatione-

le, conditionele en positionele factoren. Deze hangen samen met de bodemkundige, geohydrologische, geohydrochemische en topografische opbouw van het gebied. Door deze te combineren met en te toetsen aan de indicaties van plantesoorten, ontstaat een hypothetisch ruimtelijk model over de relatie tussen grondwaterstromingen, standplaatsfactoren en het voorkomen van plantesoorten. Dit is de kern van de hydro-ecologische systeemanalyse. Voorbeelden hiervan worden in deze mededeling behandeld door Aggenbach en Jansen (1993), De Hullu e.a. (1993) en Kap en Jalink (1993).

4.3 Interpretatie van veranderingen in de verspreiding van indicatorsoorten

Het doel van het analyseren van veranderingen in het voorkomen van soorten is het achterhalen van eventuele veranderingen in standplaatscondities. Om dit te bereiken moeten de gebruikte gegevens onderling goed vergelijkbaar zijn. Goed bruikbare gegevens voor dit doel zijn tijdreeksen van permanente kwadraten, regelmatig herhaalde beschrijvingen van dezelfde proefvlakken. Ook soortverspreidingskaarten uit verschillende jaren kunnen goed vergelijkbaar zijn. Vegetatiekaarten kunnen ook voor dit doel gebruikt worden, maar daarbij is het wel belangrijk te weten of de vegetatietypologieën uit de verschillende jaren wel vergelijkbaar zijn.
Ongeveer zoals dat bij de patroonanalyse gebeurt, levert de analyse van veranderingen in het voorkomen van soorten of vegetatietypen een aantal indicaties op over veranderde standplaatscondities. Aan de hand van een hydro-ecologische systeemanalyse kunnen deze indicaties vervolgens worden vertaald naar hypotheses over opgetreden veranderingen in sturende factoren.

4.4 Toepassingen in het waterbeheer

Analyses van de verspreiding van indicatorsoorten of van veranderingen daarin kunnen op diverse manieren worden gebruikt ten behoeve van het waterbeheer. Het plezierige daarbij is, dat de soorten al in het gebied aanwezig zijn, dus dat geen meetnet hoeft te worden geïnstalleerd. De indicatorsoorten vormen op zich een fijnmazig meetnet, alleen de verspreiding van de soorten hoeft nog te worden vastgelegd. Dit levert enerzijds een beeld op van de aanwezige natuurwaarden en van de veranderingen daarin, datgene waarop het milieubeleid voor een belangrijk deel gericht is. Anderzijds krijgt men gelijk al een aanduiding over de oorzaken van veranderingen.
Een hydro-ecologische systeemanalyse die gebaseerd is op verspreidingspatronen van indicatorsoorten levert inzichten, die van belang zijn bij de planning van het natuurbeheer en het grond- en oppervlaktewaterbeheer. Voorbeelden hiervan worden in deze mededeling gegeven door De Hullu e.a. (1993), Eijsink (1993) en Kap en Jalink (1993). Daarnaast kunnen deze inzichten gebruikt worden om op een efficiënte wijze hydrologische of -chemische meetnetten in te richten. Men heeft dan immers ideeën over de werking van het hydrologisch systeem op een voor de vegetatie relevante schaal en deze ideeën kunnen vervolgens met meetgegevens getoetst worden. Aggenbach en Vegter (1993, in deze bundel) geven een voorbeeld van deze toepassing.
Andersom kunnen de inzichten uit een hydro-ecologische systeemanalyse op basis van indicatorsoorten ook worden gebruikt als toets op de resultaten van een hydrologische systeemanalyse. In dat geval moet duidelijk de relatie kunnen worden gelegd tussen de standplaatseisen van soorten en hydrologische processen die de standplaatsfactoren sturen. Een dergelijke toepassing wordt in deze mededeling geïllustreerd door Aggenbach en Jansen (1993) en Kap en Jalink (1993).
In monitorprojecten met indicatorsoorten kunnen op basis van de veranderende soortensamenstelling indicaties worden verkregen over veranderingen in de abiotische omstandigheden. Dergelijke veranderingen roepen vragen op over de oorzaken ervan. Dit is het doel van monitoring voor kwaliteitsbewaking. Een voorbeeld hiervan wordt behandeld door De Hullu e.a. (1993 in deze mededeling). Ook voor de waterleidingbedrijven kunnen dergelijke monitorprojecten van belang worden, bijvoorbeeld in het kader van ecologisch beheer van terreinen (Jalink e.a., 1993).
Een ander doel van monitoring kan zijn het volgen van de ontwikkeling na een ingreep in het landschap, bijvoorbeeld na een uitbreiding van een grondwaterwinning of na het nemen van anti-verdrogingsmaatregelen. De effectvoorspelling die ter onderbouwing daarvan is uitgevoerd, schept bepaalde verwachtingen, die door monitoring kunnen worden getoetst. Dit kan bijvoorbeeld weer leiden tot bijstelling van anti-verdrogingsmaatregelen.

5 CONCLUSIES EN DISCUSSIE

Het gebruik van indicatorsoorten biedt voor het natuur- en waterbeheer een aantal mogelijkheden. Ten eerste kunnen op basis van verspreidingspatronen van soorten snel hypothesen worden gegenereerd over de verspreiding van standplaatstypen en over daarbij sturende hydrologische processen. Zulke ideeën zijn toetsbaar, bijvoorbeeld door hydrologisch onderzoek. De relatie tussen de verspreiding van plantesoorten en de hydrologie en de invloed van ingrepen daarin kunnen daardoor beter worden onderbouwd. Bij hydrologische systeemanalyses kunnen de ideeën over de relatie tussen soortverspreiding en hydrologie dienen als toets op of ze kunnen leiden tot verfijning van de hydrologische inzichten. Verder kan de efficiëntie bij het inrichten van hydrologische of hydrochemische meetnetten worden verhoogd, als op gerichte vragen antwoord moeten geven. Het is dan immers veel duidelijker waar men buizen moet plaatsen.
Ten tweede kunnen indicatorsoorten gebruikt worden in monitorprojecten. Veranderingen in soortensamenstelling leiden tot hypotheses over veranderende abiotische omstandigheden. Deze kunnen vervolgens worden verklaard vanuit inzicht in de effecten van ingrepen in het landschap. Op basis daarvan kan men dan eventueel ook overgaan tot het nemen van compenserende maatregelen. Deze toepassing is van belang bij de kwaliteitsbewaking van natuurterreinen, maar ook bij het monitoren van de effecten van ingrepen zoals grondwaterwinningen of anti-verdrogingsprojecten.
Het gebruik van indicatorsoorten heeft een aantal voordelen in vergelijking met abiotische meetnetten. Ten eerste vormen indicatorsoorten een weerslag van de natuurwaarden in een gebied. Daarmee vertegenwoordigen ze een voor de natuurbescherming en voor het milieubeleid belangrijk criterium. Ten tweede hebben we hier te maken met een meetnet, dat al aanwezig is. Er hoeven dus niet eerst buizen te worden geplaatst om inzicht te krijgen in de hydrologische sturing van standplaatsen. Ten derde is het indicatorenmeetnet net zo fijnmazig als men nodig heeft. Voor grofschalige studies kan worden volstaan met resoluties van km^2, terwijl voor fijnschalige kan worden ingezoomd op resoluties van m^2.
Bij het gebruik van indicatorsoorten dient wel aan een aantal randvoorwaarden te worden voldaan. Dit lijkt in eerste instantie een beperking, maar het levert in de praktijk een meerwaarde op doordat ook een meer diepgaand inzicht in de werking van ecosystemen wordt verkregen.
Indicatiewaarden moeten steeds worden gevalideerd voor het betreffende gebied. Indicatiewaarden voor operationele en conditionele factoren zullen meestal wel geldig zijn, maar het is belangrijk om te voorkomen dat afwijkende situaties leiden tot verkeerde interpretatie. De indicaties over positionele factoren, zoals kwelafhankelijkheid, dienen voor ieder landschapstype te worden vastgesteld. Daartoe is kennis van de interactie tussen sturende factoren als hydrologie, hydrochemie en bodem nodig. Dit vergt een extra inspanning, maar daardoor kan aan de indicatorsoorten veel meer informatie over deze sturende factoren worden ontleend. Deze informatie komt vervolgens weer ten goede aan de efficiëntie van het hydrologisch onderzoek. Daarnaast dient men bij het interpreteren van verspreidingspatronen rekening te houden met het naijlen van soorten en met de effecten van het beheer. Deze aspecten kunnen lokaal een afwijkend beeld geven, waaruit soms verkeerde conclusies worden getrokken. Om dit te voorkomen dient men bij het opstellen van een monitorprogramma te zorgen dat de lijst met op te nemen soorten zowel snel als langzaam reagerende soorten en diverse beheersindicatoren bevat.
Bij de interpretatie van de verspreiding van indicatorsoorten, of van veranderingen daarin dient men rekening te houden met verschillen in bewortelingsdiepte. Op deze wijze krijgt men inzicht in de gelaagdheid van de standplaats en daarmee in de werking van het hydrologisch systeem ter plekke. Zulke inzichten zijn essentieel om de effecten van veranderingen in hydrologie te kunnen voorspellen.
Hiermee hangt samen de schaal of resolutie waarmee indicatorsoorten worden bemonsterd en weergegeven. Hoe beter de resolutie, des te meer inzicht krijgt men in de werking van ecosystemen op fijne schaal. De vraag of soorten met een schijnbaar tegenstrijdige indicatie duiden op een gestratificeerd ecosysteem, dan wel dat ze op verschillende standplaatsen voorkomen is relevant voor het inzicht in sturende factoren. Bij belangrijke natuurwaarden kan men om deze reden inzoomen op een fijnere kaartschaal. Dit speelt bijvoorbeeld een rol in gradiëntrijke natuurgebieden. In principe dient de resolutie van een indicatorsoortenkartering af te hangen van de vraagstelling en de mate van detail waarin die opgelost moet worden.
Samenvattend kunnen we stellen, dat mits met ver-

stand van zake (op zowel ecologisch, hydrologisch als bodemkundig gebied) gebruikt, indicatorsoorten een gereedschap vormen om snel inzichten en ideeën te genereren over relatie tussen plantenverspreiding en sturende factoren. Deze inzichten zijn essentieel voor effectvoorspellingen, voor het bewaken van standplaatscondities en voor het analyseren van mogelijkheden voor anti-verdrogingsmaatregelen. Bij dit alles geldt: hoe meer men al van het landschap en de processen daarin weet, deste meer inzichten kunnen aan een analyse van indicatorsoorten worden ontleend.

6. LITERATUUR

Aggenbach, C.J.S. in prep. Indicatorsoorten voor vochtigheid, zuurgraad en voedselrijkdom in droge duinen. KIWA-rapport, concept. KIWA N.V., Nieuwegein.

Aggenbach, C.J.S. & M.H. Jalink, 1992. Ecologisch onderzoek locatie Lexmond. Een studie naar de ecologische effecten van de voorgenomen uitbreiding van de winning bij pompstation De Laak te Lexmond van 8 naar 12 miljoen m³/jaar. KIWA-rapport SWO-91.308, KIWA N.V., Nieuwegein.

Aggenbach, C.J.S. & M.H. Jalink, in prep. Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring in duinvalleien in het Waddendistrict. KIWA-rapport SWE-92.039. concept. KIWA N.V., Nieuwegein.

Aggenbach, C.J.S. & A.J.M. Jansen, 1993. Hydrologische en hydro-ecologische analyse op lokale schaal: een case-studie van Stroothuizen (Twente). In: A.J.M. Jansen (red.), Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling, enkele resultaten en toepassingen van hydro-ecologisch onderzoek. KIWA-mededeling nr. 122, KIWA N.V., Nieuwegein.

Aggenbach, C.J.S. & U. Vegter, 1993. Beekdalen aan de monitor: indicatorsoorten als signaal voor veranderingen in milieukwaliteit en waterhuishouding. In: A.J.M. Jansen (red.), Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling, enkele resultaten en toepassingen van hydro-ecologisch onderzoek. KIWA-mededeling nr. 122, KIWA N.V., Nieuwegein.

Barendregt, A., J.W. Nieuwenhuis & P. de Joode, 1990. Milieu-indicatiewaarden van water- en oeverplanten in Noord-Holland. Rapport Interfakultaire Vakgroep Milieukunde, R.U. Utrecht.

Beusekom, C.F. van, 1993. Kennis van ecotopen en sturing van standplaatsfactoren: onmisbaar voor effectief natuurbeheer. In: M. Cals, M. de Graaf en J. Roelofs (red.): Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in natuurterreinen. K.U. Nijmegen, vakgroep Oecologie. p.9-30.

Bloemendaal, F.H.J.L. & J.G.M. Roelofs (red.), 1988. Waterplanten en Waterkwaliteit. K.N.N.V., Hoogwoud.

Croese, T.H.M. & M.H. Jalink, 1993. Kartering van plantesoorten in de Binnenpolder van Terheyden, de Vught en de Moeren. KIWA-rapport SWO-92.383. KIWA N.V., Nieuwegein.

Eysink, A.Th.W., 1993. Van hydro-ecologisch onderzoek naar beheer van natuurreservaten. In: A.J.M. Jansen (red.), Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling, enkele resultaten en toepassingen van hydro-ecologisch onderzoek. KIWA-mededeling nr. 122, KIWA N.V., Nieuwegein.

Everts, F.H., A.P. Grootjans & N.P.J. de Vries, 1988. Distribution of marsh plants as guidelines for geohydrological research. p.271-292 in: Colloques phytosociologiques XVI: Phytosociologie et Pastoralisme. Paris.

Everts, F.H. & N.P.J. de Vries, 1987. Landschapsoecologisch onderzoek "Roden-Norg". Mededelingen Landinrichtingsdienst nr.169/ Bureau van der Wal en Langbroek, Leeuwarden.

Everts, F.H. & N.P.J. de Vries, 1991. De vegetatieontwikkeling van beekdalsystemen. Een landschapsoecologische analyse van enkele Drentse beekdalen. Proefschrift R.U. Groningen. Historische Uitgeverij Groningen.

Graaf, M.C.C. de, H.M. van de Steeg, L.A.C.J. Voesenek en C.W.P.M. Blom, 1990. Vegetatie in de uiterwaarden: de invloed van hydrologie, beheer en substraat. Publikatie nr. 16-1990, Laboratorium voor Experimentele Plantenoecologie, K.U. Nijmegen.

Grootjans, A.P., 1985. Changes of groundwater-regime in wet meadows. proefschrift R.U. Groningen

Hoed, M.A. den, 1985. De samenwerking tussen hydrologen en ecologen. Tekst van een referaat voor de Hydrologische Kring. KIWA,

Nieuwegein
Hullu. P.C. de, R. van Leeuwen, B. Takman en J. Kleuver, 1993. Planning en monitoring bij Staatsbosbeheer. In: A.J.M. Jansen (red.), Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling, enkele resultaten en toepassingen van hydro-ecologisch onderzoek. KIWA-mededeling nr. 122, KIWA N.V., Nieuwegein.
Jalink, M.H., 1991a. Onderzoek naar indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiering. In: Maas, C. e.a., 1991: Waterwinning en verdroging. KIWA-mededeling nr. 115. p.43-67. KIWA N.V., Nieuwegein.
Jalink, M.H., 1991b. Effectgerichte maatregelen tegen verzuring van natte schraallanden. Prae-advies Stobbenribben. KIWA-rapport SWO-91.259, KIWA N.V., Nieuwegein.
Jalink, M.H., 1991c. Effectgerichte maatregelen tegen verzuring van natte schraallanden. Prae-advies Wobberibben. KIWA-rapport SWO-91.258 , KIWA N.V., Nieuwegein.
Jalink, M.H., in prep. Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring in laagveenmoerassen. KIWA-rapport SWE-90.037, concept. KIWA N.V., Nieuwegein.
Jalink, M.H., m.m.v. T.H.M. Croese, 1992. Ecologisch onderzoek Langerak-oost. Een studie naar de ecologische effecten van een oevergrondwaterwinning van 5 miljoen m³/jaar bij Langerak-oost. KIWA-rapport SWO-91.363. KIWA N.V. Nieuwegein.
Jalink, M.H. & A.J.M. Jansen, 1989. Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiering in grondwater-afhankelijke beekdalvegetaties. KIWA-rapport SWE-89.029. KIWA N.V., Nieuwegein.
Jalink, M.H., A.J.M. Jansen, A.F.M. Meuleman, & J. Wisse, J., 1993. Ecologisch beheer door waterleidingbedrijven. KIWA-rapport SWO-92.370, Nieuwegein.
Jansen, A.J.M., 1990. Effectenonderzoek ten behoeve van de stichting van een grondwaterwinplaats nabij Opperduit. Deelrapport 4: ecologie. KIWA-rapport SWO-89.269. KIWA N.V., Nieuwegein.
Jansen, A.J.M., A.Th.W. Eijsink, A.P. Grootjans, E.J. Lammers & F.P. Sival, 1993. Zijn hydrologische ingrepen noodzakelijk voor het herstel van verzuurde natte schraallanden ?. In: M. Cals, M. de Graaf en J. Roelofs (red.): Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in natuurterreinen. K.U. Nijmegen, vakgroep Oecologie.
Jansen, A.J.M. & A.J.J.L. Lemaire, 1991. Effectgerichte maatregelen tegen verzuring van natte schraallanden. Prae-advies Ilperveld. KIWA-rapport SWO-91.263. KIWA N.V. Nieuwegein
Janssen, M.P.J.M. & C. de Heer, m.m.v. P.H.M.A. Clausman, W.J. ter Keurs & E. Meelis, 1983. Veranderingen binnen de graslandvegetaties van de Alblasserwaard tussen 1949 en 1980. WLO-Mededelingen 10:2, p.55-62.
Kap, A. & M.H. Jalink, 1993. Systeemanalyse Nijmegen: optimalisatie van grondwaterwinningen in relatie met waterkwaliteit en natuur. In: A.J.M. Jansen (red.), Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling, enkele resultaten en toepassingen van hydro-ecologisch onderzoek. KIWA-mededeling nr. 122, KIWA N.V., Nieuwegein.
Kooijman, A.M., 1993. Changes in the bryophyte layer of rich fens as controlled by acidification and eutrophication. Proefschrift, R.U. Utrecht.
Londo, G., 1988. Nederlandse freatofyten. Pudoc, Wageningen.
Marschner, H., 1986. Mineral nutrition of higher plants. Academic Press, London
Meijden, R. van der, C.L. Plate & E.J. Weeda, 1989. Atlas van de Nederlandse flora. Deel 3: Minder zeldzame en algemene soorten. Rijksherbarium/ Hortus Botanicus Leiden.
Melman, T.C.P., 1991. Slootkanten in het veenweidegebied. Proefschrift R.U. Leiden.
Rijksinstituut vor Natuurbeheer, 1979. Natuurbeheer in Nederland; Levensgemeenschappen. Pudoc, Wageningen.
Soest, van, J.L., 1929. Plantengeografische districten in Nederland. De Levende Natuur 33 p.311-318.
Stam, S.M.E. & A. Barendregt, 1992a. Ecologisch onderzoek aquatische vegetatie lokatie Langerak-oost. Rapport Interfacultaire Vakgroep Milieukunde, R.U. Utrecht.
Stam, S.M.E. & A. Barendregt, 1992b. Ecologisch onderzoek aquatische vegetatie lokatie Lexmond. Rapport Interfacultaire Vakgroep Milieukunde, R.U. Utrecht.
Strien, A.J. van, 1991. Maintenance of plant species diversity on dairy farms. Proefschrift R.U. Leiden.
Weeda, E.J., 1990. Over de plantengeografie van Nederland. In: Meijden, van der, R., m.m.v.

Weeda, E.J., Holverda, W.J., Hovenkamp, P.H.: Heukels' Flora van Nederland. Groningen.

Wirdum, G. van, 1979. Dynamic aspects of trophic gradients in a mire complex. Committee for hydrological research T.N.O.: Proceedings and informations No.25: The relation between water quantity and water quality in studies of surface waters. p.66-82.

Wirdum, G. van, 1979. Ecoterminologie en grondwaterregime. W.L.O.-mededelingen 6:3 p.19-24.

Wirdum, G. van, 1991. Vegetation and hydrology of floating rich-fens. Proefschrift, U.v. Amsterdam. Datawyse, Maastricht .

Documentatie

Beekdalen aan de monitor: indicatorsoorten als signaal voor veranderingen in milieukwaliteit en waterhuishouding

C.J.S. Aggenbach[1] & U. Vegter[2]

[1] KIWA N.V. Onderzoek en Advies, Nieuwegein
[2] IWACO regionale vestiging Groningen, Groningen

Samenvatting

Dit artikel bespreekt aan de hand van twee voorbeelden de toepassing van indicatiewaarden van plantesoorten voor standplaatscondities en hydrologische processen in de bewaking van milieukwaliteit van natuurgebieden in beekdalen: een bronnenbosvegetatie in het Merkelbeekdal (Zuid-Limburg) en moeras- en hooilandvegetaties in de Zwarte Beek-vallei (Belgische Kempen). Recente vegetatiegegevens zijn vergeleken met die van de jaren tachtig. Per gebied wordt eerst de samenhang tussen vegetatie en hydrologie in de uitgangssituatie besproken. Een bespreking van de recente ontwikkelingen in de vegetatie en waterhuishouding leidt tot vragen, onder andere over het beheer. Vervolgens zijn veranderingen in soortensamenstelling via regionaal geldige indicatiewaarden van soorten geïnterpreteerd naar veranderingen in standplaatscondities en hydrologische processen. Hierna worden de gestelde vragen beantwoord en bediscussieerd. Uit onze voorbeelden blijkt dat toepassing van regionaal geldige indicatorsoorten antwoord geeft op (beheers)vragen en tegelijkertijd niet-verwachte ontwikkelingen zichtbaar maakt. De resultaten van monitoring via indicatorsoorten zijn dan ook sturend voor oplossingsgericht onderzoek en voor het opzetten van op uitvoering gerichte projecten in water- en/of natuurbeheer. Voor de toepassing van indicatiewaarden van soorten voor hydrologische processen als kwel en infiltratie is hydro-ecologische systeemanalyse van het gebied een vereiste.

1. INLEIDING

KIWA N.V. voert sinds 1988 onderzoek uit aan indicatiewaarden van plantesoorten in (half)natuurlijke vegetaties. Doel van dit onderzoeksproject is voor de verschillende landschapstypen in Nederland soorten te selecteren, die binnen een regio duidelijke indicatiewaarden hebben voor standplaatseigenschappen van de vegetatie en hydrologische processen op landschapsschaal. Een van de belangrijke toepassingen van regionaal geldige indicatorsoorten bestaat uit monitoring van de milieukwaliteit in natuurgebieden (zie De Hullu et al., 1993 in deze mededeling). Daarom nemen de directies Staatsbosbeheer en Natuur, Bos, Landschap en Fauna van het ministerie van Landbouw, Natuurbeheer & Visserij via het indicatorenproject deel aan het VEWIN-onderzoekprogramma.

Het belang van monitoring van de vegetatie in beekdalen is groot. Wegens de sterke samenhang van beekdalvegetaties met hydrologische processen (Grootjans, 1985; Everts & De Vries, 1991) leiden ontwatering, grondwaterwinning en vervuiling van de infiltratiegebieden tot achteruitgang van natuurwaarden in de beekdalen. Het is daarom belangrijk de waterhuishouding en veranderingen daarin nauwlettend in de gaten te houden. Monitoring van de vegetatie gekoppeld aan interpretatie van standplaatsomstandigheden en hydrologische processen is hiervoor een efficiënt hulpmiddel. Veranderingen worden opgespoord en vragen van beheerders worden beantwoord of aangescherpt.

Voor de beekdalen is de studie *"Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring van grond-water-afhankelijke beekdalvegetaties"* uitgevoerd (Jalink & Jansen, 1989). Hierin zijn voor de beekdallandschappen per regio indicatiewaarden van plantesoorten voor de standplaatsomstandigheden

voedsel- rijkdom, zuurgraad/ basenrijkdom en grondwaterstand op een rij gezet. Tevens is beschreven hoe deze standplaatseisen van soorten door hydrologische processen zoals kwel, infiltratie en overstroming in stand worden gehouden. De indicatiewaarden zijn alleen geldig binnen een regio die qua fysisch-geografische gesteldheid homogeen is en die gekenmerkt wordt door een specifieke flora. Voor het Zuid-Limburgs[3], Kempens, Gelders en Subcentreuropees floradistrict zijn zulke indicatoren beschreven. Voor elk van deze floradistricten zijn de indicatiewaarden van soorten per plantengemeenschap vastgesteld. Zo kan men bijvoorbeeld in het rapport van Jalink en Jansen opzoeken welke soorten in het Blauwgrasland van het Gelders district indicatief zijn voor verzuring en hoe dit samenhangt met een afname van invloed van basenrijk grondwater uit regionale grondwatersystemen. Dit artikel gaat over de concrete toepassing van indicatorsoorten in de monitoring van beekdalvegetaties. Dit laten we zien aan de hand van twee voorbeelden.

Als eerste voorbeeld geven we de *Merkelbeek*, een beekdal in het Zuid-Limburgs floradistrict. Dit beekdal wordt gevoed door calcium- en bicarbonaatrijk grondwater. Als tweede voorbeeld behandelen we de vallei van *de Zwarte Beek*, een beekdal in het Belgische deel van de Kempen, dat gevoed wordt door matig calcium- en bicarbonaatrijk grondwater. Deze laatste regio sluit wat betreft fysische gesteldheid en flora aan bij het Kempens floradistrict in Nederland.

Per beekdal worden hydro-ecologische eigenschappen, relevante ontwikkelingen in het gebied, gebruik van indicatorsoorten en de interpretatie naar (hydrologische) processen op landschapsschaal beschreven. Vervolgens wordt besloten met een evaluatie van het beheer, die uitmondt in aanbevelingen. Het artikel besluit met conclusies over de toegepaste methode van monitoring. Dit artikel gaat niet in op theoretische achtergronden van en de wijze waarop regionaal geldige indicatiewaarden tot stand komen. Jalink (1993 in deze mededeling) gaat in op deze theoretisch aspecten en Jalink (1991) op de totstandkoming van zulke indicatiewaarden.

2. WERKWIJZE VAN DE MONITORING

Van beide beekdalgebieden is in de jaren tachtig een kartering van de vegetatie en van indicatieve plantesoorten uitgevoerd. Deze karteringen waren gekoppeld aan hydrologisch onderzoek om relaties te kunnen leggen tussen de hydrologie en verspreidingspatronen in de vegetatie. Recent is gestart met nieuw vegetatie-onderzoek. Voor de monitoring zijn de gebieden opgesplitst in delen met dezelfde standplaatscondities en hetzelfde vegetatietype. In elk van deze delen vindt tevens één bepaald hydrologisch proces plaats. Wegens de grote ruimtelijke variatie in het Merkelbeekdal, is hier gewerkt met karakteristieke complexen van standplaatsfactoren en vegetatietypen. Voor elk van de deelgebieden is gekeken of en hoe het voorkomen van indicatorsoorten is veranderd.

Vervolgens zijn de opgetreden veranderingen in soortensamenstelling via indicatiewaarden van de soorten geïnterpreteerd naar veranderingen in standplaatscondities. Per deelgebied is getoetst of de veranderingen in standplaatscondities in eenzelfde richting wijzen. Als dat het geval is, dan is vastgesteld dat zo'n standplaats aan een gerichte verandering onderhevig is. Veranderingen in de standplaats zijn via indicatiewaarden van desbetreffende soorten voor hydrologische processen geïnterpreteerd naar veranderingen in de hydrologie. Het intermezzo *Standplaatscondities* beschrijft de hier gehanteerde begrippen voor voedselrijkdom, zuurgraad en grondwaterstand.

Zoals reeds is vermeld, zijn de regionaal geldige indicatorsoorten gebruikt, die beschreven zijn door Jalink en Jansen (1989). Voor het dal van de Zwarte Beek was het echter noodzakelijk de regionaal geldige indicatiewaarden van de soorten Wateraardbei en Zompzegge voor kwel en infiltratie aan te passen. Dit is gedaan op basis van een lokale analyse van indicatorsoorten in dit beekdal (Aggenbach et al., 1990). De hydrochemie en hydrologie van de Zwarte Beekvallei leiden bij deze soorten tot andere indicatiewaarden voor kwel en infiltratie dan die voor de Kempische beekdalen van het Merkske en de Dommel (Jalink & Jansen, 1989).

3 Voorheen bestond dit floradistrict uit het Krijt- en het Löss-district (Van der Meijden, 1990)

Intermezzo: standplaatscondities

Indicaties voor standplaatsfactoren worden vaak omschreven in kwalitatieve termen. Jalink en Jansen (1989) hebben deze voor pH en vochtigheid gekwalificeerd. We geven tevens toelichting op de begrippen die betrekking hebben op de mate van voedselrijkdom.

Voedselrijkdom
Eutroof betekent voedselrijk. In een voedselrijk milieu zijn voor planten veel voedingsstoffen beschikbaar. *Mesotroof* betekent matig voedselrijk, dus tussen voedselrijk en voedselarm in. De meest voedselarme omstandigheden worden met het begrip *oligotroof* aangeduid. *Eutrofiëring* is verrijking met voedingsstoffen. In volgorde van toenemende voedselrijkdom worden als kwalificaties voor standplaatsen gebruikt:
- *oligotroof*
- *mesotroof*
- *zwak eutroof*
- *matig eutroof*
- *eutroof*

Zuurgraad
Voor kwalificaties van de zuurgraad zijn de volgende begrippen gebruikt:

- *basisch*	pH > 7.5
- *neutraal*	6.5 < pH < 7.5
- *zwak zuur*	5.5 < pH < 6.5
- *matig zuur*	4.5 < pH < 5.5
- *zuur*	pH < 4.5

Vochtigheid
Vochtigheidsklassen zijn onderscheiden op basis van waterstanden, die gedurende een groot deel het jaar voorkomen. Tevens is een globale aanduiding gegeven voor de mate van schommeling van de grondwaterstand. De volgende klassen zijn onderscheiden:

zeer nat	grondwaterstand permanent aan of op het maaiveld;
nat	grondwaterstand minder dan 20 cm beneden het maaiveld;
matig nat	grondwaterstand overwegend tussen 20 en 40 cm beneden het maaiveld; matige schommelingen en gedurende korte periode standen tot aan het maaiveld
vochtig	grondwaterstand overwegend tussen 40 en 60 cm beneden het maaiveld; relatief sterke schommelingen en gedurende korte periode standen tot aan het maaiveld
iets vochtig	grondwaterstand overwegend tussen 60 en 80 cm beneden het maaiveld; standen tot aan het maaiveld worden nauwelijks meer bereikt;
droog/ zeer droog	grondwaterstand overwegend lager dan 80 beneden het maaiveld; sterke schommelingen en standen aan het maaiveld worden niet meer bereikt; overwegend hangwater profiel.

3. MONITORING VAN HET BRONNENBOS DE BOVENSTE HOF IN HET MERKELBEEKDAL

3.1 Hydro-ecologische gebiedsbeschrijving: de uitgangssituatie in de jaren tachtig

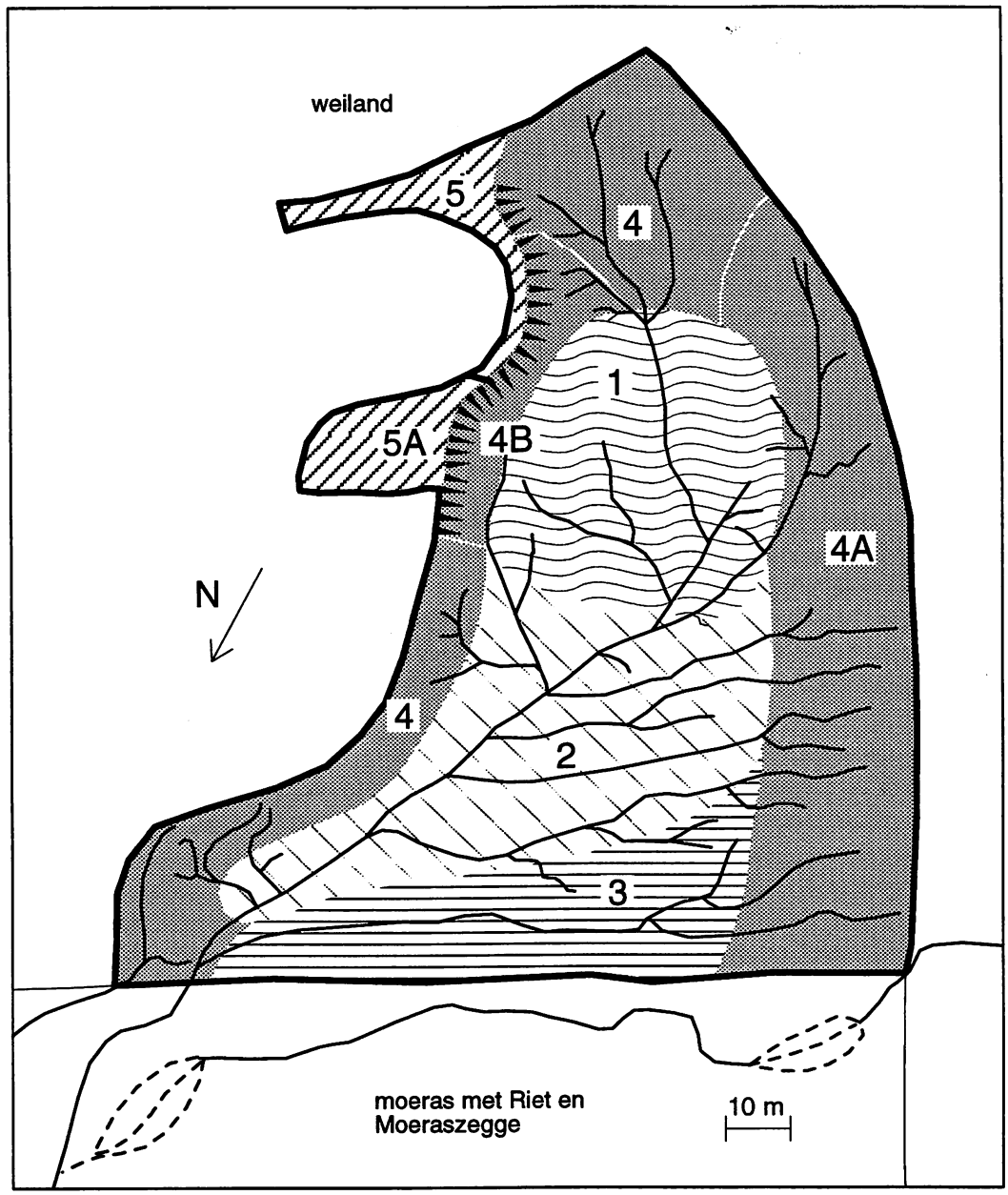
In de bovenloop van het Merkelbeekdal (Zuid-Limburg) ligt het bronnenbos *de Bovenste Hof.* Het omringende landschap is heuvelachtig en bedekt met löss. De Bovenste Hof is een natte, komvormige laagte met veen, waarin veel beekjes ontspringen (figuur 1). In deze laagte komen gemeenschappen van het Elzen-Vogelkers-verbond voor en op de omringende hellingen met löss zijn nog restanten van het Eiken-Haagbeukenbos aanwezig. Het bos is omringd door weilanden. Op basis van hydro-ecologisch onderzoek in de jaren tachtig zijn de hieronder beschreven inzichten naar voren gekomen (Aggenbach & Jansen, 1989 en 1990).

Binnen de natte laagte leiden verschillen in waterstand tot variatie in de bosvegetatie van het Elzen-Vogelkers-verbond (zie figuur 1 en tabel 1). Het Vogelkers-Essenbos neemt vochtige tot matig natte standplaatsen in en het Elzenbronnetjesbos natte tot zeer natte standplaatsen met kwel. In de zeer natte kern komt dan ook hoofdzakelijk Elzenbronnetjesbos voor (deelgebied 1). In de deelgebieden 2, 3 en 4 wisselen natte laagten met Elzenbronnetjesbos en licht verdroogde veenkoppen met Vogelkers-Essenbos elkaar af. Deze twee bosgemeenschappen vormen daar een fijnschalig mozaïek. De Gele dovenetel, Bosklaverzuring, Bosanemoon, Gevlekte aronskelk en Speenkruid mijden de meest natte plekken en groeien alleen op de drogere veenkoppen.
Naast de genoemde verschillen in waterstand, variëren het calcium- en bicarbonaatgehalte van het toestromende grondwater. Grondwater dat verticaal uit het 1e watervoerende pakket toestroomt is relatief calciumarm en kwelt op in het centrale deel (deelge-

Deel-gebied	Geomorfologie, hydrologie en bodem	Vegetatietypen	Soorten
1	zeer nat, laag deel met veel kwel van relatief calciumarm grondwater (F1CaHCO3) uit diep pakket, natte veenbulten met kwel	relatief calciumarme variant Elzenbronnetjesbos	geen eigen differentiërende soorten
2	zeer nat, laag deel met kwel van relatief calciumarm grondwater (F0/1CaCHO3) uit diep pakket, licht verdroogde veenbulten	zure variant Elzenbronnetjesbos in laagten en Vogelkers-Essenbos op veenbulten	Gele dovenetel, Bosklaverzuring, Veelbloemige salomonszegel, Moeraszegge, Boswederik, Eenbes
3	nat, laag deel met kwel van relatief calciumarm tot calciumrijk grondwater (F1/2CaCO3) met verdroogde veenbulten	Elzenbronnetjesbos in laagten en Vogelkers-Essenbos op veenbulten	Gele dovenetel, Speenkruid, Bosanemoon, Slanke sleutelboem, Grootbloemmuur, Moeraszegge, Reuzenpaardestaart, Muskuskruid
4, 4A, 4B	nat, hellend deel met kwel van vervuild, zeer calciumrijk grondwater (F2/3CaCO3) uit ondiep lokaal systeem, met verdroogde veenbulten	calciumrijke variant Elzenbronnetjesbos en Vogelkers-Essenbos op veenbulten	Gele dovenetel, Speenkruid, Bosanamoon, Slanke sleutelbloem, Gevlekte aronskelk, Moeraszegge, Verspreidbladig goudveil, Muskuskruid
5	droge helling met löss	fragmentair ontwikkeld Eiken-Haagbeukenbos	Gele dovenetel, Speenkruid, Bosanamoon, Gevlekte Aronskelk, Grootbloemmuur, Muskuskruid

Tabel 1: Kenmerken van deelgebieden in het bronnenbos de Bovenste Hof in de jaren tachtig. Alleen soorten die de deelgebieden ten opzichte van elkaar onderscheiden zijn vermeld. Figuur 1 toont de ligging van de deelgebieden.

bieden 1 en 2). Deze deelgebieden zijn getypeerd door een relatief zure variant van het Elzenbronnetjesbos met Eenbes en Boswederik. Horizontaal toestromend water uit een lokaal grondwatersysteem zorgt voor aanvoer van vervuild, zeer calcium- en bicarbonaatrijk grondwater. Dit water infiltreert op de



Figuur 1: Ligging van de onderscheiden deelgebieden in het bronnenbos de Bovenste Hof. Tabel 1 geeft per de deelgebied kenmerken over de vegetatie, soortensamenstelling en hydrologie.

bovenstrooms gelegen droogdalen en het plateau. In de randzone (deelgebied 4), waar dit zeer calciumrijke grondwater uittreedt, komt een basenrijke variant van het Elzenbronnetjesbos voor die gekenmerkt is door Verspreidbladig goudveil. In tegenstelling tot veel Nederlandse beekdalen (Grootjans, 1985; Everts & De Vries, 1991; Jalink & Jansen, 1989) zorgt het lokale systeem dus voor toevoer van het meest calciumrijke grondwater.

3.2 Ontwikkelingen in de jaren tachtig en negentig

Allereerst hebben zich een aantal ontwikkelingen voorgedaan die van invloed zijn op de hydrologie. In 1986 is langs de westzijde van het bos een greppel gegraven, die een deel van het ondiep toestromende grondwater afvangt. In 1990 is aan de westzijde een provinciale weg aangelegd, die diep in de plateaurand is ingegraven. Hierdoor is het pakket met het schijn-

grondwater van het lokale systeem onderbroken. Deze ingreep heeft het intrekgebied van het lokale systeem verkleind. Beide ingrepen hebben waarschijnlijk geleid tot een verminderde toevoer van zeer calciumrijk grondwater naar de westelijke randzone (figuur 1, deelgebied 4A).
In 1989 zorgden bosbouwaktiviteiten voor het vernielen van ± 25 % van het areaal bos en voor bodembeschadiging aan de westzijde (deelgebied 4A). Momenteel treedt hier weer opslag van struiken, Zwarte els en Es op. Door deze kaalslag kregen stormen meer vat op de bomen in de natte kern die een slappe veenbodem heeft (deelgebied 1). Dit had veel windworp tot gevolg. Na de kaalslag en windworp is een zorgwekkende verruiging door manshoge Braam en een toename van struiken geconstateerd. In vergelijking met de jaren tachtig maakt het bos nu een veel dichtere indruk; een wandeling door het centrale deel is niet meer mogelijk.

3.3 Vragen voor monitoring

Wegens de hiervoor beschreven ontwikkelingen wordt gevreesd voor een achteruitgang van de waardevolle bronbosvegetatie. Daarbij komen vragen naar boven als: *"Is de vegetatie achteruit gegaan ?"*, *"Is er sprake van eutrofiëring ?"*, *"Treedt verdroging op in de westelijke randzone ?"* en *"Verandert de chemische samenstelling van het grondwater in de westelijke randzone ?"*. Er bestaat duidelijk behoefte aan feitenmateriaal. Op basis daarvan kunnen gestelde vragen worden beantwoord.

3.4 Beschikbare gegevens en verwerking

De eerste vegetatiegegevens stammen uit 1980 en bestaan uit vegetatie-opnamen (ACJN-afdeling Brunssum, 1983). Deze zijn in 1983 en 1984 aangevuld met andere opnamen en in 1986 met een gebiedsdekkende kartering van aandachtssoorten (Aggenbach & Jansen, 1989). In 1993 zijn 20 nieuwe opnamen gemaakt (gegevens auteurs), die gedeeltelijk liggen op de lokaties van de opnamen uit de jaren tachtig. Deze gegevens maken een vergelijking van de vegetatie in de periode 1980-86 en die van het jaar 1993 mogelijk. Gezien de aard van de gegevens zijn alleen betrouwbare uitspraken te doen over het verschijnen en toenemen van soorten. Veranderingen zijn vastgesteld op drie manieren: vergelijking van oude en recente opnamen op dezelfde lokaties; vergelijking van oude en recente opnamen uit gebieden met eenzelfde vegetatie en vergelijking van het voorkomen van soorten in de recente opnamen met het verspreidingspatroon van soorten uit 1986.
Een vergelijking van oude en nieuwe gegevens was mogelijk in de meest natte kern (deelgebied 1), de calciumrijke randzone (deelgebieden 4A en 4B) en de droge lösshelling (deelgebied 5A). Voor de verschillende deelgebieden zijn de indicatiewaarden toegepast, die geldig zijn voor de volgende vegetatietypen:
- Elzenbronnetjesbos (deelgebied 1, 4A en 4B);
- Vogelkers-Essenbos (deelgebied 4A);
- Eiken-Haagbeukenbos (deelgebied 5A).

3.5 Analyse en interpretatie van de veranderingen tussen 1980-86 en 1993

Tabel 2 geeft per deelgebied een overzicht van de toegenomen en verschenen soorten en de daaruit afgeleide indicatiewaarden voor veranderingen.
In de deelgebieden 1, 4A en 4B duidt de toename/vestiging van één of meerdere soorten van de groep met Braam, Grote brandnetel, Lijsterbes en Bitterzoet op eutrofiëring en/of verdroging. Op basis van deze veranderingen is niet op te maken of alleen eutrofiëring optreedt of verdroging én eutrofiëring tegelijk optreden. Als verdroging optreedt, vindt ook eutrofiëring plaats door een toename van de mineralisatie. De sterke en snelle toename van Braam sinds 1990 in de deelgebieden 1 en 4A (veldwaarnemingen) duidt op een plotselinge verandering in standplaatscondities. De toename/vestiging van Eenbes, Muskuskruid, Gevlekte aronskelk, Bosanemoon, IJle zegge en Bosklaverzuring in de deelgebieden 1 en 4B wijst op lichte verdroging van het Elzenbronnetjesbos. Deze soorten kunnen zich niet vestigen op zeer natte standplaatsen. In de oostelijke calciumrijke randzone (deelgebied 4B) wijst de toename/vestiging van Lijsterbes, IJle zegge en Bosklaverzuring tevens op enige verzuring. In deelgebied 4A wijzen een aantal veranderingen op sterke eutrofiëring. De sterke toename van Moeraszegge op kwelplekken is hier opvallend. Dit duidt op eutrofiëring van zulke natte standplaatsen. Hier hebben zich tevens voor het Elzen-Vogelkers-verbond vreemde, soorten als Harig wilgeroosje en Grote lisdodde gevestigd, die op zeer voedselrijke omstandigheden wijzen. In dit deelgebied is ook Bitterzoet plaatselijk in hoge bedekkingen verschenen, hetgeen duidt op eutrofiëring onder

deelgebied en vegetatietype	veranderende soorten O = toegenomen ● = verschenen	indicatiewaarden	indicatiewaarden voor verandering
1: relatief calciumarme variant van het Elzenbronnetjes bos	Eenbes O Muskuskruid ● Gevlekte aronskelk ●	standplaats in de wat hogere en drogere delen van calciumrijke bronnen en op licht verdroogde bolle veenpakketten; zulke plekken zijn vaak iets zuurder en voedselrijker	toename en vestiging duiden vooral op verdroging
	Braam[1] O (zeer sterk en snel toegenomen sinds 1990)	standplaats in verdroogde voedselrijkere delen en verdroogde voedselrijke bronnen	toename duidt op eutrofiëring en/of verdroging
4B: calciumrijke variant van het Elzenbronnetjes bos	Grote brandnetel O, ●	standplaats in calciumrijke bronnen en oppervlakkig verdrogende en eutrofiërende delen; in zuurdere bronnen ontbreekt de soort	toename en vestiging duiden op eutrofiëring en/of verdroging onder basenrijke omstandigheden
	Eenbes ● Muskuskruid O Bosanemoon O	zie voor Eenbes en Muskuskruid bij 1; Bosanemoon komt voor in de drogere vleugel van het Elzen-Vogelkers-verbond; op natte kwelplekken in het Elzenbronnetjesbos ontbreekt Bosanamoon	toename en vestiging duiden op verdroging
	Lijsterbes ●	standplaats op verdroogde en als gevolg daarvan verzuurde en geëutrofiëerde bronnen	toename en vestiging duiden op verdroging, eutrofiëring en verzuring
	IJle zegge ● Bosklaverzuring O	standplaats op verdroogde en als gevolg daarvan verzuurde bronnen; Bosklaverzuring komt ook op relatief droge plekken voor	toename en vestiging duiden op verdroging en verzuring
	Aalbes O	standplaats op verdroogde veenkopjes; binnen het Elzen-Vogelkers-verbond komt de soort in de drogere typen met wisselvochtige omstandigheden voor en daarnaast in varianten van het Vogelkers-Essenbos met veel licht-inval	toename duidt op verdroging of meer lichtinval onder natte omstandigheden
4A: mozaïk van Elzenbronnetjes bos en Vogelkers-Essenbos	Braam[1] O (snel toegenomen sinds 1990)	standplaats binnen het Elzenbronnetjesbos op verdroogde, voedselrijkere delen en verdroogde voedselrijke bronnen; in het Vogelkers-Essenbos is de soort algemeen. maar duidt bij dominantie op eutrofiëring door aanvoer van nutriënten of mineralisatie als gevolg van schommelende waterstanden	toename duidt op eutrofiëring en/of verdroging
	Grote brandnetel O	standplaats binnen het Elzenbronnetjesbos in calciumrijke bronnen en oppervlakkig verdrogende en eutrofiërende delen; in zuurdere bronnen ontbreekt de soort; in het Vogelkers-Essenbos komt de soort frequent voor, maar duidt bij hoge bedekkingen op eutrofiëring	toename duidt op eutrofiëring en/of verdroging onder basenrijke omstandigheden
	Moeraszegge O (plaatselijk dominant geworden op kwelplekken)	standplaats binnen het Vogelkers-Essenbos is nat en staat onder invloed van calciumrijke grondwater; binnen het Elzenbronnetjesbos kan de soort in door mineralisatie geëutrofiëerde bronnen voorkomen	toename in bronnen duidt op eutrofiëring door mineralisatie
	Bitterzoet ● (plaatselijk in hoge bedekkingen)	in het Elzenbronnetjesbos komt de soort in iets verdroogde, calciumrijke en eutrofe bronnen voor	toename duidt op eutrofiëring en/of verdroging onder basenrijke omstandigheden
5A: fragmentair ontwikkeld Eiken-Haagbeukenbos	geen duidelijke veranderingen	-	geen verandering in standplaatscondities

Tabel 2: Veranderingen in de soortensamenstelling en de indicatiewaarden van soorten in deelgebieden van het bronnenbos de Bovenste Hof voor de periode 1980-86 en 1993. Indicatiewaarden en indicaties voor veranderingen zijn ontleend aan Jalink en Jansen (1989) en zijn alleen geldig binnen de vermelde plantengemeenschappen (eerste kolom) en in beekdalen van het Zuid-Limburgs district.

basenrijke omstandigheden. Op basis van de geconstateerde veranderingen in deelgebied 4A kan verdroging niet met zekerheid worden vastgesteld. In het droge deel met het Eiken-Haagbeukenbos (deelgebied 5A) zijn geen duidelijke veranderingen in soortensamenstelling waargenomen. Waarschijnlijk zijn de standplaatscondities hier niet veranderd. Samenvattend stellen we de volgende veranderingen in standplaatscondities vast:

- in deelgebied 1 eutrofiëring en lichte verdroging
- in deelgebied 4A sterke eutrofiëring en mogelijk verdroging
- in deelgebied 4B eutrofiëring, lichte verdroging en lichte verzuring
- in deelgebied 5A waarschijnlijk geen veranderingen

De vraag of in de westelijke randzone (deelgebied 4A) verdroging optreedt, kan niet worden beantwoord. De toename en het verschijnen van soorten kan zowel door verdroging als door eutrofiëring worden veroorzaakt. In hetzelfde gebied geven de verandering in soortensamenstelling geen aanwijzingen voor een mogelijke verandering van de chemische samenstelling van het grondwater. Een verminderde aanvoer van zeer kalkrijk grondwater uit het lokale systeem door aanleg van de greppel en de provinciale weg lijkt nog niet tot verzuring te hebben geleid.
Eutrofiëring is opgetreden in de deelgebieden 1, 4A en 4B. De geconstateerde eutrofiëring kan zowel door verdroging als door toename van lichtinval worden veroorzaakt. Verdroging zorgt voor toename van de mineralisatie in veenbodems, waar voorheen mineralisatie door een hoge grondwaterstand werd geremd. Door mineralisatie komen voedingsstoffen vrij. In de deelgebieden 1 en 4B, waar de verandering van de soortensamenstelling wijst op verdroging, zal verdroging dan ook een bijdrage hebben geleverd aan de eutrofiëring. Voor deelgebied 4A is onbekend of verdroging een bijdrage levert. De waargenomen eutrofiëring in de deelgebieden 1 en 4A wordt in ieder geval veroorzaakt door een toename van lichtinval, die een gevolg is van kaalslag en windworp. Meer lichtinval leidt tot betere opwarming en daarmee tot snellere mineralisatie van de verdroogde veenkoppen, waardoor voedingsstoffen vrij komen. De snelle toename van Braam sinds 1990 in de deelgebieden 1 en 4A maakt deze plotselinge interne eutrofiëring door toename van de lichtinval aannemelijk. In de calciumrijke randzone gaat de mineralisatie nog sneller vanwege de hoge calciumrijkdom van de bodem, waardoor hier sterke eutrofiëring optreedt. In deelgebied 4A eutrofiëren zelfs de natte kwelplekken, wat wordt aangeduid door de sterke toename van Moeraszegge.
De geconstateerde verdroging van de natte veenbulten in het centrale deel en in de oostelijke randzone is een onverwachte ontwikkeling. Verminderde toevoer van grondwater uit het lokale systeem aan de westzijde door aanleg van de greppel en provinciale weg kunnen deze verdroging niet verklaren. Deze delen worden namelijk respectievelijk uit een diep systeem en vanuit een lokaal systeem aan de oostzijde gevoed. Twee andere processen kunnen wel een verklaring vormen:

1 verlaging van de stijghoogte in het 1e watervoerende pakket;
2 kanalisatie van het benedenstroomse deel van de Merkelbeek; hierdoor kunnen de beekjes in het bos zich dieper insnijden, wat verdroging van de veenbulten tot gevolg heeft.

Welk van deze processen optreedt is onbekend.

De vraag of de vegetatie achteruit gaat, kan als volgt worden beantwoord. Er is nu nog geen achteruitgang in soortenrijkdom geconstateerd. De sterke verruiging met Braam en het verschijnen van soorten in het Elzenbronnetjesbos die wijzen op verdroging en eutrofiëring, moet echter worden beschouwd als een begin van degradatie van deze zeldzame bosgemeenschap. Indien verdroging en eutrofiëring blijven voortduren, leidt dit op de lange termijn tot ernstige achteruitgang van het Elzenbronnetjesbos.

3.6 Aanbevelingen

De kaalslag en daardoor veroorzaakte windworp heeft geleid tot eutrofiëring. Bronbossen als de Bovenste Hof die van basenrijke omstandigheden afhankelijk zijn en waarvan de bodem uit veen bestaat, zijn hiervoor zeer gevoelig. Een eventueel hakhoutbeheer in dit toekomstige natuurgebied is daarom ongewenst. Naast een eutrofiëringseffect zou dit ook de slappe veenbodem beschadigen. Het gebied is het meest gebaat bij rust. De geconstateerde verdrogingsverschijnselen nopen tot nader onderzoek en maatregelen. Of de stijghoogten in het 1e watervoerende pakket dalen, dient te worden getoetst via tijdreeksanalyse. Indien sprake is van een verlaging kan gezocht worden naar oorzaken. Of terugschrijdende erosie door de Merkelbeek verdroging veroor-

zaakt, is waarschijnlijk moeilijk toetsbaar wegens een gebrek aan historische gegevens. Onderzoek in andere kwelveensystemen heeft verdroging door terugschrijdende erosie echter aannemelijk gemaakt (Jalink & Jansen, 1989; Wołejko et al., in druk) en kan daarom niet worden uitgesloten. Bij een toekomstige herziening van de waterhuishouding kan de waterbeheerder negatieve effecten tegengaan door de bodem en het peil van de Merkelbeek te verhogen.

4. MONITORING VAN TWEE BEEKDALGEDEELTEN IN DE ZWARTE BEEK-VALLEI

4.1 Hydro-ecologische gebiedsbeschrijving: de uitgangssituatie in 1987

De Zwarte Beek (België) ontspringt aan de zuidkant van het Kempens plateau. De oorsprong en bovenloop zijn omgeven door uitgestrekte heidevelden. Op de grens van het Kempens plateau gaat de bovenloop over in de middenloop. Hier komen dikke pakketten laagveen voor. In het dal bestaat de vegetatie uit een afwisseling van moerassen, vochtige hooilanden, broekbossen en populierenaanplant. Hieronder wordt ingegaan op de hydro-ecologie van de middenloop (Aggenbach et al., 1990; Vegter & Aggenbach, 1991).

In de middenloop wordt de variatie in de vegetatie bepaald door verschillen in kwel- en infiltratie-intensiteit, grondwaterstanden en daarmee samenhangend de chemische samenstelling van het grondwater en de voedselrijkdom van de bodem. Het optreden van kwel of infiltratie hangt af van de positie in het beekdal (figuur 2 en tabel 3). De figuur toont twee representatieve transecten loodrecht op de lengte-as van het dal. In het brede gedeelte van de middenloop treedt kwel op in het noordelijke deel van het dal; dat is op de overgang van een dun naar een dik veenpakket (deelgebieden 7 en 8). Op deze overgang wordt het toestromende grondwater opgestuwd naar het maaiveld. In de zuidelijke helft van dit dalgedeelte (deelgebied 10) stagneert regenwater. Dit zorgt voor zure omstandigheden, waaraan een rompgemeenschap[4] van het Kleine zeggen-verbond is gebonden. In het smalle deel van de middenloop vallen de kwelgebieden meer samen met het voorkomen van het dikke veenpakket (deelgebied 1). In deze natte delen zorgt kwel voor toevoer van matig basenrijk grondwater uit een subregionaal systeem, waardoor mesotrofe, zwak zure omstandigheden voorkomen. Met deze omstandigheden gaan Snavelzegge-gemeenschappen samen. Naast diep grondwater stroomt in de natte delen ook plaatselijk relatief calciumrijk grondwater toe vanuit zeer kleine lokale systemen. Hiervan liggen de infiltratiegebieden in nabij gelegen, verdroogde veenkoppen. In het centrum van beide dalgedeelten ligt de gegraven Oude Beek. Deze 'beek' draineert de omliggende gronden sterk, waardoor verdroging, verzuring en eutrofiëring heeft plaatsgevonden (deelgebieden 3 en 9). Op zulke plekken zijn rompgemeenschappen van het Dotterbloemverbond (met Bosbies), soortenarme Gestreepte witbol-hooilanden en zuurminnende rompgemeenschappen van het Kleine zeggen-verbond aanwezig.

4.2 Ontwikkelingen

Door uitdieping van de Oude Beek in 1984 staat de beheerder, de BERO, voor een ernstig verdrogingsprobleem. De sterk drainerende werking van deze gegraven beek domineert de gehele waterhuishouding in de middenloop. De verdroging heeft snelle degradatie van waardevolle moerasvegetaties en natte hooilanden tot gevolg. Dit leidt tot het ontstaan van rompgemeenschappen met soorten die zijn gebonden aan drogere, eutrofe, zure omstandigheden en versnelt ongewenste struweelvorming.

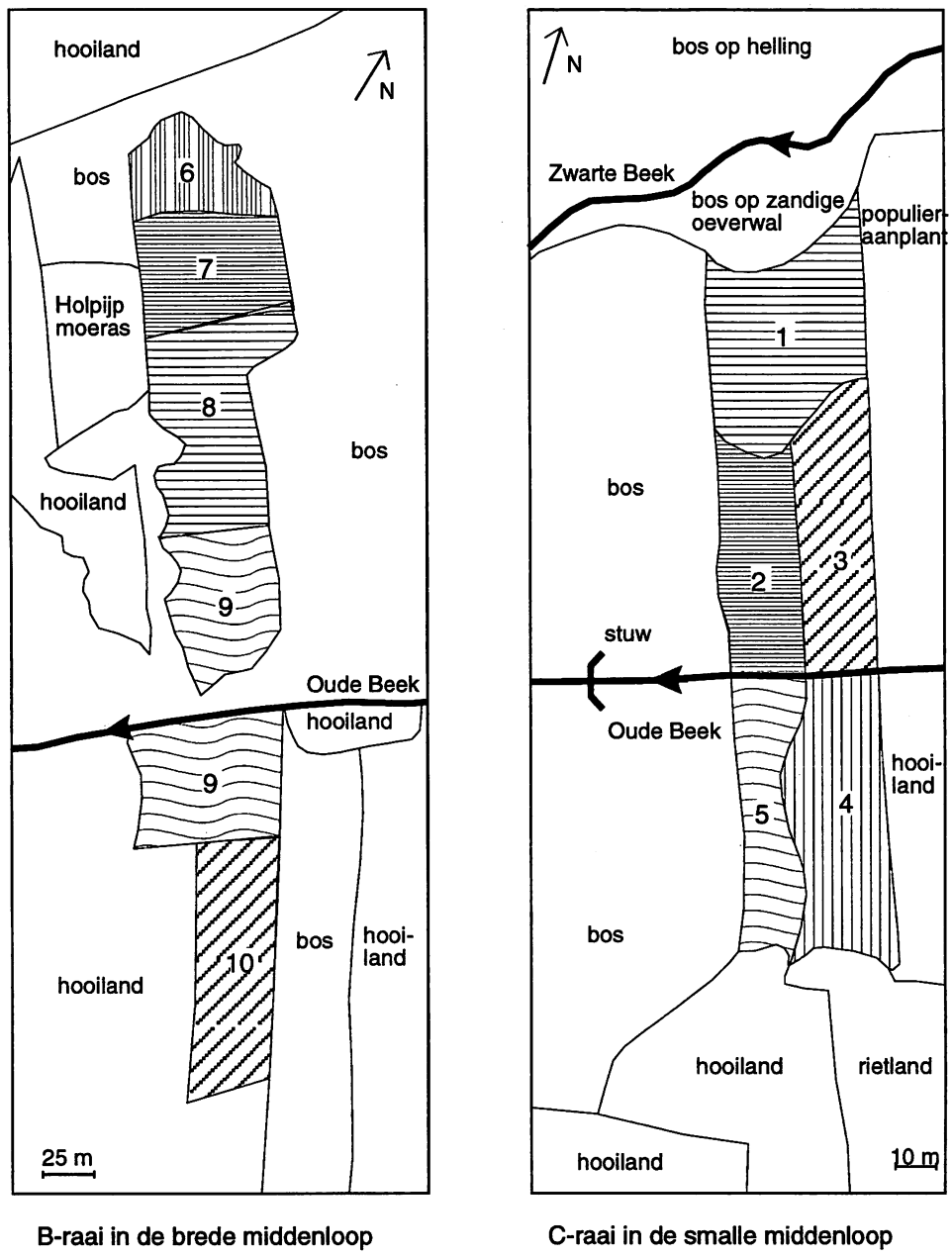
4.3 Vragen vanuit het beheer

Om verdroging terug te dringen is begonnen met opstuwing van de Oude Beek. Opstuwing kan naast de gewenste vernatting ook leiden tot ongewenste verzuring door stagnatie van regenwater (Jansen, 1991). De doelstellingen behoud en regeneratie van waardevolle Dotterbloemhooilanden en moerasvegetaties, die afhankelijk zijn van (matig) basenrijke condities, kunnen dus gefrustreerd worden. De vraag van de beheerder is dan ook: *"Leidt opstuwing van de Oude Beek tot verzuring ?"*. Daarvoor is in 1992 monitoronderzoek gestart.

[4] Het begrip *rompgemeenschap* is afkomstig uit de vegetatiekunde. Hiermee worden soortenarme vegetaties aangeduid, waarin kenmerkende soorten van een associatie ontbreken. Associaties zijn de basiseenheden van de vegetatiekunde, die gekenmerkt zijn door het voorkomen van één of meerdere soorten. Op een hoger nivo van de indeling van plantengemeenschappen (b.v. verbonden) zijn zulke soortenarme gemeenschappen wel in te delen. Men spreekt dan van *rompgemeenschappen.*

Deel-gebied	Geomorfologie, hydrologie en bodem	Vegetatietypen	Soorten
De B-raai in de brede middenloop			
6	dun veen (± 0.5 m), nat, zwak zuur, infiltratie	associatie van Zomp- en Sterzegge	weinig Holpijp
7	overgang dun naar dik veen, zeer nat, mesotroof, zwak zuur, kwel van basenrijk grondwater (F1CaHCO3) uit vooral subregionaal systeem	Snavelzegge-gemeenschap	Waterdrieblad, Wateraardbei, veel Holpijp
8	dik veen (± 2 m), zeer nat tot nat, mesotroof, matig tot zwak zuur, kwel van basenrijk grondwater (F1/2CaHCO3) uit subregionaal systeem en zeer kleine lokale systemen	Snavelzegge-gemeenschap	Waterdrieblad, Wateraardbei, weinig Holpijp
9	dik veen (± 2 m), matig nat tot vochtig, matig eutroof, matig zuur, infiltratie van calciumarm regenwater, dieper invloed basenrijk grondwater (F1CaHCO3)	verdroogde en verzuurde variant van het Witbolhooiland/ rompgemeenschap [Kleine zeggen-verbond]	
10	dun veen (< 1 m), matig nat, zwak eutroof, zuur, infiltratie van regenwater en/of toestroming van van zeerbasenarm grondwater (F*CaSO4) uit lokaal systeem	rompgemeenschap [Kleine zeggen-verbond]	Veenmos (Sphagnum fimbriatum), Draadrus
De C-raai in de smalle middenloop			
1	dik veen (± 2-3 m), zeer nat, mesotroof, zwak zuur, afwisselend kwel/ infiltratie, invloed diep matig basenrijk grondwater (F0CaHCO3), deels ook kwel uit zeer klein lokaal systeem (F1CaHCO3)	voornamelijk Snavelzegge-gemeenschap, deels Kleine zeggen-verbond	Snavelzegge, Zompzegge, relatief veel Holpijp, relatief veel Dotterbloem
2	dik veen (± 2-3 m), matig nat, matig eutroof, kwel/ infiltratie, invloed diep matig basenrijk grondwater (F0CaHCO3)	Bosbies-gemeenschap	veel Bosbies
3	dik veen (± 2-3 m), vochtig, eutroof, matig zuur, infiltratie, dieper nog invloed matig basenrijk grondwater (F0CaHCO3)	rompgemeenschap Bosbies [Dotterbloem-verbond]	veel Bosbies
4	overgang dik naar dun veen en dun veen, matig nat, matig eutroof, zwak zuur, kwel/infiltratie, dieper nog invloed matig basenrijk grondwater (F0CaHCO3), plaatselijk basenrijk grondwater (F1CaHCO3)	Bosbies-associatie	Bosbies, Tweerijige zegge

Tabel 3: Kenmerken van deelgebieden in de B- en C-raai in de Zwarte Beek-vallei in 1987. Figuur 2 toont de ligging van de deelgebieden.



Figuur 2: Ligging van de onderscheiden deelgebieden in twee delen in de Zwarte Beek-vallei. Raai B ligt in de brede middenloop en raai C in de smalle middenloop. Tabel 3 geeft per deelgebied kenmerken over de vegetatie, soortensamenstelling, standplaatseigenschappen en hydrologie.

4.4 Beschikbare gegevens en verwerking

In 1987 is een gebiedsdekkende kartering van de vegetatie en aandachtssoorten (schaal 1:2.500) uitgevoerd (Aggenbach et al., 1987 en 1990). Het in 1992 gestarte monitoronderzoek bestaat uit twee raaien van elk 10 permanente quadraten, waarin jaarlijks de vegetatie wordt opgenomen (gegevens auteurs). Eén ligt in de brede middenloop (B-raai) en één in de smalle middenloop (C-raai). Figuur 2 toont de deelgebieden; dit zijn gebieden met homogene standplaatscondities en vegetatie. Tabel 3 geeft een beschrijving daarvan per deelgebied. In de zomer van 1991 is de Oude Beek in het gebied rond de C-raai tot bijna aan het maaiveld opgestuwd. In het gebied rond de B-raai is dat nog niet gebeurd. Op basis van de beschikbare gegevens kan een vergelijking worden gemaakt tussen 1987 en 1992 en tussen 1992 en 1993. Over de eerste periode kan alleen het toenemen en verschijnen van soorten worden vastgesteld.

Voor de deelgebieden 1, 6, 7, 8, 9 en 10 zijn indicatiewaarden gebruikt, die geldig zijn voor de Zomp- en Sterzegge-associatie. Hoewel in de deelgebieden 1, 7 en 8 Snavelzegge-gemeenschappen voorkomen, zijn de indicatiewaarden van de Zomp- en Sterzegge-associatie hier toch van toepassing. In Nederland worden mesotrafente Snavelzegge-gemeenschappen namelijk opgevat als relatief natte varianten van de Zomp- en Sterzegge-associatie (zie Jalink & Jansen, 1989). Voor de deelgebieden 2, 3, 4 zijn indicatiewaarden toegepast, die geldig zijn voor de associatie van Waterkruiskruid en Trosdravik en de gemeenschap met Moesdistel en Adderwortel (beide behorende tot het Dotterbloem-verbond).

4.5 Analyse en interpretatie van de veranderingen tussen 1987 en 1992 en tussen 1992 en 1993

Tabel 4 geeft per deelgebied een overzicht van de veranderingen in de soortensamenstelling en de daaruit afgeleide indicatiewaarden.

De B-raai in de brede middenloop

Over de periode 1987-92 zijn in de meeste deelgebieden geen duidelijke veranderingen waargenomen. In deelgebied 9 duidt het verschijnen van Moerasviooltje in een reeds verzuurd hooiland op enige vernatting. In het van oudsher natte deelgebied 8 wijst de toename van Wateraardbei in de Snavelzegge-gemeenschappen op een stijging van de pH door een grotere invloed van kwel. Over de periode 1992-93 zijn in de deelgebieden 6 en 10 geen duidelijke veranderingen waargenomen. In de andere deelgebieden zijn over deze periode de volgende veranderingen in het voorkomen van indicatorsoorten opgemerkt. In deelgebied 7 wijzen de veranderingen zowel op verzuring als op het tegenovergestelde. Hier kan dus geen eenduidige verandering van de standplaats worden vastgesteld. In deelgebied 8 daarentegen wijzen alle veranderingen op een toename van de pH. Dit is een gevolg van een toename van de invloed van (matig) basenrijk grondwater. Weersinvloeden kunnen de achterliggende oorzaak van deze veranderingen zijn geweest. Door jaarlijkse variatie in neerslagoverschot zijn fluctuaties in soortensamenstelling zeker niet uitgesloten (Grootjans et al., 1991). De voeding van deelgebied 8 door zeer kleine lokale systemen zal een weersafhankelijke dynamiek vertonen. Een andere verklaring voor de geconstateerde veranderingen is een toename van kwel van matig basenrijk grondwater door verhoging van de drainagebasis van de Oude Beek. De diepte van deze sloot is de laatste jaren afgenomen door dichtslibbing (mondelinge mededeling W. Vanlook). Ondanks een aantal neerslagarme jaren kan dit proces ook de lichte vernatting verklaren voor het deel dat aan de beek grenst (deelgebied 9).

De C-raai in de smalle middenloop

In deelgebied 4 zijn geen duidelijke veranderingen geconstateerd. In de deelgebieden 1 en 2 wijst de verandering van soortensamenstelling over beide perioden op verzuring als gevolg van een toegenomen invloed van regenwater. Uit jaarlijkse veldbezoeken blijkt dat de sterke uitbreiding van zuurminnende Veenmossen in de Snavelzegge-gemeenschap (deelgebied 1) reeds voor de opstuwing van de Oude Beek is begonnen. In de verdroogde veenopduiking grenzend aan de Oude Beek (deelgebied 3) wijst het verschijnen van Dotterboem en Moerasviooltje in de periode 1987-92 op vernatting. De snelle achteruitgang van Grote brandnetel en de vestiging van Slangewortel langs de Oude Beek geven eveneens indicaties voor vernatting. De verschijning van Moerasviooltje in deelgebied 3 duidt naast vernatting ook op oppervlakkige verzuring.

In dit dalgedeelte speelt de vraag in hoeverre opstuwing van de Oude Beek verantwoordelijk is voor de geconstateerde verzuring. De verzuring in deelgebied 1 is al voor het opstuwen gestart. Hier is dus een andere factor van belang. De verzuring in de deelgebieden 2 en 3, die grenzen aan de Oude Beek, kan wel door een verminderde afvoer van regenwater zijn veroorzaakt. Deze verminderde afvoer kan een gevolg van de opstuwing zijn. In deelgebied 2 kan de verzuring echter ook al voor de opstuwing zijn begonnen, doordat onderhoud aan de greppels achterwege is gebleven. Dit zorgt ook voor stagnatie van regenwater. De verzamelde gegevens laten hier geen uitspraak toe over het tijdstip waarop verzuring in deelgebied 2 is begonnen en over de mogelijk verzurende gevolgen van opstuwing op de standplaats van de vegetatie. De oorzaak van verzuring kan hier niet worden vastgesteld.

De verzuring van de Snavelzegge-vegetaties (deelgebied 1) verdient nadere aandacht. Deze vegetaties staan dicht langs de oeverwal van de Zwarte Beek. De afgelopen 15 jaar is deze beek duidelijk dieper geworden (mondelinge mededeling W. Vanlook).

deelgebied en vegetatietype	veranderende soorten O = toegenomen ● = verschenen □ = afgenomen 1 = 1987→1992/93 2 = 1992→1993	indicatiewaarden	indicatiewaarden voor verandering
De B-raai in de brede middenloop			
6: Associatie van Zomp- en Sterzegge	geen soorten toegenomen of verschenen	-	-
7: Snavelzegge-gemeenschap	Gewone zegge O2 Kruipend struisgras □2	vochtige tot natte, matig eutrofe tot mesotrofe standplaatsen met stagnerend zuur water	afname duidt op kleinere invloed en toename op grotere invloed van zuur water
	Snavelzegge □2 Waterdrieblad O2	natte, mesotrofe, zwak zure tot neutrale standplaatsen met kwel van al dan niet basenrijk grondwater of met stratificatie van zuur locaal grond- of regenwater op basenrijk grondwater; in de Zwarte Beek-vallei komen deze soorten vaak voor bij kwel van (matig) basenrijk grondwater	afname duidt in op verzuring door afname kwel, toename op pH-toename door grotere invloed van kwel
8: Snavelzegge-gemeenschap	Wateraardbei ●1, O2 Zompzegge O2	natte mesotrofe standplaatsen; in beekdalen met toevoer van calciumrijk water komen deze soorten meestal voor op plekken met stagnatie van zuur water al dan niet op relatief basenrijk grondwater; in de Zwarte Beek, waar toevoer met lithoclien, maar relatief calciumarm water plaatsvindt, worden deze soorten juist in de tegen verzuring gebufferde kwelgebieden aangetroffen; in de door regenwater, verzuurde Kleine zeggen-gemeenschappen van de Zwarte Beek ontbreken deze soorten nagenoeg	toename duidt op een pH-toename door grotere invloed van kwel
	Gewone zegge □2 Kruipend struisgras □2	zie bij 7	afname duidt op een pH-toename door grotere invloed van kwel
	Snavelzegge O2 Waterdrieblad O2 Dotterbloem O2	zie bij 7; voor Dotterbloem geldt hetzelfde	toename duidt op een pH-toename door toename invloed van kwel
9: verdroogde verzuurde, variant van de Witbol-hooiland/ rompgemeen-schap [Kleine zeggen-verbond]	Moerasviooltje ●1	matig natte tot natte, zure tot matig zure standplaatsen met stagnerend regenwater of van lokaal grondwater	toename duidt op vernatting

Tabel 4: Veranderingen van de soortensamenstelling en indicatiewaarden van soorten in deelgebieden van de B- en C-raai in de vallei van de Zwarte Beek tussen 1987 en 1992/93 en tussen 1992 en 1993. Indicatiewaarden en indicaties voor veranderingen zijn ontleend aan Jalink en Jansen (1989) en voor een aantal soorten op basis van een indicatorsoortenanalyse van het gebied zelf (Aggenbach et al., 1990). Ze zijn alleen geldig binnen de vermelde plantengemeenschappen (eerste kolom) en in beekdalen van het Kempens district.

10: rompgemeenschap [Kleine zeggenverbond]	geen duidelijke veranderingen;	-	geen veranderingen
De C-raai in de smalle middenloop			
1: Snavelzeggegemeenschap/ associatie van Zomp- en Sterzegge	Wateraardbei ●1 Zompzegge □2	zie bij 8	toename duidt op een pH-toename door grotere invloed van kwel; een afname duidt op grotere invloed van zuur regenwater
	Snavelzegge □2	zie bij 8	afname duidt op een pH-afname door grotere invloed van zuur regenwater
	Gewone zegge O2 Moerasviooltje ●1, O2 Veenpluis ●1, ●2 Veenmossen (Sphagnum fimbriatum en S. squarossum) O1, O2 (zeer sterk toegenomen)	matig natte tot natte standplaats met stagnatie van zuur regen- of van lokaal grondwater	toename en verschijnen duidt op verzuring door stagnatie van zuur regenwater of van lokaal grondwater
2: Bosbiesassociatie	Egelboterbloem ●1 Moerasviooltje ●2 Veenmos (Sphagnum fimbriatum) ●1, O2 Gewone zegge O2	matig natte tot natte standplaatsen met stagnatie van zuur tot matig zuur regenwater of van lokaal grondwater	toename en verschijnen duidt op verzuring door stagnatie van zuur regenwater of van lokaal grondwater
3: rompgemeenschap met Bosbies [Dotterbloemverbond]	Dotterbloem ●1	eutrofe, matig natte tot natte standplaatsen met kwel van calciumrijk grondwater	toename duidt met name op vernatting
	Moerasviooltje ●1	zie bij 2	toename en verschijnen duiden op verzuring door stagnatie van zuur regenwater of van lokaal grondwater; toename of verschijnen in verzuurde rompgemeenschappen kan ook op vernatting duiden
4: Bosbiesassociatie	geen duidelijke veranderingen	-	?

Vervolg tabel 4

Deze beek draineert de standplaats van deze vegetaties momenteel sterker, waardoor de invloed van regenwater toeneemt. De grotere drainage door de beek is een gevolg van terugschrijdende erosie die mogelijk is geworden door mijnverzakkingen en uitdieping van de beek in de benedenloop.

4.6 Aanbevelingen

Op dit moment bestaat nog geen zekerheid over de mogelijke bijdrage van opstuwing aan verzuring, voor zover deze al optreedt. De verzuring in vernatte delen heeft nog geen zorgwekkende vormen aangenomen. Er is daarom geen reden de huidige vernat-

tingsmaatregelen en -plannen bij te stellen. De beheerder doet er echter goed via monitoring een vinger aan de pols te houden. Pas op basis van veranderingen in de vegetatie op de langere termijn kan beoordeeld worden of wijziging van het waterbeheer noodzakelijk is. In de brede middenloop leidt de reeds opgetreden lichte vernatting tot een verhoging van de pH. Dit is hoopgevend. Als ook in dit dalgedeelte de Oude Beek wordt opgestuwd, zijn hier goede perspectieven aanwezig voor realisatie van de beheersdoelstelling, "uitbreiding en ontwikkeling van moerasvegetaties van mesotrofe, zwak zure standplaatsen". De invloed van de Zwarte Beek op de verzuring van deelgebied 1 vraagt nadere aandacht. De sterk terugschrijdende erosie, vormt de bottle-neck voor het herstel van Snavelzegge-moerassen en Dotterbloem-hooilanden. Bovendien is het gevaar groot dat op de lange termijn door nog diepere insnijding ernstige verdroging gaat optreden. Gericht, hydrologisch en geomorfologisch onderzoek naar de mogelijkheden om terugschrijdende erosie van de Zwarte Beek tegen te gaan, is dus dringend gewenst. Dit onderzoek moet uitmonden in voorstellen voor maatregelen in het waterbeheer. Een mogelijke maatregel is aanleg van drempels in de beekbodem. Daar-naast dient het schonen van de beek achterwege blijven. De weerstand van de beekbedding voor stroming neemt dan op een natuurlijke wijze toe, waardoor het erosieve vermogen afneemt. Het advies aan de beheerder luidt daarom: doorgaan met opstuwing, de effecten nauwgezet volgen via monitoring en snel actie ondernemen met betrekking tot de Zwarte Beek.

5. SLOTBESCHOUWING

De twee voorbeelden van monitoring via indicatorsoorten maken duidelijk dat dit soort onderzoek antwoord op nijpende (beheers)vragen geeft, tegelijkertijd onverwachte ontwikkelingen zichtbaar maakt en aanbevelingen voor het huidige en toekomstige beheer oplevert. In het Merkelbeekdal zijn inderdaad aanwijzingen voor eutrofiëring gevonden, die voor een deel samenhangen met kaalslag en windworp. Dit inzicht leidt tot de aanbeveling hier in de toekomst geen hakhoutbeheer te gaan voeren. Tegelijkertijd zijn aanwijzingen voor eutrofiëring en verdroging aangetroffen in terreingedeelten waar dit niet verwacht werd. In een dalgedeelte van de Zwarte Beekvallei zijn aanwijzingen gevonden voor de van tevoren verwachte verzuring. Naast opstuwing spelen nog andere factoren een rol in de geconstateerde verzuring. In een ander dalgedeelte wijzen de veranderingen in soortensamenstelling daarentegen meestal niet op verzuring, maar juist op het tegenovergestelde daarvan. Deze inzichten leiden tot de aanbeveling opstuwing voort te zetten en effecten via monitoring in de gaten te blijven houden.

De resultaten van de monitoring brengen nieuwe aandachtspunten voor het beheer naar voren, doordat onverwachte veranderingen worden gesignaleerd. Dit leidt tot vragen over de oorzaken van deze veranderingen en voor zover het ongewenste veranderingen betreft tot behoefte aan oplossingen. In het Merkelbeekdal moet de oorzaak van verdroging worden opgespoord en vervolgens met geschikte maatregelen worden betreden. In de Zwarte Beekvallei moet snel een oplossing worden gevonden voor maatregelen om terugschrijdende erosie van de Zwarte Beek te stoppen en daarmee verdere verzuring tegen te gaan. De resultaten van monitoring via indicatorsoorten zijn zo sturend voor oplossingsgericht onderzoek en voor de opzet van op uitvoering gerichte projecten in water- en/of natuurbeheer.

Bij monitoring via indicatorsoorten is één waarschuwing op zijn plaats. Met de toepassing van indicatiewaarden van soorten voor hydrologische processen als *kwel* en *infiltratie* moet voorzichtig worden omgesprongen. In deze studie zijn de indicatiewaarden van Zompzegge en Wateraardbei daarvan een voorbeeld. In de Zwarte Beek zijn deze soorten indicatief voor kwel van matig basenrijk grondwater, terwijl ze in het Merkske gebonden zijn aan stagnatie van basenarm regenwater of van lokaal grondwater op basenrijk grondwater. In het Merkelbeekdal is het een lokaal systeem dat zorgt voor aanvoer van het meest calciumrijke grondwater. In veel andere beekdalen gebeurt dat juist door bovenlokale systemen. Elk gebied heeft dus zijn geologische en hydrologische bijzonderheden. Indicatiewaarden voor hydrologische processen geven wel een eerste hypothese over de geohydrologie. Zo'n hypothese dient onderzocht te worden met lokaal hydro-ecologisch onderzoek. Kennis van regionaal geldige indicatiewaarden en hydro-ecologisch onderzoek vullen elkaar op deze wijze in wisselwerking aan. Dit leidt tot steeds grotere kennis over de relatie tussen vegetatie en waterhuishouding (zie ook De Hullu, 1993 in deze mededeling). Indicatiewaarden voor hydrologische processen kunnen dus beter niet worden toegepast voordat

hydro-ecologische kennis van een gebied is verworven. Dit betekent niet dat een beheerder zonder diepgaande hydro-ecologische kennis van zijn gebied niet kan monitoren. Met regionaal geldige indicatorsoorten is monitoring van de standplaatscondities altijd mogelijk. Zulke indicatiewaarden voor standplaatsfactoren blijken een goed beeld te geven van processen als verzuring, verdroging en eutrofiëring. Als een beheerder echter zicht wil krijgen op de hydrologische processen, die zijn of haar terrein beïnvloeden dan zijn een vegetatiekartering (zie Croese, 1993 in deze mededeling) en een hydro-ecologische systeemanalyse op lokale schaal (zie Aggenbach & Jansen, 1993 in deze mededeling) een eerste vereiste. Pas dan kan begonnen worden met de interpretatie van de verspreidingspatronen van indicatorsoorten en eventuele veranderingen daarin.

6. LITERATUUR

ACJN-afdeling Brunssum, 1993. De Bovenste Hof, een uniek natuurgebied bedreigd. Brunssum.

Aggenbach, C., S. Kolkman & U. Vegter, 1988. Verspreidingspatronen van plantesoorten in de Zwarte Beek-vallei. Laboratorium voor Plantenoecologie, R.U. Groningen, Groningen.

Aggenbach, C.J.S. & A.J.M. Jansen, 1989. Hydroecologisch onderzoek van de Bovenste Hof, een bronnetjesbos in de gemeente Brunssum. Laaglandbekenproject rapport nr. 16. Laboratorium voor plantenoecologie, R.U. Groningen/Algemeen Christelijke Jeugdbond voor Natuurstudie en Natuurbescherming, Zeist. SWO-91.244, KIWA N.V., Nieuwegein.

Aggenbach, C.J.S. & A.J.M. Jansen, 1991. Hydroecologie van een bronnetjesbos in Zuid-Limburg. De Levende Natuur 92:1 p. 12-18.

Aggenbach, C.J.S. & A.J.M. Jansen, 1991. Hydrologische en hydro-ecologische systeemanalyse op lokale schaal: een casestudie van Strooothuizen (Twente). In: A.J.M. Jansen (red.), Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling, enkele resultaten en toepassingen van hydro-ecologisch onderzoek. KIWA-mededeling nr. 122, KIWA N.V., Nieuwegein.

Aggenbach, C., S. Kolkman, U. Vegter & D. Bokeloh, m.m.v. A. Grootjans, A. Verlinden, D. van der Hoek, 1990. Hydro-ecologie van de Zwarte Beek Vallei. Een mesotroof veen in de Belgische Kempen. Laaglandbekenproject rapport nr. 21, Inst. voor Natuurbehoud Hasselt / L.U. Wageningen/R.U. Groningen, Groningen.

Croese, T.H.M., 1993. Vegetatiekarteringen als bron voor hydro-ecologisch onderzoek. In: A.J.M. Jansen (red.), Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling, enkele resultaten en toepassingen van hydro-ecologisch onderzoek. KIWA-mededeling nr. 122, KIWA N.V., Nieuwegein.

Everts, F.H. & N.P.J. Vries, 1991. De vegetatieontwikkeling van beekdalsystemen. Een landschapsoecologische analyse van enkele Drentse beekdalen. Dissertatie R.U. Groningen. Historische Uitgeverij Groningen, Groningen.

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

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

Hullu, de, P.C., R. van Leeuwen, E. Takman & J.J. Kleuver, 1993. Planning en monitoring bij Staatsbosbeheer. In: A.J.M. Jansen (red.), Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling, enkele resultaten en toepassingen van hydro-ecologisch onderzoek. KIWA-mededeling nr. 122, KIWA N.V., Nieuwegein.

Jalink, M.H., 1991. Onderzoek naar indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring. In: Maas, C. e.a., 1991: Waterwinning en verdroging. KIWA-mededeling nr. 115. p. 43-67, KIWA N.V., Nieuwegein.

Jalink, M.H., 1993. Mogelijkheden en beperkingen bij het gebruik van indicatorsoorten. In: A.J.M. Jansen (red.), Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling, enkele resultaten en toepassingen van hydro-ecologisch onderzoek. KIWA-mededeling nr. 122, KIWA N.V., Nieuwegein.

Jalink, M.H. & A.J.M. Jansen, 1989. Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring in grondwater-afhankelijke beekdalvegetaties. KIWA-rapport SWE-89.029, KIWA N.V., Nieuwegein.

Jansen, A.J.M., 1991. Effectgerichte maatregelen tegen verzuring van natte schraallanden. KIWA-rapport SWE 90.224, KIWA N.V., Nieuwegein

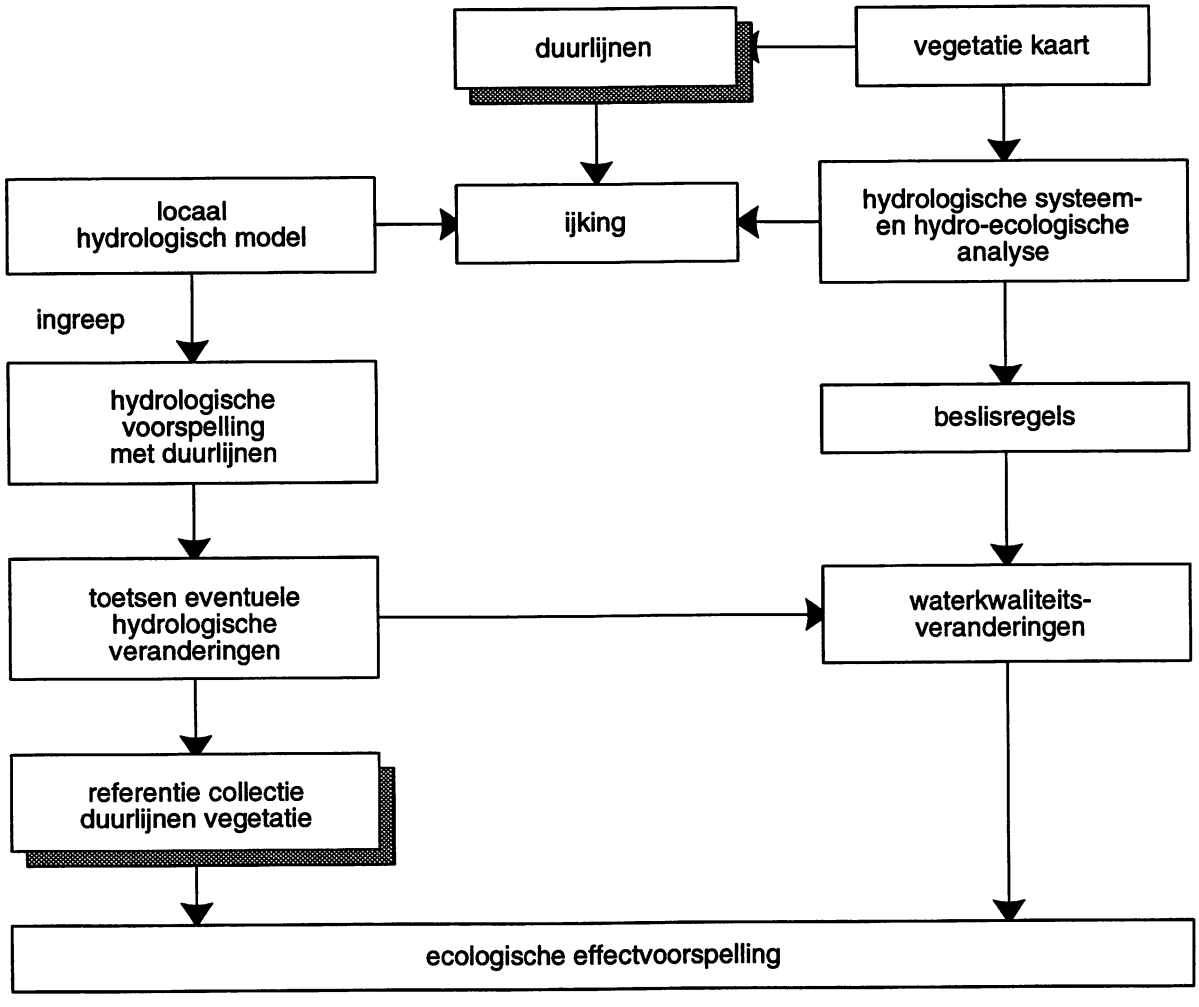
Meijden, van der, R., m.m.v. E.J. Weeda, W.J.

Holverda, P.H. Hovenkamp, 1990. Heukels' Flora van Nederland. Groningen.

Stuyfzand, P.J., 1986. Een nieuwe hydrochemische classificatie van watertypen, met Nederlandse voorbeelden van toepassing. H2O 19:23 p. 562-568.

Wołejko, L., C.J.S. Aggenbach, R. van Diggelen & A.P. Grootjans, in druk. Vegetation and hydrology in a spring mire complex in Western Pomerania (Poland). Proceedings of the Koninklijke Nederlandse Academie van Wetenschappen, Amsterdam.

Vegter, U. & C.J.S. Aggenbach, 1991. De hydro-ecologie van het dal van de Zwarte Beek (België). Stratiotes 1:2 p. 9-26.



BLOK 3: DUURLIJNEN

Documentatie

Overschrijdingsduurlijnen; een methode om het grondwaterregime van plantengemeenschappen te kwantificeren

M.W.A. de Haan

voorheen: KIWA N.V.
thans: Universiteit van Amsterdam

Samenvatting

Overschrijdingsduurlijnen geven aan hoe lang het grondwater een bepaalde stand overschrijdt. Voor plantengemeenschappen van natte standplaatsen blijkt een duidelijk verband te bestaan tussen de vorm en ligging van de duurlijn en de bijbehorende vegetatie. Een voordeel van het gebruik van duurlijnen is de overzichtelijke weergave, waardoor vergelijking van het grondwaterstandsverloop uit verschillende jaren en/of gebieden mogelijk is. Tevens komen karakteristieke eigenschappen van het grondwaterstandsverloop duidelijk in de duurlijnvorm naar voren.

Afhankelijk van de plaats in een hydrologisch systeem komen verschillende typen duurlijnen voor. Een convexe duurlijnvorm duidt in het algemeen op toestroming van grondwater, terwijl een concave duurlijn veelal voorkomt in gebieden met een neergaande grondwaterbeweging. Het duurlijnpatroon wordt daarnaast ook beïnvloed door bodemkundige en klimatologische factoren. Vorm en ligging van een duurlijn kunnen in een aantal parameters worden vastgelegd. Hierdoor kunnen duurlijnen worden toegepast in modelmatige berekeningen.

Karakterisering van het grondwaterregime van plantengemeenschappen is alleen mogelijk binnen een bodemkundig en klimatologisch homogeen gebied, omdat dan de beschikbaarheid van voedingsstoffen voor de vegetatie op vergelijkbare wijze wordt gereguleerd. Ook dienen plantengemeenschappen voldoende nauwkeurig te worden beschreven, daar nauw verwante vegetaties reeds een zeer uiteenlopend duurlijnpatroon kunnen vertonen. Door jaarlijkse verschillen in het weer en lokale verschillen in de bodemopbouw zal het duurlijnpatroon zowel in de tijd als in de ruimte enige variatie vertonen. Hierdoor kunnen karakteristieke duurlijnparameters uiteenlopende waarden aannemen. Om inzicht te krijgen in de variatie in duurlijnpatronen, kan mogelijk niet worden volstaan met alleen een beschrijving van het gemiddelde duurlijnverloop of van de boven- en ondergrens van een duurlijnbundel.

1. INLEIDING

Ongeveer eenderde van de Nederlandse flora en meer dan de helft van de aanwezige plantengemeenschappen is van grond- en oppervlaktewater afhankelijk. Een groot deel hiervan wordt in toenemende mate bedreigd door ontwatering, o.a. door grondwaterwinning. Het grondwater bepaalt niet alleen de beschikbaarheid van vocht voor planten, ook de voedingsstoffenbalans, de calcium- en zuurstofhuishouding en de temperatuur zijn afhankelijk van het verloop van de grondwaterstand (Niemann, 1973; Grootjans, 1985). Vanuit het oogpunt van natuurbescherming is derhalve een nauwkeurige beschrijving nodig van de relatie tussen grondwaterregime en vegetatie.

Een van de mogelijke effecten van grondwaterwinning is daling van de grondwaterstand. Het effect hiervan op de vegetatie wordt niet alleen bepaald door de gemiddelde verlaging, maar tevens door een verandering in het verloop van de grondwaterstand over het jaar. Reeds bij geringe dalingen van de grondwaterstand kan een verandering in het verloop van de grondwaterstand een effect hebben op de vegetatie (Tüxen, 1954). Om het grondwaterstands-

verloop van plantengemeenschappen te kunnen kwantificeren, wordt gebruik gemaakt van zogenaamde overschrijdingsduurlijnen. Dergelijke duurlijnen geven zeer nauwkeurige informatie over het grondwaterregime van natte standplaatsen. In dit artikel wordt nader ingegaan op de eigenschappen van duurlijnen en de toepassingsmogelijkheden ervan.

2. WAT GEEFT EEN DUURLIJN WEER?

2.1 Constructie

Een veelgebruikte methode om een beeld te verkrijgen van het grondwaterstandsverloop is een grafische voorstelling van de waterstand uitgezet tegen de tijd (datum) (zie figuur 1). Een dergelijke tijd-stijghoogtelijn geeft de grondwaterstand op een bepaald moment weer. Een duurlijn (zie figuur 1) is een cumulatieve bewerking van grondwaterstanden,

Figuur 1: Voorbeeld van een tijd-stijghoogtelijn (a) en de bijbehorende overschrijdingsduurlijn (b). Bron: Jansen (1981).

waarbij de duur wordt aangegeven waarmee de gemeten waterstanden worden overschreden (Jansen, 1981).

Duurlijnen worden geconstrueerd door grondwaterstanden over een bepaalde periode (meestal een jaar) van hoog naar laag grafisch uit te zetten. Hierdoor ontstaat een geleidelijk aflopende lijn, die in tegenstelling tot een tijd-stijghoogtelijn een overzichtelijk beeld geeft van de tijdsduur dat het grondwater in bepaalde bodemlagen verblijft. Deze tijdsduur is een sturende factor in het voorkomen van verschillende plantengemeenschappen. Als voorbeeld is in figuur 1 een tijdstijghoogtelijn en de hieruit geconstrueerde duurlijn weergegeven.

Het weergeven van het grondwaterstandsverloop in de vorm van duurlijnen heeft tevens als voordeel dat meerdere lijnen in een figuur kunnen worden afgebeeld, zonder dat de overzichtelijkheid verloren gaat. Hierdoor is het mogelijk het grondwaterstandsverloop uit verschillende perioden met elkaar te vergelijken en wordt een beeld verkregen van de variatie in grondwaterstanden over meerdere jaren. Ook kan door bundeling van duurlijnen het grondwaterregime van verschillende plaatsen met elkaar worden vergeleken.

Een nadeel van het gebruik van duurlijnen is, dat de volgorde van fluctuaties in de grondwaterstand niet langer zichtbaar is. Deze informatie kan van wezenlijk belang zijn voor de karakterisering van het grondwaterregime. Het effect op de vegetatie van één langdurige periode met diepe grondwaterstanden zal immers anders zijn dan dat van meerdere korte perioden met diepe standen (Jansen, 1981).

2.2 Typering van de standplaats

De grondvorm van een duurlijn is een sigmoïde (S-vormige) curve (Jansen, 1981). Een dergelijke vorm ontstaat bij een homogene, goed doorlatende bodem en een gemiddeld grondwaterstandsverloop. Afwijkingen in het duurlijnverloop kunnen bijvoorbeeld ontstaan doordat in de bodem slecht doorlatende lagen aanwezig zijn, waardoor stagnatie van grondwater optreedt. In de duurlijn wordt dit zichtbaar in de vorm van een plaatselijke opbolling. Ook de ligging in het hydrologisch systeem is van belang voor de vorm van de duurlijn. In figuur 2 is voor een aantal verschillende situaties het verloop van de grondwaterstand weergegeven.

In infiltratiesituaties treedt alleen extra toevoer van

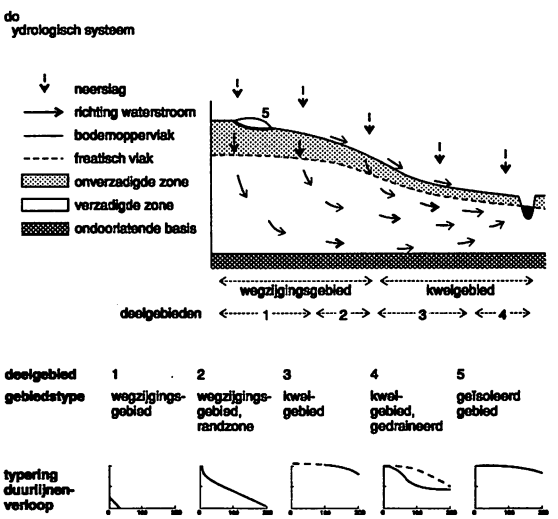
water naar het grondwater op door neerslag. Hierdoor zal alleen in perioden met een groot neerslagoverschot de grondwaterspiegel stijgen. Gedurende de rest van het jaar blijft het grondwater vrij constant op een lager niveau staan. De duurlijn wordt hierdoor concaaf (holvormig). Is er sprake van kwel, dan treedt gedurende een groot deel van het jaar extra toevoer van water op en zal de grondwaterspiegel pas dalen na een periode van langdurige droogte. Dit leidt tot een convexe (bolvormige) duurlijn.
In hoeverre het effect van de bodemopbouw en de hydrologie naar voren komt in de duurlijnvorm, hangt sterk af van de grootte en de verdeling van de neerslag. In natte jaren zal het grondwater langer hoog in het bodemprofiel blijven dan in drogere jaren, wat tot een meer convexe duurlijn leidt. Omdat het grondwaterregime in natte en droge jaren juist bepalend kan zijn voor het voorkomen van de aanwezige vegetatie, is het voor een juiste ecologische karakterisering nodig dat deze jaren ook in een duurlijnenbundel vertegenwoordigd zijn (Grootjans, 1985; Niemann, 1973). De hydrologische verschillen blijken scherper naar voren te komen in een duurlijn op basis van grondwaterstandsgegevens tijdens het groeiseizoen, dan in een duurlijn waarbij ook de wintermaanden zijn betrokken (Jansen, 1981; Niemann, 1963). De over het algemeen hoge grondwaterstanden in de winterperiode kunnen echter mede bepalend zijn voor het voorkomen van bepaalde plantengemeenschappen, zij het dat niet zozeer het niveau, maar de duur van de hoge grondwaterstand van belang is (Grootjans, 1985; Jansen, 1981; Niemann, 1973).

2.3 Beperkingen

Voor het gebruik van duurlijnen als karakteristiek voor het grondwaterregime van plantengemeenschappen gelden een aantal beperkingen. Als eerste moet de vegetatie op een voldoende laag niveau geclassificeerd zijn. Dit wil zeggen dat alleen gemeenschappen met een nagenoeg gelijke soortensamenstelling ook een vergelijkbaar duurlijnpatroon zullen hebben. Doordat reeds bij kleine verschillen in de soortensamenstelling de duurlijnen onderling sterk kunnen verschillen, wordt de relatie tussen grondwaterregime en vegetatie onscherp als duurlijnen van verwante plantengemeenschappen worden samengevoegd (Niemann, 1963, 1973; Tüxen, 1954). Deze relatie wordt ook minder scherp bij afnemende vochtafhankelijkheid van de vegetatie en toenemende cultuurdruk (Grootjans, 1985). In dat geval spelen andere factoren dan de grondwaterstand een grotere rol in de beschikbaarheid van voedingsstoffen.
Een tweede beperking is dat duurlijnen alleen onderling vergeleken kunnen worden indien de standplaatsfactoren van de betreffende vegetatietypen niet verschillen. Afhankelijk van de bodemopbouw en de hydrologie kunnen overeenkomstige plantengemeenschappen onder uiteenlopende omstandigheden voorkomen. In één bepaalde regio zijn plantengemeenschappen echter gecorreleerd met een kenmerkende combinatie van standplaatsfactoren. Vergelijking van de duurlijnen van vegetatietypen uit bodemkundig en klimatologisch (zeer) verschillende regio's zou onterecht tot de conclusie kunnen leiden dat het betreffende vegetatietype weinig afhankelijk is van het grondwaterregime (Grootjans, 1985; Niemann, 1973).

3. KARAKTERISERING VAN DUURLIJNEN

De karakteristieke vorm van een duurlijn kan in een aantal parameters worden uitgedrukt, waardoor gebruik in statistische en modelmatige berekeningen mogelijk is. Hierdoor is het ook mogelijk snel inzicht te krijgen in bepaalde aspecten van het grondwaterregime. De grootte van de verschillende parameters is afhankelijk van de duur van de meetperiode. Om

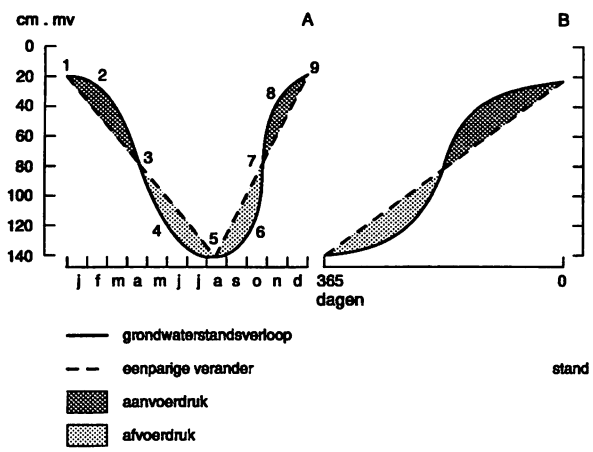


Figuur 2: Het grondwaterstandsverloop op verschillende plaatsen binnen een hydrologisch systeem. Bron: Van Beusekom et al. (1990).

duurlijnen met elkaar te kunnen vergelijken, moet deze tijdsduur gelijk zijn.

3.1 Waterstand en variatie in de tijd

De ligging van de duurlijn ten opzichte van het maaiveld wordt uitgedrukt in minimum en maximum grondwaterstanden, het rekenkundig gemiddelde (x) en de mediane waterstand (z). De mediaan-waarde is de waterstand die 50 % van de meetperiode wordt overschreden. In geval van inundatie is ook de overstromingsduur een belangrijke parameter. Deze waarde kan direct uit een duurlijn worden afgelezen. De amplitude, d.w.z. het verschil tussen de hoogste en laagste grondwaterstand, geeft inzicht in de dynamiek van het grondwater over de gehele meetperiode. Om een beeld te krijgen van de fluctuaties in de grondwaterstand op kortere termijn, kan uit tijd-stijghoogtelijnen een zogenaamde F-index worden bepaald. Deze index geeft de gemiddelde verandering van de grondwaterspiegel over 14 dagen weer. Hiermee wordt tegemoet gekomen aan de beperking van duurlijnen, dat fluctuaties in de grondwaterstand niet langer zichtbaar zijn. Er bestaat een correlatie tussen de F-index en de amplitude; bij een grotere amplitude van de duurlijn zal over het algemeen ook de F-index toenemen. Verschillen in de F-index kunnen derhalve niet direct worden toegeschreven aan meer of minder sterk fluctuerende grondwaterstanden. De F-index is met name bruikbaar voor de vergelijking van duurlijnen met een overeenkomstige amplitude. Een hogere



Figuur 3: Verloop van de grondwaterstand als gemiddelde over een aantal jaren (a) en de bijbehorende duurlijn (b). Bron: Jansen (1981).

F-index houdt in zo'n geval in dat het grondwater gedurende een kortere periode op een bepaald niveau blijft.

3.2 De vorm van de duurlijn

De verhouding tussen de mediane en de gemiddelde grondwaterstand (z/x) is een maat voor de vorm (Jansen, 1981; Niemann, 1973). Als deze waarde kleiner is dan 1, dan komen hoge grondwaterstanden vaker voor dan lage; de duurlijn heeft dan een convexe vorm. Omgekeerd betekent een z/x-waarde groter dan 1, dat het grondwater slechts korte tijd hoge standen overschrijdt en is de duurlijn concaaf van vorm. De z/x-waarde nadert tot 1 naarmate de duurlijn rechter van vorm is en/of lager ten opzichte van het maaiveld ligt. De verschillen tussen de gemiddelde en de mediane grondwaterstand worden dan immers kleiner.

Omdat de mediane en gemiddelde waterstand worden uitgedrukt in de afstand tussen grondwaterspiegel en maaiveld, is bij grondwaterstanden ter hoogte van het maaiveld de z/x-waarde niet altijd een geschikte parameter. De waarde kan dan reeds bij kleine verschillen tussen gemiddelde en mediaan sterk toenemen. In het uiterste geval, als de gemiddelde en/of mediane grondwaterstand exact gelijk zijn aan het maaiveld, kan de z/x-waarde niet berekend worden. Staat het grondwater een groot deel van het jaar boven water, dan kan de parameter een negatieve waarde krijgen, waarbij de uitkomst volstrekt willekeurig is. Als zowel het gemiddelde als de mediane grondwaterstand boven het maaiveld liggen, moet de inverse van z/x berekend worden om de waarde te kunnen vergelijken met andere duurlijnen.

Een andere parameter die gebruikt kan worden voor de karakterisering van de vorm van de duurlijn is gebaseerd op verschillen in aan- en afvoerdruk van het grondwater (Jansen, 1981). In de zomerperiode is de afvoer van water groter dan de aanvoer en daalt de grondwaterstand. Deze stijgt weer als in de winter meer water wordt aan- dan afgevoerd. Door een ongelijke verdeling van factoren als neerslag en verdamping, verloopt de daling en stijging van het grondwater niet volgens een rechte lijn. Dit is weergegeven in figuur 3. Afwijkingen van de rechte lijn zijn het gevolg van een extra hoeveelheid aan- of afgevoerd water. Een convexe vorm duidt op continue toevoer van grondwater, terwijl een concave vorm karakteristiek is voor een continue afvoer van

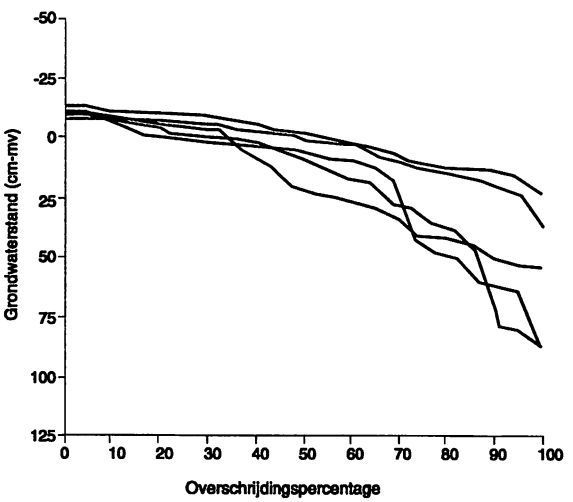
grondwater.
De oppervlakte tussen de rechte lijn en het werkelijke verloop van de grondwaterstand is een maat voor de extra aan- en afgevoerde hoeveelheden water. Dit wordt uitgedrukt in een zogenaamde Pt-waarde. Deze Pt-waarde is positief voor het bolvormige deel van de curve en kan worden gezien als een aanvoerdruk. Bij een holvormig deel van de duurlijn is de waarde negatief en geeft dan de afvoerdruk weer. Sommatie van de aan- en afvoerdruk levert de uiteindelijke Pt-waarde op, die aangeeft in welke mate over de gehele periode sprake is van extra aanvoer dan wel afvoer van water.
Een voordeel van het gebruik van de Pt-waarde is dat deze niet wordt beïnvloed door de diepteligging van de duurlijn. Ook is de waarde gebaseerd op het verloop van de gehele curve. De Pt-waarde is hierdoor een goede maat voor het duurlijnvorm. Door sommatie valt wel een deel van de informatie weg; de grootte van de afzonderlijke vlakken met aan- en afvoerdruk is namelijk niet langer zichtbaar. Het gevolg is dat bijvoorbeeld een sigmoïde curve een waarde krijgt die vergelijkbaar is met die van een lineaire duurlijn. Voor een nauwkeurige beschrijving van de curve kan dan ook worden overwogen de afzonderlijke Pt-waarden voor aan- en afvoerdruk te berekenen.

4. TOEPASSINGSMOGELIJKHEDEN

Duurlijnen geven nauwkeurig inzicht in de waterhuishouding op fijne schaal. In stabiele, niet te sterk door de mens beïnvloede hydrologische situaties kunnen duurlijnen worden gezien als de typering van het grondwaterstandsverloop van de vegetatie. Door bestudering van duurlijnpatronen kunnen verschillende, nauw verwante plantengemeenschappen van natte standplaatsen worden gekarakteriseerd op basis van het grondwaterregime. Een dergelijk nauwkeurige beschrijving van de standplaats is nodig om gebieden waar waardevolle plantengemeenschappen voorkomen adequaat te kunnen beschermen.
Binnen KIWA worden duurlijnen gebruikt voor de ecologische voorspelling van de effecten van ingrepen in de waterhuishouding. Met behulp van hydrologische modellen wordt de hydrologische situatie na een ingreep in de waterhuishouding berekend op het niveau van afzonderlijke standplaatsen. Als een grondwaterstandsdaling blijkt op te treden, wordt de bijbehorende duurlijn berekend en vergeleken met een aantal referentieduurlijnen. Dit zijn duurlijnen die karakteristiek zijn voor een bepaald vegetatietype. De meest overeenkomstige duurlijn geeft dan aan welk vegetatietype bij het nieuwe grondwaterstandsverloop past. In hoeverre dit vegetatietype werkelijk verwacht kan worden, is afhankelijk van de mogelijke veranderingen in de chemische samenstelling van het grondwater in de wortelzone van de vegetatie.

5. DISCUSSIE

Zoals reeds is vermeld in hoofdstuk 2, is het grondwaterregime van plantengemeenschappen afhankelijk van omgevingsfactoren. Duurlijnen geven weliswaar een nauwkeurige beschrijving van het verloop van de grondwaterstand, maar door verschillen in neerslag, verdamping en factoren als zijdelingse toe- en afstroming van grondwater zal het duurlijnpatroon jaarlijks enige variatie vertonen. Ook door kleine verschillen in de bodemopbouw wordt de vorm van een duurlijn direct beïnvloed. Zo kunnen in gebieden met een neergaande grondwaterbeweging plantengemeenschappen met een overwegend convexe duurlijnvorm voorkomen, terwijl deze vorm als typerend voor kwelsituaties geldt. Als voorbeeld zijn in figuur 4 een aantal duurlijnen van de Dopheide-Hoogveenmos-associatie (Erico-Sphagnetum magellanici) weergegeven. Deze gemeenschap komt voor op hoogveenbulten, waar de vochtvoorziening geheel wordt bepaald door toevoer van neerslagwater en waar bij-



Figuur 4: Duurlijnen van de Dopheide-Hoogveenmos-associatie (Erico-Sphagnetum magellanici) (De Haan, 1992).

gevolg een uitgesproken basenarm milieu heerst. De convexe vorm van de duurlijnen wordt dan ook niet veroorzaakt door toestroming van grondwater, maar door het grote waterbergend vermogen van het veenmosdek, waardoor het grondwater pas na langdurig droge perioden dieper wegzakt (De Haan, 1992).
Ook de kwaliteit van het grondwater is van belang voor de vegetatie. Een kortdurende toevoer van basenrijk grondwater in de winter kan reeds voldoende zijn voor de vestiging en voorkomen van aan basenrijke omstandigheden gebonden plantengemeenschappen (Jansen et al., 1993). Het verloop van de grondwaterstand in drogere perioden is dan van ondergeschikt belang.
Door deze lokale verschillen is het in de praktijk moeilijk om de vorm van een duurlijn te interpreteren. Een kleine verandering in het duurlijnpatroon leidt al snel tot uiteenlopende waarden voor z/x en aanvoerdruk. Terwille van het overzicht worden vaak alleen boven- en ondergrenzen van een duurlijnbundel of het gemiddelde duurlijnverloop berekend. Op deze wijze wordt een duidelijk beeld verkregen van de ligging van de duurlijnen ten opzichte van het maaiveld. Het is echter de vraag of hiermee het karakteristieke verloop van de grondwaterstand voor een vegetatietype wordt weergegeven. Nader onderzoek hiernaar is gewenst.

6. LITERATUUR

Beusekom, C.F. van, 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, Driebergen.

Grootjans, A.P., 1985. De invloed van ingrepen in de waterhuishouding op de verspreiding van moeras en hooilandplanten. Lab. voor Plantenoecologie, Haren.

Haan, M.W.A. de, 1992. De karakteristieken van enige grondwaterafhankelijke plantengemeenschappen. KIWA-rapport SWE 92.015, KIWA N.V., Nieuwegein.

Jansen, A.J.M., A.Th.W. Eysink, A.P. Grootjans, E.J. Lammers 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. Proceedings van een symposium georganiseerd door de vakgroep Oecologie van de Katholieke Universiteit Nijmegen en de directie N.B.L.F. van het Ministerie van L.N.V. op 31 oktober 1992, Nijmegen.

Jansen, P.C., 1981. Verwerking, interpretatie en toepassingsmogelijkheden van grondwaterstandsgegevens met behulp van overschrijdingsduurlijnen. ICW-nota 1260, Staringcentrum, Wageningen.

Niemann, E., 1963. Beziehungen zwischen Vegetation und Grundwasser. Arch. Naturschutz Landschaftsforsch. 3: p. 3-36.

Niemann, E., 1973. Grundwasser und Vegetationsgefüge. Nova Acta Leopold 6. Bnd 38, Leipzig.

Tüxen, R., 1954. Pflanzengesellschaften und Grundwasser-ganglinien. Angew. Pflanzensoz. 8, Stolzenau/Weser: p. 64-98.

Documentatie

HYCOSTAT, een database voor grondwaterstandsgegevens

D.H. Baggelaar

KIWA N.V. Onderzoek en Advies
Nieuwegein

Samenvatting

Dit artikel geeft een beschrijving van het computerprogramma Hycostat, dat is ontworpen als instrument bij het voorspellen van ecologische effecten van grondwaterwinning.
Het programma kan gegevens over peilbuizen en vegetatie opslaan en beheren, evenals gegevens over grondwaterstanden. Uit grondwaterstanden kunnen duurlijnen worden berekend en daarna opgeslagen.
Bij duurlijnen, die berekend zijn uit grondwaterstandsmetingen, worden de gegevens over de vegetatie mee opgeslagen om als referentie te dienen. De duurlijnen, berekend met hydrologische modellen, worden daarna gebruikt om de ecologische effecten van de winning te voorspellen.
De verschillende soorten opgeslagen gegevens kunnen grafisch weergegeven worden.
Door het werken met Hycostat wordt een verzameling van gegevens opgebouwd, die vervolgens weer als referentie kan worden gebruikt.
De statistische modules van Hycostat maken het mogelijk om hetzij duurlijnen hetzij grondwaterstanden onderling te vergelijken. Bij een gegeven duurlijn kunnen uit een verzameling referentieduurlijnen lijnen worden gezocht die er het best mee overeenstemmen.

1. OVERZICHT VAN HYCOSTAT

Het computerprogramma Hycostat is door KIWA ontworpen als hulpmiddel bij het voorspellen van ecologische effecten van waterwinning. Hycostat kan gebruikt worden voor het bewerken, grafisch weergeven, onderling vergelijken en statistisch analyseren van duurlijnen en grondwaterstandshoogten, met als doel verbanden tussen vegetatie en grondwaterregimes duidelijk te maken.
Het effect van een grondwaterwinning op de vegetatie kan worden bepaald door gebruik te maken van duurlijnen, die zijn verkregen uit hydrologische modelberekeningen. Met statistische toetsingstechnieken worden deze berekende duurlijnen vergeleken met een referentie collectie van duurlijnen van vegetatietypen. Hieruit kan de ecologische effect voorspelling worden afgeleid (zie Jansen, 1993 in deze mededeling).
Het ligt in de bedoeling dat tijdens het werken met Hycostat geleidelijk een aantal gegevensbanken opgebouwd zullen gaan worden, die daarna beschikbaar blijven om bij vergelijkingen gebruikt te kunnen worden.

Hycostat wordt ontwikkeld als deelname in VEWIN-onderzoek. Participanten hierin zijn de N.V. Waterleidingmaatschappij Oost-Brabant, de Waterleiding Maatschappij Overijsel N.V. en de N.V. Waterleiding Maatschappij Noord-West-Brabant.

Het programma is geschreven in de computertaal FORTRAN, in eerste instantie voor gebruik op een VAX-minicomputer. Door veelvuldig van menu's gebruik te maken is ernaar gestreefd het programma zo gebruiksvriendelijk mogelijk te maken.

Naast het hoofdprogramma Hycostat zijn er ook enkele hulpprogramma's in gebruik, die de voorbewerking voor hun rekening nemen van aangeleverde

gegevens, zoals grondwaterstandswaarnemingen, of die hulp bieden bij het digitaliseren van duurlijnen uit de literatuur, indien die alleen als afbeelding beschikbaar zijn.

Het programma slaat de gegevens op in 4 typen gegevensbestanden:
- *basisbestanden* (extensie .DBA)
- *grondwaterstandsbestanden* (extensie .GWS)
- *duurlijnbestanden* (extensie .DLN)
- *referentiebestand* (naam DN.REF)

Van het referentiebestand is er maar één, gemeenschappelijk voor alle gebruikers. Van de andere typen bestanden is het aan de gebruiker te beslissen hoeveel er gebruikt worden.

De huidige versie van Hycostat biedt de volgende mogelijkheden:
- opbergen Tijd-Grondwaterstandsreeksen in T-GWS-bestanden (zie 2.2);
- berekenen duurlijnen uit reeksen in T-GWS-bestanden (zie 3.4);
- opbergen duurlijnen in duurlijnbestanden (zie 2.3);
- een basisbestand creëren. Hierin kunnen de locatie van een peilbuis samen met hydrologische gegevens en een classificatie van de vegetatie worden opgeborgen (zie 2.4);
- het markeren van records[1] in de bestanden. Bij volgende bewerkingen kan dan opgegeven worden dat alleen gemarkeerde records meedoen;
- selecteren van records in bestanden. Na opgave van de voorwaarden kunnen de records die eraan voldoen bekeken of gemarkeerd worden.
  Indien gewenst kan de beschrijving van de reeksen, die aan de opgegeven voorwaarden voldoen, ook als een bestand weggeschreven worden voor latere bestudering;
- een grafische afbeelding van een duurlijn maken (zie 3.3);
- een grafische afbeelding van een T-GWS-reeks maken (zie 3.2);
- twee willekeurige reeksen numerieke gegevens in een X tegen Y plot tegen elkaar uitzetten. De gegevens mogen uit verschillende bestanden afkomstig zijn;
- statistisch vergelijken van duurlijnen onderling om vast te stellen of ze significant van elkaar verschillen (zie 3.5).
- statistisch vergelijken van T-GWS-reeksen onderling om vast te stellen of ze significant van elkaar verschillen (zie 3.5).
- een referentiebestand met kleinste-kwadratenmethode afzoeken naar duurlijnen die qua eigenschappen het best overeenkomen met een bepaalde te onderzoeken duurlijn (zie 3.5).

```
File:  TEST.DBA        Aantal records:   1
File:  TEST.DLN        Aantal records:   0
File:  CROONEN.GWS     Aantal records:  14

                 *** Program Hycostat ***
            1. Invoeren van Basis Gegevens
            2. Wijzigen van Gegevens
            3. Zoek/Markeer
            4. Berekeningen
            5. Print
            6. Maak een Grafiek
            7. Openen/Sluiten van Files
            E. Einde
            Typ uw keuze en geef <return>:  7
```

Figuur 1 *Het centrale menu van Hycostat. Bovenaan staan de bestanden die momenteel geopend zijn.*

2. BESPREKING VAN DE 4 TYPEN GEGEVENSBESTANDEN

Met Hycostat kunnen verschillende typen gegevens worden bewaard. Deze gegevens worden in bestanden opgeslagen. Om de verschillende soorten gegevens op te bergen zijn er vier verschillende typen gegevensbestanden in gebruik.

[1] *Elk gegevensbestand is opgebouwd uit eenheden, die we records noemen. Van elk exemplaar van het soort object dat in het gegevensbestand wordt bewaard, worden de eigenschappen in één zo'n record opgeslagen. Er zijn dus evenveel records in een gegevensbestand als er exemplaren van het object zijn.*
Alle records hebben dezelfde structuur. Een bepaalde eigenschap van het object wordt altijd op dezelfde positie in het record opgeborgen. De plaats waar we zo'n eigenschap opbergen heet een veld.
Het aantal velden per record is gelijk aan het aantal eigenschappen dat we van het object willen opbergen in de gegevensverzameling.

2.1 Het referentiebestand

Om ruimte uit te sparen en gelijkvormigheid in terminologie te bevorderen beschikt Hycostat over een hulpbestand dat de juiste schrijfwijze van een aantal begrippen bevat. De gebruiker hoeft alleen een korte code op te geven, de bijbehorende omschrijving wordt dan in het referentiebestand opgezocht.
Er is slechts één referentiebestand, waar alle gebruikers van Hycostat mee werken. Er is één centrale beheerder, verantwoordelijk voor de inhoud. Veranderingen en toevoegingen van de codes lopen via deze beheerder. Zolang een code nog niet in het referentiebestand voorkomt zal Hycostat de code gewoon opslaan, maar een omschrijving als *'onbekend'* gebruiken.

2.2 Tijd-Grondwaterstandsreeksen

Hycostat kan alleen met bestanden in het eigen formaat werken.
Waarnemingsreeksen van grondwaterstanden op verschillende waarnemingstijdstippen zijn meestal al in electronische vorm opgeslagen.
Door middel van een hulpprogramma kan uit een verzameling losse bestanden met meetgegevens één Tijd-Grondwaterstandsbestand in het formaat voor Hycostat gemaakt worden.

In een Tijd-Grondwaterstandsbestand is plaats voor de volgende gegevens:
- begin en einde van de waarnemingsperiode;
- lengte van de meetperiode in dagen (berekend uit bovenstaande);
- een verwijscode waarmee koppeling aan vegetatie/ peilbuisgegevens in het basisbestand mogelijk is;
- een berekende parameter voor het fluctuatie patroon;
- het aantal datum-grondwaterstandskoppels;
- de datum-grondwaterstandskoppels zelf (maximaal 52);
- een code om de bron van de gegevens aan te duiden, zoals bijvoorbeeld *'door meting aan een peilbuis verkregen'*, of *'uit een simulatie model'*;
- een zelf op te geven tekst als beschrijving van de reeks.

Het is de bedoeling dat een waarnemingsperiode zich over maximaal één jaar uitstrekt. Het maximaal toegestane aantal datum-grondwaterstandskoppels geeft de mogelijkheid tot 52 waarnemingen te gaan (één per week).

Wat betreft de grondwaterstanden werkt Hycostat uitsluitend met de eenheid centimeters beneden maaiveld. De in de hydrologie gebruikelijke (en in algoritmen eenvoudiger te hanteren) notatie in meters t.o.v. NAP mag uitdrukkelijk niet gebruikt worden, omdat dit de correcte berekening van de duurlijn in de weg staat.
In het basisbestand staat de hoogte van het maaiveld van de locatie in meters t.o.v. NAP. Dit maakt het mogelijk om waarden van één eenhedenstelsel naar het andere om te rekenen.

2.3 Duurlijngegevens

Duurlijngegevens kunnen worden berekend uit Tijd-Grondwaterstandsgegevens over een bepaalde periode. Hycostat kan deze berekening uitvoeren. Vooraf aan de berekening kan een hele groep Tijd-Grondwaterstandsreeksen gemarkeerd worden, die dan tegelijk worden omgerekend, waarna de resulterende duurlijnen stuk voor stuk aan een Duurlijnbestand worden toegevoegd. Na opbergen in het Duurlijnbestand zijn de gegevens verder beschikbaar voor statistische toetsing en voor grafische weergave.

Het berekenen van duurlijnen uit Tijd-Grondwaterstandsgegevens is een geringe moeite voor een computer. Zelfs een beetje PC kan enkele duurlijnen per seconde berekenen, wat slechts een fractie van de tijd is, die nodig is om duurlijnen uit een groot Duurlijnbestand te selecteren. In omgekeerde richting is het niet mogelijk uit een berekende duurlijn de Tijd-Grondwaterstandsgegevens te reconstrueren, die eraan ten grondslag lagen. Het opbergen van een duurlijn kost ook nog meer ruimte dan het opbergen van de originele Tijd-Grondwaterstandsgegevens.
Mocht het door ruimtegebrek in de computer nodig blijken om bestanden op te ruimen, dan is het daarom verstandiger om na het maken van grafische afbeeldingen en statistische toetsing niet de Tijd-Grondwaterstandsbestanden, maar de bestanden met berekende duurlijnen weg te gooien. Deze kunnen altijd vlot nieuw aangemaakt worden. Het ruimteprobleem zal zich hoofdzakelijk voordoen met bestanden uit gesimuleerde modellen.

In de literatuur zijn duurlijngegevens vaak alleen als

duurlijnplot weergegeven, en ontbreken de Tijd-Grondwaterstandsreeksen die eraan ten grondslag lagen. Met een digitizer is het mogelijk om de coördinaten van de lijnstukken die zo'n duurlijnplot vormen in digitale vorm op te meten. De metingen worden tijdens het digitaliseren in een bestand opgeborgen.
Met een hulpprogamma van Hycostat is het mogelijk om zo'n bestand, met gegevens uit de digitizer, om te zetten naar een duurlijn in de vorm zoals die door Hycostat wordt gebruikt. In deze vorm wordt de gedigitaliseerde duurlijn dan in een Duurlijnbestand weggeschreven. Hierbij wordt een speciale code aan de duurlijn meegegeven, waarmee wordt vastgelegd dat het een digitaal bepaalde duurlijn betreft.
Duurlijnbestanden die metingen met een digitizer bevatten, zijn niet zo eenvoudig opnieuw te maken, en zullen gewoonlijk ook veel kleiner zijn als de bestanden met resultaten van simulaties. In tegenstelling tot bestanden met berekende duurlijnen mogen ze dus niet verwijderd worden.

In een Duurlijnbestand is plaats voor de volgende gegevens:
- begin en einde van de waarnemingsperiode;
- het aantal dagen dat de waarnemingsperiode telt;
- een verwijscode waarmee koppeling aan vegetatie/ peilbuisgegevens in het basisbestand mogelijk is;
- het aantal datum-grondwaterstandskoppels in de T- GWS-reeks waaruit de duurlijn is berekend. (Voor gedigitaliseerde duurlijnen moet dit uit de tekst gehaald en ingevuld worden);
- een parameter, berekend uit de T-GWS-reeks, die het fluctuatiepatroon[2] van de waarnemingen aangeeft;
- de hoogste grondwaterstand die voorkwam bij de waarnemingen.
  (NB: door het gebruik van cm's beneden maaiveld als eenheid is de waarde van de hoogste grondwaterstand numeriek juist een minimum, bij het hoogste peil is de diepte beneden het maaiveld het geringst);
- de laagste grondwaterstand die voorkwam bij de waarnemingen. Nummeriek uitgedrukt in centimeters beneden maaiveld is dit de maximale waarde van de waarnemingen (want grootste diepte beneden het maaiveld);
- een code, die de bron van de gegevens aangeeft, zoals bijvoorbeeld *'Bepaald uit gemeten tijd-stijghoogte data'*, *'Bepaald uit literatuurgege vens'*, *'Gedigitaliseerd uit grafiek'*, of *'Gesimuleerd met een numeriek model'*;
- een zelf op te geven tekst als beschrijving van de reeks;
- de waarden voor de duurlijn zelf. Deze bestaat uit 101 waarden voor de cumulatieve grondwaterstandshoogten, bepaald voor vaste onderschrijdingspercentages die lopen van 0% tot 100%, met stappen van 1%.
  NB: de onderschrijdingspercentages in de X-coördinaat hoeven niet te worden opgeslagen, ze zijn al impliciet aanwezig, omdat de eerste waarde voor Y bij het punt X=0% hoort, en de n^{de} Y-waarde bij het punt X=(n-1)% (zie ook 3.4);
- de uit de duurlijn berekende waarde voor de mediaan van de 101 Y-waarden;
- de uit de duurlijn berekende waarde voor het rekenkundig gemiddelde van de 101 Y-waarden van de duurlijn;
  Met de inhoud van voorgaande twee velden kan $z/\bar{x}$, het quotiënt van de mediaan en het gewogen gemiddelde berekend worden. Deze is een maat voor de vorm van de duurlijn;
- een waarde voor de Pt (aan- en afvoer druk). Deze kan uit de duurlijn worden berekend.

In het artikel van Drost (1993 in deze mededeling), wordt nader ingegaan op $M/\bar{x}$ (de statistische benaming voor $z/\bar{x}$) en Pt.

Voor alle waarden die de grondwaterstand weergeven wordt als eenheid cm's beneden maaiveld aangehouden.

Bij berekening van een duurlijn uit een Tijd-Grondwaterstandsreeks worden gegevens, die eigenschappen van de originele reeks beschrijven, automatisch overgenomen. Omdat sommige gegevens, zoals duur waarnemingsperiode en het aantal waarnemingen binnen deze periode, nodig zijn bij de statistische toetsing, dienen ze bij gedigitaliseerde lijnen uit de tekst gehaald en met de hand ingevuld te worden.

2 *de fluctuatieindex wordt uit de grondwaterstandenreeks berekend als de som van de absolute waarde van de verschillen tussen de grondwaterstanden van steeds twee opvolgende metingen, keer 14 en gedeeld door het aantal dagen in de totale meetperiode.*

2.4 *Basisbestanden, met gegevens omtrent vegetatie en peilbuizen*

Een basisbestand is een bestand dat nadere gegevens bevat omtrent een locatie. Dit zijn in het algemeen gegevens omtrent de peilbuis, en/of gegevens over de vegetatie.

Door in een Tijd-Grondwaterstands- of Duurlijnbestand een code te plaatsen kan de verwijzing naar bijbehorende gegevens in het Basisbestand tot stand gebracht worden. Een dergelijke code is facultatief. Bij bijvoorbeeld Tijd-Grondwaterstandsgegevens, die zijn verkregen uit een gesimuleerd model, zijn deze gegevens niet voorhanden. Een Basisbestand heeft dan geen nut.

In Hycostat kan maar één Basisbestand tegelijk gebruikt worden, tegen twee Duurlijnbestanden en twee Tijd-Grondwaterstandsbestanden. Het is dan ook de bedoeling dat een Basisbestand gegevens omtrent meerdere Tijd-Grondwaterstandsbestanden en/of Duurlijn bestanden bevat.
De periode, waarop één Duurlijn of Tijd-Grondwaterstandsreeks betrekking heeft, kan maximaal een jaar zijn in Hycostat. Omdat er vaak gedurende meerdere jaren op één locatie zal zijn gemeten, moeten de metingen in meerdere T-GWS reeksen en eventueel daaruit berekende duurlijnen worden opgeborgen. Deze krijgen dan allemaal een verwijzing naar dezelfde regel in het Basisbestand.

In een Basisbestand is plaats voor de volgende gegevens:
- het identificatienummer, dat gebruikt wordt om vanuit een Tijd-Grondwaterstands- of Duurlijnbestand naar de gegevens te verwijzen. Om de computer niet in verwarring te brengen moet de gebruiker er voortdurend op attent blijven dat een al eens gebruikte code niet opnieuw mag worden gebruikt in hetzelfde Basisbestand. Stok (1993) geeft een beschrijving van een systeem dat gebruikers kunnen hanteren om ongewenste duplicaten van deze codes tegen te gaan;
- een vegetatiecode volgens Westhoff & Den Held (1969). Deze classificatie maakt gebruik van een zesteken code, die als volgt is opgebouwd:
  - 2 getallen voor de *klasse*
  - 1 Hoofdletter 'A- Z' voor de *orde*
  - 1 kleine letter 'a- z' voor het *verbond*
  - 1 getal '0- 9' voor de *associatie*
  - 1 kleine letter 'a- z' voor de *subassociatie*

  De volledige tekst behorend bij een vegetatiecode staat in een hulpbestand. Hierdoor kan Hycostat in titels e.d. toch de hele naam vermelden, ook als alleen de code werd ingetypt. De uitleg in tekst voor plantengemeenschap, plantenassociatie en subassociatie wordt tijdens creëren van de beschrijving van een locatie naar het Basisbestand gekopiëerd;
- codes voor koppeling met het VEGBASE gegevensbestand;
- codes voor koppeling met het CHEMCAL gegevensbestand;
- een code voor de Stuyfzand-typologie van het water (Stuyfzand, 1986). Net als bij een vegetatiecode zoekt Hycostat in een hulpbestand de verklaring in woorden bij de opgegeven code;
- Elektrisch Geleidings Vermogen (EGV) grondwater (in 10^{-6} Siemens/cm);
- zuurgraad grondwater (pH);
- code voor de bodem (cijfer 0-4). De keuze is uit: *'Onbepaald'*, *'Zand'*, *'Klei'*, *'Veen'* en *'Leem'*;
- X- en Y-coördinaat van de peilbuis volgens het Rijks Driehoekstelsel;
- hoogte van de locatie, in meters t.o.v. NAP.
  NB: Deze waarde is essentiëel om heen en weer te kunnen rekenen van centimeters beneden maaiveld naar meters t.o.v. NAP.
  Voor conversie geldt: $h_m = M_1 - \frac{h^*_{cm}}{100}$

  en

  $$h^*_{cm} = 100\,(M_1 - h_m)$$

  met
  - M_1 de hoogte van het maaiveld van de locatie in meters t.o.v. NAP.
  - h_m grondwaterstand, uitgedrukt in meters t.o.v. NAP.
  - h^*_{cm} dezelfde waarde, uitgedrukt als grondwaterstandsdiepte in cm's beneden maaiveld, de gebruikelijke notatie voor Hycostat;
- plaats van boven- en onderkant filter, beide in cm's beneden maaiveld
- begin- en einddatum van de totale meetperiode waartussen alle bijbehorende reeksen waarnemingen vallen.
  NB: deze grenzen zullen steeds met de hand bijgewerkt moeten worden;
- code voor informatiebron waar de gegevens vandaan komen (momenteel 1-8). Voor nieuw bijgekomen informatiebronnen moet bij de centrale be-

heersinstantie een nieuwe code aangevraagd worden. Zolang de code niet is toegekend zal alleen de opgegeven code worden vermeld, en zal de tekst blanco blijven;
- code voor type van informatie (1-5). De keuze is uit: 1 *'Onbepaald'*, 2 *'Bepaald uit gemeten tijd-stijghoogte data'*, 3 *'Bepaald uit literatuurgegevens'*, 4 *'Gedigitaliseerd uit grafiek'*, 5 *'Gesimuleerd met een nummeriek model'*.

Figuur 2 bevat een afbeelding van het invulscherm waarin de gebruiker de gegevens van een basisrecord kan vastleggen en wijzigen.

3. BEWERKINGEN DIE HET PROGRAMMA KAN UITVOEREN

3.1 Selectie van gegevens

In één Tijd-Grondwaterstandsbestand of Duurlijnbestand kunnen gegevens van honderden verschillende waarnemingsreeksen en duurlijnen zitten. Men is vaak voor een bepaald doel slechts in een deel daarvan geïnteresseerd. Het is mogelijk een aantal voorwaarden op te geven. De computer kan vervolgens een merkteken in het bestand plaatsen bij die reeksen die aan de opgegeven voorwaarden voldoen. Bij het uitvoeren van statistische berekeningen en het maken van grafieken is het daarna voldoende om aan te geven dat alleen de gemarkeerde gegevens gebruikt dienen te worden.

De merktekens worden in de gegevensbestanden weggeschreven, en zijn bij een volgende sessie opnieuw beschikbaar. Alleen moet ervoor gewaakt worden dat in een tussenliggende periode een andere gebruiker de tekens niet heeft laten overschrijven.
Figuur 3 toont het invulscherm met de selectievoorwaarden die voor een Duurlijnbestand kunnen worden opgegeven. Voor een T-GWS-bestand en een Basisgegevensbestand kunnen soortgelijke voorwaarden worden opgegeven, gebaseerd op de eigenschappen die in deze bestanden werden opgeslagen.

3.2 Grafieken maken van Tijd-Grondwaterstandsgegevens

Hycostat kan T-GWS reeksen in een grafiek weergeven (zie figuur 4). Indien gewenst kan na het aanbrengen van een markering van een hele verzameling van gemarkeerde reeksen achtereenvolgens grafieken worden gemaakt.

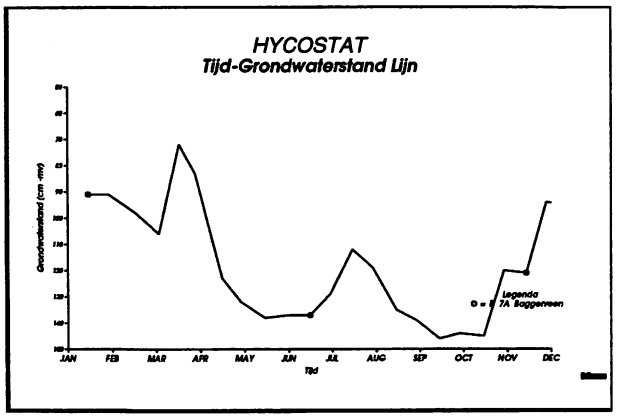
Het is ook mogelijk om in één grafiek verschillende T-GWS-reeksen op te nemen. Deze kunnen naar keuze achter elkaar worden geplot (alleen zinvol als ze gegevens over dezelfde peilbuis in aaneensluitende perioden bevatten), of parallel aan elkaar worden weergegeven.
De grafieken kunnen op het scherm bekeken worden. Ook is het mogelijk ze direct op een printer af te drukken, of ze in een grafisch bestand op te slaan, van een type, dat als afbeelding in een rapport opgenomen kan worden.

```
Record nummer:        1 21. Markering:        0
1. Nummer:        -1
2. Naam: test

3. Vegetatie code: 25Aa3
    - Verbond:    Calthion Palustris
    - Associatie:  Senecioni-Brometum racemosi
    - Sub-Ass.:    Sub-Associatienaam niet gevonden
4.  Vegbase code 1:        1          5. Vegbase code 2:        1
6.  Stuyfzand typering: f1-NACL+ , Zoet-brak , matig hard
7.  EGV (mS/cm):        222.00        8. PH :                        6.0
9.  Chemcal code 1:        1          10. Chemcal code 2:       1
11. Bodemcode:        2, Zand
12. Bovenkant filter:        22.0     13. Onderkant filter:     22.0
14. X coordinaat:        3.00         15. Y coordinaat:         4.00
16. Hoogte NAP:        23.00
17. Informatie code:  2, Kiwa
18. Informatietype:  2, Bepaald uit gemeten tijd-stijghoogte dat
19. Begindatum:  77-01-01             20. Einddatum:  78-01-01

Wilt u deze record nog veranderen? (J/[N])
```

Figuur 2 Scherm voor invullen/bijwerken van een Basisbestand

```
1. Beschrijving:
2. Nummer:
3. Informatietype:
4. Begindatum:
5. Einddatum:
6. Lengte Meetperiode (d):
7. Aantal meetgegevens:
8. Fluctuatieindex:
9. Markering:

Geef de ondergrens van het criterium: 11100131
Geef de bovengrens van het criterium: 11100131
```

Figuur 3 Selectie scherm voor een Duurlijnbestand



Figuur 4 Een Tijd-Grondwaterstandsgrafiek

3.3 Grafieken maken van duurlijn gegevens

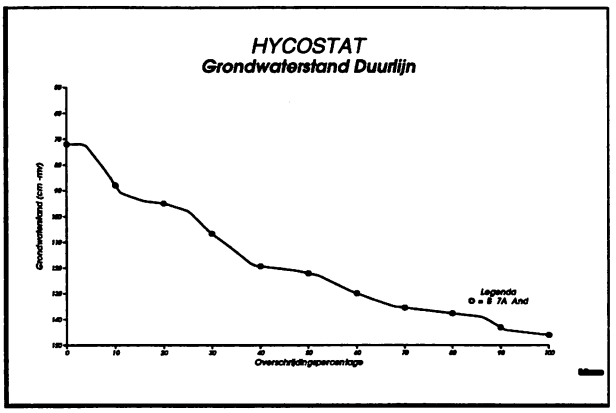
Ook duurlijnen kunnen stuk voor stuk op het scherm worden bekeken (figuur 5), of na markering met een hele reeks tegelijk naar grafische bestandjes of naar de printer gestuurd worden.

Het is mogelijk meer dan één duurlijn in een grafiek te zetten, bijvoorbeeld een hele duurlijnbundel van natte, gemiddelde en droge jaren. Op één grafiek kunnen maximaal 10 duurlijnen voorkomen.

3.4 Berekenen van duurlijnen uit Tijd-Grondwaterstandsreeksen

Hycostat kan uit een gemeten Tijd-Grondwaterstandsreeks een duurlijn berekenen, en deze in een Duurlijnbestand opslaan. Als duurlijn is deze dan beschikbaar voor statistische toetsing met andere duurlijnen.
Voor een bespreking van duurlijnen en de berekening ervan wordt verwezen naar Drost (1993 elders in deze mededeling) en De Haan (1993 elders in deze mededeling).

Door vooraf markeren kan een hele serie T-GWS-reeksen tegelijk naar duurlijnen omgerekend worden. Gelijktijdig met de duurlijn worden kengetallen van de duurlijn, plus enkele eigenschappen van de originele T-GWS-reeks weggeschreven. Deze zijn nuttig omdat daarmee snel de reeksen terug kunnen worden gevonden, die als referentieduurlijn gebruikt kunnen worden.



Figuur 5 Een duurlijn grafisch weergegeven

3.5 Statistische toetsing van duurlijnen

Hycostat biedt de mogelijkheid twee T-GWS-bestanden of Duurlijnbestanden tegelijk aan te spreken. Bij het maken van vergelijkingen opent men één bestand dat de te bekijken gegevens bevat, en daarnaast een bestand dat een verzameling referentiegegevens bevat.
De eerste stap is het maken van een selectie uit de referentieverzameling. Hiervoor zijn in de bestanden extra gegevens opgenomen die selectie mogelijk maken, en bevat Hycostat menukeuzes voor het selecteren en bekijken en/of markeren van geselecteerde records. Door markeringen aan te brengen kan men bij statistische toetsing en grafische weergave volstaan met de markeercode op te geven, en hoeft men niet iedere keer opnieuw alle selectiecriteria op te geven.
Selectiecriteria kunnen worden geformuleerd op basis van regionale ligging, bodemtype, meetperiode, hoogte t.o.v. NAP, pH, EGV etc.

```
File:  TEST.DLN          Aantal records:   2
File:  PUNT_REF.DLN        Aantal records:   299

          *** Berekeningen ***
     1. Toets of GWS Records Significant Verschillen
     2. Toets of DLN Records Significant Verschillen
     3. Vergelijk een Duurlijn met Referentie Duurlijnen
     4. Maak een Duurlijn van een GWS Record
     V. Vorig Menu
     Typ uw keuze en geef <return>:
```

Figuur 6 Berekeningen menu van Hycostat

Alles met alles vergelijken is meestal niet zinvol en zou extreem veel rekentijd kosten. Hycostat biedt verschillende mogelijkheden om duurlijnen te groeperen en dan achtereen volgens de exemplaren uit één groep met alle exemplaren uit de andere groep te vergelijken. Het maakt daarbij verschil of alle gegevens zich in één of twee bestanden bevinden.
Stok (1993) bevat twee matrices die de selectie/markeercombinaties aangeven die mogelijk zijn binnen Hycostat. Eén voor het onderling vergelijken van twee groepen gegevens uit één bestand, de ander met de combinaties die Hycostat kan verwerken als de te vergelijken gegevens zich in twee verschillende bestanden bevinden.
Het is aan te raden vooraf te plannen wát men in het onderzoek met wát wil vergelijken om daaraan te kunnen bepalen hoe de gegevens het beste in bestanden opgeslagen kunnen worden.

Met de gepaarde t-test (zie Drost, 1993 in deze mededeling) is het mogelijk van twee Tijd-Grondwaterstandslijnen na te gaan of ze significant al dan niet van elkaar verschillen. Door vooraf te markeringen aan te brengen kan een hele serie T-GWS-lijnen tegelijk verwerkt worden.
Ook duurlijnen kunnen met de gepaarde t-test getoetst worden op de significantie van verschillen.
Een andere mogelijkheid is om Hycostat eerst een duurlijn op te geven, en daarna een heel bestand dat uitsluitend referentie-duurlijnen bevat. Hycostat gaat dan met de kleinste kwadratenmethode na welke duurlijn in het referentiebestand het best overeenkomt met de opgegeven duurlijn (zie Drost 1993 in deze mededeling).

4. STAND VAN ZAKEN VOOR HET PROJECT HYCOSTAT

Een versie die draait op een VAX-minicomputer is sinds een jaar gereed, en is al gebruikt bij enige onderzoeken, zoals gepubliceerd door De Haan (1992a en 1992b), Wullink (1993) en Van Gerven et al. (1993).

4.1 Toekomstige ontwikkelingen

Op het moment wordt hard gewerkt aan het zo spoedig mogelijk verkrijgen van een versie die op een PC gebruikt kan worden. Het rekenkundige deel (statistiek en duurlijnberekeningen) en de menuschil waren direct om te zetten. Het werken met de bestanden verloopt op een PC een orde trager als op een VAX, wat een andere aanpak van lezen en schrijven van de bestanden noodzakelijk maakt. Eenzelfde aanpak zal het werken in de VAX ook kunnen versnellen, hoewel daar door de veel snellere processor de snelheid van werken nooit een bezwaar is geweest.

Voor het weergeven van grafieken op de PC is momenteel nog gekozen voor het aanmaken van bestandjes die door een spreadsheet in grafieken worden omgezet. De oplossing voor de VAX, met een uitgebreide verzameling keuzen (scherm, presentatiedia's, diverse typen laserprinters en plotters) is voorlopig niet haalbaar op een PC, alleen al vanwege de geringere geheugenruimte in een PC.
De verwachting is dat PC's binnenkort op dit gebied meer zullen gaan presteren, en dan zal Hycostat daarop aangepast kunnen worden. Als eerste schrede op dit pad zal naar interactieve uitvoer naar het scherm worden gestreefd.

Tijdens het werken met de VAX-versie zijn toch nog enige kinderziekten aan het licht gekomen. Er wordt momenteel aan gewerkt deze in kaart te brengen en eruit te halen, en zulke aanpassingen gelijktijdig bij de VAX- en de PC-versie uit te voeren.

Er bestaat ook behoefte aan andere mogelijkheden voor statistische toetsing (zie Drost, 1993 in deze mededeling). Er wordt aan gewerkt deze methoden nader uit te werken. Zodra ze beschikbaar komen, zullen ze in Hycostat ingebouwd worden.

5. LITERATUUR

Drost, Y.C., 1993. Statistische toetsing van duurlijnen. In: A.J.M. Jansen (red.), Van hydrologische naar ecologische effectvoorspelling, enkele resultaten en toepassingen van hydro-ecologisch onderzoek. KIWA-Mededeling nr. 122, KIWA N.V., Nieuwegein.

Gerven, M.W. van, E.E. Heidelberg en A.J.M Jansen, 1993. Anti-verdrogingsscenario's in het Denekampse Veld; een geohydrologische modelstudie met ecologische en landbouwkundige effectvoorspelling in het kader van het REGIWA-project Punthuizen c.s. KIWA-rapport SWE 93.014, KIWA N.V., Nieuwegein.

Haan, M.W.A. de, 1992a. De karakteristieken van duurlijnen van enige grondwaterafhankelijke plantengemeenschappen; de Littorelletea, Isoeto-Nanojuncetea, Oxycocco-Spagnetea en Scheuchzerietea. KIWA-rapport SWE 92.015, KIWA N.V., Nieuwegein.

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

HYCOSTAT, 1990,1991 en 1992. Source code van het programma in diverse stadia van ontwikkeling.

Jansen, P.C., 1981. Verwerking, interpretatie en toepassingsmogelijkheden van grondwaterstandsgegevens met behulp van overschrijdingsduurlijnen. ICW-nota 1260, Staringcentrum, Wageningen.

Stok, O. en W.Knoppert, 1993. in concept. Hycostat, geautomatiseerd hydro-ecologisch gegevenssysteem; gebruikershandleiding versie 2.2. KIWA-rapport SWI 93.133, KIWA N.V., Nieuwegein.

Stuyfzand, P.J., 1986. Een nieuwe hydrochemische classificatie van watertypen, met Nederlandse voorbeelden van toepassing. H_2O 19, p.562-568.

Stuyfzand, P.J., 1993. Hydrochemistry and Hydrology of The Coastal Dune area of the Western Netherlands. KIWA-rapport en proefschrift, Nieuwegein.

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

Wullink, H.M., 1993. De karakteristieken van duurlijnen van enige grondwaterafhankelijke vegetatietypen; het Caricetum acuto-vesicarae, Caricetum elatae, Glycerietum maximae, Senecioni-Brometum en Carici elongatae-Alnetum. KIWA-rapport SWE 93.011, KIWA N.V., Nieuwegein.

Documentatie

Statistische toetsing van duurlijnen

Y.C. Drost

KIWA N.V. Onderzoek en Advies
Nieuwegein

Samenvatting

Om te toetsen of een bepaalde ingreep via veranderingen in de grondwaterstand leidt tot veranderingen in de vegetatie is een methode ontwikkeld om duurlijnen statistisch te toetsen. In dit artikel wordt beschreven wat verstaan wordt onder een duurlijn, welke duurlijnkarakteristieken er in de literatuur gebruikt worden en welke van deze karakteristieken toepasbaar zijn bij de beschrijving van duurlijnen die zijn berekend met behulp van MODFLOW en HYCOSTAT. Afhankelijk van het aantal gegevens en de onderlinge afhankelijkheid van de locaties van de verschillende duurlijnen worden verschillende statistische methoden beschreven voor het vergelijken van duurlijnen en duurlijnbundels.

1. INLEIDING

Voor het onderzoekproject Ecologische aspecten van grondwater winning worden duurlijnen gebruikt voor het beoordelen van de effecten van een ingreep in de waterhuishouding op de vegetatie. Met MODFLOW, een grondwatermodel van de U.S. Geological Survey, is het mogelijk duurlijnen te voorspellen voor één locatie vóór en ná een ingreep in de waterhuishouding. Om het effect op de vegetatie te kwantificeren moeten twee vragen worden beantwoord:

1) treedt er ten gevolge van de ingreep in de waterhuishouding een significante verandering op in de vorm en diepteligging van de duurlijn of duurlijnbundels;
2) zo ja, welke vegetatie is te verwachten op grond van de duurlijn of duurlijnbundels ná de ingreep?

In de literatuur zijn methoden beschreven waarmee verschillen tussen duurlijnen of duurlijnbundels statistisch kunnen worden getoetst (Niemann, 1973; Kemmers en Jansen, 1979; Jansen, 1981; Wierda, 1989). Deze methoden zijn ontwikkeld voor het vergelijken van duurlijnbundels. De duurlijnen binnen een bundel worden beschouwd als onderling onafhankelijk. Deze methoden kunnen niet zonder meer worden toegepast op een situatie waarbij twee duurlijnen van eenzelfde locatie worden vergeleken, omdat de duurlijnen daar niet onafhankelijk zijn van elkaar. In het volgende hoofdstuk wordt uitgelegd hoe een duurlijn geconstrueerd wordt. In hoofdstuk 3 wordt een kort overzicht gegeven van de parameters die gebruikt worden voor het karakteriseren van een duurlijnbundel. In hoofdstuk 4 wordt een overzicht gegeven van de statistische methoden waarmee duurlijnbundels en duurlijnen onderling kunnen worden vergeleken. In hoofdstuk 5 wordt aangegeven welke methoden zijn geimplementeerd in HYCOSTAT en welke aanpassingen nog moeten worden doorgevoerd.

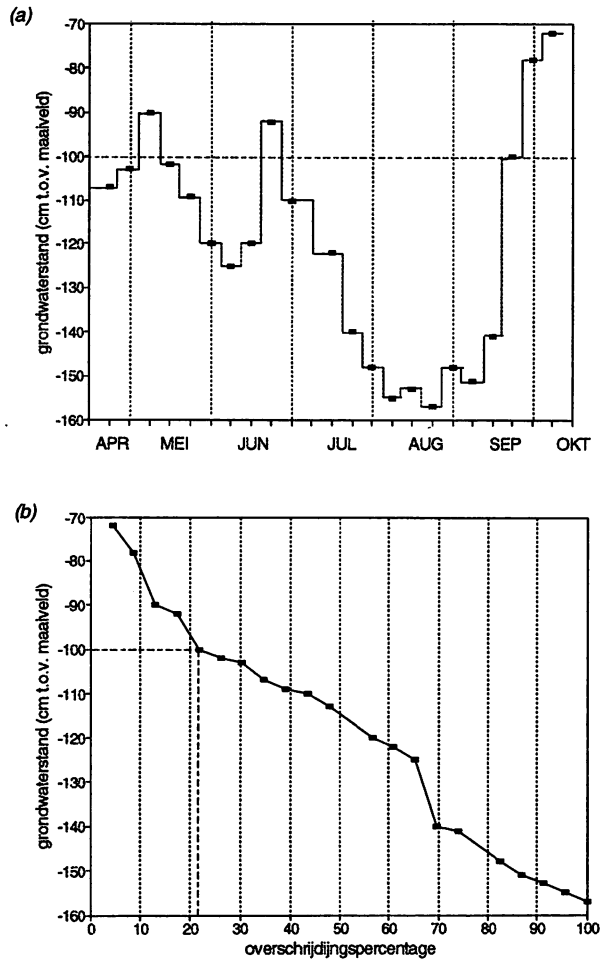
2. CONSTRUCTIE VAN EEN DUURLIJN

Bij een tijd-stijghoogtelijn staat op de abscis de datum en op de ordinaat de diepte van het grondwater t.o.v. maaiveld. Hierbij is de waarde t.o.v. maaiveld een positieve waarde die afneemt naarmate het grondwater dichter bij het maaiveldniveau komt. In figuur 1 staat als voorbeeld een tijdstijghoogtelijn voor de periode april-oktober, samengesteld uit

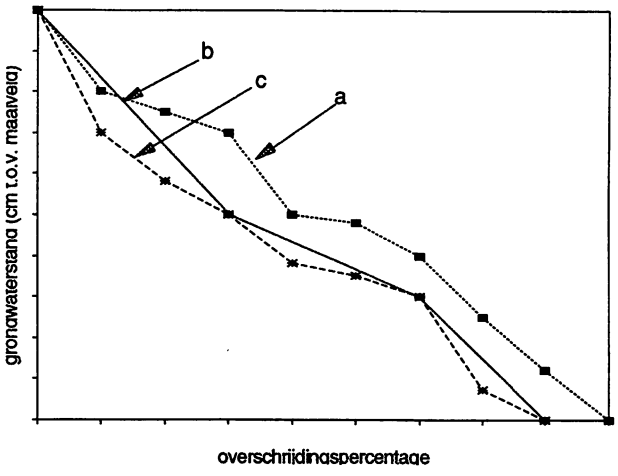
wekelijkse metingen. In HYCOSTAT wordt de dagelijkse grondwaterstand gelijk gesteld aan de dichtsbijzijnde meting (zie de lijn in figuur 1). Is er een ontbrekende waarneming, dan wordt de periode waarover de grondwaterstand constant wordt verondersteld groter (zie de eerste week van juli).

In de duurlijngrafiek staat op de abscis het percentage overschrijdingen en op de ordinaat weer de grondwaterstand t.o.v. maaiveld. Het percentage overschrijdingen bij grondwaterstand y wordt hier gedefinieerd als het percentage dagen van de bemonsterde periode (in het voorbeeld 23 weken à 7 dagen = 161 dagen) waarin de grondwaterstand hoger was (en dus de diepte kleiner) dan y of gelijk was aan y. Het percentage overschrijdingen kan men terugvinden in de tijdstijghoogtegrafiek door een horizontale lijn te trekken bij grondwaterstand y, vervolgens het aantal punten te tellen boven de lijn, dit te vermenigvuldigen met het aantal dagen per week en 100% en te delen door het totaal aantal dagen in de bemonsterde periode (aantal meetpunten x 7 x 100% ÷ 161).

Hoewel de duurlijngrafiek eigenlijk net als de stijghoogtelijn een stapfunctie is, wordt via lineaire interpolatie een zgn. continue functie gecreëerd[1]. Het gevaar van een dergelijke schijnbare continue functie is dat duurlijnen die gebaseerd zijn op een verschillend aantal meetpunten als gelijkwaardige - met elkaar te vergelijken - functies worden beschouwd. Dit geldt ook voor de statistische analyse binnen HYCOSTAT. Een eerste voorwaarde voor het vergelijken van duurlijnen is derhalve dat de meetfrequenties gelijk zijn. In figuur 2 is te zien hoe de verschillen tussen duurlijnen sterk kan worden onderschat wanneer er weinig meetpunten zijn (overschatting is ook mogelijk). Duurlijn a en b zouden dan als niet significant verschillend kunnen worden aangemerkt, terwijl duurlijn a en c wel degelijk verschillend zijn.



Figuur 1 Constructie van een duurlijn (b) uit een tijdshoogtelijn (a). De stippellijnen geven de corresponderende waarden voor een grondwaterstand van 100 cm beneden maaiveld.



Figuur 2 Voorbeeld van het effect van weinig meetpunten op de vorm van de duurlijn. a en c zijn met dezelfde frequentie gemeten, b is de dataset van c met lagere meetfrequentie.

[1] In HYCOSTAT wordt een fictieve waarde, een fractie (0,001 cm) hoger dan de maximaal gemeten grondwaterstand, genomen om een punt in de duurlijngrafiek te krijgen bij een overschrijdingspercentage van 0%.

3. DUURLIJNKARAKTERISTIEKEN

3.1 $M/\bar{x}$

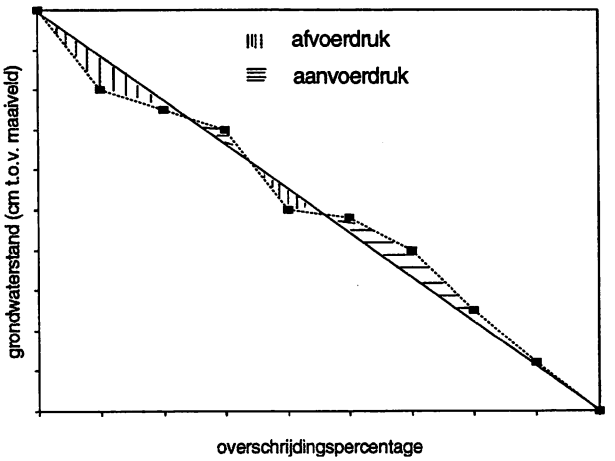
De vorm van een duurlijn kan worden gekarakteriseerd door de ratio mediaan/gemiddelde (Niemann, 1973; Kemmers en Jansen, 1979; Jansen, 1981). De mediaan (M) is de waterstand, die even vaak overals onderschreden wordt. M is rechtstreeks uit de duurlijngrafiek af te lezen. Het rekenkundig gemiddelde ($\bar{x}$) is de gemiddelde grondwaterstand over de gehele periode, welke berekend moet worden via de originele stijghoogten per meting.

Deze maat vat een duurlijn samen in één waarde en wordt daarom aangeraden voor het vergelijken van meerdere duurlijnen. $M/\bar{x}$ geeft informatie over zowel de vorm als de diepteligging van de duurlijn. Tevens kan een vegetatietype worden gekarakteriseerd door de $M/\bar{x}$ van de gemiddelde duurlijn (Grootjans en Ten Klooster, 1980). Bij een concave duurlijn is $M/\bar{x} < 1$, terwijl bij een convexe duurlijn $M/\bar{x} > 1$ is (zie Jansen, 1981 voor uitgebreide behandeling van deze karakteristiek).

$M/\bar{x}$ waarden zijn alleen goed met elkaar te vergelijken voor verschillende plaatsen met vergelijkbare bodemopbouw en over dezelfde periode (Jansen, 1981). Het is geen goede parameter om meerdere jaren van één locatie met elkaar te vergelijken, omdat het veranderende neerslagpatroon over de jaren een vertekend beeld kan geven. Wanneer echter een duurlijn van een locatie wordt vergeleken met een voorspelde duurlijn wordt het neerslagpatroon als constant verondersteld en kan dus toch $M/\bar{x}$ worden gebruikt.

3.2 p_t

Dit is een maat voor aan- en afvoerdruk en wordt weergegeven als druk (pressure) over een bepaalde perdiode (time). Indien de daling van het grondwater het gevolg zou zijn van een constant verschil tussen aan- en afvoer van water, zou het verloop van deze daling éénparig zijn. Hetzelfde zou gelden voor het verloop van de stijging van het grondwater. Echter, door de ongelijke verdeling van neerslag, evapotranspiratie en andere factoren zoals het verhang van het grondwater is dit verloop niet éénparig en zal de aanvoer groter zijn dan de afvoer of andersom (zie



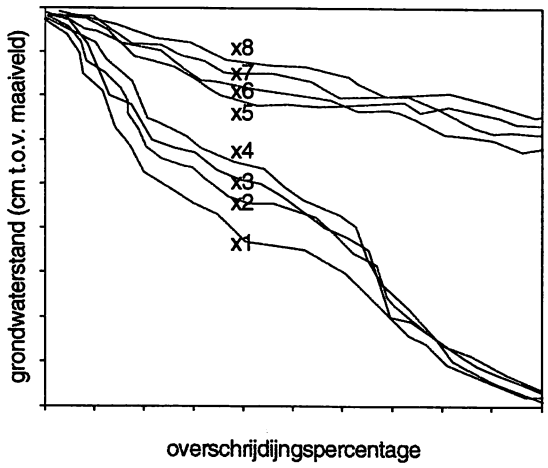
Figuur 3 Illustratie van de oppervlaktebepaling voor de berekening van p_t. De rechte lijn is de eenparige verandering tussen hoogste en laagste grondwaterstand.

Jansen 1981 voor een uitgebreide behandeling van p_t). De gemiddelde aan- en afvoerdruk (p_t) kunnen worden bepaald met het oppervlak tussen de gemiddelde duurlijn en de lijn van éénparige verandering en deze te delen door de lengte van de x-as waarover is gemeten (zie figuur 3). De p_t-waarde geeft gedetailleerde informatie (meer dan $M/\bar{x}$) over de vorm van de gemiddelde duurlijn, maar niet over de diepteligging (Jansen, 1981).

Het aangevoerde water is afkomstig van neerslag, kwel en horizontale toestroming, terwijl het afgevoerde water is verdwenen via evapotranspiratie, infiltratie of horizontale afstroming (Jansen, 1981). Een toepassing van p_t is dat onder bepaalde omstandigheden de causale factor van verschillen in aan- of afvoer kan worden achterhaald. Indien het neerslag overschot op plaatsen met vrijwel identieke bodems even groot is en het effect ervan op de duurlijnvorm hetzelfde is, kan met p_t het relatieve verschil in kwel/afvoer aangegeven worden (Jansen, 1981). Om op deze manier verschil in kwel/afvoer met behulp van p_t te berekenen moeten de meetperioden gelijk zijn, zodat de neerslagoverschotten voor beide locaties als identiek kunnen worden beschouwd.

De p_t-waarden van verschillende jaren van eenzelfde plaats zeggen wat over de veranderingen in neerslagoverschot, wanneer factoren als ontwatering, kwel en type vegetatie (bepaalt de verdamping) constant blijven.

Voor duurlijnen van eenzelfde plaats voor de jaren vóór en ná een ingreep kan p_t gebruikt worden om de verschillen in aan- en afvoerdruk te bekijken, maar de causale factoren van veranderingen in p_t kunnen niet worden achterhaald als blijkt dat de duurlijnen significant van elkaar verschillen. Veranderingen in p_t kunnen dan het gevolg zijn van een verandering in neerslagoverschot, doordat de vegetatie verandert, óf van een verandering in kwel/afvoer óf van beide. Enkel wanneer blijkt dat de duurlijnen voor en na de ingreep niet significant verschillend zijn en dus het vegetatietype naar verwachting niet zal veranderen, kan men veronderstellen dat het neerslagoverschot ook niet zal veranderen. Alleen in dit geval kan dan het verschil in p_t geïnterpreteerd worden als een verschil in kwel/afvoer.



Figuur 4 Twee bundels duurlijnen van onafhankelijke lokaties. Duurlijnen xl t/m x4 behoren tot de ene duurlijnbundel en x5 t/m x8 tot de andere

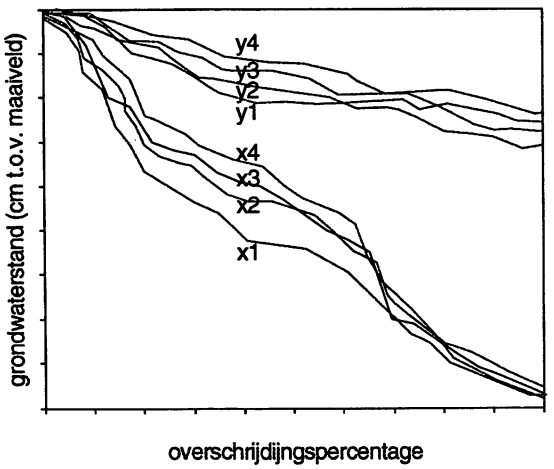
4. STATISTISCHE TOETSING VAN DUURLIJNEN

Er zijn verschillende situaties waarbij statistische toetsing van duurlijnen wenselijk is. Een eerste toepassing is van belang bij het karakteriseren van standplaatscondities van vegetatietypen. Wanneer een vegetatie is opgenomen en duurlijnen van een locatie zijn geconstrueerd wil men de vraag kunnen beantwoorden of de duurlijnen van die locatie ook typisch zijn voor het desbetreffende vegetatietype. Hiertoe kan de zojuist geconstrueerde duurlijnbundel worden vergeleken met de duurlijnbundel van reeds eerder bewerkte locaties. De vraag is nu of de verschillen tussen de bundels berusten op toeval of niet en dit kan worden getoetst zoals beschreven in 4.1. Een tweede toepassing is de vergelijking van duurlijnen van een enkele locatie voor en na een ingreep in het kader van effectvoorspellingen met een simulatiemodel. Hier moet de vraag worden beantwoord of een ingreep in de waterhuishouding een effect heeft op de vegetatie. Daartoe moet de gemeten of berekende duurlijn voor de ingreep worden vergeleken met de voorspelde duurlijn na de ingreep en moet de vraag beantwoord worden of de verschillen berusten op toeval of niet. Deze toepassing wordt besproken in 4.2.

4.1 Toetsing voor karakterisering van standplaatscondities voor vegetatietypen

Duurlijnbundels van verschillende vegetatietypen kunnen met elkaar worden vergeleken door voor een aantal overschrijdingsduren de stijghoogten met elkaar te vergelijken (figuur 4). Omdat de stijghoogten behorende bij verschillende duurlijnen bij hetzelfde overschrijdingspercentage niet normaal verdeeld zijn wordt hiervoor de non- parametrische Mann-Whitney U-test gebruikt (zie voor gebruik van de toets Niemann, 1973). Volgens Niemann zijn de duurlijnbundels van twee verschillende vegetaties vaak al met drie waarden voor de overschrijdingsduur (minimum, maximum en mediaan) te onderscheiden, maar regel is 7 intervallen te maken over de x-as. Voor gebruik van de Mann- Whitney U-test moet de som van het aantal duurlijnen in beide bundels 5 zijn.

Voor de Mann-Whitney U-test is het een vereiste dat de duurlijnen in elke bundel onderling onafhankelijk zijn van elkaar. Hetzelfde geldt voor de duurlijnbundels als geheel. Twee duurlijnbundels zijn niet onafhankelijk, bijvoorbeeld wanneer de lokaties van beide bundels heel dicht bij elkaar liggen. Wanneer over dezelfde periode duurlijnen beschikbaar zijn van naburige lokaties, dan kan de Wilcoxon matched-pairs test worden gebruikt (figuur 5). Hierbij wordt eerst het verschil bepaald per paar (bijvoorbeeld het verschil tussen de twee lokaties per tijdseenheid). Vervolgens worden aan de grootte van de verschillen rangnummers toegekend, die daarna het teken krijgen van het verschil. De nulhypothese waartegen wordt getoetst veronderstelt dat de som van de rangnummers van de negatieve verschillen gelijk is aan de



Figuur 5 Duurlijnbundels van twee afhankelijke lokaties. xi en yi zijn de grondwaterstanden voor de twee locaties voor jaar i.

som van de rangnummers van de positieve verschillen. Voor de Wilcoxon matched-pairs test moet het aantal verschillen minimaal 5 zijn, d.w.z. iedere bundel moet minimaal 5 duurlijnen hebben.

Niemann (1973) toetst alleen over de x-as, dus vergelijkt stijghoogten per overschrijdingsklasse. Het is echter ook mogelijk om zowel over de x-as als de y-as te toetsen (Kemmers en Jansen, 1979; Jansen, 1981; Grootjans en Ten Klooster, 1980). Toetsen over de y-as houdt in dat er stijghoogteklassen worden gemaakt (5 klassen is gebruikelijk) en per stijghoogteklasse overschrijdingsduren worden vergeleken.

Wanneer het niet mogelijk is de Mann-Whitney U-test of de Wilcoxon matched-pairs test te gebruiken, bijvoorbeeld wanneer duurlijnbundels van twee naburige lokaties moeten worden vergeleken maar elk een andere periode bestrijken, of wanneer het aantal duurlijnen te gering is, dan zou kunnen worden getoetst op gemiddelde duurlijnen. Een gemiddelde duurlijn wordt berekend door voor elk overschrijdingspercentage de gemiddelde stijghoogte te berekenen. Hierbij moet worden opgemerkt dat het aantal natte en droge jaren in de beide perioden ongeveer gelijk dient te zijn. De gemiddelde duurlijnen kunnen vervolgens worden getoetst met de gepaarde t-test, gecorrigeerd voor autocorrelatie, zoals beschreven in het volgende hoofdstuk (zie ook tabel 1).

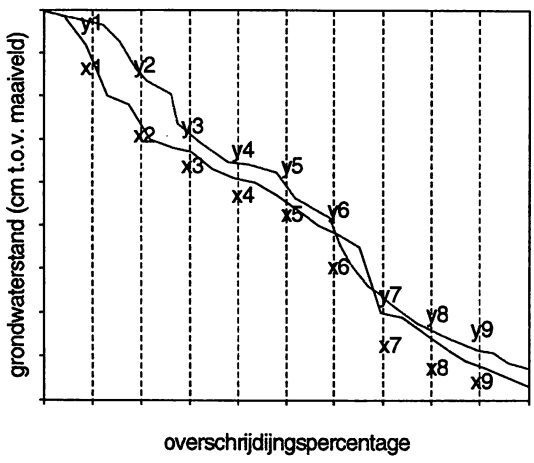
4.2 Toetsing voor effectvoorspelling met MODFLOW en HYCOSTAT

4.2.1 Verschil tussen gemeten duurlijn en voorspelde duurlijn na een ingreep

Hycostat is zo opgebouwd dat de verschillen tussen een gemeten of berekende duurlijn in de oude situatie en een voorspelde duurlijn worden getoetst. Wanneer men voor meerdere jaren duurlijnen heeft van een locatie, kan elke duurlijn afzonderlijk worden getoetst aan de uit deze gegevens voorspelde duurlijn. Echter, wanneer men beschikt over meerdere (meer dan 4) duurlijnen kunnen de statistische procedures beschreven in hoofdstuk 3 worden gebruikt. Deze zijn niet als zodanig in Hycostat geimplementeerd. Om verschillen aan te tonen tussen één duurlijn van een bepaalde lokatie en de met MODFLOW voorspelde duurlijn na een ingreep, is een andere statistische methode nodig dan beschreven in hoofdstuk 3. De Mann-Whitney U-test kan om twee redenen niet worden gebruikt: 1) de duurlijnen moeten als onafhankelijke steekproeven kunnen worden beschouwd en omdat de ene lijn voorspeld wordt op basis van de andere lijn is dit niet het geval en 2) we hebben slechts 1 duurlijn vóór de ingreep en 1 voorspelde duurlijn na de ingreep. Om de tweede reden kan de Wilcoxon matched-pairs test ook niet worden gebruikt.

Afhankelijk van gemeten periodes voor en na de ingreep zullen andere methoden gebruikt moeten worden[2]. Gaan we uit van een minimale periode, bijvoorbeeld een duurlijn over een periode minder dan een jaar - de voorspelde duurlijn wordt over een vergelijkbare periode berekend - dan hebben we voor en na de ingreep slechts één duurlijn en moet op grond van deze twee duurlijnen het effect op de vegetatiesamenstelling worden bepaald (figuur 6). Per waarde van de overschrijdingsduur hebben we maar twee punten, dus toetsen per overschrijdingsduur heeft geen zin. Op één of andere manier moeten de hele duurlijnen met elkaar kunnen worden vergeleken. Echter de punten van één duurlijn zijn niet onderling onafhankelijk, maar vertonen zgn. autocorrelatie en seizoensinvloeden. Om de seizoensinvloeden eruit te halen nemen we de verschilreeks van de duurlijnen. In HYCOSTAT wordt voor 100 punten (elke percent

[2] De meetfrequenties voor en na de ingreep worden gelijk verondersteld.



Figuur 6 Twee duurlijnen van eenzelfde locatie. Duurlijn x is gemeten en duurlijn y is voorspeld. De verschilreeks wordt berekend op grond van (x1-y1, x2-y2, etc.)

overschrijding) het verschil tussen de duurlijnen berekend. Hierin zit dan alleen nog autocorrelatie. Vervolgens wordt met een gepaarde t-test[3] berekend of het gemiddelde verschil tussen de duurlijnen voor en na de ingreep significant verschilt van 0. Echter, de gepaarde t-test moet nu nog gecorrigeerd worden voor de autocorrelatie in de verschilreeks. Dit gebeurt door het effectieve aantal waarnemingen (n*) te berekenen (Montgomery and Reckhow, 1984) waarbij r de 1e orde autocorrelatiecoëfficiënt is en n het aantal waarden in de verschilreeks:

$$n^*=n\left(\frac{1+r}{1-r}-\frac{2}{n}\cdot\frac{r(1-r^n)}{(1-r)^2}\right)^{-1}$$

Vervolgens wordt t als volgt berekend:

$$t=\frac{\bar{x}}{\frac{s}{\sqrt{n^*}}}$$

waarbij $\bar{x}$ het geschatte gemiddelde is van de verschilreeks en s de geschatte standaardafwijking.

4.2.2 Toetsing van verschillen in grondwaterstand

In HYCOSTAT wordt ook getoetst of er significante verschillen optreden in de grondwaterstand voor en na een ingreep. Verschillen tussen dergelijke tijdreeksen kunnen - net als met de duurlijnen - statistisch getoetst worden met de t-toets op verschillen, gecorrigeerd voor autocorrelatie. Voor het toetsen van verschillen in grotere tijdreeksen met staptrend analyse wordt verwezen naar Baggelaar & Baggelaar, 1991.

4.2.3. Toetsing van voorspelde duurlijnen aan referentiebundels

Wanneer een voorspelde duurlijn significant verschillend is bevonden t.o.v. de duurlijn vóór de ingreep is de volgende vraag tot welke vegetatiesamenstelling de voorspelde duurlijn zal leiden. De voorspelde duurlijn wordt hiertoe vergeleken met duurlijnen in het referentiebestand. De voorspelde duurlijn en de referentieduurlijnen zijn onafhankelijk van elkaar, maar de periodes waarover is gemeten zijn uiteraard verschillend. Om een idee te krijgen van de effecten van droge en natte jaren is het daarom wenselijk dat de duurlijnbundels in de referentiecollectie op zoveel mogelijk duurlijnen zijn gebaseerd. Een eerste selectie uit de gemiddelde referentie duurlijnen wordt gemaakt op grond van abiotische factoren (chemische samenstelling van het grondwater, bodemtype etc.). Vervolgens kan met de kleinste kwadratenmethode worden gekeken welke gemiddelde referentieduurlijn het best past bij de voorspelde duurlijn. Omdat deze methode nog niet is geïmplementeerd in HYCOSTAT gaan we hier niet verder op in. Tot nu toe wordt de selectie gemaakt met de duurlijnkarakteristieken: mediaan, gemiddelde, maximale grondwaterstand, minimale grond waterstand en inundatie. Wanneer de berekende karakteristieken van de voorspelde duurlijn binnen de range van de karakteristieken van een vegetatietype vallen - d.w.z. voor mediaan: mediaan voorspelde duurlijn zit tussen minimale en maximale mediaan van de referentiebundel - dan wordt de ontwikkeling van dat vegetatietype in principe mogelijk geacht. Er kunnen dus meerdere vegetatietypen mogelijk zijn, wanneer ranges van vegetatietypen overlappen.

4.3 Overzicht van toetsingsmethoden

Tabel 1 geeft een overzicht van de statistische methoden voor het vergelijken van duurlijnbundels en enkele duurlijnen.

[3] Hoewel de verschilreeks van de cumulatieve overschrijdingspercentages misschien niet normaal verdeeld is verwachten we dat het gemiddelede hiervan wel uit een normale verdeling komt zodat van de t-test gebruik gemaakt kan worden.

Tabel 1 Overzicht van statistische methoden die gebruikt kunnen worden voor verschillende situaties.

lokaties	periodes	$n_1 + n_2$ *	statistische toets
twee onafhankelijk lokaties	gelijk	> 5	Mann-Whitney U-test per overschrijdingsduur
		< 5	t-test, gecorrigeerd voor autocorrelatie, op verschil van gemiddelde duurlijnen
	verschillend	> 5	Mann-Whitney U-test per overschrijdingduur
		< 5	t-test, gecorrigeerd voor autocorrelatie, op verschil van gemiddelde duurlijnen
twee afhankelijke lokaties	gelijk	> 10	Wilcoxon matched-pairs test per overschrijdingsduur, paring per tijdseenheid
		< 10	t-test, gecorrigeerd voor autocorrelatie, op verschil van gemiddelde duurlijnen
	verschillend	> 10 of < 10	t-test, gecorrigeerd voor autocorrelatie, op verschil van gemiddelde duurlijnen
één lokatie	per definitie verschillend	> 5	t-test, gecorrigeerd voor autocorrelatie, op verschil van gemiddelde duurlijnen

** n_1 en n_2 zijn het aantal duurlijnen in de duurlijnbundels van de respectievelijke lokaties.*

5. TOETSING VAN DUURLIJNEN MET HYCOSTAT

De enige statistische methode die nu is geïmplementeerd in HYCOSTAT is de gepaarde t-test, gecorrigeerd voor autocorrelatie. Deze methode kan voor verschillende situaties worden gebruikt. Het onderscheidend vermogen van de t-test komt echter niet altijd overeen met wat de ecologische onderzoeker op grond van praktijk zou besluiten. Het komt voor dat twee duurlijnen elkaar kruisen, maar voor de rest erg uiteenlopen. In dat geval wordt vaak een niet-significant verschil gevonden. Dit is niet verwonderlijk, omdat de t-test de hypothese toetst of het gemiddelde van de verschillen tussen de duurlijnen gelijk is aan 0. Wanneer er ongeveer evenveel positieve als negatieve verschillen zijn zal het gemiddelde verschil ongeveer 0 zijn en wordt de hypothese niet verworpen. Twee mogelijkheden om dit probleem op te lossen zijn: 1) de toets zo aanpassen dat er niet naar het gemiddelde verschil wordt gekeken, maar naar het gemiddelde absolute verschil en 2) de toets een aantal keren uit te voeren voor verschillende klassen van overschrijdingspercentages. De met methode 2) verkregen significantieniveaus kunnen - net zoals dat voor de Mann-Whitney U-toets wordt gedaan - in een grafiek worden uitgezet tegen de overschrijdingsduurklassen. Dit is echter nog niet geïmplementeerd in HYCOSTAT. HYCOSTAT is gedeeltelijk uitgetest, maar moet nog worden beproefd voor nachtmerriescenario's. De statistische methodiek is daarom ook nog niet geheel uitgekristalliseerd.

6. LITERATUUR

Baggelaar, P.K. en D.H. Baggelaar, 1991. Project Trendbepaling Rapportage 2e fase. KIWA rapport SWO 90.284.

Grootjans A.P. en W.Ph. Ten Klooster, 1980. Changes of groundwater regime in wet meadows. Acta Bot. Neerl. 29(5/6): 541- 554.

Jansen, P.C., 1981. Verwerking, interpretatie en toepassingsmogelijkheden van grondwaterstandsgegevens met behulp van overschrijdingsduurlijnen. ICW nota 1260, Wageningen.

Kemmers, R.H. en P.C. Jansen, 1979. Overschrijdingsduurlijnen van grondwaterstanden en de invloed van het grondwater regime op de vegetatie. ICW nota 1144, Wageningen.

Montgomery, R.H. and K.H. Reckhow. 1984. Techniques for detecting trends in lake water quality. Water Res. Bull. 20: 43- 51.

Niemann, E., 1973. Grundwasser und vegetationsgefüge. Nova acta. Leopoldina suppl. nr. 6, Band 38, Leipzig.

Wierda, A. 1989. Ecologische responsieanalyse van moeras- en hooilandvegetaties t.a.v. verschillende grondwaterparameters. P.P. D. Groningen, Rijksuniversiteit Groningen, No. 17.

Documentatie

Duurlijnen van natte heiden, typering van het grondwaterstandsverloop van een regenwater-afhankelijk vegetatietype

M.W.A. de Haan

voorheen: KIWA N.V.
thans: Universiteit van Amsterdam

Samenvatting

Natte heiden (Ericetum tetralicis) zijn plantengemeenschappen die kenmerkend zijn voor infiltratiemilieus. De grondwaterstand is een sturende factor in het voorkomen van deze gemeenschappen. Ontwatering en zure depositie bedreigen in toenemende mate de kwaliteit van de niet aan ontginning ten prooigevallen natte heideterreinen.

Via duurlijnen kan het grondwaterregime van de natte heiden nauwkeurig worden gekarakteriseerd. Het grondwaterstandsverloop blijkt differentiërend te zijn voor verschillende subassociaties van de natte heidevegetaties. De hoogste waterstanden treden op bij de veenmosrijke subassociatie. Deze vegetatie is in de winterperiode lange tijd overstroomd. 's Zomers zakt het grondwater meestal niet meer dan een paar decimeter diep weg. De typische subassociatie heeft een vergelijkbaar duurlijnpatroon, maar de grondwaterstanden zijn over het algemeen lager dan bij de veenmosrijke gemeenschappen. De laagste grondwaterstanden komen voor bij de korstmosrijke subassociatie. Binnen deze gemeenschap kan een vochtige en een droge variant worden onderscheiden. Duurlijnen van de vochtige variant zijn vergelijkbaar met die aan de onderzijde van de duurlijnbundel van typische heidegemeenschappen. De droge variant kent daarentegen zeer lage grondwaterstanden: tot meer dan 2 meter diep.

Het duurlijnpatroon van natte heiden wordt sterk bepaald door de bodemopbouw. Op veengrond wordt de vegetatie gekenmerkt door een vrij constante grondwaterstand, met alleen in droge perioden dieper wegzakkende standen. Op zandgrond heeft het grondwaterregime van overeenkomstige subassociaties een veel grotere dynamiek, met 's winters vaak iets hogere en 's zomers veel lagere grondwaterstanden.

1. INLEIDING

Tot aan het begin van deze eeuw waren heiden onmiskenbaar verweven met het Nederlandse landschap van de zandgronden. Als gevolg van een eeuwenlang onveranderde wijze van landbouw kwamen op de zandgronden uitgestrekte heidevelden voor. In de eerste zes decennia van deze eeuw zijn veel van deze heideterreinen ontgonnen. Vooral de natte heiden zijn hierdoor op grote schaal verdwenen. Ontwatering van natte infiltratiegebieden is naast zure depositie de belangrijkste oorzaak van de kwalitatieve achteruitgang van de resterende oppervlakte natte heide. Om een beter inzicht te krijgen in de relatie tussen het grondwaterregime en het voorkomen van natte heiden, wordt in dit artikel het karakteristieke verloop van de grondwaterstand van een aantal natte heidegemeenschappen beschreven.

2. NATTE HEIDEN: VOORKOMEN, ONDERVERDELING EN BETEKENIS

2.1 Het milieu van de natte heiden

Natte heiden (*Ericetum tetralicis*) zijn, in vergelijking met andere heidegemeenschappen, vrij soortenrijke plantengemeenschappen die gedomineerd worden door Gewone dophei (*Erica tetralix*) en die een goed ontwikkelde moslaag bezitten. Behalve de

voor heiden in het algemeen geldende voedselarme milieus, is de over het gehele jaar vochtige bodem kenmerkend voor natte heiden. In de winter staat het grondwater ter hoogte van het maaiveld en 's zomers daalt de waterstand tot 1 à 1,5 m beneden maaiveld (Westhoff & Den Held, 1975; De Smidt, 1981). De vegetatie komt voor in zogenaamde infiltratiemilieus, waar het grondwater nagenoeg alleen door regenwater wordt gevoed. Dergelijke milieus komen o.a. voor op plaatsen waar door de aanwezigheid van een slecht doorlatende laag in de ondergrond stagnatie van het regenwater optreedt. Door de hoge grondwaterstand is de vorming van organische zuren en de uitspoeling van voedingsstoffen minder groot dan bij droge heiden (Weeda et al., 1988).
Natte heidegemeenschappen komen van nature voor op de randen van hoogvenen, aan randen van voedselarme vennen en in laagten met relatief sterk wisselende grondwaterstanden in bossen op arme zandgronden. Daarnaast komen natte heiden voor als halfnatuurlijke vervangingsgemeenschappen van bossen op vochtige zandgronden. Door afplaggen van deze heiden kan de successie tot bos worden tegengegaan (De Smidt, 1981). Ook op aanvankelijk minder vochtige gronden kan de natte heide zich op den duur uitbreiden, doordat ontbossing leidt tot een geleidelijke stijging van de grondwaterspiegel (Weeda et al., 1988).

2.2 *Vegetatiekundige indeling*

Plantengemeenschappen kunnen worden onderverdeeld in verschillende eenheden. De basiseenheid in de vegetatiekunde is de associatie. Een associatie is een plantengemeenschap met een min of meer vaste combinatie van plantesoorten en met een eigen en kenmerkende relatie met zijn milieu (Westhoff & Den Held, 1975). Op basis van de aanwezigheid van zogenaamde differentiërende soorten kan een associatie verder worden onderverdeeld in subassociaties en varianten.
De natte heiden behoren tot de Dopheide-associatie (*Ericetum tetralicis*). Behalve Gewone dophei is Veenbies (*Scirpus cespitosus ssp. germanicus*) een kenmerkende soort voor deze gemeenschap. De moslaag wordt gekenmerkt door de veenmossoorten Kussentjesveenmos, Zacht en Week veenmos (*Sphagnum compactum, S. tenellum, S. molle*) en door Goud-Klauwtjesmos (*Hypnum imponens*) (Westhoff & den Held, 1975; De Smidt, 1981). De gemeenschappen van de natte heiden kunnen worden onderverdeeld in een aantal subassociaties, waarvan de veenmosrijke (subass. sphagnetosum), de typische (subass. typicum) en de korstmosrijke (subass. cladonietosum) gemeenschappen zullen worden besproken. De veenmosrijke subassociatie onderscheidt zich van de andere subassociaties door het voorkomen van een aantal soorten kenmerkend voor vegetaties van hoogvenen en een hoge bedekking van verschillende levermos- en veenmossoorten. De typische subassociatie heeft de meest basale soortensamenstelling, wat wil zeggen dat deze vegetatie zich niet onderscheidt door het bezit van een aantal "eigen" plantesoorten, maar dat de kenmerkende soorten van de associatie hierin optimaal voorkomen. In de korstmosrijke gemeenschap ontbreken typische vochtindicatoren, zoals Eenarig wollegras (*Eriophorum vaginatum*). Daarentegen verschijnen soorten van drogere standplaatsen, waaronder een groot aantal korstmossen (Westhoff et al., 1942; De Smidt, 1981).

2.3 *Betekenis van natte heideterreinen*

Het belang van het behoud van een voldoende groot areaal aan natte heide komt tot uiting in de geografie van deze gemeenschap (De Smidt, 1981; Weeda et al., 1988). Het hoofdverspreidingsgebied is nooit erg groot geweest en lag in een strook niet ver van de kust van Antwerpen tot Sleeswijk-Holstein. Nederland had hierin een centrale ligging. Als gevolg van ontginningswerken is een groot deel van de natte heiden verdwenen. Op dit moment komen buiten Nederland nagenoeg geen natte heideterreinen meer voor. Ook in Nederland is veel verloren gegaan, maar zijn nog enkele terreinen van enige omvang behouden. Van de botanisch zeer gevarieerde natte heide op leemgronden zijn slechts enkele snippers bewaard gebleven (De Smidt, 1981).

3. METHODE

Op verschillende plaatsen in Nederland zijn grondwaterstandsmetingen verricht in natte heidegemeenschappen. De metingen zijn afkomstig uit natuurgebieden, waar het grondwater relatief weinig of niet is beïnvloed door drainage. Het gaat hierbij om de volgende gebieden: Beerzerveld, Bergvennen en Wierdense Veld (stichting Overijssels Landschap), Bargerveen, Beuninger Achterheide, Croonen, Punt-

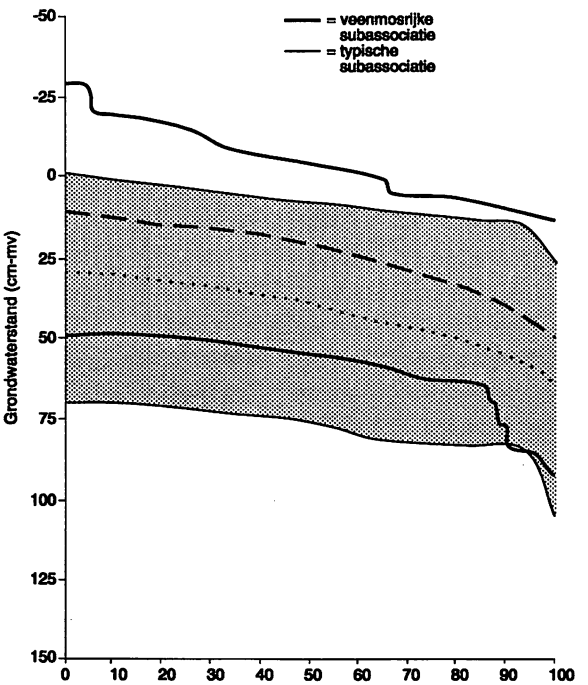
huizen, Stroothuizen en Voltherbroek (Staatsbosbeheer), Den Treek (particulier landgoed). Daarnaast zijn gegevens ontleend aan de literatuur en wel van de volgende gebieden: Oost-Gelderland (Both & v.Wirdum, 1981), Gildehauser Venn (Duitsland; Dierssen, 1973), Sleeswijk-Holstein (Duitsland; Lache, 1976) en het Zwarte Woud (Duitsland; Dierssen & Dierssen, 1984; 1985).
De grondwaterstanden zijn over een periode van minimaal een jaar gemeten, met een frequentie van eenmaal per 2 weken tot eenmaal per maand. Deze meetgegevens zijn verwerkt tot duurlijnen met behulp van het programma HYCOSTAT (zie Baggelaar, 1993 in deze mededeling). Bij elk van de meetpunten is de vegetatie beschreven en geclassificeerd tot op het niveau van subassociaties en varianten. Op dit niveau bestaat er een uitgesproken relatie tussen grondwaterregime en vegetatie (Niemann, 1973; Grootjans, 1985). Omdat samenvoeging van duurlijnen uit verschillende gebieden alleen mogelijk is indien bodemopbouw en hydrologie vergelijkbaar zijn, is onderscheid gemaakt tussen vegetaties op veen- en op zandgrond.
Voor elk van de onderscheiden vegetatietypen zijn de duurlijnen samengevoegd en is het gemiddelde duurlijnverloop berekend. De karakteristieke eigenschappen van de duurlijnen zijn beschreven en onderling vergeleken. Voor de statistische analyse van de duurlijnen is gebruik gemaakt van de t-toets (zie Drost, 1993 in deze mededeling).

4. HET GRONDWATERREGIME

In figuur 1 zijn de grenzen van de duurlijnbundels van de onderscheiden gemeenschappen van de natte heiden weergegeven. Ook de gemiddelde duurlijnen zijn hierin afgebeeld. De karakteristieken van de gemiddelde duurlijnen staan vermeld in tabel 1.

4.1 Typering van de duurlijnen

Veenmosrijke subassociatie
Op veengrond wordt de vegetatie gekenmerkt door langdurig hoge grondwaterstanden. In natte situaties is de vegetatie een deel van het jaar geïnundeerd. Bij dergelijk hoge standen daalt het grondwater 's zomers tot slechts een paar decimeter beneden maaiveld. Meestal staat het grondwater echter het gehele jaar beneden maaiveld. De ondergrens van de duurlijnbundel varieert van 50 cm in natte tot circa 80 cm in droge perioden. De duurlijnen bezitten over het algemeen een zeer kleine amplitude, wat duidt op een constante grondwaterstand. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door het grote vochtbindend vermogen van veen.
Op zandgronden kent de vegetatie 's zomers over het algemeen dieper wegzakkende grondwaterstanden. In de winter zijn de grondwaterstanden wel goed vergelijkbaar met die op veengrond. Ook hier is de vegetatie in een aantal gevallen enige tijd geïnundeerd, maar ligt de hoogste grondwaterstand gemiddeld 35 cm beneden maaiveld. Doordat op zandgronden het regenwater makkelijker in de bodem kan wegzijgen, zakt het grondwater in minder natte perioden eerder en dieper weg dan in veengronden. De grotere dynamiek van het grondwater in zandgronden blijkt ook uit de amplitude, die circa 2 maal zo groot is als die in veengronden. De duurlijnen hebben over het algemeen een lineaire tot licht convexe vorm (z/x-waarde is kleiner dan 1; Pt-waarde is iets positief), wat wordt



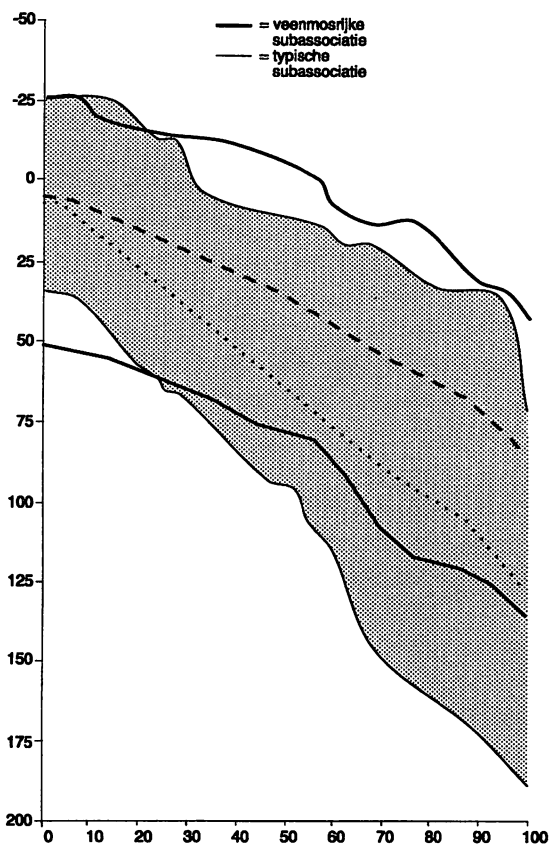
Figuur 1A Duurlijnbundels en gemiddelde duurlijnen van de veenmosrijke (Ericetum tetracilis sphagnetosum) en typische subassociatie (Ericetum tetralicis typicum) van de natte heiden op veengronden. De gemiddelde duurlijnen zijn opgenomen als onderbroken lijnen.

veroorzaakt door het langer voorkomen van hoge dan lage grondwaterstanden; de afvoer van water is dus geremd. De verschillen tussen de vorm van de gemiddelde duurlijnen op veen- en op zandgrond zijn niet significant ($\alpha < 0{,}05$). De gemiddelde en laagste grondwaterstanden en de amplitude van de duurlijnen verschillen echter zodanig, dat duurlijnen op veengrond onderscheiden kunnen worden van die op zandgrond.

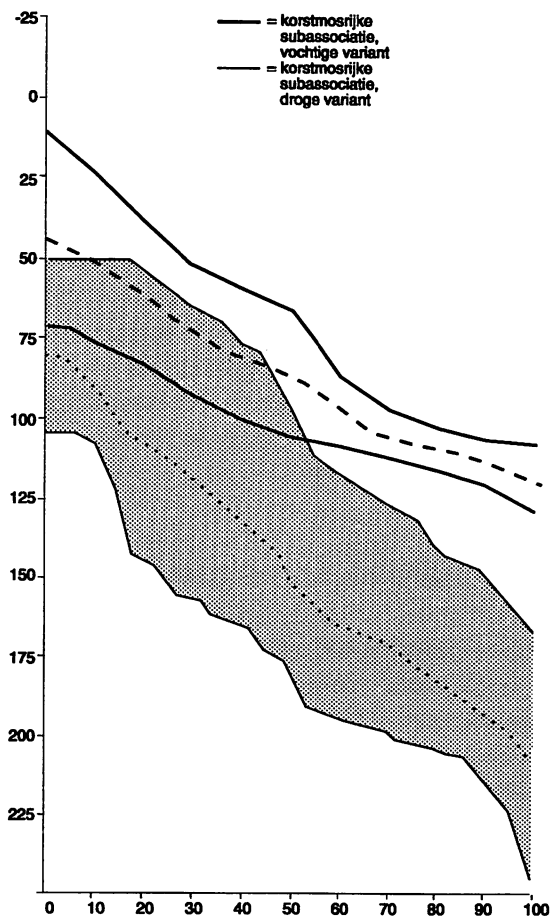
Typische subassociatie

Het onderscheid tussen duurlijnen van vegetaties op zand- en op veengrond is bij de typische subassociatie van de natte heide nog duidelijker aanwezig dan bij de veenmosrijke. De minimum grondwaterstand ligt op zandgrond gemiddeld lager dan 1 meter beneden maaiveld en de amplitude van de duurlijn is ruim drie maal zo groot als die op veengrond. Desondanks zijn ook hier de verschillen tussen de vorm van de gemiddelde duurlijnen op veen- en op zandgrond niet significant ($\alpha < 0{,}05$).

De duurlijnen op veengrond hebben over het algemeen een lineaire vorm; de gemiddelde waarde voor z/x is iets kleiner dan 1, waarbij gemiddeld sprake is van een lichte netto-aanvoerdruk van water. Het grondwater stijgt in natte perioden tot aan maaiveld en verblijft daar een lange tijd. De laagste grondwaterstanden liggen ongeveer op 85 cm beneden maaiveld. In zeer droge perioden kan het grondwater korte tijd tot een meter diep wegzakken. Evenals bij de



Figuur 1B Duurlijnbundels en gemiddelde duurlijnen van de veenmosrijke (Ericetum tetracilis sphagnetosum) en de typische (Ericetum tetralicis typicum) subassociatie van de natte heide op zandgronden. De gemiddelde duurlijnen zijn opgenomen als onderbroken lijnen.



Figuur 1C Duurlijnbundels en gemiddelde duurlijnen van de vochtige en droge variant van de korstmosrijke subassociatie van de natte heiden (Ericetum tetralicis cladonietosum). De gemiddelde duurlijnen zijn opgenomen als onderbroken lijnen.

subassoc.	max. (cm)	min. (cm)	ampl. (cm)	gem. (cm)	mediaan. (cm)	z/x.	Pt/d (cm)	F-index (cm/14d)
veenmosrijk								
op veen	35	11	49	23	21	0,88	6,6	3,9
op zand	36	4	84	37	34	0,91	6,7	10,9
typisch								
op veen	32	30	65	41	39	0,95	6,5	3,6
op zand	64	6	126	61	59	0,97	4,9	16,0
korstmosrijk								
vochtig	6	42	120	86	87	1,01	-4,6	-
droog	5	79	209	145	151	1,04	-0,9	15,9

Tabel 1 Karakteristieken van de gemiddelde duurlijnen van subassociaties van de natte heiden (Ericetum tetralicis)

veenmosrijke subassociatie is op veengronden het verschil tussen de hoogste en laagste grondwaterstand in de meeste gebieden niet groot.
Op zandgrond is de grondwaterstand in de winter over het algemeen hoger dan op veengrond. De vegetatie kan in natte jaren zelfs enige tijd geïnundeerd zijn. Het grootste deel van het jaar staat het grondwater echter lager dan bij vegetaties op veengrond. In de zomer kan het grondwater diep wegzakken, tot maximaal 180 cm in droge jaren. De waarden voor de Pt/d en de z/x van de typische subassociatie op zandgrond variëren sterk; de vegetatie komt zowel voor in situaties waarbij gemiddeld over de meetperiode sprake is van enige buffering van de waterstand door aanvoer van water als op plaatsen waar wegzijging van het grondwater overheerst. Dit kan worden verklaard uit de veelal sigmoïde vorm van de afzonderlijke duurlijnen, die kenmerkend lijkt te zijn voor de typische subassociatie op zandgrond. Een dergelijke curve wil zeggen dat de grondwaterstand sterk afhankelijk is van het neerslagoverschot. Alleen in natte perioden zal het grondwater stagneren of gebufferd worden door aanvoer van neerslagwater of door toevoer van water uit een lokaal systeem, waarna in perioden met een neerslagtekort het grondwater diep wegzakt. Jaarlijkse verschillen in het neerslagoverschot zijn dan ook voldoende om een netto-aanvoer- dan wel netto-afvoerdruk te laten ontstaan.

Korstmosrijke subassociatie
Van de korstmosrijke natte heiden zijn alleen gegevens op zandige gronden beschikbaar. De vegetatie kent lage grondwaterstanden; inundatie treedt niet op. Binnen deze gemeenschap kan een vochtige variant met Zwarte zegge (*Carex nigra*) worden onderscheiden. De duurlijnen van deze variant liggen over de gehele meetperiode hoger dan die van de droge variant. Met name de minimale grondwaterstand verschilt sterk; deze is voor de vochtige variant maximaal 128 cm beneden maaiveld, terwijl in de overige gevallen minimum standen van 170 tot 250 cm beneden maaiveld worden bereikt. De gemiddelde duurlijnen van de vochtige en de droge variant verschillen significant van elkaar ($\alpha < 0{,}05$).
Duurlijnen van de vochtige variant hebben een concaaf-sigmoïde vorm. De Pt-waarde is negatief, wat duidt op infiltratie van water en een sterke daling van de grondwaterstand tijdens perioden met een neerslagtekort. De vorm van de duurlijnen van de droge variant verschilt sterk van die van de vochtige. De ligging van de duurlijnen ten opzichte van het maaiveld is hier blijkbaar van groter belang dan verschillen in aan- en afvoerdruk.

4.2 Vergelijking van de gemiddelde duurlijnen

Uit vergelijking van de gemiddelde duurlijnen met de t-toets blijkt dat bij overeenkomstige bodemopbouw de duurlijnen van de 3 subassociaties significant van elkaar verschillen ($\alpha < 0{,}05$).
Duurlijnen van de veenmosrijke en de typische natte heiden hebben over het algemeen een maximale grondwaterstand vlak onder het maaiveld. De veenmosrijke subassociatie kent zowel op veen als op zand gedurende de gehele meetperiode een hogere grondwaterstand dan de typische subassociatie. Op veengrond is dit verschil nagenoeg constant (ca. 18 cm). Kenmerkend voor de duurlijnen op veengrond zijn de lage waarden voor de amplitude en de F-index, wat duidt op een constante grondwaterstand. Op zandgrond zakt de grondwaterstand bij beide subassociaties veel dieper weg. De duurlijn van de typi-

she subassociatie heeft hierbij een beduidend grotere amplitude dan die van de veenmosrijke.
De korstmosrijke subassociatie kent de laagste grondwaterstanden. De gemiddelde minimum grondwaterstand ligt lager dan 2 meter beneden maaiveld. Duurlijnen van de vochtige variant dalen minder ver beneden maaiveld dan die van de droge. In natte jaren bereikt het grondwater onder de vochtige variant maximale standen vlak onder het maaiveld; de laagste grondwaterstanden komen dan overeen met die van de typische subassociatie op zandgrond.

5. CONCLUSIES EN DISCUSSIE

Via duurlijnen is het mogelijk nauw verwante plantengemeenschappen van natte infiltratiemilieus te onderscheiden op basis van het grondwaterregime. Zoals Niemann (1973) en Grootjans (1985) reeds vermelden, blijken verschillen in de bodemopbouw een belangrijke invloed te hebben op het duurlijnverloop. Overeenkomstige plantengemeenschappen bezitten op veengronden een geheel ander duurlijnpatroon dan op zandgronden.
De onderzochte gemeenschappen van de natte heiden kunnen zowel op veen- als op zandgrond op basis van het gehele duurlijnverloop als volgt worden gerangschikt:

droog
↓
- korstmosrijke subassociatie (alleen op zandgrond)
- typische subassociatie
- veenmosrijke subassociatie

nat

Deze rangschikking van de veenmosrijke en de typische subassociatie komt overeen met die van Everts & De Vries (1991). Van de korstmosrijke heidegemeenschap zijn geen literatuurgegevens over duurlijnpatronen bekend. De korstmosrijke en de typische natte heidegemeenschappen komen echter bij lagere zomergrondwaterstanden voor dan wordt vermeld door Westhoff & den Held (1975) en De Smidt (1981). In tegenstelling tot hetgeen De Smidt (1981) veronderstelt, blijken de korstmosrijke en typische natte heiden een verschillend grondwaterregime hebben. Weliswaar overlappen de duurlijnbundels elkaar voor een deel, maar de grondwaterstand van de korstmosrijke subassociatie ligt over het algemeen beduidend lager.
Het voorkomen van Zwarte zegge in korstmosrijke natte heiden lijkt inderdaad te kunnen worden toegeschreven aan nattere standplaatscondities. De grondwaterstand van deze vochtige variant is 's zomers en 's winters hoger dan die van overeenkomstige vegetaties zonder Zwarte zegge.

6. LITERATUUR

Baggelaar, D., 1993. Het computerprogramma HYCOSTAT. In: Jansen, A.J.M. (red.), Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling, enkele resultaten en toepassingen van hydro-ecologisch onderzoek. KIWA-mededeling nr. 122, KIWA N.V., Nieuwegein.

Both, J.C. en G. van Wirdum, 1981. Waterhuishouding, bodem en vegetatie van enkele Gelderse natuurgebieden. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum.

Dierssen, K., 1973. Die Vegetation des Gildehauser Venns. Beih. Ber. Naturhist. Ges., Hannover.

Dierssen, K. en B. Dierssen, 1984. Vegetation und Flora der Schwarzwaldmoore. Beih. Veroff. Nat. Schutz. Landsch. Pfl. Bad.-Würt. 39, Karlsruhe.

Dierssen, K. en B. Dierssen, 1985. Suggestions for a common approach in phytosociology for Scandinavian and Central European mire ecologists. Aquilo Ser. Bot. 21, Kiel.

Drost, Y.C., 1993. Statistische toetsing van duurlijnen. In: Jansen, A.J.M. (red.), Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling, enkele resultaten en toepassingen van hydro-ecologisch onderzoek. KIWA-mededeling nr. 122, KIWA N.V., Nieuwegein.

Everts, F.H. en N.P.J. de Vries, 1991. De vegetatieontwikkeling van beekdalsystemen. Historische uitgeverij, Groningen.

Grootjans, A.P., 1985. De invloed van ingrepen in de waterhuishouding op de verspreiding van moeras- en hooilandplanten. Lab. voor Plantenoecologie, Haren.

Lache, D., 1976. Umweltbedingungen von Binnendünen- und Heidegesellschaften im Nordwesten Mitteleuropas. Scripta Geobotanica XI, Göttingen.

Niemann, E., 1973. Grundwasser und Vegetationsgefüge. Nova Acta Leopold 6. Bnd 38.

Smidt, J.T. de, 1981. De Nederlandse heidevegetaties. Wetenschappelijke mededeling KNNV 144, Utrecht.
Weeda, E.J., R. Westra, Ch. Westra en T. Westra, 1988. Nederlandse oecologische flora, deel 3. IVN, Amsterdam.
Westhoff, V. en A.J. den Held, 1975. Plantengemeenschappen in Nederland. Tweede druk, Thieme & Cie, Zutphen.
Westhoff, V., J.W. Dijk en H. Passchier, 1942. Overzicht der plantengemeenschappen in Nederland. Breughel uitgeverij, 's-Graveland.

Documentatie

Het grondwaterregime van Dotterbloemhooilanden

H.W. Wullink

voorheen: KIWA N.V.
thans: De Klinker, Zutphen

Samenvatting

In deze bijdrage wordt het grondwaterregime van Dotterbloemhooilanden besproken. Het verloop van de grondwaterstand wordt gepresenteerd via duurlijnen. Het Dotterbloemhooiland, dat officieel de associatie van Waterkruiskruid en Trosdravik (Senecioni-Brometum racemosi) heet, is een onderdeel van het Dotterverbond (Calthion palustris). De associatie behoort tot de grondwaterafhankelijke hooiland- of hooiweilandgemeenschappen.

De associatie is door ons verdeeld in zeven subassociaties. Door van de beschikbare duurlijnen per subassociatie een gemiddelde duurlijn te bepalen, wordt de differentiatie in het grondwaterregime van de onderscheiden subassociaties zichtbaar. De verschillen tussen de subassociaties kunnen aanzienlijk zijn. De subassociatie met Scherpe zegge komt van alle subassociaties voor op de meest natte plekken. De grondwaterstand is redelijk stabiel omdat er een vrijwel constante aanvoer van grondwater optreedt. De subassociatie met Veldrus komt voor op relatief natte plekken met een stabiele grondwaterstand. Ook hier overheerst de aanvoer van grondwater. De subassociatie met Zwarte zegge is aanwezig op minder natte plaatsen met een relatief stabiele grondwaterstand; aan- en afvoer van grondwater zijn vrijwel met elkaar in evenwicht. De subassociatie van Rietgras is typisch voor plaatsen met grote schommelingen van de grondwaterstand. De subassociatie met Blauwe zegge bezet binnen de Dotterbloemhooilanden de drogere plekken en bezit de grootste amplitude. De typische subassociatie komt het meest voor op drogere standplaatsen, en is ten opzichte van de andere subassociaties gekenmerkt door een middelgrote amplitude en een gemiddelde waarde voor de afvoerdruk. De subassociatie met Zachte dravik is aanwezig op de droogste plekken, kent een grote variatie in de grondwaterstand, waarbij er gedurende het gehele groeiseizoen infiltratie optreedt. Het verloop van de gemiddelde duurlijn van de subassociaties ten opzichte van dat van de typische subassociatie bevestigt het beeld dat kan worden afgeleid uit de indicatiewaarden van de differentiërende soorten van die subassociaties voor de vochttoestand. De uitkomsten van ons onderzoek bevestigen in hoofdlijnen het uit de literatuur bekende beeld.

1. INLEIDING

In deze bijdrage wordt de relatie tussen Dotterbloemhooilanden en grondwaterstanden besproken. Het verloop van de grondwaterstand wordt gepresenteerd via duurlijnen. De gegevens over vegetatie en grondwaterstanden zijn afkomstig uit de literatuur en uit eigen metingen (zie tabel 1). In hoofdstuk 2 wordt beknopt ingegaan op het ontstaan, de achteruitgang en het milieu van Dotterbloemhooilanden. Tevens worden de onderscheiden subassociaties van de Dotterbloemhooilanden gepresenteerd. In hoofdstuk 3 worden de duurlijnen die per subassociatie zijn gerangschikt, besproken aan de hand van duurlijnkarakteristieken. Vervolgens wordt voor elke subassociatie een gemiddelde duurlijn berekend. De gemiddelde duurlijnen van de verschillende subassociaties worden daarna onderling vergeleken. De resultaten hiervan worden in hoofdstuk 4 beschreven. In hoofdstuk 5 volgen conclusies en discussie.

Drentse Aa (Noord-Drenthe)	Everts e.a. 1978; Koene en Veerman, 1977
Duitsland:	Knauer, 1972; Tüxen, 1954
Het Merkske (Noord-Brabant)	Noord Brabant; Bijlmakers en Buskens, 1984; Jalink en Jansen, 1989
Oude Venen (Friesland)	Stichting 'It Fryske Gea', Friesland

Tabel 1 *Bronnen voor het vervaardigen van duurlijnen*

2. DOTTERBLOEMHOOILANDEN

Het ontstaan van graslanden in grote delen van Nederland is het gevolg geweest van landbouwkundige activiteiten van de mens. In natuurlijke situaties waren in Nederland in het verleden grote eenheden grasland schaars. Voor zover aanwezig ontstonden zij door begrazing door herbivoren als oeros, wisent en edelhert. Door boskap en door het gebruik als hooi- en weiland nam het areaal aan grasland gedurende de laatste eeuwen steeds verder toe. Hooi- en weilandgemeenschappen zijn onder voedselarme tot matig voedselrijke omstandigheden zeer soortenrijk en vertegenwoordigen een hoge natuurwaarde. Door een intensivering van het landbouwkundig gebruik (o.a. eutrofiëring door verhoging mestgift, verdroging door diepe ontwatering en sterk verhoogde beweidingsdruk) is de natuurwaarde van veel graslanden echter drastisch afgenomen.

Vochtige tot natte graslanden kunnen aangetroffen worden op veen- en kleigronden in West- en Noord-Nederland en in beekdalen in pleistocene delen van ons land. De soortensamenstelling van de vegetatie van vochtige tot natte graslanden is sterk afhankelijk van de mineralen- en de voedselrijkdom. Onder basenrijke, matig voedselrijke tot licht voedselrijke omstandigheden kunnen Dotterbloemgraslanden of Kamgrasweiden voorkomen terwijl onder voedselarmere omstandigheden Kleine zeggen- of Blauwgraslandvegetaties aanwezig zijn. (Jalink et al., 1993).

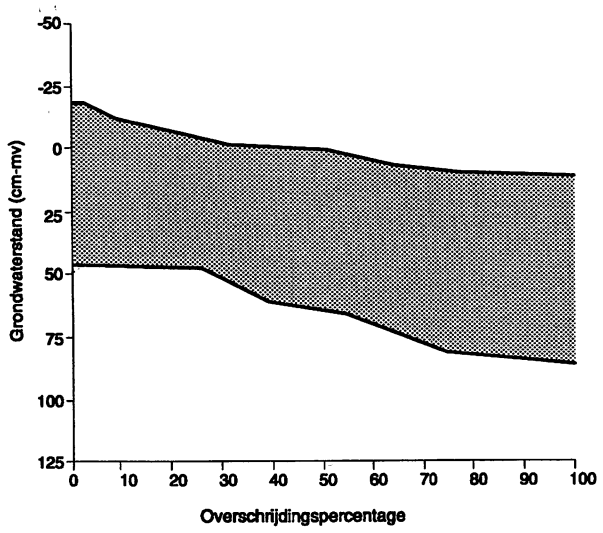
Het Dotterbloemhooiland, dat officieel de associatie van Waterkruiskruid en Trosdravik (*Senecioni-Brometum racemosi*) heet, behoort tot het Dotterverbond (*Caltion palustris*). De associatie komt volgens Westhoff en Den Held (1975) voor in "drassige, bemeste hooiland- of hooiweilandgemeenschappen op kalkarme doch basenrijke, humeuze kleibodems, soms op veengrond, in rivier- en beekdalen met een wisselende grondwaterstand". De associatie is gekenmerkt door het voorkomen van Waterkruiskruid (*Senecio aquaticus*) en Tweerijige zegge (*Carex disticha*). De tweede naamgevende soort: Trosdravik (*Bromus racemosus*) is alleen buiten Nederland een kensoort van de associatie.

De associatie is door ons verdeeld in zeven subassociaties die hieronder kort zullen worden besproken.

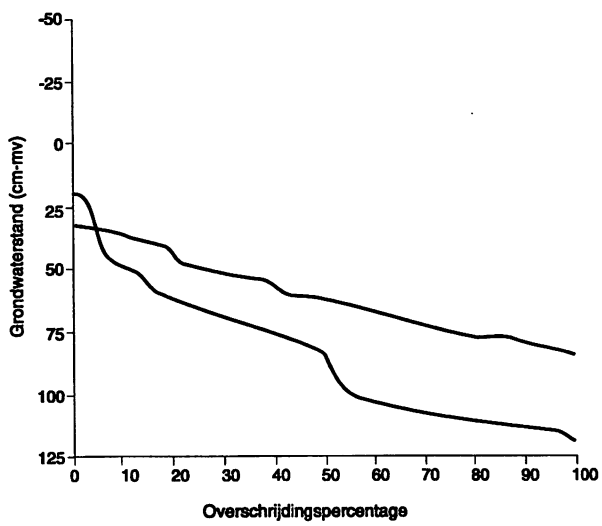
De subassociatie met Zwarte zegge (*caricetosum nigrae*) is gekenmerkt door het abundant voorkomen van Zwarte zegge (*Carex nigra*). Deze subassociatie is in het Drentse Aa-gebied tevens gekenmerkt door Kamgras (*Cynosurus cristatus*) en Rode klaver (*Trifolium pratense*) (Everts et al., 1978). In de Oude venen komen naast de Zwarte zegge de Snavelzegge (*Carex rostrata*), Egelboterbloem (*Ranunculus flammula*) en Puntmos (*Calliergonella cuspidata*) dominant voor.

De subassociatie met Zachte dravik (*brometosum mollis*) is getypeerd door het voorkomen van de naamgevende soort (*Bromus mollis*). Hetzelfde geldt voor de subassociatie met Rietgras (*phalaridetosum arundinaceae; Phalaris arundinacea*) (Knauer, 1972).

De subassociatie met Veldrus (*juncetosum acutiflori*) is in het Merkske behalve door Veldrus (*Juncus acutiflorus*) gekenmerkt door het veel voorkomen van Rood zwenkgras (*Festuca rubra var. commutata*). Andere kenmerkende soorten zijn Zwarte zegge, Egelboterbloem en Snavelzegge (Bijlmakers en Buskens, 1984: Jalink en Jansen, 1989).
In het Drentse Aa-gebied is de subassociatie volgens Everts et al. (1978) mede gekarakteriseerd door soorten uit het Glanshaver-verbond (*Arrhenatherion elatoiris*) en het Zilverschoonverbond (*Agropyro-Rumicion crispi*), zoals Beemdlangbloem (*Festuca pratensis*), Scherpe boterbloem (*Ranunculus acris*) en Kruipende boterbloem (*Ranunculus repens*) (Everts et al., 1978). Koene en Veerman (1978) noemen voor het Drentse Aa-gebied Moerasspirea (*Filipendula ulmaria*) en Veldrus als typisch voor



Figuur 1 *Duurlijnbundel van de subassociatie met Zwarte Zegge*



Figuur 2 *Duurlijnen van de subassociatie met Zachte Dravik*

deze subassociatie.

De subassociatie met Scherpe zegge (*caricetosum acutae*) is gekenmerkt door Scherpe zegge (*Carex acuta*). In één opname is ook de Moeraszegge (*Carex acutiformis*) typerend (Bijlmakers en Buskens, 1984: Jalink en Jansen, 1989).

De typische subassociatie (typicum) is in de onderzochte gebieden in Noord-West Duitsland gekenmerkt door soorten uit de klasse der Vochtige graslanden (*Arrhenatheretalia*), zoals Margriet (*Chrysanthemum leucanthemum*), Goudhaver (*Trisetum flavescens*) en Kropaar (*Dactylis glomerata*) (Tüxen, 1954).

De gegevens van de subassociatie met Blauwe zegge (*caricetosum paniceae*) zijn afkomstig uit het Drentse Aa-gebied. De subassociatie is getypeerd door Blauwe zegge (*Carex paniceae*) en het veel voorkomen van Smalle weegbree (*Plantagolanceolata*) en Zwarte zegge. Het type onderscheidt zich van het de subassociatie met Zwarte zegge doordat de soorten van het Dotterverbond minder goed vertegenwoordigd zijn (Everts et al., 1978).

3. BESCHRIJVING VAN DE DUURLIJNEN

In dit hoofdstuk volgt een beschrijving van bij de subassociaties behorende duurlijnen. De bronnen voor het vervaardigen van duurlijnen staan vermeld in tabel 1.

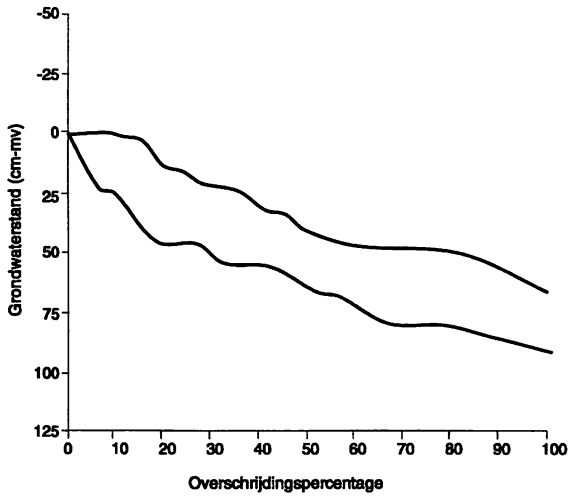
De duurlijnen zijn opgesteld over de vegetatieperiode (april tot oktober) omdat van de meeste subassociaties van de winterperiode geen gegevens beschikbaar zijn.

3.1 subassociatie met Zwarte zegge (caricetosum nigrae)

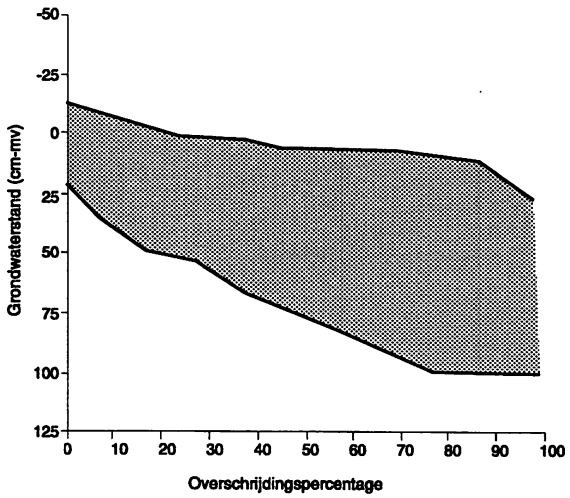
De duurlijnen zijn berekend uit gegevens afkomstig van hooilanden uit het stroomdal van de Drentse Aa. De overige gegevens komen uit Duitsland en de Oude Venen. De duurlijnen van de subassociatie zijn overwegend S-vormig, de Pt-waarde en de z/x-waarde liggen respectievelijk rond 0 cm/d en 1 (zie figuur 1). De vegetatie komt dus voornamelijk voor in hydrologisch neutrale situaties. Het grondwater staat in natte perioden meestal onder of net boven maaiveld en zakt in droge perioden niet dieper weg dan 90 cm onder maaiveld. Uit de F-index (over het algemeen lager dan 10 cm/14 dagen) blijkt dat het grondwaterstand redelijk constant is.

3.2 subassociatie met Zachte dravik (brometosum mollis)

De twee beschikbare duurlijnen zijn afkomstig uit gebieden in Duitsland en zijn gekarakteriseerd door hun lage ligging t.o.v. maaiveld (zie figuur 2). De



Figuur 3 Duurlijnen van de dubassociatie met Rietgras



Figuur 4 Duurlijnbundel van de subassociatie met Veldrus

maximale grondwaterstanden zijn respectievelijk 32 en 21 en de minimale grondwaterstanden 86 en 120 cm beneden maaiveld. De vegetatie komt dus voor op drogere plekken waar sprake is van lichte infiltratie; de Pt-waarde is lager dan 0 cm/d. De hoge F-index (19 en 15 cm/14 dagen) duidt op een sterk fluctuerende grondwaterstand.

3.3 subassociatie met Rietgras (phalaridetosum arundinacea)

Ook van deze subassociatie zijn slechts twee duurlijnen beschikbaar, die eveneens uit Duitsland stammen. De duurlijnen hebben een S-vormige tot concave vorm (zie figuur 3). De maximale grondwaterstand ligt ter hoogte van maaiveld en de minimale grondwaterstand varieert van 58 cm beneden maaiveld in een nat jaar tot 79 cm in een droger jaar. De F-index is zeer hoog, namelijk 23 en 18 cm/14 dagen. Dit duidt op een zeer instabiele grondwaterstand.

3.4 subassociatie met Veldrus (juncetosum acutiflori)

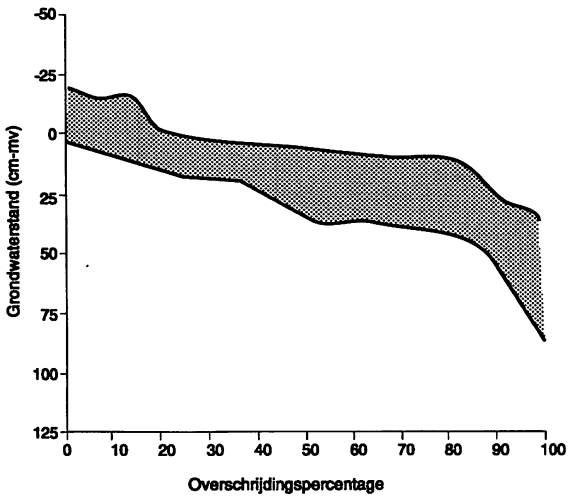
De gegevens waaruit de duurlijnen zijn berekend, zijn afkomstig uit het Merkske en gebieden langs de Drentse Aa. De duurlijnen zijn S-vormig tot convex van vorm (zie figuur 4). De Pt-waarde varieert van 0,82 tot 6,99 cm/dag (met een uitschieter van -11,49 cm/dag). De maximale grondwaterstand ligt rond maaiveld, de minimale grondwaterstand varieert van 19 tot 89 cm beneden maaiveld. De meetgegevens van Everts et al. (1978) zijn afkomstig uit een extreem droge periode. Daardoor liggen de duurlijnen ongeveer 20 cm lager dan de andere duurlijnen van deze subassociatie. Bij de berekening van de gemiddelde duurlijn zijn deze lijnen buiten beschouwing gelaten.

3.5 subassociatie met Scherpe zegge (caricetosum acutae)

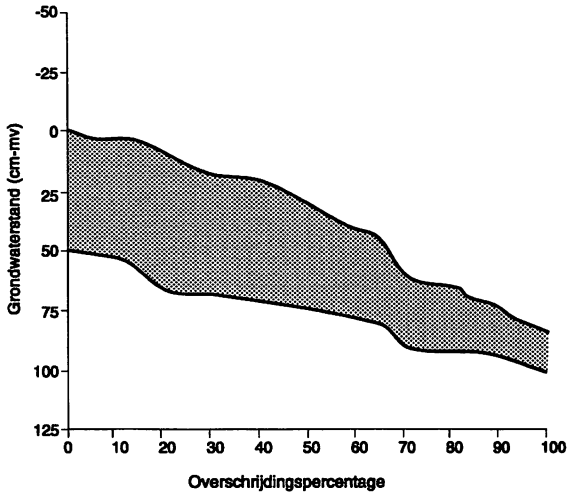
De duurlijnen zijn afkomstig uit het Merkske en zijn S-vormig tot convex van vorm, de Pt-waarde ligt tussen de 1 en 19,2 cm/dag (zie figuur 5). In de natte perioden staat het water net boven maaiveld, in droge perioden zakt het water tot een stand die ligt tussen 23 en 61 cm beneden maaiveld. De grondwaterstand is relatief constant, wat blijkt uit de amplitude en de F-index (respectievelijk maximaal 71 cm en 15 cm/14 dagen).

3.6 typische subassociatie (typicum)

De duurlijnen zijn afkomstig uit Noord-West Duitsland. De lijnen zijn S-vormig van vorm (z/x tussen 0,77 en 1,06) met korte perioden van vrij hoge waterstanden (gedurende ±15% van de meetperiode) en een stabiele grondwaterstand tussen 64 en 77 cm beneden maaiveld (zie figuur 6). De maximale grondwaterstanden verschillen sterk (tussen 3 en 50 cm beneden maaiveld). Uit de F-index en de amplitude



Figuur 5 Duurlijnbundel van de subassociatie met Scherpe Zegge



Figuur 6 Duurlijnenbundel van de typische subassociatie

blijkt dat het grondwater eveneens redelijk stabiel is.

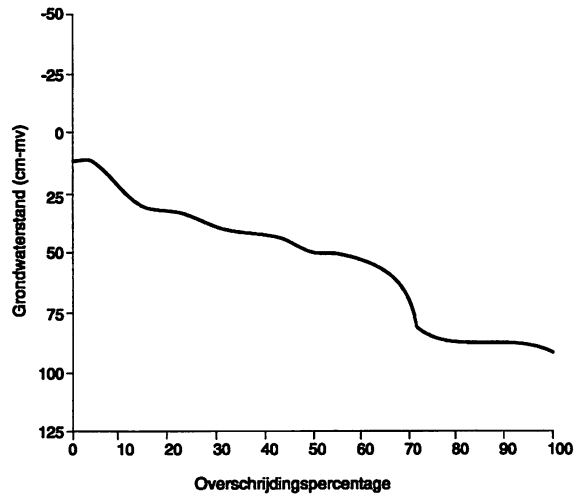
3.7 subassociatie met Blauwe zegge (caricetosum paniceae)

Van deze subassociatie is slechts 1 duurlijn beschikbaar. Deze is afkomstig van het Drentse Aa-gebied. De duurlijn is als volgt te beschrijven (zie figuur 7): het grondwater zakt met een constante snelheid tot 55 cm en daarna vrij snel tot 85 cm beneden maaiveld. Na 70% van de meetperiode blijft het grondwater vrij constant op ongeveer 90 cm beneden maaiveld staan.

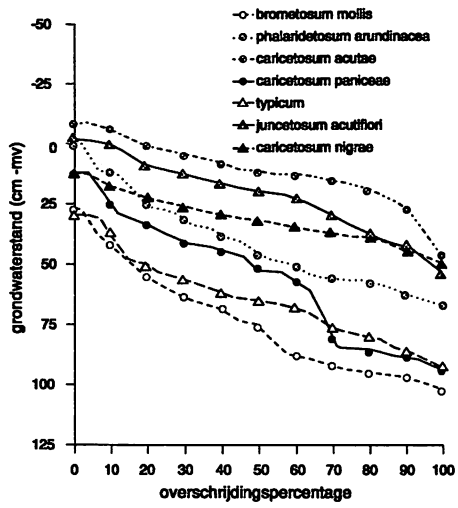
Over de gehele duurlijn overheerst de afvoerdruk, de Pt-waarde is -2,19 cm/dag. De maximale grondwaterstand is 15 cm beneden maaiveld. De amplitude is vrij groot, de F-index is ongeveer gelijk aan die van de andere subassociaties.

4. GEMIDDELDE DUURLIJNEN

Van alle subassociaties zijn de gemiddelde duurlijnen over de vegetatieperiode opgesteld (zie figuur 8). De bijbehorende duurlijnkarakteristieken staan in tabel 2.



Figuur 7 Duurlijn van de subassociatie met Blauwe Zegge



Figuur 8 Gemiddelde duurlijnen over de vegetatie periode (Wullink, 1993)

sub-associatie met	n	gem. (cm)	med. (cm)	z/x	max. (cm)	min. (cm)	(ampl) (cm)	Pt/d (cm)	Overstr. duur (%)	F-index (cm/14d)
Zwarte Zegge	27	31	32	1,02	12	51	39	-0,05	-	7,05
Zachte Dravik	2	75	76	1,02	27	103	77	-9,88	-	19,60
Rietgras	2	41	46	1,11	0	69	69	-6,95	-	21,00
Veldrus	9	22	19	0,89	-2	54	56	4,46	10	12,53
Scherpe Zegge	8	11	11	1,02	-9	47	56	7,94	19,5	10,99
typische	7	64	65	1,01	29	94	~~64~~65	-2,94	-	9,94
Blauwe Zegge	1	56	52	0,94	12	95	83	-2,19	-	11,56

Tabel 2 Karakteristieken van de gemiddelde duurlijnen van de Dotterbloemhooilanden

De meest droge subassociatie is die met Zachte dravik. De duurlijn van deze subassociatie ligt beneden alle andere lijnen. De gemiddelde grondwaterstand is 75 cm beneden maaiveld en er is sprake van permanente inzijging van grondwater. De meest natte subassociatie is die met Scherpe zegge: de gemiddelde grondwaterstand is 11 cm beneden maaiveld, de vegetatie is 20% van de meetperiode overstroomd en er heerst een lichte aanvoerdruk.

De gemiddelde duurlijnen van de subassociaties kunnen als volgt worden gerangschikt op basis van afnemende gemiddelde en mediane grondwaterstand.

natst

- subassociatie met Scherpe zegge
- subassociatie met Veldrus
- subassociatie met Zwarte zegge
- subassociatie met Rietgras
- subassociatie met Blauwe zegge
- typische subassociatie
- subassociatie met Zachte dravik

droogst

De volgorde op basis van de laagste en hoogste grondwaterstand is ongeveer gelijk aan die op basis van afnemende gemiddelde en mediane grondwaterstand.

Ook de amplitude en de F-index zijn onderscheidend voor de verschillende subassociaties. Zij geven de stabiliteit van de grondwaterstand aan. De F-index van diverse subassociaties is vrij hoog en vergelijkbaar met die van Blauwgraslanden op zandgronden (De Haan, 1992). Hieruit blijkt dat diverse typen Dotterbloemhooilanden relatief grote fluctuaties van het grondwater kunnen verdragen. Bij rangschikking op basis van toenemende amplitude is de volgorde als volgt.

kleinste amplitude

- subassociatie met Zwarte zegge
- subassociatie met Scherpe zegge
- subassociatie met Veldrus
- typische subassociatie
- subassociatie met Rietgras
- subassociatie met Zachte dravik
- subassociatie met Blauwe zegge

grootste amplitude

Als we de Pt gebruiken als maat voor aan- en afvoer van grondwater, en daarbij aanvoer van grondwater interpreteren als kwel en afvoer van grondwater als infiltratie, dan is de volgorde op basis van de Pt-waarde als volgt:

hoogste aanvoerdruk

↑ kwel
- subassociatie met Scherpe zegge
- subassociatie met Veldrus
- subassociatie met Zwarte zegge
- subassociatie met Blauwe zegge
- typische subassociatie
- subassociatie met Rietgras
- subassociatie met Zachte dravik

inf. ↓

hoogste afvoerdruk

De gegevens van de subassociatie met Blauwe zegge bestaan uit één duurlijn van de droge zomer van 1976. Vermoedelijk is deze gemeenschap dus (iets) natter dan hier gepresenteerd.

5. CONCLUSIES EN DISCUSSIE

De vegetatiekundige variatie van het Dotterbloemhooiland is duidelijk gecorreleerd met verschillen in grondwaterregime. Door van de beschikbare duurlijnen per subassociatie een gemiddelde duurlijn te bepalen, wordt differentiatie in het grondwaterregime van de onderscheiden subassociaties zichtbaar. De verschillen tussen de subassociaties kunnen aanzienlijk zijn.

De typische subassociatie komt het meest voor op drogere standplaatsen, en is ten opzichte van de andere subassociaties gekenmerkt door een middelgrote amplitude van de grondwaterstand en een gemiddelde waarde voor de afvoerdruk. De intermediaire positie voor de karakteristieken amplitude en afvoerdruk liggen in de lijn van de verwachting: typische subassociaties nemen voor de sturende standplaatsfactor een intermediaire positie in. Het verloop van de gemiddelde duurlijn van de subassociaties ten opzichte van dat van de typische subassociatie bevestigt dan ook het beeld dat kan worden afgeleid uit de indicatiewaarden van de differentiërende soorten van die subassociaties voor de vochttoestand.

De subassociatie met Scherpe zegge komt van alle subassociaties voor op de meest natte plekken. De grondwaterstand is redelijk stabiel omdat er een vrijwel constante aanvoer van grondwater optreedt. De karakteristieken van deze subassociatie zijn nauw verwant met die van de associatie van Scherpe zegge en Blaaszegge (*Caricetum acuto-vesicariae*) waarvan Scherpe zegge een kensoort is (Grootjans, 1985a en b; Wullink, 1993).

De subassociatie met Veldrus komt voor op relatief natte plekken met een stabiele grondwaterstand. Ook hier overheerst de aanvoer van grondwater. Veldrus is een indicator van zijdelings toestromend regen- en grondwater (Jalink en Jansen, 1989) en een kensoort van de Veldrus-associatie van het Dotterverbond (*Crepido-Juncetum*), een gemeenschap die voorkomt op natte plaatsen met horizontaal en verticaal beweeglijk grondwater, die 's winters overstroomd zijn (Westhoff en Den Held, 1975).

De subassociatie met Zwarte zegge komt voor op minder natte plaatsen met een relatief stabiele grondwaterstand. Er is sprake van een hydrologisch vrijwel neutrale situatie: aan- en afvoer van grondwater zijn vrijwel met elkaar in evenwicht. Deze subassociatie heeft haar relatief stabiele grondwaterstanden en het vlakke verloop van haar gemiddelde duurlijn gemeenschappelijk met de associatie van Zomp- en Sterzegge (*Caricetum curto-echinatae*) op veengronden (De Haan, 1992), waarin Zwarte zegge veelvuldig voorkomt. De gemiddelde duurlijn van de Dotterbloem-hooiland-subassociatie van Zwarte zegge ligt echter lager dan die van de associatie van Zomp- en Sterzegge.

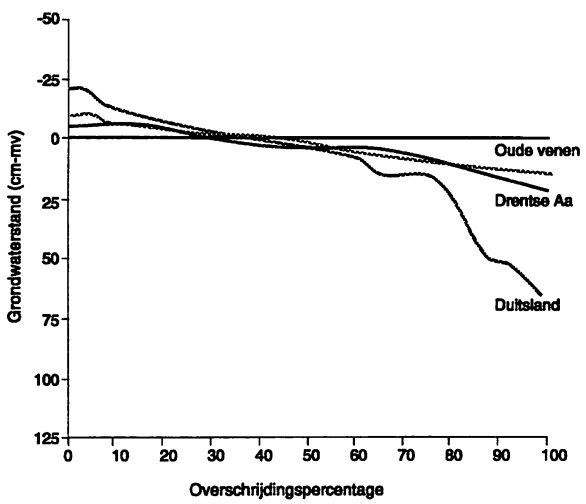
De subassociatie van Rietgras komt voor op plaatsen met de hoogste F-index d.w.z. de grootste schommelingen van de grondwaterstand. Het grondwaterregime van deze subassociatie bezit dan ook een grote verwantschap met dat van de sociatie van Rietgras (sociatie van *Phalaris arundinacea*), dat ook gekenmerkt is door relatief grote schommelingen (Everts en De Vries, 1991; Schotsman, 1988).

De subassociatie met Blauwe zegge komt binnen de Dotterbloemhooilanden voor op drogere plekken met de grootste amplitude van de grondwaterstand. Blauwe zegge is een kensoort van het Blauwgrasland *(Cirsio-Molinietum)*. Net als het Blauwgrasland op zandgronden kent de subassociatie van Blauwe zegge een relatief grote amplitude in grondwaterstand (zie De Haan, 1992).

De subassociatie met Zachte dravik is aanwezig op de droogste plekken, kent grote fluctuaties in de grondwaterstand, waarbij er gedurende het gehele

groeiseizoen sprake is van een infiltratiesituatie. Zachte dravik is dan ook een soort die optimaal voorkomt in dynamische, weinig vochtige milieus (Westhoff en Den Held, 1975). De subassociatie met Zachte dravik moet dan ook worden beschouwd als een verdroogde vorm van het Dotterbloemhooiland.

Andere auteurs die over de vegetatie van Dotterbloemhooilanden in combinatie met duurlijnen hebben geschreven, zijn Grootjans (1985) en Everts en de Vries (1991). Grootjans (1985b) stelt dat de subassociatie met Zwarte zegge sterke inundaties verdraagt, mits deze 's winters en met niet te grote regelmaat optreden. Uit sommige van onze data blijkt echter dat ook tijdens de vegetatieperiode inundaties plaatsvinden (zie figuur 9). Grootjans (1985a) schrijft tevens dat de gemeenschap mediane en gemiddelde grondwaterstanden bezit die vrijwel even groot zijn. Dit stemt overeen met de resultaten van onze studie. Grootjans (1985a) acht het waarschijnlijk dat deze gemeenschap, in tegenstelling tot het Blauwgrasland (subassociatie met Melkeppe) dat grondwaterstanden kent die tot in de vroege zomer tot dicht bij maaiveld reiken, is gekarakteriseerd door een matige drainage. Dit stemt slechts gedeeltelijk overeen met onze bevindingen. Wij kennen namelijk diverse situaties waarin het Blauwgrasland op veengrond sterker gedraineerd is dan de Dotterbloemhooiland-subassociatie van Zwarte zegge (De Haan, 1992). Nader onderzoek is hier op zijn plaats. De uitspraak van Grootjans (1985a) is in ieder geval niet correct voor Blauwgraslanden op zandgronden. De waterstanden van Blauwgraslanden van de subassociatie met Melkeppe zakken op zandgronden vaak dieper weg dan die van de Dotterbloemhooiland-subassociatie met Zwarte zegge (De Haan, 1992).



Figuur 9 Voorbeelden van duurlijnen van de subassociatie met Zwarte Zegge waarin tijdens de vegetatieperiode overstroming plaatsvindt.

Everts en de Vries (1991) hebben de relatie tussen duurlijnen en vegetaties in Drentse beekdalen bestudeerd. Hun conclusie over de subassociaties van de Dotterbloemhooilanden is dat deze gekenmerkt zijn door sterk variërende duurlijnpatronen, die elkaar overlappen. Dit stemt overeen met onze bevindingen. Ook geven zij aan dat de subassociaties met Veldrus en Zwarte zegge relatief zwak gebufferd zijn ten opzichte van die met Scherpe zegge. Dit stemt overeen met onze resultaten over aan- en afvoerdruk. Everts en De Vries (1991) geven aan dat de subassociaties met Zwarte zegge en met Veldrus zich vooral onderscheiden van die met Scherpe zegge door lagere minima. Uit onze studie blijkt echter dat de laagste grondwaterstanden van deze drie subassociaties vrijwel gelijk zijn.

6. LITERATUUR

Bijlmakers, L. & R. Buskens, 1984. Bodem, vegetatie en waterhuishouding van enkele hooilanden in het stroomdal van het Merkske (N. Br.). Staatsbosbeheer, Dienstvak Natuurbehoud, Tilburg.

Everts, F.H. & N.P.J. de Vries, 1991. De vegetatieontwikkeling van beekdalsystemen; een landschapsoecologische studie van enkele Drentse beekdalen. Historische Uitgeverij, Groningen.

Everts, H., J. Swart & N. de Vries, 1978. Onderzoek naar de relatie bodem en vegetatie in de madelanden gelegen aan het Zeegser loopje en de Drentsche Aa. Laboratorium voor Plantenoecologie, Haren.

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

Grootjans, A.P., 1985b. De invloed van ingrepen in de waterhuishouding op de verspreiding van moeras- en hooilandplanten. Laboratorium voor Planten-oecologie, Haren.

Haan, M. de, 1992. De karakteristieken van duurlijnen van enige grondwaterafhankelijke vegetatie-

typen, het Junco-Molinion, Violion caninae, Calluno- Genistion pilosae, Caricion curto-nigrae en Caricion lasiocarpae. KIWA-rapport SWE 92.030, KIWA N.V., Nieuwegein.

Jalink, M.H. & A.J.M. Jansen, 1989. Indicator-soorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring van grondwaterafhankelijke beekdalvegetaties. KIWA-rapport SWE 89.029, KIWA N.V., Nieuwegein.

Jalink, M.H., A.J.M. Jansen & A.F.M. Meuleman, 1993. Ecologisch beheer door waterleidingbedrijven. KIWA-rapport SWO 92.370, KIWA N.V., Nieuwegein.

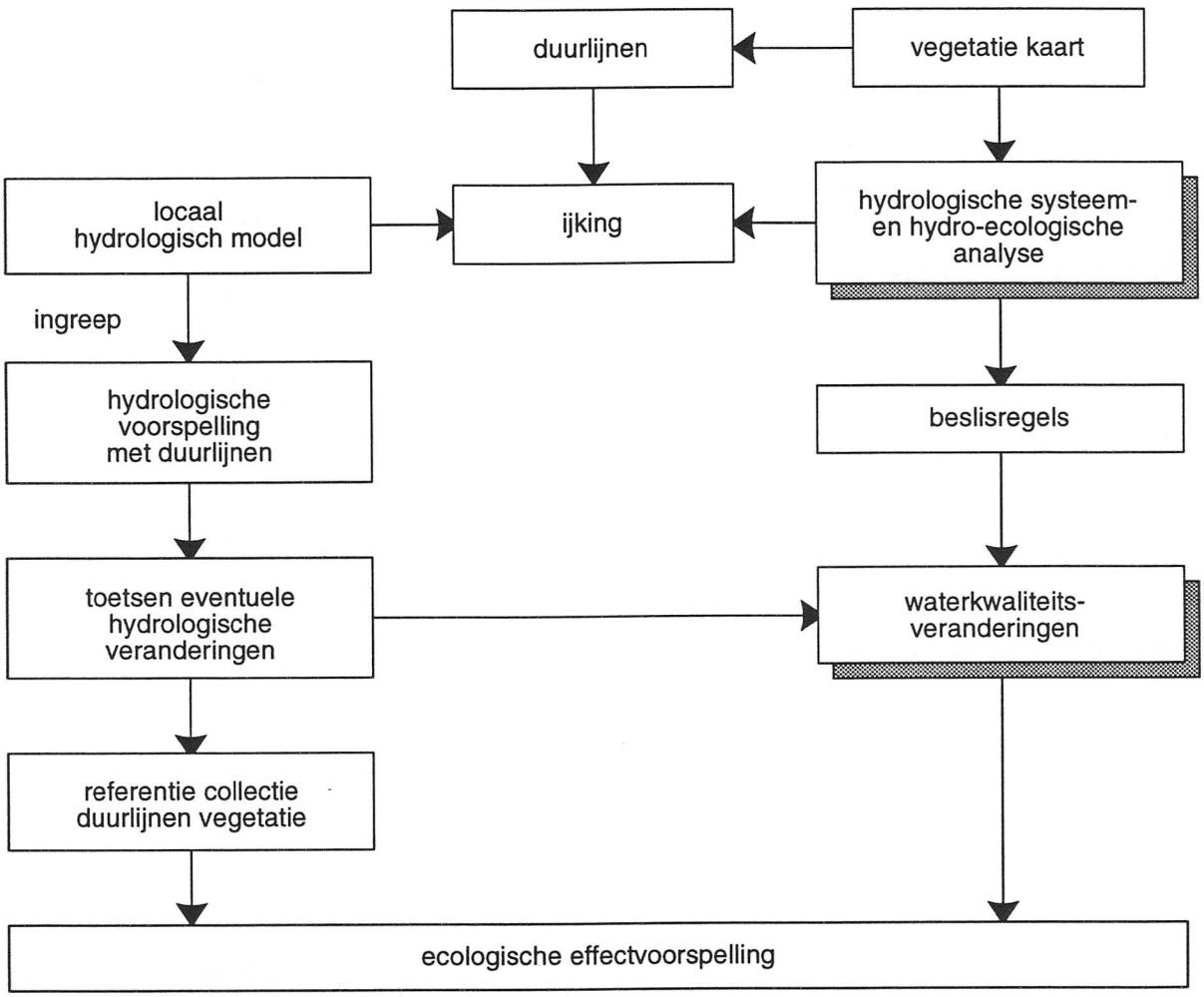
Knauer, N., 1972. Beitrag zur Standortcharakteristik verschiedener Grünland-Pflanzengesellschaften. Vegetatio 25:5/6 p. 289-309.

Koene, H. & M. Veerman, 1978. Vegetatie en bodem van nat-droog gradiënten, een studie van gradiënten langs de middenloop van de Drentsche Aa. Laboratorium voor Plantenoecologie, Haren

Tüxen, R., 1954. Pflanzengesellschaften und Grundwasser-Ganglinien. Angewandte Pflanzenssoziologie 8, p.64-98, Stolzenau/Wezer.

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

Wullink, H.W., 1993. De karakteristieken van duurlijnen van enige grondwaterafhankelijke vegetatietypen; het Caricetum acuto-vesicariae, Caricetum elatae, Glycerietum maximae, Senecioni-Brometum en Carici elongatae-Alnetum. KIWA-rapport SWE 93.011, KIWA N.V., Nieuwegein.



BLOK 4: HYDROLOGISCHE SYSTEEMANALYSE EN HYDRO-ECOLOGISCHE ANALYSE

Documentatie

Systeemanalyse Nijmegen: optimalisatie van grondwaterwinningen in relatie met waterkwaliteit en natuur

A. Kap & M.H. Jalink

KIWA N.V. Onderzoek en Advies
Nieuwegein

Samenvatting

Om de drinkwatervoorziening in de toekomst veilig te stellen, wil Zuidgelderse Nutsbedrijven N.V. een aantal strategische keuzen maken op het gebied van de mogelijke inzet en uitbreiding van pompstations. Ter onderbouwing daarvan heeft KIWA een hydrologische systeemanalyse uitgevoerd van het gebied rond Nijmegen en onderzoek gedaan naar de mogelijkheden en gevolgen van verschillende winningscenario's.

Het gebied omvat als belangrijkste elementen de stuwwal en het rivierengebied. Op basis van geologische en geohydrologische gegevens is geanalyseerd welke grondwatersystemen een rol spelen. De resultaten hiervan zijn getoetst en verder verfijnd aan de hand van een analyse van de geohydrochemie van het gebied. Ook een globale analyse van de verspreiding van plantesoorten en vegetatietypen en van de indicaties die daaraan ontleend kunnen worden, is gebruikt als toets op de inzichten uit de hydrologische systeemanalyse. Vervolgens is een hydrologisch rekenmodel ontwikkeld. Hiermee zijn de effecten van diverse winningsvarianten op de geohydrologie berekend. Op basis van deze berekeningen is een voorspelling gedaan van de effecten op natuurwaarden in het gebied en op de kwaliteit van het bij de pompstations onttrokken grondwater. Uit vergelijking van de gevolgen van verschillende varianten blijkt, dat er goede mogelijkheden zijn om de verdeling over de pompstations van de totale hoeveelheid gewonnen water te optimaliseren, zowel uit het oogpunt van het minimaliseren van het effect op natuurwaarden als uit dat van de kwaliteit van het onttrokken grondwater.

1. INLEIDING

In het kader van een strategische vraagstelling van Zuidgelderse Nutsbedrijven N.V. heeft KIWA in 1990-1992 onderzoek uitgevoerd naar de mogelijkeinzet en uitbreiding van de pompstations van dit bedrijf. Het doel van dit onderzoek was een globale inschatting te geven van de effecten op bedrijfsvoering en milieu van verschillende winningscenario's.

Als onderbouwing voor de effectvoorspelling is een (sub)regionale hydrologische systeemanalyse uitgevoerd van het gebied rond Nijmegen. Naar de huidige inzichten vormt de systeemanalyse de basis voor de voorspelling van effecten van waterbeheersingsingrepen, waaronder grondwaterwinning. Bij deze systeemanalyse is gebruik gemaakt van gegevens en kennis op het gebied van geologie, geohydrologie, hydrochemie, ecologie en milieukunde. Uitgaande van de systeemanalyse is vervolgens een hydrologisch rekenmodel ontwikkeld voor het voorspellen van de effecten op de hydrologie. Daarnaast zijn methodieken opgezet voor het voorspellen van de kwaliteit van het onttrokken water en van de globale effecten op de natuurwaarden in het gebied.

In dit artikel bespreken we de resultaten van de systeemanalyse, de wijze waarop de effectvoorspellingen tot stand zijn gebracht en enkele technische punten die tijdens het onderzoek naar voren kwamen. In de hoofdstukken conclusies en discussie gaan we in op de betekenis die dit soort onderzoeken kan hebben bij het maken van strategische keuzen in het grondwaterbeheer.

2. AANPAK EN SCHAAL BIJ DE SYSTEEM-ANALYSE

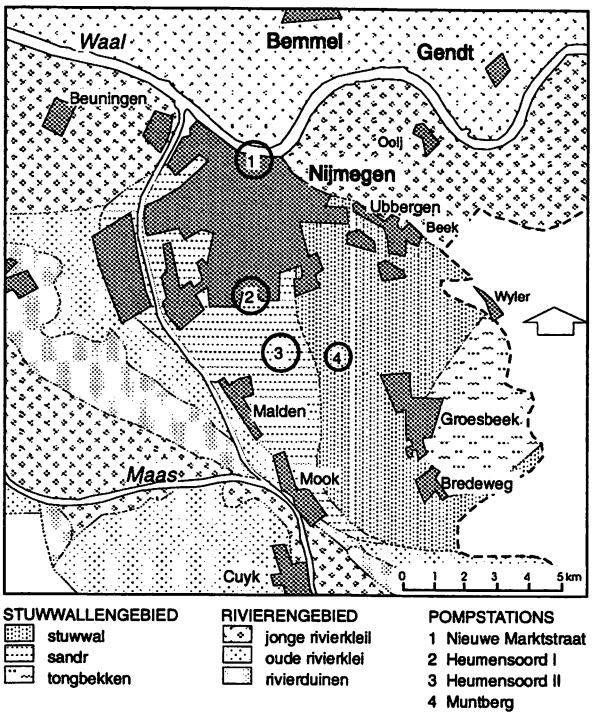
Onder een hydrologische systeemanalyse verstaan we "Het verkrijgen van inzicht en kennis omtrent de dynamische samenhang tussen oppervlaktewater en grondwater in zowel de historische situatie als de actuele situatie en van de invloed van directe en indirecte ingrepen in de waterhuishouding, zodanig dat uiteindelijk karteerbare eenheden of systemen zijn te onderscheiden". Bij een zo ruime omschrijving past een multi-disciplinaire aanpak met belangrijke invalshoeken als geologie, (geo-)hydrologie, (geo-) hydrochemie, ecologie en milieukunde.

Begrenzing van het onderzoeksgebied

Het is duidelijk dat zo'n hydrologische systeemanalyse op verschillende schaalniveau's kan worden uitgevoerd. Voor gebruik bij beleids- en effectenstudies op bedrijfschaal komen de regionale en lokale schaal het eerst in aanmerking. Het kiezen van de grenzen moet in overeenstemming zijn met het belang van elementen in het systeem en van de uitstraling van mogelijke ingrepen daarop. Daarbij is het ook verstandig rekening te houden met de dominantie en de invloedssfeer van de elementen in het systeem. In het gebied rondom Nijmegen is een dominante rol weggelegd voor de stuwwal, als infiltratiegebied dat vertraagd de neerslag doorgeeft aan zijn omgeving. Ook de rivieren Waal en Maas hebben een belangrijke uitstraling. In principe worden de regionale systeemgrenzen in de diepte bepaald door de ligging van ondoorlatende geologische formaties. In laterale zin liggen ze daar waar (praktisch) geen grondwater over de grens stroomt. Het regionale systeem omvat in deze definitie dus zowel de infiltratiegebieden als de gebieden waar het binnen de systeemgrenzen geïnfiltreerde water weer uittreedt. Binnen deze regionale systeemgrenzen kunnen diverse lokale systemen voorkomen, die begrensd worden door slecht doorlatende lagen of genest zijn in de grotere systemen.

Multi-disciplinaire aanpak

Het spreken over een hydrologisch systeem is relevant, omdat grondwater en oppervlaktewater tezamen de drijvende kracht zijn voor levensgemeenschappen. Het water fungeert als het transportmedium voor voedingstoffen en verontreiniging en geeft effecten door



Figuur 1 Verspreiding van de voornaamste landschapseenheden.

van ingrepen. Tegelijkertijd met het doorgeven van effecten ontstaan weer neveneffecten, die indirect de levensgemeenschappen benvloeden. Deze veronderstelling zal in de volgende paragrafen nog onderbouwd worden.

Er bestaan nog geen aparte disciplines die alle effecten en neveneffecten van de waterbeweging binnen een systeem doorgronden. Koppeling van disciplines is daarom noodzakelijk. In ons geval ging het daarbij om geologen, (geo-)hydrologen, geo-hydrochemici, ecologen en milieukundigen.

Wat dragen die disciplines bij?

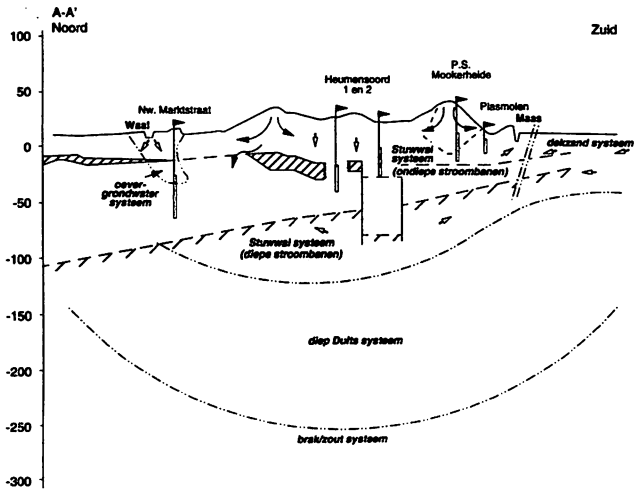
Geologie

Vooral de opbouw en de wordingsgeschiedenis van de ondergrond zijn van belang. De ligging van verschillende afzettingen, van breuken, horsten en slenken komt zo in beeld. In het onderhavige onderzoeksgebied zijn verder stuwing en solifluctie[1] van belang.

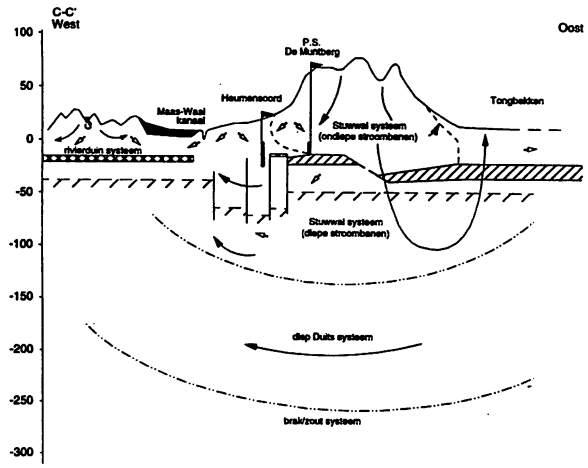
(Geo-)hydrologie

Zij vertaalt de door geologen aangeleverde informatie naar bodemconstanten als doorlatendheid, weerstand

1 Wanneer van een tot grote diepte bevroren bodem de bovenlaag ontdooit, dan kan het smeltwater niet wegzakken. Op hellingen kan dan de hele modderige bovenlaag naar beneden stromen. Dit proces wordt solifluctie genoemd.



Figuur 2 Geohydrologisch dwarsprofiel van noord naar zuid.



Figuur 3 Geohydrologisch dwarsprofiel van oost naar west.

en anisotropie. Daaraan gerelateerd verklaart zij stijghoogten en grondwaterstanden. Hiermee kunnen stroombanen, de interactie tussen grond- en oppervlaktewater, oppervlakkige afstroming, kwel en infiltratie berekend worden. Daarmee kan vervolgens een hydrologische ingreep-effect-relatie beschreven worden.

Geohydrochemie
Zij levert het inzicht in de verspreiding van op basis van waterkwaliteitsgegevens onderscheiden grondwatertypen, in de relatie tussen de herkomst van het water en de waterkwaliteit en in veranderingen daarin. Daartoe wordt gebruik gemaakt van kennis van bodemprocessen en antropogene invloeden op het grondwater. De klassificatie en kartering van grondwatertypen levert daarnaast een extra controle op de modelmatige benadering van geo-hydrologen.

Ecologie
De ecologen kunnen op basis van indicaties over het abiotisch milieu, die zij aan de verspreiding van plantesoorten en vegetatietypen ontlenen aangeven waar in het landschap zij de invloed van bepaalde grondwatersystemen verwachten. De kennis over de relatie tussen vegetatie en waterhuishouding is de laatste 15 jaar sterk toegenomen. Daardoor kunnen ook steeds nauwkeuriger de effecten worden voorspeld van ingrepen in de hydrologie op de vegetatieontwikkeling.

Milieukunde
De beïnvloeding van het milieu door milieuvreemde stoffen is het domein van de milieukundigen. In de regio Nijmegen spelen bodemverontreinigingen en de kwaliteit van het Rijn- en Maaswater een belangrijke rol. Om de kwaliteit van het op de pompstations onttrokken water te kunnen voorspellen is inzicht in de verspreiding van dergelijke verontreinigingen nodig.

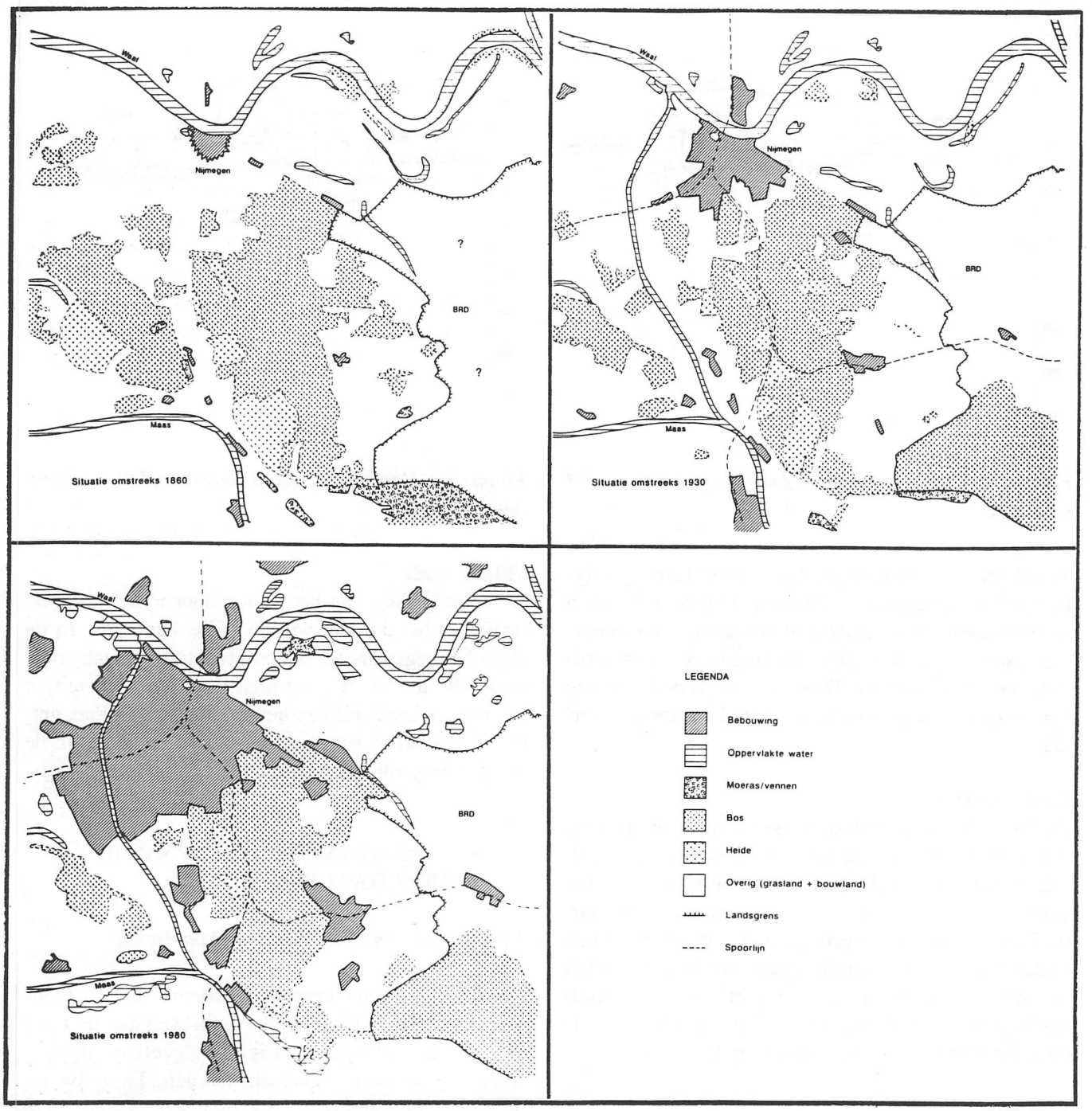
3. DE GRONDWATERSYSTEMEN IN HET LANDSCHAP GEPLAATST

3.1 Opbouw en ontstaan van het landschap

De opbouw en ontstaansgeschiedenis van het landschap wordt hier in het kort beschreven aan de hand van een drietal figuren. Figuur 1 geeft de ligging weer van een aantal landschapstypen. Twee dwarsprofielen verduidelijken de geologische opbouw van het gebied. Beide lopen door het centrum van het gebied, die in figuur 2 van noord naar zuid en die in figuur 3 van oost naar west.

Ondergrond
Het onderzoeksgebied ligt regionaal geologisch in een tectonisch laag gelegen gebied, de Venloslenk. In het zuidwesten van het gebied wordt deze begrensd door de Gravebreuk. Bij Nijmegen ligt binnen de Venloslenk in de ondergrond een viertal flexuren[2].

2 Verbuigingen in het lagenpakket



Figuur 4 Verandering van het landgebruik aan de hand van kaartgegevens uit 1860, 1930 en 1980.

Op een diepte van 30 m - NAP in het zuidoosten tot 100 m - NAP in het noordoosten beginnen slecht doorlatende mariene zanden en kleien van de Formaties van Breda en Oosterhout. Daarboven ligt een ca 20 m dik pakket van de Kiezeloölietformatie. In het noordwesten van het gebied gaat deze over in de Formatie van Oosterhout. Boven deze pakketten liggen fluviatiele afzettingen van de Formaties van Tegelen, Kedichem, Sterksel, Veghel en Urk. Deze variëren in samenstelling van grind en grof zand tot klei.

Stuwwal

Het meest opvallende landschapselement, de stuwwal, is ontstaan tijdens het Saalien. Het Bekken van Groesbeek ontstond doordat een gletschertong zich verder in zuidelijke richting uitstrekte. De stuwwal bestaat hoofdzakelijk uit verschubte en scheefgestel-

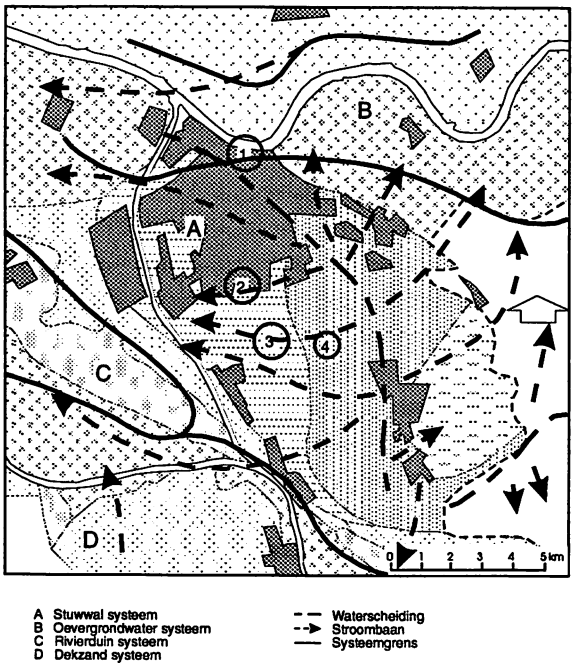
de afzettingen van de Formaties van Tegelen, Kedichem, Sterksel, Veghel en Urk. In het gletschertongbekken is een deel van deze formaties weggeschoven en zijn ze verder afgedekt door de grondmorene. Bij het afsmelten van de randen van de gletscher werden grote hoeveelheden grindrijke zanden over de randen van de stuwwal heen afgezet op de oudere rivierafzettingen. Deze sandrafzettingen kunnen tot 30 m dik zijn en vormen een groot deel van de ondergrond van het gebied tussen de spoorlijn Nijmegen-Kleef en het Maas-Waalkanaal. Ook aan de zuidrand van de stuwwal zijn ze afgezet. Hier liep destijds de Rijn, die het huidige brede Niersdal vormde en daarbij de stuwwal en sandr ondergroef. Aan het eind van het Saalien smolt het landijs weg. Daarbij werden grote hoeveelheden smeltwaterafzettingen gevormd. Deze hebben b.v. het Bekken van Groesbeek deels opgevuld. De grondmorene, smeltwaterafzettingen en sandr behoren tot de Formatie van Drenthe.
In de laatste ijstijd, het Weichselien ontstonden in de half bevroren stuwwal door solifluctie diepe dalen. Dit zijn de huidige bronbeek- en droogdalen. In deze periode is op de luwe delen van de stuwwal en in het Bekken van Groesbeek een lössdek afgezet (Formatie van Twente).

Rivierengebied
Behalve de stuwwal en directe omgeving is het gebied verder geheel ontstaan onder invloed van de Rijn en de Maas. In het Pleistoceen liep een tak van de Rijn ten zuiden van de stuwwal door het huidige dal van de Niers. Deze zette in dit gebied en daarop aansluitend in het gebied ten zuidwesten van Nijmegen de zogenaamde Oude Rivierklei (Formatie van Kreftenheye) af. Dit is een pakket grind en zand, afgedekt door een tot 1 m. dikke klei- of leemlaag. Na het Saalien hernam de Rijn zijn oorspronkelijke loop en brak door de stuwwalgordel heen. Ook de Maas verplaatste zich in noordelijke richting naar het huidige dal. Daarbij werd de Oude Rivierklei deels weggeërodeerd. Vanuit het soms droogvallende Maasdal zijn grote hoeveelheden zand opgewaaid tot op de Oude Rivierklei. Deze hebben de rivierduinen (Formatie van Twente) gevormd. De Maas en de Rijn hebben in een groot deel van het gebied stroomruggen en (kom-) kleidekken afgezet, de Jonge Rivierklei (Betuweformatie). Daarnaast hebben beide rivieren de stuwwal ondergraven, waardoor deze naar de rivierdalen toe zeer steile hellingen heeft.

Verspreiding van landschapstypen
De hier beschreven ontwikkelingen hebben geleid tot een afwisseling van landschapstypen (zie figuur 1). Het grootste deel bestaat uit de Jonge Rivierkleilandschappen. In het dal van de Niers, in een strook ten westen van het Maas-Waalkanaal en ten westen van Cuyk ligt de Oude Rivierklei nog aan de oppervlakte. Over deze twee landschappen heen loopt vanuit het zuidoosten naar het noordwesten een gordel van rivierduinen. Centraal in het gebied liggen de twee stuwwalflanken met daar aan de buitenzijde tegenaan de sandrvlakten. Tussen de stuwwalflanken tenslotte ligt als laagte het tongbekken.

Ingrepen mens
Dit grofschalige landschapsbeeld is verder ingevuld door allerlei menselijke invloeden. Vanaf de middeleeuwen hebben de bewoners van de streek hun landbouwgronden tegen overstromingen beschermd door bandijken aan te leggen. Bij het uitgraven van klei voor het opwerpen van deze dijken ontstonden tichelgaten. Bij dijkdoorbraken ontstonden wielen. De binnendijkse gronden werden geleidelijk aan ontwaterd en ontgonnen. Dat leidde o.a. tot klink van kleigronden, waardoor het reliëf veranderde. Tot het midden van de vorige eeuw is dit een vrij geleidelijke ontwikkeling geweest, die leidde tot een kleinschalig landschapsbeeld. De landbouw was gebaseerd op de natuurlijke rijkdom van bodems en de bevolking groeide maar langzaam. Een deel van de belangrijkste natuurreservaten in het gebied (Bruuk, Hatertse en Overasseltse Vennen, heidegebieden in het Heumensoord) dankt zijn natuurwaarde aan dit oude landgebruik.

De introductie van kunstmest in de landbouw, de industriële revolutie en de daarmee samengaande bevolkingsexplosie leidden vanaf het midden van de 19e eeuw tot een versnelling van de veranderingen in het gebied. Figuur 4 geeft een beeld van de veranderingen vanaf 1860. De belangrijkste daarvan zijn de enorme uitbreiding van het stedelijk gebied, uitbreiding van de grondwaterwinningen, de aanleg van het Maas-Waalkanaal, het graven van klei- en grindgaten en de enorme intensivering van het agrarisch grondgebruik. Dit heeft veel invloed gehad op het hydrologisch systeem. De uitbreiding van het stedelijk gebied is gepaard gegaan met verminderde infiltratie (riolering), stedelijke ontwateringen (vooral Nijmegen-West) en toename van stedelijke verontrei-



Figuur 5 Stromingsrichting en waterscheidingen van enkele van de grotere stromingstelsels.

nigingsbronnen. Zowel ten behoeve van de drinkwatervoorziening (ca 17,3 miljoen m³/jaar) als van industriële toepassing (ca 13,7 miljoen m³/jaar) is de hoeveelheid onttrokken grondwater sterk toegenomen. Het Maas-Waalkanaal en de grote klei- en grindgaten hebben de afdekkende kleilagen doorsneden en staan direct in verbinding met het bovenste watervoerende pakket. Deels geldt dit ook voor de ontwatering in Nijmegen-West. De ontwikkeling in de landbouw is gepaard gegaan met intensieve ontwatering (afname van infiltratie naar en toename van exfiltratie uit het systeem) en met uitspoeling van meststoffen naar de watervoerende pakketten.

3.2 Geohydrologie

Schematisatie

Op basis van de verdeling van goed en slecht doorlatende lagen is een drietal watervoerende pakketten onderscheiden. Het freatische pakket wordt in het stuwwallengebied gevormd door de bovenkant van de gestuwde formaties en de sandr. In het Bekken van Groesbeek is dit pakket 10 tot 30 m dik en bestaat het uit de Formatie van Twente en het bovenste deel van de Formatie van Drenthe. In het rivierengebied wordt het freatisch pakket gevormd door de 1 tot 8 m dikke Betuweformatie.

Het eerste watervoerende pakket is in de stuwwal niet gescheiden van het freatische. Het bestaat uit de gestuwde formaties, de sandr en onder beide gelegen niet gestuwde delen van de Formaties van Urk, Veghel, Sterksel en Drenthe. Doordat de gestuwde formaties verschubt en scheefgesteld zijn, varieert de doorlatendheid van dit pakket in diverse richtingen. In het gletschertongbekken bestaat het eerste watervoerend pakket uit het onderste deel van de Formatie van Drenthe en de daaronder gelegen, deels gestuwde, formaties. In het rivierengebied bestaat het 20 tot 30 m dikke pakket voornamelijk uit de Formaties van Kreftenheye en Drenthe.

Het tweede watervoerend pakket bestaat uit fijne zanden van de Kiezeloöliet-formatie en de Formaties van Oosterhout en Tegelen. Het wordt afgedekt door kleilagen uit deze formaties. In het zuidelijk deel is de scheidende laag mede door de tectoniek discontinu. Het pakket varieert in dikte van 3 tot 35 m. Aan de basis van het pakket liggen slibhoudende zanden uit de top van de Formatie van Breda. Hieronder bevinden zich nog diepere pakketten, die door de geringe doorlatendheid van deze laag echter van gering belang zijn voor het begrip van het hydrologisch systeem op deze schaal.

Het oppervlaktewaterstelsel speelt in het gebied een belangrijke rol. De Waal, de Maas en het Maas-Waalkanaal staan rechtstreeks in contact met het eerste watervoerend pakket. Hetzelfde geldt voor een aantal grote zand- en grindgaten. Het agrarische ontwateringstelsel is geconcentreerd in de vroeger natte gebieden. Dit zijn het Bekken van Groesbeek en de polders in het rivierengebied. Stedelijke ontwatering is er voornamelijk in Nijmegen-West. Op de stuwwal komt, behalve de bronbeken aan de randen, geen afvoerend oppervlaktewater voor. In het rivierduingebied liggen vennen, die geen oppervlakkige afvoer hebben.

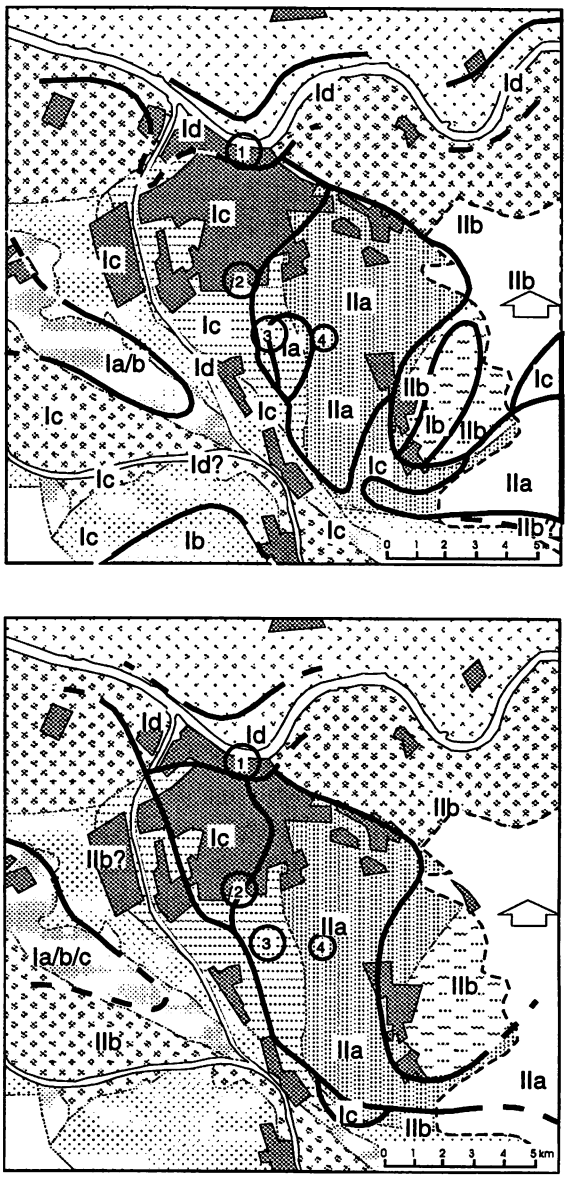
Grondwatersystemen

Binnen het onderzoeksgebied is een aantal hydrologische systeemtypen te onderscheiden. Enkele van de grotere systemen zijn in de figuren 2 en 3 globaal aangegeven. Het diepst bekende systeem is het brak / zoute. Het grensvlak tussen zoet en brak grondwater ligt onder de stuwwal op ca 250 m - NAP en in de rest van het gebied enkele tientallen meters ondieper. Hierboven bevindt zich een supraregionaal systeem met zeer oud, zoet grondwater dat globaal vanuit Duitsland naar het westen stroomt, het Diepe Duitse

systeem. Door grondwateraanvulling vanuit de stuwwal heeft zich bovenop dit systeem een stuwwalsysteem met diepe stroombanen gevormd. Ook dit bevat zeer oud en zoet water. Het reikt aan de onderkant tot in de Formatie van Breda. Kwel vanuit dit systeem kan optreden in de lage delen van het gebied. Dichtbij de rivieren reageren de stijghoogten in dit systeem sterk op veranderingen in de rivierpeilen. Genest in de grote systemen komt nog een aantal kleinere voor. Het stuwwalsysteem met ondiepe stroombanen bevindt zich boven de scheidende laag in de stuwwal zelf. Kwel vanuit dit systeem treedt op aan de voet van de stuwwal. In rivierduingebieden functioneren lokale systemen. In de Hatertse en Overasseltse Vennen wordt de basis hiervan gevormd door de Oude Rivierklei. Infiltrerend rivierwater heeft op een aantal plekken langs de Waal en de Maas geleid tot oevergrondwatersystemen. In figuur 5 is de stromingsrichting en de waterscheiding van enkele van de grotere systemen weergegeven.

3.3 Grondwaterkwaliteit als systeemkenmerk

Op basis van gegevens over de grondwaterkwaliteit is voor het gebied een hydrochemische watertypologie opgesteld. De verspreiding van de watertypen op een diepte van 5 en 25 à 50 m - NAP is weergegeven in figuur 6. Er zijn twee hoofdtypen onderscheiden, namelijk schoon onbeïnvloed water (II) en antropogeen beïnvloed water (I). Het beïnvloede water kan verder worden onderverdeeld in schoon, maar verzuurd grondwater (Ia), zuur (Ib) en minder zuur (Ic) stedelijk of agrarisch grondwater en oevergrondwater (Id). Het onbeïnvloede grondwater is onder te verdelen in stuwwalwater met een lage alkaliteit (IIa) en alkalisch (oud) grondwater (IIb).
Het zachte stuwwalwater komt in en onder de eigenlijke stuwwal en de sandr voor tot op meer dan 25 m - NAP. Rondom de stuwwal bevindt zich op een diepte van meer dan 25 m - NAP vooral alkalisch (oud) grondwater. Alleen langs de randen van de stuwwal is dit grondwater ook ondiep aan te treffen. Dit is het geval in het dal van de Niers, langs de randen van het Bekken van Groesbeek en in de Ooijpolder aan de voet van de stuwwal. In het glaciale bekken ligt hierin genest een systeem met zuur, door agrarische invloeden vervuild grondwater. Stroomopwaarts hiervan ligt tussen de hier bijeenkomende stuwwallen een systeem met eveneens door agrarische invloed vervuild, maar matig zuur grondwater. Het schone,



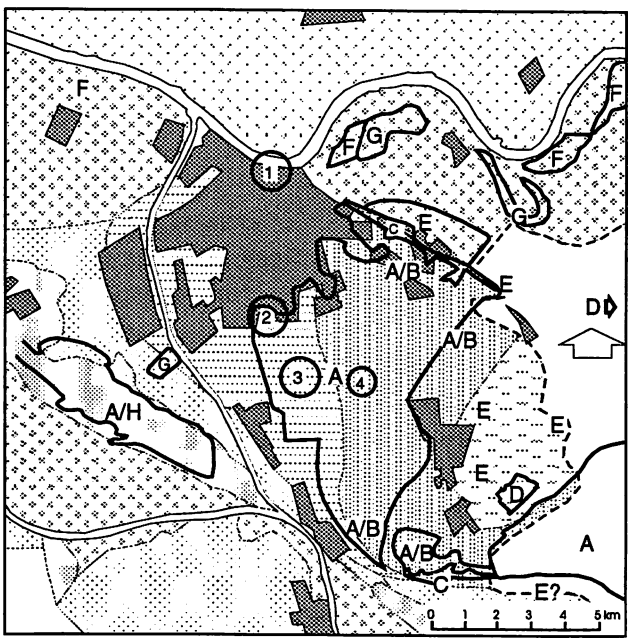
Figuur 6 De verspreiding van watertypen op 5 en op 25 à 50 m - NAP. Voor toelichting codes zie tekst.

maar verzuurde grondwatertype komt alleen ondiep in enkele zandgebieden voor, namelijk in het rivierduinsysteem van de Hatertse en Overasseltse Vennen en in de sandr bij het Heumensoord. Onder de Waal, de Maas en het Maas-Waalkanaal komt op 5 m - NAP oevergrondwater voor. Dit oevergrondwatersysteem heeft zich onder de Waal ook tot op veel grotere diepte uitgebreid. Onder de stad Nijmegen is tot op grote diepte vooral stedelijk vervuild water aan te treffen. In de landbouwgebieden in het rivierengebied bevindt zich op 5 m - NAP agrarisch vervuild water,

terwijl hier op grotere diepte voornamelijk alkalisch (oud) stuwwalwater voorkomt.
Het geohydrochemisch onderzoek levert op deze wijze inzicht in de ligging van de grotere systemen en van daarin geneste kleinere systemen. Op basis van de grondwaterkwaliteit kunnen de grote grondwatersystemen redelijk goed worden herkend. Daarnaast is een verfijning in kleinere topsystemen mogelijk. Voor de voorspelling van de waterkwaliteit op langere termijn is het vooral van belang te weten waar deze topsystemen liggen, op welke wijze de waterkwaliteit er door antropogene invloeden wordt bepaald en in hoeverre deze systemen binnen de intrekgebieden van de winningen komen te liggen.

3.4 De plaats van de natuurgebieden binnen het systeem

De standplaatsfactoren voor de vegetatie in de natuurgebieden worden voor een belangrijk deel bepaald door de hydrologie. Ook in de landbouwgebieden speelt de hydrologie een grote rol bij verschillen in plantengroei. Op grond van deze overeenkomsten tussen vegetatieverspreiding en hydrologie kunnen we een aantal gebiedstypen onderscheiden. De verspreiding daarvan is aangegeven in figuur 7.
In hangwatergebieden staat de vegetatie niet onder invloed van grond- of oppervlaktewater, maar moet het hebben van het door de bodem vastgehouden water. Verschillen in bodemopbouw en textuur spelen daarbij een grote rol. Kenmerkende vegetaties zijn Eiken-Beukenbossen, Eiken-Berkenbossen en Struikheidegemeenschappen. Deze gebieden worden door veranderingen in grondwaterstanden in principe niet beïnvloed. Het grootste deel van de natuurgebieden op de stuwwal en sandrvlakten en de droge delen van de rivierduingebieden behoren tot dit gebiedstype.
Op de vochtige hellingen onderaan de stuwwal en in de vochtige droogdalen staat de vegetatie wel enigszins onder invloed van het grondwater. Hier komen o.a Elzen-Vogelkersbossen en Kamgrasweiden voor. Ook hier bepaalt vooral de bodem de vegetatiesamenstelling. Grote grondwaterstandsveranderingen zijn hierop wel van invloed.
Waar de erosiedalen het grondwatervlak aansnijden of waar het grondwater over slecht doorlatende lagen uit de stuwwalhelling treedt, zijn bronnen, bronbossen en "kwelweiden" te vinden. Ook onderaan de voet van de stuwwal komen dergelijke plekken voor. Ze zijn vooral te vinden rond de St. Jansberg bij



Figuur 7 Ligging van verschillende typen natuurgebieden. Aangegeven zijn hangwatergebieden (A), vochtige hellingen en droogdalen (B), bronnen en bronbossen (C), kwelgebieden in natuurreservaten (D) en in landbouwgebieden (E), buitendijkse natuur (F), vochtige en natte natuur op rivierklei (G) en natte infiltratiegebieden (H).

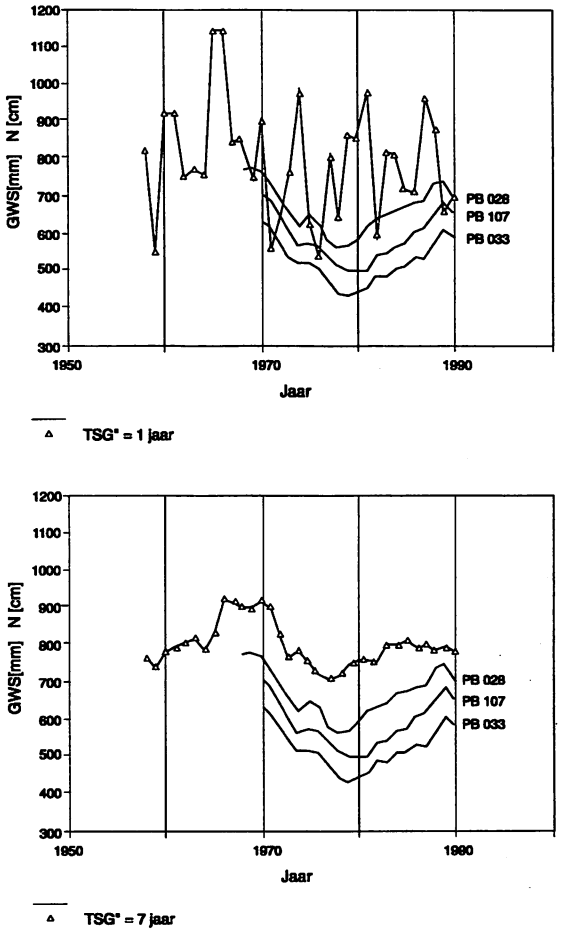
Mook en aan de noordrand van het Wylerbergcomplex. De brongemeenschappen zijn voor Nederland zeer bijzonder en sterk afhankelijk van de doorstroming van de bronnen. Daardoor zijn ze erg gevoelig voor hydrologische veranderingen. Kwel vanuit de stuwwal ("regionale kwel") treedt op in de rond de stuwwal gelegen delen van het rivierengebied en in het Bekken van Groesbeek. Het natuurreservaat De Bruuk bij Groesbeek herbergt zeer bijzondere vegetaties (Blauwgrasland, Dotterbloem- en Veldrushooilanden), die van deze voeding afhankelijk zijn. In de landbouwgebieden, zoals de rest van het Bekken van Groesbeek en net ten noorden van de stuwwal, komen in de sloten nog kwelafhankelijke soorten voor. Ook dit soort gebieden is gevoelig voor hydrologische veranderingen.
De natuurgebieden in de uiterwaarden worden voornamelijk gestuurd door de rivierdynamiek en door het voedselrijke oppervlaktewater. Hier zijn vooral de water- en oevervegetaties van de Oude Waal en de Kekerdomse en Millingerwaard van belang. Grote grondwaterstandsdalingen kunnen hier wel enige

invloed hebben, maar de rivierinvloed is steeds overheersend.
Ook de in de Ooijpolder gelegen natuurgebieden Groenlanden, een tichelgatencomplex, en Ooijse Graaf, een voormalige stroomgeul van de Waal, staan sterk onder invloed van schommelingen in de rivierwaterstand. Daardoor treedt afwisselend kwel vanuit en infiltratie naar de rivier op.
In de rivierduingebieden komt natte natuur alleen in het natuurreservaat Hatertse en Overasseltse Vennen voor. Dit reservaat ligt op de Oude Rivierklei, waardoor het als geheel een schijngrondwaterspiegel heeft. Een deel van de vennen heeft daarnaast een slecht doorlatende bodem en is hydrologisch geïsoleerd. De kenmerkende vegetaties van deze natte infiltratiegebieden zijn Dopheide-, Snavelbies- en Oeverkruidgemeenschappen. Doordat het gebied een schijnspiegel heeft, is het niet direct afhankelijk van de regionale grondwaterstand. Het doorboren van de kleilaag en de bebossing in de jaren dertig hebben wel tot verdroging geleid.

4. ENKELE BIJZONDERHEDEN VAN DE METHODE

4.1 Neerslagoverschot en grondwaterstand op de stuwwal

Uit de ijkings- en verificatieberekeningen met het model bleek nog eens duidelijk wat op grond van geohydrologisch inzicht (de dikke onverzadigde zone) al vermoed werd: de stuwwal heeft op de relatie tussen neerslag en grondwaterstand een bufferende werking. De jaarlijkse neerslagvariaties komen sterk vertraagd en gedempt tot uiting in de fluctuaties van de stijghoogten van het grondwater in het stuwwalgebied. Daardoor heeft een incidenteel droog jaar geen grote invloed, maar is een droge periode van meerdere opeenvolgende droge jaren nodig. Om te achterhalen wat de bufferende werking nu precies voorstelt, zijn tijdstijghoogtereeksen van peilbuizen op de stuwwal vergeleken met meerjarige "terugschrijdende" gemiddelden van de neerslag. Een optimale correlatie werd gevonden bij een "7-jarig terugschrijdend gemiddelde" van de neerslag. Een weergave van de correlatie tussen de 1-jarig en 7-jarig terugschrijdend gemiddelde neerslag en de stijghoogten in enkele peilbuizen in het stuwwalgebied is weergegeven in figuur 8.



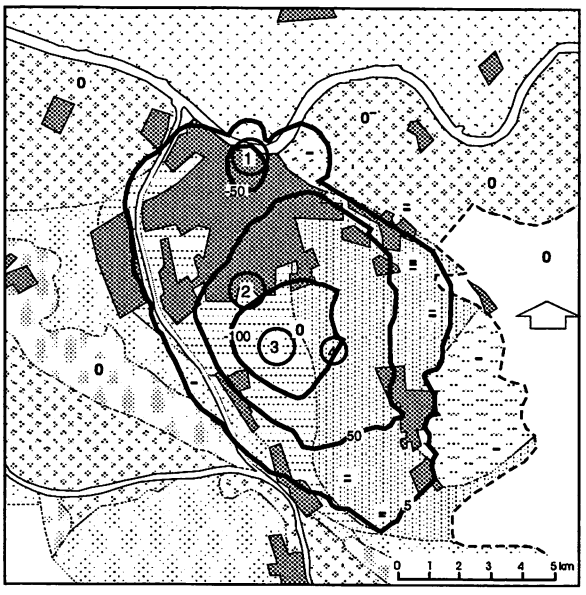
Figuur 8 De relatie tussen neerslagoverschot en de standen in het bovenste watervoerend pakket in de stuwwal. Weergegeven zijn de standen in een drietal buizen en het 1- en 7-jaars voortschrijdend gemiddelde van het neerslagoverschot.

Deze analyse heeft er toe geleid dat binnen het model de neerslag is gedifferentieerd naar stuwwalgebied en overig gebied en dat binnen het stuwwalgebied is gerekend met een terugschrijdend gemiddelde neerslag over een periode van 7 jaar voorafgaand aan het jaar van berekening.

4.2 Hydrochemie als toets voor de geohydrologie

De kartering van hydrochemische watertypen heeft een goed beeld gegeven van de horizontale en verticale verbreiding van een aantal grondwaterstromingstelsels. Daardoor is deze kartering een goede toets voor de hydrologische systeembeschrijving.
Daarnaast kunnen op basis van de hydrochemische kartering veel meer grondwatersystemen worden

Figuur 9 Contouren van de intrekgebieden aan de hand van voor de nulvariant berekende stroombanen.



Figuur 10 De vertaling van type natuurgebied en voorspelde waterstandsveranderingen naar globale ecologische effectvoorspelling.

onderscheiden dan op basis van de isohypsenpatronen mogelijk was. Er is bovendien een duidelijk verband te leggen tussen kwaliteit en herkomst van het grondwater in deze kleinere systemen. Op deze wijze kunnen diverse in elkaar geneste systemen goed worden onderscheiden.

De verbreiding van hydrochemische typen is een momentopname. Het is duidelijk dat een aantal typen pas vrij recent is ontstaan door de toegenomen antropogene invloeden. In sommige gevallen zullen deze systemen zich niet veel verder uitbreiden doordat ze een oppervlakkige afvoer hebben. In andere gevallen kan het gaan om een front van antropogeen beïnvloed water, dat zich geleidelijk in verticale en horizontale richting verspreidt. Uit de analyse van een aantal reeksen met gegevens bleek ook dat de grondwaterkwaliteit in delen van het gebied aan het veranderen is. Deze inzichten zijn daarmee van belang voor het voorspellen van de kwaliteit van het op de pompstations onttrokken grondwater.

4.3 Keuze van de referentie voor voorspellingen

Het hydrologisch model is geijkt op basis van peilgegevens uit het jaar 1985. Dit jaar is gekozen omdat het potentieel neerslagoverschot overeenkwam met het langjarig gemiddelde. Vervolgens is het geverifieerd aan de hand van het 15 % droge jaar 1989. Dit jaar is gekozen om een set gegevens te krijgen, die duidelijk afwijkt van het ijkingsjaar opdat het model voor alle gangbare situaties kon worden gevalideerd. De verificatie leidde tot verandering van de doorlatendheid in het eerste watervoerende pakket nabij het pompstation Heumensoord I en tot een aanpassing van de gewasfactor in verband met optredende vochttekorten. Voorts bleek dat het fenomeen stuwwal door buffering van neerslag en anisotropie aanleiding was voor moeilijke beoordeling van de verificatie

De nul-variant is gesimuleerd met hydrologische gegevens uit 1985. De neerslaghoeveelheid in dat jaar kwam overeen met het gemiddelde over de periode 1970-1990. Daarnaast is een 15 % droge variant doorgerekend aan de hand van het jaar 1989. Voor de grondwaterwinning zijn in deze scenario's de hoeveelheden van 1989 aangehouden. De berekeningen zijn verder uitgevoerd uitgaande van het hydrologisch jaar 1985. Bij de invoer van het neerslagoverschot is onderscheid gemaakt tussen de stuwwal en de overige gebieden. Voor de stuwwal is het vertragende effect gesimuleerd door het neerslagoverschot te baseren op een over 7 jaar berekend voortschrijdend gemiddelde. Voor de overige gebieden zijn de jaargemiddelden gebruikt.

4.4 Het voorspellen van de waterkwaliteit bij de putten

De kwaliteit van het gewonnen water is afhankelijk

van het systeem waaruit het onttrokken wordt. In de huidige situatie kan de ruwwaterkwaliteit in combinatie met stroombaanberekeningen gekoppeld worden aan de herkomst van het water. In figuur 9 zijn de intrekgebieden van de in het onderzoek betrokken grondwaterwinningen weergegeven. Het blijkt, dat de winningen excentrisch in hun intrekgebied liggen.
De ruwwaterkwaliteit bij de verschillende winningsvarianten is voorspeld door het combineren van stroombaanberekeningen met de verspreiding van watertypen. Bij verschuivingen in de ligging van de intrekgebieden is aangegeven, hoe de verhouding tussen de verschillende watertypen bij de putten zou komen te liggen. Voor verschillende winningscenario's is zo voorspeld welke waterkwaliteit bij de pompstations onttrokken zou worden.

4.5 Globale voorspelling van de ecologische effecten

Gezien het feit dat het hydrologisch model in verhouding tot de variatie tussen en binnen de natuurgebieden grofschalig is, is de ecologische effectvoorspelling zeer globaal gehouden. De beslisregels zijn afgeleid aan de hand van globale inzichten over de hydrologische kwetsbaarheid van de belangrijkste vegetatietypen in de betreffende natuurgebieden. Bij de voorspelling is vooral gebruik gemaakt van de berekeningen voor het bovenste (freatische) watervoerende pakket. Veranderingen in het optreden van kwel in het Bekken van Groesbeek zijn voorspeld door vergelijking van de voorspellingen voor het eerste en tweede watervoerende pakket. Voor de polders aan de voet van de stuwwal is er vanuit gegaan, dat een sterke grondwaterstandsdaling in de stuwwal tot enige kwelafname zal leiden. Voor de bronnen is de afname van de steilheid van het grondwatervlak langs de stuwwalflank als maat genomen. Dus als de dalingslijnen van 5, 25 en 50 cm dicht bij elkaar liggen is de invloed op de bronnen groter, dan als ze ver uit elkaar liggen. Figuur 10 geeft een beeld van de vertaalslag van natuurgebied en grondwaterstandsverandering naar effectvoorspelling.

5. ENKELE RELEVANTE CONCLUSIES

Tabel 1 geeft een kwalitatief beeld van de effecten van de verschillende winningsvarianten op natuurwaarden en op de kwaliteit van het onttrokken water. Over het algemeen worden voornamelijk ecologische effecten verwacht in de natuurgebieden die aan de rand van de stuwwal liggen. De effecten op verder weg gelegen gebieden zijn nihil of zeer gering. Effecten op de kwaliteit van het onttrokken water treden alleen op bij de winningen in het Heumensoord. Verslechtering van de waterkwaliteit kan hier betekenen, dat aanvullende zuiveringsmethoden moeten worden toegepast. Op het pompstation Nieuwe Marktstraat spelen waterkwaliteitsveranderingen geen belangrijke rol, aangezien de mengverhouding van stedelijk en oevergrondwater hier ongeveer gelijk blijft en het pompstation al op zuivering van dit water is ingericht.
Bij vergelijking van de effecten van de verschillende varianten kan een aantal conclusies worden getrokken over de invloed die de verschillende pompstations op elkaar en op de omgeving hebben. Deze conclusies kunnen richting geven aan de keuze voor de verdeling van winningshoeveelheden over de pompstations.
Uit de varianten 2 t/m 5 blijkt, dat uitbreiding van de capaciteit op pompstation Heumensoord II steeds tot negatieve effecten op de natuur leidt, ook als de totaal gewonnen hoeveelheid water gelijk blijft. Daarnaast heeft een uitbreiding op dit pompstation ook negatieve effecten op de kwaliteit van het in de pompstations Heumensoord I en II onttrokken water. Dit laatste is een gevolg van verschuiving van het intrekgebied van deze winningen naar de stad Nijmegen.
Uit de combinatie van de varianten 1 en 6 blijkt dat bij het realloceren van de capaciteit van het pompstation Muntberg naar het pompstation Nieuwe Marktstraat sterk positieve effecten kan hebben op de natuur. Dit is zelfs het geval bij een toename van de totale capaciteit.
De combinatie van de varianten 1 en 5, 2 en 7 of 0 en 7 leert ons, dat door een groter aandeel van pompstation Nieuwe Marktstraat in de totale winningshoeveelheid de effecten op de natuur geringer worden. Er kan dan eenzelfde hoeveelheid water worden gewonnen met minder effecten op de natuur, dan wel een grotere hoeveelheid bij dezelfde effecten op natuur. Bovendien blijkt dat de winning Nieuwe Marktstraat voorkomt, dat de intrekgebieden van de pompstations Heumensoord zich tot onder Nijmegen uitbreiden. Pompstation Nieuwe Marktstraat is dus van belang voor het bewaken van de kwaliteit van het in het Heumensoord onttrokken water.

Onttrekkingen	variantnummers							
	0	1	2	3	4	5	6	7
Heumensoord 1	7,8	6,3	6,2	6,2	6,2	6,2	6,3	6,3
Heumensoord 2	3,4	3,7	6,0	6,0	8,2	8,2	3,7	3,7
Nieuwe Marktstraat	2,7	4,4	4,4	6,6	6,6	0,0	6,6	6,6
Totaal ZG	13,9	14,4	16,6	18,8	21,0	14,4	16,6	16,6
Muntberg (WMG)	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,0	0,9
Totaal ZGN+WMG	14,8	15,3	17,5	19,7	21,9	15,3	16,6	17,5
Ecologische effecten								
gebiedswaarde								
Bronnen noord	***	+	-	--	---	---	+++	0+
Bronnen zuid	***	0	-	-	--	--	++	0
Vochtige droogdalen	**	+	-	-	--	--	++	0+
Bruuk	***	0+	0-	0-	-	-	+	0
Bekken Groesbeek	*	0+	0-	0-	-	-	+	0
Kranenbürger Bruch	***	0	0	0	0	0	0	0
Kwelzone Ooijpolder	*	+	-	-	--	--	++	0+
Groenlanden	**	0-	0	0-	0-	0+	0-	0-
Overig Ooijpolder	*	0	0	0	0	0	0	0
Oude Waal	**	0-	0-	-	-	0+	0-	0-
Hatertse Vennen	***	0	0	0	0	0	0	0
Uiterwaarden Maas en Waal	*	0	0	0	0	0	0	0
Teersche Sluispolder	*?	0+	0-	0-	-	-	0+	0+
Niersdal	*?	0	0	0	0	0	0	0
Effecten op de ruwwaterkwaliteit								
Heumensoord I		0	-	-	-	--	0	0
Heumensoord II		0	0-	0-	-	-	0	0
Nieuwe Marktstraat		0	0	0	0	0	0	0

*Tabel 1 Voorspelling van de effecten van de verschillende winningsvarianten op de natuurwaarden en op de kwaliteit van het onttrokken grondwater. De natuurwaarde van verschillende gebieden is globaal weergegeven met *. De effecten zijn met + en - aangegeven. Hoe meer *, + of - des te belangrijker is de waarde c.q. het effect. 0- en 0+ slaat op hooguit zeer geringe effecten.*

Uit de combinatie van varianten 4 en 5 blijkt dat het stoppen van de winning Nieuwe Marktstraat leidt tot een verslechtering van de kwaliteit van het op Heumensoord I onttrokken water. Bovendien blijkt het nauwelijks effect te hebben op de natuurwaarden.

6. DISCUSSIE

6.1 Over de conclusies

Een van de belangrijke conclusies uit de voorspelling van de waterkwaliteit in de putten is, dat de oevergrondwaterwinning Nieuwe Marktstraat moet blijven onttrekken om de kwaliteit van het water van pompstations Heumensoord te beschermen. Het intrekgebied van de winningen in het Heumensoord zou anders naar Nijmegen verschuiven waardoor deze winningen verontreinigd stadswater zouden gaan aantrekken. In dat geval zouden op deze pompstations uitgebreide zuiveringsinstallaties moeten worden aangelegd. Het pompstation Nieuwe Marktstraat is wel ingericht op het winnen en zuiveren van oevergrondwater en stedelijk water. Het is dus ook uit het oogpunt van efficiëntie en kostenbeheersing van belang deze winning voort te laten bestaan en de nevenfunctie van schermput te laten uitvoeren.
Bij beschouwing van de ecologische effecten van

verschillende varianten blijkt dat een toename van de winning in het Heumensoord al snel leidt tot achteruitgang van de natuur. Toename van de oevergrondwaterwinning Nieuwe Marktstraat leidt daarentegen nauwelijks tot negatieve effecten op de natuur. Het verplaatsen van winningscapaciteit van de winningen in de stuwwal en sandrvlakte naar Nieuwe Marktstraat kan daardoor zelfs leiden tot positieve effecten op de belangrijkste natuurgebieden, namelijk de bronnen aan de stuwwalranden en de kwelgebieden in het Bekken van Groesbeek en aan de voet van de stuwwal.
Zowel uit het oogpunt van de kwaliteit van het in het Heumensoord onttrokken grondwater als uit dat van effecten op de natuur is het dus gunstig een deel van de totale capaciteit te winnen op het pompstation Nieuwe Marktstraat.

6.2 Perspectieven van de onderzoeksmethode

Het onderzoek heeft duidelijk het belang aangetoond van het gecombineerd bekijken van de in een grondwatersysteem aanwezige winningen. Deze benadering maakt het mogelijk om binnen de bestaande combinatie van pompstations de verdeling van onttrekkingen zodanig te optimaliseren, dat eenzelfde hoeveelheid grondwater kan worden onttrokken bij een geringere natuurschade. Deze betrekkelijk eenvoudige en goedkope manier van reallocatie van grondwaterwinningen kan een belangrijke bijdrage leveren aan het behoud van grondwater als belangrijke bron voor de drinkwatervoorziening.
Daarbij biedt deze benadering de waterbeherende instanties de mogelijkheid om daadwerkelijk te komen tot een integraal grondwaterbeheer. Voor het succesvol verlopen daarvan is het nodig, dat de onttrekkers - waterleidingbedrijven, industrieën, landbouw- en stadsontwatering - komen tot een onderlinge afstemming van hun activiteiten. In dat geval zal blijken, dat er op een veel milieuvriendelijkere manier met grondwater omgegaan kan worden. Mogelijkheden daartoe zijn bijvoorbeeld om water te winnen in gebieden met wateroverlast (stadsontwatering, landbouwontwatering) of aan het eind van stromingstelsels, dicht in de buurt van grote drainerende watergangen, zoals in dit gebied de Waal en de Maas. Door het water daar te winnen waar het anders toch zou worden afgevoerd, is het effect op de stromingstelsels betrekkelijk gering. Het grondwater kan dan eerst zijn "ecologische functie" verrichten voordat het wordt gewonnen voor de drinkwaterbereiding. Verder zijn de industriële winningen in het onderzoek constant gehouden. Hier liggen wellicht mogelijkheden om de winning van grondwater voor industriële toepassing te vervangen door aanlevering van water dat aan minder hoge eisen hoeft te voldoen.
De variant waarin het pompstation Nieuwe Marktstraat is uitgezet, laat zien dat met dit soort onderzoek ook kan worden gekozen voor de vanuit winnings- of zuiveringstechnisch oogpunt meest gunstige scenario's. Daarmee wordt voorkomen dat onnodige extra investeringen voor zuiveringsinstallaties moeten worden gedaan. Het hydrochemische onderzoek vormt dus niet alleen een onderbouwing voor de systeemanalyse, het is ook nodig om vanuit bedrijfstechnische overwegingen strategische keuzes te kunnen maken.
De ecologische effectvoorspelling is zeer globaal geweest. De schaal van het ontwikkelde hydrologische model is immers vrij grof in relatie tot de korte en steile gradiënten waar een deel van de belangrijkste natuurwaarden (de bronnen en bronbossen) door wordt aangestuurd. Daardoor is het niet mogelijk de ecologische effecten te kwantificeren. De globale effectvoorspelling maakt het echter wel mogelijk om de varianten tegen elkaar af te wegen en de meest kansrijke te kiezen. Locatiekeuze op grond van harmonie tussen een locatie en zijn omgeving blijkt dus verantwoord. Als éénmaal een locatie is gekozen, moet deze zo worden ingericht dat hij in harmonie met de omgeving komt, vooral wat de technische inrichting en uitvoering betreft. Bij een vergunningsaanvraag zal dan vooral een gedetailleerder ecologisch onderzoek nodig zijn. Een dergelijke getrapte opbouw van het onderzoek kost natuurlijk tijd, maar maakt het wel mogelijk meer gerichte vragen te stellen ten aanzien van de vervolgonderzoeken. Het voorkomt daardoor dat in een te vroeg stadium verkeerde keuzen worden gemaakt. Daarmee komt het de efficiëntie van het gehele onderzoek ten goede en draagt bij aan het voorkomen van vergissingen bij het doen van investeringen.

7. LITERATUUR

Kap, A., G.A. van Deijl, F.A.M. Hettinga en M.H. Jalink, 1992. Systeemanalyse Nijmegen en omgeving. Fase 1: Inventarisatie voor het systeem. 2 delen. KIWA-rapport SWO 91.243.

KIWA, Nieuwegein.
Kap, A., G.A. van Deijl, F.A.M. Hettinga en M.H. Jalink, 1992. Systeemanalyse Nijmegen en omgeving. Fase 3: Eindrapport. KIWA-rapport SWO 92.237. KIWA, Nieuwegein.
Kap, A., G.A. van Deijl en C. Vink, 1992. Systeemanalyse Nijmegen en omgeving. Fase 2: ijkings- en verificatieberekeningen. KIWA-rapport SWO 92.314. KIWA, Nieuwegein.
Kap, A., G.A. van Deijl, C. Vink, F.A.M. Hettinga en M.H. Jalink, 1992. Systeemanalyse Nijmegen en omgeving. Fase 2: rapportage berekening varianten. KIWA-rapport SWO 91.204. KIWA, Nieuwegein.
Kap, A., F.A.M. Hettinga, M.H. Jalink en M.P. Laeven, 1992. Systeemanalyse Nijmegen en omgeving. Fase 4: Aanvullend eindrapport met kansrijke varianten. KIWA-rapport SWO 92.335. KIWA, Nieuwegein.

Documentatie

Hydrologische en hydro-ecologische systeemanalyse op lokale schaal: een casestudie van Stroothuizen (Twente)

C.J.S. Aggenbach & A.J.M. Jansen
KIWA N.V. Onderzoek en Advies
Nieuwegein

Samenvatting

Kennis van de relatie tussen vegetatie en hydrologische processen vormt een onmisbaar onderdeel in de voorspelling van de effecten van hydrologische ingrepen op de vegetatie. Analyse van het hydrologische systeem en van het verband tussen de vegetatie en haar standplaatscondities kan zulke relaties blootleggen.

Dit artikel beschrijft de methode voor geïntegreerde hydrologische systeemanalyse en hydro-ecologische analyse (kort aangeduid met systeemanalyse) aan de hand van uitgevoerd onderzoek in het natuurreservaat 'Stroothuizen' (Noordoost-Twente). Dit terrein is gekozen als proefgebied voor verdere ontwikkeling van de systeemanalyse met als doel het schaalniveau van hydrologische systeemanalyse te verfijnen naar de schaal waarop variatie in de vegetatie aanwezig is.

De hydrologische systeemanalyse leidt tot hypothesen over het voorkomen en functioneren van grondwatersystemen. De hydro-ecologische analyse is gericht op de interpretatie van patronen van vegetatietypen en plantesoorten naar standplaatsfactoren. Beide deelanalyses zijn in een synthese geïntegreerd tot een ruimtelijk model, dat de relatie tussen vegetatie en hydrologische processen beschrijft. Naast een analyse van de huidige situatie is tevens een reconstructie van de vroegere gemaakt.

Na bespreking van de belangrijkste methodestappen wordt de bruikbaarheid van de resultaten van de geïntegreerde systeemanalyse in relatie tot het schaalaspect geëvalueerd. Het blijkt dat een systeemanalyse op lokale schaal goed uitvoerbaar is. In het kort worden de implicaties voor hydrologische modellering aangegeven. De analyse brengt ook verstoorde relaties aan het licht, en dus ook veranderingen in zulke relaties. Een reconstructie van de vroegere situatie plaatst zulke veranderingen in een historisch perspectief.

1. INLEIDING

Voorspelling van de effecten van hydrologische ingrepen als grondwateronttrekking op natuurwaarden vraagt inzicht in de relaties tussen hydrologie en natuurwaarden. In het geval van effecten op de plantengroei is kennis nodig over de wijze waarop hydrologische processen leiden tot het voorkomen van plantesoorten en vegetatietypen in ruimtelijke patronen. Hydrologische systeemanalyse en hydro-ecologische analyse zijn bruikbare methoden om relaties tussen vegetatie en hydrologie in beeld te brengen.

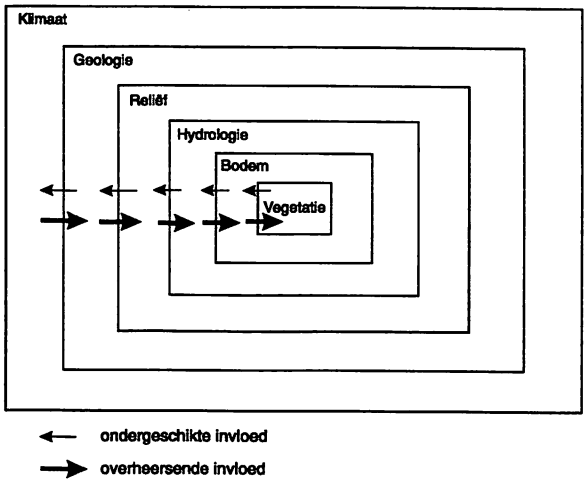
In de effectvoorspellingsmethode die ontwikkeld is binnen het Speurwerkproject *Ecologische Aspecten van Grondwaterwinning*, neemt de systeemanalyse een centrale plaats in (zie Maas & Jansen, 1993; in deze mededeling). Met kennis uit een systeemanalyse kunnen veranderingen in de hydrologie vertaald worden naar verandering van de vegetatie. De systeemanalyse levert ook een toetsingskader voor hydrologische modellering. Ze brengt voor de vegetatie cruciale hydrologische processen in beeld, die het hydrologische model moet kunnen nabootsen. Omgekeerd kan hydrologische modellering hypothesen die voortkomen uit een systeemanalyse, toetsen en verfijnen.

De hier besproken methode is een integratie van benaderingen vanuit de hydrologie en de ecologie. Vanuit de hydrologie is een methode ontwikkeld om grondwaterstromingstelsels te analyseren (Toth,

1963; Engelen, 1986, Engelen et al., 1989). Deze methode draagt de naam *hydrologische systeemanalyse* en brengt hydrologische systemen in beeld op een regionale schaal. Vanuit de ecologie is een methode ontwikkeld om verspreiding van vegetatietypen en soorten te relateren aan waterstand, grondwaterkwaliteit en hydrologische processen als kwel en infiltratie (Grootjans, 1985; Everts & De Vries, 1991). Deze werkwijze wordt aangeduid als *hydroecologische analyse*. Beide benaderingen houden zich bezig met verklaring van ruimtelijke patronen vanuit concepten over grondwaterstroming.
In het verleden hebben verschillen tussen de schaal waarop hydrologen en ecologen werken, integratie van beide vakgebieden bemoeilijkt. De schaal waarop ecologen variatie in de vegetatie aantreffen, is vaak fijner dan die waarop hydrologen werken. Voor betrouwbare effectvoorspellingen op het niveau van de vegetatie is afstemming van schaal echter noodzakelijk. Het onderzoek had daarom tot doel het schaalniveau van de hydrologische systeemanalyse te verfijnen naar dat van de standplaats van vegetaties.
Dit artikel behandelt de methode van systeemanalyse op lokale schaal aan de hand van onderzoek in het natuurreservaat *Stroothuizen*. Dit gebied is geselecteerd als 'proefgebied' wegens de aanwezigheid van veel variatie op kort afstand. Aan het eind van het artikel wordt de methode geëvalueerd en wordt ingegaan op toepassingen van systeemanalyses in de praktijk.
In dit artikel worden de belangrijkste onderdelen van de methode gepresenteerd. Een uitvoerig basisrapport is in concept gereed (Jansen & Aggenbach, 1990).

2. THEORETISCHE ACHTERGRONDEN

Onderzoek naar de relatie tussen vegetatie en hydrologie staat in een groter kader. Hydrologische processen zijn immers niet de enige factoren die de plantengroei beïnvloeden. Het rangordemodel van Bakker et al., (1981) maakt duidelijk dat betrekkingen tussen de diverse onderdelen van een landschap niet even sterk zijn (figuur 1). De hydrologie heeft bijvoorbeeld een sterke invloed op de bodem, terwijl andersom de invloed van de bodem op de hydrologie zwak is. In klimatologisch en geologisch homogene landschappen stuurt de hydrologie de variatie in de vegetatie het meest. Centraal in de lokale systeemanalyse staat daarom de invloed van hydrologische processen op

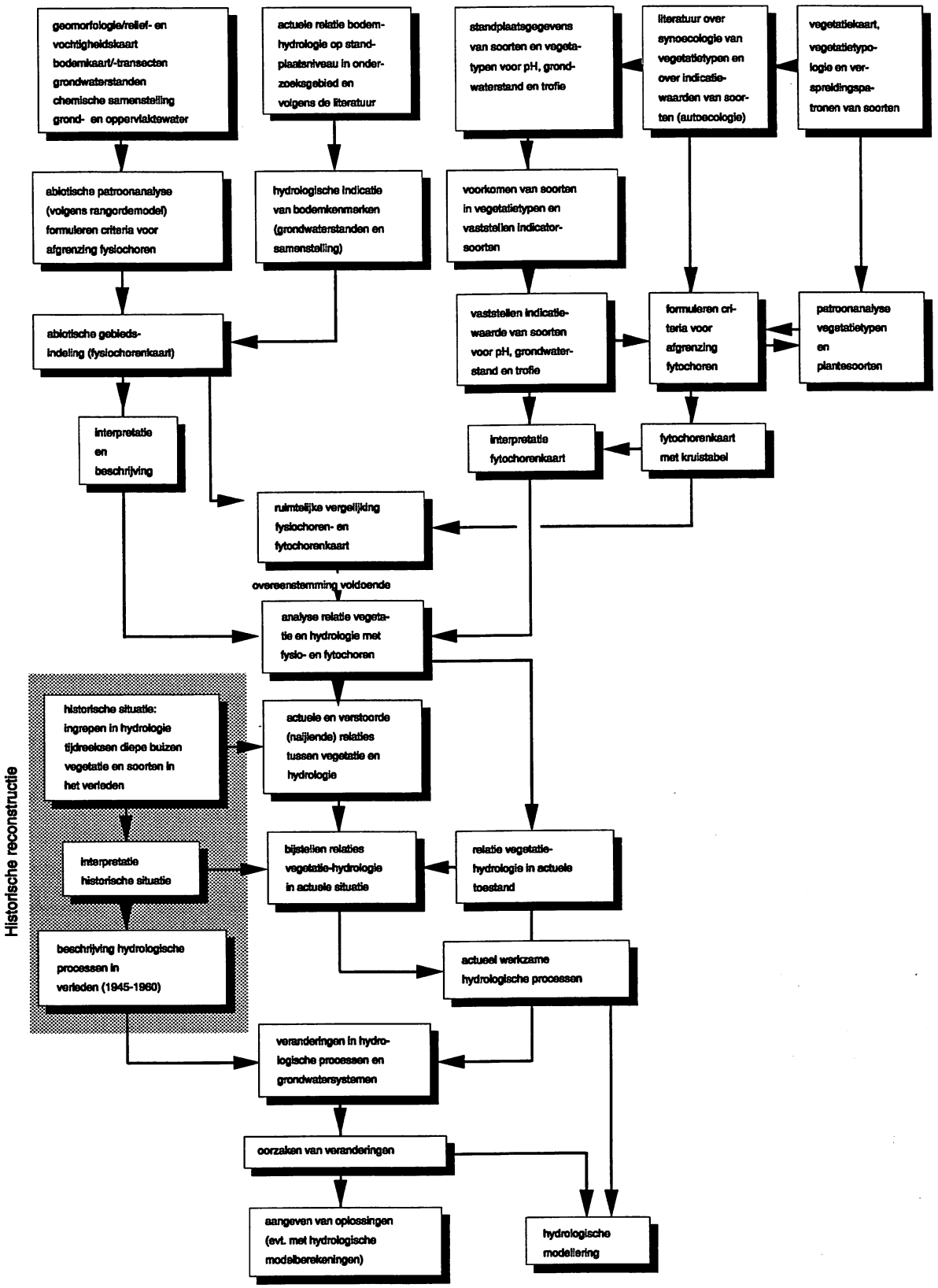


Figuur 1 Rangordemodel van landschapscomponenten (naar Bakker et al., 1981). Dikke pijlen geven de dominante relaties aan

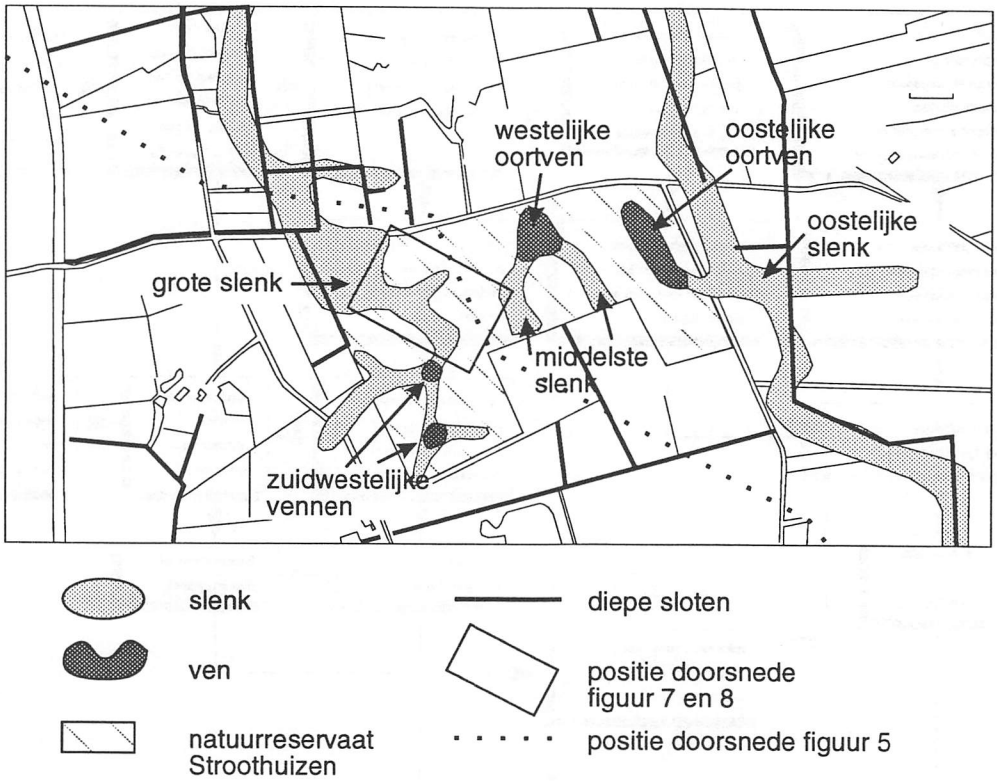
standplaatscondities van de vegetatie, zoals waterstand, zuurgraad/ basenverzadiging en voedselrijkdom, die op hun beurt in sterke mate de samenstelling van de vegetatie bepalen. Welke hydrologische processen waar optreden, is afhankelijk van grondwaterstroming die door reliëf en geologische gesteldheid wordt aangedreven. Grondwaterstroming bepaalt daarom de positie van plantengemeenschappen en plantesoorten in het landschap.
Een belangrijk sturend proces dat standplaatscondities doet ontstaan en handhaaft, is het optreden van kwel of infiltratie. In het verleden zijn deze begrippen op uiteenlopende manieren gehanteerd. Voor een verdere integratie van hydrologisch en ecologisch onderzoek is een heldere definiëring van deze begrippen noodzakelijk. Geohydrologische begrippen zijn daarom dusdanig operationeel gemaakt dat ze ecologisch toepasbaar en hydrologisch kwantificeerbaar zijn (zie intermezzo).

3. DE GROTE LIJN VAN DE LOKALE SYSTEEMANALYSE

De systeemanalyse start met twee parallelle onderzoekspaden: één waarin de huidige, ruimtelijke diversiteit van abiotische omstandigheden en één waarin de huidige verspreidingspatronen van plantesoorten en vegetatietypen wordt beschreven (figuur 2).
Een patroonanalyse van abiotische kenmerken mondt



Figuur 2 Methode-overzicht van de geïntegreerde hydrologische systeemanalyse en hydro-ecologische analyse



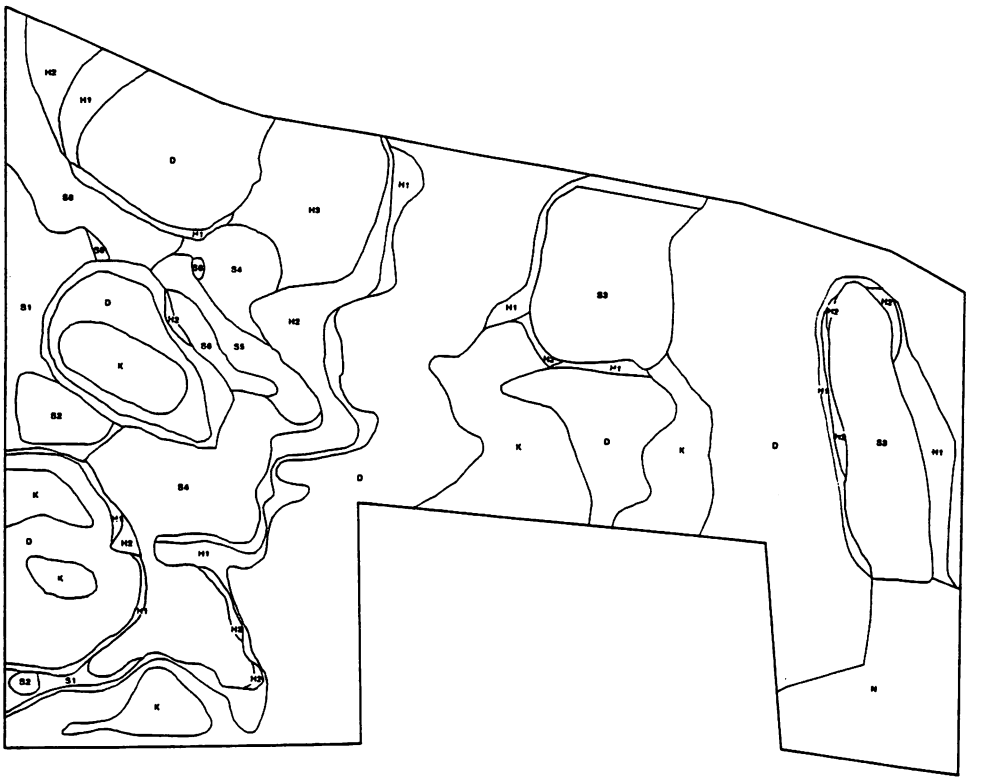
Figuur 3 Ligging van Stroothuizen en de slenken met toponiemen. Tevens is de ligging van de geologische en hydrochemische doorsnede en de positie van het 3-dimensionale figuur aangegeven

uit in een indeling van het onderzoeksgebied in deelgebieden. Deze deelgebieden worden gekenmerkt door een bepaalde combinatie van geologische, geomorfologische, hydrologische en bodemkundige eigenschappen. Ze worden *fysiochoren* genoemd. Binnen een fysiochoor kan een zekere mate van heterogeniteit bestaan doordat eigenschappen binnen bepaalde grenzen variëren. De indelingscriteria voor de fysiochoren zijn hiërarchisch geordend overeenkomstig het rangordemodel. Per fysiochoor is het hydrologisch functioneren geïnterpreteerd.

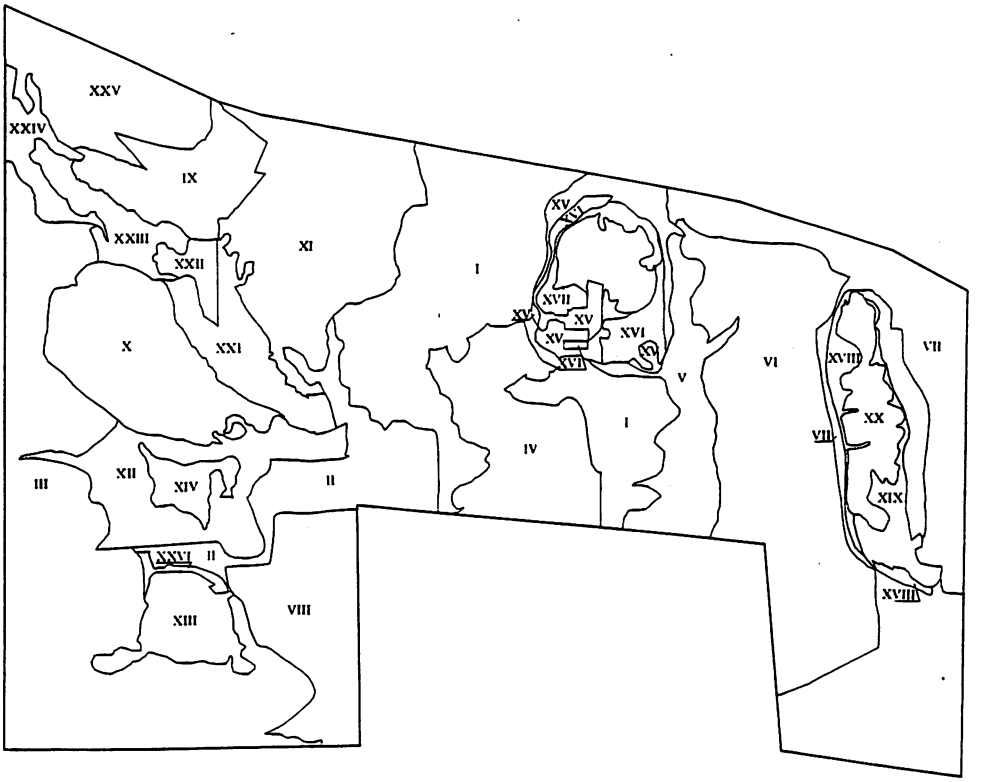
Een patroonanalyse van vegetatietypen en plantesoorten leidt eveneens tot een gebiedsindeling. Vlakken van vegetatietypen en soorten met overeenkomstige standplaatseisen worden bijeengevoegd in *fytochoren*. Evenals bij fysiochoren mag een fytochoor binnen bepaalde grenzen enige variatie in standplaatseisen van de vegetatie vertonen. Per onderscheiden fytochoor is gekeken welke vegetatietypen en soorten voorkomen. Via kennis van indicatiewaarden van soorten en de synecologie[1] van vegetatietypen is voor elk fytochoor het bereik bepaald van de waterstand, pH/basenverzadiging en voedselrijkdom. Daarbij wordt de gehele variatie aan plantengemeenschappen en soorten in ogenschouw genomen en wordt tevens de kenmerkende heterogeniteit geïnterpreteerd.

De hydrologische systeemanalyse volgt op de fysiochoor-indeling. Door interpretatie van de fysiochoren wordt een beeld verkregen van het ruimtelijke patroon van kwel/infiltratie en hydrochemische variatie. Vervolgens worden hypothesen over grondwaterstroming opgesteld, die dit patroon verklaren. Grondwaterstroming wordt daarbij in termen van voorkomen, begrenzing en dynamiek van één of meerdere grondwatersystemen beschreven (zie intermezzo voor definitie grondwatersysteem).

Vervolgens worden de fysiochoor- en de fytochoorindeling met elkaar geconfronteerd. Door te toetsen of de abiotische omstandigheden in de fysiochoren overeenkomen met de standplaatseisen van de kenmerkende vegetatietypen en soorten in de overlappende fytochoren, ontstaat inzicht in nu nog functionerende relaties en verstoorde relaties. Het laatste type relaties is niet meer werkzaam door hydrologische veranderingen. De vegetatie verkeert in dit geval



Figuur 4a Indeling van Stroothuizen in fysiochoren. Voor kenmerken van elk fysiochoor zie tabel 1.



Figuur 4b Indeling van Stroothuizen in fytochoren. In tabel 4 staan de standplaatskenmerken van de fytochoortypen in het oostelijk deel van Stroothuizen

nog niet in evenwicht met de nieuwe hydrologische situatie.
Uiteindelijk volgt een synthese, die bestaat uit denkmodellen over hoe grondwaterstroming in de actuele situatie doorwerkt in relaties op standplaatsniveau. De hypothesen over grondwatersystemen en de resultaten van de vergelijking van fysiochoren en fytochoren vormen hiervoor de basis. In dit stadium vindt integratie plaats van ecologische, hydrologische, hydrochemische, geomorfologische en geologische informatie.
Naast de huidige situatie wordt ook de situatie in het verleden geanalyseerd. Oude vegetatiegegevens vormen daarbij het uitgangspunt, omdat abiotische gegevens over de vroegere situatie ontbreken of beperkt voorhanden zijn. Via indicatiewaarden van plantesoorten en de synecologie van vegetatietypen, die zijn afgeleid uit de literatuur of gebiedseigen gegevens, worden de vroegere standplaatseigenschappen gereconstrueerd. Deze vormen samen met informatie over plaatsgebonden, hydrologische ingrepen de basis voor het vaststellen van de relatie tussen vegetatie en hydrologische processen in de vroegere situatie. Hypothesen over grondwaterstroming in de vroegere situatie kunnen met hydrologische modellering worden getoetst.

4. DE LOKALE SYSTEEMANALYSE VAN STROOTHUIZEN

4.1 Gebiedsbeschrijving van Stroothuizen

Het natuurreservaat Stroothuizen is een restant van het vroegere, omvangrijke heidelandschap in Oost-Twente. In het gebied liggen een aantal natte, slenkvormige laagtes met vennen, die afwateren naar het noordwesten (figuur 3). Sinds de ontginningen van heiden en de ruilverkaveling gedurende de jaren vijftig en zestig is het reservaat omgeven door intensief gebruikt landbouwgebied en een stelsel van diepe (waterschaps)leidingen. Staatsbosbeheer is eigenaar en beheerder van het gebied.

4.2 Abiotische patroonanalyse: afgrenzen, typeren en interpreteren van fysiochoren

Op basis van analyses van geologie, geomorfologie, vochtigheid, waterstanden, bodemprofiel-beschrijvingen, chemische samenstelling van het oppervlakte- en grondwater en visuele kwelkenmerken wordt analoog aan het rangordemodel een indeling van fysiochoren binnen het reservaat gemaakt. Gebiedsdekkende informatie wordt gebruikt voor het afgrenzen van deelgebieden. Puntwaarnemingen typeren meer nauwkeurig de ruimtelijke eenheden.
In de volgorde van het rangordemodel (figuur 1) worden hieronder de criteria voor de gebiedsindeling besproken. De factor klimaat blijft buiten beschouwing, omdat deze binnen het studiegebied constant is.
Geologie Een dikke laag van keileem en tertiaire klei bereikt onder Stroothuizen zijn zuidoostelijke grens (figuur 4a en 5). Wegens de grove schaal van deze geologische differentiatie is pas na toepassing van de andere criteria aangegeven of een fysiochoor wel of niet boven de dikke kleilaag is gelegen.
Reliëf Op basis van geomorfologische eenheden is het terrein onderverdeeld in dekzandruggen, komvormige laagtes op dekzandruggen, flauwe hellingen en slenken.
Hydrologie Hier is opgedeeld in gebieden met in de winter water boven het maaiveld, natte gebieden met plassen en gebieden die niet nat zijn. Met peilgegevens zijn deze vochtigheidsklassen gekwantificeerd. Vervolgens heeft een verdere splitsing op basis van waterkwaliteit plaatsgevonden. Gebiedsdekkende metingen van pH en EGV van het oppervlaktewater en waarnemingen van visuele kwelverschijnselen zijn gebruikt voor de begrenzing. Chemische analyses van oppervlaktewater- en grondwatermonsters onderbouwen de aldus onderscheiden deelgebieden.
Bodem Bodemprofiel-kenmerken zijn hydrologisch geïnterpreteerd ten behoeve van een verdere verfijning van de begrenzingen die zijn ontstaan op basis van de hydrologische criteria. Bodemraaien dwars op de hellingen geven inzicht in de mate en seizoensdynamiek van opbolling van het freatisch vlak in de dekzandruggen. De aanwezigheid van diverse podzoltypen in de niet-natte dekzandruggen wijst op grote variatie in waterstanden. Door gebrek aan zichtbare, abiotische veldkenmerken zijn de niet-natte dekzandruggen echter niet verder gedifferentieerd.

Toepassing van deze criteria resulteert in een fysiochoor-indeling (figuur 4a). Tabel 1 geeft een overzicht van de kenmerken per fysiochoor.

1 Synecologie is de studie van relaties tussen vegetatie en haar milieu

fysio-choor	geomor-fologie	opper-vlakte-water in de winter	waterstand		chemie oppervlakte-water	chemie grondwater op 40-120 cm -mv	geohydrologie + = kwel - = infiltratie		bodem
			GHG	GLG			winter	zomer	
D	dekzand-rug	niet	80-130	100-160	-	F*CASO4 !	-	-	haar- en veldpodzol
K	kom/ laagte op dekzand-rug	niet	0-20 ?	> 40 ?	F*CASO4 !	F*CASO4 !	-	-	moerpodzol
H1	helling	niet	20-60	50-90	-	F*CASO4 !	-	-	veldpodzol
H2	helling	plassen	0-10	50	F*CASO4 !	F*CASO4 !	-	-	veld- en moerpodzol
H3	helling	afstro-mend	0	40	F*CASO4	F*CASO4	+	-	broekeerd
S1	slenk	niet	20 ?	60 ?	-	F*CASO4 !	-	-	beekeerd ?
S2	slenk	niet	0-10 ?	40-50 ?	F*CASO4 !	F*CASO4 !	-	-	beekeerd ?
S3	slenk	inun-datie	+ 80-0	20-60	F*CASO4 L F*NH4SO4 L eutroof, zuur	F*CAMIX	vnl. -	-	broekeerd, veen
S4	slenk	inun-datie	+ 60-0	0-60	F*CASO4 H zuur - matig zuur	F0CAMIX	+	-	broekeerd
S5	slenk	inun-datie	+ 30-0	10-40	F1/2CASO4 ? matig zuur	F0/1/2CASO4 op F2/CAHCO3	+	-	broekeerd
S6	slenk	inun-datie	+ 30-0	10-40	F2CAHCO3 zwak zuur	F1/2CAMIX F1/2CAHCO3	+	+/-	broekeerd

Tabel 1 Overzicht van de fysiochoorkenmerken. Betekenis symbolen: ! = niet gebaseerd op hydrochemische analyse, betreffend watertype wordt aannemelijk geacht; ? = niet zeker, gebaseerd op inter- en extrapolatie. Grond- en oppervlaktewater is hydrochemisch getypeerd volgens Stuyfzand (1986) met als toevoeging: L = ratio 2-/1-waardige kationen ≤ 1; H = ratio 2-/1-waardige kationen > 1

4.3 Hydrologische systeemanalyse: hypothesen over grondwatersystemen

Bij het opstellen van denkmodellen over grondwatersystemen dient rekening te worden gehouden met de diverse aspecten die voortvloeien uit de definitie van het begrip *grondwatersysteem* (zie intermezzo). Zulke modellen hebben in deze fase van het onderzoek nog een hypothetisch karakter. Daarom is het belangrijk alle inzichten, die voor en tegen de opgeworpen hypothesen pleiten, op een rij te zetten. Hier-onder volgt de denkwijze die heeft geleid tot het opstellen van twee hypothetische modellen van grondwatersystemen in en rond Stroothuizen (figuur 6).

In Stroothuizen kwellen twee soorten grondwater met een verschillende chemische samenstelling op. Eén type grondwater is zuur tot zwak zuur, calcium- en bicarbonaatarm en kwelt op aan de hellingvoeten en in het bovenstroomse deel van de Grote slenk[2]. Het andere type grondwater is zwak basisch, calcium- en

2 De naam 'Grote slenk' is geen oorspronkelijke toponiem, de auteurs hebben de slenk in het westelijk deel van Stroothuizen deze naam gegeven (figuur 2)

bicarbonaatrijk en kwelt centraal in het benedenstroomse deel van de Grote slenk op. De ruimtelijke verspreiding van deze twee typen wijst respectievelijk op een ondiepe herkomst van het calciumarme en op een diepere herkomst van het calciumrijke kwelwater. De grondwaterstromen met het calciumarme water behoren zonder twijfel tot kleine, lokale systemen met het infiltratiegebied in Stroothuizen zelf of in de directe omgeving, en wel om de volgende redenen:

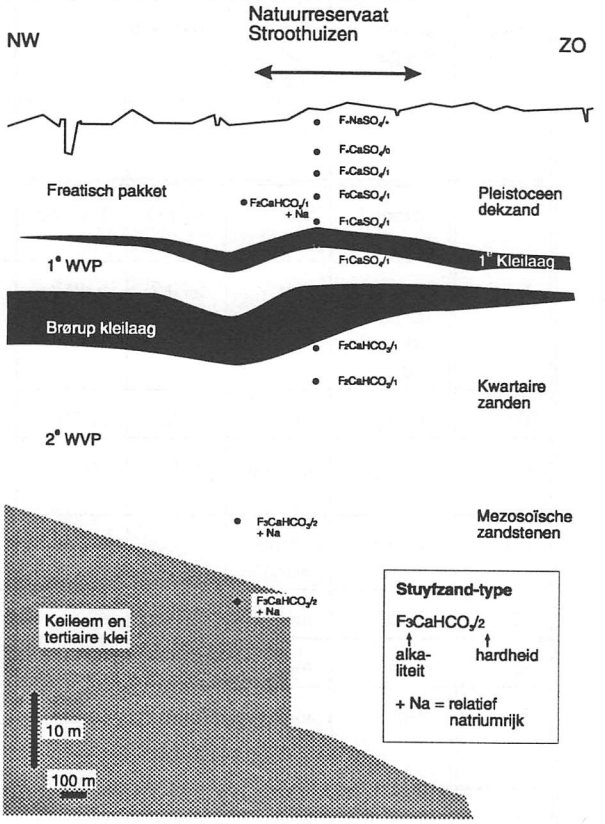
- De aanwezigheid van een duidelijke hoog-laag gradiënt. De hoogste delen bestaan uit droge tot iets vochtige dekzandruggen, waarin infiltratie optreedt (fysiochoren D en K). Deze worden opgevolgd door vochtige tot natte hellingen, waarin ook infiltratie optreedt (H1 en H2). Deze hellingen gaan geleidelijk over in hellingvoeten en slenken, waar in de winter kwel van calciumarm grondwater optreedt (H3, S3, S4, S5, S6);
- De peilfluctuaties van het grond- en oppervlaktewater wijzen op een snelle reactie op het neerslagoverschot. In de winter bollen de waterspiegels in de dekzandruggen op, waardoor een stroming richting de hellingen en slenken ontstaat. In de slenken kwelt dan calciumarm water op. In de zomer is de opbolling afgevlakt en treedt in de slenken (met uitzondering van S6) infiltratie op;
- De afwezigheid van potentiaalverschillen tussen peilbuizen op verschillende diepte wijst op korte, ondiepe stroombanen, die horizontaal gericht zijn (zie intermezzo).

Het toestromende, calciumrijke grondwater kan afkomstig zijn uit de hierboven beschreven lokale systemen (figuur 6, mogelijkheid 1) of uit één of meerdere bovenlokale systemen (figuur 6, mogelijkheid 2).

Voor herkomst uit alleen lokale systemen pleiten:

- de relatief hoge ligging van Stroothuizen, namelijk een bovenstroomse positie in het landschap;
- het overheersen van het lokale reliëf over het regionale;
- de geringe dikte van het freatisch pakket; deze bedraagt slechts 11-14 m (figuur 5).

In het geval van alleen lokale systemen wordt de grotere calciumrijkdom van het kwelwater veroorzaakt door langere en diepere stroombanen. Het water heeft hierdoor meer tijd om calciet te verweren of heeft meer kans op het doorstromen van calcietrijke lagen.



Figuur 5 Geologische en geohydrologische dwarsdoorsnede met hydrochemie van het grondwater rondom en onder Stroothuizen. Chemische watertypen zijn getypeerd volgens Stuyfzand (1986). Voor de ligging van dit transect zie figuur 3.

Voor herkomst uit één of meerdere bovenlokale systemen pleiten de volgende waarnemingen en inzichten:

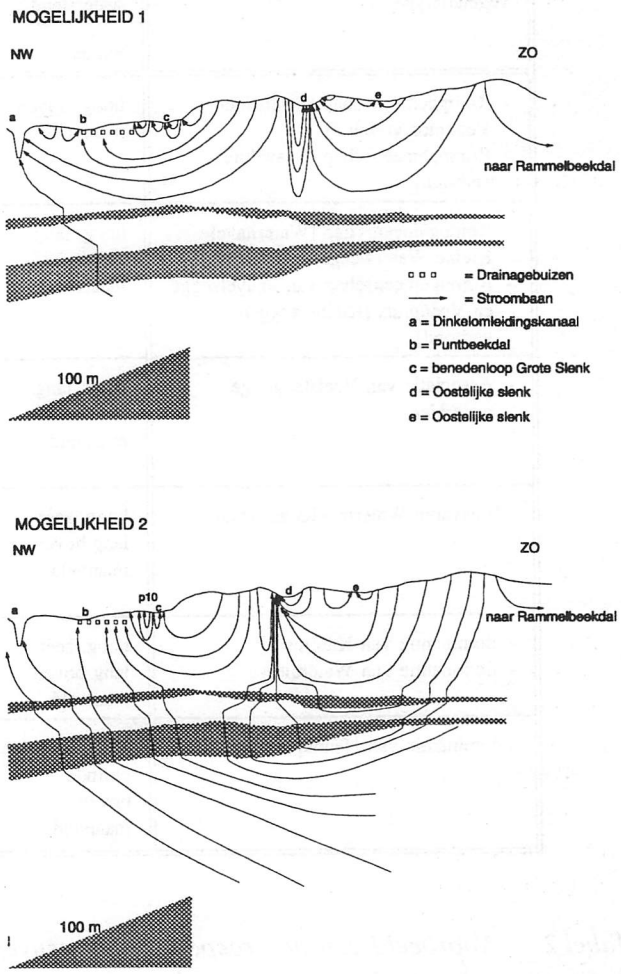
- kopjes met kwel van calciumrijk grondwater in fysiochoor S6 blijven langer nat;
- sloten in de directe omgeving van Stroothuizen zijn in de zomer nog watervoerend en vertonen roestverschijnselen die binnen de regio gecorreleerd zijn met calciumrijk grondwater.

Stroombanen van zulke bovenlokale systemen kunnen een langere weg afleggen door het freatische pakket. Wegens de geringe dikte van dit pakket is dat onwaarschijnlijk. Een meer voor de hand liggende mogelijkheid is dat de stroombanen de twee slecht doorlatende kleilagen kruisen (figuur 6, mogelijkheid 2). Voor de laatste mogelijkheid pleiten:

- De samenstelling van het freatisch pakket dat waarschijnlijk voornamelijk uit kalkloos dekzand bestaat. Het is onwaarschijnlijk dat lokale leemlaagjes zorgen voor de waargenomen, sterke verrijking met calcium en bicarbonaat;
- Het voorkomen van water dat in zwaar bemeste maisakkers op naburige dekzandruggen is geïnfiltreerd en dat tot in het 2e watervoerende pakket is doorgedrongen. Dit blijkt uit chemische analyses van monsters uit minifilters;
- De samenstelling van het calciumrijke grondwater op 1.20 m diepte in fysiochoor S6 komt overeen met dat van het 2e en plaatselijk het 1e watervoerende pakket;
- De verspreiding van natriumrijk F2/3-CaHCO3 grondwater boven en onder de Brørup-laag (figuur 5). Dit wijst op een omhooggerichte stroming van verzoetend grondwater vanuit de diepere, mariene Mesozoïsche sedimenten richting het freatische pakket. In de slootjes ten noordwesten van Stroothuizen en in de Grote slenk kwelt dit water op;
- De ondergrondse verspreiding van tertiaire klei en keileem (figuur 5) heeft een opstuwend effect op het grondwater in het 2e watervoerende pakket. Het westwaarts stromende grondwater (WMO, 1988) moet ineens door een veel dunner pakket stromen. Fysiochoor 6, waarin kwel van calciumrijk grondwater optreedt, ligt boven de rand van deze dikke kleilaag (figuur 4a).

4.4 *Analyse van de verspreiding van vegetatie en plantesoorten: afgrenzen, typeren en interpreteren van fytochoren*

Op basis van de vegetatiekaart en verspreidingspatronen van plantesoorten wordt Stroothuizen ingedeeld in fytochoren. Tabel 2 geeft een voorbeeld van groepering van plantengemeenschappen op basis van overeenkomstige standplaatseisen. Alle aanwezige vegetatietypen worden op deze wijze gegroepeerd. Dit geeft een eerste ruimtelijke indeling. Vervolgens wordt een verfijning uitgevoerd door indicatorsoorten mee te nemen. Onderzocht wordt of de indeling op basis van overeenkomsten tussen de synecologie van vegetatietypen en indicatiewaarden van soorten kan worden onderbouwd, of moet worden bijgesteld.
In bepaalde gevallen leidt het voorkomen van soorten tot wijziging van de abiotische interpretatie van een fytochoor. Als voorbeeld wordt het voorkomen van



Figuur 6 Twee hypothetische denkmodellen over grondwatersystemen in en rond Stroothuizen. Mogelijkheid 1: alleen lokale systemen. Mogelijkheid 2: lokale en bovenlokale systemen.

Veldrus in de Veenmosrijke subassociatie van de Dopheide-associatie gegeven. Het vegetatietype wijst op voedselarme, natte, zure omstandigheden. De soort wijst op laterale stroming van grondwater. De abiotische interpretatie van betreffende fytochoor wordt dan *voedselarme, natte, zure omstandigheden met laterale stroming van grondwater.*
Uiteindelijk worden fytochoren afgegrensd op basis van een homogene vegetatiekundige en floristische samenstelling of een karakteristieke heterogeniteit daarvan (figuur 4b). Het criterium voor heterogeniteit wordt toegepast in gradiëntrijke situaties en bij de aanwezigheid van zeldzame vegetatietypen binnen een grotere ruimte met één of enkele dominerende vegetatietypen. Vervolgens worden de verschillende ontstane vlakken gegroepeerd op basis van gemeen-

vegetatietype	waterstand		zuurgraad/ basenrijkdom	voedselrijkdom
	winter	zomer		
- Rompgemeenschap [Dopheide-Veenmos-verbond] - Rompgemeenschap [Snavelbies-verbond]	hoog, boven maaiveld	laag - middellaag	zuur - matig zuur	oligotroof
- Rompgemeenschap [Waternavel-Kleine Waterweegbree-verbond] - Rompgemeenschap van Snavelzegge en Veenpluis [Kleine zeggen-verbond]	hoog, lang boven maaiveld	middellaag	zuur - zwak zuur, niet tot zwak gebufferd (< 2 meq HCO_3^-/l)	mesotroof
- Associatie van Veelstengelige waterbies	hoog, lang boven maaiveld	middellaag	zuur - zwak zuur niet tot zwak gebufferd (< 2 meq HCO_3^-/l)	oligo- tot mesotroof
- Biesvaren-Waterlobelia-associatie	hoog, zeer laag boven maaiveld	< 2 dm	matig zuur, zeer zwak gebufferd (0.1-1 meq HCO_3^-/l)	oligotroof
- dominantie van Knolrus - dominantie van Waterbies	hoog, zeer lang boven maaiveld	kort droog vallend	zuur	eutroof
- dominantie van Hennegras	hoog, korte periode boven maaiveld	laag	matig - zwak zuur	mesotroof

Tabel 2 Voorbeeld van de groepering van venvegetaties op basis van overeenkomstige standplaatseisen. Indicaties voor standplaatsfactoren zijn gebaseerd op metingen in Stroothuizen, andere Twentse gebieden en literatuur (Arts, 1988; 1990; Jalink & Jansen, 1989). Bij de toekenning van indicaties is rekening gehouden met de soortensamenstelling van de lokale vegetatietypen.

schappelijke soorten en vegetatietypen. Tabel 3 geeft daarvan een voorbeeld voor het oostelijke deel van Stroothuizen. Per groep van nauw verwante fytochoren worden de abiotische standplaatsfactoren en de daaruit afgeleide hydrologische processen geïnterpreteerd. Tabel 4 geeft deze samenvattend weer voor het oostelijk deel.

4.5 Confrontatie van abiotiek en vegetatie: op zoek naar relaties tussen standplaatsfactoren en vegetatie

De wijze waarop confrontatie van fysiochoren en fytochoren plaatsvindt, wordt uitgewerkt aan de hand van het oostelijke deel van Stroothuizen.
Eerst wordt de begrenzing van de fysiochoren en fytochoren met elkaar vergeleken. De begrenzing van de fysiochoren D, K en S3 valt goed samen met die van diverse fytochoren (zie figuur 4). De fysiochoren H1 en H2, die liggen in een smalle overgangszone tussen de dekzandruggen (D) en de slenken (S3), vallen niet samen met fytochoren. De grenzen van de fytochoren zijn juist in deze overgangszone gelegen. De variatie in grondwaterstand op de hellingen valt binnen het bereik van de vochtigheid van een aantal fytochoren. Binnen fysiochoor S3 worden meerdere fytochoren aangetroffen. In de slenken duidt de ruimtelijke variatie in de vegetatie dus op abiotische verschillen binnen dit fysiochoor.
De volgende stap is het vergelijken van de abiotische eigenschappen van de fysiochoren met de uit de vegetatie afgeleide standplaatseigenschappen van de fytochoren. Als begrenzing van fytochoren en fysiochoren niet met elkaar overeenkomt, wordt gekeken of dit verklaarbaar is vanuit de heterogeniteit van zowel de fysiochoren als fytochoren. Dit illustreren

Fytochoor	7	6	1	17	16	18	19	20
Vegetatietypen								
Dopheide-associatie typische subassociatie	●	.	.	.	.	.	.	.
Fragmentair Berkenbroek	●	.	.	.	.	.	.	.
Zomereiken-Berkenbos typische subass.	●	●	.	.	.	.	.	.
Zomereiken-Berkenbos subass. met Pijpestrootje	●	●	.	.	.	.	.	.
Struikheide-Kruipbrem-associatie typische subass.	.	●	●	.	.	.	.	.
Struikheide-Kruipbrem-associatie subass. met Pijpestrootje	.	●	●	.	.	.	.	.
Dopheide-associatie subass. met Cladonia's	.	●	●	.	.	.	.	.
Dominantie van Waterbies	.	.	.	●	.	.	.	●
Dominantie van Knolrus	.	.	.	●	.	.	.	.
Rompgemeenschap [Dopheide-Veenmos-verbond]	.	.	.	.	●	●	●	●
Rompgemeenschap [Snavelbies-verbond]	.	.	.	.	●	●	.	.
Associatie van Moeraswolfsklauw en Bruine snavelbies	.	.	.	.	●	.	.	.
Biesvaren-Waterlobelia-associatie	.	.	.	.	.	.	●	.
Associatie van Veelstengelige waterbies	.	.	.	.	.	●	●	.
Rompgemeenschap van Snavelzegge en Veenpluis [Kleine zeggen-verbond]	.	.	.	.	.	.	.	●
Rompgemeenschap [Waternavel-Kleine Waterweegbree-verbond]	.	.	.	.	.	.	.	●
Soorten								
Trekrus	.	.	●	.	.	.	.	.
Kraaiheide	.	.	●	.	.	.	.	.
Veenbies	.	●	●	.	.	.	.	.
Blauwe zegge	.	●	●	.	.	.	.	.
Klokjesgentiaan	.	.	.	●	.	●	●	.
Kleine zonnedauw	.	.	.	●	●	●	●	●
Veenpluis	.	.	.	.	●	●	●	●
Witte snavelbies	.	.	.	.	●	.	●	.
Bruine snavelbies	.	.	.	.	●	.	●	.
Veelstengelige waterbies	.	.	.	●	●	●	●	●
Waternavel	.	.	.	●	●	●	●	●
Gewone waterbies	.	.	.	●	●	.	●	●
Veenwortel	.	.	.	●	●	.	●	●
Snavelzegge	.	.	.	.	●	.	.	●
Moerashertshooi	.	.	.	.	.	●	●	●
Waterlobelia	.	.	.	.	.	●	●	.
Lavendelheide	.	.	.	.	.	●	.	.
Egelboterbloem	.	.	.	.	.	.	●	.
Geelgroene zegge	.	.	.	.	.	.	●	.
Oeverkruid	.	.	.	.	.	.	●	.
Drijvende egelskop	.	.	.	.	.	.	●	.
Duizenknoopfonteinkruid	.	.	.	.	.	.	●	.

Tabel 3 Het voorkomen van vegetatietypen en soorten in de fytochoren in het oostelijk deel van Stroothuizen. Fytochoren met een overeenkomstige samenstelling aan soorten en vegetatietypen zijn geclusterd.

we met drie voorbeelden.

1 Fytochoor 7 valt samen met de fysiochoren D en H1. Fytochoor 7 is een droge tot iets vochtige, zure, voedselarme dekzandrug. Fysiochoor D is een droge, voedselarme dekzandrug en fysiochoor H1 een iets vochtige tot vochtige voedselarme helling. In beide fysiochoren leidt infiltratie van calciumarm regenwater (F*CaSO4) tot zure omstandigheden. In voedselrijkdom en zuurgraad stemmen de fysiochoren en fytochoren overeen. De variatie in waterstanden zoals is afgeleid uit de twee fysiochoren stemt overeen met die van het fytochoor: namelijk droge en iets vochtige omstandigheden.

2 Fytochoor 17 ligt binnen fysiochoor S3 in het Westelijke Oortven. De karakteristieke waterstanden van het fytochoor komen overeen met de maximale waterstanden van het fysiochoor. De aanwezigheid van een rompgemeenschap van het Waternavel-Kleine waterweegbree-verbond en van soorten als Mannagras en Veenwortel wijst op zure en eutrofe omstandigheden. Dit stemt overeen met de voor het fysiochoor beschreven watertypen (F*NH4SO4, F*NaCl en F*NaMix). Het oppervlaktewater is sterk zuur, heeft een lage verhouding 2-/1-waardige kationen en hoge nutriëntenconcentraties. Het milieu is te typeren als een langdurig geïnundeerde oever van een hydrologisch geïsoleerd ven, waarin infiltratie optreedt.

3 De fytochoren 18, 19 en 20 vallen grotendeels samen met fysiochoor S3 in het Oostelijke Oortven. De fytochoren geven de variatie in waterstand en voedselrijkdom binnen het fysiochoor weer. Metingen wijzen op een inundatieduur van ± 50 % van het jaar in de fytochoren 19 en 20 en ± 25 % in fytochoor 18. Dit stemt overeen met het overheersen van gemeenschappen van de Oeverkruid-klasse in de fytochoren 19 en 20 en het overheersen van een rompgemeenschap van het Dopheide-Veenmosverbond in fytochoor 18. Het oppervlaktewater is zuur tot zwak zuur, zeer laag alkalisch en heeft een lage verhouding 2-/1-waardige kationen. Het onderscheid tussen de fytochoren 19 en 20 wordt veroorzaakt door recente verwijdering van de organische laag in het zuidelijk deel van het ven (fytochoor 19). Als de venbodem droog valt komen in de organische bodem van het noordelijk deel door mineralisatie meer nutriënten vrij dan in het geplagde zuidelijke deel. Dit weerspiegelt zich in de nutriëntengehalten die van zuid naar noord toe nemen. Hierdoor heersen in fytochoor 19 oligotrofe en in fytochoor 20 mesotrofe tot eutrofe condities. Dit stemt overeen met het voorkomen van de oligotrafente Biesvaren-Waterlobelia-associatie en associatie van Veelstengelige waterbies in fytochoor 19 en de rompgemeenschap van het Waternavel-Kleine waterweegbree-verbond met eutrafente soorten als Veenwortel, Gele lis en Gewone wederik in fytochoor 20.

4.6 Synthese van de actuele situatie: grondwaterstroming als verklaring voor ruimtelijke patronen in de vegetatie

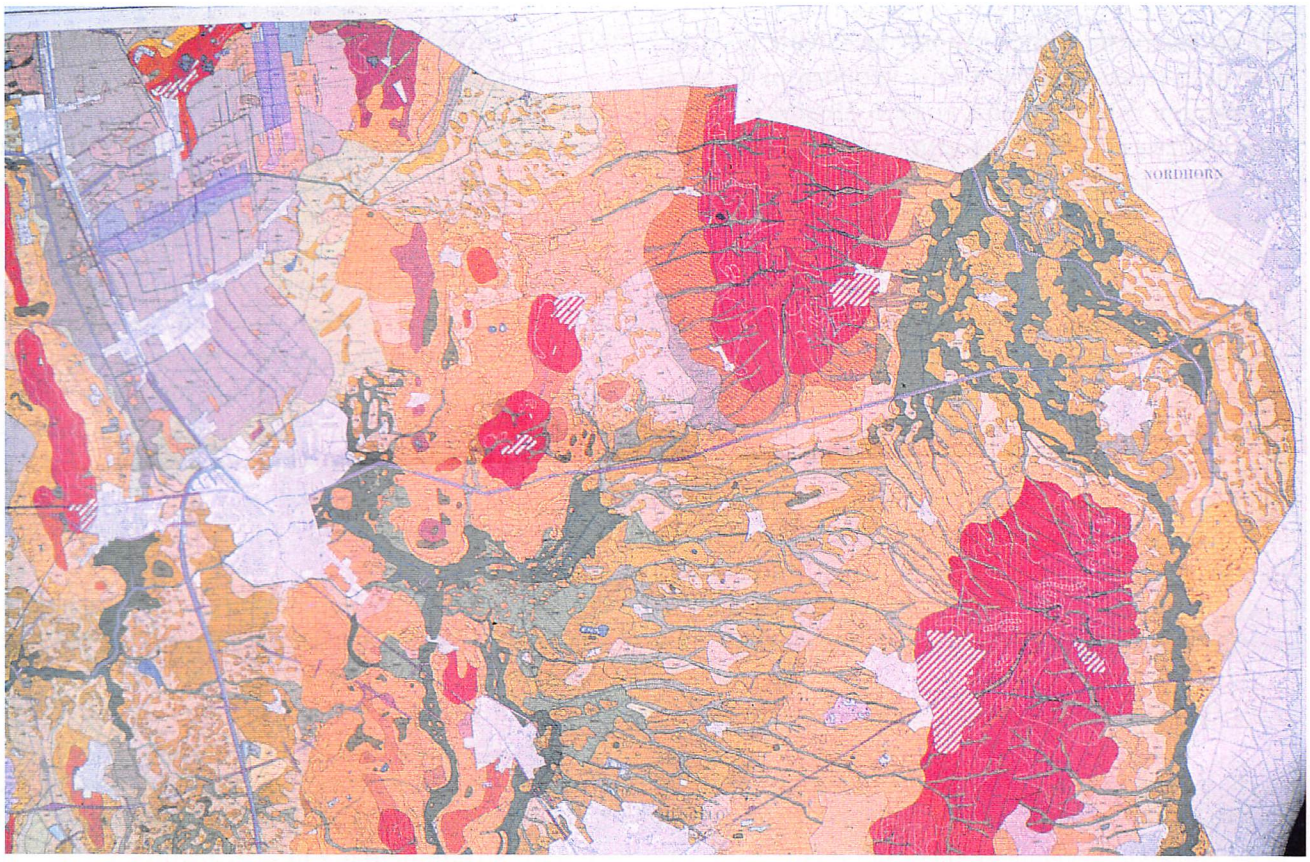
Na een uitgebreide confrontatie van de fysiochoren met de fytochoren volgt de synthese, waarin de relatie tussen de waargenomen, ruimtelijke variatie in de

fytochoor	1, 6	7	17	16, 18, 19, 20
vochtigheid	overwegend droog, aan de randen zeer weinig vochtig	droog tot weinig vochtig	nat met in de winter langdurige inundatie	nat met in de winter langdurige inundatie
zuurgraad	zuur	zuur	zuur	zuur - matig zuur
voedselrijkdom	oligotroof	oligotroof	geëutrofiëerd	18+19: oligotroof 16+20: geëutrofiëerd
geohydrologie	altijd infiltratie	altijd infiltratie	altijd infiltratie	altijd infiltratie
ruimtelijke positie	hoge dekzandrug	lage dekzandrug	oeverzone westelijk Oortven	centrale delen en oeverzone Oortvennen

Tabel 4 Abiotische kenmerken van de fytochoren in het oostelijk deel van Stroothuizen. Deze kenmerken zijn via de standplaatseisen van de vegetatietypen en soorten afgeleid

vegetatie en de veronderstelde hydrologische processen wordt gelegd. Wegens het ruimtelijke karakter worden deze denkmodellen in 3-dimensionale doorsnedes van landschapsdelen samengevat. Hieronder wordt zo'n denkmodel voor de Grote slenk in het noordwestelijk deel van Stroothuizen gepresenteerd (figuur 7).

In de winter is de Grote slenk geïnundeerd en voert zij water af. In deze laagte treedt kwel van twee chemische watertypen op. Aan de hellingvoeten kwelt calciumarm F*CaSO4 water op dat afkomstig is uit lokale systemen, waarvan de infiltratiegebieden in de aangrenzende dekzandruggen liggen. Vanaf deze dekzandruggen richting de slenk is een gradiënt van droge, via natte heiden, naar Gagel-struwelen aanwezig. Op de hellingen, waar de grondwaterstand het maaiveld nadert, komt de Veenmosrijke subassociatie van de Dopheide-associatie voor. De ondiepe stroombanen van de lokale systemen zijn vooral horizontaal gericht. Op plekken waar dit in hoge mate het geval is, domineert Beenbreek in de Veenmosrijke dopheide. Ook Veldrus en Gagel gaan samen met deze horizontale stroombanen. In de zomer verdwijnt de calciumarme kwelstroom door afvlakking en verlaging van het freatisch vlak in de dekzandruggen. In het laagste deel van de slenk treedt kwel op van calciumrijk grondwater (F2/3-CaCO3) uit het 2e watervoerende pakket. Mogelijk is dit grondwater afkomstig uit een of meerdere bovenlokale systemen. Waar dit calciumrijke grondwater het maaiveld bereikt, komen het Gewoon elzenbroek en de soorten Kleine valeriaan, Waterviolier, Elzen- en Blaaszegge voor. Benedenstrooms waar de slenkbodem zo'n 20 cm hoger ligt, is de stijghoogte van het basenrijke grondwater niet hoog genoeg om tot het maaiveld te reiken. Door stagnatie van regenwater en calciumarm grondwater, dat in de winter zijdelings toestroomt vanuit de lokale systemen, ontstaat hier een mengwater type (F0-CaMix). Hier is dus sprake van gelaagdheid van basenarm bovenop basenrijk water in een



zie fig. op blz 200 (verwisseld)

Figuur 7 Denkmodel van de relatie tussen grondwaterstroming en vegetatieverspreiding voor het noordwestelijke deel van Stroothuizen (Grote slenk) in de huidige situatie. Figuur 2 geeft de positie van de doorsnede aan. Het perspectief is gericht op het zuidoosten.

hydrologisch neutrale situatie. Op zulke plaatsen wordt voornamelijk de subassociatie met Draadrus en de typische subassociatie van de associatie van Zomp- en Sterzegge aangetroffen. Op recente plagplekken is de Draadgentiaan-associatie ontstaan met onder andere Draadgentiaan, Wijdbloeiende rus, Dwergbies en Dwergvlas.
Dat het calciumrijk grondwater het maaiveld in het benedenstroomse deel van de Grote slenk niet bereikt, heeft twee oorzaken. Ten eerste trekt de diepe sloot aan de westelijke grens van het reservaat de calciumrijke grondwaterstroom aan. De stijghoogte van het calciumrijke grondwater onder de Grote slenk reikt hierdoor niet overal tot aan of boven het maaiveld van de slenkbodem. Ten tweede zorgt een dam in de Grote slenk voor extra stagnatie van regen- en calciumarm kwelwater uit de lokale systemen.

4.7 Reconstructie en synthese van het verleden: de relatie tussen vegetatie en hydrologie in een historisch perspectief

Een reconstructie van de historische situatie heeft als doel het vegetatiepatroon in het verleden in verband te brengen met de toenmalige hydrologie. Voor Stroothuizen en omgeving zijn oude vegetatiegegevens vanaf de jaren dertig tot zestig op een rij gezet. Via kennis van indicatiewaarden van soorten en synecologie van vegetatietypen zijn de toenmalige standplaatscondities afgeleid. Op basis van oude topografische kaarten is een beeld van het vroegere oppervlaktewaterstelsel gevormd, dat geïnterpreteerd is naar hydrologische processen. Ook zijn de hydrologische gevolgen van ingrepen in de waterhuishouding betrokken in de synthese. Een abiotische analyse, zoals is uitgevoerd voor de actuele situatie, is niet mogelijk wegens het ontbreken van metingen. Een synthese van de historische situatie steunt dus vooral op oude vegetatiegegevens. Hieronder presenteren wij een reconstructie van de Grote slenk.

4.7.1 Vegetatie en afgeleide standplaatscondities

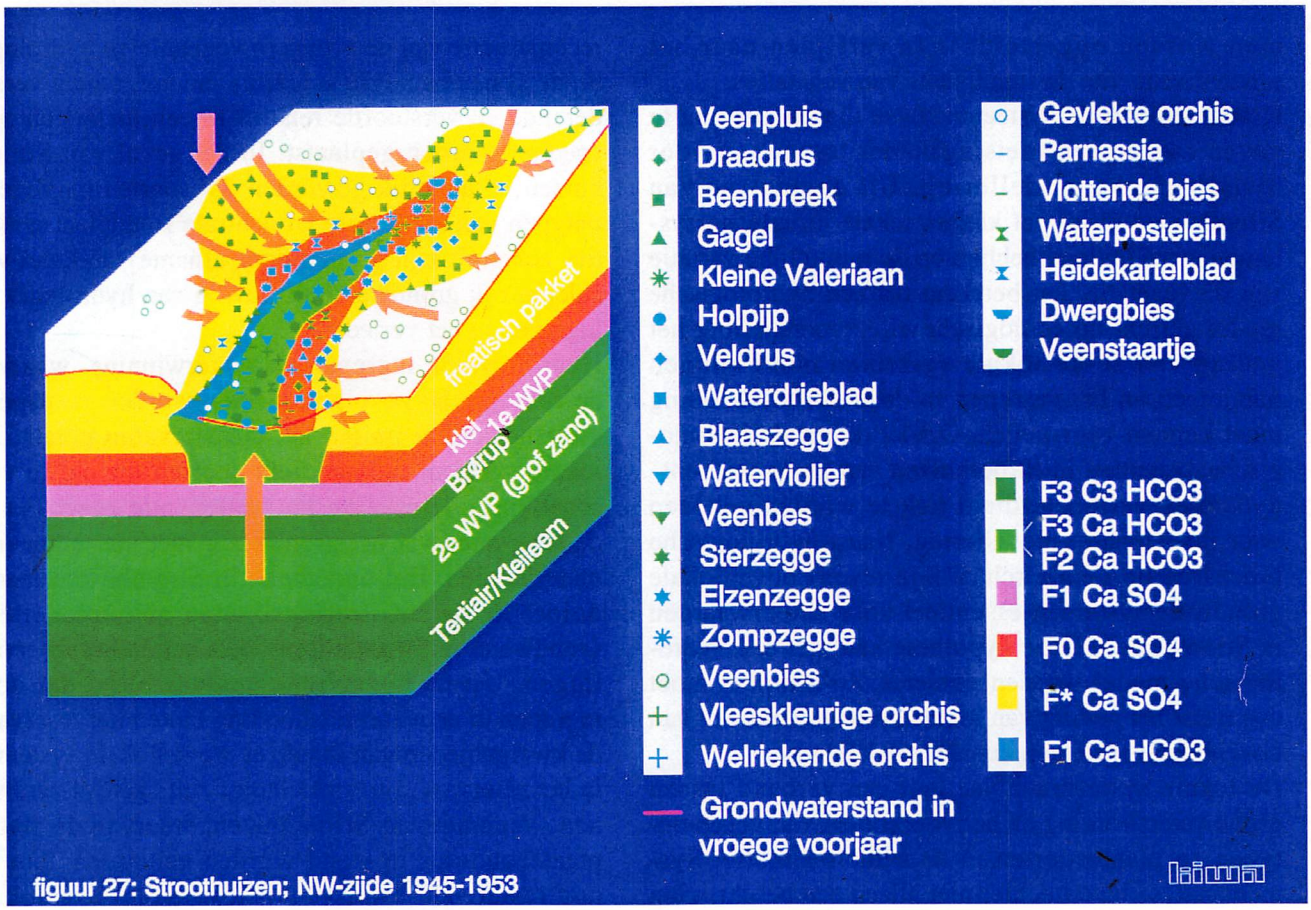
Op basis van oude gegevens van V. Westhoff uit 1944 (zie Westhoff & Jansen, 1990) en J. de Smidt (1953) is de volgende vegetatiegradiënt in de Grote slenk te reconstrueren: van de hoge delen van de dekzandruggen naar de hellingen kwamen achtereenvolgens voor de Struikheide-Kruipbrem-associatie, de korstmosrijke en typische subassociatie van de Dopheide-associatie en de Veenmosrijke subassociatie van de Dopheide-associatie. In de laatst genoemde gemeenschap kon Beenbreek domineren. Het betrof hier een gradiënt van droog/zuur (pH < 4), via vochtig/zuur naar nat/zuur (pH 4.0-4.5). Het milieu in deze gradiënt was voedselarm.
In de lage delen van de slenk was een Blauwgrasland-vegetatie aanwezig met soorten als Parnassia, Krielparnassia en Vleeskleurige orchis. Dit wijst op natte, zwak zure tot neutrale (pH 5.5-7.0) omstandigheden. Als inundaties optraden waren deze van korte duur. Deze vegetatie ging richting het zuidwesten over in een gemeenschap van het Kleine zeggen-verbond met Draadrus, hetgeen duidt op matig zure (pH 4.0-5.0) omstandigheden onder langdurige inundaties. In het zuidelijke deel vertoonde het Blauwgrasland een overgang naar het Heischraal-grasland met Welriekende nachtorchis, Heidekartelblad, Klokjesgentiaan, Gevlekte orchis, Blauwe Zegge en Blauwe knoop. Deze laatste vegetatie wijst op vochtige, zwak tot matig zure (pH 4.5-6.0) condities.

4.7.2 Hydrografie en ingrepen in de waterhuishouding

Aan het begin van deze eeuw was de Grote slenk een natte laagte met een greppel, die als hooiland in gebruik was. Deze laagte vormde de oorsprong en bovenloop van een laagte richting het noordwesten. Het woord *Stroot* in de gebiedsnaam hangt met dit hydrografische fenomeen samen. In de jaren zestig werd tijdens de ruilverkaveling een diepe sloot aangelegd langs de westkant van het huidige reservaat. Dit leidde tot een forse verlaging (0.5-0.8 m) van de drainagebasis in de omgeving van de slenk.

4.7.3 Synthese (figuur 8)

De aanwezigheid van grondwater, dat afkomstig was van zowel lokale systemen als van een dieper, bovenlokaal systeem, was verantwoordelijk voor een gradiënt van voedselarm en zuur op de hellingen naar mesotroof en zwak zuur tot neutraal in slenk. De lokale systemen dankten hun bestaan aan een opbollende, freatische spiegel in de dekzandruggen. Horizontale stroombanen van regenachtig grondwater zorgden voor dominantie van Beenbreek in de zuurminnende Veenmosrijke dopheide-associatie op de hellingen. Verticaal opstijgend grondwater uit het bovenlokale systeem voerde calciumrijk grondwater



Figuur 8 Denkmodel van de relatie tussen grondwaterstroming en vegetatieverspreiding voor het noordwestlijke deel van Stroothuizen (Grote slenk) in de periode 1945-1953. Figuur 2 geeft de positie van de doorsnede aan. Het perspectief is gericht op het zuidoosten.

aan, dat zorgde voor de aanwezigheid van Blauwgrasland. In de mengzone van het grondwater uit beide systemen, die was gelegen tussen het centrum van de slenk en de hellingen, heersten intermediare standplaatscondities. In deze zone kon ook sprake zijn van stratificatie van zwak zuur op basisch grondwater. In deze overgangszone kwam een gemeenschap van het Kleine zeggen-verbond of het Heischraalgrasland voor. Waar langdurig water stagneerde was een Kleine zeggengemeenschap met Draadrus aanwezig.

4.7.4 Veranderingen in de tijd en hun oorzaken

In de jaren zestig werd de invloed van het diepe grondwatersysteem verkleind door het graven van een sloot langs de westzijde van het huidige reservaat. Deze sloot trekt momenteel de meeste stroombanen aan, waardoor het kwelvenster van calciumrijk grondwater in oppervlak is verkleind (figuur 7). Om verdroging tegen te gaan werd de Grote slenk afgedamd, waardoor regen- en calciumarm water uit de lokale systemen in de winter langer stagneert. Dit leidde tot verzuring, lagere grondwaterstanden in de zomer en langere inundaties in de winter. Hierdoor zijn het Blauwgrasland en Heischraal-grasland met hun meeste karakteristieke soorten verdwenen.

5. EVALUATIE VAN DE LOKALE SYSTEEMANALYSE

Doel van het onderzoek in Stroothuizen was integratie van hydrologische systeemanalyse en hydro-ecologische analyse op een lokaal schaalniveau. We concluderen dat dit goed mogelijk is. De benadering vanuit de hydrologie, waarbij denkmodellen over de begrenzing en het functioneren van grondwatersyste-

men worden opgesteld, is te verfijnen naar het schaalniveau van de standplaats van vegetaties.
Resultaten van de systeemanalyse dienen richting te geven aan en een toetsingskader te vormen voor hydrologische modellering. Uit de analyse van Stroothuizen blijkt dat kleine, lokale grondwatersystemen grote invloed hebben op de ruimtelijke variatie van de vegetatie. Dit betekent dat een hydrologische model gericht op ecologische effectvoorspelling het gedrag van zulke lokale systemen moet kunnen nabootsen en bij ingrepen in de waterhuishouding moet kunnen voorspellen. Omdat de lokale hydrologische systemen in Stroothuizen een grote seizoensdynamiek vertonen, dient ook te worden gekozen voor instationaire modellering. Naast hydrologische processen op lokale schaal zijn tevens bovenlokale grondwatersystemen essentiëel voor natuurwaarden in Stroothuizen. Deze hypothese kan met een hydrologische model worden getoetst. Zo'n model moet dus naast het gedrag van lokale systemen ook dat van bovenlokale systemen kunnen modelleren.
De lokale systeemanalyse legt een verband tussen grondwaterstroming en het voorkomen van vegetatietypen en plantesoorten in de actuele situatie. Systeemanalyse levert echter niet alleen een beschrijving van statische relaties, maar geeft ook inzicht in de veranderlijkheid van relaties en de gevoeligheid van nog functionerende relaties voor hydrologische ingrepen. Door de diverse (grote) hydrologische ingrepen in het verleden zijn de relaties tussen hydrologie en vegetatie veranderd of zelfs nog steeds aan verandering onderhevig. In het laatste geval kan dan sprake zijn van een verstoorde relatie tussen hydrologie en vegetatie. Deze kan op verschillende wijze ontstaan. De vegetatie kan vertraagd reageren op zulke veranderingen (naijling). In dat geval zijn de standplaatsfactoren niet meer optimaal of geschikt voor de huidige vegetatie of soorten. Ook is het mogelijk dat het hydrologisch proces, dat zorgt voor de handhaving van bepaalde standplaatscondities, wegvalt. Door bufferende processen in de bodem hoeven standplaatscondities echter niet meteen te veranderen. Een voorbeeld is een bodem, waarvan de zuurgraad nog enige tijd gebufferd wordt door de oplossing van calciet, nadat kwel van calciumrijk grondwater is weggevallen, de vegetatie verandert dan ook niet onmiddellijk. Belangrijk is daarom vast te stellen in hoeverre gevonden correlaties tussen vegetatiepatronen en hydrologische processen nu nog functionerende of verstoorde relaties vertegenwoordigen. Een reconstructie van de vroegere vegetatie en hydrologie bij de systeemanalyse is hierbij van nut, omdat veranderende en verstoorde relaties in een historisch perspectief worden geplaatst. In het geval van Stroothuizen is duidelijk geworden dat soorten en vegetatietypen van zwak zure en neutrale standplaatscondities achteruit zijn gegaan door afname van kwel van calciumrijk grondwater als gevolg van hydrologische ingrepen in het verleden.
Hydrologische ingrepen als waterwinning, waarvan de ecologische gevolgen moeten worden voorspeld, vinden meestal buiten natuurreservaten plaats. De lokale systeemanalyse dient daarom inzicht te verschaffen in de relaties die waardevolle vegetaties in de reservaten via het grondwater met hun omgeving onderhouden. Het onderzoek in Stroothuizen maakt duidelijk dat infiltratiegebieden van opkwellend grondwater in Stroothuizen deels buiten het reservaat liggen. Uit de historische analyse blijkt dat door ingrepen in de waterhuishouding buiten het reservaat, de kwelgebieden van lokale en bovenlokale systemen in het reservaat zijn verkleind of zelfs geheel verdwenen. Vegetaties in Stroothuizen, waarvan de standplaatscondities in stand worden gehouden door de nog resterende kwel vanuit lokale en bovenlokale systemen, zijn dan ook zeer gevoelig voor hydrologische ingrepen in de omgeving.
Systeemanalyse is ook bruikbaar voor andere doeleinden dan alleen ecologische effectvoorspelling. In het geval van Stroothuizen zijn de resultaten goed bruikbaar voor het formuleren en uitvoeren van effectieve maatregelen voor behoud, herstel en verbetering van natuurwaarden. Met kennis die voortkomt uit de reconstructie van de relaties tussen het vegetatiepatroon en de hydrologie in het verleden, kunnen we aangeven welke maatregelen nodig zijn voor herstel van de vroegere standplaatscondities. Herstel van deze standplaatscondities is een voorwaarde voor herstel van de vroegere vegetatie (zie Eysink, 1993 in deze mededeling). Daarmee is systeemanalyse niet alleen toepasbaar voor ecologische effectvoorspellingen, maar ook van nut voor natuur- en waterbeheerders.

Dankwoord

Wij zijn Staatsbosbeheer, de beheerder van het natuurreservaat Stroothuizen, en in het bijzonder de heer A.Th.W. Eysink dankbaar voor de geboden mogelijkheden en medewerking.

Intermezzo: Definities en aspecten van hydrologische begrippen

Een hydrologische systeemanalyse beschrijft het functioneren van grondwatersystemen. Voor het onderzoek in Stroothuizen is het begrip *grondwatersysteem* als volgt omschreven:

*Een **grondwatersysteem** is een drie-dimensionaal, dynamisch samenhangend stromingslichaam van grondwater dat zich in tijd en ruimte kan wijzigen onder invloed van veranderingen in patroon en grootte van in- en uitvoer van water en de veranderingen in de doorlatendheid van het doorstroomde medium.*

Met deze definitie hangen de volgende aspecten van grondwatersystemen samen (Toth, 1963; Engelen, 1986):

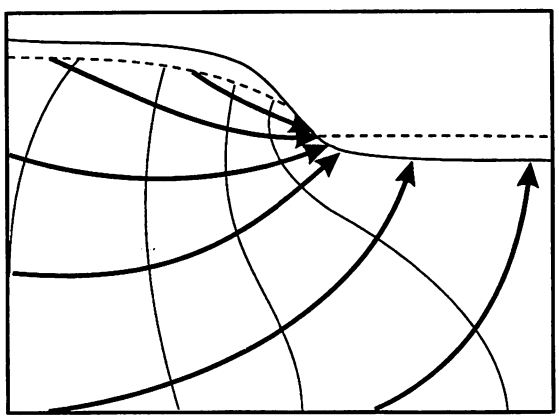
- een grondwatersysteem bestaat uit een stromingsstelsel van grondwater; in de hydrologische systeemanalyse zijn lichamen van stromend grondwater het onderzoeksobject;
- elk grondwatersysteem heeft een eigen infiltratie- en een eigen kwelgebied, die via grondwaterstromen met elkaar zijn verbonden;
- grondwatersystemen hebben een eigen domein; ze nemen een bepaald deel van de ondergrond van een gebied in beslag, waarin stroming van grondwater plaatsvindt;
- grondwatersystemen zijn dynamisch; kwel-, infiltratiegebieden en het domein kunnen veranderen door veranderingen in de aan- en afvoer van water of de doorlatendheid van het doorstroomde medium;

Bij definiëring van hydrologische begrippen dienen hydrologische aanduidingen voor het proces en voor een gebied te worden onderscheiden.
De begrippen *kwel* en *kwelgebied* zijn in het verleden in uiteenlopende betekenissen toegepast. Verschillen in definiëring zijn vaak terug te voeren op de schaal van het gebied, waarop het begrip betrekking heeft. Voor ecologische toepassing dient een hydrologische kwalificatie als kwel betrekking te hebben op de standplaats van vegetaties. Dit geldt ook voor het begrip *infiltratie*. Voor hydrologische toepassing dienen deze begrippen ook kwantificeerbaar te zijn.

Voor begrippen die het proces aanduiden, zijn gebruikt:
***Infiltratie**: het binnentreden van water in het grondoppervlak.*
***Wegzijging**: het naar beneden stromen van grondwater.*
***Kwel**: het toestromen van grondwater naar het grondoppervlak, waarbij afvoer van grondwater plaatsvindt door afstroming over het grondoppervlak of verdamping inclusief evapotranspiratie.*

Als het schaalaspect uit de definities voor hydrologische gebiedstypen van Hoogendoorn (1990) wordt verwijderd, ontstaan hanteerbare begrippen voor de lokale systeemanalyse. Deze luiden:
***Wegzijgingsgebieden**: gebieden waar gemiddeld over het jaar netto een zekere hoeveelheid wegzijging van water door de bodem plaatsvindt.*
***Hydrologisch neutrale gebieden**: gebieden waar gemiddeld over een jaar netto geen kwel of infiltratie plaatsvindt.*
***Kwelgebieden**: gebieden waar gemiddeld over een jaar aanvoer van grondwater plaatsvindt en daar ook door middel van afstroming aan het oppervlak en/of door middel van verdamping en evapotranspiratie tot afvoer komt.*

Deze begrippen kunnen op schaal van standplaats van vegetaties worden toegepast. Het gebied waarop ze betrekking hebben, zijn in ruimtelijke zin homogeen; op een moment treedt overal óf infiltratie óf kwel op. In hydrologisch neutrale gebieden kunnen kwel en infiltratie elkaar in de tijd afwisselen.
Hydrologische kwantificering van kwel en infiltratie kan het best worden uitgedrukt in flux-grootte. Een kwantificering op basis van potentiaal-verschillen tussen het freatisch vlak en het grondwater op enige diepte is niet wenselijk. In lokale grondwatersystemen zijn de ondiepe stroombanen vaak horizontaal gericht en hebben de isopotentiaal vlakken een verticale positie (zie figuur). In zulke systemen kan kwel optreden, ondanks de afwezigheid van potentiaalverschillen tussen het freatisch vlak en het diepe grondwater. Ondiepe horizontale stroombanen kunnen van belang zijn voor de vegetatie. Deze kunnen worden uitgedrukt als fluxen met een horizontale richting.



waterstand
isopotentiaal-lijn
stroombaan

6. LITERATUUR

Arts, G.H.P., 1988. Waterverzuring in Overijssel. Effecten van verzurende en bemestende depositie op zwak gebufferde wateren in de provincie Overijssel, in historisch en toekomstig perspectief. Laboratorium voor Aquatische Oecologie, K.U. Nijmegen, Nijmegen.

Arts, G.H.P., 1990. Deterioration of atlantic soft-water systems and their flora, a historical account. Dissertatie, K.U. Nijmegen, Nijmegen.

Bakker, T.W.M., J.A. Klijn & F.J. van Zadelhoff, 1981. Nederlandse kustduinen: Landschapsecologie. Dissertatie, Centrum voor landbouwpublikaties en landbouwdocumentatie, Wageningen.

Engelen, G.B., 1986. Water systems, methodology and definitions. In Engelen G.B., G.P. Jones (red.). Developments in the analyses of groundwater flow systems. A contribution to the International Hydrological Programme of UNES CO (project A 2.8), IAHS Publication No. 163.

Engelen, G.B., J.M.J. Gieske & S.O. Los, 1989. Grondwaterstromingsstelsels in Nederland. Achtergrondreeks Natuurbeleidsplan nr. 2, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, 's Gravenhage.

Eysink, A.Th.W., 1993. Van hydro-ecologisch onderzoek naar beheer van natuurterrienen. KIWA-mededeling nr. 122, KIWA N.V., Nieuwegein.

Everts, F.H. & N.P.J. de Vries, 1991. De vegetatieontwikkeling van beekdalsystemen. Een landschapsoecologische analyse van enkele Drentse beekdalen. Dissertatie R.U. Groningen. Historische Uitgeverij Groningen, Groningen.

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

Hoogendoorn, J.H., 1990. Enige gedachtenvorming met betrekking tot eco-geohydrologie. TNO-rapport PN 90-01-A, Delft.

Jalink, M.H. & A.J.M. Jansen, 1989. Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring in grondwater-afhankelijke beekdalvegetaties. KIWA-rapport SWE-89.029 , KIWA N.V. Nieuwegein.

Maas, C & A.J.M. Jansen, 1993. Van pompstation tot plantewortel. In: A.J.M. Jansen (red.), Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling, enkele resultaten en toepassingen van hydro-ecologisch onderzoek. KIWA-mededeling nr. 122, KIWA N.V., Nieuwegein.

Jansen, A.J.M. & C.J.S. Aggenbach, 1990. Lokale hydrologische systeemanalyse van Stroothuizen in Twente. KIWA-rapport SWE-90.128, Nieuwegein.

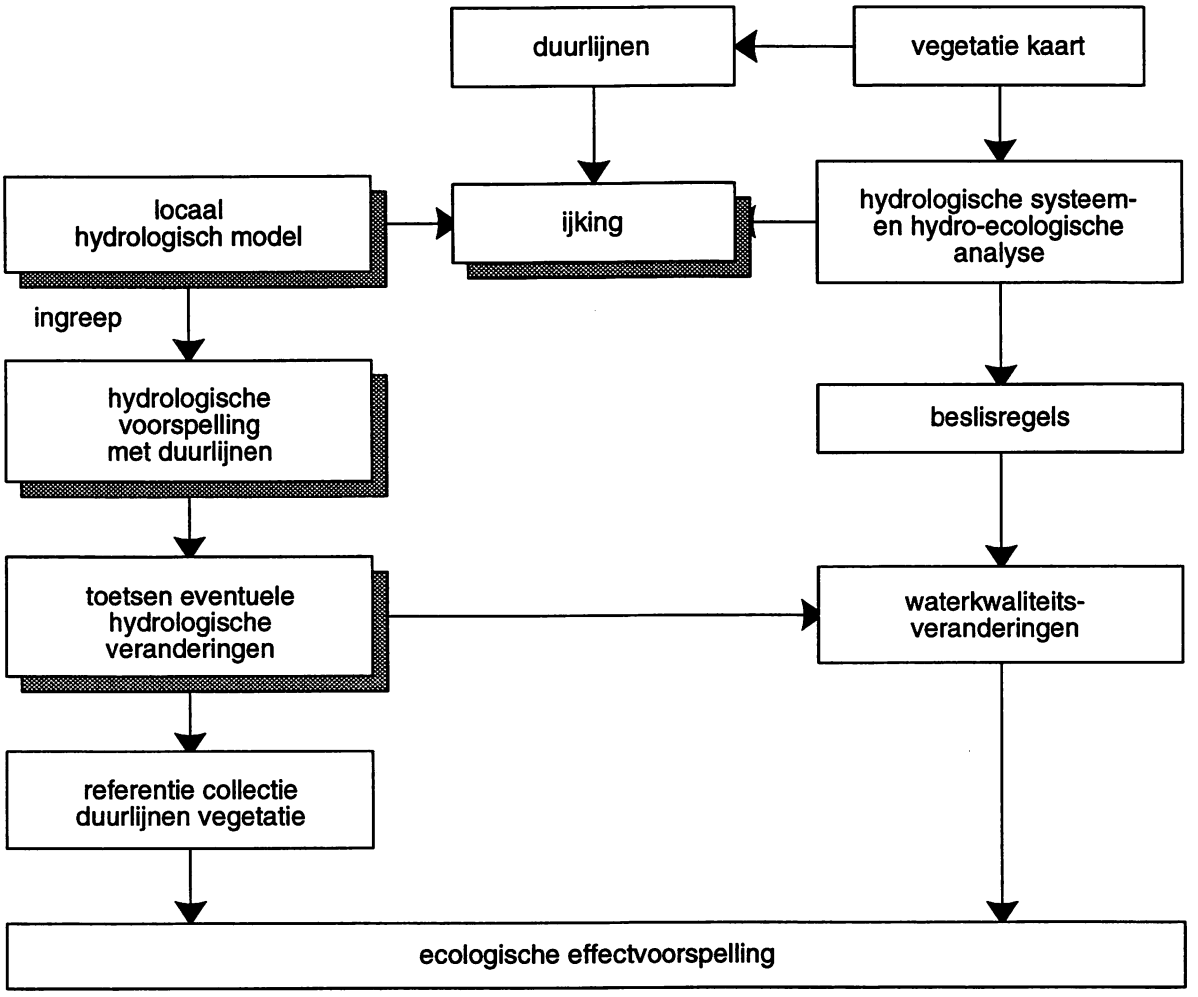
Smidt, de J.T., 1953. Excursierapport Strengeveld, Beuninger achterheide en Beuninger binnenveld. Natuurwetenschappelijk Archief S.B.B..

Stuyfzand, P.J., 1986. Een nieuwe hydrochemische classificatie van watertypen met Nederlandse voorbeelden van toepassing. H2O 19:23 p.562-568.

Westhoff, V. & A.J.M. Jansen, 1990. Vegetatiegegevens uit de jaren veertig van Noordoost-Twente. KIWA-rapport SWE-89.025, KIWA N.V. Nieuwegein.

Toth, J., 1963. Reply. J. of Geophys. Res. 69:8 p.2354-2356.

WMO, 1985. Nieuw waterwingebied Denekamp? Inventarisatieonderzoek. Afdeling onderzoek WMO, Zwolle.



BLOK 5: HYDROLOGISCHE MODELLERING

Documentatie

VAN POMPSTATION TOT PLANT
Een hydrologische kijk op verdroging door waterwinning in pleistocene gebieden

C. Maas & A.J.M. Jansen

KIWA N.V. Onderzoek en Advies
Nieuwegein

Samenvatting

Ondanks vaak kleine verlagingen kan de winning van grondwater een nadelige invloed hebben op vochtminnende vegetaties, zelfs als die op vrij grote afstand van een winning voorkomen. Hoe dit hydrologisch te begrijpen valt, is in dit artikel beschreven. De natuurlijke rijkdom van weinig gecultiveerde gebieden wordt voor een belangrijk deel bepaald door de plaatselijke topografie. Doordat de topografie van weinig gerepte gebieden veel subtiele details vertoont, ontstaat daar vaak een fijnmazig patroon van vegetatietypen. Grondwaterwinning op zich heeft geen invloed op deze sturende factor. Daarnaast speelt de gemiddelde grondwaterstand een rol. Een daling van de gemiddelde grondwaterstand kan echter het subtiele mechanisme van natuurlijke grondwaterpompen in de war sturen. En daarop heeft een grondwaterwinning wel invloed. De verstoring van de gemiddelde grondwaterstand door een pompstation is een tamelijk ongenuanceerd gegeven; veelal niet meer dan één getal voor een heel natuurgebied. Dit getal is goed te kwantificeren met vrij grofschalige hydrologische modellen. Uit dit artikel blijkt ook, dat de omvang van vochtige hellingen (kwelhellingen) een hydrologische maat is voor de natuurlijke rijkdom van een gebied. Deze omvang, en de afname daarvan door grondwaterwinning, is ook goed te kwantificeren met bestaande of enigszins aangepaste hydrologische modellen.

1. INLEIDING

Hoe is het mogelijk dat de winning van grondwater, zelfs op grote afstand van natuurgebieden, de levensomstandigheden van zeldzame planten soms zodanig aantast dat ze hun concurrentiekracht verliezen en plaats moeten maken voor meer gewone soorten? Het hydro-ecologische onderzoek, dat de afgelopen jaren onder begeleiding van de CIGO is uitgevoerd, heeft zich vooral bezig gehouden met het verwerven van een kwalitatief inzicht in oorzaken en gevolgen. Pas als de hele keten - van pompstation tot plantewortel - goed wordt begrepen is het zinvol om een rekentechniek uit te werken die de invloed van grondwaterwinning kwantificeert. Dat begrip is de afgelopen jaren flink toegenomen. Hydrologen en ecologen hebben elkaar leren verstaan en hoewel ze op onderdelen nog in het stadium van hypothesevorming verkeren, is het punt bereikt waarop het zinvol wordt om tot modellering over te gaan. In de komende onderzoeksperiode zal die oogst binnengehaald worden. Dan zullen we bestaande hydrologische modellen aanpassen en nieuwe ontwikkelen, om een instrumentarium te vormen waarmee de effecten van grondwaterwinning kwantitatief berekend kunnen worden. Dit artikel is nog omschrijvend van aard. Een tweede beperking van dit artikel is dat het betrekking heeft op omstandigheden in pleistoceen Nederland, dat is ruwweg het deel van Nederland dat boven de zeespiegel ligt.

2. PROCESSEN LANGS EEN KWELHELLING

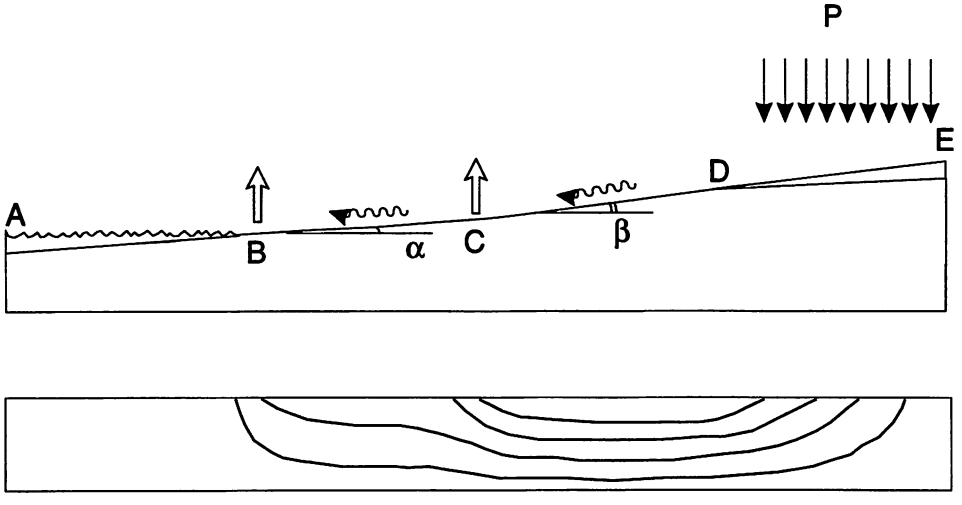
In gebieden die van nature vochtig zijn, met afwisselend drogere en nattere plekken, ontwikkelt zich meestal een fijnmazig patroon van vegetatietypen. Hieruit mag men al wel vermoeden dat vochtminnende vegetaties kieskeurig zijn bij het uitzoeken van

een hydrologische standplaats. Het ligt dan ook voor de hand dat kleine veranderingen in het hydrologische regime van een vochtig gebied al tot verschuivingen van vegetatiepatronen kunnen leiden. Maar wat zijn de sturende factoren? Welke ingrepen kunnen we toelaten en welke moeten we absoluut vermijden? Als de grondwaterstanden van plaats tot plaats nauwelijks verschillen, dan moet het toch wel om heel subtiele mechanismen gaan. Kunnen we, met onze grove modellen, daar ooit een vinger achter krijgen?

Laten we eerst eens beredeneren in wélk opzicht de hydrologische omstandigheden in een vochtig gebied van plaats tot plaats verschillen. Figuur 1a geeft een geschematiseerde dwarsdoorsnede over een helling in een vochtig terrein. We hebben de helling overdreven; in Nederland zijn de gradiënten meestal veel kleiner, bijvoorbeeld 1%, al kunnen er aanzienlijke lokale variaties optreden. Dat is in dit schema verbeeld door een knik aan te brengen in het punt C. De punten A en E zijn waterscheidingen. Andere opvallende punten zijn B, aan de rand van een plas die zich uitstrekt tussen A en B, en D, waar de grens ligt tussen het volledig met water verzadigde deel van de helling en het deel dat nog een onverzadigde zone bevat. We veronderstellen dat het regent. De regen valt natuurlijk op de hele helling, maar hij kan alleen het grondwater aanvullen tussen D en E. Alle overige neerslag stroomt oppervlakkig af over de verzadigde helling naar de plas. Gewoonlijk is de grondwaterstroming in natuurlijke (niet of weinig intensief geëxploiteerde) terreinen sterk dynamisch, maar we beginnen onze beschouwing liever met een statische toestand.

Het stromingspatroon van het grondwater, dat bij dit schema hoort, is weergegeven in figuur 1b. De stroomlijnen zijn zó ingetekend dat de hoeveelheid water die tussen twee lijnen stroomt gelijk is. Hoewel de regen over de sectie D-E gelijkmatig infiltreert, is het opvallend dat de exfiltratie zich concentreert op twee punten: punt C, waar de knik is aangebracht, en punt B, de oever van de plas. De exfiltratie (die door ecologen "kwel" genoemd wordt) richt zich dus op bepaalde voorkeursplaatsen, die afhangen van de topografie. Zonder in te gaan op de 'exacte' oplossing van het stromingsprobleem, die vrij ingewikkeld is, kan dit verschijnsel toch wel goed begrepen worden. Om dat uit te leggen doen we een beroep op de aanname van Dupuit-Forchheimer. Ruwweg komt het erop neer dat volgens deze onderzoekers (die onafhankelijk van elkaar werkten) het grondwater in dunne watervoerende lagen bij benadering horizontaal stroomt. Verder maken we gebruik van de meest elementaire wet van de grondwatermechanica, de wet van Darcy, volgens welke de stroomsnelheid van het grondwater evenredig is met de helling van de grondwaterspiegel. Op grond van deze uitgangspunten kan men beredeneren dat de grondwaterspiegel tussen D en E de vorm van een parabool moet aannemen, die in E zijn hoogste punt heeft, en die in D aan het maaiveld raakt.

Het is opmerkelijk dat de positie van het punt D door deze uitgangspunten volledig vast ligt. In tegenstel-



Figuur 1 Schematische doorsnede over een kwelhelling

ling tot wat hydrologen gewend zijn in cultuurgebieden, hebben 'randvoorwaarden' benedenstrooms van punt D geen invloed op het stromingspatroon bovenstrooms. Kwelhellingen vormen dus een soort buffer tegen ingrepen in de waterhuishouding buiten een vochtig natuurgebied. Het in stand houden (of eventueel restaureren) van kwelhellingen is alleen al uit dat oogpunt belangrijk.

Volgens Darcy wordt de stroming van grondwater tussen C en D geheel beheerst door de helling van het maaiveld, dat in deze sectie een hoek β maakt met het horizontale vlak. Hetzelfde geldt voor de stroming door sectie B-C, maar hier is de hellingshoek (in de figuur aangegeven als α) kleiner. Er stroomt dus in C meer grondwater toe dan er kan worden doorgevoerd. Het verschil moet noodzakelijkerwijze het systeem verlaten. Het komt in punt C aan de oppervlakte. Hetzelfde verschijnsel (en meestal veel opvallender) treedt op langs de oever van de plas, bij punt B. Tussen A en B is immers helemaal geen drukverval meer aanwezig. Het grondwater in deze sectie stagneert, en al het water dat nog niet eerder aan het maaiveld is uitgetreden moet aan de oever van de plas opwellen.

Dit verschijnsel is iedere schaatsliefhebber wel bekend: natuurijs is langs de kanten altijd zwakker dan in het midden van een sloot. Het relatief warme kwelwater bemoeilijkt hier de ijsvorming. Deels treedt het vaak ook bóven de ijsvloer uit, om na bevriezing plakkaten te vormen van een borstplaatachtige structuur.

Intussen treedt er ook wel grondwater uit langs de hellingen tussen B en C en tussen C en D, maar de intensiteit van deze kwelstroom is naar verhouding klein: hij is voornamelijk het gevolg van de afname van de dikte van het pakket. Omdat de helling gering is, stelt deze flux niet veel voor. Grondwater stroomt vrijwel lateraal aan rechte kwelvlakken.
Kwelvlakken zijn in werkelijkheid dynamische verschijnselen, die tijdens het groeiseizoen geheel afwezig kunnen zijn, terwijl ze in het winterhalfjaar flinke delen van een natuurgebied kunnen bestrijken. Aangezien regen in buien valt, is de positie van het punt D in werkelijkheid uiterst dynamisch: met iedere regenbui wandelt het de helling op, om daarna meteen weer omlaag te schuiven. Het kan hoog op de helling liggen, of afzakken tot aan de oever van de plas. De positie van de oever is zelf ook dynamisch, want plassen groeien of krimpen, al naar gelang het seizoen. Maar hun dynamiek is van een andere orde dan die van de kwelgrens D. De fluxvector, die in figuur 1a ter plaatse van B is ingetekend, beweegt dus geleidelijk langs het onderste deel van de helling op en neer. De flux in C is daarentegen vast verbonden aan de plaats waar de knik in de helling aanwezig is. Aan de andere kant zal deze "bron" maar een korter deel van het jaar actief zijn: zodra het punt D links van C ligt houdt de kwelstroom hier op te bestaan.
Als we vervolgens letten op de kwaliteit van het grondwater, dan zien we in het algemeen een geleidelijk verloop van regenkwaliteit (atmoclien) nabij E naar grondwaterkwaliteit (lithoclien) bij punt A. Wat dit laatste precies voorstelt hangt sterk af van de minerale samenstelling van de ondergrond. Maar het is waarschijnlijk dat het regenwater, dat van nature agressief is, op zijn reis door de aarde stoffen opneemt, en de kans daarop is groter naarmate het een langere weg moet afleggen. Omdat veel grondformaties in meer of mindere mate kalkhoudend zijn, bevat kwelwater gewoonlijk ook wat calcium, en des te meer naarmate het lager op de helling uittreedt.

Net als in de siertuin bepaalt de aanwezigheid van kalk in belangrijke mate welke planten een mogelijkheid van bestaan hebben.

Ook het uitspoelen van ijzer is een bekend verschijnsel. Het kleurt vaak hele sloten roodbruin, en vormt voedsel voor ijzerbacteriën, die hun aanwezigheid door een olie-achtig filmpje op het wateroppervlak verraden. Als een systeem lang bestaat, zal het zijn oplosbare mineralen op deze manier geleidelijk kwijtraken. Het is dan ook niet ongewoon als het grondwater, dat langs het bovenste deel van de helling uittreedt, zacht en agressief blijkt te zijn. Wat er in dit opzicht in de buurt van de plas gebeurt hangt af van de vraag of er water afgevoerd wordt. Als dat niet het geval is verzamelen de uitspoelende mineralen zich hier. In de zomer, als de plas krimpt of misschien helemaal opdroogt, kan het onder invloed van regen wel weer in de grond terecht komen, maar 's winters komt het opnieuw tevoorschijn. Een plas die geen water afvoert fungeert dus als val voor uitspoelende mineralen. Als hij wel afvoert verdwijnen de mineralen evenwel definitief uit het systeem. Systemen kunnen op deze wijze geleidelijk uitlogen, waarna ze alleen nog zacht water bevatten.

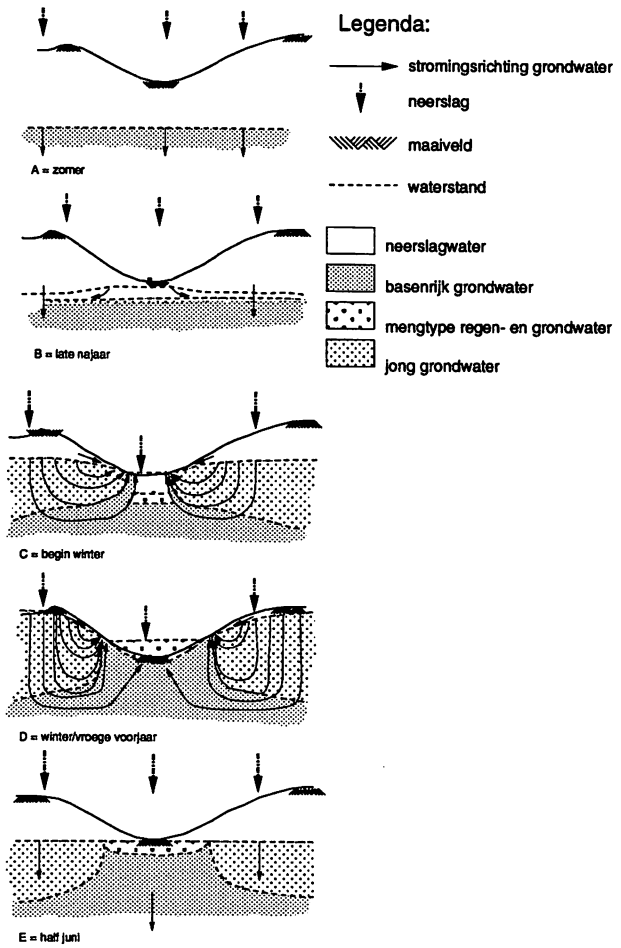
We zijn nu in staat om de hydrologische omstandigheden van punt tot punt te karakteriseren.

De plantewortels in de omgeving van E bevinden zich altijd boven de grondwaterspiegel. Ze zijn afhankelijke van regenwater, zowel wat de kwaliteit als wat de kwantiteit betreft. Hydrologisch gezien verkeren ze in een statisch milieu, dat nauwelijks door ingrepen in de waterhuishouding verstoord kan worden. Aan de andere kant zijn planten die hier groeien kwetsbaar voor verzuring en eutrofiëring door zure regen.

In de omgeving van D reiken de wortels afwisselend wel of niet tot in het grondwater. Het milieu is hier sterk dynamisch, en het ligt voor de hand dat het andere planten zijn, die zich daarop specialiseren. Het grondwater heeft hier gewoonlijk nog hoofdzakelijk het karakter van regenwater: zuur en arm aan mineralen. De vegetatie in deze zone is zowel kwetsbaar voor zure regen als voor waterhuishoudkundige ingrepen.

Gaande van D naar B wordt de variatie in de grondwaterstanden steeds kleiner, terwijl het water in de wortelzone steeds meer het karakter van grondwater krijgt. Vooral in C treedt een geconcentreerde flux van grondwater op, waardoor de vegetatie hier naar verhouding tot de directe omgeving veel mineralen toegevoerd krijgt. In vergelijking met het punt D zijn de hydrologische omstandigheden in C zowel kwalitatief als kwantitatief veel stabieler. Het is ook opvallend dat het grondwater direct bovenstrooms van C duidelijk jonger is dan direct benedenstrooms. (Dit is af te leiden uit het stromingspatroon, figuur 1b). Doordat ze in een kwelomgeving leven zijn vegetaties die op het lagere deel van de kwelhelling voorkomen in het algemeen minder of weinig gevoelig voor zure regen.

Hoewel punt B op het eerste gezicht veel kenmerken van punt C vertoont, is de flux van grondwater hier niet plaatsgebonden. De waterkwaliteit zal daardoor in de omgeving van B veel meer dynamiek vertonen, en hoewel de variatie in grondwaterstanden kleiner is dan in C, is de luchthuishouding in de wortelzone veel dynamischer, doordat de vegetatie afwisselend onder of boven water staat. Een meer uitvoerige beschrijving van de dynamiek van waterkwaliteit en grondwaterstanden in de omgeving van een punt als B is te vinden in Jansen et al. (1993). Jansen et al. baseren zich op een veldstudie in het natuurreservaat Punthuizen in Twente (zie figuur 2). Omdat de hydrologische processen die we hier bespreken



Figuur 2 Hydrologische processen in Punthuizen (Jansen et al., 1993)

volstrekt algemeen zijn, mogen we verwachten dat het mechanisme, dat Jansen et al. (1993) in Punthuizen aantroffen, op veel meer plaatsen een rol speelt.

In de sectie A-B, tenslotte, overheerst het overstromingskarakter. De hydrologische omstandigheden zijn hier verhoudingsgewijs weer zeer stabiel. Zoals we gezien hebben kan de plas onder afvoerloze condities een verzamelplaats zijn voor uitspoelende mineralen, maar dat hangt sterk af van de oppervlaktewaterhuishouding in het gebied.

Hoe dit alles zijn uitwerking heeft op de vegetatie is in het bijgaande kader uitgewerkt, dat overgenomen is uit Jansen et al. (1993).

Welke plantengemeenschap op een kwelhelling tot ontwikkeling komt hangt nauw samen met de waterstand, de pH en de basenverzadiging. De pH en de basenverzadiging van de wortelzone worden in belangrijke mate bepaald door de chemische samenstelling van het grondwater. Kleine verschillen in deze standplaatsfactoren zorgen voor een grote vegetatiekundige variatie. Dit wordt geïllustreerd aan de hand van twee vormen van het Blauwgrasland, die met Parnassia en die met soorten van Oeverkruidgemeenschappen, en één gemeenschap van het Oeverkruidverbond (associatie van Veelstengelige waterbies). Bij elk van de vegetatietypen staan steeds drie buizen, namelijk een A, B en C buis, met een diepte van respectievelijk ongeveer 40, 80 en 120 cm. In de periode december 1991 tot juni 1992 werden maandelijks de pH en het Electrisch Geleidings Vermogen (EGV) bij 25°C gemeten. Voor grondwater kan de pH beschouwd worden als een indirecte maat voor de buffercapaciteit. Grondwater met een pH tussen 6 en 8 levert een goede buffering tegen verzuring, grondwater met een pH tussen 4 en 5 weinig tot niet. Onder niet-geëutrofieerde omstandigheden betekent een hoog EGV dat het water veel basen bevat, met name calcium. Voor de overzichtelijkheid zijn drie watertypen onderscheiden: regenwater met een EGV tot 100 µS/cm (basenarm), mengwater met een EGV van 100 tot 200 µS/cm (matig basenrijk) en grondwater met een EGV groter dan 200 µS/cm (basenrijk). In figuur 3 zijn voor de peilbuizen A, B en C de pH en het EGV weergegeven. Bovenin deze figuren zijn de neerslag en de waterstand opgenomen.

De hoogteverschillen binnen het Blauwgrasland zijn gering; ongeveer 30 cm. Het micro-reliëf bepaalt in belangrijke mate het inundatiepatroon in de winter (zie figuur 3). Het hoogst gelegen Blauwgrasland (dat met Parnassia) is niet geïnundeerd; het lager gelegen Blauwgrasland (dat met soorten van Oeverkruidgemeenschappen) is af en toe overstroomd. De associatie van Veelstengelige waterbies, die het laagst gelegen is, is langdurig overstroomd.

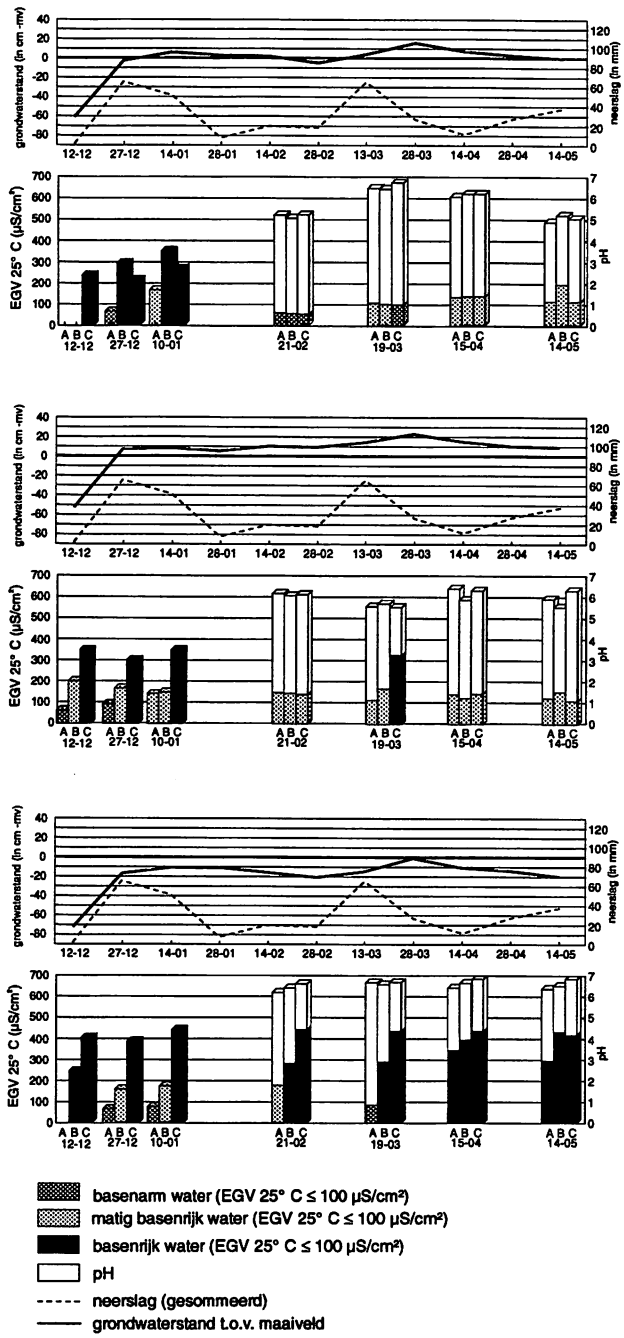
Naast de inundatieduur levert het EGV een andere basis voor een vergelijking. De EGV-waarden in de peilbuizen die model staan voor deze gemeenschappen illustreren het eerder beschreven hydrologische proces op fraaie wijze. Het Blauwgrasland met soorten van Oeverkruidgemeenschappen heeft nooit basenrijk grondwater in de wortelzone. Hetzelfde geldt voor de associatie van Veelstengelige waterbies. Het mengwatertype komt veel langer voor in de wortelzone van deze gemeenschap dan in die van het Blauwgrasland met soorten van Oeverkruidgemeenschappen. Het basenrijke grondwater bereikt wel de wortelzone van het Blauwgrasland met Parnassia. Dit gebeurt in de maanden april en mei. Het EGV van het grondwater onder het Blauwgrasland met Parnassia reageert sterk op pieken in de neerslag. Bij veel neerslag (en hoge grondwaterstanden) is in de wortelzone steeds regenwater aanwezig; bij minder neerslag steeds mengwater of basenrijk grondwater.

Er is een duidelijke relatie tussen het verloop van de pH en het voorkomen van deze drie gemeenschappen. De pH van het Blauwgrasland met Parnassia, de associatie van Veelstengelige waterbies en het Blauwgrasland met soorten van Oeverkruidgemeen-schappen neemt in deze volgorde af. Die van het Blauwgrasland met Parnassia ligt tussen 6 en 7, waarbij de C-buis steeds de hoogste waarde bezit. De pH van het Blauwgrasland met soorten van Oeverkruidgemeenschappen schommelt tussen de 5 en 7, waarbij lagere waarden domineren. De pH van de associatie van Veelstengelige waterbies ligt tussen die van de twee andere gemeenschappen in. De standplaatsfactoren overstromingsduur, pH en basenverzadiging verklaren het voorkomen en de positie van de plantengemeenschappen. Het hydrologisch proces bepaalt waar de geschikte standplaatscondities ontstaan.

3. DE WONDERBAARLIJKE WERKING OP AFSTAND

Nu we in grote lijnen de gevarieerdheid in hydrologische standplaatscondities van een vochtig natuurgebied begrijpen, is het eenvoudiger geworden om een beeld op te roepen van de gevolgen die een grondwaterwinning kan hebben. We moeten ons daarbij realiseren dat de hydrologische variatie (afgezien van het klimaat) door twee sterk verschillende zaken gestuurd wordt:

In de eerste plaats zijn de topografische details bepalend voor de vorm van de grondwaterstroombanen. Holle knikken en oevers brengen mineraalrijk



Figuur 3 Het verloop van de pH, het EGV, de neerslag en de waterstand voor het Blauwgrasland met soorten van Oeverkruidgemeenschappen (boven), de associatie van Veelstengelige waterbies (midden) en het Blauwgrasland met Parnassia (onder) in Punthuizen

grondwater omhoog, maar deze natuurlijke pompen werken uitsluitend zolang het grondwater tot aan het maaiveld kan stijgen. En daarin schuilt dan de tweede sturende factor: de gemiddelde hoogte van de grondwaterspiegel. Deze hangt zeer nauw af van de waterhuishouding in de omgeving van het gebied. Als de gemiddelde grondwaterstand lager wordt neemt de werkingsduur van de natuurlijke grondwaterpompen af, om mogelijk zelfs helemaal te stoppen. Het oppervlak waarover zich kwelvlakken manifesteren wordt kleiner, en hetzelfde geldt voor de omvang van plassen en poelen. De gemiddelde grondwaterstand is een weinig subtiele factor; in wezen alleen maar een getal. Maar het is de enige factor waarop grondwaterwinning invloed uitoefent. En die invloed kan aanzienlijk zijn: bij een verlaging verarmen de vegetaties die aan mineraalrijk grondwater gebonden zijn, om plaats te maken voor minder zeldzame soorten, die alleen van regenwater afhankelijk zijn. Daarna maakt zure regen het karwei af, met als gevolg misschien een algehele verruiging van het voorheen vochtige gebied. Een frappant voorbeeld van twee ongerelateerde effecten die elkaar onevenredig versterken. De werking op afstand van een grondwaterwinning op dit soort vochtige gebieden is dus geheel te begrijpen uit een daling van de grondwaterspiegel. De gevolgen zijn gedetailleerd in hun verschijningsvorm, doordat de topografie voor een subtiele vertaalslag zorgt, maar de oorzaak is simpel. In zekere zin is dit een opluchting voor hydrologen: de gevolgen van een grondwaterwinning voor de gemiddelde grondwaterstand zijn met bestaande grondwatermodellen te berekenen. Het verschil in schaal waarop hydrologen en ecologen werken, en dat in de begintijd van het onderzoek grote problemen leek op te werpen, speelt in dit opzicht geen rol van betekenis. Veelal is zelfs een handmatige berekening voldoende om in dit aspect een goed inzicht te verkrijgen.

4. HET HYDROLOGISCH KWANTIFICEREN VAN EFFECTEN

Het berekenen van freatische verlagingen is dus de eerste hydrologische stap in het effectonderzoek van een grondwaterwinning. Een klassieke stap, want het is vanouds een goed gebruik om bij een vergunningaanvraag een rapport te overleggen over de invloed van een voorgenomen ingreep op de grondwaterstanden in de omgeving. Een solide stap, ook, want berekeningen leveren een kwantitatieve effectvoorspelling op, toegankelijk voor controle door derden, terwijl de juistheid (zij het achteraf) verifieerbaar is. En, tenslotte, een stap die zéér bruikbaar is voor de be-

sluitvorming, doordat verlagingen overzichtelijk in kaartvorm presenteerbaar zijn.
De tweede stap, die nog onderzocht wordt, is de vertaling van een daling van de grondwaterspiegel naar veranderingen in de vegetatie. Doordat vegetaties van veel meer factoren dan de hydrologie afhangen is een goede voorspelling van effecten niet eenvoudig, maar uit andere artikelen in deze bundel wordt wel duidelijk dat in dit opzicht al veel geleerd is. Gelukkig is het vaak niet nodig om precies te weten wat er in vegetatiekundig opzicht zal gebeuren onder invloed van een winning. Om een goede indruk te geven van hydrologische gevolgen, op een wijze die relevant is voor de natuur, kunnen op dit moment al twee dingen gedaan worden:
Het is mogelijk om de ligging en omvang van kwelvlakken te berekenen, vóór en na een ingreep. Ook dit soort berekeningen is door derden controleerbaar en naderhand verifieerbaar. Zoals we zagen is de aanwezigheid van kwelvlakken, althans gedurende een deel van het jaar, bepalend voor de diversiteit aan vegetaties. Kwelvlakken lenen zich goed voor presentatie in kaartvorm. Hun dynamiek is weer te geven door onderscheid te maken in gebieden die (bijvoorbeeld) 50%, 10% en 2% van de tijd door een kwelvlak bestreken worden. Nog zonder verder een vertaalslag naar vegetaties te maken geven zulke kaarten een zeker kwantitatief inzicht in de gevolgen van een ingreep. Ze zijn ook zeer bruikbaar om alternatieven te vergelijken en om de effectiviteit van compenserende of herstellende maatregelen te onderzoeken. De ligging en omvang van poelen en plassen kan in dezelfde kaarten op eenzelfde wijze aangegeven worden. Voor de besluitvorming heeft dit belangrijke voordelen: in plaats van lange lijsten met Latijnse namen van mogelijk bedreigde plantesoorten biedt het bestuurders en burgers die bij de ingreep betrokken zijn een vlot en goed invoelbaar inzicht. Door de sturende werking van de topografie is het nodig dat de modellen in staat zijn om de ligging van het maaiveld nauwkeurig te volgen. Dit vereist een fijnschalige modellering, die zich echter alleen hoeft uit te strekken over het interessegebied en zijn directe omgeving. De gemiddelde daling van de grondwaterspiegel kan met andere, grovere modellen vastgesteld worden, om als randvoorwaarde in het fijnschalige model dienst te doen. Vanzelfsprekend moet het fijnschalige model in staat zijn om het tijdsafhankelijke gedrag van de grondwaterspiegel te simuleren.
Voorts is het mogelijk om met zulke modellen zogenaamde grondwaterstandsduurlijnen te berekenen, en de veranderingen daarin. Duurlijnen geven aan hoeveel dagen per jaar de grondwaterspiegel in een gegeven punt een bepaald niveau overschrijdt. Dat gegeven is van fundamentele betekenis voor de vegetatie. Duurlijnen vormen de feitelijke schakel tussen hydrologie en ecologie (Jansen, 1993; De Haan, 1993; beide in deze bundel).

5. WAT NOG ONDERZOCHT MOET WORDEN

In de komende onderzoeksperiode zullen we verder werken aan een "kwelhelling-module", als aanvulling op een bestaand numeriek model, die de processen langs een kwelvlak in rekening brengt en op een eenvoudige wijze rekening houdt met afstroming over het maaiveld, zodat ook de vorming van plassen bestudeerd kan worden. Verder zal de verbinding met de ecologie via duurlijnen versterkt worden. Het onderzoek naar de ecologische betekenis van duurlijnen is al ver gevorderd, maar het classificeren wordt bemoeilijkt doordat het op dit moment nog niet mogelijk is om de rollen van klimaat en gebied (die gezamenlijk de vorm van een duurlijn bepalen) te scheiden: de hydrologische betekenis van duurlijnen wordt nog maar ten dele begrepen. Zodra daarin een goed inzicht bestaat zal het mogelijk worden om de vorm van duurlijnen, die nu nog moeilijk eenduidig te karakteriseren is, in een beperkt aantal (twee of drie) parameters vast te leggen. Deze parameters zullen enerzijds een uitdrukking zijn van de hydrologische gesteldheid van een standplaats, terwijl ze anderzijds een karakteristiek zijn van de vegetatie die op dezelfde standplaats wordt aangetroffen. Op dat moment is de verbinding tussen ecologie en hydrologie een feit, en kunnen hydrologische modellen rechtstreeks ingezet worden voor ecologische effectvoorspelling.

6. LITERATUUR

Haan, M.H. de, 1993: Overschrijdingsduurlijnen; een methode om het grondwaterregime van plantengemeenschappen te kwantificeren. In: A.J.M. Jansen (red.), Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling, enkele resultaten en toepassingen van hydro-ecologisch onderzoek. KIWA-mededeling nr. 122, KIWA N.V.,

Nieuwegein.
Jansen, A.J.M., A.Th.W. Eysink, A.P. Grootjans, E.J. Lammers en F.P. Sival, 1993: Zijn hydrologische ingrepen noodzakelijk voor het herstel van verzuurde en natte schraallanden? In: M. Cals, M. de Graaf & J. Roelofs (red.), Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in natuurterreinen: Proceedings van een symposium georganiseerd door de vakgroep Oecologie van de Katholieke Universiteit Nijmegen en de directie N.B.L.F. van het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij op 31 oktober 1992, Nijmegen.
Jansen, A.M.J., 1993: Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling. In: A.J.M. Jansen (red.), Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling, enkele resultaten en toepassingen van hydro-ecologisch onderzoek. KIWA-mededeling nr. 122, KIWA N.V., Nieuwegein.

Documentatie

Vergelijking van geohydrologische modelsimulatie ten behoeve van ecologische effectvoorspelling

M.W. van Gerven

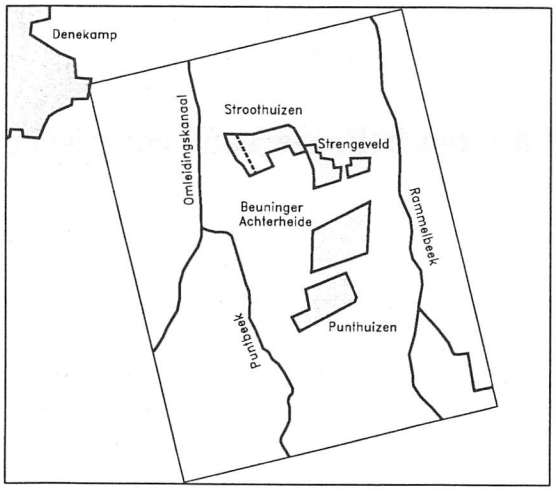
KIWA N.V. Onderzoek en Advies
Nieuwegein

Samenvatting

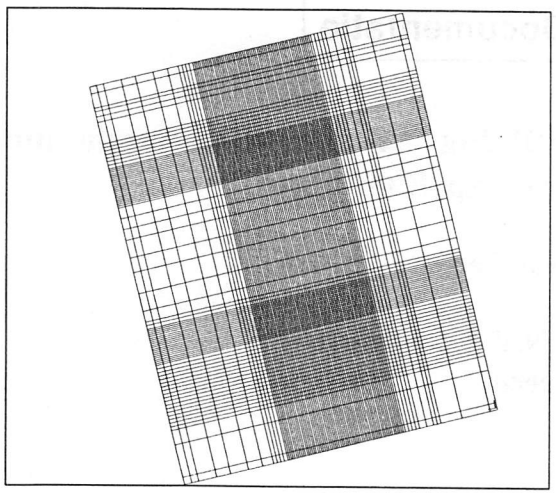
Bij het vertalen van hydrologische modelberekeningen naar standplaatscondities van vegetatietypen treedt een schaalprobleem op. In het REGIWA (regeling Regionaal Integraal Waterbeheer) project Punthuizen is geprobeerd, door verfijning van de modellering en verzamelen van fijnschalige informatie in het veld, het spanningsveld tussen "hydrologische schaal" en "ecologische schaal" te overbruggen. Het project speelt zich af in het Denekampse veld waar een aantal natuurgebieden liggen die in meer of mindere mate verdroogd zijn. De gebieden worden gekarakteriseerd door lage dekzandruggetjes en tussenliggende slenken. Het lokale reliëf is sterk bepalend voor de hydrologie en daarmee voor de vegetatie. In drie scenario's zijn anti-verdrogingsmaatregelen opgenomen, waarvan het effect op de natuurreservaten is berekend. Het is mogelijk gebleken door verzamelen van fijnschalige informatie in het veld en een fijn gediscretiseerd model een groot deel van het gat tussen hydrologische en ecologische schaal te overbruggen. Met uitzondering van de winterperiode werden de grondwaterstandsfluctuaties het hele jaar goed gesimuleerd. Omdat de hoogste grondwaterstanden niet nauwkeurig genoeg gesimuleerd konden worden en de maaiveldhoogte eigenlijk in te grote cellen was gediscretiseerd, is de methode toch nog te grof gebleken voor correcte voorspelling van effecten op de vegetatie. Naar verwachting kan, door het toepassen van enkele nog te ontwikkelen gereedschappen, dit gaatje alsnog worden gedicht.

1. INTRODUCTIE

Bij het vertalen van hydrologische modelberekeningen naar standplaatscondities van vegetatietypen treedt een schaalprobleem op. Voor de ruimtelijke verdeling van vegetatietypen zijn kleine gradiënten in het maaiveld en de grondwaterstand van belang, terwijl in een geohydrologisch model gewoonlijk de grovere ruimtelijke structuur in beeld wordt gebracht. De geohydrologische ondergrond laat zich minder gedetailleerd beschrijven dan verschijnselen aan de oppervlakte. De ruimtelijke schaal waarop ecologisch en hydrologisch onderzoek wordt uitgevoerd verschilt. Voor een juiste voorspelling van een vegetatietype op een standplaats is bijvoorbeeld een berekende grondwaterstandsfluctuatie ten opzichte van maaiveld met een nauwkeurigheid van 10 cm noodzakelijk (Jansen, 1993). In gebruikelijke regionale hydrologische modellen wordt een gebied benaderd met rekencellen van 100 bij 100 meter tot 1 bij 1 km. Met een dergelijke discretisatie zijn de voor plantengemeenschappen belangrijke lokale gradiënten niet in model te brengen, met als gevolg dat de voor ecologisch onderzoek gewenste nauwkeurigheid van de grondwaterstand ten opzichte van maaiveld niet wordt gehaald. In dit artikel wordt beschreven hoe middels het verfijnen van geohydrologische simulatie en verzamelen van fijnschalige informatie een poging wordt gedaan dit schaalprobleem te overbruggen. Het overbruggen van het spanningsveld tussen "hydrologische schaal" en "ecologische schaal" is noodzakelijk in multidisciplinaire projecten. Een voorbeeld van zo'n project is het in het kader van de Regeling Regionaal Integraal Waterbeheer (REGIWA) uitgevoerde project Punthuizen (Van Gerven et al., 1993). Het Waterschap Regge en Dinkel heeft mede namens



Figuur 1 Lokatieschets



Figuur 2 Rekencellen

de Provincie Overijssel opdracht gegeven tot onderzoek naar mogelijkheden om in het Denekampse Veld de verdroging te bestrijden. Het onderzoek is begeleid door een werkgroep waarin naast het waterschap en de provincie ook de Waterleiding Maatschappij Overijssel, Staatbosbeheer, Directie Natuur Bos Landschap en Faunabeheer en de Landinrichtingsdienst vertegenwoordigd waren.

In het Denekampse Veld (Oost-Twente), in de lage delen van het zwak golvende dekzandlandschap, liggen een aantal natuurgebieden die in meer of mindere mate verdroogd zijn. Het gaat om de gebieden Strooothuizen, Punthuizen, Strengeveld en Beuninger Achterheide (zie figuur 1).

Het doel van het REGIWA-project Punthuizen is het optimaliseren van de waterhuishouding voor herstel van de verdroogde natuurgebieden. De daaruit volgende onderzoeksvraag is, te bepalen welke combinatie van waterhuishoudkundige ingrepen enerzijds optimale standplaatscondities voor de vegetatie creëert en anderzijds opbrengstderving in de landbouwgebieden minimaliseert. Het REGIWA-project is ondersteund door onderzoek dat in het kader van het VEWIN-onderzoekprogramma is uitgevoerd met als doel het koppelen van ecologische effectvoorspelling aan geohydrologische modellering.

2. METHODE

2.1 Simulatie van de hydrologie

Bij het in model brengen van de hydrologie is gebruik gemaakt van de eindige differentie modelcode MODFLOW (McDonald en Harbaugh, 1988). Het te bouwen model van het hydrologisch systeem moest geschikt zijn voor het voorspellen van de effecten van waterhuishoudkundige ingrepen op vegetatie in natuurgebieden en op de landbouw. De simulatie moest daarom aan een aantal speciale eisen voldoen, die hieronder puntsgewijs worden besproken.

instationair

Omdat vegetatie sterk reageert op seizoensafhankelijke omstandigheden zoals het aantal dagen dat het water in de winter op of boven maaiveld staat of de diepte tot waar de grondwaterstand in de zomer wegzakt, is het hydrologisch systeem instationair (in tijdstappen van twee weken) in model gebracht.

kleine rekencellen

De grootte van de rekencellen is bepaald aan de hand van de te verwachten ruimtelijke variatie in de grondwaterstand. In de beschouwde natuurgebieden staat de grondwaterstand in de winter tot aan of boven maaiveld en volgt de grondwaterstand het maaiveld, dat over kleine afstand sterk varieert. Het reliëf wordt gekarakteriseerd door dekzandruggetjes en tussenliggende slenken. De gradiënt van dekzandrug naar slenk is zeer bepalend voor de hydrologie en daarmee voor de vegetatie (Jansen en Maas, 1993). Om deze over kleine afstand sterk variërende grondwaterstand te kunnen simuleren zijn kleine rekencellen (25 x 25 meter) noodzakelijk. In landbouwgebied wordt de grondwaterstand voornamelijk bepaald door de aanwezige waterlopen en kan met grotere cellen volstaan worden (de langste zijde is 50 tot 300 meter). Op basis van het geohydrologisch karakter van het gebied heeft het model een afmeting van 4,5 bij 5,5 km. Veranderingen in de hydrologie buiten het

modelgebied zullen gezien het geringe doorlaatvermogen van het watervoerend pakket (±1000 m²/dag) en het ontbreken van een afdekkende laag geen invloed op de natuurreservaten hebben. Het netwerk van rekencellen is weergegeven in figuur 2.

maaiveldhoogte in detail

Voor de vegetatie is de grondwaterstand ten opzichte van maaiveld van belang. De door het model berekende grondwaterstand ten opzichte van NAP is omgerekend naar een stand beneden maaiveld. Hiervoor is de maaiveldhoogte in de natuurgebieden door landmeters zeer gedetailleerd opgenomen (De Landmeetdienst, 1991 en 1992). De gradiënt bedraagt gemiddeld 1:100 overeenkomend met ongeveer 2 meter hoogteverschil over een afstand van 200 meter. Binnen een rekencel van 25 bij 25 meter kunnen echter plaatselijk hoogteverschillen van 0,5 tot 1 meter optreden.

inundatie

In nattere perioden treedt inundatie op in de lagere delen van de natuurreservaten. Wanneer in de winter de grondwaterstand stijgt, vult het systeem zich tot aan maaiveld. De reeds eerder genoemde gradiënt van dekzandrug naar slenk gedraagt zich als een zogenaamde kwelhelling (seepage face). Op de kwelhelling bevindt zich basenrijk grondwater in de wortelzone. Onderaan de kwelhelling, op de grens van de helling met de poel, treedt het grondwater uit en vormt samen met regenwater een poel. De hydrologische processen langs de kwelhelling en de gevolgen voor de standplaatscondities van vegetatietypen worden besproken in het artikel "Van pompstation tot plant" (Maas en Jansen, 1993 in deze mededeling). Om te voorkomen dat het grondwaterstromingsmodel een grondwaterstand ver boven maaiveld berekent, zijn op maaiveldhoogte drains gesimuleerd. In deze benadering wordt water boven maaiveld via de gesimuleerde drains afgevoerd.

waterlopen in detail

Naast het Omleidingskanaal, de Puntbeek, de Rammelbeek en de grotere waterschapsleidingen zijn ook de kleinere, niet bij het waterschap in beheer zijnde, waterlopen van belang. Van deze kleine waterlopen zijn in het veld de diepte, de natte doorsnede en eventueel de waterstand opgemeten. De relatie tussen de waterlopen en het grondwater is gesimuleerd middels een met de formule van Bruggeman (van Drecht, 1983) berekende drainageweerstand per cel.

verdamping van natuurlijke vegetaties in detail

Voor een gedetailleerde simulatie van de gewasverdamping is gebruik gemaakt van de vegetatieopnamen van de natuurreservaten schaal 1:1000 (Croese, 1991). Op basis van literatuuronderzoek is aan elk vegetatietype een gewasfactor toegekend (Jansen, 1986 en Hendriks et al., 1990). Met behulp van het geografisch informatiesysteem Arc Info is de kaart met gewasfactoren omgerekend naar een gewogen gemiddelde gewasfactor per rekencel. Met behulp van de referentiegewasverdamping (Makkink) is de potentiële gewasverdamping berekend. De neerslag en verdamping zijn als volgt in het model ingevoerd:

- in perioden met een neerslagoverschot is het neerslagoverschot aan het grondwater toegevoegd
- in perioden met een neerslagtekort zal alle neerslag verdampen. De overige verdamping zal plaats vinden uit het grondwater. Deze aanvulling is afhankelijk van de grondwaterstand, de capillaire opstijging en de dikte van de wortelzone. In het model is dit fenomeen als volgt benaderd: zakt de grondwaterstand beneden de wortelzone dan neemt, afhankelijk van de capillaire opstijging, de verdamping af. Is de afstand tot de wortelzone te groot geworden dan stopt de verdamping uit het grondwater. De dikte van de wortelzone is bepaald aan de hand van de voorkomende vegetatietypen (Jansen, 1986), terwijl de capillaire opstijging over het hele modelgebied constant is ingevoerd (Wösten et al, 1986).

beregening

Gebruikmakend van het hiervoor beschreven principe is ook de beregening in de buurt van de natuurreservaten gesimuleerd. In plaats van het invoeren van onttrekkingen in de tijd, bepaalt het model zelf de beregening die nodig is om het gewas maximaal te laten verdampen op basis van de berekende grondwaterstand. Beregende gebieden werden gesimuleerd door bij een daling van de grondwaterstand geen reductie op de verdamping toe te passen. Bij benadering is aangenomen dat op het moment dat de grondwaterspiegel zover is gezakt dat nalevering uit grondwater vermindert, en er dus een vochttekort ontstaat, de boer gaat beregenen. Het vochttekort dat ontstaat bij daling van de grondwaterspiegel wordt in deze benadering aangevuld via beregening.

Per rekencel zijn naast de reeds genoemde parameters de geohydrologische constanten en randvoorwaarden ingevoerd. Bij het verwerken van de invoergegevens is gebruik gemaakt van het geografisch informatiesysteem Arc Info. Meer informatie over het toepassen van een geografisch informatiesys-

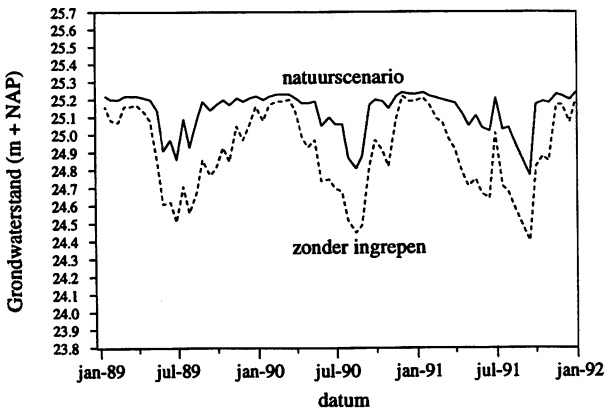
teem in een lokaal geohydrologisch model vindt u in het artikel van J. Supèr in deze mededeling.
Het model is geijkt op gemeten stijghoogtefluctuaties. Naast gemeten stijghoogtefluctuaties in putten met filters in de regionale watervoerende pakketten is ook gebruik gemaakt van op verschillende lokaties in de natuurreservaten gemeten grondwaterfluctuaties in ondiepe buizen. Deze peilbuizen zijn geplaatst op lokaties met specifieke standplaatsfactoren voor bijbehorende vegetatietypen en een verschillende plaats in het hydrologisch systeem. Bij de peilbuizen zijn bovendien jaarlijks vegetatieopnamen gemaakt en is de waterkwaliteit bepaald (Jansen, 1991 a, b en c en Jansen en Aggenbach, 1990).

2.2 Scenario's en effectvoorspelling

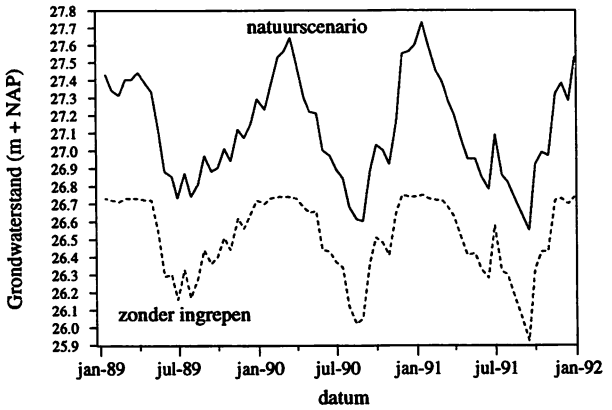
Er zijn in het onderzoek drie scenario's gedefinieerd: een landbouwscenario waarin peilen en ligging van watergangen zodanig worden geoptimaliseerd dat naar verwachting de droogteschade in de landbouw wordt teruggedrongen, een natuurscenario waarin via verschillende ingrepen wordt getracht optimale omstandigheden te creëren voor natuurgebieden en een tussenscenario dat het midden houdt tussen beide.
Van de in de scenario's vastgestelde ingrepen worden de hydrologische gevolgen gesimuleerd. Op basis van de hydrologische gevolgen zijn de ecologische effecten en de gevolgen voor de landbouw berekend. De ecologische effectvoorspelling is gebaseerd op duurlijnkarakteristieken van met het model berekende grondwaterstandsfluctuaties. In dit artikel wordt de methode kort aangestipt, een uitgebreide beschrijving vindt u in het artikel "Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling" (Jansen, 1993 in deze mededeling). De volgende duurlijnkarakteristieken worden bepaald: de mediane, gemiddelde, hoogste en laagste grondwaterstand en de overstromingsduur. Deze duurlijnkarakteristieken worden vergeleken met die van vegetatietypen die in de nieuwe situatie verwacht kunnen worden. Deze benadering voorspelt dat vegetatietype waarvan de berekende karakteristieken binnen de range van de referentieset vallen. Omdat de range van duurlijnkarakteristieken van vegetatietypen elkaar kunnen overlappen, kunnen hierdoor in principe meerdere vegetatietypen worden voorspeld. Een keuze tussen deze vegetatietypen werd gemaakt op basis van schatting van de zuurgraad van de bodem en kennis van het gebied. In deze benadering zijn de effecten voor de vegetatie weliswaar slechts met kwantitatieve hydrologische parameters afgeleid, maar impliciet wordt daarin ook een grondwaterkwaliteitseffect meegenomen. Zo kan bijvoorbeeld een grondwaterspiegel die tot maaiveld stijgt, een aanvulling van de Ca-voorraad in de bodem bewerkstelligen.
De landbouwschade is berekend met behulp van de HELP-tabel (Werkgroep HELP-tabel, 1987) omdat deze methode algemeen bekend en geaccepteerd is.

3. MODELBEREKENINGEN

Tijdens de ijking is het model gevoelig gebleken voor de drainageweerstand van de waterlopen en voor neerslag en verdamping. Na calibratie van het model op gemeten stijghoogten uit de regionale pakketten is het model fijngecalibreerd op lokale peilbuizen in de natuurreservaten. In de fijncalibratie is het model geijkt op grondwaterstanden beneden maaiveld. Hier deed zich het probleem voor dat de (gemiddelde) maaiveldhoogte in de cel kan verschillen van de maaiveldhoogte ter plekke van de peilbuis. De drain op maaiveld, voor het modelleren van inundatie, ligt op de maaiveldhoogte in de cel. Het komt bijvoorbeeld voor dat de drain lager ligt dan de maaiveldhoogte bij de peilbuis. Inundatie wordt dan op een lager niveau berekend dan in de peilbuis wordt gemeten. Bij de fijncalibratie van de natuurreservaten bleek de maaiveldhoogte een zeer gevoelige parameter die eigenlijk in te grote rekencellen was gediscretiseerd. In de natuurreservaten werd het wegzakken van de grondwaterstand in de zomer goed gesimuleerd, de hoogste grondwaterstand in de winter gemiddeld 20 cm te laag.
De werking van het hydrologisch systeem, zoals uit het geijkte model naar voren komt, laat zich als volgt beschrijven. In de winter wordt de grondwaterstroming gekarakteriseerd door de drainerende werking van sloten en beken. De hoogte van de grondwaterstand en de duur van inundatie worden bepaald door de peilen en het drainageniveau van lokale waterlopen. Voor het verhogen van de grondwaterstand en verlengen van de inundatieduur in de winter zijn ingrepen noodzakelijk in de lokale waterlopen vlak rond de natuurgebieden. In de zomer is het patroon veel minder grillig. De meeste sloten zijn drooggevallen, zodat het wegzakken van de grondwaterstand wordt bepaald door de peilen van het Omleidingskanaal, de Puntbeek en de Rammelbeek en door bere-



Figuur 3 Het effect van het natuurscenario in peilbuis 1c in Stroothuizen



Figuur 4 Het effect van het natuurscenario op de "Strengeveldslenk"

gening. Een vermindering van het wegzakken van de grondwaterstand in de zomer wordt bereikt door peilverhoging in de beken en het verminderen van beregening.

Na de ijking zijn scenarioberekeningen uitgevoerd. Het reageren van het gebied wordt in dit artikel gekarakteriseerd aan de hand van het natuurscenario, omdat in dit scenario het duidelijkst de effecten van de ingrepen te zien zijn. In het natuurscenario zijn de watergangen rond de natuurgebieden omgevormd tot greppels en de drainbuizen verwijderd. Bovendien is het peil in de Puntbeek, de Rammelbeek en het Omleidingskanaal 50 cm opgezet en de beregening in de buurt van de natuurgebieden gestopt.

Het effect van de ingrepen in het natuurscenario op de natuurreservaten is weergegeven in figuur 3, aan de hand van een peilbuis in de slenk in het natuurreservaat Stroothuizen.

In de figuur is te zien dat de grondwaterstand in de slenk in de zomer ongeveer 35 cm minder diep wegzakt dan in de situatie zonder ingrepen. Wanneer in het najaar het grondwater weer aangevuld wordt, bereikt de grondwaterstand eerder het maaiveld, waarna vervolgens plassen ontstaan. De lage delen van Stroothuizen zullen het grootste deel van het jaar geïnundeerd zijn. Pas laat in het voorjaar daalt de grondwaterstand weer beneden maaiveld. De periode van inundatie is met ongeveer 150 dagen toegenomen. In een laaggelegen landbouwperceel dat gedraineerd en beregend wordt, betekent het verwijderen van drainbuizen en het stoppen met beregenen een forse stijging van de grondwaterstand. In de als landbouwgrond in gebruik zijnde slenken gaan zich in de winter poelen vormen. Het effect van het natuurscenario op een laaggelegen perceel is weergegeven in figuur 4.

Via de uit het grondwaterstandsverloop afgeleide duurlijnen zijn voor o.a. het natuurscenario de ecologische effecten berekend. In ons voorbeeld Stroothuizen ontstaan in het natuurscenario op ruime schaal standplaatsmogelijkheden voor de Dopheide-associatie (veenmosrijke subassociatie en typische subassociatie), de Biesvaren-Waterlobelia-associatie (subassociatie met Veenmossen) en de Associatie van Veelstengelige waterbies. Door de toegenomen vernatting wordt het verdwijnen voorspeld van de Associatie van Zomp- en Sterzegge (typische subassociatie) en de Associatie van Vlottende bies. In de laagte in het noordwesten ontwikkelt zich Blauwgrasland op de wat hogere flanken. De hoogste delen blijven begroeid met het Struikheide-Kruipberm-associatie (typische subassociatie en Pijpestrootje-rijke subassociatie). Herstel van half-natuurlijke vegetatietypen lijkt dus mogelijk in het natuurscenario.

De resultaten van de scenarioberekeningen zijn in het kort weergegeven in twee tabellen. Van belang voor de ontwikkeling van vegetatie zijn de toename van de inundatieperiode en de vermindering van het wegzakken van de grondwaterstand in de zomer. Deze parameters zijn in de tabellen weergegeven voor één buis in de laagte van Stroothuizen en één in de laagte van Punthuizen.

De potenties voor het herstel c.q. de ontwikkeling van duurzame standplaatscondities van half-natuurlijke vegetatietypen nemen toe van het landbouwscenario, via het tussenscenario naar het natuurscenario.

	toename inundatieperiode in dagen			
	landbouw scenario	tussen scenario	natuur scenario	extra ingrepen in Duitsland
Stroothuizen 1c	30	80	150	150
Punthuizen 12c	10	20	50	80

Tabel 1 Toename inundatieperiode

	vermindering wegzakken grondwaterst. in cm			
	landbouw scenario	tussen scenario	natuur scenario	extra ingrepen in Duitsland
Stroothuizen 1c	10	15	350	35
Punthuizen 12c	10	12	30	50

Tabel 2 Vermindering wegzakken grondwaterstand in de zomer

Het landbouwscenario heeft voornamelijk positieve effecten voor de vegetatie van Stroothuizen. Ook in het tussenscenario wordt in Stroothuizen een sterkere verbetering van de situatie berekend dan in Punthuizen. In het natuurscenario ontstaat in Stroothuizen een situatie die vergelijkbaar is met de situatie van vóór de grote ingrepen in de waterhuishouding. In Punthuizen, de Beuninger Achterheide en het Strengeveld kan integraal herstel van de vroegere waterhuishouding, en mogelijk ook vegetatie, bereikt worden met extra ingrepen in Duitsland.
De opbrengstverandering in de landbouwgebieden is voor dezelfde scenario's berekend uit een koppeling tussen grondwaterstanden en HELP-tabellen. Omdat in het landbouw- en tussenscenario in grote delen van het modelgebied het vochttekort is teruggedrongen wordt een opbrengstvermeerdering van resp. 19 en 24 duizend guldens per jaar voorspeld. Het tussenscenario biedt de landbouw dus de grootste opbrengsvermeerdering. In het natuurscenario zijn de kosten voor de landbouw hoger dan de baten. De voorspelde opbrengstvermindering bedraagt 40 duizend guldens per jaar. Op laaggelegen gronden treedt vernattingsschade op. Dit beeld wordt iets gunstiger wanneer de landbouwgronden die als relatienota-reservaatgebied zijn aangewezen niet bij de landbouwschade-berekeningen betrokken worden. Op dit moment wordt overlegd in hoeverre maatregelen ook daadwerkelijk uitgevoerd zullen gaan worden.

4. DISCUSSIE

Het grondwatermodel is geschikt gebleken om hydrologische effecten van lokale maatregelen, zoals bijvoorbeeld het verondiepen van sloten, te berekenen. Voor het bepalen van zeer lokale effecten in de natuurgebieden voldoet het model slechts ten dele. Het wegzakken van de grondwaterstand in de zomer wordt goed gesimuleerd, maar het model berekent in de natuurgebieden in de winter gemiddeld 20 cm te lage grondwaterstanden. Voor een verantwoorde berekening van ecologische effecten is deze afwijking te groot.

Naar verwachting kan er op verschillende punten verbetering aangebracht worden in de simulatie. De grootste aandacht verdient het verbeteren van de simulatie van inundatie en de kwelhelling. Het optreden van inundatie is gesimuleerd middels drains op maaiveld. De waterstand komt daardoor nooit boven maaiveld. Het gedraineerde water "verdwijnt" uit het model. Het gevolg is dat de stijghoogte te laag wordt berekend in de omgeving van deze drains, zodat diverse duurlijnkarakteristieken in deze laaggelegen gebieden onjuist worden bepaald. Een betere berekening is mogelijk wanneer de op dit moment in ontwikkeling zijnde "kwelhellingmodule" wordt gebruikt (Maas en van Gerven, in voorbereiding).
Deze module berekent de kwelhelling en de ligging en diepte van de poelen. Met deze module kunnen de hydrologische en daarmee de vegetatiekundige gradiënten beter worden bepaald.

Een verbetering van de simulatie wordt ook bereikt door het opnemen van zeer lokale bodemopbouw in het model. Het is bekend dat het lokaal voorkomen van slecht doorlatende laagjes een grote invloed kan hebben op de freatische grondwaterstand. Een dergelijke benadering vereist echter een aanzienlijke inspanning en kan eventueel leiden tot "doorprikken" van kleilaagjes onder hangende vennen.
In de huidige modellering is alleen het grondwater gesimuleerd. Door koppelen van processen in de on-

verzadigde zone aan de simulatie wordt naar verwachting de freatische grondwaterstand nauwkeuriger berekend. Voor de ecologische effectvoorspelling wordt de berekende stijghoogte in NAP omgerekend naar een stijghoogte t.o.v. maaiveld door de berekende stijghoogte af te trekken van de gemiddelde maaiveldhoogte van een cel. Het middelen van de maaiveldhoogte in een reliëfrijke cel in bijvoorbeeld Stroothuizen gebeurt met een nauwkeurigheid van naar schatting 50 cm. Op basis van op 50 cm nauwkeurige grondwaterstandsfluctuaties kunnen vegetatietypen niet juist voorspeld worden. Een oplossing zou zijn de veranderingen in grondwaterstandsfluctuaties als uitgangspunt te nemen. Door met de verandering van de grondwaterstand te rekenen vervalt de fout in de maaiveldhoogte. Met deze benadering worden dan veranderingen van vegetatietypen ten opzichte van gemeten huidige vegetatietypen berekend. Een nadeel van deze oplossing is dat ecologische effectvoorspelling niet mogelijk is als een gebied (nog) niet als natuurgebied in gebruik is. Een tweede oplossing is de berekende stijghoogten t.o.v. NAP af te trekken van een fijnschaliger netwerk van maaiveldhoogten. De rekencellen van een grondwaterstromingsmodel worden in principe zo gedimensioneerd dat de hydrologie in de cel goed benaderd wordt. Het is mogelijk dat binnen de cel het maaiveld varieert terwijl de grondwaterstand t.o.v. NAP vrijwel constant is. De cel is groot genoeg voor een juiste simulatie van de grondwaterstand t.o.v. NAP, maar voor berekening van de grondwaterstand t.o.v. maaiveld is een verfijning noodzakelijk. Een dergelijke werkwijze kan tevens de rekentijden terugbrengen. Voor vergroting van de nauwkeurigheid van de ecologische effectvoorspelling is het derhalve niet noodzakelijk de rekencellen verkleinen. Dat geldt niet op plaatsen waar het water in de winter tot aan of boven maaiveld staat. Op deze plaatsen varieert niet alleen het maaiveld sterk, maar met het maaiveld ook de grondwaterstand. Deze sterk variërende grondwaterstand kan alleen goed gesimuleerd worden met zeer kleine rekencellen (bijvoorbeeld 10 bij 10 meter). De meeste invoerparameters, bijvoorbeeld bodemconstanten, zijn niet op zo'n fijne schaal bekend. Omdat in deze gebieden het maaiveld de sterkst sturende factor is, is verfijning van de modeldiscretisatie toch zinvol.

5. CONCLUSIES

Het is mogelijk gebleken door verzamelen van fijnschalige informatie in het veld en een fijn gediscretiseerd model een groot deel van het gat tussen hydrologische en ecologische schaal te overbruggen. Met uitzondering van de winterperiode werden de grondwaterstandsfluctuaties het hele jaar goed gesimuleerd. Op twee punten voldeed de simulatie niet aan de door de ecologische effectvoorspelling gestelde eisen. Omdat de hoogste grondwaterstanden in de winter niet nauwkeurig genoeg in model konden worden gebracht, zijn de effecten van de scenario's op bijvoorbeeld de duur van inundatie onderschat. Juist de duur van inundatie is een voor de vegetatie belangrijke factor. Ten tweede bleken de cellen groot genoeg voor een juiste simulatie van de grondwaterstand t.o.v. NAP, maar voor berekening van de grondwaterstand t.o.v. maaiveld is een verfijning noodzakelijk. Voor correcte voorspelling van de effecten op de vegetatie is de methode toch nog te grof gebleken. Naar verwachting kan, door het toepassen van een aantal nog te ontwikkelen gereedschappen, dit gaatje alsnog worden gedicht.

6. LITERATUUR

Croese, T.H.M., 1991. Vegetatiekartering Dinkelland. KIWA-rapport SWE 90.031, KIWA N.V., Nieuwegein.

De Landmeetdienst, 1991. Oplevering hoogtemeting Punthuizen. De Landmeetdienst, Beuningen.

De Landmeetdienst, 1992. Oplevering hoogtemeting Stroothuizen. De Landmeetdienst, Beuningen.

Drecht, G. van, 1983. Berekening van de stationaire grondwaterstroming naar sloten. RID-Mededeling '83-3, Rijksinstituut voor Drinkwatervoorziening, 's Gravenhage.

Gerven, M.W. van, E.E. Heidelberg en A.J.M. Jansen, 1993. Anti-verdrogingsscenario's in het Denekampse Veld, een geohydrologische modelstudie met ecologische en landbouwkundige effectvoorspelling in het kader van REGIWA-project Punthuizen c.s.. KIWA-rapport SWE 93.014, KIWA N.V., Nieuwegein.

Hendriks M.J., P. Habat, F. Hobbema en J. Postma, 1990. Onderzoek naar de verdamping van een loofbos, Meetresultaten en enkele modelberekeningen. Rapport 90, Staringcentrum,

Wageningen.
Jansen, A.J.M., 1991a. Hydro-ecologische analyse van de Beuninger Achterheide (Noordoost-Twente). KIWA-rapport SWE 91.018, KIWA N.V., Nieuwegein.
Jansen, A.J.M., 1991b. Hydro-ecologische analyse van het Strengeveld (Noordoost-Twente). KIWA-rapport SWE 91.026, KIWA N.V., Nieuwegein.
Jansen, A.J.M., 1991c. Hydro-ecologische analyse van Punthuizen (Noord-oost-Twente). KIWA-rapport SWE 91.038, KIWA N.V., Nieuwegein.
Jansen, A.J.M., 1993. Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling. In: A.J.M. Jansen (red.), Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling, enkele resultaten en toepassingen van hydro-ecologisch onderzoek. KIWA-mededeling nr 122, KIWA N.V., Nieuwegein.
Jansen, A.J.M. en C.J.S. Aggenbach, 1990. Lokale hydrologische en hydro-ecologische analyse van Stroothuizen. KIWA-rapport SWE 90.038, KIWA N.V., Nieuwegein.
Jansen, A.J.M. en C. Maas, 1993. Ecohydrological processes in almost flat wetlands. Enginering Hydrology, symposium sponsored by the Hydraulics Division/ASCE, held july 25-30, San Francisco, California, U.S.
Jansen, P.C., 1986. De potentiele verdamping van (half)natuurlijke vegetaties. ICW nota 1703, Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding, Wageningen.
Jansen, P.C., 1986. De beworteling van (half-) natuurlijke vegetaties. ICW nota 1698, Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding, Wageningen.
Maas, C. en A.J.M. Jansen, 1993. Van pompstation tot plant. In: A.J.M. Jansen (red.), Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling, enkele resultaten en toepassingen van hydro-ecologisch onderzoek. KIWA-mededeling nr 122, KIWA N.V., Nieuwegein.
Maas, C. en M.W. van Gerven (in voorbereiding). De kwelhellingmodule, KIWA N.V., Nieuwegein.
McDonald, M.G. en A.W. Harbaugh, 1988. A modular three-dimensional finite-difference groundwater flow model. Techniques of Water-Resources investigations of the United States Geological Survey, Chapter A1, Book 6, Modeling Techniques. U.S. Geological Survey Open-File Report 83-875, U.S. Geological Survey, Virginia, U.S.
Supér, J., 1993. Toepassing van een Geografisch Informatie Systeem (GIS) in een lokaal hydrologisch model voor het natuurgebied Stoothuizen. In: A.J.M. Jansen (red.), Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling, enkele resultaten en toepassingen van hydro-ecologisch onderzoek. KIWA-mededeling nr 122, KIWA N.V., Nieuwegein.
Werkgroep HELP-tabel, 1987. Mededelingen Landinrichtingsdienst; De invloed van de waterhuishouding op de landbouwkundige produktie, Utrecht.
Wösten, J.H.M., M.H. Bannink en J. Beuving, 1986. Waterretentie- en doorlatendheidskarakteristieken van boven- en ondergronden in Nederland: De Staringreeks, rapport 18. Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding, Wageningen.

Documentatie

Toepassing van een Geografisch Informatie Systeem (GIS) in een lokaal hydrologisch model voor het natuurgebied Stroothuizen

J. Supèr

KIWA N.V. Onderzoek en Advies
Nieuwegein

Samenvatting

In het kader van onderzoek naar een methode voor kwantitatieve voorspelling van de gevolgen van grondwaterwinning op de vegetatie, is voor het natuurgebied Stroothuizen (Noordoost-Twente) een fijnschalig geohydrologisch model ontworpen. Teneinde de omvangrijke invoer te verzorgen, is gebruik gemaakt van het Modular GIS Environment van Intergraph. Het Geografisch Informatie Systeem (GIS) is voor deze toepassing zeer geschikt en werkt beduidend eenvoudiger en sneller dan handmatig mogelijk is: door overlay's van rijen, kolommen en verschillende thematische kenmerken kunnen aan netwerkcellen de juiste waarden worden toegekend.

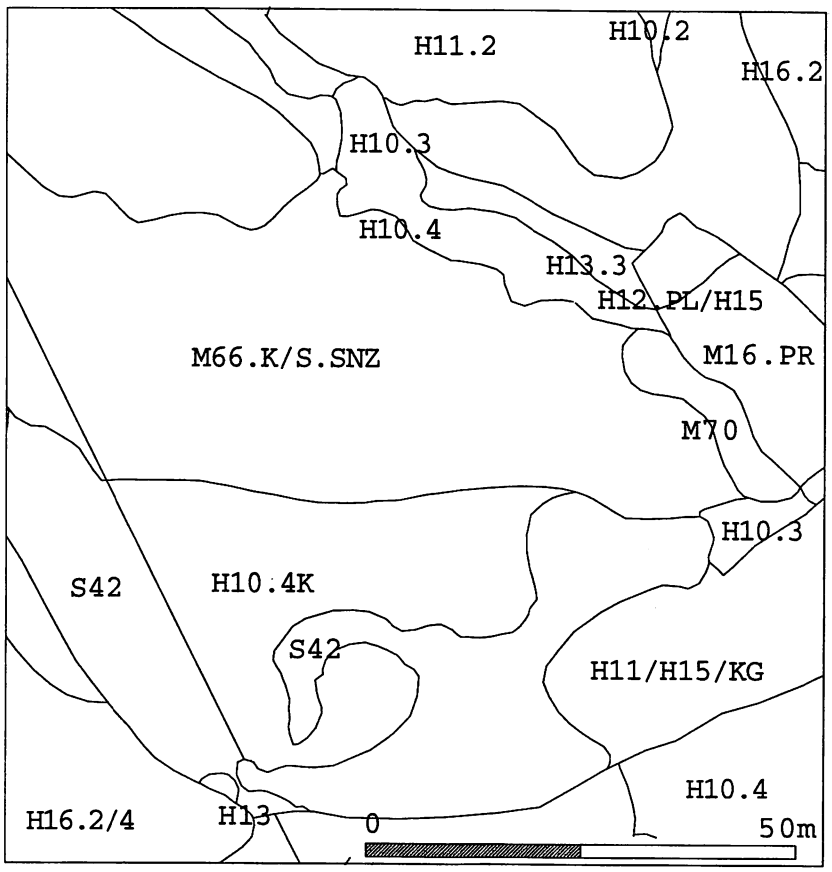
Voor de toekomst ligt het in de lijn van de verwachting dat ook andere taken binnen hydro(eco)logische projecten met een GIS efficiënter kunnen worden vervuld: het gaat daarbij met name om interpolatie, koppeling met modellen, combinaties van kaarten en presentatie-mogelijkheden.

1. INLEIDING

Voor een gekwantificeerde en voldoend nauwkeurige ecologische effectvoorspelling moet de schaal waarmee door hydrologen en ecologen wordt gewerkt overeenkomstig zijn. In de huidige praktijk van de vergunningverlening is dit niet het geval. De ecoloog wordt geconfronteerd met een fijnschalige werkelijkheid: op een kleine oppervlakte kunnen vele grondwaterafhankelijke vegetatietypen voorkomen, met elk hun eigen gevoeligheid (zie figuur 1). De ecoloog moet dus op een fijne schaal werken, wil hij niet slechts triviale uitspraken doen over de ecologische effecten van een grondwaterwinning. Hydrologen daarentegen werken veelal (gedwongen door de beschikbare rekentechnieken en -tijd) op veel grovere schaal. Bij numerieke modellering zijn netwerkcellen van 1 bij 1 km of 500 bij 500 meter geen uitzondering. In de omgeving van pompputten wordt wel nauwkeuriger gemodelleerd, maar daar komt meestal geen waardevolle grondwaterafhankelijke vegetatie voor.

Om dit schaalverschil te kunnen overbruggen, zijn lokaal hydrologische modellen van natuurgebieden nodig. In het kader van het VEWIN-speurwerkproject Ecologische Aspecten van Grondwaterwinning (Jansen, 1991) heeft KIWA voor het natuurgebied Stroothuizen, aan de rand van het berekende invloedsgebied van de geplande grondwaterwinning ten oosten van Denekamp, zo'n lokaal hydrologisch model opgesteld. Dit model is als het ware opgehangen in een regionaal grondwatermodel van de N.V. Waterleiding Maatschappij Overijssel (WMO, 1988 en 1991). De modellering is uitgevoerd in samenwerking met het expertise-centrum GIS-Larenstein. Voor invoer van de omvangrijke hoeveelheid gegevens is gebruik gemaakt van het Geografisch Informatie Systeem MGE (Modular GIS Environment) van Intergraph.

In dit artikel staan de rol en toepassing van een GIS in het hydro-ecologisch onderzoek centraal. Voor wat betreft de fijnschalige modellering, de wijze van effectvoorspelling en de integratie van hydrologische en ecologische kennis en methoden, wordt verwezen



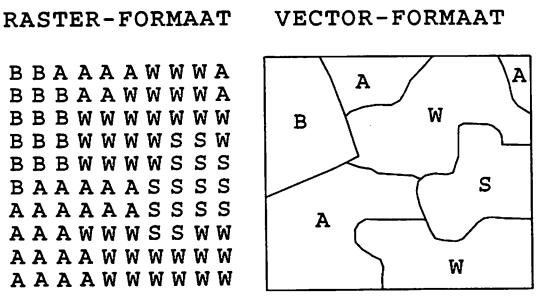
Figuur 1 Vegetatietypen in een deel van het natuurgebied Stroothuizen

naar de artikelen over de ecologische effectvoorspellingsmethode (Jansen, 1993) en fijnschalige hydrologische modellering in de omgeving van Denekamp (Van Gerven, 1993), die tevens in deze mededeling zijn opgenomen.

2. GEOGRAFISCHE INFORMATIE SYSTEMEN

In de jaren zestig wordt de computer ontdekt en ingezet als belangrijk hulpmiddel op een groot aantal terreinen. Traditionele informatiesystemen, kaartenbakken en registers met administratieve gegevens en beschrijvingen van objectkenmerken, worden geautomatiseerd. Deze gegevens en kenmerken (de zogenaamde 'thematische gegevens') kunnen afhankelijk van het informatiesysteem en werkveld van velerlei aard zijn. Door opsomming van coördinaten kan zelfs de ligging van ruimtelijke objecten in dergelijke administratieve informatiesystemen beschreven worden. Als aanvulling daarop zijn nog vaak kaarten aanwezig waarop de ligging van de objecten in grafische elementen (punten, lijnen en vlakken) is weergegeven.

Naast de eerste geautomatiseerde informatiesystemen ten behoeve van administratieve gegevens, worden systemen ontwikkeld om de kaartvervaardiging via 'tekenpakketten' met de computer te ondersteunen. Verder komen er systemen om bepaalde ruimtelijke analyses via 'rekenpakketten' met behulp van de computer uit te voeren. In het eerste geval is het doel de presentatie en gaat het veelal om vectoriële systemen, die het beste aansluiten bij de structuur van de gebruikte kaarten en bij de eisen die men aan de kaartpresentatie stelt. Een zinvol gebruik van deze pakketten bij het kaartbeheer (bodem- , bedrijfs- , detailkaarten, etc.) ligt voor de hand. In het tweede geval is het doel de analyse en gebruikt men voornamelijk rastersystemen, waarmee men met relatief eenvoudige matrix-berekeningen ruimtelijke analyses en simulaties kan uitvoeren. In figuur 2 worden het vectoriële en het rastersysteem gebruikt om in een eenvoudig voorbeeld het landgebruik aan te geven.



Figuur 2 Weergave van geografische informatie in raster- en vector-formaat; landgebruik in een willekeurig gebied: bos (B), akker (A), weiland (W) en open zand (S)

Verdere technologische ontwikkelingen maken het vanaf de jaren zeventig mogelijk, op beperkte schaal ook ruimtelijke analyses uit te voeren met vectoriële systemen. Daartoe moet aan de grafische elementen (naast thematische informatie) expliciet de ruimtelijke relatie tussen de objecten worden toegevoegd; deze zogenaamde 'topologie' wordt in feite opgebouwd op basis van op voorhand vastgelegde relaties. Bij rastersystemen zit de topologie impliciet in de rastercelnummers of de positie in de matrix.
Moderne geografische informatiesystemen combineren de voordelen van vectoriële en rastersystemen. Ze bieden ruimtelijke analyse-mogelijkheden gekoppeld aan goede presentatie- en rapportage-mogelijkheden; ze combineren de functionaliteit van gegevensverwerkende en grafische pakketten, met hieraan toegevoegd een aantal specifieke GIS-bewerkingen (zie tabel 1). Vaak is het mogelijk ook functionaliteit van andere pakketten, zoals geostatistische, geohydrologische of specifieke beheerspakketten, op eenvoudige wijze te integreren of te koppelen.
Geografische informatiesystemen zijn ontwikkeld om met geografische ofwel ruimtelijke informatie om te gaan, waarbij er een koppeling is tussen de grafische weergave van de ligging van een object en zijn kenmerken. Via een GIS is het mogelijk, gegevens direct op kaart te benaderen voor wijzigen, selecteren of analyseren. O.a. via digitaliseren kan men informatie van kaarten in de computer invoeren. Naast de typische GIS-bewerkingen als combinatie- ('overlay'-), nabijheids- ('bufferzones') en netwerk-analyses (met onder andere kortste of snelste routes) kan men ook diverse selecties uitvoeren voor bijvoorbeeld beheersactiviteiten.

niet gis-specifiek
opslag thematische gegevens in
dBase,
Oracle,
Informix,
etc.

aanmaak grafische gegevens met
Autocad,
Intergraph,
Arc/info,
etc.

bewerkingen
invoeren, verwijderen,
wijzigen, selecteren,
presenteren, etc.

gis-specifiek
aanmaak topologische relaties
Arc/info,
Intergraph,
Ilwis,
etc.

bewerkingen
herclassificatie, generalisatie,
interpolatie, combinatie- ,
nabijheids- , netwerkanalyse, etc.

Tabel 1 GIS-functionaliteit

3. HET GEOHYDROLOGISCH MODEL 'STROOTHUIZEN'

3.1 Rekenprogramma en modelopbouw

Het lokaal hydrologisch model van Stroothuizen is opgesteld met behulp van het geohydrologisch rekenprogramma MODFLOW (McDonald en Harbaugh, 1988). Dit is een modulair opgezet computerprogramma voor het numeriek oplossen van driedimensionale grondwaterstromingsproblemen aan de hand van de eindige-differentiemethode. De invoer van het model bestaat uit in de tijd constante modelparameters en een aantal plaatsgebonden variabelen. De modelparameters en de aanvangswaarden van de variabelen moeten op een voorgeschreven wijze in MODFLOW worden ingevoerd. Hiertoe dient over het studiegebied een netwerk geconstrueerd te worden. Dit bestaat uit een aantal rechte lijnen die loodrecht op elkaar staan; de lijnen hoeven niet op onderling gelijke afstand te liggen.
In figuur 1 is een deel van het natuurgebied Stroothuizen met enkele voorkomende vegetatietypen afge-

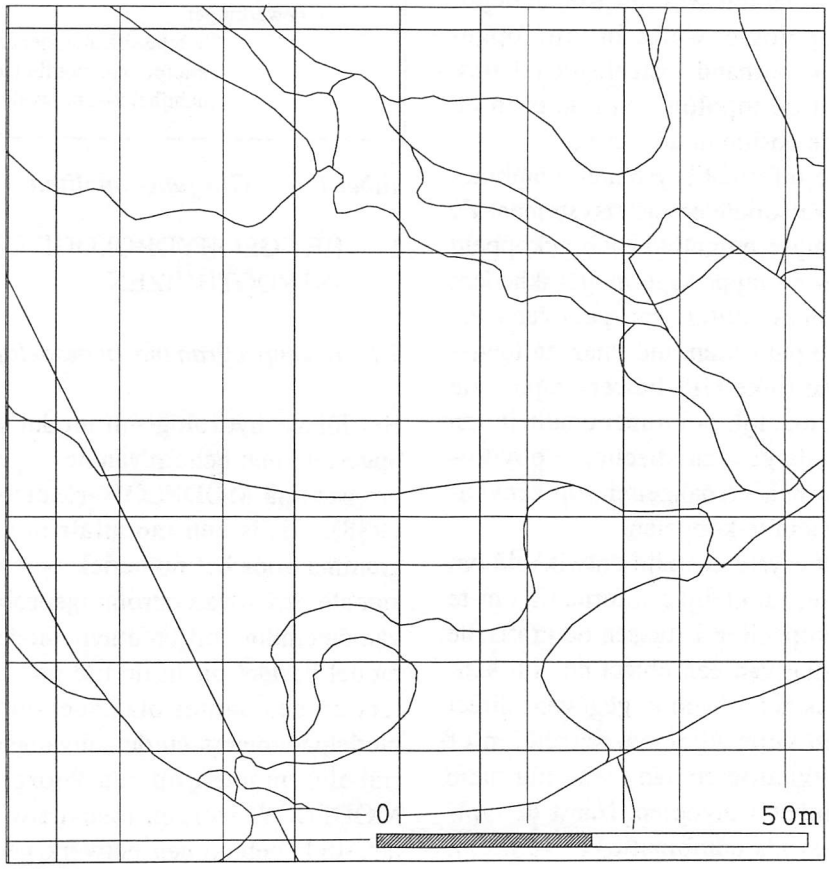
beeld. Een deel van de vegetatie-codes wordt in tabel 2 ontsleuteld; daar is tevens een gewasfactor per vegetatietype gegeven, een verhoudingsgetal tussen de verdamping van het betreffende gewas en die van open water. Duidelijk mag zijn dat door het voorkomen van verschillende vegetatietypen ook de gewasverdamping over korte afstanden vrij sterk kan variëren. Dit, gecombineerd met de specifieke gevoeligheden van de verschillende vegetatie typen voor de effecten van ingrepen in de waterhuishouding, illustreert nog eens de noodzaak van fijnschalige modellering voor gekwantificeerde ecologische effectvoorspelling.
De netwerkindeling van het lokaal hydrologisch model 'Stroothuizen' is daarom gebaseerd op de ruimtelijke variatie in vegetatietypen en de hoogteligging (zie figuur 3). Het model bestaat uit 5808 netwerkcellen (66 rijen bij 88 kolommen) en 4 watervoerende lagen.

code	vegetatietype	gewasfactor
S serie	struweel	0.8
H10 serie	natte hei	0.6
H20 serie	droge hei	0.6
H30 serie	vergraste natte heide	0.5

Tabel 2 Enkele vegetatietypen en hun gewasfactoren

3.2 Modelparameters en variabelen

Van de voor het model benodigde parameters, zoals de maaiveldshoogte, het doorlaatvermogen per laag en de verticale weerstand, zijn kaarten gemaakt. De waarden van de variabelen, zoals de (gewas-)verdamping (via gewasfactoren van de vegetatietypen af te

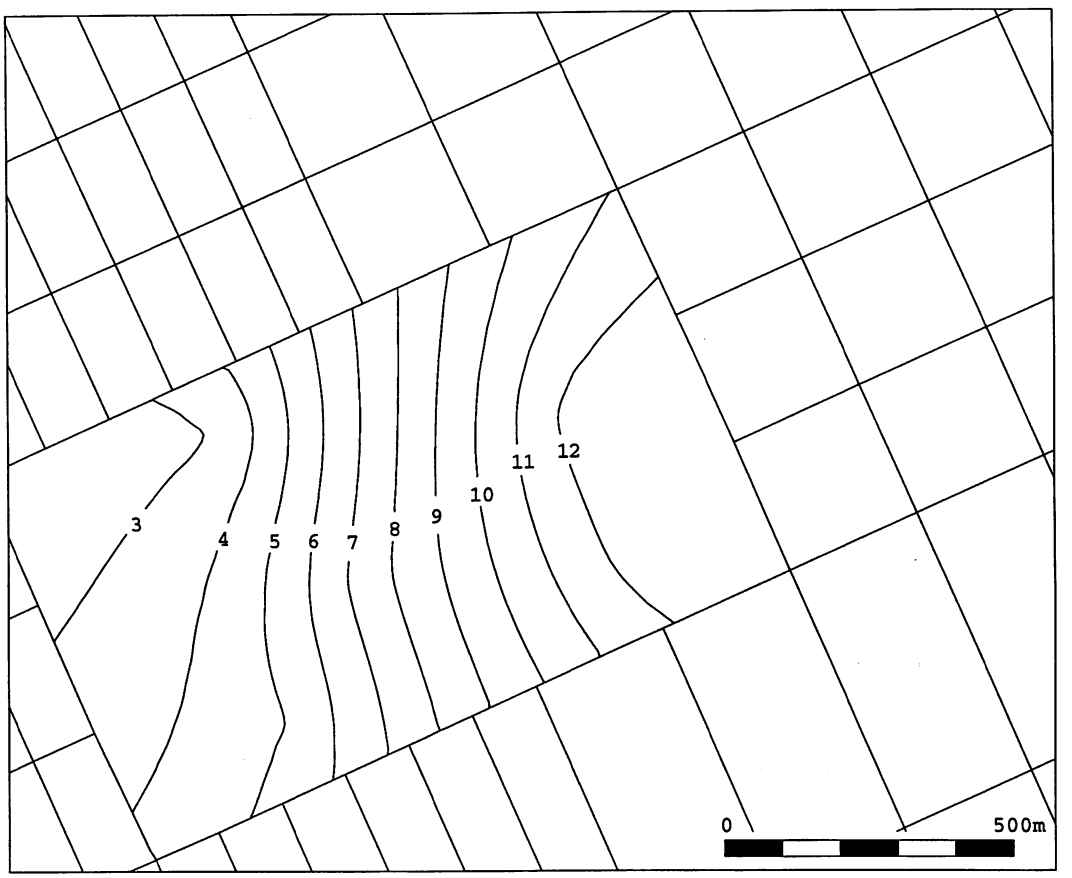


Figuur 3 Het modelnetwerk met een deel van de vegetatiekaart

leiden uit de vegetatiekaart; zie figuur 1 en tabel 2) en de aanvangspotentialen per laag zijn eveneens in kaartvorm aangeleverd.
Deze thematische kaarten zijn over de netwerkkaart gelegd, waarna de representatieve waarde per cel wordt gevonden door het bepalen van het gewogen gemiddelde. Met name hiervoor zijn de specifieke GIS-functies van ruimtelijk combineren, selecteren en rapporteren bij uitstek geschikt. Het handmatig bepalen van deze representatieve waarden per cel is een zeer moeizame en tijdrovende bezigheid.
Gekozen is voor het invoeren van gegevens op kleine schaal in het natuurgebied en op grovere (regionale) schaal daarbuiten (zie figuur 4). De geohydrologie in het natuurgebied is met het interpolatiepakket SURFER fijnschalig ingevoerd door de profielen van vijf diepe boringen te vertalen in een schematisatie, terwijl voor de omgeving ervan op het regionale WMO-model is teruggevallen. In het GIS zijn de fijnschalige kaarten gecombineerd met grofschaliger waarden voor de omgeving.

4. TOEPASSING VAN GIS IN HET MODEL 'STROOTHUIZEN'

Voor de manipulatie en invoer van gegevens voor het model 'Stroothuizen' is gebruik gemaakt van het Modular GIS Environment van Intergraph. Dit MGE is een modulair opgebouwd pakket, gebaseerd op een koppeling tussen Intergraph's CAD-systeem op Microstation en een gegevensbeheersysteem, in dit geval Informix. De basismodule heeft in een gebruikersvriendelijke omgeving goede faciliteiten voor het bouwen en beheren van een GIS-toepassing. Een aansluitende module (MGE Analyst) beschrijft de ruimtelijke relaties tussen geografische objecten (topologie), waardoor GIS-specifieke analyses kun-



Figuur 4 *De kaart met doorlaatvermogens van het eerste watervoerende pakket (kD1 in m/d) onder het natuurgebied, ingepast in het netwerk van het WMO-model*

nen worden uitgevoerd (tabel 1). Hier zullen enige aspecten van dit pakket die belangrijk zijn geweest voor een doeltreffend gebruik binnen het model 'Stroothuizen', nader worden belicht.

4.1 Tekenbestand

In verschillende tekenbestanden kan men telkens in 63 lagen de noodzakelijke grafische elementen (punten, lijnen, vlakken, symbolen) plaatsen. De kenmerken van deze elementen (dikte, kleur, stijl) worden met de lokatie in de tekenbestanden vastgelegd.
Na een grondige systeem- en gegevensanalyse wordt vooraf de optimale structuur van de GIS-toepassing vastgesteld. De beste positie van de grafische elementen op de verschillende lagen in de tekenbestanden wordt aansluitend hierop bepaald. Binnen MGE is het mogelijk om grafische elementen uit verschillende lagen, zelfs uit verschillende tekenbestanden, te combineren en toe te kennen aan een geografisch object.
Ter illustratie moge dienen het aanmaken van vlakken met gelijke doorlaatvermogens in het eerste watervoerende pakket (kD1): de betreffende lijnen (grafische elementen) worden gecombineerd en toegekend aan het geografisch object 'kD1-grens'. Om de thematische objecten 'kD1-waarde' te creëren, moeten de geografische objecten 'kD1-grens' en 'kD1-punt' (een soort label), worden gecombineerd. In tabel 3 worden meer voorbeelden gegeven van de begrippen 'grafisch element' en 'geografische en thematische objecten'.

Interessant zijn de lijnen van het netwerk uit het regionale WMO-model: deze zijn slechts éénmaal, op slechts één laag in slechts één tekenbestand, opgenomen en functioneren toch als grenslijnen van alle thema's. Dit gebeurt steeds in combinatie met lijnen op een andere laag, die specifiek zijn voor één van de thema's en die betrekking hebben op het binnen dit regionale netwerk gelegen natuurgebied. Grafische elementen kunnen dus gebruikt worden voor meerdere geografische of thematische objecten die binnen het betreffende MGE-project zijn gedefinieerd. Hierdoor wordt overbodige opslag van grafische elementen voorkomen.

grafische elementen
lijnen
punten
geografische objecten
kD1- grens
kD1- punt
c1- grens
c1- punt
vegetatiegrens
vegetatiepunt
thematische objecten
kD1- waarde
c1- waarde
bodemtoplaag
vegetatietype
fytochoren
fysiochoren
hoogte

Tabel 3 *Enkele voorbeelden bij de begrippen 'grafisch element' en 'geografisch en thematisch object'*

4.2 Gegevensbestand

Voor het GIS-project noodzakelijke database-tabellen worden door het systeem aangemaakt. De gebruiker definieert daarnaast de tabellen voor de ruimtelijke gegevens over de modelparameters en invoergegevens, inclusief de positie van de cellen in het netwerk. Zo zijn in de database-tabel 'modelparameters' meerdere velden gedefinieerd, o.a. 'kD1-waarde' en 'c1-waarde'[1]. Buiten het natuurgebied wordt elke cel uit het regionale WMO-netwerk als een vlak met eigen kD1, c1, etc. gezien, binnen het natuurgebied worden voor elke parameter aparte vlakken onderscheiden.
Dergelijke ruime en flexibele koppelingsmogelijkheden zijn binnen dit project zeer bruikbaar gebleken. Er was grote verscheidenheid in de wijze waarop de in te voeren gegevens werden aangeleverd: analoge en digitale kaarten met verschillende kaartschalen en in verschillende formaten en tabellen in verschillende formaten. Hierdoor is nuttige ervaring opgedaan met verschillende afstemmings- en conversiemogelijkheden.

[1] *kD1: doorlaatvermogen van eerste watervoerende pakket*
c1: weerstand van scheidende laag tussen eerste en tweede watervoerende pakket

4.3 Topologie

Na in de basismodule van MGE een degelijke GIS-toepassing gebouwd te hebben, kan in een aansluitende module de topologie[2] worden beschreven. Zo worden bijvoorbeeld de thema's 'kolommen' en 'rijen' van de netwerkcellenkaart in combinatie met het thema 'kD1-waarde' beschreven.
Bij vlakelementen is er per thema een koppeling tussen het label, de bijbehorende grenzen en de bij het label horende database-tabel met kenmerken. Bij punt- of lijnelementen blijft de in de basismodule gelegde koppeling tussen deze punten of lijnen en de bijbehorende database-tabel bestaan. Bij een combinatie van thema's in een bestand worden er nieuwe snijpunten en nieuwe vlakken bepaald en kunnen er nieuwe oppervlakten worden berekend.

4.4 Rapportage

De netwerkcellen zijn identificeerbaar door een kolom- en een rijnummer. Het onderscheiden van een thema kolommen en een thema rijen in plaats van een thema netwerk cellen, bespaart in dit model 5654 vlakken, punten en koppelingen naar records[3]. Alle nieuw gevormde vlakken bezitten de kenmerken kolomnummer, rijnummer en kD1-waarde. Op deze kenmerken kan men selecteren en over deze selecties kan men vervolgens rapporteren volgens een door de gebruiker te specificeren rapportformulier.
In het formulier kan men aangeven welke kenmerken in het rapport per element vermeld moeten worden, zoals het rijnummer, het kolomnummer, de kD1-waarde en de nieuwe, door het GIS berekende oppervlakte ('area'). Tegelijkertijd met het rapport, of in plaats daarvan, kan een nieuwe tabel worden aangemaakt. In deze tabel staat in de velden dezelfde informatie, overeenkomstig de in het rapportformulier vermelde kenmerken. Deze database-tabel is uitermate geschikt om in het juiste formaat de invoergegevens voor MODFLOW aan te leveren. Het Informix SQL ('Structured Query Language')-programma in tabel 5 geeft aan op welke wijze dit kan gebeuren. Met een FORTRAN-programma wordt vervolgens het voor MODFLOW benodigde array van 66 rijen en 88 kolomwaarden aangemaakt.

5. CONCLUSIES

Het Modular GIS Environment (MGE) is zeer geschikt om verfijnde invoer van modelparameters en ruimtelijke variabelen naar het rekenprogramma MODFLOW te verzorgen. Representatieve waarden per cel worden met de specifieke GIS-functies van ruimtelijk combineren, selecteren en rapporteren veel eenvoudiger en sneller bepaald dan handmatig mogelijk is: door middel van combinatie-analyses (overlay's) van de rijen en kolommen en de verschillende thematische objecten kunnen aan de gevormde netwerkcellen de juiste waarden worden toegekend.
De mogelijkheid om grafische elementen op verschillende lagen in tekenbestanden tot geografische objecten te combineren is in dit project efficiënt en functioneel gebleken. Dit kwam met name tot uitdrukking bij de koppeling van het regionale netwerk aan het daarbinnen gelegen fijnschalige model 'Stroothuizen'.

6. VERDERE TOEPASSINGEN VAN GIS IN HYDRO-ECOLOGISCH ONDERZOEK

Naast de geschetste functie als geavanceerd hulpmiddel bij het aanmaken van de voor numerieke modellering benodigde invoer, kan een GIS binnen hydro(eco)logische projecten een aantal andere taken vervullen. Zo behoort interpolatie van gemeten grondwaterstanden naar isohypsenbeelden en presentatie van het resultaat in kaartvorm tot de standaardfunctionaliteit van een GIS. Ook de verwerking van grondwaterstanden naar tijdstijghoogte- en duurlijnen kan aan het GIS worden gekoppeld, waarmee interpretatie en relevante presentatie worden vereenvoudigd. In dit verband staat mogelijk ook een koppeling met de hydro-ecologische database HYCOSTAT voor (Baggelaar, 1993; in deze mededeling). De gekwantificeerde hydro-ecologische effectvoorspelling volgens de lijn: modelstudie-tijdstijghoogtelijn-duurlijn-vegetatietype, kan dan geheel 'in het GIS' worden uitgevoerd. Op de relatie tussen duurlijnen en vegetatietypen wordt elders in deze mededeling ingegaan (De Haan, 1993; Wullink, 1993).
Met de typische GIS-bewerking combinatie- of overlay-analyse kunnen hoogte-, bodem- en grondwatertrapkaarten eenvoudig worden gecombineerd tot een fysiochorenkaart[4]; een bewerking die doet

[2] *topologie: de ruimtelijke relaties tussen geografische objecten*
[3] *nl. 5808 netwerkcellen minus 66 rijen en 88 kolommen*

a alter table paramc1 add (produkt float);	a. aan tabel 'paramc1' een nieuwe kolom 'produkt' toevoegen;
b delete from paramc1 where area < 1;	b. kleine, te verwaarlozen gebiedjes verwijderen;
c update paramc1 set produkt = area * c1;	c. de naar oppervlakte gewogen c1-waarde aan het veld 'produkt' toekennen;
d unload to "c1.txt" select rijnr, kolomnr, sum(area) , sum(produkt) from paramc1 group by rijnr, kolomnr order by rijnr, kolomnr;	d. de vlakjes sorteren op rij- en kolomnummer; per groep met hetzelfde rij- en kolomnummer de velden 'area' (oppervlakte) en 'produkt' (gewogen c1-waarde) sommeren; en per rij- en kolomnummer vier waarden in een vast formaat naar een tekstbestand 'c1.txt' wegschrijven;
e delete from parammal;	e. van een hulptabel 'parammal' de eventueel nog aanwezige records verwijderen;
f load from "c1.txt" insert into parammal (rijnr, kolomnr, oppervl, param_opper);	f. de vier waarden uit tekstbestand 'c1.txt' in een vast formaat in de hulptabel 'parammal' inlezen;
g update parammal set celwaarde = param_opper / oppervl;	g. per record in 'parammal' het gewogen gemiddelde van de c1-waarde berekenen en toekennen aan het veld 'celwaarde';
h unload to "paramc1.txt" select rijnr, kolomnr, celwaarde from parammal;	h. de voor MODFLOW benodigde gegevens in een juiste volgorde wegschrijven naar het tekstbestand 'paramc1.txt'.
commit work;	

Tabel 5 Informic SQL-programma om de invoer voor MODFLOW (modelparameter c1) voor te bereiden.

denken aan de wellicht bekendere methode van landbouwschadeberekening. Door intelligent te variëren met overlay's van vegetatiekaarten en soortverspreidingspatronen, kan een werkzame basis voor een indeling in fytochoren[5] worden verkregen; de fysio- en fytochorenkaarten vormen bij numerieke modelstudies voor ecologische effectvoorspelling de basis voor de indeling in netwerkcellen. Het spreekt voor zich dat de variëteit aan overlay's met een GIS beduidend efficiënter wordt geproduceerd dan handmatig mogelijk is. Als laatste hier te noemen toepassing van GIS in hydro-ecologisch onderzoek kan worden gedacht aan combinatie van bodem- , vegetatie- en grondwaterstandkaarten met gegevens omtrent bodem- en hydrochemie (zoals zuurgraad en voedselrijkdom).

7. VERANTWOORDING

Voorliggend artikel is voor een deel gebaseerd op een H_2O- publicatie over dit onderwerp (Janssen et al, 1993); ik dank de medewerkers van GIS-Larenstein voor hun bijdrage. Daarnaast dank ik KIWA-collega M. den Besten voor zijn kritische blik op de toepassing van GIS in het hydro-ecologisch onderzoek.

[4] *fysiochoor: een gebied waarbinnen de abiotische omstandigheden gelijk zijn, of met een karakteristieke interne heterogeniteit van omstandigheden.*

[5] *fytochoor: gebied met een homogene of een karakteristiek interne heterogene vegetatie of soortensamenstelling*

8. LITERATUUR

Baggelaar, D.H., 1993. HYCOSTAT, een database voor grondwaterstandsgegevens. In: A.J.M. Jansen (red.), Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling, enkele resultaten en toepassingen van hydro-ecologisch onderzoek. KIWA-mededeling nummer 122, KIWA N.V., Nieuwegein.

Gerven, M.W. van, 1993. Verfijning van geohydrologische modelsimulatie ten behoeve van ecologische effectvoorspelling. In: A.J.M. Jansen (red.), Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling, enkele resultaten en toepassingen van hydro-ecologisch onderzoek. KIWA-mededeling nummer 122, KIWA N.V., Nieuwegein.

De Haan, M.W.A., 1993. Duurlijnen van natte heiden, typering van het grondwaterstandsverloop van een regenwaterafhankelijk vegetatietype. In: A.J.M. Jansen (red.), Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling, enkele resultaten en toepassingen van hydro-ecologisch onderzoek. KIWA-mededeling nummer 122, KIWA N.V., Nieuwegein.

Jansen, A.J.M., 1991. Het speurwerkproject Ecologische Aspecten van Grondwaterwinning; een tussenstand. In: Waterwinning en Verdroging. KIWA-mededeling nummer 115, KIWA N.V., Nieuwegein.

Jansen, A.J.M., 1993. Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling. In: A.J.M. Jansen (red.), Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling, enkele resultaten en toepassingen van hydro-ecologisch onderzoek. KIWA-mededeling nummer 122, KIWA N.V., Nieuwegein.

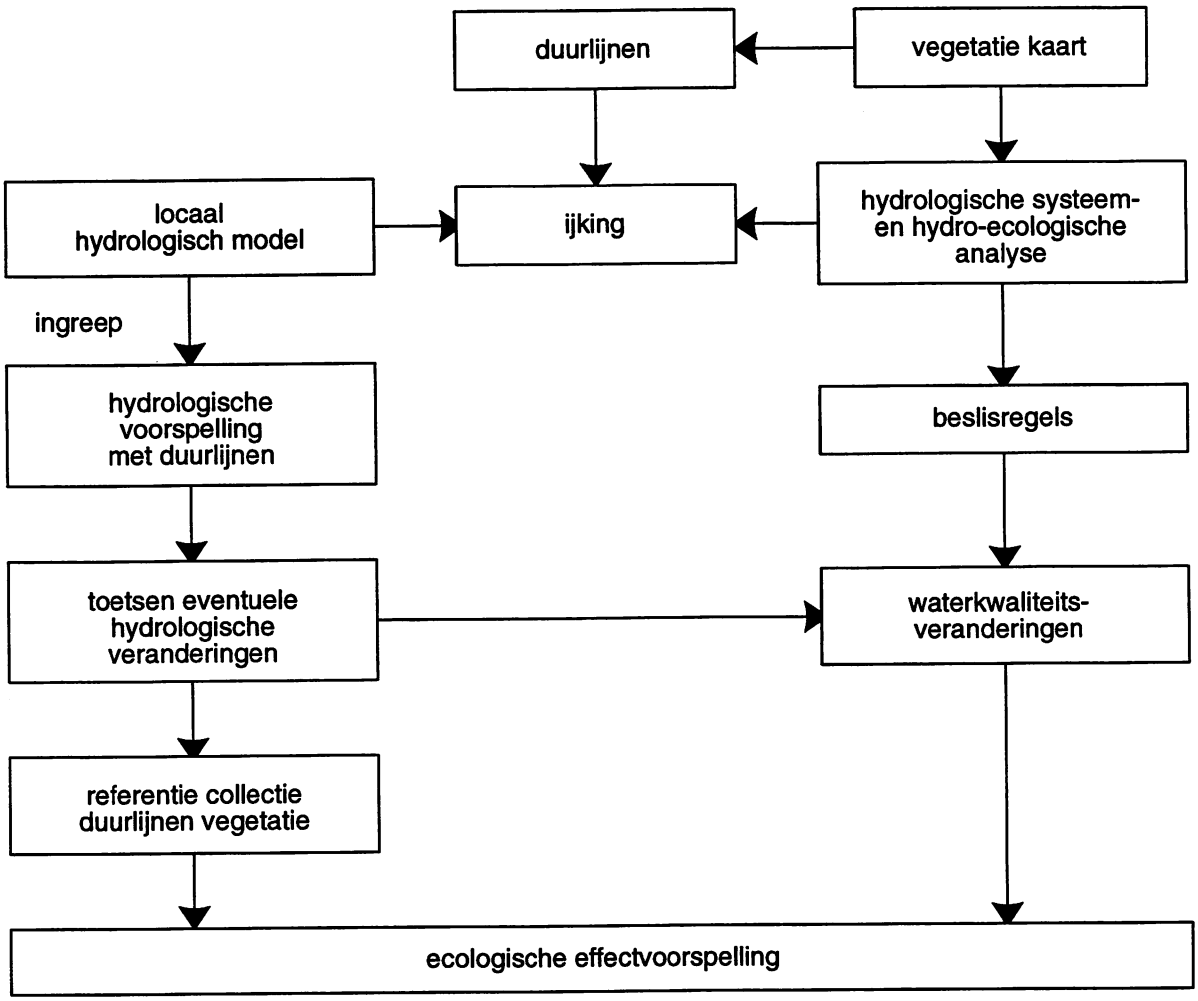
Janssen, J.G.M., J.L. van der Veer, G.V.C. Vriends, A.J.M. Jansen, W.G. Knoppert en J. Supèr, 1993. Hydro-ecologisch onderzoek in het natuurgebied Stroothuizen; toepassing van geo-grafische informatiesystemen in een lokaal hydrologisch model. H_2O (26) 15, p. 406- 411.

McDonald, M.G. en A.W.Harbaugh, 1988. A modular three-dimensional finite- difference groundwater flow model. U.S. Dept. of the Interior, U.S. Geological Survey, Virginia.

WMO, 1988. Onderzoek naar nieuwe winlokaties bij Denekamp; modelberekeningen en stand van zaken onderzoek Onderkrijtzanden. N.V. Waterleiding Maatschappij Overijssel, Afdeling Onderzoek, Zwolle.

WMO, 1991. Denekamp 2; niet-stationaire modelsimulatie ten behoeve van effectberekening. N.V. Waterleiding Maatschappij Overijssel, Afdeling Onderzoek, Zwolle.

Wullink, H.W., 1993. Het grondwaterregime van Dotterbloemhooilanden. In: A.J.M. Jansen (red.), Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling, enkele resultaten en toepassingen van hydro-ecologisch onderzoek. KIWA-mededeling nummer 122, KIWA N.V., Nieuwegein.



BLOK 6: TOEPASSINGEN

Documentatie

Van hydro-ecologisch onderzoek naar beheer van natuurterreinen

A.Th.W. Eysink

Staatsbosbeheer
Overijssel

Samenvatting

Noordoost-Twente is een van de gebieden in Nederland met een opmerkelijk grote afwisseling in het landschap. Staatsbosbeheer beheert daar verschillende natuurterreinen. Ten oosten van Denekamp betreft het de natuurgebieden Stroothuizen en Punthuizen, waarin een groot scala aan vegetatietypen voorkomt, dat representatief is voor het eertijds uitgestrekte heidelandschap. Stroothuizen en Punthuizen zijn proeflocaties voor het VEWIN-onderzoek "Ecologische aspecten van Grondwaterwinning". Uit dit onderzoek blijkt, dat er in beide gebieden verschillende hydrologische systemen werkzaam zijn. Daarnaast is inzicht verkregen in de knelpunten in de waterhuishouding van deze natuurgebieden. Aan de hand van voorbeelden uit beide natuurgebieden worden de relaties tussen waterhuishouding en vegetatie inzichtelijk gemaakt. Staatsbosbeheer past deze extra informatie toe in haar beheer. De conclusie is dan ook, dat hydro-ecologisch onderzoek leidt tot kennis met inzicht en beheer met uitzicht.

1 INLEIDING

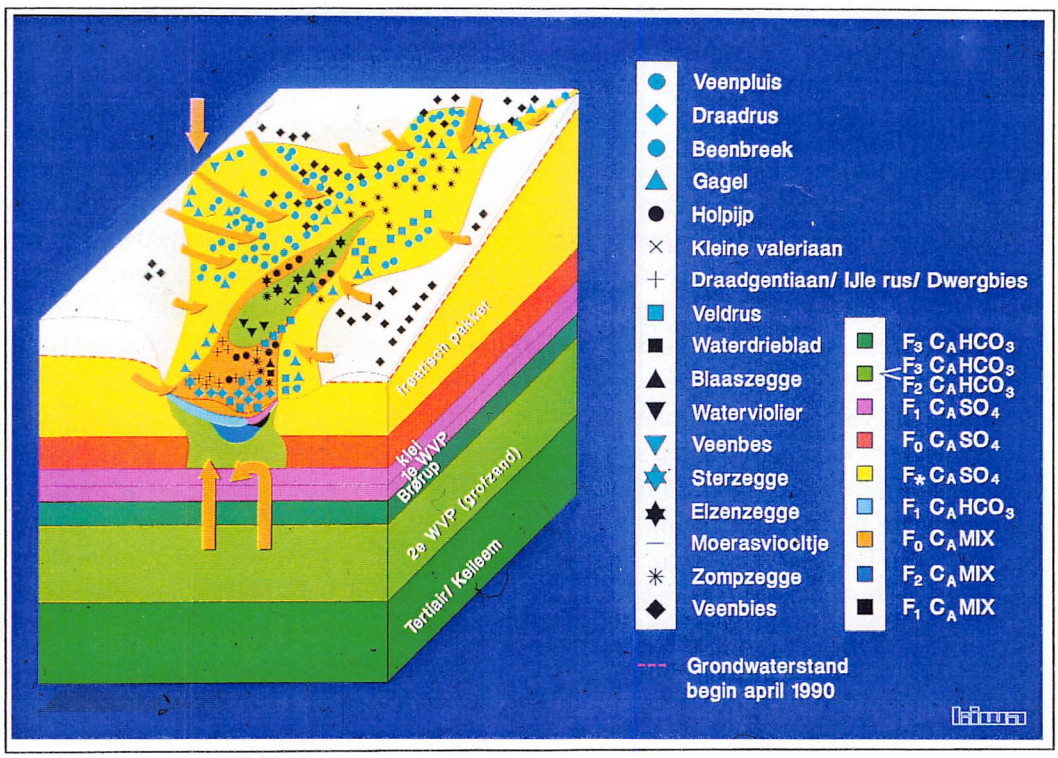
In Nederland komen gebieden voor met een opmerkelijk grote afwisseling in het landschap. Een van die gebieden is Noordoost-Twente (zie figuur 1). De grote variatie in reliëf en bodem heeft daar een belangrijke sturende invloed op de waterhuishouding. De ligging van de beken in het landschap is hiervoor illustratief. Op de hoge flanken van de stuwwal Oldenzaal en aan de rand van het stuwwalplateau van Ootmarsum, waar slecht doorlatende tertiaire klei en keileem vlak onder het maaiveld liggen, vinden vele beken hun oorsprong. In oostelijke richting worden zij al snel opgenomen in het Dinkelsysteem. De veel langere beken in het westen zoeken hun weg naar de Regge. Zowel regionale, subregionale als lokale grondwatersystemen zorgen voor een complexe afwisseling van wegzijging en kwel in de bovenloop, middenloop en benedenloop van de beekdalen in Noordoost-Twente. Natuurmomumenten, Overijssels Landschap en Staatsbosbeheer beheren daar terreinen, die veelal een beperkt onderdeel van zo'n systeem vormen. Het zijn delen van een infiltratiegebied of een kwelgebied of een combinatie van beide. Door de versnipperde ligging van de natuurgebieden is de beïnvloeding van het grondwatersysteem door andere belanghebbenden steeds aanwezig. De gevolgen van verdroging, verzuring en voedselverrijking weerspiegelen zich in de ontwikkeling van de vegetatie. Systeemgericht natuurbeleid, gebiedsgericht beleid Noord-Oost-Twente (Provincie Overijssel 1992) maar ook het VEWIN-milieuplan (1991) kunnen bij herstel de helpende hand bieden. Het anti-verdroginggsbeleid van de rijksoverheid, zoals verwoord in de Derde Nota Waterhuishouding (Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1989) en de provinciale waterhuishoudingsplannen onderkennen het belang van water voor natuur. Natuurbeheerders dachten aanvankelijk de verdroging het hoofd te kunnen bieden door het aanleggen van dammen en/of het plaatsen van stuwen. Veel water werd vastgehouden maar de verwachte verbetering van de vegetatie bleef veelal uit. De hoeveelheid water blijkt niet alleen maatgevend. Een optimaal beheer van de waterhuishouding in een natuurgebied ligt complexer. De relaties tussen kwalitatieve en kwantitatieve aspecten van de waterhuis-

houding en de vegetatie luisteren nauw. Hydro-ecologisch onderzoek laat de werking van deze relaties zien. De knelpunten in de waterhuishouding worden daarbij tevens zichtbaar. Naast inzicht in de hydro-ecologische relaties is voor het beheer inzicht in de knelpunten in de waterhuishouding van essentieel belang.

2 KENSCHETS GEBIED

Ten oosten van Denekamp liggen tegen de grens met Duitsland enkele natuurgebieden in een uitgestrekte dekzandvlakte. Grenzen zijn in de natuur bijna per definitie de moeite van het bekijken waard, vanwege hun grote rijkdom aan planten en dieren. De staatsnatuurgebieden Punthuizen en Stroothuizen worden vanuit deze invalshoek nader beschouwd. Beide gebieden vertegenwoordigen een groot scala aan vegetatietypen die voor de grote ontginningen op meer uitgestrekte schaal deel uitmaakten van het gevarieerde heidelandschap met droge en natte heiden, moerassige laagten en vennen.

In Punthuizen en Stroothuizen komt op de dekzandruggetjes een Struikheidevegetatie voor. Op de flanken van de ruggetjes komen mozaïeken van Dop- en Struikheide voor. Maar ook het Heischrale grasland, de Korstmosrijke dopheide, de Veenmosrijke dopheide en Gagelstruwelen komen daar in wisselende combinaties voor. De Kleine zeggen-gemeenschap en het Blauwgrasland zijn gebonden aan de moerassige slenken. De oeverzones van de vennen, de droogvallende venachtige laagten en de moerassige slenken hebben een vegetatietype gemeen, dat de toepasselijke naam draagt van Oeverkruidgemeenschap.
Deze aaneenschakeling van vegetatietypen biedt plaats aan een rijk dierenleven. Verschillende dieren hebben zelfs een specifieke voorkeur voor bepaalde vegetatietypen. Het gejodel van de Wulp is hier onlosmakelijk verbonden met de natte heide; ook de plek waar de Klapekster het in het voorjaar nog wel eens op een Kleine hagedis heeft voorzien. De zang van de Boomleeuwerik, vaak hoog in de lucht, verraadt de structuurrijke Struikheide op de dekzandruggetjes. Daar vertoeft ook de Heivlinder. In opdrogende karresporen zijn af en toe verse prenten van de Das aan te treffen. De moerassige laagten en vennen zijn in het voorjaar de traditionele plaatsen van de amfibieën. Het zachtklokkende geluid van de Heikik-



Figuur 1 Geomorfologische kaart van een deel van Oost-Twente

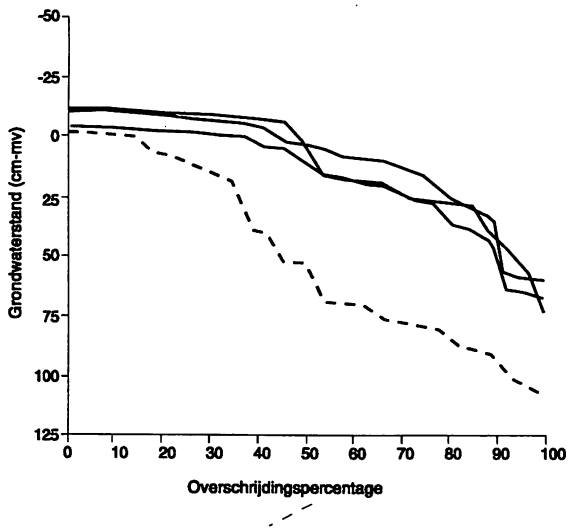
zie figuur op blz 163 (verwisseld)

ker rond de eerste lentedag gaat aan velen onopgemerkt voorbij. Het krakende geroep van de Rugstreeppad in mei is echter op grote afstand te horen op avonden wanneer ook de Watersnip zijn snorrende baltsvluchten maakt. Heideblauwtjes en Gentiaanblauwtjes fladderen daar in de zomer rond op de grens van de natte heide en het bloemrijk hooiland.
Door het beleven van de natuur voelen veel mensen zich betrokken bij de bescherming van de natuur. Maar voor het behoud en de ontwikkeling van natuurwaarden is een nadere invulling van beleid, beheer en onderzoek noodzakelijk.

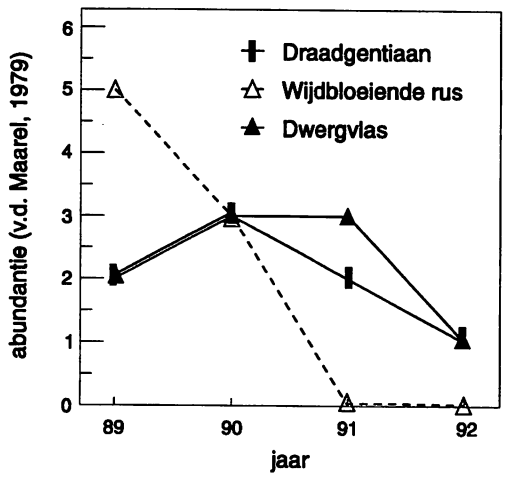
3 DE SLENKEN

Ruim dertig jaar voert Staatbosbeheer het beheer van enkele natuurgebieden in het Denekampse Veld. Maaien, plaggen en begrazen vormen de basis voor het beheer. Knelpunten in de waterhuishouding werden ook daar opgelost door het aanleggen van dammen en het plaatsen van stuwen. In voorbereiding op het beheersplan werd in 1990 door KIWA een vegetatiekartering uitgevoerd in opdracht van Staatsbosbeheer. Daarnaast waren de natuurgebieden Punthuizen en Stroothuizen proeflocaties voor het VEWIN-onderzoekproject "Ecologische Aspecten van Grondwaterwinning". De onderzoeksresultaten maken duidelijk dat binnen hetzelfde dekzandgebied verschillende hydrologische systemen werkzaam zijn. De vegetatie van Punthuizen wordt door een lokaal grondwatersysteem gestuurd (zie Jansen et al.,1993; Maas en Jansen, 1993 in deze mededeling); die van Stroothuizen daarnaast deels door kwelwater uit een groter systeem (zie Aggenbach en Jansen, 1993 in deze mededeling). Verschillen in hydrologische systemen hebben consequenties voor de standplaatsen van de grondwaterafhankelijke vegetatietypen in Punthuizen en Stroothuizen. Dit willen wij illustreren aan de hand van een in beide gebieden voorkomende moerassige slenk van vergelijkbare grootte. De meest basenrijke omstandigheden komen in Punthuizen voor op de flank van de slenk (Jansen et al., 1993). In Stroothuizen daarentegen juist onderin de slenk (Aggenbach en Jansen, 1993 in deze mededeling). Ruw walstro en Kleine valeriaan, illustreren dat op fraaie wijze. Overeenkomstig de voor hun noodzakelijke basenrijke omstandigheden komen beide soorten in Punthuizen voor op de flank van de slenk en in Stroothuizen onder in de slenk.

Uit: Dingeldein: Het land van de Dinkel, 1950.



Figuur 2 *Duurlijnen van de Draadgentiaan-associatie in Stroothuizen (—) en Punthuizen (- - -).*



Figuur 3 *Verandering in de abundantie van drie soorten van de Draadgentiaan-associatie in Stroothuizen.*

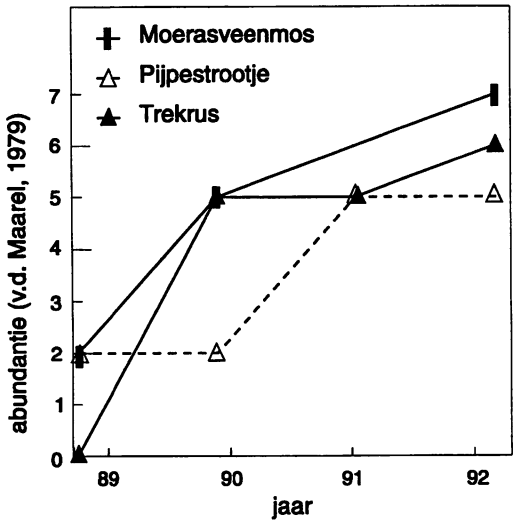
In Punthuizen is inundatie van de slenk van essentieel belang voor het ontstaan van basenrijke omstandigheden op de flank (zie Jansen et al., 1993). Een natuurlijke drempel stuwt daar het water op. Optimaal vegetatiebeheer van deze flanken leidt tot een soortenrijke, basenminnende vegetatie waarin Moeraswespenorchis, Vleeskleurige orchis, Vetblad en Addertong voorkomen. In Punthuizen vinden pioniervegetaties van de Draadgentiaan-associatie (Cicendietum filiformis) kortstondig een groeiplaats op plagstroken in een smalle zone op de flank. Kenmerkende soorten van deze associatie, o.a. Wijdbloeiende rus, Dwergvlas en Dwergbies, houden het hier meestal niet meer dan een seizoen vol. Ondanks het ontstaan van basenrijke omstandigheden in de winterperiode, groeien overblijvende soorten als Moerasrolklaver deze plagstroken snel dicht, mede als gevolg van te lage grondwaterstanden in de zomerperiode (zie figuur 2).

In Stroothuizen komt in de slenk een soortgelijke vorm van de Draadgentiaan-gemeenschap voor, waarin ook talrijk de Draadgentiaan, waarnaar de plantengemeenschap is genoemd. De verdringing van de Wijdbloeiende rus, Draadgentiaan en Dwergvlas door Moerasveenmos, Pijpestro en Trekrus geschiedt geleidelijk (zie figuur 3 en 4). De grondwaterstand zakt daar in tegenstelling tot in Punthuizen in de zomer minder snel en diep weg (zie figuur 2). Door afplaggen en het verlagen van de aangelegde dam in de slenk is de natuurlijke afvoer van zuur oppervlaktewater gedeeltelijk hersteld. In deze slenk van Stroothuizen komt juist daardoor de basenminnende Draadgentiaan-gemeenschap opnieuw tot ontwikkeling. De hydro-ecologische relaties in de slenken van Punthuizen en Stroothuizen zijn dan ook wezenlijk anders. Het beheer speelt daar op in (zie 6).

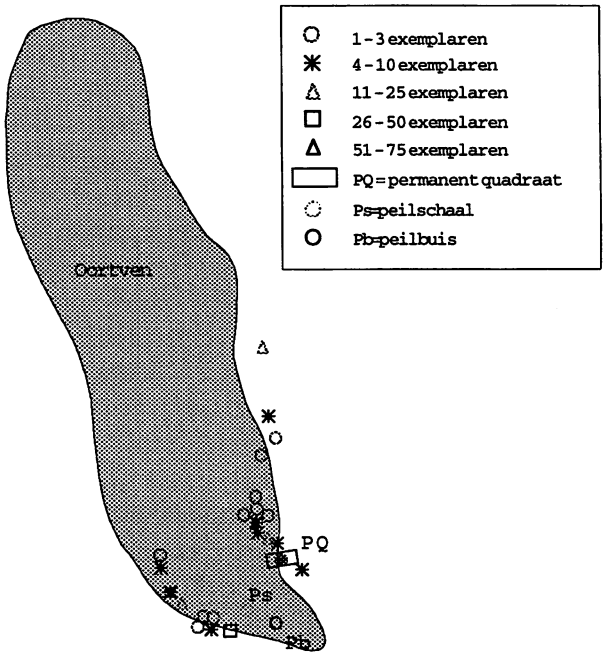
4 HET OORTVEN

Aan de oostkant van het natuurgebied Stroothuizen ligt het Oortven, een langgerekt en ondiep ven. Pijpestro en Veelstengelige waterbies domineerden decennia lang de venoever. Het ven behoort tot de zeer zwak gebufferde en voedselarme wateren. De voor deze omstandigheden karakteristieke vegetatie, de Biesvaren-Waterlobelia-gemeenschap (Isoeto-Lobelietum) werd in 1953 voor het laatst aangetroffen (De Smidt, 1962).

Veel groeiplaatsen van deze gemeenschap zijn door ontginning verloren gegaan. De resterende zijn grotendeels verdwenen of bedreigd door verzuring en eutrofiëring (Arts, 1988 en Schaminée et al., 1990 in concept) en in mindere mate door verdroging. Op veel plaatsen is de vegetatie van de vennen dan ook verarmd. Soortenarme tapijten van Knolrus, Waterveenmos en/of Veelstengelige Waterbies bepalen in toenemende mate het beeld van vennen. In het projekt "Plantengemeenschappen" (Schaminée, 1990 in concept) worden deze noviteiten als rompgemeen-

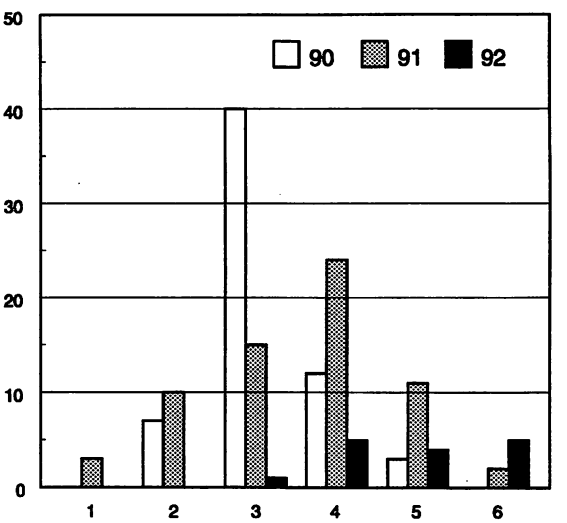


Figuur 4 De toename van 3 soorten op een groeiplaats van de Draadgentiaan-associatie in Stroothuizen.



Figuur 5 De verspreiding van Waterlobelia in 1991.

schappen beschreven.
Naar aanleiding van historische informatie (Dingeldein, 1948, De Smidt, 1962 en Schoof-Van Pelt, 1973) werd in 1988 in de zuidoostelijke hoek van het ven van hoog naar laag een strook van de vegetatie met Pijpestro en Veelstengelige waterbies tot op de minerale ondergrond afgeplagd. Dit gebeurde om te kijken of herstel van een vegetatie met de Waterlobelia tot de mogelijkheden zou kunnen behoren.
Het Oeverkruid kwam als eerste terug. In navolging van de proefplagstrook werden in 1989 en 1990 respectievelijk de zuidelijke en noordelijke helft van het ven opgeschoond. De kale, minerale venoever is opnieuw geschikt voor de Waterlobelia: de eerste rozetjes van de Waterlobelia worden gevonden tijdens een excursie in 1990 met N.B.L.F., de instantie die het projekt subsidieerde. In 1991 neemt Waterlobelia op de zuid- en oostoever van het ven verder toe (zie figuur 5). Aanvankelijk lijkt het herstel van de groeiplaats van de Biesvaren-Waterlobelia gemeenschap dan ook succesvol.
De groeiplaatsomstandigheden voor de Waterlobelia in het Oortven worden echter als labiel omschreven (Jansen en Aggenbach, 1990). De waterstanden in het Oortven wijken sterk af van de andere groeiplaatsen van deze soort. Ofschoon de waterstanden in de winterperiode voldoende hoog zijn (30-40 cm boven maaiveld), daalt in het voorjaar de waterstand snel. De oevers vallen te vroeg droog. Slechts 4 maanden per jaar staat de vegetatie met Waterlobelia onder water, terwijl de meer stabiele groeiplaatsen in andere vennen veel langer onder water blijven staan. De waterstanden in het Oortven zakken zelfs tot zo'n 80-90 cm onder maaiveld weg. Dat heeft gevolgen voor de Waterlobelia. Op de plagstrook van 1988 is het aantalsverloop van de Waterlobelia enkele jaren ge-



Figuur 6 Het aantal exemplaren Waterlobelia in 6 proefvlakken in een raai van hoog (nummer 1) naar laag (nummer 6).

volgd (zie figuur 6). Van hoog naar laag zijn de aantallen in 6 aaneengesloten proefvlakken vastgelegd. Relatief hoog op de oever kiemde de Waterlobelia vrij massaal, maar nam in enkele jaren fors in aantal af. Lager op de venoever komt de Waterlobelia minder talrijk voor, maar weet daar langer stand te houden. De Veelstengelige waterbies en Pijpestro rukken opnieuw op. Het aanvankelijke succes van intern beheer wordt door te lage waterstanden teniet gedaan. Voor duurzaam behoud van de Biesvaren-Waterlobelia gemeenschap is een bredere aanpak nodig.

5 HET BEHEERSPLAN

In 1992 is het beheersplan "Dinkelland" (Wondergem, 1992) vastgesteld, waartoe de natuurterreinen Punthuizen en Stroothuizen behoren. In dat plan komen de huidige betekenis, de strategische aspecten, de doelen voor de komende beheersperiode en de beheersmethodieken aan de orde. Op basis van kennis, ervaring, onderzoek en inzicht zijn voor de periode 1992-2002 de beheersmaatregelen vastgelegd opdat een zekere continuiteit in het beheer is gewaarborgd.
De meest concrete stappen in het beheersplan zijn het vaststellen van doelen, doeltypen en consequenties voor het beheer. Het realiseren van de gestelde doelen en doeltypen kan vergaande consequenties hebben. Hieronder worden deze stappen in het beheersplan nader uitgewerkt voor de beschreven vegetaties in de slenken en het Oortven.

Vegetatie in de slenken
Doel : Pioniervegetatie
Doeltype : Draadgentiaan-associatie
Standplaats : Deze gemeenschap komt voor in karresporen, op heidepaadjes en afgeplagde terreinen op vochtige, niet bemeste zand- en leemgrond.
Daarnaast komt ze voor op periodiek droogvallende ondiepten en oevers van heideplassen en duinmeertjes, die 5-8 maanden per jaar onder water staan.
De Draadgentiaan-associatie is in Nederland zeer zeldzaam geworden (Westhoff en Den Held, 1969).
Consequenties voor het beheer:
* kansrijke lokaties uitzoeken;
* periodiek afplaggen en maaien;
* dempen of verondiepen van sloten i.v.m. voldoende stijghoogte van het grondwater en het verminderen van de te lage grondwaterstanden in de zomerperiode;
* herstel van de natuurlijke afvoer van oppervlaktewater.

Maatregelen en beheer:
Voor het natuurgebied Stroothuizen zijn al deze maatregelen te realiseren, zowel de interne als externe. Het verwijderen van de houtopslag en het maaien worden in eigen beheer uitgevoerd. Het afplaggen voor het creëren van pioniermilieus en het herstel van de natuurlijke afvoer van het oppervlaktewater vindt plaats in het kader van de Regeling Effectgerichte Maatregelen tegen Verzuring. Het betreft een regeling vanuit het Natuurbeleidsplan (Ministerie van L.N.V., 1988). Door verwerving van een aangrenzend landbouwperceel, kan een sloot worden gedempt, drainage worden verwijderd en het oorspronkelijke reliëf enigzins worden hersteld waardoor de natuurlijke grondwaterstromingen en -fluctuaties zich in het natuurgebied kunnen herstellen. Voor de verwerving van dit landbouwperceel is de Direktie Beheer Landbouwgronden verantwoordelijk. Voor de inrichting van het perceel is er nauw overleg met N.B.L.F., de beleidspoot voor het Natuurbeheer van het Ministerie van L.N.V.

Het Oortven
Doel : Venoevervegetaties
Doeltype : Biesvaren-Waterlobelia-associatie
Standplaats : Deze gemeenschap komt voor in oligotrofe, maar niet in dystrofe, zeer zachte, zure tot circumneutrale wateren (met geringe buffercapaciteit), meestal in vrij diepe vennen, waarvan de bodem zelden of slechts gedeeltelijk droogvalt. Gewoonlijk op minerale bodem. In Nederland thans uiterst zeldzaam. Onder de huidige omstandigheden uiterst kwetsbaar (Schaminée et al., 1990 in concept).
Consequenties voor het beheer:
* kansrijke locaties uitzoeken;
* herstel minerale bodem;
* herstel windwerking op het ven;
* herstel stabiele waterstanden met geringere fluctuaties en herstel grondwaterinvloed (i.v.m. geringe buffering) door het dempen en verondiepen van sloten.

Maatregelen en beheer:
Voor het Oortven zijn een groot aantal van deze maatregelen gerealiseerd. In het kader van de Effectgerichte Maatregelen tegen Verzuring is het ven opgeschoond.
Aan de westzijde is het houtgewas verwijderd opdat

door windwerking de minerale bodem aan de zuidoostoever van het ven kan worden behouden. Ondanks het dempen van de diepe bermsloot direct langs het ven, blijft een andere sloot, die is gegraven voor de landbouw, het ven sterk draineren. De waterstanden blijven tè vroeg en tè diep wegzakken, waardoor de benodigde buffering via het grondwater niet kan optreden. De Biesvaren-Waterlobelia-gemeenschap dreigt geleidelijk aan te verdwijnen. In het anti-verdrogingsproject "Punthuizen c.s.", dat wordt uitgevoerd in het kader van de REGIWA-regeling, wordt geprobeerd maatregelen te formuleren die zowel verdrogingsknelpunten voor de landbouw als voor de natuurgebieden oplossen. Of deze maatregelen ook worden uitgevoerd, is een zaak van het waterschap Regge en Dinkel en de Provincie Overijssel. Ze liggen buiten de competentie van de terreinbeheerder. Het nemen van herstelmaatregelen voor het Oortven en de andere delen van Stroothuizen is zinvol, wegens het voorkomen van zeldzame en zeer zeldzame grondwaterafhankelijke vegetatietypen en plantesoorten. Mede op basis van deze hoge natuurwetenschappelijke waarden is voor de nieuwe drinkwaterwinning Denekamp II (N.V. Waterleidingmaatschappij Overijssel) een zodanige locatie gekozen, dat Stroothuizen door deze winning niet wordt beïnvloed.

6 CONCLUSIES

Uit voorgaande blijkt, dat hydro-ecologisch onderzoek leidt tot kennis met inzicht en beheer met uitzicht. Wij concluderen tevens dat:

* de standplaatscondities voor de Draadgentiaangemeenschap in Stroothuizen momenteel gunstiger zijn dan die in Punthuizen. Vanwege beperkte financiële middelen kan het nodig zijn prioriteiten te stellen in het regionale beheer. Dan heeft herstel van de Draadgentiaan-gemeenschap in Stroothuizen de voorkeur;
* behoud en ontwikkeling van alle resterende groeiplaatsen van de Biesvaren-Waterlobelia- en de Draadgentiaan-gemeenschap voor de hand ligt, vanwege hun grote landelijke zeldzaamheid;
* herstel van zeldzame en kwetsbare vegetaties een reële mogelijkheid is omdat de standplaatscondities van die vegetaties kunnen worden hersteld via simpele maatregelen in de direkte omgeving van het reservaat;
* aan de hand van de gepresenteerde voorbeelden duidelijk is geworden dat de veelzijdigheid van het heidelandschap duurzaam behouden en hersteld kan worden;
* gegevens over de vroegere vegetatie een belangrijke bijdrage hebben geleverd aan het onderzoek en herstelbeheer van nu. De nu verzamelde gegevens hebben weer hun waarde voor de toekomst;
* het beheer van complexe natuurgebieden aandacht vraagt van verschillende disciplines;
* naast effectgerichte maatregelen, zoals afplaggen, brongerichte maatregelen nodig zijn, met name op het gebied van de verdrogingsbestrijding;
* integraal waterbeheer de enige sleutel tot herstel is.

7 LITERATUUR

Aggenbach, C.J.S. & A.J.M. Jansen, 1993. Hydrologische en hydro-ecologische systeemanalyse op lokale schaal: een case-studie van Stroothuizen (Twente). In: A.J.M. Jansen (red.), Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling, enkele resultaten en toepassingen van hydro-ecologisch onderzoek. KIWA-mededeling nr. 122, KIWA N.V., Nieuwegein.

Arts, G.H.P., 1988. Waterverzuring in Overijssel. Effecten van verzurende en bemestende depositie op zwak gebufferde wateren in de provincie Overijssel, in historisch en toekomstig perspectief. Laboratorium voor Aquatische Oecologie, Katholieke Universiteit Nijmegen, Nijmegen.

Dingeldein, W.H., 1948. Het land van de Dinkel. Uitgeverij A. Roelofs van Goor, Meppel.

Jansen, A.J.M. & C.J.S. Aggenbach, 1990. Hydrologische en hydro-ecologische analyse van Stroothuizen. KIWA-rapport SWE 90.038, KIWA N.V., Nieuwegein.

Jansen, A.J.M., A.Th.W. Eysink, A.P. Grootjans, E.J. Lammers & F.P. Sival, 1993. Zijn hydrologische ingrepen noodzakelijk voor het herstel van verzuurde natte schraallanden? In: M. Cals, M. de Graaf & J. Roelofs (red.), Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in natuurterreinen: Proceedings van een symposium georganiseerd door de vakgroep Oecologie van de Katholieke Universiteit Nijmegen en de directie N.B.L.F. van het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij op 31 oktober 1992, Nijmegen.

Maas, C. & A.J.M. Jansen, 1993. Van pompstation tot plant. Een hydrologische kijk op verdroging door waterwinning in pleistocene gebieden. In: A.J.M. Jansen (red.), Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling, enkele resultaten en toepassingen van hydro-ecologisch onderzoek. KIWA-mededeling nr. 122, KIWA N.V., Nieuwegein.

Ministerie van L.N.V., 1990. Natuurbeleidsplan, regeringsbeslissing. Tweede kamer, vergaderjaar 1989-1990, 21 149 nrs. 2-3. SDU, 's-Gravenhage. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1989. Derde Nota Waterhuishouding. Water voor nu en later. Tweede Kamer vergaderjaar 1988-1989, 21 250, nrs. 1-2. SDU, 's-Gravenhage.

Provincie Overijssel, 1992. Gebiedgericht beleid Noordoost-Twente, een duurzame ontwikkeling van landbouw, natuur, landschap en recreatie. Provincie Overijssel, Zwolle.

Schaminée, J.H.J., G.H.P. Arts & V. Westhoff, 1990 in concept. 6 Klasse Littorelletea Br-Bl. et Tx. 43. Intern rapport Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem/Leersum/Texel.

Schoof-Van Pelt, M.M., 1973. Littorelletea, a study of the vegetation of some amphiphytic communities of Western-Europe. Stichting Studentenpers, Nijmegen.

Smidt, de, J.T., 1962. De Twentse heide. In: J.T. de Smidt, Chr.G. van Leeuwen en E.E. van der Voo, Twente Natuurhistorisch III. Wetenschappelijke Mededelingen van de Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Hoogwoud, p. 3-18.

VEWIN, 1991. VEWIN-milieuplan. Vereniging van Exploitanten van Waterleidingbedrijven in Nederland, Rijswijk.

Westhoff en Den Held, 1969. Plantengemeenschappen in Nederland. Thieme & Cie, Zutphen.

Wondergem, H., 1992. Beheersplan Dinkelland. Staatsbosbeheer Overijssel, Hellendoorn.

Documentatie

Planning en monitoring bij Staatsbosbeheer

P.C. de Hullu[1], R. van Leeuwen[2], E. Takman[2] & J.J. Kleuver[3]

[1] Staatsbosbeheer centrale organisatie, Driebergen
[2] Staatsbosbeheer Regio Drenthe-Zuid, Pesse
[3] Staatsbosbeheer Regio Overijssel, Hellendoorn

Samenvatting

Om de doelstellingen van het Staatsbosbeheer zo effectief en efficiënt mogelijk te kunnen realiseren is een systeem van planning, monitoring en evaluatie opgezet.
Door de concrete wijze waarop de beleidsdoelstellingen worden vertaald in vegetatietypen en diersoorten is een analyse van de effectiviteit van de beheersmaatregelen en de ingrepen in de abiotische condities mogelijk. Kennis van de effecten van beheersmaatregelen en van de abiotische randvoorwaarden van de doelstellingen is een essentiële voorwaarde om op deze wijze te kunnen werken. Interpretatie van vegetatietype naar aanwezige waterstand en waterkwaliteit en vice versa is een van de basisvoorwaarden voor de analyse van knelpunten en de mogelijke ontwikkelingen in een terrein. Aan de hand van een drietal monitortechnieken wordt de effecten van ingrepen in de waterhuishouding voor een drietal terreinen geëvalueerd. De gebruikte monitormethoden zijn allen gebaseerd op bestaande kennis van de betekenis van indicatorsoorten en/of de relaties tussen vegetatietypen en hun standplaatscondities. De effecten van de ingrepen zijn bekeken in het Bargerveen, een hoogveengebied in Drenthe, het Dwingelderveld, een heidelandschap in Drenthe en voor een "natuurlijke" ontwikkeling op een kragge in het laagveenmoeras de Weerribben (Overijssel). Het blijkt dat door deze wijze monitoren, analyseren, plannen en evalueren de effectiviteit van het beheer sterk verbetert. Op plaatsen met potenties kan op deze wijze het beheer worden geïntensiveerd met als gevolg een sterke toename aan natuurwaarden; op plaatsen met weinig potenties kan het beheer worden geëxtensiveerd, met behoud van de aanwezige waarden, maar zonder valse hoop voor de toekomst. Het plannen, monitoren en evalueren, blijft op deze wijze, tezamen met de (te ontwikkelen) kennis van standplaatscondities van organismen een interactief proces, waar zowel onderzoeker als beheerder blijven leren en elkaar kunnen blijven stimuleren.

1. INLEIDING

Staatsbosbeheer beheert op dit moment ongeveer 200.000 ha bos- en natuurterrein voor de Nederlandse samenleving.
Doordat de kennis van landschapsecologie en hydroecologie de laatste jaren sterk is toegenomen, is het voor een terreinbeheerder als Staatsbosbeheer mogelijk geworden veel gerichter aan gewenste natuurwaarden in terreinen te werken. De kennis van de standplaatscondities van verschillende levensgemeenschappen/vegetatietypen maakt het mogelijk voorspellingen te doen van de te verwachten veranderingen in de levensgemeenschappen en ze met gerichte maatregelen te beinvloeden. Door het toepassen van deze kennis in de praktijk en het analyseren van de opgetreden veranderingen neemt de kennis snel toe. Zo kan de beheerder niet in het theoretisch kader passende voorbeelden doorgeven aan de onderzoekers, en kunnen onderzoekers de theoriëen daardoor verder aanscherpen. Deze kennis is een sleutel tot de processen in de terreinen en daardoor de sleutel tot een effectief beheer. Een veel bedrijfsmatiger beheer is het resultaat. Bedrijfsmatiger betekent niet altijd goedkoper, maar het betekent wel dat door de aangereikte kennis het geld nu besteed kan worden op plaatsen waar het vanuit het oogpunt van behouden of herstellen van natuurwaarden ook effectief is.

Hoe kennis uit het onderzoek wordt ingezet bij de planning, evaluatie en monitoring van de natuurdoelstellingen zal in een aantal voorbeelden worden uitgewerkt. Ook zal nader ingegaan worden op het systeem van plannen dat binnen de organisatie wordt gebruikt. Immers plannen is op dezelfde wijze de mogelijkheden van een terrein verkennen en op systematische wijze daarover beslissingen nemen, waarbij de potentie van een terrein één van de afwegingsfactoren is.

2. PLANNING VAN DOELSTELLINGEN

Op de terreinen van Staatsbosbeheer moeten een viertal hoofddoelstellingen worden gerealiseerd: het ontwikkelen en instand houden van natuur volgens de doelstellingen van het Natuurbeleidsplan, het oogsten van hout volgens de taakstelling in het Meerjarenplan bosbouw, het in stand houden van het landschap volgens het Structuurschema landschap en het mogelijk maken van natuurgerichte recreatie volgens de nota Kiezen voor recreatie. Naast deze sectorale nota's is het Structuurschema Groene Ruimte van kracht waarin de verschillende belangen in het landelijk gebied worden afgewogen. In de betreffende beleidsnota's zijn de doelstellingen vaak abstract geformuleerd, Staatsbosbeheer moet deze beleidsdoelstellingen operationaliseren. In de terreinen moeten alle vier de hoofdfuncties hun plaats krijgen. Door de abstracte doelstellingen uiteen te rafelen kunnen delen daarvan vaak gecombineerd worden, zodat uiteindelijk invulling wordt gegeven aan alle doelstellingen in een voor een terrein optimale combinatie. Bovendien moet er een direct verband kunnen worden gelegd tussen doelstelling en uit te voeren beheersmaatregelen. Om dit te kunnen bereiken moeten de doelstellingen concreet zijn. Het operationaliseren van doelstellingen vindt plaats via planning van doelstellingen en maatregelen in terreinen. Het al dan niet realiseren van de doelstellingen wordt getoetst via monitoring en evaluatie. De wijze waarop het proces van planning, evaluatie en monitoring gestalte krijgt binnen Staatsbosbeheer wordt hieronder in hoofdlijnen uitgewerkt.
In de organisatie is sinds 1988 de wens ontstaan bedrijfsmatiger te gaan werken. Eén van de uitgangspunten daarbij is, dat sturing van de organisatie plaats moet vinden op basis van resultaat, dit in tegenstelling tot de sturing op "input", zoals die tot nu toe vaak voorkomt bij overheidsorganisaties. Voor Staatsbosbeheer betekent dat, dat een directe koppeling wordt gemaakt tussen middelen en doelen, bijvoorbeeld de hoeveelheid geld die wordt toegekend aan het beheer van een grasland hangt af van de kwaliteit van dat grasland. Grasland met veel "rode-lijst" soorten zal meer geld krijgen dan grasland met weinig van die soorten. Sturen op resultaat is alleen mogelijk als de resultaten van het beheer in de terreinen goed gedefinieerd kunnen worden en zodanig geüniformeerd zijn, dat ze ook regionaal en landelijk kunnen worden geaggregeerd. Aggregatie is noodzakelijk om uiteidelijk het totaal aan gerealiseerde doelstellingen te kunnen toetsen aan het landelijk of regionale beleid. Zonder duidelijke doelstellingen en resultaatmetingen is sturen op "output" immers een loze kreet.
Het te gebruiken definitiesysteem voor het concretiseren van doelen, zal worden toegelicht aan de hand van de hoofddoelstelling natuur. De beschrijving bevat drie hoofdonderdelen:
* Het beschrijven van de strategische doelen; ofwel de biotische doelstellingen voor de lange termijn. Dit is meestal een doel dat niet binnen de planperiode, zoals Staatsbosbeheer die kent (10 jaar), kan worden gerealiseerd. Zo'n doel dient echter wel realistisch te zijn vanuit technisch, financieel en maatschappelijk oogpunt. De doelstellingen natuur worden geformuleerd in termen van vegetatietypen en/of faunasamenstelling.
* Het beschrijven van de tactische doelen; ofwel de doelen die binnen een periode van ongeveer 5 jaar kunnen worden gerealiseerd. We noemen dit de terreinresultaten. Dit zijn beïnvloedbare (meestal) abiotische condities van de terreinen, zoals bv. het realiseren van noodzakelijke waterstanden.
* Tenslotte worden operationele doelen door ons geformuleerd als pakketten van terreinbeheersmaatregelen, zoals maaien, plaggen en begrazen. Deze doelen worden vastgesteld voor een periode van 2-3 jaar.

In deze systematiek is een duidelijk onderscheid gemaakt tussen strategische doelstellingen (biologische doelstellingen) en de tactische doelstellingen (abiotische randvoorwaarden en andere direct door beheer te beïnvloeden kenmerken). Dit scherpe onderscheid in definities is gemaakt omdat de tactische doelen door beheer kunnen worden beïnvloed. De bij de strategische doelen geplande planten en dieren moeten "vanzelf" komen en zijn als zodanig

niet te plannen; de beheerder is uitsluitend voorwaarden scheppend bezig.
Om volgens de beschreven planningssystematiek te kunnen werken is veel kennis nodig van zowel de biotische als abiotische eigenschappen van de verschillende ecosystemen. De laatste jaren is de kennis van standplaatscondities van verschillende soorten en vegetatietypen sterk toegenomen, (Barendregt, 1993; Everts en de Vries, 1991; Grootjans, 1985a en b; De Haan, 1992 a en b; Jalink en Jansen, 1990; Jansen et al., 1993; Jansen en Maas, 1993; Kooijman, 1993; Roelofs, 1991; Van Wirdum, 1991; Wassen, 1992; Wullink 1993). Deze kennis is de basis voor het formuleren van de te nemen abiotische maatregelen in de terreinen. Gebruik van deze kennis voorkomt verkeerde investeringen en het niet investeren in kansrijke situaties. Als blijkt dat de abiotische randvoorwaarden in een bepaald grondwaterafhankelijk natuurterrein niet goed zijn of tegen redelijke kosten niet goed te maken zijn voor het realiseren van de geformuleerde doelstelling, is het investeren daar in een duur intern beheer niet zinvol.
Op veel plaatsen zijn de abiotische condities zo sterk aangetast, dat hooggestelde verwachtingen over te realiseren natuurwaarde ongegrond zijn. Door gebruik te maken van kennis van standplaatscondities kunnen de schaarse middelen op die plaatsen worden ingezet waar ze ook het meeste resultaat zullen hebben.
De hiervoor genoemde wijze van plannen maken stelt een aantal eisen aan de daarvoor te gebruiken gegevens.
* Om doelen te kunnen definiëren in termen van vegetatietypen, moet de actuele vegetatie van een terrein bekend zijn. Als niet duidelijk is wat de huidige vegetatie is, is het ook niet mogelijk nauwkeurig te plannen wat gewenst is en hoe dat bereikt kan worden. Als voorbereiding op dit soort planning is daarom de laatste jaren 6000-8000 ha/jaar aan vegetatiekarteringen uitgevoerd.
* Om de tactische doelen te kunnen definiëren, zoals waterstand en waterkwaliteit, moet bekend zijn wat de huidige en wat de gewenste abiotische condities zijn. De kennis over de relatie tussen vegetatietypen en standplaatscondities (vooral waterkwaliteit en kwantiteit) neemt snel toe (zie boven). Tegelijk met het ontwikkelen van deze kennis wordt deze ook toegepast. In dit artikel worden daarvan enkele voorbeelden gegeven, maar zie ook Eysink (1993 in deze mededeling).

Als op basis van gegevens over vegetatie en abiotische omstandigheden een grondige systeemanalyse wordt gemaakt van de huidige situatie, zonodig aangevuld met kennis uit de literatuur en vroeger in het gebied verzamelde gegevens, dan kunnen knelpunten worden opgespoord en mogelijke ontwikkelingen in het terrein worden voorspeld (zie bijvoorbeeld Eysink, 1993 in deze mededeling). Op dat moment kan een afweging worden gemaakt of noodzakelijke investeringen in en kosten van het beheer ook effectief en efficiënt zijn (is het geplande produkt realiseerbaar en kan dat voor een verantwoorde prijs). Door deze wijze van plannen kunnen zwak gedefinieerde begrippen als "natuur" concreter gemaakt worden en kunnen er ook op dit gebied meer rationele afwegingen worden gemaakt.

3. EVALUATIE VAN DOELSTELLINGEN

Doelstellingen concreet plannen heeft alleen zin als ook de evaluatie in dezelfde concrete eenheden plaatsvindt. Hieronder is een aantal voorbeelden uitgewerkt over de wijze waarop botanische doelstellingen worden geëvalueerd. De verschillende evaluatietechnieken staan hierbij centraal. De voorbeelden hebben betrekking op de evaluatie van de strategische doelen. De evaluatie van de botanische doelstelling wordt uitgewerkt. Voor de evaluatie moeten op systematische wijze gegevens worden verzameld (monitoring). Gegevensverzameling is arbeidsintensief en dus duur, en dient daarom onderbouwde uitspraken mogelijk te maken over het al of niet bereiken van het gewenste doel en over de mogelijke bedreigingen van het terrein (meestal hebben de laatste te maken met niet gewenste ontwikkelingen in de standplaatscondities). De verwachte snelheid van ontwikkelingen in een terrein bepalen gedeeltelijk ook de frequentie en intensiteit van gegevensverzameling, zodat deze op de meest efficiënte wijze kan plaatsvinden.
De achtergrond van de keuze van de monitormethode zal in ieder voorbeeld worden aangegeven.

3.1 Monitoring door herhaalde vegetatie-basiskarteringen

Deze methode bestaat uit het vlakdekkend karteren van vegetatietypen op basis van een landelijke typologie, die lokaal is ingevuld. Er wordt in deze karte-

ringen veel waarde gehecht aan het gebruik van de juiste typologie. De tijdens de kartering gebruikte typen moeten inpasbaar zijn in de literatuur, zodat de informatie, die bekend is over de standplaatseisen van de verschillende vegetatietypen, gebruikt kan worden bij de interpretatie van in de karteringen onderscheiden eenheden.
De methode van de herhaalde vegetatie-basiskartering kan gebruikt worden als de gekozen doelstelling, gedefinieerd als een vegetatietype, dicht bij de actuele waarde van het terrein ligt. Van te voren moet nagegaan zijn of door ingrepen buiten het reservaat grote veranderingen in het abiotisch milieu binnen het reservaat zijn te verwachten. Als deze methode wordt toegepast moet dus vrij zeker zijn dat de beheersmaatregelen en standplaatscondities niet moeten worden bijgesteld. Basisvegetatiekarteringen worden één maal per 10 tot één maal per 15 jaar uitgevoerd. (Van Gelder, 1988). Deze methode wordt geïllustreerd met een voorbeeld uit het Dwingelderveld (Drenthe)

3.2 Monitoring via een tussentijdse vlakdekkende soortskartering.

De methode bestaat uit het vlakdekkend karteren van indicatorsoorten. De bedekking van deze soorten wordt weergegeven in klassen. De indicatorsoorten zijn dusdanig gekozen dat aan de hand van deze soorten, processen die optreden in het terrein, kunnen worden geanalyseerd. Zulke soorten worden vaak geselecteerd op basis van hun indicatiewaarde voor verdroging, verzuring en eutrofiëring. Een analyse van de indicatiewaarde van soorten in verschillende ecosystemen wordt door KIWA (Jalink en Jansen, 1990; Jalink, in prep.; Jalink en Aggenbach, in prep.) uitgevoerd in opdracht van de directie Natuur, Bos, Landschap en Faunabeheer en Staatsbosbeheer.
Deze methode wordt gebruikt als besloten is tot ingrijpende veranderingen in beheersmaatregelen of van standplaatscondities, of als verwacht wordt dat de natuurwaarden sterk zullen worden beïnvloed door veranderingen in de omgeving van het terrein. In de bovengenoemde gevallen is een interval van 10-15 jaar voor monitoring te lang, omdat de beheersmaatregelen of abiotische condities waarschijnlijk tussentijds moeten worden bijgesteld.
Deze methode zal verderop worden uitgelegd aan de hand van het Bargerveen (Drenthe).

3.3 Permanente quadraten

Een van de mogelijkheden om ontwikkelingen te volgen in een terrein is het gebruik van permanente quadraten (pq's). De permanente-quadraten methode bestaat uit het noteren van soorten met hun bedekking op vaste plaatsen met vaste tijdsintervallen. Interpretaties van pq's zijn alleen mogelijk als de begroeiing ervan homogeen is. Deze techniek geeft inzicht in geleidelijke verschuivingen van de soortensamenstelling; deze worden bij andere methoden van monitoring pas veel later herkend of ontsnappen vaak aan de aandacht. Het grootste probleem bij het toepassen van deze methode is de localisatie van het pq. Per terrein wordt een beperkt aantal pq's neergelegd en de oppervlakte per pq is meestal niet groter dan enkele vierkante meters. Deze methode kent beperkingen. In de loop van de tijd doen zich in terreinen vaak onverwachte veranderingen voor, waardoor aan de eis van homogeniteit niet meer voldaan kan worden. Ook komt het vaak voor dat de veranderingen die in een perceel optreden niet in het pq optreden, maar ernaast. Door de kleine oppervlakte van pq's is dat een reëel risico.
De pq-methode is vrij arbeidsintensief. Om interpretatie van veranderingen in bedekking van soorten mogelijk te maken, moeten de pq's steeds door dezelfde persoon worden opgenomen. Immers het schatten van bedekkingen is persoonsgebonden en heeft altijd een bepaalde mate van subjectiviteit in zich.
Hieronder is een voorbeeld uitgewerkt van een langjarige pq-reeks. De pq's zijn gelegen in het laagveenmoeras de Weerribben en zijn gedurende een periode van twaalf jaar jaarlijks opgenomen door J. Kleuver (Staatsbosbeheer Overijssel).

4. UITWERKING VAN DE TECHNIEKEN IN VOORBEELDGEBIEDEN

4.1 Uitwerking van een vegelijking van twee vegetatie-basiskarteringen in het Dwingelderveld

Het Dwingelderveld is een uitgestrekt heidelandschap, waarin zowel bos, droge en natte heide, vennen en hoogveenrestanten voorkomen. In 1983 is een vlakdekkende vegetatie-basiskartering uitgevoerd (Everts en de Vries, 1984). In 1993 is deze kartering herhaald. Voor de vergelijking van de twee vegetatie-

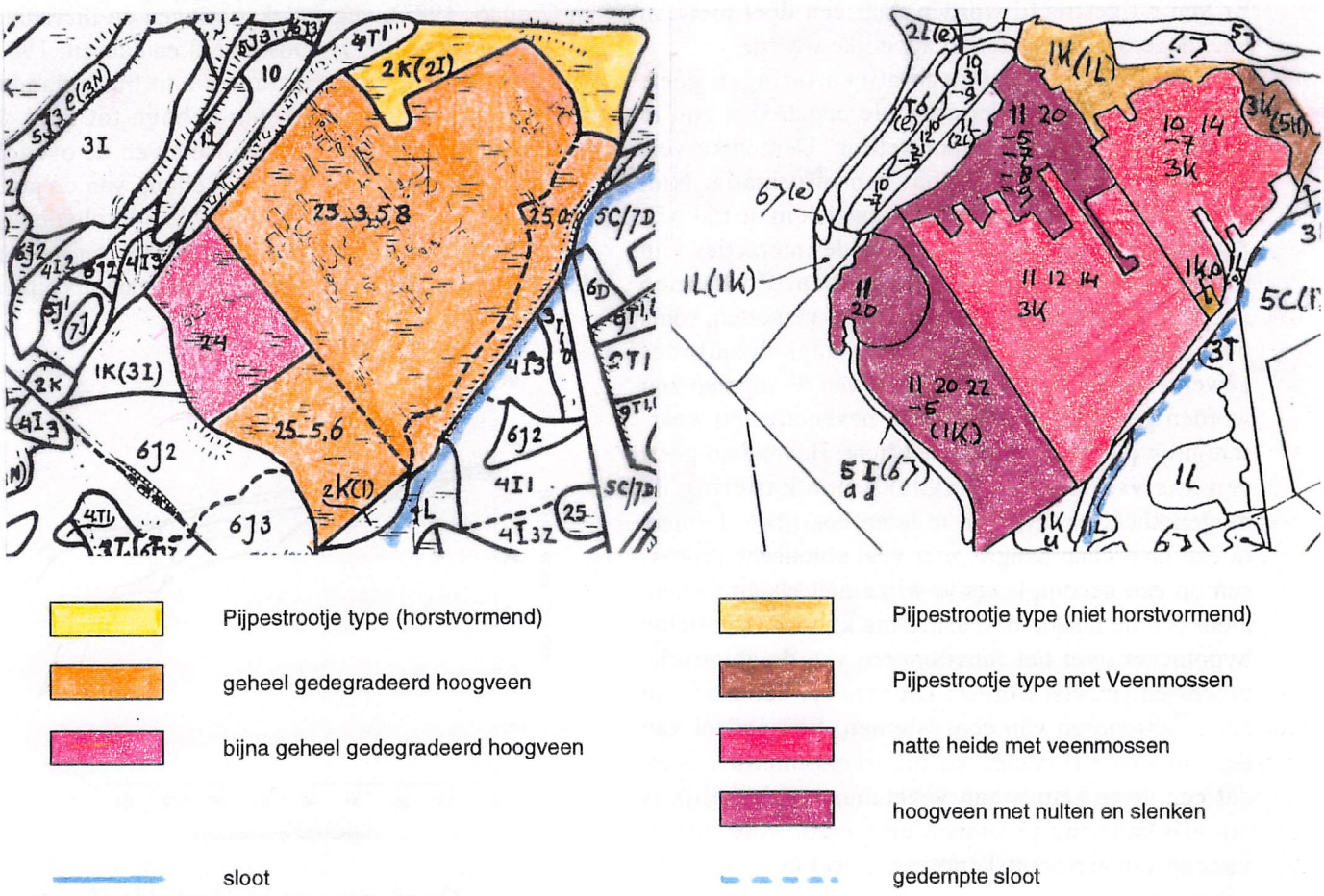
karteringen wordt een zeer klein gedeelte van het terrein besproken. Dit gedeelte wordt in 1983 als een verdroogd hoogveenrestant beschreven. Verdroging in hoogveen heeft een min of meer vast patroon van veranderingen in de vegetatie tot gevolg (Bakker et al. 1986). Als eerste verandert de samenstelling van de veenmosbulten en -slenken. Dit treedt reeds op bij een geringe verlaging van de grondwaterstand. Vervolgens gaan soorten als Eenarig wollegras of Pijpestrootje overheersen: Eenarig wollegras bij relatief geringe schommelingen in grondwaterstand, Pijpestrootje bij grote schommelingen.

Het gebied dat beschreven wordt, bestond uit een verdroogd hoogveenrestant met voormalige veenputjes, waarin nog op enkele plaatsen veenmosgroei plaatsvond.

De directe oorzaak van de verdroging is de diepe doorvoerleiding die direct naast het terrein ligt (zie figuur 1). (Bakker et al., 1986). In 1983 leek het niet mogelijk de leiding te verplaatsen of te verondiepen. De doelstelling voor het betreffende gedeelte was dan ook handhaven van de huidige situatie (verdroogd hoogveen). Omdat geen grote veranderingen in de vegetatie waren te verwachten is destijds besloten tussentijds geen monitoring uit te voeren.

In 1992 werd het mogelijk om de grote doorvoerleiding naast het hoogveen te dempen. Dit vond plaats door het afdichten van de bodem van de sloot met klei en de sloot verder te vullen met veen. Tot 1992 leek de vegetatie nauwelijks veranderd. Het dempen van de sloot had spectaculaire verhogingen van de waterstand tot gevolg. Voor het dempen zakte de waterstand in de zomer weg tot ongeveer één meter onder maaiveld, na het dempen fluctueerde de waterstand in de zomer van 1993 niet meer dan ongeveer 20 cm. De effecten van deze verandering in waterstand zijn te zien in onderstaande vegetatiekaart.

Het centrale deel van het Holtveen was in 1983 een complex van Kraaiheide-vegetaties een degradatiefase van hoogveen, zoals boven beschreven. In dit complex komt een aantal veenputjes voor, waar nog Waterveenmos (*Sphagnum cuspidatum*) en (*Sphag-*

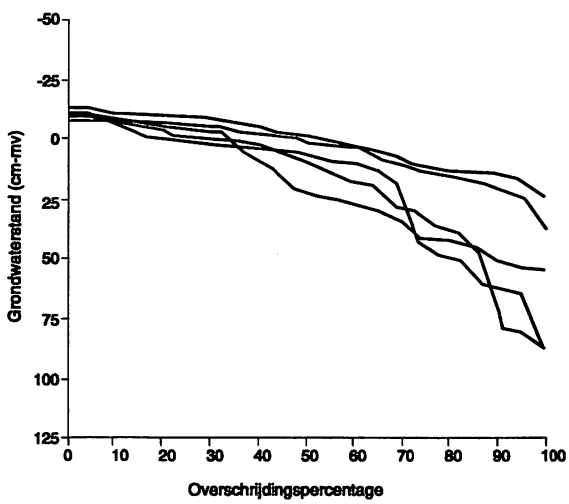


Figuur 1 Vergelijking van de vegetatiekaarten van 1983 en 1993

num recurvum) voorkomen. Het zuidwestelijk deel is iets minder ver gedegradeerd, maar verkeert ook in het Kraaiheidebulten-stadium (zonder veenmossen). In het noordelijk deel is een vegetatie gekarteerd met horstvormende Pijpestrootje. In de vegetatiekaart van 1993 (Van Leeuwen, in prep.) is het centrale deel gekarteerd als een natte heide waar niet alleen in de veenputten Veenmossen voorkomen maar ook daarbuiten. In het zuidwestelijk deel is een verschuiving opgetreden naar typen met een struktuur van bulten en slenken, gedeeltelijk met de bijbehorende soorten. In het noordelijk deel is de vegetatie overgegaan van een horstvormende Pijpestrootjes-gemeenschap naar een Pijpstrootjes-gemeenschap zonder horsten en Pijpestrootje met Veenmossen. Deze verschuiving binnen een jaar is spectaculair. In dit gehele gebied is duidelijke vernatting opgetreden: in alle vegetatietypen krijgen de veenmossoorten weer een kans.
Het effect van het dempen van de sloot stelt de ontwikkelingen in een heel ander daglicht; de doelstelling verdroogd hoogveen kan heroverwogen worden. Er kan nu gestreefd worden naar een doel met een veel hogere natuurwetenschappelijke waarde.
Vergelijking van basisvegetatiekarteringen geeft inzichten in de veranderingen die opgetreden zijn in de volledige vegetatiesamenstelling. Dergelijke vergelijkingen geven een schat aan informatie. Niet alleen hoe de soortensamenstelling zich in de tijd wijzigt op een plaats, maar ook wat de interacties zijn tussen verschillende vegetatietypen. Zo kunnen ingrepen in de hydrologie, gericht op vernatten, soms ook effect hebben op plaatsen waar dit minder gewenst is. Als alleen het gebied van de ingreep zou worden gevolgd, kwamen deze neveneffecten waarschijnlijk pas heel laat aan het licht. Bovendien geeft een analyse van een vlakdekkende kartering de mogelijkheid het systeem te leren begrijpen. Immers in een landschap hangen zeer veel abiotische processen op een gecompliceerde wijze met elkaar samen. Door een herhaalde basiskartering kunnen opgestelde hypotheses over het functioneren van de abiotische processen getoetst worden. Dit verdiept het inzicht in het functioneren van ecosystemen. Een nadeel van deze methode is echter dat hij arbeidsintensief is en dat een grote kennis van vegetaties noodzakelijk is om een kartering te kunnen uitvoeren. Voor de uitvoering van een soortskartering is veel minder kennis vereist.

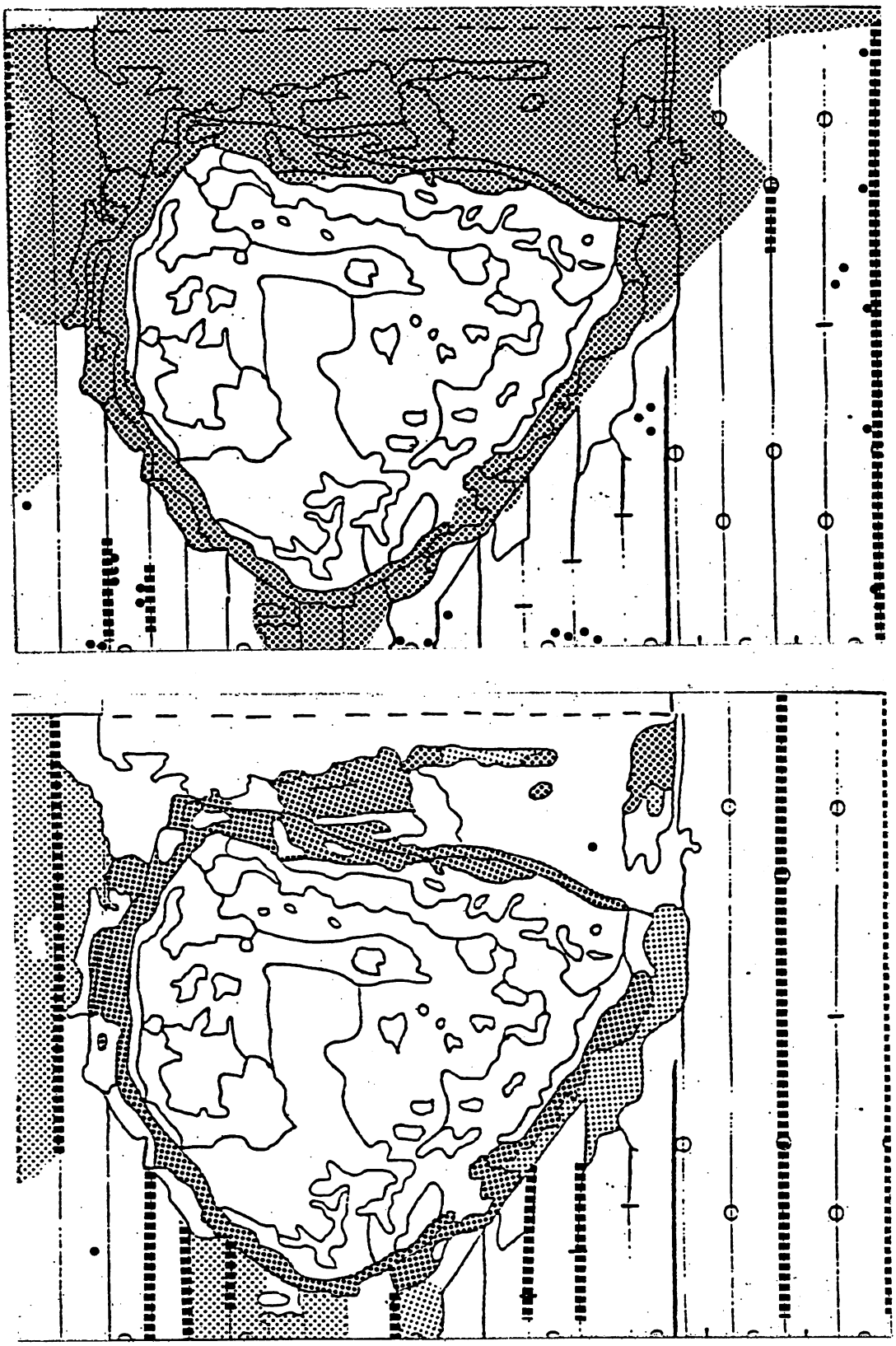
4.2 Evaluatie van ontwikkelingen in het Bargerveen volgens de "indicatorsoorten-methode"

Het Bargerveen is een bijna geheel vergraven hoogveengebied, waar gestreefd wordt naar regeneratie van een hoogveenecosysteem, met de daarvoor kenmerkende vegetatietypen. Het Bargerveen is een van de weinige gebieden waar regeneratie van hoogveen in Nederland nog mogelijk lijkt. In dit terrein is nog een kleine kern (<1 ha) met levend hoogveen; het overige deel van het gebied is rustend hoogveen (70 ha). De inspanningen van het beheer concentreren zich op dit gebied met omgeving, om vanuit deze kern de regeneratie te laten plaatsvinden. Het belangrijkste probleem bij de regeneratie van hoogvenen is het herstel van de hydrologie (zie o.a. Caspari, 1984). De laatste twintig jaar zijn dan ook zeer ingrijpende maatregelen getroffen in de waterhuishouding van het gebied. De hydrologische maatregelen zijn gebaseerd op kennis die vergaard is door hydrologisch onderzoek (Streefkerk en Oosterlee, 1984; Streefkerk en Caspari, 1987), vegetatiekarteringen en literatuuronderzoek (Bos, 1975; Oosterveld en Jansen, 1987; Van Leeuwen, 1991) en studies aan buitenlandse hoogvenen. Alle maatregelen hebben tot doel de waterstand te verhogen, te stabiliseren en de overtollige nutriënten kwijt te raken. In de loop van de jaren is de kennis over de eisen waaraan de hydrologie van een hoogveen moet voldoen steeds concreter geworden. Waterstanden en de wenselijke fluctuaties zijn af



Figuur 2 Duurlijnen van de Dopheide-Hoogveenmos-associatie (Erico-Sphagnetum magellanici. (De Haan, 1992)

Figuur 3 Verspreiding Eénarig Wollegras (1975 en 1986) (deelgebied West 2)



te leiden uit duurlijnenstudies. Voor het indicatorenproject (zie Jalink, 1993 in deze mededeling) en effectvoorspellingsmethoden zijn duurlijnenbundels van hoogveen-vegetatietypen bijeengebracht, (Jalink en Jansen, 1990; De Haan, 1992a) (zie figuur 2) Terreinkennis en de verkregen inzichten hebben geresulteerd in concrete maatregelen. In 1970 zijn de greppels in de directe omgeving van de levende hoogveenkern (de meerstal) afgedamd om de oppervlakkige afstroming te vertragen. In 1971 zijn de eerste zwartveendammen aangelegd om de ontwatering tegen te gaan en in 1984 en 1986 zijn zwartveendammen op witveen aangelegd om de oppervlakkige afstroming verder te vertragen. Om de effecten van de hydrologische ingrepen te kunnen volgen is, naast een vegetatiekartering, een kartering van indatorsoorten uitgevoerd om de opgetreden veranderingen te kunnen analyseren. Eén van de soorten die hiervoor gebruikt is, is Eenarig wollegras. De resultaten van de karteringen van de soort in 1975, 1986 en 1992 zijn te zien in figuur 3.

In de periode van 1975 tot 1986 neemt Eenarig wollegras af, in de periode tot 1992 is de soort in ongeveer dezelfde bedekking aanwezig. Na 1986 is dus een stabilisatie van de soort opgetreden. De afname trad vooral op ten noorden van de onderzochte meerstal. Om deze waarnemingen te kunnen interpreteren is terugkoppeling naar de basisvegetatiekartering noodzakelijk.

Eenarig wollegras reageert positief op een relatief sterk wisselende waterstand (de schommelingen mogen niet te sterk zijn, want dan verdwijnt de soort helemaal). In een gestoord hoogveen komen die wisselingen in grondwaterstand voor bij zowel vernatting als bij verdroging. Dit is bepalend voor de interpretatie. Het vegetatietype waarin de soort verdwijnt of toeneemt moet bekend zijn. In het geval dat Eenarig wollegras toeneemt in het weinig vochtige Struikheide-type (een type met Pijpestrootje en Struikheide), betekent dit een vernatting, wat een goed teken is. Neemt de soort echter toe in de Kraaiheide-Hoogveenmos-associatie, een associatie met een zeer hoge en weinig fluctuerende grondwaterstand, dan betekent dit een sterkere wisseling van grondwaterstand dan voorheen, dus een slecht teken. In 1975 was het gebied ten noorden van de meerstal gekarteerd als een verdrogende Kraaiheide-Hoogveenmos-associatie; in 1986 is dit gebied gekarteerd als een type uit de Kraaiheide-Hoogveenmos-associatie. Dit betekent dat er een vernatting is opgetreden. De vermindering van Eenarig wollegras geeft aan dat de genomen hydrologische maatregelen een positief effect hebben; de fluctuatie in grondwaterstand is verminderd. De maatregelen die in 1984 en 1986 genomen zijn, hebben geen verder effect gehad op het gedeelte ten noorden van de meerstal. Direct rond de meerstal blijft de hoeveelheid Eenarig wollegras constant, het lijkt erop dat de aanwezige schommelingen in waterstand niet zijn gewijzigd na de genomen hydrologische maatregelen. De rand van de meerstal ligt iets hoger dan zijn omgeving. Zo'n rand heeft van nature grotere schommelingen in waterstand, hoe stabiel die in de omgeving ook is. Dus het niet veranderd zijn van de hoeveelheid Eenarig wollegras, kan verklaard worden door de hogere rand. In ieder geval kan geconcludeerd worden dat door de hydrologische maatregelen een stabilisatie van het grondwaterpeil is opgetreden.

4.3 Evaluatie van ontwikkelingen in een trilveen van de Weerribben volgens de permanente quadraten-methode.

Hieronder is een voorbeeld uitgewerkt van een langjarige permanente quadraten-reeks. De pq's zijn gelegen in het laagveenmoeras de Weerribben en jaarlijks opgenomen gedurende een periode van twaalf jaar. De pq's werden voor het eerst opgenomen in 1976. De kragge waarop de pq's gelegen zijn, wordt eenmaal per jaar in de zomer gemaaid en gehooid. De doelstelling voor het laagveengebied de Weerribben is het in stand houden van de laagveenmoerassen in al zijn voorkomende verschijningsvormen. Dit betekent dat de kenmerkende vegetaties, alle stadia van de verlanding van open water naar veen, moeten worden gehandhaafd. Op het moment dat de pq's zijn gelegd was de betreffende kragge een trilveen dat onder invloed stond van basenrijk water en zowel soorten bevatte gebonden aan basenrijke, als aan meer zure omstandigheden. In de periode dat de pq's werden geïnstalleerd was het al duidelijk dat soortenrijke kragges die onder invloed staan van basenrijk water sterk in kwaliteit achteruit gingen. De reden om de pq's hier te installeren was dan ook om de ontwikkelingen in deze kragge te volgen, in de vooronderstelling dat de omgeving vrij stabiel zou blijven.

De gegevens van de 14 pq's zijn geanalyseerd (Jalink, in prep.) en worden gepresenteerd in een presentietabel (tabel 1). In een presentietabel wordt het aantal keren dat een soort in de pq-reeks voorkomt in

PRESENTIES VAN SOORTEN IN DE PQ'S LOKKENVAART (in %)

jaar	76	'77	'79	'80	'81	'82	'83	'84	'85	'86	'87	'88
Phragmitetea												
Galium palustre	21	7	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0
Lycopus europaeus	7	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Phragmitetalia												
Phragmites australis	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Iris pseudacorus	14	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Typha angustifolia	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Thelypteris palustris	86	93	71	21	50	36	14	14	7	0	0	0
Calamagrostis canescens	79	50	64	36	36	14	0	0	14	0	0	0
Magnocaricetalia												
Lysimachia thyrsiflora	14	71	64	7	0	0	0	0	7	0	0	0
Carex acutiformis	36	21	7	14	21	7	0	7	7	0	0	0
Scutellaria galericulata	7	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cladium mariscus	7	7	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Carex paniculata	57	29	14	7	14	0	0	0	0	0	0	0
Carex elata	93	86	100	100	93	100	100	100	93	100	100	57
Molinio-Arrhenateretea												
Cardamine pratensis	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Holcus lanatus	57	50	14	0	29	14	7	14	0	0	0	0
Rumex acetosa	21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Molinietalia												
Molinia caerulea	100	100	100	100	86	93	100	100	93	93	100	100
Lysimachia vulgaris	93	71	93	43	21	0	7	14	7	7	0	0
Valeriana dioica	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0
Cirsium palustre	93	86	36	29	7	0	0	0	0	0	0	0
Angelica sylvestris	0	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lathyrus palustre	7	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Calthion												
Carex disticha	0	7	14	7	0	7	0	0	7	0	0	0
Lychnis flos cuculi	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Luzula multiflora	29	43	14	7	14	7	7	7	0	0	0	0
Juncus articulatus	7	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hierochloe odorata	0	0	7	7	0	0	0	0	0	0	0	0
Filipendulion												
Lythrum salicaria	93	71	50	43	7	7	0	0	0	0	0	0
Eupatorium cannabinum	0	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Thalictrum flavum	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0
Junco-Molinion												
Juncus conglomeratus	36	100	93	21	64	71	29	50	14	21	7	0
Potentilla anglica	36	86	79	29	21	21	21	29	29	21	7	0
Anthoxantum odoratum	57	36	14	7	21	0	0	7	0			
Parvocaricetea												
Carex diandra	50	7	7	14	71	21	7	0	0	0	0	0
Carex lasiocarpa	29	14	64	57	0	0	7	21	0	43	43	7
Potentilla palustris	100	100	100	86	79	79	57	43	21	64	28	7
Hydrocotyle vulgaris	86	86	71	50	43	36	14	0	14	0	0	0
Agrostis canina	100	100	50	57	71	57	7	14	29	7	7	21
Caricion davallianae:												
juncus subnodulosus	100	100	100	100	93	100	93	93	93	93	36	43
Utricularia minor	29	21	21	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Utricularia intermedia	14	14	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pedicularis palustris	7	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nymphaea alba f.terrestre	7	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Caricion curto-nigrae												
Viola palustris	57	50	50	36	14	14	14	7	7	14	7	0
Carex nigra	-	-	-	-	-	-	0	7	0	0	0	0
Epilobium palustre	7	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Carex curta	100	81	86	93	71	86	79	79	29	100	71	50
Carex echinata	7	0	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Parvocar./Scheuchz.												
Myrica gale	93	86	86	93	71	93	79	79	86	86	79	79
Salix repens	43	21	29	14	21	7	14	7	7	7	7	7
Peucedanum palustre	100	93	93	79	50	29	21	14	14	14	14	0
D.Pall.Sphag.												
Dryopteris cristata	43	21	36	7	29	21	14	14	14	0	0	0
Dryopteris carthusiana	0	0	7	0	7	0	7	7	0	0	0	0
Osmunda regalis	0	7	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0
Drosera rotundifolia	93	93	93	100	86	93	100	100	93	86	79	79
Sphagno-Ericetalia												
Eriophorum angustifolium	29	29	29	50	50	50	50	50	43	64	64	50
Erica tetralix	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	14
opslag												
Betula pubescens	100	100	93	93	93	100	100	100	100	100	100	100
Alnus glutinosa	79	79	57	29	43	29	21	14	36	7	7	7
Salix cinerea/aurita	79	100	79	93	86	36	57	29	29	43	43	28
Frangula alnus	43	29	36	36	14	21	7	7	7	0	21	7
Sorbus aucuparia	7	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Quercus robur	14	0	21	14	14	14	7	0	0	0	0	0
Quercus palustris	0	7	7	7	0	0	0	0	0	0	0	0
Betula verrucosa***	21	0	50	7	0	0	0	0	0	0	0	0
Prunus serotinus	-	-	-	-	-	7	-	-	7	0	0	0
Populus cf nigra	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Taraxacum palustre	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Agrostis stolonifera*	71	?	-	-	71	14	0	0	0	0	0	0
Calystegia sepium	36	29	29	7	0	0	7	7	0	0	0	0
Juncus effusus	21	14	0	0	0	0	29	0	0	0	0	0
Mentha aquatica	7	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Galeopsis tetrahit	7	0	0	0	0	0	7	0	7	0	0	0
Hypericum cf maculatum	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0
Sphagnum spec.	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Acrocarpae	86	31	69	71	38	14	36	57	36	79	57	50
Pleurocarpae	36	23	0	7	7	0	0	0	0	0	0	0
Thalleuze Hepaticae	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Folieuze Hepaticae	29	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0

percentages weergegeven. Deze analyse, is voortschrijdend uitgevoerd, zodat de ontwikkeling in de tijd geanalyseerd kon worden. Deze techniek was bruikbaar omdat de pq's nauwelijks van elkaar verschilden. In de presentietabel zijn de kenmerkende soorten van de verschillende vegetatietypen bij elkaar gezet. De interpretatie van deze tabel levert o.a. de volgende conclusies op. In het begin waren in de pq's vrij veel soorten aanwezig uit vegetatietypen die afhankelijk zijn van basenrijk water; soorten uit de groep *Parvocaricetea* (klasse der Kleine zeggen) en *Caricion davallianae* (Knopbiesverbond).
Na verloop van de tijd blijven voornamelijk soorten over die gebonden zijn aan zuur regenwater: Veenpluis (*Eriophorum angustifolium*), Zompzegge (*Carex curta*) en Gagel (*Myrica gale*). De invloed van het zure regenwater is in de loop van de tijd steeds groter geworden, van de basenrijke eutrofere soorten blijven alleen Riet (*Phragmites australis*) en Stijve zegge (*Carex elata*) over. Riet en Stijve zegge zijn soorten die diep wortelen. Op grotere diepte is de invloed van het basenrijke water nog steeds aanwezig. Voor zuurdere omstandigheden tolerante of dieper wortelende soorten blijven langer in de pq's aanwezig. Zo is ook te zien dat soorten uit de groep van de *Molinio-Arrhenatheretea* (klasse der Vochtige graslanden), die voorkomen onder mesotrofe tot eutrofe basenrijke omstandigheden, eerder verdwijnen dan soorten uit het relatief zuurtolerate en mesotrafente *Junco-Molinion* (Biezenknoppen-Pijpestrootjes-verbond).
Gedurende een periode van 12 jaar is de soortenrijkdom van de pq's aanzienlijk afgenomen. In 1976 hadden de pq's een gemiddeld aantal soorten van 27,9; in 1988 was dat afgenomen tot 8,9. Uit de analyse van deze pq-reeks blijkt dat sinds 1976 een aanzienlijke verzuring van de betreffende kragge is opgetreden. De verzuring is opgetreden doordat de kragge zich in toenemende mate heeft geïsoleerd van het oppervlaktewater en de invloed van het zure regenwater tot op grotere diepte in de kragge reikt.
Door de gegevens van deze reeks nauwkeurig te analyseren is het ook mogelijk om aan te geven welke soorten in een dergelijke situatie als eerste verdwijnen en welke later. De resultaten van deze analyse kunnen ook worden gebruikt bij de interpretatie van een eenmalige opname in een andere kragge (het maakt extrapolatie van gegevens mogelijk) en leert ons veel over het gedrag van soorten en plantengemeenschappen. Deze reeks gegevens vormt dan ook één van de basisbestanden voor het bepalen en het beschrijven van de indicatorsoorten voor trilveenvegetaties (Jalink, in prep.).
De resultaten van deze analyse geven ook aan dat er in kragges, die zorgvuldig beheerd worden en waar ogenschijnlijk niet zoveel aan de hand is, aanzienlijke verzuring kan optreden. Deze kennis dwingt tot nadenken over de wijze waarop de doelstelling van dit gebied, het in stand houden van de laagveenmoerassen in al zijn voorkomende verschijningsvormen, gerealiseerd moet worden. Willen we kragges houden die duidelijk onder invloed staan van basenrijk water, dan blijkt alleen maaien niet voldoende te zijn. Er zijn twee mogelijkheden om de kragges in stand te houden: of door het opnieuw starten van de ontwikkeling van kragges, dus door het weer aanleggen van petgaten, of door te zorgen voor aanvoer van basenrijk grondwater. De plaats waar de petgaten opnieuw moeten worden aangelegd of waar basenrijk grondwater zich bevindt, is af te leiden uit de vegetatiekartering en de systeemanalyse.

5. CONCLUSIES EN DISCUSSIE

Het systematisch uitvoeren van basisvegetatiekarteringen geeft inzicht in de actuele kwaliteit van de terreinen en bij herhaling geeft het ook inzicht in ontwikkelingen in de tijd. Een groot voordeel van het toepassen van deze techniek is, dat inzicht verkregen kan worden in de ruimtelijke samenhang tussen de verschillende delen van een gebied. Door het toepassen van de kennis van de vegetatie en zijn standplaatscondities kunnen in ieder geval na het doen van een basisvegetatiekartering hypothesen worden geformuleerd over de belangrijkste processen die binnen een landschap spelen. Aan de hand van deze informatie kan een idee gevormd worden over de mogelijke veranderingen die kunnen plaatsvinden binnen een terrein (gewenst of ongewenst). Op basis van deze analyse en van de geplande ingrepen kan een besluit genomen worden hoe de ontwikkelingen in een terrein gemonitord kunnen worden. De intensiteit van de monitoring hangt af van de snelheid van de te verwachten veranderingen en van de aanwezige of te verwachten kwaliteit van het terrein. Het monitoren door middel van pq's geeft zeer gedetailleerde informatie, en geeft ook de mogelijkheid sluipende veranderingen op te sporen. Deze methode is dan ook het meest geschikt om toe te passen in op het oog stabie-

le en goed ontwikkelde vegetaties. Ondanks dat deze methode arbeidsintensief is, zal deze methode moeten worden gebruikt: het genereert de ijkreeksen waaraan ontwikkelingen in vergelijkbare gebieden kunnen worden getoetst. In vegetaties die niet stabiel zijn is de pq-methode veel te fijngevoelig, ook met minder arbeidsintensieve en robuustere methoden zoals soortskarteringen kunnen dan uitspraken worden gedaan.

Door gerichte inzet van monitoring en kennis, kunnen uitspraken gedaan worden over zowel de mate van realisatie van de doelstellingen als van de vereiste standplaatscondities van de bijbehorende vegetatietypen. Veranderingen die vroeger onopgemerkt bleven of niet geduid konden worden, worden nu vaak wel gesignaleerd. Ook kan door deze kennis de advisering naar provinciaal en landelijk beleid helderder en duidelijker zijn. Veel van de problemen die optreden in de terreinen op het gebied van de abiotische randvoorwaarden (waterkwaliteit en kwantiteit) moeten worden opgelost in samenwerking met de beheerders en eigenaren van het omringende gebied. Omdat voor iedereen duidelijker is wat de problemen zijn, niet meer diffuus "het gaat niet goed", maar concreet: wij hebben behoefte aan een een waterpeil dat tot maximaal x cm onder het maaiveld wegzakt, kunnen de problemen ook veel beter worden opgelost. Het belang van de aanwezigheid van kwalitatief goed en voldoende grondwater is door veel onderzoekers aangetoond en algemeen erkend. Het bundelen van de krachten om deze voor veel levensgemeenschappen zo essentiële randvoorwaarden te vervullen, is ook in het belang van andere beheerders en gebruikers van het landelijk gebied. Het her- en erkennen van deze gezamenlijke belangen en deze omzetten in een gemeenschappelijke strategie is de uitdaging voor de toekomst.

6. LITERATUUR

Bakker, T.W.M., I.I.Y. Castel, F.H. Everts & N.P.J. de Vries, 1986. Het Dwingelderveld, een Drents heidelandschap. Pudoc, Wageningen.

Barendregt, A., 1993. Hydro-ecology of the dutch polder landscape. Proefschrift Rijks Universiteit Utrecht, Utrecht.

Bos, L., 1975. Vegetatiekartering van een gedeelte van het C.R.M. reservaat Bargerveen. Intern rapport Rijksinstituut voor Natuurbeheer, afd. Botanie, Arnhem.

Caspari, W.A., 1984. Water en veen; waterbalans sleutel tot behoud. Natuur en techniek 84:2.

Eysink, A.Th.W., 1993. Van hydro-ecologisch onderzoek naar beheer van natuurterreinen. In: A.J.M. Jansen (red.), Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling, enkele resultaten en toepassingen van hydro-ecologisch onderzoek. KIWA-mededeling nr. 122, KIWA N.V., Nieuwegein.

Everts, F.H. & N.P.J. de Vries, 1991. De vegetatieontwikkeling van beekdalsystemen. Een landschapsoecologische studie van enkele Drentse beekdalen. Historische Uitgeverij, Groningen.

Everts, F.H. & N.P.J. de Vries, 1984. Het Dwingelderveld, deelrapport vegetatie. Staatsbosbeheerrapport, Utrecht.

Gelder, T. van, 1988. Biologische beheersverslaglegging. Interne nota, Staatsbosbeheer, Utrecht.

Grootjans, A., 1985a. Changes of groundwater regime in wet meadows. Proefschrift Rijksuniversiteit Groningen, Groningen

Grootjans, A., 1985b. De invloed van ingrepen in de waterhuishouding op de verspreiding van moeras- en hooilandplanten. Laboratorium voor Plantenoecologie, Haren.

Haan, M.W.A. de, 1992a. De karakteristieken van duurlijnen van enige grondwaterafhankelijke vegetatietypen, van de Littorelletea, Isoeto-Nanojuncetea, Oxycocco-Sphagnetea en Scheuchzerietea. KIWA-rapport SWE 92.015, KIWA N.V., Nieuwegein.

Haan, M.W.A. de, 1992b. De karakteristieken van duurlijnen van enige grondwaterafhankelijke vegetatietypen: het Junco-molinion, Violion caninae, Calluno-Genistion pilosae, Caricion curtonigrae en Caricion lasiocarpae. KIWA-rapport SWE 92.030, KIWA N.V., Nieuwegein.

Jalink, M.H. (in prep.) Indicatoren voor verdroging, verzuring en eutrofiering in trilveen-vegetaties. KIWA, Nieuwegein.

Jalink, M.H. & A.J.M. Jansen, 1990. Indicatoren voor verdroging, verzuring en eutrofiëring in beekdalvegetaties. KIWA-rapport SWE 89.029, KIWA N.V., Nieuwegein

Jansen, A.J.M. & E. Oosterveld, 1987. Een veenmoskartering en landschapsoecologische interpretatie daarvan voor een deel van het Meerstalblok. LB&P-rapport, Leeuwarden.

Jansen, A.J.M., A.Th.W. Eysink, A.P. Grootjans,

E.J. Lammers & F.P. Sival, 1993. Zijn hydrologische ingrepen noodzakelijk voor het herstel van verzuurde natte schraallanden? In: M. Cals, M. de Graaf & J. Roelofs (red.), Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in natuurterreinen: Proceedings van een symposium georganiseerd door de vakgroep Oecologie van de Katholieke Universiteit Nijmegen en de directie N.B.L.F. van het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij op 31 oktober 1992, Nijmegen.

Kooijman, A. 1993. Changes in bryophyte layer of rich fens as controlled bij acidification and eutrophication. Proefschrift Rijks Universiteit Utrecht, Utrecht.

Leeuwen, R. van, 1991. De vegetatie van het Bargerveen. Intern rapport Staatsbosbeheer 1991-3, Driebergen.

Leeuwen, R. van, in prep. Vegetatiekartering van het Dwingelderveld. Staatsbosbeheer, Driebergen.

Roelofs, J., 1991. Vegetation under chemical stress: Effects of acidification, eutrophication and alkalinisation. Proefschrift Katholieke Universiteit Nijmegen, Nijmegen.

Streefkerk, J.G. & P. Oosterlee, 1984. Een beschouwing over hydrologische ingrepen in het hoogveenreservaat het Bargerveen. Staatsbosbeheer-rapport, Utrecht.

Streefkerk, J.G. & W.A. Caspari, 1987. De hydrologie van hoogveensystemen: uitgangspunten voor het beheer. Staatsbosbeheer-rapport, Utrecht.

Wassen, M.J., 1990. Water flow as a major landscape ecological factor in fen development. Proefschrift Rijks Universiteit Utrecht, Utrecht.

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

Wullink, H.M., 1993. De karakteristieken van enige grondwaterafhankelijke vegetaties: het Caricetum acuto-vesicariae, Caricetum elatae, Glycerietum maximae, Senecioni-Brometum en Carici elongatae-Alnetum. KIWA-rapport SWE 93.011, KIWA N.V., Nieuwegein.

Documentatie

Herstel van natuurwaarden in de praktijk: regeneratie van de duinen tussen Katwijk en Den Haag

T.W.M. Bakker & H.G.J.M. van der Hagen

N.V. Duinwaterbedrijf Zuid-Holland
's-Gravenhage

Samenvatting

In het duingebied Meijendel/Berkheide is in de afgelopen jaren op basis van door de provincie Zuid-Holland geformuleerde uitgangspunten (afbouw van de oppervlakte-infiltratie van 70 naar 60 miljoen m3/jaar teneinde herstel van vochtige valleien met hun karakteristieke flora en fauna te verkrijgen), het zogenaamde regeneratie-onderzoek verricht. Twee wijzen van herstel van natuurwaarden zijn beschouwd. Bij de zogenaamde optimalisatie-strategie wordt gekeken in hoeverre in samenhang met de waterwinning valleien vochtig kunnen worden gemaakt. Voor de zogenaamde regeneratie dient een zo groot mogelijk gebied vrij te worden gemaakt van waterwinning teneinde de hydrologie natuurlijk te laten zijn en ruime mogelijkheden te scheppen voor (grootschalige) verstuivingen. Via uitstuiving tot op het grondwater zouden zich nieuwe en volstrekt natuurlijke vochtige valleien kunnen ontwikkelen. Aan de hand van acht parameters is de natuurwinst van de verschillende opties vastgesteld. Het blijkt dat, binnen de geformuleerde uitgangspunten, de natuurwinst van de optimalisatie-varianten veel groter is dan die van de regeneratie-varianten. Aangegeven is in welke gebieden en op welke wijze optimalisatie van natuurwaarden in samenhang met de waterwinning kan plaats vinden.

1. INLEIDING

De kustduinen zijn binnen Nederland, samen met de Waddenzee, het belangrijkste natuurgebied. Hoewel ze slechts 1 procent van de totale Nederlandse oppervlakte innemen, worden er 800 - 900 soorten hogere planten, zo'n 64 procent van alle in Nederland voorkomende plantesoorten, gevonden. Dit neemt evenwel niet weg dat zich in de afgelopen honderdvijftig jaar een aanzienlijk verlies aan natuurwaarden heeft voorgedaan:

- Ruim 10% van de oorspronkelijke oppervlakte, is geheel verdwenen vanwege kustafslag, afgravingen, industriële bebouwing en stadsuitbreiding;
- Ongeveer eenderde deel van het duingebied is zodanig verdroogd dat daar geen vochtige valleien van betekenis meer voorkomen;
- 15 % van de oppervlakte is beplant met naaldbos;
- 6 % van de oppervlakte is omgezet in infiltratiegebied;
- 4 % kent een verspreide bebouwing met bungalows en dergelijke (Bakker et al., 1979; Janssen 1992).

Dit alles betekent dat slechts ongeveer eenderde van het huidige Nederlandse duingebied een kwaliteit kent die vergelijkbaar is met die van rond 1850; dit is een situatie met een hoog percentage vochtige valleien. Verdroging en eutrofiëring zijn factoren geweest die in aanzienlijke mate aan het verlies van natuurwaarden hebben bijgedragen (Bakker et al., 1979; Janssen, 1992).

Inmiddels wordt door rijks- en provinciale overheden een beleid gevoerd dat streeft naar herstel van natuurwaarden. De provincie Zuid-Holland heeft voor het binnen deze provincie gelegen duingebied in 1989 het beleid inzake "regeneratie duingebieden in relatie tot de waterwinning" geformuleerd. Randvoorwaarde daarbij is dat de oppervlakte-infiltratie vóór het jaar 2000 teruggebracht dient te worden van de huidige 70 miljoen m^3/jaar tot 60 miljoen m^3/jaar. Deze randvoorwaarde is op zijn minst een merkwaardige en lijkt te willen suggereren dat indien de waterwinning

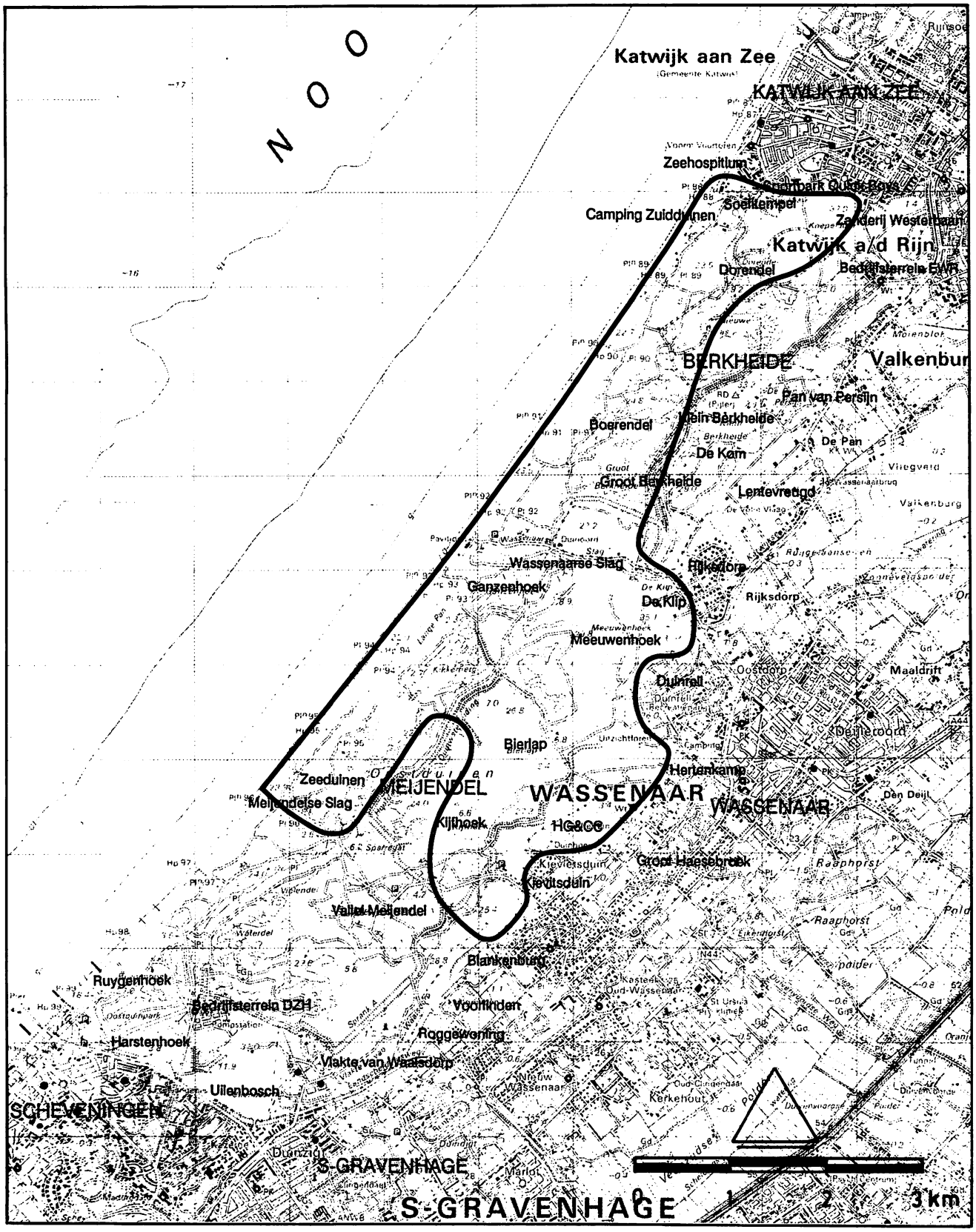
Processen	Bijbehorende patronen
Klimaat:	
inwaai zand en zout	Zonering landschapstypen
Geologie:	
kalkaanvoer, kustafslag/-aanwas, veenontwikkeling	Kalkgehalte, veenlagen, veenlenzen
Geomorfologie:	
verstuiving, paraboolvorming	Reliëf, noord-/zuid-helling, duinvallei, parabool
Hydrologie:	
neerslag, verdamping, grondwaterstroming	Gemiddelde grondwaterstand ten opzichte van NAP
Bodemontwikkeling:	
uitloging	Nutriëntvoorraad, gehalte organische stof
Vegetatiesuccessie:	
bosontwikkeling	Planten, vegetatietype
Populatiedynamiek van dieren:	
prooidichtheid	Verspreidingspatroon dieren, nestdichtheid

Tabel 1 Processen en patronen in een (duin)landschap

in de duinen maar voldoende wordt teruggedrongen, er automatisch natuurwinst zal plaatsvinden. Beter ware het geweest een randvoorwaarde te formuleren die direct betrekking heeft op te realiseren natuurwaarden. In dit verhaal wordt aangegeven hoe dit door de provincie geformuleerde beleid zijn weg heeft gevonden naar een uitwerking in de praktijk.
Er is niet geprobeerd een volledig en tot in alle nuances compleet beeld te geven van wat is onderzocht. In Koerselman et al. (1992) worden de uitgangsituaties van vijf scenario's en de twee varianten per scenario uitgebreid beschreven en de resultaten behandeld. Elementen uit het onderzoek, geënt op het concept van patronen en processen (en van de praktijk van patroon- en pocesbeheer) zijn gebruikt voor dit artikel.

2. PATRONEN EN PROCESSEN

Bij het denken over natuur is het niet ongebruikelijk een indeling te maken in patronen en processen. Daarbij zijn de patronen op te vatten als de in het veld waarneembare zaken zoals het voorkomen van planten en dieren, de terreinvormen, bodemtypen en grondwaterstanden en -kwaliteiten. Processen worden binnen deze context opgevat als zaken die ten grondslag liggen aan de patronen. Daarbij valt te denken aan: verspreiding van zaden, successie, verstuiving, bodemvorming en de stroming van water. In tabel 1 wordt een overzicht gegeven van de belangrijkste processen die binnen het duingebied te onderscheiden zijn en van de patronen die daarvan het gevolg zijn.
Het onderscheid in patronen en processen is ook van belang bij het beheer van duingebieden (en van natuurgebieden in het algemeen). Er is een tweedeling te maken die verband houdt met bovengenoemde zaken.
Bij de eerste optie is de beheerder vooral geïnteresseerd in de patronen, vaak die van planten en/of dieren. Zijn belangrijkste taak is de omstandigheden zodanig te manipuleren dat deze gewenste planten en dieren daadwerkelijk in het door hem beheerde gebied verschijnen of bewaard blijven. Soms is dit manipuleren van een bescheiden niveau (maaien, grazen met bijvoorbeeld grootvee en plaggen). De successie wordt tegengegaan en er worden plante- en diersoorten van grazige open terreinen bevoordeeld ten opzichte van die van struwelen en bossen. Een ander voorbeeld is het afschieten van een predator, de Vos, teneinde een gewenste broedvogel, de Lepelaar, te bevoordelen. Soms is de schaal en de manier waarop wordt ingegrepen (veel) groter. Vaak speelt de hydrologie hierbij een hoofdrol. Het inpompen dan wel laten toestromen van kalkrijk kwelwater naar natuurgebieden teneinde een kalkminnende en oligo- of mesotrafente vegetatie te stimuleren is een voor-



Figuur 1 Overzicht regeneratiegebied

beeld. Ook het met behulp van bulldozers uitschuiven van verdroogde valleien teneinde het maaiveld weer in de buurt van het grondwater te brengen is een voorbeeld van grootschalig patroongericht beheer.
Een tweede heel andere optie voor het beheer is niet de patronen centraal te stellen maar alle aandacht en beheersinspanning te richten op het zo ongestoord (natuurlijk) mogelijk laten verlopen van de processen. De redenering is dan dat de natuurlijke processen die het landschap gevormd hebben en die karakteristiek zijn voor een landschap ongestoord dienen te verlopen. Wanneer zulks het geval is zullen de patronen, die karakteristiek zijn voor dit soort landschappen en die door de natuurbescherming vaak zeer gewaardeerd worden, als vanzelf verschijnen. Voor duingebieden betekent dit dat gestreefd wordt naar het natuurlijk zijn van de hydrologie en dat er ruim baan is voor verstuivingen.
In Nederland worden deze zienswijzen wel eens tegenover elkaar gesteld. Dit hoeft echter geenszins het geval te zijn. Vaak zijn ze complementair en versterken ze elkaars effect.
Mogelijk dat een voorbeeld het verschil tussen beide bovenstaande benaderingen kan verduidelijken. Extreem gesteld kan, wanneer een duingebied verdroogd is en de planten en dieren die gebonden zijn aan vochtige valleien zijn verdwenen, herstel van natuurwaarden op twee manieren plaats vinden:

* **Patroonbeheer**. Er wordt zodanig met standen van infiltratieplassen en niveaus van winningen gemanipuleerd, eventueel worden zelfs valleibodems verlaagd, dat het grondwater zich weer in de buurt van het maaiveld beweegt. Ter plekke zal op den duur een vegetatie verschijnen die onder invloed staat van het grondwater. Wanneer voorts stroomsnelheid van het grondwater en de waterkwaliteit aansluiten bij de natuurlijke, dan zullen, naar verwachting ook waardevolle en gewenste soorten voorkomen. Het bereikte patroon dient met beheer zoveel mogelijk in ruimte en tijd in stand te blijven.
* **Procesbeheer**. Hoofddoel is hier het herstel van de processen die ten grondslag liggen aan het voorkomen van vochtige valleien: een ongestoorde hydrologie en ruim baan voor verstuivingen. Het gaat er niet om met standen te manipuleren. Hoofddoel is de invloed van de waterwinning te minimaliseren. In deze optie is er ten hoogste ruimte voor een bescheiden calamiteitenvoorziening. Voorts dienen verstuivingen vanuit de zeereep vrij spel te krijgen, zodat nieuwvorming van valleien en uitstuiving tot op het grondwateroppervlak kan plaatsvinden. Onduidelijk is wanneer de waardevolle vochtige vegetaties zullen verschijnen. Maar als ze eenmaal verschenen zijn zullen de gewenste en zeldzame soorten vrijwel zeker en tot in lengte van jaren aanwezig zijn. Wel zal de plaats waar deze te vinden zijn niet steeds dezelfde zijn. Dan weer stuift hier een vallei uit, dan weer elders.

In de praktijk zal, vanwege de vele belangen die in het duingebied spelen -zeewering, waterwinning, recreatie- een procesbeheer in combinatie met patroonbeheer worden toegepast.

3. HET REGENERATIEBELEID VAN DE PROVINCIE ZUID-HOLLAND.

In 1989 verscheen de "Notitie regeneratie duingebieden in relatie tot de waterwinning". Daarin formuleerde de provincie Zuid-Holland haar wensen ten aanzien van herstel van natuurwaarden in het duingebied van Zuid-Holland. In figuur 1 is het gebied weergegeven waar regeneratie gestalte moet krijgen. Een belangrijke doelstelling was herstel van vochtige valleien met hun karakteristieke flora en fauna. Bij de start van het project is het begrip natuurwinst als volgt geformuleerd:

1 Het duurzaam meer kansen bieden aan bedreigde plante- en diersoorten;
2 Het zo natuurlijk mogelijk laten functioneren van het ecosysteem.

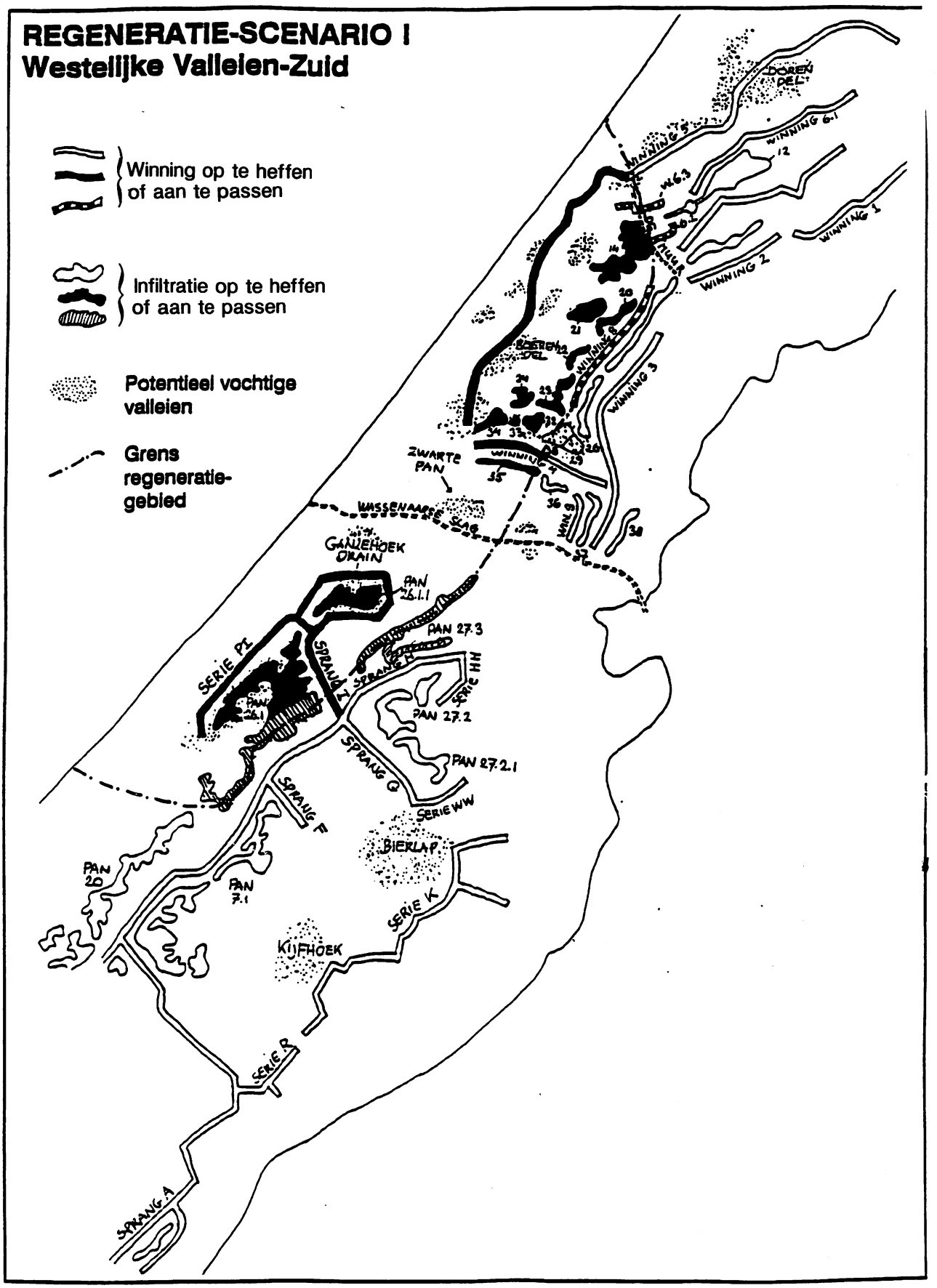
Hiervan afgeleid en deels overlappend gelden dan nog:

- Er dient een groot liefst aaneengesloten natuurgebied te ontstaan teneinde de externe invloeden te beperken;
- Het gebied dient voldoende potentieel vochtige valleien te bezitten;
- Er zal geen afbraak van het bedrijfsgebouwencomplex plaatsvinden.

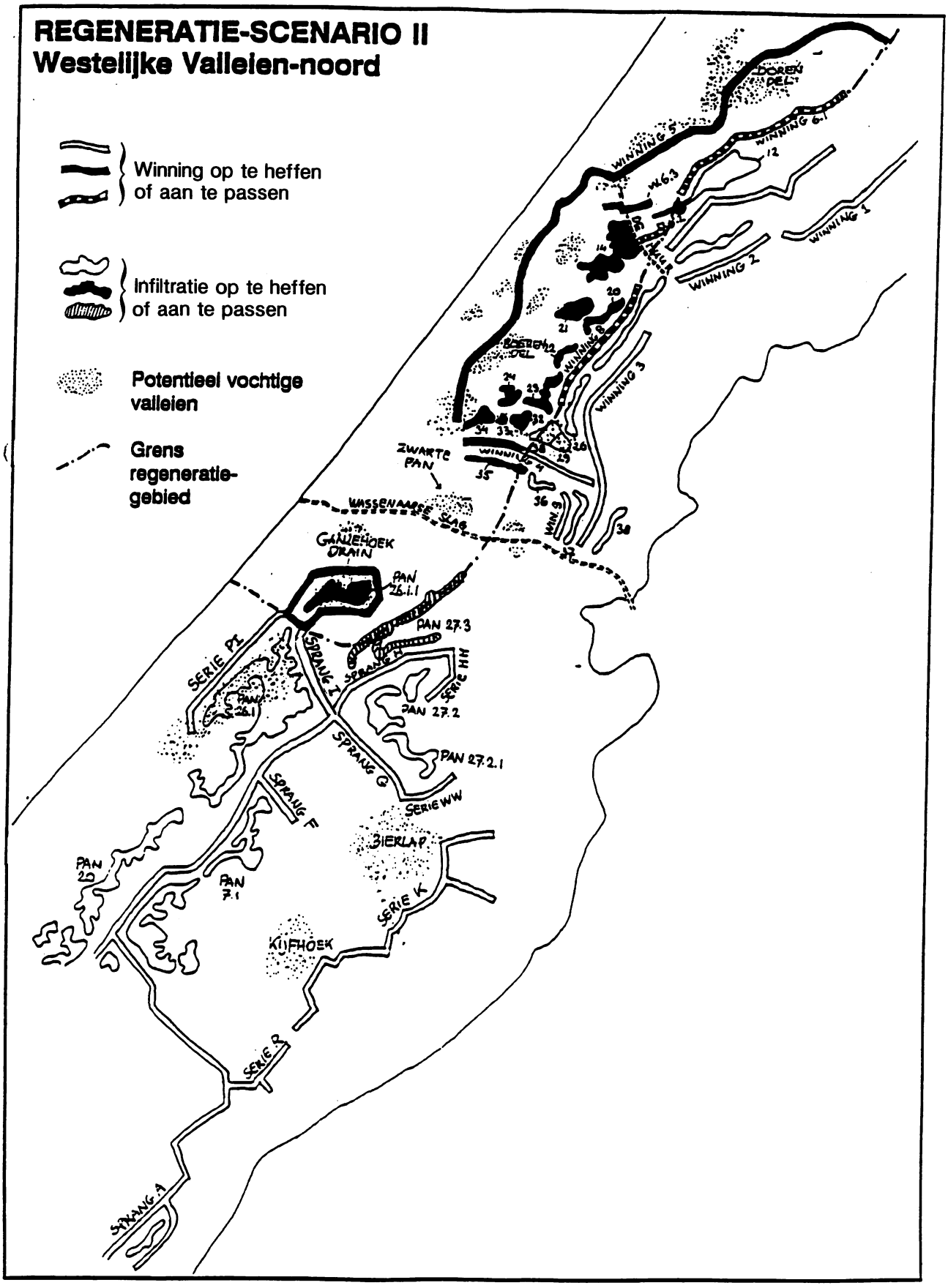
De doelstellingen worden in paragraaf 5 verder uitgewerkt.

4. REGENERATIE EN OPTIMALISATIE

Op basis van de provinciale notitie (Prov. Zuid-Holland, 1989) is de regeneratie van het duingebied nader uitgewerkt. Er is een vijftal zogenaamde scenario's geformuleerd, elk goed voor een op te heffen



Figuur 2 Scenario I (uit Koerselman et al., 1992)

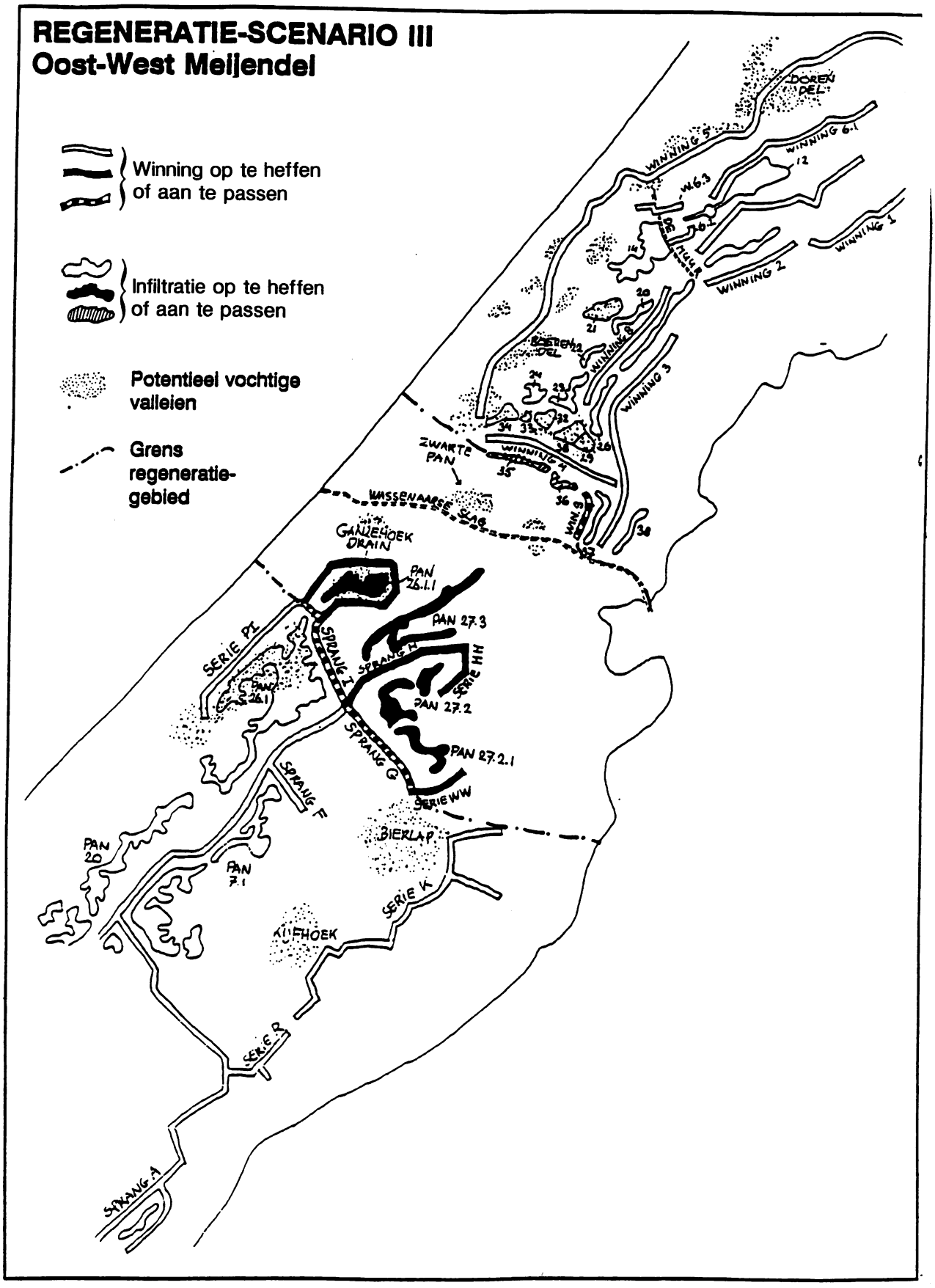


Figuur 3 Scenario II (uit Koerselman et al., 1992)

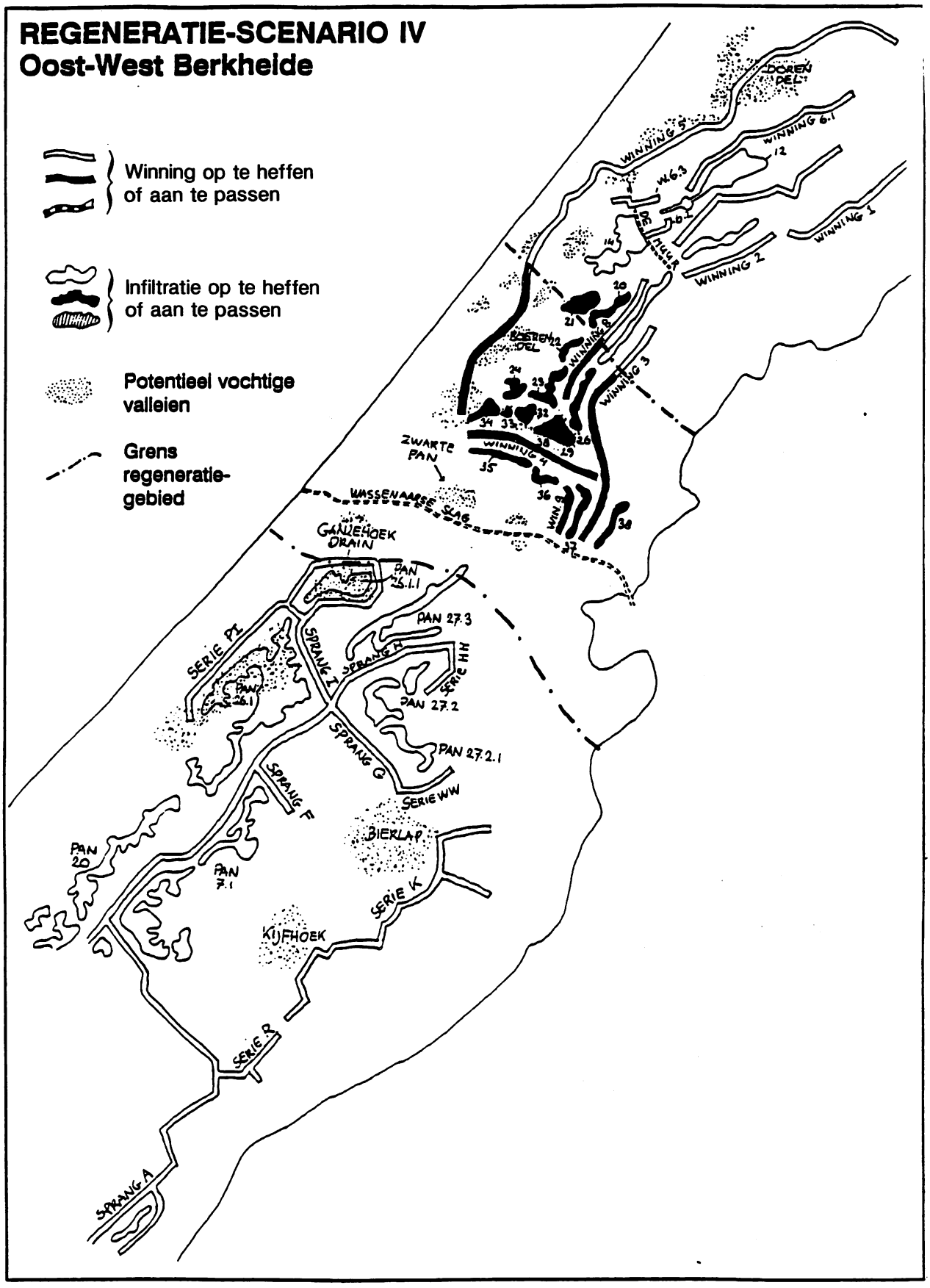
capaciteit aan oppervlakte infiltratie van zo'n 10 miljoen m³/jaar. Drie scenario's gingen uit van een meer patroonmatige benadering; twee scenario's van een procesmatige benadering. In de figuren 2 tot en met 6 worden de verschillende scenario's getoond. In elk scenario zijn meer of minder winmiddelen of infiltratieplassen betrokken. Bij de patroonmatige benadering worden de waterwinmiddelen zodanig bedreven dat in het aangrenzende (natuur)gebied grondwaterstanden ontstaan die de natuurlijke benaderen. Tevens kan bij deze benadering aanvullend natuurbeheer in de vorm van maaien, plaggen en begrazen worden toegepast, wanneer daarmee de gewenste patronen meer tot hun recht komen.
Bij de procesmatige benadering gaat het erom een zo groot mogelijk gebied vrij te maken van de waterwinning. De waterwinning houdt geen rekening met de "wensen" van het aangrenzende (natuur)gebied. Er wordt wel een eenmalige herinrichting gepleegd, maar het daarop volgende aanvullend natuurbeheer blijft achterwege.
De scenario's I en II (figuren 2 en 3) borduren voort op inzichten die de afgelopen tien à twintig jaar zijn gevormd in het duingebied Meijendel. Daar, in het zogenaamde Helmduinengebied, heeft zich in de nabijheid van een aantal infiltratieplassen in zeewaartse richting een zeer waardevolle grondwaterafhankelijke vegetatie ontwikkeld met soorten als Parnassia, Moeraswespenorchis, Vleeskleurige orchis en Slanke duingentiaan. Het is vooral Stuyfzand (zie o.a. Bakker & Stuyfzand, 1992) geweest die een van de belangrijkste processen achter dit waardevolle patroon heeft doorgrond, namelijk de vorming van regen- of beter duinwaterlenzen zoals in figuur 7 is aangegeven. Met duinwater is bedoeld dat dit regenwater is, dat kalkhoudend is geworden vanwege de passage door kalkhoudend zand (zie Lammerts et al., 1992). Vanwege dit fenomeen kan zich binnen een infiltratiegebied, mits de stroomsnelheid van het grondwater niet te groot is, een waterkwaliteit voordoen die vergelijkbaar is met de natuurlijke.
Bij deze scenario's gaat het erom tussen de zeereep en een reeks evenwijdig aan de zeereep lopende infiltratieplassen omstandigheden te creëren die het karakter van natuurlijke vochtige valleien benaderen. De grondwaterstanden binnen dit gebied worden in belangrijke mate bepaald door de aangrenzende infiltratieplassen. Ook bij het volledig weghalen van de infiltratieplassen blijft op korte afstand daarvan een winning aanwezig die een procesmatig karakter van deze beide scenario's frustreert. Herstel van natuurwaarden kan bij deze scenario's het beste worden aangeduid met de term optimalisatie. Er wordt gezocht naar een optimum tussen twee belangen: natuurbehoud en waterwinning. De natuurwaarden ontwikkelen zich in samenhang met waterwinning, waarbij de waterwinning zodanig wordt bedreven dat gewenste natuurwaarden zich kunnen ontwikkelen. Dit betekent dat waterwinning aan de randen van de scenariogrenzen wordt bedreven. In de kern verdwijnt de waterwinning in zijn geheel. Zaken die hierbij verder een rol spelen zijn: vergaande voorzuivering en ongestoorde toevoer van infiltratiewater, oeveroptimalisatie van infiltratiepannen, visbeheer en zo nodig additioneel natuurbeheer.
De scenario's III en IV (figuren 4 en 5) sluiten meer aan bij de ideeën over procesbeheer. De waterwinning wordt over de volledig duinbreedte, van zeereep tot binnenduinrand, opgeheven en is zodoende geen belemmering voor grootschalige processen als verstuiving en nieuwvorming van valleien. Wegen en paden blijven overigens wel een belemmering. Belangrijk uitgangspunt is een zo groot mogelijk gebied vrij te maken van de waterwinning, zodat zich ter plaatse natuurlijke omstandigheden en daarmee vochtige duinvalleimilieu's (wisselend van plaats en in tijd) kunnen voordoen. Verstuivingen dienen ongestoord hun gang te kunnen gaan. Deze verstuivingen zullen hun oorsprong kennen in de zeereep en zich vandaar vanwege de overheersende westenwinden landinwaarts verplaatsen.
Bij deze optie is slechts een geringe plaats voor de waterwinning weggelegd. Het is in dit soort gevallen, waar gestreefd wordt naar maximalisatie van één belang, goed te spreken van regeneratie ofwel een herstel van een vroegere situatie.
Tenslotte is nog een V-de scenario geformuleerd, het zogenaamde sprokkelscenario (zie figuur 6). Op een groot aantal, verspreid liggende plaatsen in het duin worden de omstandigheden ten behoeve van de natuur, in samenhang met de waterwinning geoptimaliseerd.

5. BEOORDELING VAN DE SCENARIO'S

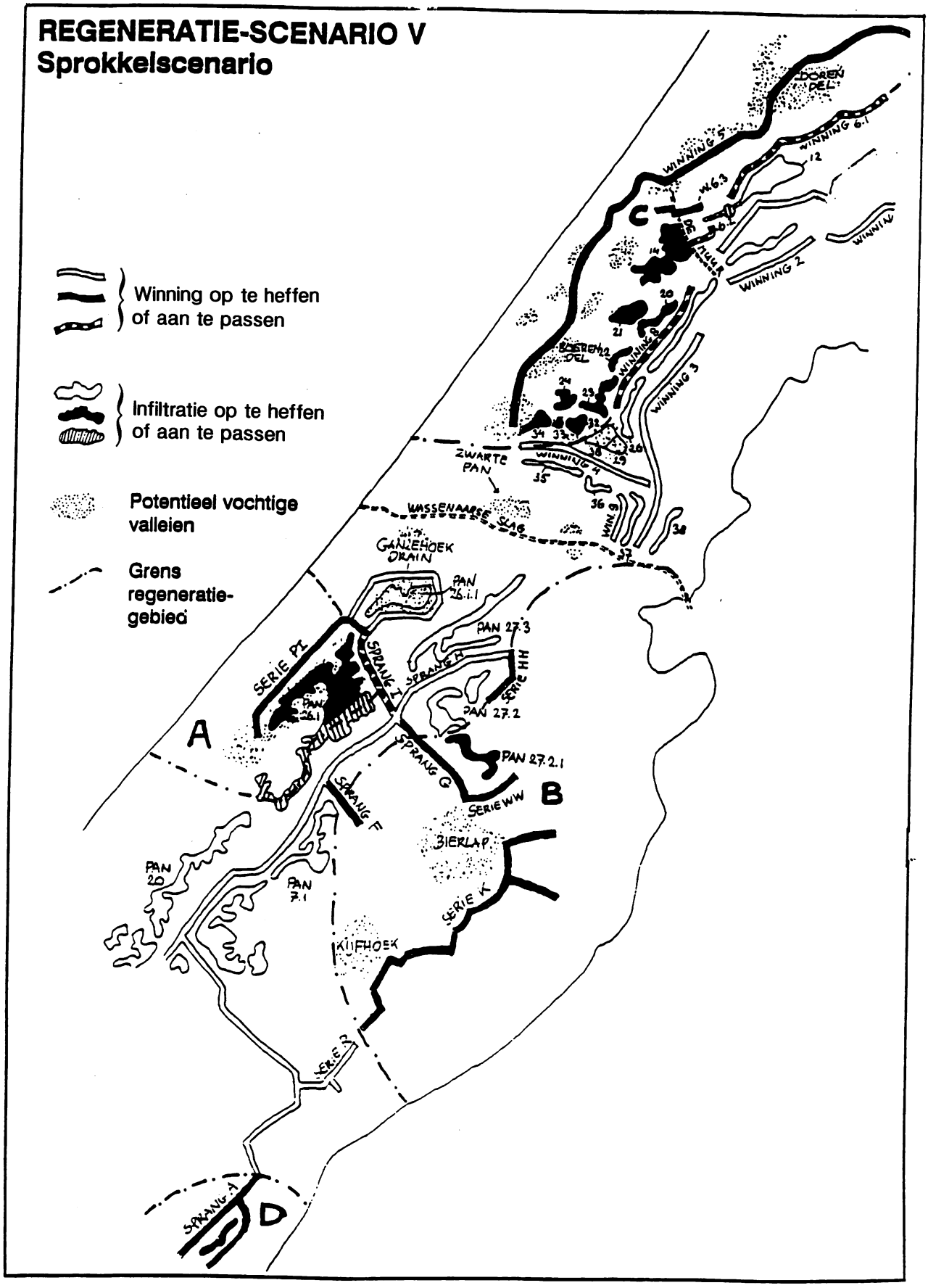
Teneinde te kunnen komen tot de keuze van één scenario waarmee verder wordt gewerkt in fase 2 van het regeneratie-onderzoek (inrichtingsvarianten), zijn de scenario's I tot en met V beoordeeld op hun na-



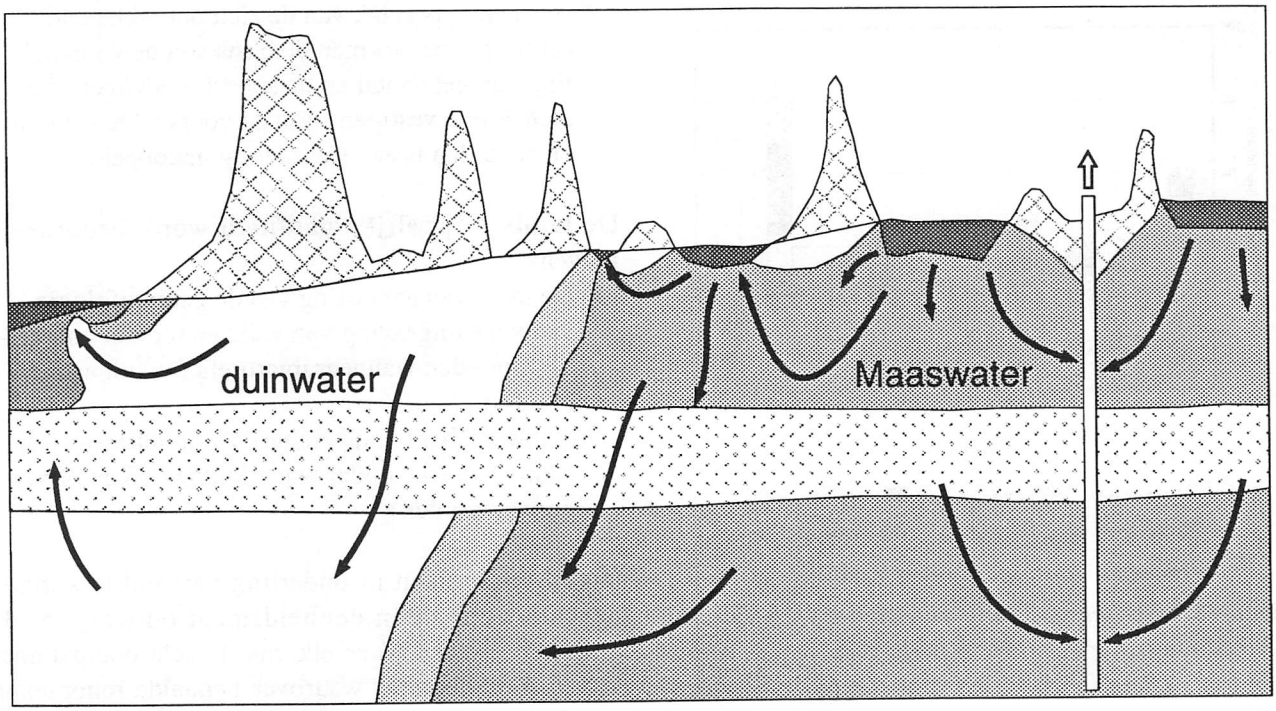
Figuur 4 Scenario III (uit Koerselman et al., 1992)



Figuur 5 Scenario IV (uit Koerselman et al., 1992)



Figuur 6 Scenario V (uit Koerselman et al., 1992)



Figuur 7 Duinwaterlenzen (naar Bakker & Stuyfzand, 1992)

tuurwinst en hun betekenis voor de drinkwatervoorziening.
De beoordelingscriteria zijn als volgt geformuleerd:
* Hoeveel hectare aan vochtige valleien zal ontstaan?
* Welke rijkdom aan plantesoorten, vegetatietypen en broedvogels kan worden verwacht en hoe gaat het landschap eruit zien?
* Hoe natuurlijk zullen processen als grondwaterstroming, verstuivingen en voedingsstoffenhuishouding zijn?
* In hoeverre ontstaat een aaneengesloten oppervlakte zonder menselijke beïnvloeding?

Deze criteria zijn omgezet in doelparameters, vier proces- en vier patroondoelparameters (Vertegaal, 1991). Deze acht doelparameters afzonderlijk zijn weer samengesteld uit een aantal bouwstenen.

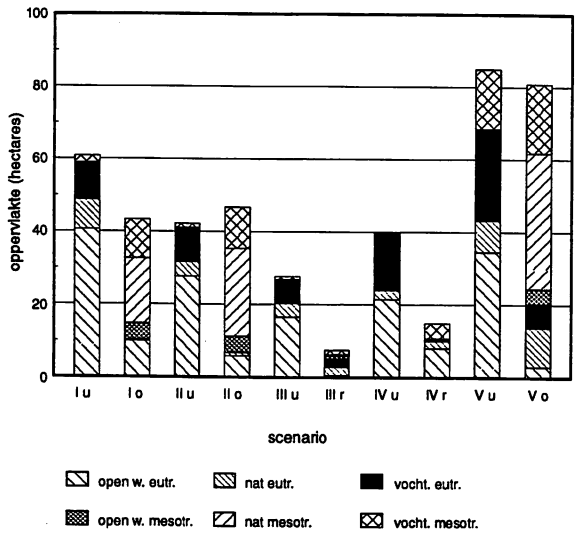
Ten aanzien van de **proces**doelparameters is gesteld:

De **waterhuishouding** dient zo natuurlijk mogelijk te zijn. Dit wordt beoordeeld volgens:
* Mate waarin het huidige en voorspelde ruimtelijke patroon van grondwaterstanden overeenkomt met dat van 1850;
* Afstand van valleien tot infrastructuur van de waterwinning;
* Hoeveelheid ingrepen die nodig zijn voor hydrologisch herstel.

Nutriëntenhuishouding, van nature worden vochtige valleien gekenmerkt door een zeer geringe toevoer van nutriënten en het optreden van kalkhoudende omstandigheden of kalkhoudende kwel.
De natuurlijkheid van de nutriëntenhuishouding wordt beoordeeld volgens:
* Oppervlakte die buiten de invloed van de infiltratiemiddelen komt te liggen;
* Omvang van de nutriëntenvoorraad in de bodem;
* Beheersinspanning die nodig is om de in het verleden opgebouwde nutriëntenvoorraad te verminderen (uitspoelen).

Verstuiving, de mate waarin dit proces kan optreden wordt beoordeeld volgens:
* De schaal waarop verstuivingen mogelijk zijn;
* De beheersinspanning die verricht moet worden om verstuiving op gang te krijgen. Belangrijk hierbij zijn de aanwezigheid van infrastructuur (wegen en paden, leidingen etc.) infiltratieplassen en aangeplant bos en struweel.

Tenslotte is nog de **compleetheid van het ecosys-**



Figuur 8 Een vergelijking van de huidige situatie met optimalisatie-scenario's I, II, V en regeneratie-scenario's III en IV op grond van werkelijke hectares van verwante ecotooptype-groepen, met uitsluiting van de droge ecotooptypen (uit Koerselman et al., 1992)

teem beoordeeld op basis van:

* Het oppervlak duingebied zonder substantiële menselijke beïnvloeding. Hoe groter dit gebied des te groter is de kans dat zich een compleet ecosysteem ontwikkelt.

Ten aanzien van de vier **patroon**doelparameters is gesteld:

Flora en vegetatie worden beoordeeld aan de hand van de zogenaamde **ecotooptypen**[1]:

* Ecotooptypen worden voorspeld aan de hand van de te verwachten voedselrijkdom, bodemvochtgehalte en zuurgraad.

en **floristische rijkdom**:

* Op basis van het ecotooptype wordt de floristische rijkdom bepaald. Aangetekend moet worden dat deze voorgaande doelparameters een zekere overlap kennen.

De **broedvogels** worden beoordeeld op grond van de voorspelde ecotooptypen.

* Aard en oppervlak van de zich ontwikkelende ecotooptypen vormen de basis van de voorspelling van het aantal en de soort broedvogels die zich zullen vestigen. Aan de voorspelde soorten en aantallen is een waardering gekoppeld.

De **landschappelijke gaafheid** wordt beoordeeld volgens:

* De mate van aantasting van de geomorfologie vanwege uitgraving van valleien (er kan ook herstel optreden wanneer microreliëf wordt aangebracht);
* Aanwezigheid van belangrijke cultuurhistorische elementen (die onder water kunnen raken of vergraven worden).

Om al deze zaken in onderling verband te kunnen beschouwen is één eenheidsmaat ontworpen: de gewogen hectare. Voor elk van de acht doelparameters zijn de hectares waarover bepaalde fenomenen voorkwamen vastgesteld. Per hectare is een natuurwaardeklasse toegewezen. Dit is gedaan voor zowel de huidige situatie als voor de situatie na optimalisatie resp. regeneratie. Per doelparameter zijn drie of vijf klassen onderscheiden. Elke klasse is gekoppeld aan een weegfaktor, die in principe lineair is en loopt van 0,1 = weinig waardevolle/sterk aangetaste/-- tot en met 1,0 = zeer waardevolle/vrijwel gave/++. Gewogen hectares zijn het produkt van hectares en waardering.

6. RESULTATEN VAN DE BEOORDELING

Een beoordelingsmethode zoals hierboven beschreven levert een zeer groot aantal data op. Voor degenen die zich hierin willen verdiepen wordt verwezen naar Koerselman et al. (1992). We beperken ons hier tot het in figuur 8 gegeven overzicht, waarin werkelijke hectares van verwante ecotooptype-groepen met elkaar worden vergeleken (met uitsluiting van de droge ecotooptypen). Voorts wordt in tabel 2 een overzicht gegeven van de gewogen hectares voor de belangrijkste patroondoelparameters van de huidige situatie, een variant van de scenario's en het verschil daartussen.

[1] Een ecotoop is gedefineerd als een ruimtelijke eenheid die homogeen is ten aanzien van vegetatiestruktuur, successiestadium en abiotische factoren die voor de plantengroei bepalend zijn (Runhaar et al., 1987). Een in het veld aangetroffen ecotoop (concreet) behoort tot een bepaald ecotooptype (abstract). In Nederland worden ruim 100 ecotooptypen onderscheiden

scenario	ecotoop			fl. rijkdom			broedvogels			gaafheid		
	h	o/r	v	h	o/r	v	h	o/r	v	h	o/r	v
I	15	33	18	53	89	36	45	72	27	80	91	11
II	11	32	21	39	66	27	47	65	18	67	72	5
III	8	9	1	32	42	10	11	19	8	32	33	2
IV	6	10	4	21	32	11	34	32	-2	31	33	2
V	22	52	30	84	109	25	99	127	28	121	131	10

Tabel 2 Beoordeling van de scenario's op grond van ecotooptype, floristische rijkdom, broedvogels en gaafheid van het landschap (patroondoelparameters). (h = huidige situatie; o/r = optimalisatie-variant/regeneratie-variant in gewogen ha; v = verschil).

Bij de scenario's I, II en V neemt de oppervlakte van eutrafente ecotooptypen sterk af, soms met 90 % van de huidige situatie. Daar komen mesotrafente typen voor in de plaats. In de scenario's II en V zijn deze mesotrafente ecotooptypen voornamelijk van het natte type. Bij scenario I daarentegen zijn deze typen gelijk verdeeld over de natte en de vochtige ecotooptypen. Bij de scenario's III en IV verdwijnen ook vrijwel alle eutrafente ecotooptypen. Hier komen er echter geen mesotrafente natte of vochtige typen voor in de plaats. Het hele regeneratiegebied zal verdrogen. De invloed van winningen aan de rand van deze scenario's én afgravingen en ontwateringen aan de binnenduinrand zijn zodanig ingrijpend (geweest) dat hoegenaamd geen natte of vochtige, mesotrofe duinvalleien zullen ontstaan.
Binnen de patroondoelparameters (tabel 2) scoren de scenario's III en IV het slechtst. De winst is zeer beperkt. Voor één doelparameter treedt zelfs verlies van natuurwaarden op. De scenario's I, II en V leveren wel een aanzienlijke winst op. Soms treedt zelfs een verdubbeling van de natuurwaarden op. De natuurwinst is het grootst voor scenario V. Dit hangt mede samen met de grote oppervlakte die bij dit scenario betrokken is.
Op basis van deze gegevens zijn twee belangrijke conclusies te trekken. Allereerst geldt dat de scenario's III en IV, scenario's waarin de procesmatige benadering centraal staat, niet goed scoren waar het om winst van natuurwaarden gaat. Er treedt in vergelijking met de meer patroonmatige scenario's nauwelijks een verbetering (soms zelfs een achteruitgang) op van de huidige situatie. De oppervlakte die beschikbaar komt voor het ongestoord verlopen van de processen is te klein om ecologisch gezien tot een belangwekkende verbetering te komen. Toch is in beide scenario's een oppervlakte van ongeveer 500 hectare vrij gemaakt van waterwinning. Dit geeft aan dat bij regeneratie van natuurwaarden, waarbij we een ongestoord verloop van de processen wensen, een oppervlakte van aanzienlijk meer dan 500 hectare vereist is. Een tweede belangrijke conclusie is dat de scenario's I, II en V een aanzienlijke winst opleveren van de gewenste vochtige, voedselarme milieutypen. Die winst is het grootst bij scenario V en het kleinst bij scenario II. Scenario I neemt een tussen-positie in.

7. NIET-ECOLOGISCHE ASPECTEN VAN REGENERATIE.

Om herstel van vochtige aan het grondwater gebonden natuurwaarden te bereiken dienen winningen en infiltraties te worden geëxtensiveerd en soms zelfs te worden opgeheven. Daarmee is de waterwinning nadrukkelijk in beeld. De werkgroep "Niet-ecologische aspecten van regeneratie" heeft een overzicht gegeven van de gevolgen van regeneratie voor de waterwinning. De waterwintechnische aspekten die aan de orde geweest, zijn weergegeven in tabel 3 en zijn in vier elementen onder te verdelen. Voorts zijn nog hydrologische effekten buiten het waterwingebied onderscheiden. Dit betreft grondwaterstandsveranderingen en zoute kwel.
Doordat in de fase, waarin de niet-ecologische aspekten nader werden uitgewerkt de hierboven gepresenteerde ecologische aspekten al bekend waren en duidelijk was dat van de 'proces'-scenario's III en IV ecologisch gezien weinig winst te verwachten is, zijn de niet-ecologische aspekten slechts uitgewerkt voor de scenario's I, II en V. Daarbij bleek dat scenario V het slechtst scoorde en dus het minst aantrekkelijk

was vanuit het oogpunt van de waterwinning. Scenario II gaf de minste nadelen en scenario I nam een tussenpositie in.

8. BESLUITVORMING

Op basis van bovenstaande gegevens is uiteindelijk besloten scenario I als uitgangspunt voor herstel van natuurwaarden te kiezen. Daarbij is steeds aan de orde geweest waar de vervangende capaciteit voor de op te heffen infiltratie- en winningsmiddelen gevonden zou moeten worden. Dat dit via diepinfiltratie gerealiseerd zou moeten worden stond al lange tijd vast. Waar zulks echter plaats zou moeten vinden is thans, eind 1993, nog steeds niet duidelijk. Daarom is uiteindelijk gekozen voor een gefaseerde uitvoering van scenario I. Er zijn drie fasen onderscheiden:

fase 1. Optimalisatie Boeredel in Berkheide
fase 2. Optimalisatie Sprang pi met omgeving in Meijendel
fase 3. Verdergaande regeneratie na het jaar 2000.

Elk van deze fasen zal kort worden toegelicht.

9. OPTIMALISATIE BOEREDEL.

Het Boeredelgebied wordt begrensd door "de Muur" in het noorden, Winning 8 in het oosten en Winning 4 en de Zeereep in het westen. Het gebied bevat een groot aantal relatief kleine valleien waarin door landbouw en/of waterwinaktiviteiten de oorspronkelijke vochtige voedselarme ecosystemen zijn vervangen door ruige natte vegetaties of open water.
Het herstel van natuurwaarden in dit gebied draagt een patroonmatig karakter. Optimalisatie van het gebied zal worden gerealiseerd door gebruik te maken van het opheffen van bepaalde infiltratieplassen, delen van winningen anders af te stellen en diepere (in het verleden vergraven) delen weer op te vullen. Daarnaast wordt gedacht aan inrichtingsmaatregelen door maaiveld-aanpassing en het verwijderen van humeuze lagen in valleien en slibverwijdering in infiltratieplassen.
Als vervangende capaciteit in de vorm van diepinfiltratie beschikbaar is kan in 1995/1996 met herstel van natuurwaarden in het Boeredelgebied worden begonnen.

Bedrijfszekerheid
- Ouderdom winmiddelen
- Technische levensduur
- Verstoppingsgevoeligheid
- Storingsgevoeligheid winmiddelen
- Storingsgevoeligheid infiltratiemiddel

Waterkwaliteit
- Minimale en gemiddelde verblijftijd
- Chemische samenstelling
- Gemiddelde verblijftijd in infiltratiepannen

Waterkwantiteit
- Maximale onttrekkingscapaciteit
- Gemiddelde onttrekkingscapaciteit
- Regelbaarheid capaciteit
- Ecohydrologische randvoorwaarden
- Overbruggingscapaciteit (bij calamiteiten)
- Efficiëntie, %-age terug te winnen infiltratiewater

Kosten
- Boekwaarde op te heffen winning en infiltratiewater
- Afschrijving
- Aanpassing bij (verdere) optimalisatie

Tabel 3 Waterwintechnische aspecten, waarop de niet-ecologische aspecten van regeneratie zijn gewaardeerd.

10. OPTIMALISATIE SPRANG PI MET OMGEVING

Voor sprang pi met omgeving wordt thans, december 1993, een herinrichtingsplan opgesteld. Een nauwkeurige kartering van maaiveldhoogtes, speciaal in de valleien, van diktes van bodemhorizonten en sliblagen en van de chemische samenstelling daarvan, vormt samen met geohydrologische modelberekeningen in eerste instantie de hoofdmoot van het onderzoek. Uit maaiveldhoogtes en gewenste grondwaterstanden ter plaatse kunnen randvoorwaarden voor aanliggende infiltratieplassen worden afgeleid. Wanneer deze zaken goed bekend zijn, kan een verdere detaillering van de herinrichting worden uitgewerkt op basis van en rekening houdend met huidige natuurwaarden (o.a. plantesoorten en broedvogels) en gewenste ruimtelijke verdeling hiervan binnen het gebied in de toekomst.
Deze herinrichtingsstudie zal uitmonden in een aantal keuzemogelijkheden en zal medio 1994 gereed zijn.

Het tijdstip van uitvoering wordt dan bepaald door het beschikbaar komen van vervangende capaciteit voor de waterwinning en zal in 1996/1997 plaats kunnen vinden.

11. REGENERATIE NA 2000.

In het voorgaande is duidelijk geworden dat de door de natuurbescherming zozeer gewenste optie van herstel van vochtige natuurwaarden met een procesmatige benadering binnen het huidige regeneratiebeleid niet gerealiseerd kan worden. Door het Duinwaterbedrijf Zuid-Holland is samen met de Stichting Duinbehoud een projekt geformuleerd waarbij onderzocht gaat worden in hoeverre het, met behoud van de funktie voor de waterwinning, binnen het duingebied Meijendel/Berkheide mogelijk is een voldoende groot gebied voor procesmatig herstel van vochtige natuurwaarden te creëren. Een aantal belangrijke aspekten uit dit onderzoek is:

- In beeld brengen van de mogelijkheden/beperkingen voor natuurontwikkeling in de duinen tussen Monster en Katwijk, in termen van landschap, geomorfologie, hydrologie en ecologie (patronen en processen).
- In beeld brengen van de mogelijkheden/beperkingen voor waterwinning in de duinen tussen Monster en Katwijk, in termen van verblijftijd/verblijftijdspreiding, reguliere bedrijfsvoering en calamiteiten.
- Beschrijving van randvoorwaarden ten aanzien van mede-gebruiksfuncties, recreatie en zeewering in algemene termen.
- Verbeterde voorzuivering in het kader van diepinfiltratie en natuurontwikkeling langs infiltratieplassen.
- Mogelijkheden voor optimalisatie van het bestaande oppervlakte-infiltratiesysteem: vergroting van het rendement van het bestaande systeem in combinatie met een verhoging van de natuurwaarden.
- Verbeterde inrichting infiltratieplassen ten behoeve van natuurontwikkeling langs infiltratieplassen.
- De drinkwaterbehoefte die in geval van calamiteiten moet worden gedekt en de opstelling van scenario's voor de inzet van winningsmiddelen die hiervoor in stand moeten worden gehouden in en buiten natuurkernen. Hierbij dient niet alleen het effect op de natuur centraal te staan, maar ook en vooral de minimaal te leveren hoeveelheid water in dit soort situaties.

Als algemeen doel van deze studie is uitgesproken dat een herinrichting van het bedoelde duingebied zal leiden tot een situatie die voor zowel de natuur als de waterwinning een betere zal zijn dan de huidige.

12. LITERATUUR.

Bakker, T.W.M., J.A. Klijn & F.J. van Zadelhoff, 1979. Duinen en duinvalleien. Een landschapsecologische studie van het Nederlandse duingebied. Pudoc Wageningen, 201 pp.

Bakker, T.W.M. & P. J. Stuyfzand, 1992. Nature conservation and extraction of drinking water in coastal dunes. The Meijendel area. In: Vos, C.C. & P. Opdam, 1992. Landscape ecology of a stressed environment. Chapman & Hall, pp. 244-262.

Janssen, M., 1992. Duinen voor de wind. Een toekomstvisie op het gebruik en beheer van de Nederlandse duinen. Stichting Duinbehoud, Leiden, 134 pp.

Koerselman, W., J. van Genderen, H.G.J.M. van der Hagen, G.M. Leltz, C.E.M. Rood & K.J. Wardenaar, 1992. Regeneratie van de duinen tussen Katwijk en Den Haag. Locatie-onderzoek op basis van natuurpotenties. KIWA, SWE 92.040.

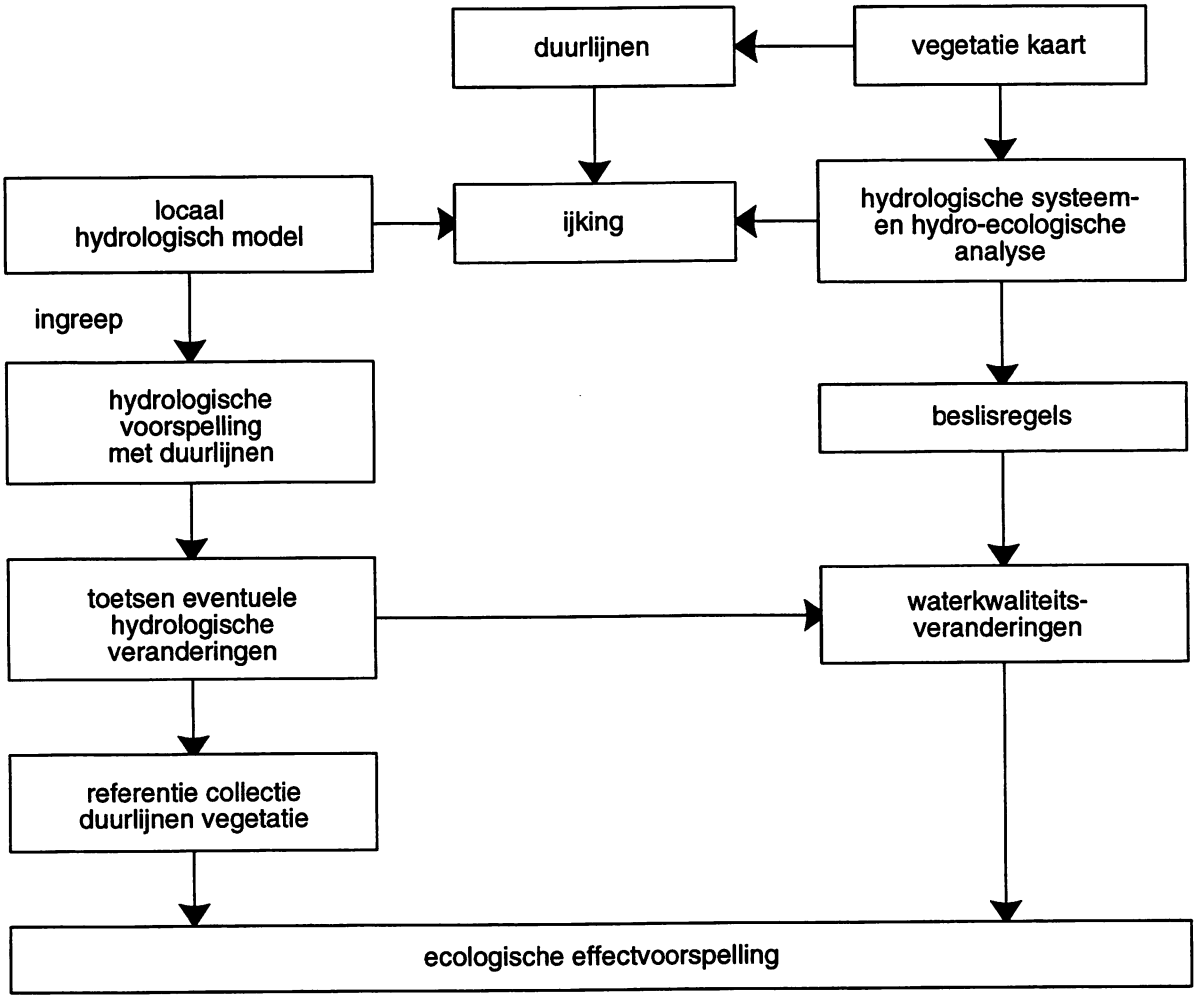
Lammerts, E.J., F.P. Sival, A.P. Grootjans & H. Esselink, 1992. Hydrological conditions and soil buffering processes controlling the occurence of dune slack species on the Dutch Wadden Sea islands. In: Coastal Dunes, Geomorphology, Ecology and Management for conservation. (eds. R.W.G. Carter, T.F.G. Curtis and M.J. Skeffington). A.A. Balkema, Rotterdam/Brookfield, 533 pp.)

Provincie Zuid-Holland, 1989. Notitie regeneratie duingebieden in relatie tot de waterwinning. Provincie Zuid-Holland, Dienst Ruimte en Groen, Den Haag, 34 pp.

Runhaar, J., C.L.G Groen, R. van der Meijden & R.A.M. Stevers, 1987. De nieuwe indeling in ecologische groepen binnen de Nederlandse flora. Gorteria 13: 277-360.

Vertegaal, C.T.M., 1991. Methoden voor ecologische effectvoorspelling regeneratie; methoden

voor effectvoorspelling en -beoordeling t.b.v. lokatiekeuze bij voorgenomen reductie van oppervlakte-infiltratiecapaciteit in de duinen van Zuid-Holland. Duin+Kust, Leiden.



BLOK 7: TOEKOMST

Documentatie

Toekomstig VEWIN-onderzoek naar de bronnen en technieken voor waterwinning en hun effecten op natuur en milieu

A.J.M. Jansen & A. Kap

KIWA N.V. Onderzoek en Advies
Nieuwegein

Samenvatting

In dit artikel worden de doelstellingen en belangrijkste producten besproken van projecten, die worden uitgevoerd in het aandachtsveld 'Waterwinningsmogelijkheden en -technieken en hun relatie met natuur en milieu' van het VEWIN-onderzoekprogramma 1993-1997. De projecten in dit aandachtsveld zijn deels een vervolg op het onderzoek dat in deze mededeling is beschreven. De aanleiding van deze projecten ligt in de verdrogingsproblematiek. Het onderzoek richt zich dan ook op alternatieve bronnen voor de drinkwatervoorziening, op duurzame grondwaterwinning en op een methode om de natuur- en milieueffecten van verschillende winningstechnieken te kunnen vergelijken en afwegen. Het onderzoek naar alternatieve bronnen houdt zich vooral bezig met de techniek, en de ecologische en milieukundige effecten van oppervlaktewaterwinning. Het onderzoek naar duurzame grondwaterwinning is gericht op het beter begrijpen van de mechanismen van verdroging en het beperken van de effecten van grondwaterwinning. De resultaten zullen worden geïmplementeerd in de bestaande effectvoorspellingsmethode en geschikt worden gemaakt voor toepassing. Het project 'vergelijken en afwegen' zal criteria en meetlatten opstellen voor alle aspecten van de waterwinning. Deze zullen worden toegepast in een vergelijkingsmethode, die ook in dit project zal worden ontwikkeld.

1 INLEIDING

Gezien het belang van een verdere verdieping van het onderzoek, zoals dat uit voorgaande artikelen bleek, zullen in dit artikel de projecten, die in het aandachtsveld 'Waterwinningsmogelijkheden en -technieken en hun relatie met natuur en milieu' in de periode 1993-1997 worden uitgevoerd, worden besproken.
KIWA N.V. voert in opdracht van de Vereniging van Exploitanten van Waterleidingbedrijven In Nederland (VEWIN) onderzoek uit ten behoeve van de Nederlandse waterleidingbedrijven. Dit onderzoek heeft steeds een looptijd van vijf jaar, is vastgelegd in zogenaamde meerjaren-onderzoekprogramma's, en onderverdeeld in meerdere sectoren. In voorgaande bijdragen is gerapporteerd over enkele resultaten en toepassingen van hydro-ecologisch onderzoek, dat is uitgevoerd in het kader van het VEWIN-onderzoek in de sector 'Grondstof' over de periode 1988-1992.
Van 1991 tot en met 1993 is gewerkt aan het opstellen van een nieuw meerjaren-onderzoekprogramma voor de periode 1993-1997. Binnen alle sectoren is steeds onderscheid gemaakt in zogenaamde aandachtsvelden. In een aandachtsveld zijn de projecten met een gemeenschappelijke of nauw verwante doelstelling samengebracht. Binnen de sector 'Grondstof' bestaat het aandachtsveld 'Waterwinningsmogelijkheden en technieken en hun relatie met natuur en milieu'. Conform de naam van dit aandachtsveld is daar een aantal projecten met hydro-ecologische vraagstellingen ondergebracht.
In de eerste drie maanden van 1993 is binnen alle sectoren en aandachtsvelden gewerkt aan het formuleren en begroten van concrete projecten. Deze zijn in de vorm van projecthandvesten gerapporteerd aan de Commissie Onderzoek van de VEWIN. De wenselijk geachte hoeveelheid onderzoek overtrof de beschikbare financiële middelen. De Commissie Onderzoek van de VEWIN heeft deze projecthandvesten getoetst en de meest belangrijke geselecteerd.

Deze geselecteerde onderwerpen zullen, behoudens definitieve goedkeuring van de Algemene Ledenvergadering van de VEWIN voor een aantal extra projecten, in de komende vier jaar worden uitgewerkt en gerapporteerd.
In de periode 1988-1992 is gewerkt aan het ontwikkelen van een methode die de effecten van grondwaterwinning op de vegetatie kan voorspellen (zie Jansen 1993 in deze mededeling). Met deze methode kunnen de gevolgen van veranderingen in de waterstand op de vegetatie nauwkeurig voorspeld worden. Kennis over de effecten van veranderingen in de chemische samenstelling van het grondwater op de basen- en nutriëntenbeschikbaarheid van de bodem, en daarmee voor de vegetatie, zijn tot nu toe alleen op kwalitatieve wijze verwerkt in de ontwikkelde methode. Het voorzien in deze lacunes heeft geleid tot het formuleren van nieuw onderzoek. Een veel belangrijkere reden voor het formuleren van nieuw onderzoek zijn de veranderde maatschappelijke omstandigheden. De negatieve effecten van grondwaterwinning op de natuur (verdroging) worden niet langer acceptabel geacht. Daardoor komen andere waterwinningsmogelijkheden en -technieken in beeld. Anderzijds bestaat in de bedrijfstak bij velen de overtuiging, dat grondwaterwinning op een duurzame wijze, en in harmonie met andere belangen, kan plaatsvinden. Om deze overtuiging te kunnen onderbouwen zijn eveneens voorstellen gedaan voor het uitvoeren van onderzoeksprojecten.
In dit artikel bespreken we kort de doelstellingen en de belangrijkste produkten van de door de Commissie Onderzoek geselecteerde projecten in ons aandachtsveld. Deze bespreking wordt voorafgegaan door een beknopte analyse van het probleem 'verdroging' en door een eerste verkenning van het toekomstige onderzoek. We besluiten met een evaluatie. Daarin bespreken we de belangrijkste opbrengsten van het toekomstige onderzoek voor de bedrijfstak. Tevens signaleren we enkele lacunes.

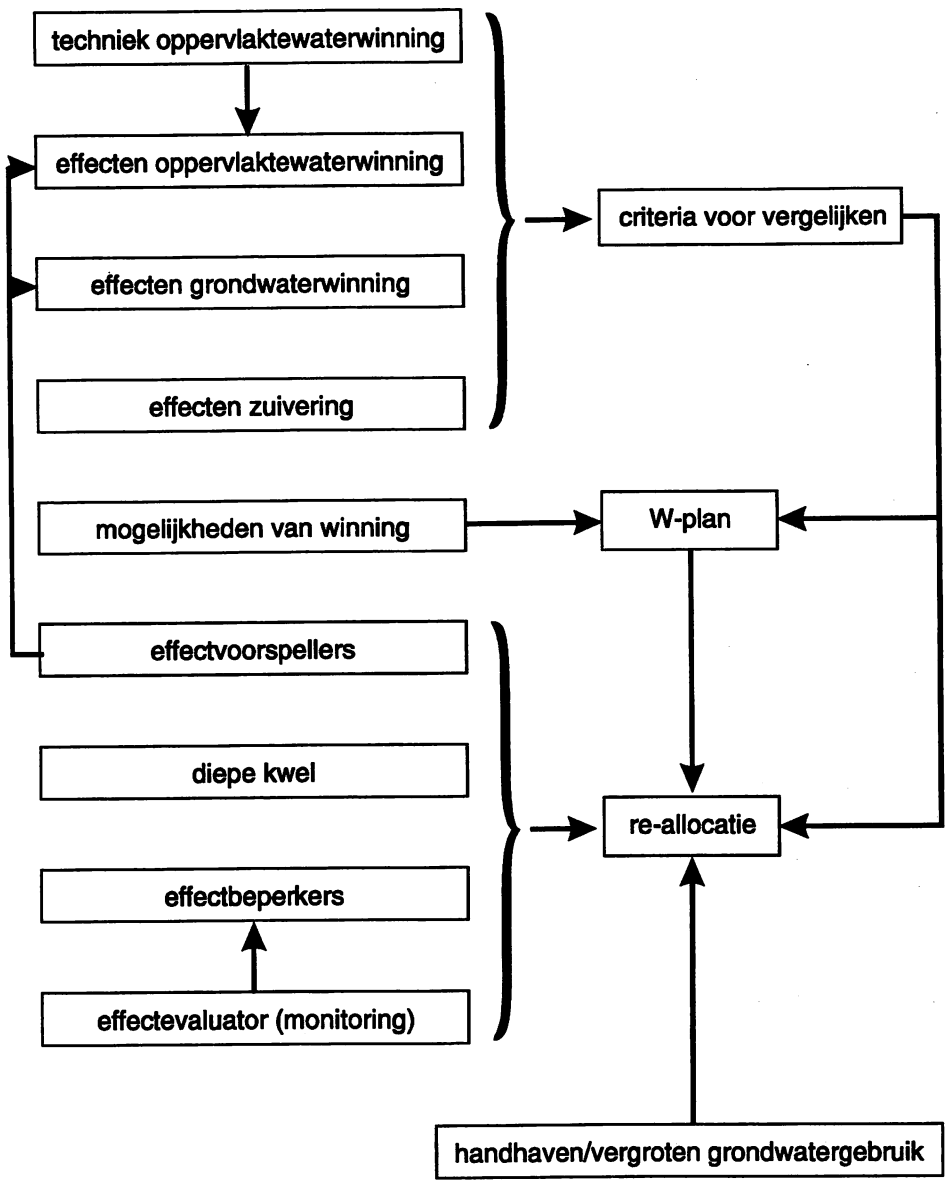
2 VERDROGING; GRONDWATERWINNING ONDER DRUK

In het VEWIN-milieuplan (VEWIN, 1991) is de verdroging van natuur en landschap onderkend als een van de milieuproblemen voor de bedrijfstak waterleidingbedrijven.
Door de winning van grond- en oevergrondwater voor de openbare drinkwatervoorziening draagt de bedrijfstak bij aan de verdroging van natuur en landschap. Verdroging is ondertussen als maatschappelijk probleem erkend, zoals blijkt uit de door de Tweede Kamer aangenomen motie Lansink/Van Rijn-Vellekoop. Aan oplossingen wordt dan ook gewerkt. Door rijksoverheid en provinciale overheden (Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1989; Provincie Gelderland, 1992; Provincie Noord-Brabant, 1990) wordt voorgesteld de grondwaterwinning terug te dringen, pompstations te re-alloceren, gedeeltelijk over te schakelen op oppervlaktewater als grondstof voor de drinkwaterbereiding en meer werk te maken van waterbesparing. Het is in ieder geval duidelijk dat de drinkwatervoorziening vanuit grondwater onder druk staat. Waterleidingbedrijven ervaren die druk en zijn of gaan op zoek naar alternatieven om aan de groeiende vraag naar drinkwater te kunnen voldoen.
De overstap naar oppervlaktewater lijkt op het eerste gezicht een goede mogelijkheid om de verdroging van natuur en landschap terug te dringen. De winning van deze grondstof kent echter ook nadelen, zoals bijvoorbeeld een groter ruimtebeslag, een veel uitgebreidere zuivering vanwege de slechte kwaliteit van het oppervlaktewater en daardoor een groter afvalprobleem en energie- en chemicalieënverbruik. Over de mogelijke ecologische effecten van een sterk toenemende winning van oppervlaktewater is weinig tot niets bekend. Het winnen van oppervlaktewater kent dus niet louter en alleen voordelen, terwijl de mogelijkheden voor "verdrogingsvriendelijke" grondwaterwinning nauwelijks onderzocht en in de praktijk getest zijn. Dit alles pleit er voor te werken aan de bevordering van een duurzame watervoorziening. Een duurzame watervoorziening is gericht op het voorkomen van natuur- en milieuschade door de bedrijfstak en het bestrijden en vermijden van vervuiling van grond- en oppervlaktewater als grondstoffen voor de drinkwatervoorziening door derden.

3 EEN EERSTE VERKENNING VAN HET TOEKOMSTIGE ONDERZOEK

Om in de praktijk een duurzame waterwinning te realiseren is het noodzakelijk dat alle vormen van gebruik van grondstoffen en technieken voor waterwinning met elkaar worden vergeleken op hun effecten op natuur en milieu. Zo'n vergelijking is alleen

zinvol als behalve de effecten van de winning, ook de invloed van behandeling (zuivering) en distributie (transport) op het milieu in deze vergelijking worden betrokken. Dat vereist een integrale benadering: bij elke handeling en bij elke reeks van handelingen moet worden aangegeven wat de invloed is op natuur en milieu. Zo kunnen waterleidingbedrijven bronnen en technieken voor waterwinning onderling vergelijken en afwegen en toetsen of wordt voldaan aan de eisen van duurzaamheid.
Daarom zal in het onderzoek worden begonnen met het opstellen van criteria voor vergelijken en afwegen vanuit reeds ontwikkelde methoden, onder meer op hydro-ecologisch gebied. Als over de criteria overeenstemming bestaat, dan zal een vergelijkingsmethode worden opgesteld. Tevens wordt teruggekoppeld naar andere onderzoeksprojecten om te komen tot verder uitgewerkte en beter onderbouwde criteria (zie figuur 1).
Naast het thema 'vergelijken en afwegen' kent het toekomstige onderzoek naar de bronnen en technieken voor waterwinning en hun effecten op natuur en milieu nog twee thema's: bronnen en technieken van de watervoorziening en duurzame grondwaterwinning.
Het onderzoek binnen het thema 'bronnen en technie-



Figuur 1 De samenhang van onderwerpen en projecten binnen het aandachtsveld 'Waterwinningsmogelijkheden en -technieken en hun relatie met natuur en milieu'.

ken' is gericht op het aandragen van nieuwe mogelijkheden voor de grondstofvoorziening. Daarvoor bestaan talloze mogelijkheden. Het zwaartepunt van het onderzoek in dit thema is gericht op de inzet van oppervlaktewater voor de drink- en industriewatervoorziening. Het beleidsplan drink- en industriewatervoorziening gaat uit van de indirecte bereiding van drinkwater uit oppervlaktewater door tussenkomst van een infiltratiestap. Enkele bedrijven bereiden echter drinkwater door directe zuivering van oppervlaktewater of overwegen dat te gaan doen. Diverse bedrijven hebben echter nauwelijks kennis van deze vorm van waterwinning. Een vertaling van de beschikbare kennis over de winning van oppervlaktewater naar praktische aanbevelingen voor zulke bedrijven is dan ook wenselijk. Deze vertaling leidt eveneens tot een beschrijving van het benodigde onderzoek om geconstateerde kennislacunes op te vullen. Kennis van de effecten op natuur en milieu van oppervlaktewaterwinning ontbreekt vrijwel geheel. Deze kennis is nodig voor een goede vergelijking met de effecten op natuur en milieu van andere winningstechnieken.

Tweederde deel van het Nederlandse drinkwater wordt uit grondwater bereid. De winning van grondwater kent één belangrijk negatief aspect en dat is verdroging. Desondanks zal grondwater een belangrijke bron blijven vanwege alle voordelen van grondwater als grondstof. De in de Tweede Kamer aangenomen motie Lansink/van Rijn-Vellekoop, die stelt dat in het jaar 2000 de verdrogingsschade vergeleken met die van 1985 met 25% moet zijn teruggedrongen, is aangenomen en verwerkt in het rijksbe- leid. Het rijk zal de provincies als uitvoerders van het grondwaterbeheer aansporen dit beleid uit te voeren, onder meer door onderzoek en maatregelen te subsidiëren. Sommige provincies hebben dit reeds voortvarend ter hand genomen. De waterleidingbedrijven willen vanuit hun verantwoordelijkheid als milieubedrijf aantonen dat grondwaterwinning duurzaam kan plaatsvinden. Hierop is het toekomstige onderzoek dan ook gericht. Voor 'duurzame grondwaterwinning' is allereerst een grondige kennis vereist van de hydrologische en hydrochemische mechanismen die leiden tot verdroging en van de effecten van verdroging op de vegetatie. De effectvoorspellingsmethode die in dat kader in het afgelopen VEWIN-onderzoekprogramma 1988-1992 is ontwikkeld, verdient verdere uitwerking op hydro-chemisch vlak (zie Jansen, 1993 in deze mededeling). Als de mechanismen en de effecten van verdroging beter bekend zijn dan nu, dan kan gericht worden gewerkt aan het beperken van de effecten van verdroging. Ecologisch beheer door waterleidingbedrijven, hydro-ecologische optimalisatie, een geïntegreerd regionaal waterbeheer en, indien noodzakelijk, re-allocatie van winmiddelen kunnen bijdragen aan de beperking of opheffing van deze effecten. Het toekomstige onderzoek moet zorgen voor een instrumentarium dat geschikt is voor de toepassing van zulke anti-verdrogingsmaatregelen in de praktijk.

4 ONDERZOEKSPROJECTEN IN DE PERIODE 1993-1997

In bovenstaande zijn de hoofdlijnen van het VEWIN-onderzoek naar de bronnen en technieken voor waterwinning en hun effecten op natuur en milieu voor de periode 1993-1997 uiteengezet. Dit onderzoek is opgesplitst in projecten, die hieronder kort zullen worden besproken.

4.1 Vergelijken en afwegen

Dit project kent drie doelen die gefaseerd zullen worden bereikt:

1. Het bepalen van criteria voor het voorspellen en vergelijken van effecten op natuur en milieu en tevens voor de aspecten kwaliteit, energie en kosten bij verschillende lokaties, bronnen en winningstechnieken.
2. Het ontwikkelen en toetsen van een geschikte methode voor het vergelijken van winningsmogelijkheden en winningstechnieken op basis van de opgestelde criteria.
3. Implementatie van de criteria en vergelijkingsmethode binnen het afwegingsproces van de bedrijfstak.

Dit project is de basis van waaruit alle andere projecten in dit aandachtsgebied aangestuurd worden. Het opstellen van criteria geeft input aan wat precies meetbaar gemaakt moet worden. De vergelijkingsmethode leidt tot een voor besluitvormers overzichtelijk aantal criteria op basis waarvan beslissingen kunnen worden genomen. In de derde fase wordt het ontwikkelde overgedragen aan de bedrijfstak. Dit zal echter niet eerder gebeuren dan na uitvoerige toetsing van de methode.

De te ontwikkelen methode is niet bedoeld om te komen tot één getal per locatie, bron of winningstechniek. Er wordt daarentegen een instrument ontwikkeld, waarmee de inzichten en gegevens die uit andere onderzoeksprojecten komen, op verantwoorde wijze worden gecombineerd tot een beperkt aantal kentallen per lokatie, bron of winningstechniek. Op deze wijze kunnen bedrijven op de door de overheid gevraagde rationele wijze keuzes onderbouwen, waardoor met de vergunningverleners tot betere en snellere afstemming kan worden gekomen.

4.2 Techniek van de oppervlaktewaterwinning

Vanwege het door de overheid gevoerde anti-verdrogingsbeleid zullen meer en meer bedrijven, ook de van oorsprong op grondwater georiënteerde, gebruik gaan maken van oppervlaktewater als bron voor de watervoorziening, bijvoorbeeld als 'industrie-' of 'B-water'. Schaars grondwater kan dan blijvend worden gebruikt voor hoogwaardiger gebruiksdoelen. Het eerste doel van dit project is de beschikbare kennis over de winning van oppervlaktewater te vertalen naar praktische aanbevelingen voor bedrijven zonder ervaring op dit gebied. Daarbij denken wij aan een beschrijving dan wel overzicht van:

- de kwantitatieve en kwalitatieve beschikbaarheid van oppervlaktewater als grondstof voor de watervoorziening;
- reeds gebruikte en van veelbelovende nieuwe bronnen voor de inname van oppervlaktewater, zoals grind- en zandwinputten en benedenlopen van beekdalen;
- de gehanteerde criteria voor de bruikbaarheid van zulke bronnen;
- welke bronnen waar en onder welke voorwaarden toepasbaar zijn;
- de tot op heden gehanteerde criteria voor de innamepunten van oppervlaktewater;
- functie, aanleg en gevolgen van bekkens;
- de benodigde kwaliteit van het produkt in relatie tot c.q. als functie van zuivering en milieubelasting;
- informatie over en benodigde technieken voor het maken van een risico-analyse bij het gebruik van oppervlaktewater.

Tevens zullen kennislacunes worden beschreven en voorstellen gedaan om deze via onderzoek op te heffen.

4.3 Ecologische en milieukundige aspecten oppervlaktewaterwinning

In het project worden criteria vastgesteld die belangrijk zijn voor het bepalen van ecologische effecten van kleinschalige winning van oppervlaktewater. Bij zulke criteria kan men denken in termen van winst en verlies van natuur en landschap. Het tweede doel is te onderzoeken of deze vorm van drinkwatervoorziening te combineren is met natuurontwikkeling. In dit project wordt dus geen methode ontwikkeld om de ecologische effecten van oppervlaktewaterwinning te voorspellen. De bestaande en te ontwikkelen methoden voorzien reeds in deze behoefte. Het eerste deel van het onderzoek zal uitgevoerd worden aan de hand van bestaande informatie, aangevuld met het oordeel van deskundigen. Als tweede stap zullen in een concreet gebied de ecologische en milieueffecten worden gemonitord.

Aan het eind van het onderzoek is gerapporteerd over:

- de standplaatscondities en de gevoeligheid voor ingrepen van plantengemeenschapen die voor hun voortbestaan afhankelijk zijn van het oppervlaktewater;
- de negatieve effecten voor natuur (vegetatie, plantesoorten, fauna) en milieu (ruimtebeslag, hydrologie) per type bron;
- de positieve effecten op natuur en natuurontwikkeling per type bron;
- ecologische en milieukundige criteria met betrekking tot oppervlaktewaterwinning

Voor dit project wordt gezocht naar een lokatie, waarin de mogelijkheden voor natuurontwikkeling bij een veelbelovend type oppervlaktewaterwinning bestudeerd kunnen worden.

4.4 Implementatie ecologische effectvoorspellingsmethode

In het VEWIN-onderzoekprogramma 1988-1992 is gewerkt aan een methode die de ecologische effecten van grondwaterwinning voorspelt. Voor een uitgebreide beschrijving hiervan zie Jansen (1993 in deze mededeling). Was het toenmalige onderzoek vooral gericht op een ecologisch verantwoorde uitbreiding van de waterwinning, het huidige beleid vraagt ook om een methode waarmee de ecologische effecten van anti-verdrogingsmaatregelen kunnen worden bepaald, zoals hydro-ecologische optimalisatie,

regionaal (integraal) waterbeheer, re-allocatie van pompstations en sluiting van winlocaties. De ontwikkelde methode is in al deze gevallen bruikbaar. Het doel van dit project is dus niet méér of nieuw onderzoek, maar de reeds verworven kennis en inzichten en de daarop gebaseerde methode op zodanige wijze overbrengen dat toepassing in de praktijk mogelijk is. De doelgroep van dit project bestaat uit de bedrijfstak, bij de vergunningverlening voor grondwaterwinning betrokken instanties en andere belanghebbenden bij het regionale waterbeheer.
Implementatie van de methode zal bijdragen aan overeenstemming tussen betrokken over het toe te passen instrumentarium voor de voorspelling van ecologische effecten als gevolg van ingrepen in de waterhuishouding. Wat dan nog rest is de discussie over de maatschappelijke aanvaardbaarheid van de voorspelde effecten.
De ontwikkelde methode is voor verbetering vatbaar wanneer het gaat om een kwantificering van de effecten op de vegetatie van verandering van de chemische samenstelling van het grondwater en de beschikbaarheid van nutriënten. In het project 'diepe kwel' zal daarover meer kennis worden verzameld, die via modules zal worden geoperationaliseerd in de methode.

4.5 'Diepe kwel'

Op diverse pompstations wordt diep, goed te beschermen grondwater onttrokken. Op grond van een aantasting van de hoeveelheid 'diepe kwel', die de standplaatsen van basenminnende grondwaterafhankelijke vegetaties zou bepalen, krijgen waterleidingbedrijven met zulke pompstations beperkingen opgelegd voor de te onttrekken hoeveelheden grondwater of moeten zij uitwijken naar andere bronnen. Het project 'diepe kwel' is dan ook van essentieel belang om te voorkomen dat grondwaterwinningen moeten verdwijnen vanwege een vaak alleen vermeende invloed op zogenaamde 'diepe kwel'. De inzichten en methoden uit dit project kunnen door de bedrijfstak tevens worden gebruikt voor het onderbouwen van anti-verdrogingsmaatregelen. Een groot deel van de zeldzame plantesoorten en vegetatietypen is gebonden aan min of meer voedselarme, natte en basenrijke omstandigheden (Londo, 1988; Westhoff en Weeda, 1984). Het natuur- en het anti-verdrogingsbeleid van de overheid is er dan ook op gericht dergelijke standplaatsen te beschermen. Daarvoor is, behalve een hoge grondwaterstand, ook de toestroming van basenrijk grondwater noodzakelijk. Momenteel wordt voor de instandhouding van zulke standplaatsen vooral de toestroming van basenrijk grondwater, dat van grote diepte afkomstig is, van belang geacht (IWACO, 1991; Provincie Gelderland, 1992; Provincie Noord-Brabant, 1990; GMN werkgroep ecologie, 1992). Deze toevoer van basenrijk grondwater van grote diepte wordt veelal aangeduid met de term 'diepe kwel'.
Uit het VEWIN-onderzoek in de periode 1988-1992 is gebleken dat naast 'diepe kwel' ook andere hydrologische processen een belangrijke rol spelen bij het ontstaan van natte basenrijke standplaatsen (zie Jansen et al., 1993; Jansen en Maas, 1993). Her en der blijken min of meer lokale grondwaterstromingen of de invloed van schoon oppervlaktewater de standplaatscondities te bepalen. Er is nog maar weinig bekend via welke mechanismen dat precies gebeurt. De methoden om deze mechanismen in effectvoorspellingen te betrekken zijn dan ook nog maar gedeeltelijk ontwikkeld. Het hoofddoel van dit onderzoeksproject luidt dan ook: onderzoek en beschrijf de mechanismen die leiden tot het ontstaan en de instandhouding van basenminnende grondwaterafhankelijke vegetaties.
Vervolgens zullen rekenmethoden worden ontwikkeld waarmee de kennis over deze mechanismen kan worden toegepast als uitbreiding en verfijning van de bestaande methoden voor effectvoorspelling (zie 4.4). Deze rekenmethoden zullen worden geïmplementeerd als modules in de door KIWA ontwikkelde effectvoorspellingsmethode opdat de invloed van grondwaterwinningen op de vegetatie kan worden bepaald en kan worden afgewogen in relatie tot die van andere ingrepen in de waterhuishouding. In gebieden waar de standplaatsen van de vegetatie hoofdzakelijk door lokale grondwatersystemen worden bepaald, en niet door 'diepe kwel', dat aan grote grondwatersystemen is gebonden, zullen maatregelen in de lokale waterhuishouding nodig zijn en veelal afdoende blijken. In zulke gebieden is in ieder geval meer nodig dan het alleen terugdringen van grondwaterwinningen. Het is daarom van groot belang te achterhalen in welke typen gebieden lokale systemen de standplaatsen van basenminnende grondwaterafhankelijke vegetaties bepalen, hoe deze mechanismen precies werken en hoe ze te onderscheiden zijn van daadwerkelijk door diep grondwater gevoede standplaatsen. Het ontwikkelen van rekenmethoden voor

deze mechanismen is dus van groot belang voor het voorspellen van de effecten van grondwaterwinningen en de effectiviteit van anti-verdrogingsmaatregelen, zoals hydro-ecologische optimalisatie, regionaal integraal waterbeheer en re-allocatie van pompstations. Daarmee is het onderzoek direct van belang voor het handhaven van grondwaterwinning als bron voor de drinkwatervoorziening.

4.6 Hydro-ecologische optimalisatie

De mogelijkheden van het nemen van anti-verdrogingsmaatregelen maatregelen in en direct rond natuurgebieden die door grondwaterwinning zijn verdroogd zullen in dit project worden onderzocht en beschreven.
Om dit te bereiken zal worden aangegeven hoe in verschillende hydrologische systemen en bij verschillende oorzaken van verdroging (winningstype) de voorgestelde maatregelen zullen inwerken op de lokale hydrologie (vernatting) en hydrochemie (kwelverandering) en welke invloed dit heeft op bodemprocessen (pH, voedselrijkdom), vegetatieontwikkeling en de effectiviteit van het gevoerde ecologisch beheer. De verkregen uitkomsten worden toegepast en getoetst in twee voorbeeldgebieden. Tevens zal de effectiviteit en haalbaarheid van lokale maatregelen worden vergeleken met die van meer regionale (zie 4.7 'regionaal integraal waterbeheer').

4.7 Regionaal integraal waterbeheer

Recent zijn enkele 'integrale' regionale onderzoeken afgerond (o.a. Grondwaterbeheer Midden-Nederland, Verdroging in Gelderland), die als doel hadden de oorzaken van verdroging op te sporen. In deze studies wordt gebruik gemaakt van grofschalige stationaire grondwatermodellen, waarin het lokale oppervlaktewaterstelsel en instationaire ingrepen als beregening door de landbouw niet of beperkt zijn gemodelleerd. In zulke modellen komen grondwateronttrekkingen dan ook vrijwel steeds als hoofdoorzaak naar voren. Van een 'integrale' benadering is met zo'n instrumentarium geen sprake. Het beleid, dat zich baseert op de uitkomsten van zulke studies, richt zich dus vooral op het terugdringen van verdroging via het beperken van de winning van grondwater.
De sleutel van regionaal integraal waterbeheer ligt ons inziens in de oppervlaktewaterhuishouding, maar ook in het onttrekken van water als het zijn ecologische functie heeft gehad. Uit macro-hydrologische beschouwingen blijkt namelijk, dat voor de drinkwatervoorziening slechts ca. 10% van de nuttige neerslag wordt onttrokken. De overige 90% stroomt ondergronds af en komt uiteindelijk in het oppervlaktewater terecht. Het ligt dus voor de hand, dat kleine veranderingen in het tijdstip, de plaats en de hoeveelheid water, die naar het oppervlaktewaterstelsel stroomt, al snel grotere grondwaterstandsverhogingen zullen opleveren dan het terugdringen van vergelijkbare hoeveelheden grondwaterwinning.
Het onderzoek "regionaal waterbeheer" zal zich dus richten op de mogelijkheden om via meer regionale maatregelen te komen tot een zodanige toename van de grondwateraanvulling of afname van de drainage, dat de negatieve effecten van grondwaterwinning gecompenseerd kunnen worden. Daarbij zal moeten worden gekeken naar de effecten op diverse belangen, zoals landbouw, natuur en bebouwing.
Regionaal integraal waterbeheer is in gebieden met een uitgebreid drainerend oppervlaktewaterstelsel alleen zinvol, als behalve aanpassing van de waterwinning, ook aanpassing van het oppervlaktewaterstelsel plaatsvindt. Anders is sprake van dweilen met de kraan gedeeltelijk open doordat een groot deel van de hoeveelheid niet meer onttrokken grondwater naar het oppervlaktewater zal stromen. Het onderzoek in dit project zal dat inzichtelijk maken.
Het onderzoek zal starten met een analyse van de relatie tussen grond- en oppervlaktewater op regionale schaal, en van het verschil tussen stationair en instationair modelleren. De resultaten van het project zullen worden toegepast in het project 'Hydro-ecologische optimalisatie'.
Met de uitkomsten van dit project kan de bedrijfstak zowel de instrumenten als de argumenten aan dragen om samen met de waterbeheerders en grondgebruikers via integraal waterbeheer te komen tot een duurzame vorm van grondwaterwinning.

5 TOT SLOT

Het onderzoek in het meerjarenprogramma 1993-1997 zal de bedrijfstak diverse instrumenten en argumenten ter beschikking stellen om te komen tot een duurzame grondwaterwinning. Het nu nog vaak eenzijdige beeld, dat de winning van grondwater bestempelt als de grote veroorzaker van de verdroging van natuur en landschap, zal er zeker door worden genu-

anceerd. Gelukkig begint dit beeld al barstjes te vertonen. Dit wordt mede veroorzaakt door de uitkomsten van de MER-studie over het Beleidsplan Drink- en Industriewatervoorziening (Beugelink et al., 1993), waaruit blijkt dat alle grondwaterwinningen in het onderzochte gebied (dat is vrijwel heel Nederland), zowel ten behoeve van industrie als ten behoeve van de openbare drinkwaterwinnig, zouden moeten worden gestaakt om de doelstelling van de motie Lansink/Van Rijn-Vellekoop te kunnen halen (terugdringen van de verdroging met 25%).
Er liggen dus kansen voor de bedrijfstak en de grondwaterafhankelijke natuur, die echter alleen kunnen worden benut als het beleid afstapt van de gedachte dat 25% verdrogingsreductie gelijk staat aan 25% minder grondwaterwinning of van rigide plafonds aan de hoeveelheid te onttrekken grondwater. Het gaat er om zulke anti-verdrogingsmaatregelen te formuleren dat maximale natuurwinst wordt behaald. Uit de eerste resultaten van het vervolg-onderzoek GMN (IWACO, 1993) blijkt reeds dat bij het inleveren van minder kuubs grondwater dan voorzien in beleidsscenario 3 (Stuurgroep GMN, 1992) de natuurdoelstellingen van dat scenario toch kunnen worden gerealiseerd. De plek waar een kuub grondwater wordt ingeleverd is dus vaak belangrijker dan dat die wordt ingeleverd.
Dat de plaats waar grondwater wordt gewonnen van groot belang is, heeft ook implicaties voor re-allocatie van pompstations. Re-allocatie van pompstations of winningshoeveelheden wordt door provincies, en sommige waterleidingbedrijven, als een steeds serieuzer optie gezien om verdroging te kunnen bestrijden. Uit het re-allocatie-onderzoek rond Wierden is gebleken dat met het verplaatsen van een kleine winning meer natuurwinst kan worden bereikt dan met een grote (Hoogendoorn en Te Stroet, 1993 concept). Nader onderzoek naar re-allocatie van hoeveelheden grondwater en winmiddelen is ons inziens dan ook gewenst, maar momenteel in VEWIN-verband niet voorzien. Dit onderzoek zou zich moeten richten op het vinden van kenmerken van lokaties waar grondwaterwinning leidt tot een zo'n gering mogelijke verdroging. Uit het onderzoek rond Wierden (zie Hoogendoorn en Te Stroet, 1993 concept) en rond Nijmegen (zie Kap en Jalink, 1993 in deze mededeling) blijkt dat er zulke lokaties bestaan. Alleen op zulke lokaties is duurzame winning van grondwater mogelijk.
Onderzoek naar methoden voor monitoring ontbreekt in het VEWIN-onderzoekprogramma 1993-1997. Deze lacune dient ons inziens te worden opgevuld omdat waterleidingbedrijven als milieubedrijven verantwoordelijk zijn voor de effecten van hun handelen. Daarom zijn en worden er methoden ontwikkeld om die effecten te voorspellen, te voorkomen, te beperken of te compenseren. Om de effecten van het handelen te kennen is monitoring noodzakelijk. Het gaat dan niet alleen om de negatieve effecten van grondwaterwinning, maar ook om de beoogde positieve effecten van anti-verdrogingsmaatregelen (ecologisch beheer, hydro-ecologische optimalisatie, regionaal waterbeheer, re-allocatie). Monitoring biedt daarnaast de mogelijkheid van het bijstellen van de maatregelen of ingrepen of om vast te stellen of de investeringen zinvol zijn geweest. Monitoring is tevens noodzakelijk om de methoden voor effectvoorspelling, -voorkoming en beperking te kunnen toetsen, en waar nodig te verbeteren.
Het onderzoek binnen dit aandachtsveld is dus gericht op het aandragen van meer duurzame mogelijkheden voor de grondstofvoorziening. Die mogelijkheden moeten op basis van vooraf vastgestelde en geaccepteerde criteria worden vergeleken en afgewogen, zodanig dat de bedrijfstak naar analogie met de energiesector zou kunnen komen tot waterproductieplannen. Deze zogenaamde W-plannen kunnen worden opgesteld voor hydrologisch te onderscheiden regio's. Het gaat hier om beleidsonderbouwend onderzoek, waarbij de onderzoekers de bouwstenen aandragen en de bedrijven de besluiten nemen. Het onderzoek naar de mogelijkheden voor een W-plan zou het verzamel- en integratiepunt kunnen zijn van alle inzichten die in dit aandachtsveld worden verkregen.

6 LITERATUUR

Beugelink, , G.P., F.A.M. Claessen & J.H.C. Mülschlegel, 1993. Effecten op natuur van grondwaterwinning t.b.v. Beleidsplan Drink- en Industriewatervoorziening en MER no. 16: Onderzoek effecten grondwaterwinning. RIVM/RIZA, Bilthoven.

GMN werkgroep ecologie, 1992. Ecologische beoordelingsmethodiek. Rapport van de werkgroep ecologie Grondwaterbeheer Midden-Nederland, Provincie Gelderland, Arnhem.

Hoogendoorn, J.H. & C.B.M. te Stroet, 1993 con-

cept. Optimalisatie waterbeheer Wierden/ Wierdense Veld: technisch rapport. IGG-TNO, Oosterwolde.

Jansen, A.J.M., 1993. Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling. In: A.J.M. Jansen (red.), Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling, enkele resultaten en toepassingen van hydro-ecologisch onderzoek. KIWA-mededeling nr. 122, KIWA N.V., Nieuwegein.

Jansen, A.J.M., A.Th.W. Eysink, A.P. Grootjans, E.J. Lammers & F.P. Sival, 1993. Zijn hydrologische ingrepen noodzakelijk voor het herstel van verzuurde natte schraallanden? In: M. Cals, M. de Graaf & J. Roelofs (red.), Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in natuurterreinen: Proceedings van een symposium georganiseerd door de vakgroep Oecologie van de Katholieke Universiteit Nijmegen en de directie N.B.L.F. van het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij op 31 oktober 1992, Nijmegen.

Jansen, A.J.M. & C. Maas, 1993. Ecohydrological processes in almost flat wetlands. In: Proceedings symposium Engineering Hydrology. Hydraulics division ASCE, San Francisco.

IWACO, 1991. Proefprojekt Oirschot: toepassing en toetsing van een methode voor het bepalen van de effecten van diepe grondwateronttrekkingen op de kwaliteit van kwelwater in natuurgebieden. Eindrapport. IWACO, Boxtel.

IWACO, 1993, concept. Drinkwatervoorziening Midden-Nederland. Optimalisatie onttrekkingshoeveelheden drinkwatervoorziening. IWACO, Rotterdam.

Kap, A. & M.H. Jalink, 1993. Systeemanalyse Nijmegen: optimalisatie van grondwaterwinninggen in relatie met waterkwaliteit en natuur. In: A.J.M. Jansen (red.), Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling, enkele resultaten en toepassingen van hydro-ecologisch onderzoek. KIWA-mededeling nr. 122, KIWA N.V., Nieuwegein.

Londo, G., 1988. Nederlandse freatofyten. Pudoc, Wageningen.

Maas, C. & A.J.M. Jansen, 1993. Van pompstation tot plantewortel. In: A.J.M. Jansen (red.), Van hydrologische ingreep naar ecologische effectvoorspelling, enkele resultaten en toepassingen van hydro-ecologisch onderzoek. KIWA-mededeling nr. 122, KIWA N.V., Nieuwegein.

Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1989. Derde Nota Waterhuishouding. Tweede Kamer der Staten-Generaal, vergaderjaar 1988-1989, 21 250, nrs. 1-2. SDU uitgeverij, 's-Gravenhage.

Provincie Gelderland, 1992. Verdroging grijpt in! [in Gelderland], Ontwerp-nota. Arnhem.

Provincie Noord-Brabant, 1990. Werken aan water; waterhuishoudingsplan 1991-1995, ontwerpplan en -programma. 's-Hertogenbosch.

Stuurgroep GMN, 1992. Een nieuw evenwicht. Grondwaterbeheer Midden-Nederland. Rapport van de stuurgroep GMN, Lelystad.

VEWIN, 1991. VEWIN-Milieuplan. Vereniging van Exploitanten van Waterleidingbedrijven In Nederland, Rijswijk.

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