

Nationaal Onderzoeksprogramma Verdroging

Standaard meetprotocol verdroging

Voorlopige richtlijnen voor monitoring van anti-verdrogings projecten

NOV – rapport 15.1

**R.H. Kemmers
J.M.J Gieske
P. Veen
L.M.L. Zonneveld**

COLOFON

omslagontwerp:
foto omslag:
productie:
druk:

samenstelling begeleidingscommissie NOV

voorzitter: dr ir F.H.M. van de Ven

leden: ing G.P. Beugelink

drs J.M.J. Gieske

ir W. Hazeu

dr E. de Hullu

drs R.H. Kemmers

ir Massop

ir Meeuwissen

ir N. Straathof

drs R. van Oostenbrugge

dr G. van Wirdum

RIZA

RIVM

GG-TNO

Provincie Limburg

SBB

SC-DLO

Unie van Waterschappen

Provincie Brabant

Natuurmonumenten

IKC-Natuurbeheer

IBN-DLO

REFERAAT

Kemmers, R.H., J.M.J. Gieske, P. Veen & L.M.L. Zonneveld, 1995. *Standaard meetprotocol verdroging; voorlopige richtlijnen voor monitoring van anti-verdrogingsprojecten*. Wageningen, NOV-Rapport 15.1 ... blz.; ... fig.; ... tab.; ...ref.; ... aanh.; ... bijl.

Monitoring van het effect van vernattingsmaatregelen vindt in de praktijk op een weinig samenhangende en gestandaardiseerde wijze plaats. Dit rapport formuleert richtlijnen voor een standaard meetprotocol met als doel betrouwbare informatie te leveren voor de evaluatie van de effectiviteit van vernattingsmaatregelen en voor de identificatie van vernattingsprocessen. Het voorgestelde meetprotocol bevat richtlijnen voor algemene randvoorwaarden voor monitoring, richtlijnen voor selectie van variabelen en meting van variabelen. Het voorgestelde meetprotocol is gebaseerd op een integraal monitoringsysteem waarbij variabelen uit verschillende compartimenten van het ecosysteem kunnen worden gevolgd. Aan monitoring ligt een ecohydrologische systeemanalyse ten grondslag. De richtlijnen worden gedifferentieerd naar beschikbaar budget en milieuomstandigheden. Er worden tevens aanbevelingen gedaan voor een meetnetontwerpprocedure en voor dataverzameling, -opslag en -uitwisseling.

Trefwoorden: Standaard meetprotocol, vernatting, integrale monitoring, ecohydrologische systeemanalyse, richtlijnen

Niets uit deze uitgave mag worden veelevoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook....

...

Woord vooraf

Het gebrek aan goede monitoring is de voornaamste reden waarom het inzicht in de omvang van de verdrogingsproblematiek nog zo beperkt is en waarom de effecten van vernattingsmaatregelen zo slecht bekend zijn. daarom was een advies over de opzet van een goed meetstelsel dringend gewenst.

Door de programmacommissie van het Nationaal Onderzoeksprogramma Verdroging (NOV) is daarom aan het DLO-Staring Centrum het verzoek gericht een "Standaard-meetprotocol" uit te werken in overleg met andere instituten en instanties met expertise op het betreffende onderzoeksterrein.

Het standaard meetprotocol is tot stand gekomen via samenwerking in projectverband tussen DLO-Staring Centrum, TNO Grondwater en Geo-energie, IWACO en Langbroek & Partners. Indirecte medewerking werd verkregen van verschillende terreinbeherende instanties via invulling van een enquête. Door de Landbouwniversiteit Wageningen en het KIWA werden onderzoeksgegevens beschikbaar gesteld voor de onderbouwing van een aantal richtlijnen.

Het onderzoek werd begeleid door een begeleidingscommissie, waarin vertegenwoordigers van terreinbeherende instanties, van provincies en van de programmacommissie NOV zitting hadden.

Het standaard meetprotocol geeft een belangrijke aanzet voor de standaardisering van een monitoringsysteem waarmee 1) de effecten van vernatting in het terrein kunnen worden waargenomen, 2) het anti-verdrogingsbeleid van de overheid kan worden geëvalueerd en 3) het inzicht in vernattingsprocessen kan worden vergroot.

De resultaten van dit onderzoek vormen een advies aan terreinbeheerders, waterbeheerders en provincies; bij het opzetten c.q. aanpassen van de ecohydrologische meetnetten zullen zij, naar wij hopen, dit advies ter harte nemen. Immers, een goede monitoring is het begin van kennis van zake.

Over de theorie van het meetnetontwerp wordt een apart NOV-rapport uitgegeven. Dit rapport bevat slechts een samenvatting daarvan, die ook de resultaten voor niet-deskundigen toegankelijk wil verwoorden. Een goed meetnet kan echter niet worden opgebouwd zonder een gedegen statistische analyse; NOV-rapport 15.2 biedt daarvoor de receptuur.

Inhoudsopgave	blz.
Woord vooraf	
Samenvatting	i
Summary	v
1 Inleiding	1
1.1 Achtergrond	1
1.2 Probleemstelling	1
1.3 Doelstelling	2
1.4 Leeswijzer	2
2 Werkwijze	5
2.1 Algemeen	5
2.2 Raamwerk verkennende fase	5
2.3 Werkwijze per deelfase	7
2.4 Integrale monitoring	10
3 Algemene richtlijnen monitoring en vernatting	11
3.1 Definitie monitoringsysteem	11
3.2 Functie monitoringsysteem	11
3.3 Doel monitoring	11
3.4 Randvoorwaarden monitoring	12
3.4.1 Meetdoelstelling	12
3.4.2 Object- en variabelenkeuze	13
3.4.3 Bemonsteringstrategie	14
4 Screening projecten	17
4.1 Inleiding	17
4.2 Opzet en uitvoering	18
4.3 Resultaten	21
4.3.1 Algemeen	21
4.3.2 Doelvariabelen van de monitoring	21
4.3.3 Knelpunten en maatregelen	22
4.3.4 Inrichting en gebruik van het meetnet	23
4.4 Conclusies	23
5 Het ecohydrologisch systeem	29
5.1 Inleiding	29
5.2 Het standplaatsmodel	29
5.2.1 Directe en indirecte werkingen van water	29
5.2.2 Primaire factoren	31
5.2.3 Secundaire factoren	32
5.2.4 Vegetatie	33
5.2.5 Beheer	33

6 Richtlijnen voor een ecohydrologische systeemanalyse	35
6.1 Inleiding	35
6.2 Primaire factoren	36
6.2.1 Litho-functie	36
6.2.2 Topo-functie	37
6.2.3 Bodem	41
6.2.4 Conclusie	41
6.3 Secundaire conditionele factoren	42
6.3.1 Bodemcompartiment	42
6.3.2 Humuscompartiment	43
6.3.3 Correlatief complex	43
6.3.4 Humusprofieltypen	44
6.3.5 Conclusie	46
6.4 Secundaire operationele factoren	47
6.4.1 Vocht en nutriënten	47
6.4.2 Conclusie	48
6.5 Vegetatie	48
6.5.1 Indicatie voor natuurwaarde	48
6.5.2 Indicatie voor standplaatsfactoren	49
6.5.3 Conclusie	52
7 Richtlijnen voor keuze van variabelen bij monitoring	53
7.1 Inleiding	53
7.2 Praktische criteria	53
7.2.1 Primaire factoren	55
7.2.2 Secundaire factoren	57
7.2.3 Vegetatie	60
8 Richtlijnen meting van variabelen	63
8.1 Inleiding	63
8.2 Waterkwantiteit	63
8.2.1 Stijghoogten	63
8.2.2 Grondwatertrap, GHG en GLG	65
8.3 Waterkwaliteit	66
8.3.1 Bemonstering	66
8.3.2 Monsterconservering	67
8.3.3 Analysemethoden	67
8.4 Bodem	69
8.4.1 Bemonsteringsmethoden	69
8.4.2 Monsterconservering	70
8.4.3 Analysemethoden	70
8.5 Vegetatie	72
8.5.1 Registratiemethoden	73
8.5.2 Presentatiemethoden	75

9 Richtlijnen meetnetontwerp	77
9.1 Inleiding	77
9.2 Uitgangspunten	77
9.3 Procedure voor meetnetontwerp	79
9.3.1 Stratificatie binnen het gebied	80
9.3.2 Hoogfrequente -, laagfrequente- of niet-tijdreeks	80
9.3.3 Bepaling ruimtelijk gemiddeld verschil per deelgebied	81
9.3.4 Bepaling van het ruimtelijk gemiddeld verschil per deelgebied	82
9.3.5 Toepassing in twee natuurterreinen	83
9.4 Conclusies	84
10 Richtlijnen verzamelen, opslaan en uitwisseling van gegevens	85
10.1 Inleiding	85
10.2 Oriëntatie op de benodigde datastructuur	85
10.2.1 Huidige situatie	85
10.2.2 Uitgangspunten bestandsorganisatie	86
10.3 Oplossingsrichtingen	86
10.3.1 Inleiding	86
10.3.2 Neutraal bestandsformaat	87
10.3.3 Decentrale bestandsstructuur	88
10.4 Verzamelen en opslaan van gegevens	88
10.5 Conclusies	89
11 Kosten van monitoring	91
11.1 Inleiding	91
11.2 Ontwerp en inrichting meetnet	91
11.3 Bemonstering	92
11.4 Analyse	93
11.5 Verwerking	94
11.6 Kostenoverzicht	95
11.7 Conclusie	95
12 Aanbevelingen	97
Literatuur	99

Samenvatting

In dit rapport is een voorstel voor een standaard meetprotocol uitgewerkt, op basis waarvan antiverdrogingsmaatregelen op hun effectiviteit kunnen worden beoordeeld en gegevensverzameling op gang komt waarmee op termijn het inzicht in het verloop van vernattingsprocessen kan worden vergroot. Het voorstel is op onderdelen nog voorlopig van aard. Een aantal richtlijnen dienen nog nader te worden onderbouwd en getoetst in een vervolgfase.

Kader meetprotocol

Het meetprotocol is opgebouwd uit een vragen die in verschillende deelfasen van het project werden gesteld. Het meetprotocol is daardoor breed geformuleerd en heeft betrekking op algemene randvoorwaarden van monitoring, het wetenschappelijk kader voor de analyse van het doelobject, selectie van variabelen, meetmethoden voor deze variabelen, meetnetdichtheid en meetfrequentie en dataverzameling, -opslag en -uitwisseling.

Randvoorwaarden monitoring

Eerst worden algemene randvoorwaarden voor monitoring geformuleerd. Er is vanuit gegaan dat een monitoringsysteem voor vernatting een controlerende en inzicht-verschaffende functie heeft. Een dergelijk monitoringsysteem heeft als doel betrouwbare informatie te leveren voor de evaluatie van de effectiviteit van vernattingsmaatregelen en voor de identificatie van vernattingsprocessen. Als uitgangspunt voor het meetprotocol is gekozen voor een integrale monitoring. Hierbij worden naast ingreep- en doelvariabelen, ook tussenvariabelen gevolgd. Het voorgestelde monitoringsysteem richt zich daarom op verschillende objecten: het geohydrologisch compartiment, het bodem-, humus- en vegetatiecompartiment. Naar wens kunnen variabelen uit de tussengelegen compartimenten worden weggelaten. Deze opzet maakt het mogelijk om bij de opzet van een monitoringsysteem met verschillende budgetten rekening te houden. Het meetprotocol kan zowel voor beheersdoeleinden als voor wetenschappelijke doeleinden worden gebruikt.

Bij monitoring dienen voor de doelvariabelen uit de verschillende compartimenten meetdoelstellingen te worden gekwantificeerd. Meetdoelstellingen kunnen in het kader van dit project nog niet worden gegeven. Belangrijke informatie hierover komt beschikbaar in NOV-project 3: gewenste grondwatersituatie. De specificatie van de meetdoelstellingen is afhankelijk van de nauwkeurigheid, betrouwbaarheid, de detectietermijn en de grootte van de gewenste effecten en heeft consequenties voor de meetinspanning en de daaraan verbonden kosten.

Gangbare praktijk

Alvorens de richtlijnen op te stellen zijn acht bestaande anti-verdrogingsprojecten geëvalueerd op de gangbare praktijk en financiële, organisatorische en technische aspecten van monitoring. Het doel hiervan was de stand van zaken bij monitoring vast te leggen. De screening vond plaats via een enquête. Het accent van de screening lag op gebieden van de hogere

zandgronden en de duinen waar verdroging vooral een gevolg blijkt van grondwaterwinning en détailontwatering. Uit de enquête komt een zeer divers beeld van de monitoringpraktijk naar voren.

Monitoring in het kader van terreinbeheer lijkt zich te beperken tot ingreep- en effectvariabelen. Financiële argumenten spelen daarbij een rol. Integrale monitoring vindt alleen plaats in wetenschappelijke projecten. Een duidelijke systematiek in de monitoring ontbreekt. De genomen vernattingsmaatregelen zijn meestal drastisch en worden meestal positief beoordeeld, hoewel een precieze omschrijving van doelvariabelen en meetdoelstellingen vaak ontbreekt. Over meet- en registratiemethoden bestaat een gebrekkig beeld. De dichtheid van het peilbuizenet varieert sterk. De monitoring van tussenvariabelen in het bodem of humuscompartiment vindt alleen plaats bij wetenschappelijk georiënteerde projecten. De lokatiekeuze en meetfrequentie zijn vooral gebaseerd op praktische zaken als bereikbaarheid en beheersplannen. De monitoring van de vegetatie vindt op zeer verschillende wijzen plaats. De opslag en verwerking van gegevens varieert van handmatig tot geautomatiseerd. Er blijkt een duidelijke behoefte aan informatie en voorlichting over monitoring.

Ecohydrologische systeemanalyse

De keuze van variabelen voor een integraal monitoringsysteem voor vernatting is gebaseerd op kennis van verdrogingsprocessen. Als werkhypothese is verondersteld dat variabelen die indicatief zijn voor een verdrogingstoestand ook indicatief zijn voor een vernattingstoestand. Voorafgaand aan de vaststelling van het definitieve monitoringprogramma dient een ecohydrologische systeemanalyse te worden uitgevoerd. Als concept hiervoor is een standplaatsmodel gebruikt, waarin de processen in het water-bodem-plant-systeem volgens een hiërarchisch systeem verlopen. Met dit model worden directe en indirecte werkingen van water onderscheiden. Het model onderscheidt primaire factoren, die vrijwel onveranderlijk zijn, secundaire factoren, die matig veranderlijk zijn en operationele factoren die zeer dynamisch zijn. De vegetatie is in afnemende mate afhankelijk van resp. operationele, secundaire en primaire factoren. Een ecohydrologische systeemanalyse leidt tot een inzicht van het functioneren van een standplaats in zijn omgeving en leidt tot hypothesevorming over de te verwachten effecten van vernatting en over de te bemeten variabelen.

Selectie van variabelen

Bij de selectie van variabelen voor monitoring wordt gezocht naar procesbepalende maar zelf weinig variabele grootheden. Primaire factoren zijn in dat opzicht niet geschikt voor monitoringdoeleinden. Wel zijn zij mede van belang voor de ruimtelijke stratificatie. Secundaire factoren lenen zich beter voor monitoring. Met name morfologische eigenschappen van het humusprofiel en de daaraan gerelateerde toestandsvariabelen lenen zich uitstekend voor signalering van trendmatige veranderingen op de middellange termijn (5-10 jaar). Operationele factoren lenen zich wegens hun dynamisch karakter slecht voor monitoring. Van het vegetatiecompartiment kunnen de indicatiewaarden

voor standplaatsfactoren of de natuurwaarde worden gemonitord. Variabelen die hiervoor gebruikt kunnen worden zijn soorten, combinaties van soorten en/of vegetatietypen. Het vaststellen van natuurwaarde kan het best worden gebaseerd op zeldzaamheid en diversiteit van soorten. Voor indicaties van standplaatsfactoren wordt aanbevolen van regionaal uitgewerkte indicatiewaarden van soorten of vegetatietypen uit te gaan. Landelijke lijsten met indicatiewaarden leiden tot een grove indeling.

Voor de selectie van te monitoren variabelen worden richtlijnen geformuleerd op basis van praktische criteria. Het is niet noodzakelijk elke variabele onder alle omstandigheden te monitoren. Voor vier verschillende situaties die worden onderscheiden naar hydrologische positie en substraat, worden aanbevelingen gedaan welke variabelen in het monitoring systeem, tenminste, bij voorkeur of uit wetenschappelijke overwegingen dienen te worden opgenomen, afhankelijk van het budget.

Meetmethoden

Bij het meten van variabelen kunnen monsternamen, monsterbehandeling, - conservering en analyse de uitkomst van de meting beïnvloeden. Vanuit overwegingen voor een wetenschappelijke vergelijkbaarheid en kwaliteitsborging moet gestreefd worden naar standaardisatie en normalisatie van de metingen. Op hoofdlijnen worden voorschriften voor verzameling en meting van gegevens geformuleerd op basis van bestaande ISO- en NEN-normen.

Kosten

De kosten van monitoring lopen sterk uiteen al naar gelang de gecompliceerdheid van het terrein en de omvang van het aantal te monitoren variabelen. Per hectare lopen de geschatte kosten per jaar op basis van enkele veronderstellingen uiteen van f 260,- tot f 875,- in homogene terreinen, terwijl in heterogene gebieden de kosten variëren tussen f 1950,- en f 3075,-

Meetnetontwerp

Bij het vaststellen van richtlijnen voor het meetnetontwerp is ervan uitgegaan dat slechts beperkte voorinformatie aanwezig is. Er is gekozen voor een pragmatische benadering. Het meetnetontwerp dient zodanig te zijn dat voor een lokatie en voor een (deel)gebied een blijvende verandering binnen te voren gekozen grenzen significant kan worden vastgesteld met een zo gering mogelijke meetinspanning. De meetinspanning is afhankelijk van de ruimtelijke en temporele variabiliteit van de variabele.

Het minimum aan benodigde informatie van een te monitoren variabele zijn kentallen voor het niveau, het waardebereik en de samenhang in ruimte en tijd. Deze kentallen kunnen grofweg geschat worden. Voor het meetnetontwerp is het van belang te bepalen wat het ruimtelijk gemiddelde als maat voor de toestand van de te monitoren variabele op een tijdstip is en vast te stellen of een verandering van die variabele in de tijd blijvend is. Bij de ontwerpprocedure wordt onderscheid gemaakt tussen hoogfrequente-, laagfrequente- en niet-tijdreeks-variabelen. Voor relaties tussen het aantal benodigde metingen in de tijd en de ruimte wordt verder onderscheid gemaakt tussen onafhankelijke waarnemingen, waarnemingen met een gemiddelde en waarnemingen met een

grote ruimtelijke samenhang. Bij het uiteindelijke meetnetontwerp worden de meetfrequentie en het aantal meetpunten zo gekozen dat aan een tevoren gewenste standaardafwijking (betrouwbaarheid) wordt voldaan.

Dataverzameling en -opslag

Bij de richtlijnen voor dataverzameling en -opslag gaat het erom hoe en waar verschillende soorten gegevens met verschillende wijze van verwerking het best kunnen worden opgeslagen. Het invoeren van data en het uitwisselen van data tussen verschillende datadragers, databanken en machines kost veel tijd en gaat gepaard met kwaliteitsverlies. Voorgesteld wordt een standaard voor een neutraal bestandsformaat te ontwerpen, zodat uitwisseling van gegevens eenvoudiger, sneller, goedkoper en met minder kwaliteitsverlies kan plaatsvinden. Idealiter worden alle decentrale bestanden op elektronische wijze gekoppeld, zodat data-invoer decentraal en data-analyse naar wens centraal of decentraal kan plaatsvinden.

Aanbevelingen

Het is gewenst dat bij investeringen met betrekking tot anti-verdrogingsmaatregelen een bedrag wordt opgenomen voor monitoring. Monitoring dient als een langjarige activiteit te worden opgezet. Monitoringgegevens dienen openbaar te zijn. Voor de opslag en verwerking van monitoringgegevens is een standaardopslag en verwerkingssysteem urgent. Nader onderzoek wordt aanbevolen om de keuze voor een methode van vegetatiemonitoring beter te funderen. Bestaande datasets zouden nader moeten worden geanalyseerd om meer inzicht te krijgen in de statistische eigenschappen van te monitoren variabelen. De in dit rapport geformuleerde richtlijnen hebben een voorlopig karakter. Nadere toetsing van deze richtlijnen in enkele gebieden waar vernattingsmaatregelen zullen worden uitgevoerd of reeds uitgevoerd zijn wordt aanbevolen.

Summary

This report presents a proposal to a standardized monitoring protocol. The protocol concerns a monitoring system with a twofolded function. It is aimed to evaluate the effectivity of measures to rewet nature areas that have been severely desiccated and to generate data bases to analyse trends of ecological processes occurring after rewetting.

The protocol is broadly formulated and involves general stipulations of monitoring, the scientific frame work to a systems analysis of the monitoring object, a procedure to select variables, the measuring methods of variables, the number and frequency of measurements as well as data collection and data management.

Its twofolded function directed us to advise an integral monitoring system. Such a system enables to monitor variables in a chain of interrelated processes in different ecosystem compartments. It can be decided to monitor only the intervention and the target variables or also several 'intra-variables' out of this chain. It is stipulated that monitoring objectives have to be specified for all types of variables. Precise specification is dependent on the accuracy, the reliability, the detection period and the extent of the wanted impact of measures. This will influence the efforts and costs of the monitoring system.

An investigation of eight actual rewetting projects revealed that a protocol for a monitoring system is desired in nature management. As far as monitoring is applied it appears to be practised in different ways, using different variables, different methods and generally without any design or specification of objectives. The 'intra-variables' are seldomly monitored because of insufficient financial support.

For the selection of variables of the integral monitoring system it is hypothesized that variables indicating the state of desiccation, also are decisive to assess the impact of rewetting. Prior to monitoring an ecohydrological systems analysis should be carried out. As a tool to this analysis the eco-device concept is recommended. According to this functional approach of a site, the processes in the water-soil-plant system are ordered in a hierarchical model. In this model independent primary factors and dependent secondary factors are discerned. Primary factors are determined by regional hydrological processes. The secondary factors are a function of primary factors and operate in a conditional way to control processes in the humus layer, generating dynamic fluxes of nutrients, the operational factors, to the vegetation. A sound ecohydrological analysis helps in assessing the right measures for restoration and facilitates hypotheses on the expected impacts of rewetting.

As one of the primary factors hydrology will only change after human intervention. Hydrological variables, positioned at the beginning of 'cause-effect-chain' should always be monitored. Other primary factors, such as parent material, show a very low dynamic character. Hence they are not appropriate

for monitoring purposes. They can be used for spatial stratification to design a monitoring network. To detect trends in ecological processes it is recommended to monitor some 'intra-variables'. Secondary factors belonging to the humus form profile are mostly suitable for monitoring. Both morphological and chemical humus variables integrate the result of processes on higher levels of the hierarchical system, that control decomposition in the humus profile. Stocks of nutrients and elements in the humus profile are preferred to concentrations in the soil solution because of the highly dynamic character of the latter variables. Real target variables belong to the vegetation compartment and must always be monitored. The appearance and abundance of species in relevés can be indicative to changing conditions of the nutrient state, the base state and the soil moisture state, supposed that reliable calibrations exist. In order to evaluate the hydrological measures in terms of nature value species can be related to their frequency of occurrence in a national grid.

The protocol presents a selection procedure of the monitoring variables depending on a combination of the primary factors hydrology and parent material: sandy or peaty soils positioned in infiltration or exfiltration areas. Available financial budget is considered too.

The result of the measurement of variables can be influenced by sampling method, sample treatment and sample conservation. For all aspects the protocol gives recommendations to standardize methods.

The protocol follows a pragmatical approach to present recommendations for the design of the monitoring system. The design must fulfil afore mentioned constraints of reliability and significance of the detected changes. The measuring effort is dependent on spatial and temporal variabilities. Simple statistical information about the mean, the range and the spatial and temporal interdependence of the variables is needed and can be estimated in most cases. In time a distinction is made between variables with a high frequency, a low frequency or a zero frequency of change. In spatial dimension variables are distinguished that are mutually independent, moderately dependent or strongly dependent. The design procedure is only tentatively described and will be more exactly formulated in a report dedicated to statistical aspects of design.

The protocol recommends the introduction of a database with a neutral format, which enables decentralised data input and centralised or decentralised data analysis optionally.

Finally extra financial investment in nature restoration projects is recommended to support monitoring on the long term. Monitoring data ought to be a public affair. Standardization of a data base and a data base management system is highly urgent. Additional investigations are needed to assess an appropriate method for the monitoring of vegetation. Existing datasets should be analysed to increase knowledge about spatial and temporal variability of decisive variables.

1 Inleiding

1.1 Achtergrond

In het kader van het Nationaal Onderzoeksprogramma Verdroging (NOV) wordt in de periode 1993-1997 onderzoek uitgevoerd om de verdroging van Nederland beter beheersbaar te maken. Eén van de prioritaire punten in het NOV was de behoefte aan een standaard-meetprotocol, een richtlijn voor het monitoren van de effecten van anti-verdrogingsmaatregelen. De praktische haalbaarheid van een dergelijk monitoringprogramma vormde een belangrijke randvoorwaarde bij de uitwerking van het protocol.

1.2 Probleemstelling

Maatschappelijk probleem

Verdroging van natuur is een ernstig en omvangrijk probleem (van Gool et al., 1990; Derde nota waterhuishouding). De overheid heeft daarom een beleid geformuleerd om het verdroogde areaal terug te dringen. Het beleid wordt gestimuleerd door gelden beschikbaar te stellen, waarmee anti-verdrogingsmaatregelen kunnen worden gerealiseerd. Inmiddels zijn tal van anti-verdrogingsprojecten van start gegaan. De ervaring met het meten van effecten van anti-verdrogingsmaatregelen zijn nog zeer beperkt. Het is dientengevolge nog onvoldoende bekend of de maatregelen het beoogde herstel van natuurgebieden opleveren en aan welke variabelen het herstel kan worden afgelezen. Meten van de effecten van de maatregelen in het terrein en evaluatie van het beleid is nog niet goed mogelijk.

Wetenschappelijk probleem

Vanuit een wetenschappelijk motief bestaat er behoefte te beschikken over een gestandaardiseerd monitoringsysteem om biotische en abiotische variabelen in de tijd te kunnen volgen. Het gemis van goede reeksen met monitoringgegevens is veelal de oorzaak van onvoldoende kennis van het verloop van abiotische en biotische processen op de middellange en lange termijn. Met gestandaardiseerde meetreeksen kunnen verschillende projecten onderling worden vergeleken en wordt identificatie van optredende processen als gevolg van vernatting mogelijk.

Dit inzicht is nodig enerzijds om effectief maatregelen te kunnen treffen anderzijds om simulatiemodellen te kunnen ontwikkelen waarmee evaluatie van maatregelen vooraf mogelijk wordt.

Onderzoeksvraag

De onderzoeksvraag luidt hoe op basis van bestaande expertise een standaard meetprotocol voor monitoring van anti-verdrogingsmaatregelen kan worden opgesteld, waarmee effecten van maatregelen geëvalueerd kunnen worden en waarmee op termijn het inzicht in de processen als reactie op vernatting kan worden vergroot.

1.3 Doelstelling

Het projectresultaat is een rapport met voorlopige richtlijnen voor een gestandaardiseerd monitoringsysteem, waarmee effecten van anti-verdrogingsmaatregelen kunnen worden geëvalueerd. Na toetsing van de voorlopige richtlijnen in enkele voorbeeldprojecten en eventuele bijstelling zal aan de richtlijnen een meer definitieve status kunnen worden gegeven. Bij de evaluatie van de effecten zal de vegetatie centraal staan. De richtlijnen zullen zijn toegespitst op lokale monitoring projecten. Een belangrijk doel van de standaardisering is de doorvertaling van lokale projectresultaten naar regionale of nationale schaal.

De richtlijnen dragen ertoe bij dat de effecten van anti-verdrogingsmaatregelen systematisch worden gemeten en leveren een bijdrage aan de doelstelling om effecten van maatregelen in verschillende anti-verdrogingsprojecten te kunnen vergelijken en daarmee het inzicht in effecten van maatregelen op ecosystemen te vergroten. Een effectief (= financieel en wetenschappelijk verantwoord) monitoringsysteem draagt bij aan het realiseren van de doelstellingen van de terrein- en waterbeheerder en van de overheid om het verdroogde areaal terug te dringen. Zonder een monitoringsysteem is die ontwikkeling niet te evalueren.

1.4 Leeswijzer

In hoofdstuk 2 wordt uiteengezet welke werkwijze is gevolgd om de richtlijnen voor het meetprotocol op te stellen. Het project bestond uit activiteiten die in deelfasen zijn opgesplitst. De samenhang tussen deze activiteiten wordt uiteengezet in paragraaf 2.2. In paragraaf 2.3 wordt de methode per deelfase toegelicht. Paragraaf 2.4 geeft een toelichting op de gekozen opzet voor het monitoringsysteem waarvoor het meetprotocol is ontwikkeld.

Hoofdstuk 3 gaat in op algemene aspecten en randvoorwaarden van monitoring, ongeacht wat het doel van de monitoring is. Dit hoofdstuk bevat aanbevelingen die in andere kaders reeds zijn geformuleerd en die in dit rapport nog eens onder de aandacht worden gebracht.

Alvorens richtlijnen op te stellen is uitgezocht wat de praktijkervaring van monitoring in relatie tot vernatting is. Hoe dit is onderzocht en wat de bevindingen zijn kunt u lezen in hoofdstuk 4. In hoofdstuk 5 wordt een

theoretisch model gepresenteerd van een ecohydrologisch systeem. Dit model vormt een belangrijk hulpmiddel voor de opzet van een monitoringsysteem voor vernattingsprojecten.

Vanaf hoofdstuk 6 worden de richtlijnen voor het meetprotocol 'vernatting' geformuleerd. Hoofdstuk 6 geeft richtlijnen voor een ecohydrologische systeemanalyse op basis waarvan hypothesen voor maatregelen en te meten variabelen kunnen worden opgesteld. Paragraaf 6.2 geeft richtlijnen voor variabelen die in de analyse betrokken kunnen worden.

In hoofdstuk 7 worden de wetenschappelijke overwegingen voor te selecteren variabelen vertaald in praktische richtlijnen. De richtlijnen worden daarbij gedifferentieerd naar beschikbaar budget en naar fysisch-geografische omstandigheden.

Aanwijzingen voor het meten, bemonsteren en analyseren van de geselecteerde variabelen uit het vorige hoofdstuk kunt u vinden in hoofdstuk 8

In hoofdstuk 9 wordt een uiteenzetting gegeven over de procedure die gevolgd moet worden om een meetnet te kunnen ontwerpen. Daarbij wordt ruim stil gestaan bij de ruimtelijke en temporele variabiliteit van variabelen en bij de consequenties daarvan voor het aantal te bemonsteren locaties en de frequentie daarvan. Een technische uitwerking daarvan, geïllustreerd met voorbeelden, wordt beschreven in NOV-rapport 15.2.

In hoofdstuk 10 komen richtlijnen aanbod die van belang zijn vanaf het moment dat de gegevensverzameling op gang komt: verzameling, opslag en uitwisseling van gegevens met aandacht voor benodigde datastructuren en bestandsorganisatie. Tenslotte worden in het laatste hoofdstuk aanbevelingen gedaan.

2 Werkwijze

2.1 Algemeen

Het project is gefaseerd uitgevoerd (Fig. 1). Na de initiatiefase zijn twee inhoudelijke fasen onderscheiden: een verkennende fase en een concretiseringsfase.

In de initiatiefase is het project opgestart door het Staring Centrum (SC-DLO) en is expertise van verschillende instanties bij het project betrokken. Op basis van deze expertise is de werkwijze voor verschillende onderdelen van het project nader uitgewerkt door de verschillende partners. Voor de ontwikkeling van het meetprotocol is een integraal monitoring systeem (zie 2.4) als uitgangspunt gekozen.

In de eerste verkennende fase zijn aan de hand van verkennend onderzoek voorlopige richtlijnen geformuleerd. Daartoe zijn in de verkennende fase een aantal deelactiviteiten uitgevoerd. Een van deze deelactiviteiten betrof een screening van anti-verdrogingsprojecten. Het doel van deze screening was tweeledig:

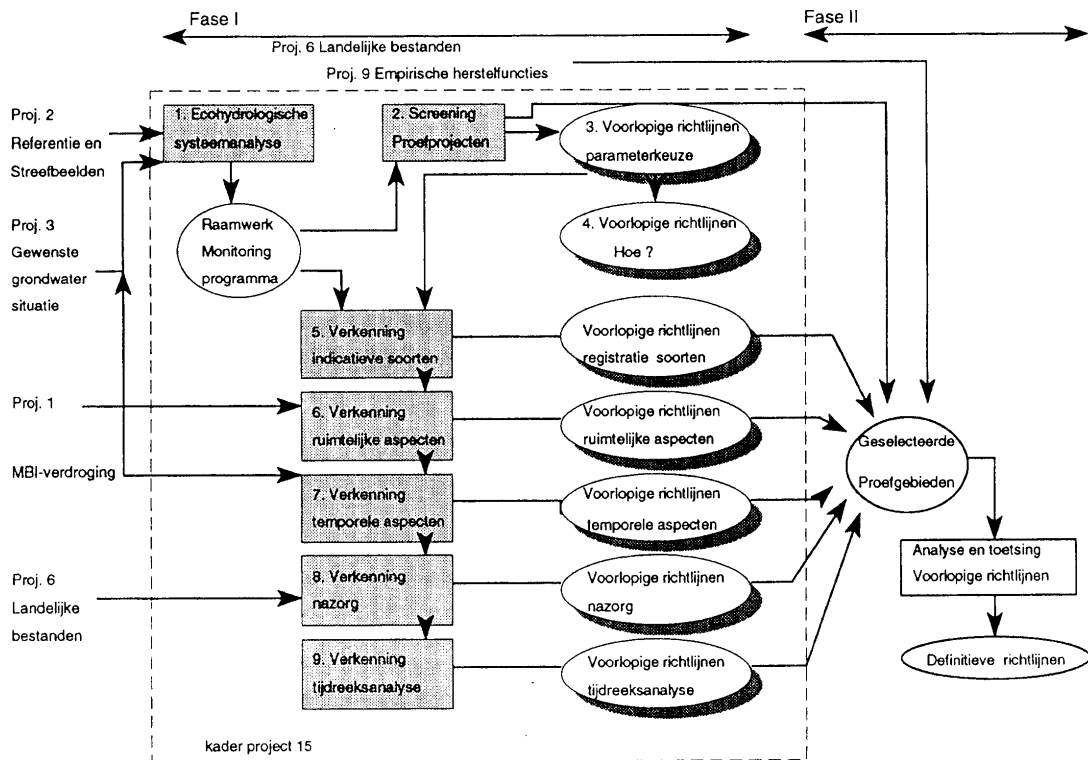
- welke praktijkervaring bestaat er met monitoring
- zijn bestaande monitoringgegevens geschikt voor de toetsing en nadere onderbouwing van de voorlopige richtlijnen.

Afhankelijk van het perspectief van deze screening kan desgewenst een tweede fase geformuleerd worden waarin toetsing van voorlopige richtlijnen plaatsvindt en op basis waarvan definitieve richtlijnen kunnen worden geformuleerd. In deze tweede fase kunnen mogelijk ook databestanden die in het kader van andere NOV-projecten zijn verzameld, worden gebruikt voor onderbouwing van de richtlijnen. In een afzonderlijk beslisdocument wordt de verdere inhoudelijke uitwerking van de tweede fase en de financiële consequenties daarvan aangegeven en ter goedkeuring aan de stuurgroep NOV voorgelegd.

2.2 Raamwerk verkennende fase

Het raamwerk geeft de samenhang tussen de verschillende inhoudelijke onderdelen (Fig. 1) en een globale indicatie van activiteiten en resultaten binnen elk onderdeel.

De werkwijze voor het opstellen van richtlijnen voor een standaardmeetprotocol is gebaseerd op het vinden van een antwoord op de volgende kernachtige vragen:



Figuur 1 Fasen, deelactiviteiten en afbakening met andere NOV-projecten bij de uitwerking van het standaard meetprotocol.

- HOEZO monitoring :	Algemene aspecten van monitoring
- WELK ecosysteem :	Ecohydrologische systeemanalyse van het doelobject
- WAT zijn de doelvariabelen:	Selectie biotische en abiotische variabelen
- HOE wordt er gemeten :	Meetmethoden voor geselecteerde variabelen
- WAAR wordt er gemeten:	Locatiekeuze en meetnetdichtheid
- WANNEER wordt er gemeten:	Meetfrequentie van geselecteerde variabelen
- WIE voert de monitoring uit:	Dataverzameling en -opslag
- WAARHEEN gaat het:	Tijdreeksanalyse en evaluatie

Elk van deze vragen is als een deelfase van het onderzoek nader uitgewerkt. In dit rapport worden voor elke deelfase de richtlijnen aangegeven. Een gedetailleerde technische uitwerking van de richtlijnen die voortvloeien uit de laatste vier vragen, is in NOV-rapport 15.2 (Van Geer et al., 1994) opgenomen.

2.3 Werkwijze per deelfase

Hoezo

Aan monitoring gaat een denkproces vooraf waarbij de functie, het doel en de randvoorwaarden van monitoring aan bod dienen te komen. Op basis van literatuuronderzoek zijn algemene richtlijnen geformuleerd voor de opzet van een monitoringssysteem.

Welk

Vanuit het concept van een integraal monitoring systeem worden richtlijnen voor een ecohydrologische systeemanalyse geformuleerd. Op basis van een ecohydrologische systeemanalyse moeten een aantal vragen kunnen worden beantwoord die voorafgaan aan de feitelijke monitoring. Nader gespecificeerd luiden deze vragen:

- Hoe functioneert het systeem in relatie tot de positie die het inneemt in een hydrologisch veld;
- Welke variabelen geven informatie over de toestand van het systeem;
- Hoe werken hydrologische factoren via de bodem als intermediair door naar de biotische factoren. Wat zijn daarbij per compartiment variabelen waaraan de toestand van het systeem kan worden afgelezen.

De ecohydrologische systeemanalyse biedt belangrijke informatie over de uitgangssituatie en de aard van de noodzakelijke hydrologische herstelmaatregel. Anderzijds wordt informatie verkregen over de te verwachten ontwikkeling van het systeem na de maatregel (referentiebeelden) en de te verwachten veranderingen in toestandsvariabelen.

Wat

Een selectie van bestaande anti-verdrogingsprojecten zal geëvalueerd worden op het hoe?, waar? en wanneer? van gekozen variabelen en op financiële en technische haalbaarheid. Screening vindt plaats door middel van een enquête. Door toetsing van de wetenschappelijke aan de pragmatische argumenten voor de keuze van de variabelen worden voorlopige richtlijnen opgesteld voor selectie van variabelen die indicatief zijn voor de toestand van het ecosysteem. Dit onderdeel heeft geresulteerd in een voorlopige lijst van te monitoren biotische en abiotische variabelen, die zijn gescreend op financiële en technische haalbaarheid. Het betreft variabelen uit het water-, bodem- en vegetatiecompartiment, waarmee de effectketen van begin (maatregel) tot eind (biotisch effect) kan worden gevolgd.

Hoe

In dit onderdeel worden richtlijnen geformuleerd voor de wijze waarop geselecteerde biotische en abiotische variabelen gemeten of geregistreerd moeten worden. Vanuit overwegingen voor een wetenschappelijke vergelijkbaarheid en vanuit overwegingen voor kwaliteitsborging staat het streven naar standaardisatie in dit onderdeel centraal. De richtlijnen betreffen zowel bemonsteringsmethoden en -technieken als ook analysemethoden. Het gaat om bemonsteringsmethoden voor grondwater (kwantiteits- en kwaliteitsvariabelen), bodem (humus) en vegetatie. Analysemethoden hebben vooral betrekking op hydrochemische en bodemchemische factoren. Er is voorzover zij beschikbaar waren, aansluiting gezocht bij geïnstitutionaliseerde standaardmethoden, die in NEN-voorschriften zijn vastgelegd.

Byzondere aandacht vraagt het standaardiseren van een methode waarmee informatie over standplaatsfactoren kan worden verkregen aan de hand van vegetatietypen en soorten. Hiertoe is bestaande literatuur geanalyseerd. Er is aandacht besteed aan de wijze van registratie van soorten en vegetatietypen, alsmede tijdstip en frequentie van waarneming. De methode is toegespitst op de mogelijkheid om de vegetatieontwikkeling in de tijd als gevolg van hydrologische veranderingen te interpreteren.

Waar

Meetnetontwerp en lokatiekeuze van waarnemingspunten zijn sterk afhankelijk van de aard van het te bemeten systeem, de te monitoren variabelen, de nauwkeurigheid en snelheid waarmee veranderingen vastgesteld moeten worden.

Gegeven een zekere ruimtelijke en temporele variabiliteit binnen elk compartiment van het te monitoren systeem is het belangrijk richtlijnen te ontwikkelen voor de lokatie(s) waar gemeten moet worden. De dichtheid van het meetnet dient te worden afgestemd op de ruimtelijke variabiliteit om op betrouwbare wijze veranderingen in hydrologische variabelen te kunnen interpreteren.

Gegeven het herhaalde karakter van monitoring zal zeker bij destructieve bemonsteringsmethoden (zoals bij het bodemonderzoek) bekend moeten zijn of herhaalde bemonstering een beeld geeft van het effect van de genomen maatregel of juist van de ruimtelijke variabiliteit.

Voor enkele geselecteerde anti-verdrogingsprojecten zijn ter onderbouwing van de richtlijnen verkennende analyses uitgevoerd van:

- de ruimtelijke variabiliteit in "grondwaterpotentialen"
- de ruimtelijke variabiliteit in de samenstelling van het grondwater
- de mogelijke invloed van variabiliteit in bodemkundige en vegetatiekundige kenmerken op de keuze van meetlocaties en meetnetdichtheid

Wanneer

Een belangrijk aspect bij monitoring is een beeld te hebben van de interne dynamiek van het systeem voordat uitspraken kunnen worden gedaan over trends als gevolg van genomen maatregelen. Invloeden van korte termijn (weersomstandigheden) en middellange termijn (reeksen van droge en natte jaren) moeten kunnen worden gefilterd van trends in weinig veranderlijke systeemeigenschappen.

In dit onderdeel zijn voorlopige richtlijnen ontwikkeld voor het tijdstip van bemonstering en de frequentie daarvan. Ten aanzien van de biotische compartiment vloeien deze richtlijnen voort uit onderdeel *hoe*.

De richtlijnen zijn gericht op de relatie tussen meetfrequenties en de nauwkeurigheid waarmee de verdrogingssituatie kan worden vastgelegd. Op basis van enkele geselecteerde anti-verdrogingsprojecten zijn verkennende analyses uitgevoerd van de relatie tussen meetfrequenties en nauwkeurigheid van bepalingen van:

- Gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG) en gemiddeld laagste grondwaterstand (GLG). Voor GVG en GLG bepalingen zal gebruik gemaakt worden van de ervaringen die zijn opgedaan in het kader van een studie naar een milieubeleidsindicator voor verdroging (Rolf et al., 1993);
- temporele variabiliteit in grondwaterkwaliteit;
- temporele variabiliteit van weinig veranderlijke bodem(standplaats)factoren;
- verdrogingskenmerken van de vegetatie.

Wie

Dit onderdeel omvat de gegevensinwinning en de eerstelijnsverwerking nadat het meetnet eenmaal is ingericht en de gegevensverzameling op gang komt. In deze fase zijn richtlijnen nodig voor de randvoorwaarden om een goede evaluatie van de geregistreerde variabelen mogelijk te maken:

- organisatie dataverzameling
- organisatie dataopslag
- organisatie databewerking

Om het proces van gegevensinwinning tot gegevensevaluatie effectief en efficiënt te doen verlopen is het wenselijk dat de gegevens volledig, uniform en van goede kwaliteit zijn. Daartoe is afstemming op het aspect *hoe* wenselijk. Daarnaast is gebruik gemaakt van informatie over decentrale databestanden en -structuren die via NOV- project 7 (van der Veen en Garritsen, 1994) zijn gemobiliseerd.

Hoewel in eerste instantie met lokale gegevensbestanden is gewerkt, wordt er rekening gehouden met landelijke uitwisseling van gegevens en sterk uiteenlopende budgetten voor monitoring. De activiteiten zijn daarom sterk gericht op methodische aspecten:

- verkenning van gegevensstructuren en methoden van gegevensinwinning;
- verkenning van benodigde gegevensstructuren (data-bases) in relatie tot verdrogingsanalyses;
- verkenning van decentrale databestanden.

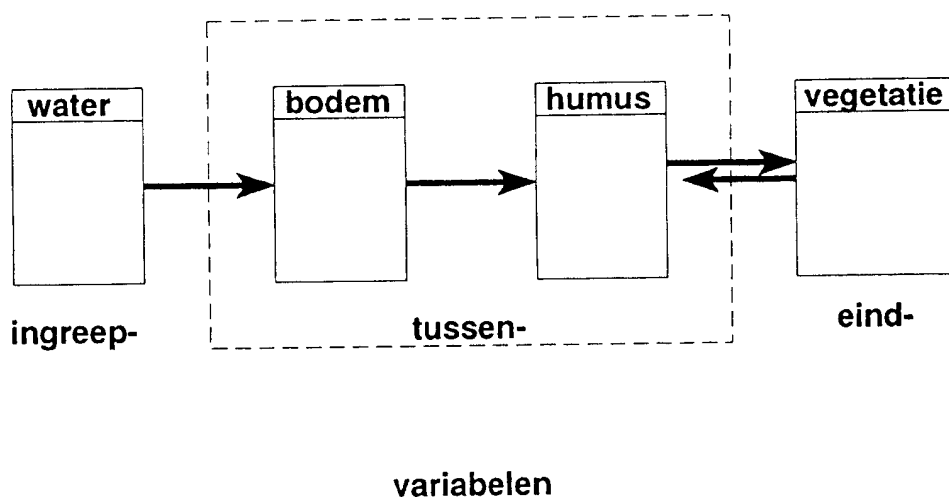
Waarheen

Dit onderdeel is beperkt tot het destilleren van richtlijnen uit reeds beschikbare kennis over tijdreeksanalyse, waarmee effecten van meteorologische en waterhuishoudkundige invloeden op grondwaterstanden kunnen worden aangegeven. Naar verwachting zal het niet mogelijk zijn tijdreeksanalysemethoden te betrekken op biotische gegevens.

2.4 Integrale monitoring

Tussen de hydrologische ingreepvariabele en de eindvariabele 'vegetatie' bevinden zich tussenvariabelen uit verschillende compartimenten van het ecosysteem. (Fig. 2). Monitoring van alleen ingreep en eindvariabele is een black-box benadering, waarbij het uiteindelijke doel van beheer of maatregelen geëvalueerd kunnen worden. Hoewel via deze benadering een eerste, globaal kennismodel getoetst en bijgesteld kan worden, zijn hierbij weinig mogelijkheden aanwezig voor het identificeren van abiotische processen die optreden door vernatting. Voor een verdieping van de proceskennis strekt de informatiebehoefte zich uit tot variabelen uit de gehele dosis-effect keten.

Integrale monitoring betreft het volgen van variabelen in verschillende compartimenten van het ecosysteem: water, bodem, humus en vegetatie (Pylvänäinen, 1993).



Figuur 2 Relatieketen tussen variabelen uit verschillende compartimenten bij integrale monitoring.

3 Algemene richtlijnen monitoring en vernatting

3.1 Definitie monitoringsysteem

Een monitoringsysteem kan worden gedefinieerd (Jansen et al., 1983) als een ruimtelijk net van meetpunten waarop volgens een van te voren bepaald tijdschema metingen worden verricht op zo'n manier dat daarmee veranderingen in tijd en ruimte vastgesteld kunnen worden.

3.2 Functie monitoringsysteem

De functie van een monitoringsysteem is sterk bepalend voor de aard en de inrichting ervan. Kwakernaak en de Kruyff (1985) onderscheiden vier functies die meetnetten kunnen vervullen:

- *Probleemsignalering* van niet voorziene ontwikkelingen;
- *Controle* ten dienste van realisering van beleidsdoelen;
- *Trendanalyse* om systeemeigen trends te kunnen onderscheiden van (on)gewenste ontwikkelingen;
- *Wetenschappelijk instrument* voor verzameling van proceskennis. In deze context kan monitoring tevens opgevat worden als een herhaald toetsen en verbeteren van kennismodellen.

Het monitoringsysteem waarvoor in dit project richtlijnen moeten worden ontwikkeld heeft een controlerende en een proceskennis-vergarende functie.

3.3 Doel monitoring

De doelstelling van het monitoringsysteem kan worden ontleend aan haar functie (Vos et al. 1991):

- *Het monitoringsysteem moet betrouwbare informatie kunnen leveren over de effectiviteit van anti-verdrogingsmaatregelen.*

Via deze informatie kan terugkoppeling plaatsvinden naar het beheer en/of het beleid, wat kan leiden tot bijstelling of voortzetting van maatregelen.

- *Het monitoringsysteem moet betrouwbare informatie kunnen leveren over de procesmatige effecten die optreden na vernatting.*

Proceskennis van vernattingsprocessen is gering. Het is onvoldoende bekend of anti-verdrogingsmaatregelen de beoogde ontwikkeling (streefbeeld) in doelgebieden opleveren en aan welke variabelen het herstel moet worden afgelezen.

De effectiviteit van maatregelen dient te worden gerelateerd aan referentiewaarden van variabelen, waarvan de keuze nog niet goed mogelijk is. Het is immers onvoldoende bekend met welke variabelen het vernattingsproces geïdentificeerd kan worden. Dit maakt het ontwerpen van een monitoringsysteem gecompliceerd.

3.4 Randvoorwaarden monitoring

3.4.1 Meetdoelstelling

Het doel van de monitoring moet vertaald worden naar meetdoelstellingen. De informatiebehoefte moet worden geconcretiseerd:

- over welke objecten is informatie gewenst en welke variabelen verschaffen informatie over de toestand van deze objecten;
- hoe betrouwbaar, hoe nauwkeurig en binnen welke termijn moet de informatie beschikbaar zijn.

Specificatie meetdoelstellingen

De specificatie van de meetdoelstellingen is afhankelijk van de nauwkeurigheid, betrouwbaarheid en detectietermijn en de grootte van de effecten die men wil vaststellen.

Zo werd in het onderzoek naar een milieubeleidsindicator verdroging (Rolf et al., 1993) ervan uitgegaan, dat aan de landelijke beleidsdoelstelling van de overheid is voldaan indien er in het jaar 2000 sprake is van 25% afname in het areaal verdroogd gebied ten opzichte van de situatie in 1985. Het landelijk meetnet moet in dat geval inzicht verschaffen of het beleid met voldoende voortvarendheid wordt omgezet in maatregelen om het beoogde doel te bereiken.

In ons project wordt ervan uitgegaan dat er maatregelen worden getroffen en moet gecontroleerd worden of de maatregel voldoende effectief is. Ervan uitgaande dat de eerste effecten met een termijn van ca. 5 jaren zichtbaar moeten worden (zie verder) en dat een trendmatig effect zal optreden, zou een eerste inschatting van de gewenste aantoonbare verandering in de verdrogingscore ca. 10% per 5 jaar kunnen zijn. Nadere specificaties moeten echter nog worden aangegeven.

Om terugkoppeling van verworven kennis via monitoring naar de inmiddels ingezette anti-verdrogingsmaatregelen mogelijk te maken, moet de detectietermijn waarop ecologische effecten van maatregelen zichtbaar worden zo kort mogelijk zijn. Het lijkt realistisch hiervoor een termijn van 5 tot maximaal 10 jaar aan te houden. Deze termijn is gebaseerd op het vermoeden dat (trage) processen als ecosysteemontwikkeling zich niet binnen een termijn van 5 jaar uiten in veranderde ecologisch relevante toestandsvariabelen.

Aansluitend op de praktijk zou gekozen kunnen worden voor een onbetrouwbaarheidsdrempel van 5%, waarmee de kans wordt aangegeven dat een nulhypothese (= geen effect) ten onrechte wordt verworpen. Een laatste effectiviteitsmaat is de detectiekans, waarmee de kans wordt aangegeven dat een nulhypothese ten onrechte niet wordt verworpen. Dit is afhankelijk van de grootte van het verwachte effect. Als het verwachte effect groot is (bijvoorbeeld 25 cm stijging van grondwaterstand) dan is de detectiekans groter dan bij een klein effect (bijvoorbeeld 10 cm stijging). In de praktijk wordt vaak gewerkt met een detectiekans van 80%.

Samengevat leiden deze specificaties tot een aanbeveling om een meetnetontwerp te baseren op registratie met 80% zekerheid van een verandering van 10% over 5 jaar kan worden aangetoond.

Deze voorlopige specificaties van de meetdoelstellingen hebben consequenties voor aantallen monsters en frequentie van waarnemingen en dus voor de kosten. De specificaties van de meetdoelstellingen kunnen worden bijgesteld om consequenties voor de kosten zichtbaar te maken. Andersom kan vanuit een vastgesteld budget voor monitoring ook de consequenties voor nauwkeurigheid en betrouwbaarheid van het meetnet worden aangegeven.

Nadere specificaties van de meetdoelstellingen zijn in het kader van dit project niet te specificeren. De informatie hierover moet worden ontleend aan NOV-project 3, waarin de gewenste grondwatersituatie voor verschillende vegetatiedoeltypen zal worden geformuleerd.

3.4.2 Object- en variabelenkeuze

Het object waaraan uiteindelijk de effectiviteit van maatregelen zal worden afgelezen betreft de vegetatie of plantesoorten. Met deze objectkeuze zal in de meeste gevallen de belangrijkste doelstelling van monitoring voor het terreinbeheer kunnen worden gerealiseerd. De vegetatie/soorten vormen de eindvariabelen in de ingreep-effectketen. Met deze benaderingswijze kunnen procesmatige effecten niet in beschouwing worden genomen. Een probleem hierbij kan zijn dat soorten zich nog niet vestigen in een overigens geschikt milieu omdat bv. de zaadbank leeg is, of dat soorten naijlen. Om de effectiviteit van het beheer te kunnen evalueren zou in dit geval informatie beschikbaar moeten zijn over tussenvariabelen, die als een na laatste in de oorzaak-gevolg keten liggen. Het ligt daarom voor de hand de monitoring uit te breiden met het humuscompartiment als object. Als variabelen die informatie hierover verstrekken liggen standplaatsfactoren voor de hand.

Vanuit de doelstellingen van een integraal monitoringsysteem strekt de informatie behoefte zich uit tot de objecten in de gehele dosis-effectketen. Hiertoe moeten tussenvariabelen worden geselecteerd in het water- en bodemcompartiment die in relatie staan tot de ingreepvariabele of de eindvariabele.

Werkhypothese

De keuze van variabelen voor het integrale monitoringsysteem is gebaseerd op de kennis die is ontwikkeld in het kader van het SWNBL-onderzoek (Van Beusekom et al., 1990). Deze kennis is gebaseerd op processen die bij verdroging optreden. Als werkhypothese voor ons project is ervan uitgegaan dat variabelen die indicatief zijn voor een verdrogingstoestand, tevens indicatief zullen zijn voor de vernattingstoestand. Als concept voor een model waarmee de processen in de oorzaak-gevolg-keten van verdroging kunnen worden geanalyseerd, is een standplaatsmodel gehanteerd. Dit standplaatsmodel is gebaseerd op ecohydrologische principes (Kemmers, 1993).

De juistheid van de werkhypothese zal pas op termijn duidelijk worden als gegevens beschikbaar komen waarmee optredende processen door vernatting kunnen worden geïdentificeerd.

3.4.3 Bemonsteringstrategie

Standplaatstypen

Terreinen waar anti-verdrogingsmaatregelen worden uitgevoerd zullen over het algemeen vegetatiekundig en bodemkundig heterogeen van opbouw zijn. Deze heterogeniteit kan worden opgevat als een functie van geo(morfo-)logische en hydrologische processen. Deze processen hebben geleid tot een van plaats tot plaats verschillende bodemvorming, wat zich uit in een verscheidenheid aan standplaatstypen met bijbehorende vegetatietypen. Bij het ontwerp van een meetnet dient met deze heterogeniteit in de uitgangssituatie rekening te worden gehouden door een onderverdeling in standplaatstypen cq. vegetatietypen.

Schaalniveaus

Op een standplaats zijn zowel het geo(morfo-)logisch, (geo-)hydrologisch, bodemkundig als vegetatiekundig compartiment van belang. In deze volgorde zal de schaal van de variabelen die van belang zijn voor de vegetatie steeds fijner worden. Dit impliceert dat bij de monitoring de schaal van de metingen zal moeten toenemen naarmate de metingen het maaiveld dichter naderen. Anders gezegd: de variabiliteit van soorten binnen de standplaats zal groter zijn dan de variabiliteit van standplaatsfactoren beneden het maaiveld; de variabiliteit aan standplaatsfactoren zal groter zijn dan die van de GVG; de variabiliteit van de GVG zal groter zijn die van de stijghoogte van de potentiaal in het 1^e watervoerende pakket, etc.

In sommige compartimenten verlopen de processen dermate langzaam dat de toestandvariabelen die ermee verbonden zijn, als onveranderlijk zijn te beschouwen. Andere processen verlopen zeer dynamisch, zodat daaraan verbonden toestandvariabelen in de tijd sterk fluctueren. Zowel onveranderlijke als zeer dynamische factoren lenen zich slecht voor monitoring.

Voor de stratificatie wordt de standplaats opgevat als een ruimtelijke eenheid, die homogeen is ten aanzien van een karakteristieke combinatie van

standplaatsfactoren en waarbinnen geen vegetatiekundige differentiatie aanwezig is (Van Wirdum en van Dam, 1984; Dijkema et al., 1985; Kemmers, 1993). Standplaatsfactoren zijn die abiotische variabelen die in de dosis-effectketen het dichtst zijn gelegen bij de eindvariabele. Dit maakt de standplaats zeer geschikt als doelgebied van een monitoringnetwerk. Voor patroonvastlegging wordt deze geschiktheid nog versterkt als de standplaatsfactoren karteerbaar zijn. Verondersteld wordt dat standplaatsfactoren binnen een standplaatstype overal op dezelfde wijze reageren na een hydrologische ingreep.

Ingrepen

Omdat de aard van de ingreep bepalend is voor de wijze waarop de toestandsvariabelen zullen reageren, stellen Vos et al. (1991) ook een stratificatie naar ingreep voor. De aard van de ingrepen zal afgestemd worden op het beoogde effect: vernatting. Een belangrijke onderliggende doelstelling is dat vernatting de decompositie van organische stof zal remmen, waardoor de beschikbaarheid van nutriënten zal afnemen. Dit kan gerealiseerd worden door opzetten van het waterpeil of door verlaging van het maaiveld via afgraving. Meer specifiek zal het bij peilverhoging gaan om het gewenste type water, zodat de aard van de maatregelen gespecificeerd moeten kunnen worden naar kwaliteitscriteria:

- Vernatting met regenwater (via conservering);
- Vernatting met grondwater (via stimuleren kwel);
- Vernatting met van elders aangevoerd oppervlaktewater (via waterinlaat);
- Afgraving.

Bemonstering in een monitoringproject zal in principe per standplaatstype moeten plaatsvinden. Bij de stratificatie kan een vegetatiekaart een belangrijke rol spelen. Omdat vegetatie en bodemontwikkeling een functie zijn van dezelfde onderliggende ecosysteemvormende factoren (litho-functie, topo-functie) zullen bodemkaarten en vegetatiekaarten op hoofdlijnen gelijke patronen te zien geven (zie hoofdstuk 5). Voor stratificatiedoeleinden zijn deze kaarten daarom inwisselbaar.

4 Screening projecten

4.1 Inleiding

Na de bespreking van algemene aspecten en randvoorwaarden van monitoring, wordt in dit hoofdstuk besproken welke praktijkervaring er bestaat bij het monitoren van effecten van vernatting. Bij het opstellen van richtlijnen in de volgende hoofdstukken kan vervolgens van deze ervaring gebruik gemaakt worden. Deze praktijkervaring is ontleend aan een enquête waarin acht natuurgebieden gescreend zijn op de monitoringsstrategie die is geformuleerd voor het meten van de resultaten van anti-verdrogingsmaatregelen.

Er is gekozen voor een thematische benadering bij het screenen door open vragen voor verdere uitwerking van richtlijnen van een standaard-meetprotocol te formuleren:

- HOEZO monitoring ?
- WELK ecosysteem?
- WAT zijn de doelvariabelen bij de monitoring?
- HOE worden de doelvariabelen gemeten?
- WAAR worden de doelvariabelen bemonsterd?
- WANNEER worden de doelvariabelen bemonsterd?
- WIE voert de monitoring uit?
- WAARHEEN gaat de ontwikkeling van het ecosysteem?

Bij de screening van bestaande monitoringssystemen in natuurgebieden waar anti-verdrogingsmaatregelen zijn genomen, is getracht een antwoord te verkrijgen op de bovengestelde vragen, vanuit de invalshoek van de praktijk. De screening van natuurgebieden heeft tot doel om de 'stand van zaken' betreffende monitoring van anti-verdrogingsmaatregelen vast te leggen. De bovengenoemde vraagstelling is daarbij als uitgangspunt genomen. De screening had tevens een evaluerend karakter, omdat het wenselijk is om de bruikbaarheid en haalbaarheid van monitoringssystemen voor de tweede fase nader te onderzoeken.

Een uitvoerige verantwoording van de screening is verwerkt in NOV-werkdocument 15.a (IWACO, 1994).

Dit hoofdstuk heeft betrekking op de aspecten van voorbereiding en evaluatie van de screening van proefgebieden. Paragraaf 4.2 geeft een beschrijving en verantwoording van de opzet en de uitvoering van de screening van de proefprojecten. In paragraaf 4.3 worden de resultaten van de screening weergegeven. In paragraaf 4.4 worden evaluaties en aanbevelingen uitgewerkt.

4.2 Opzet en uitvoering

Opzet

De screening is uitgevoerd via een enquête. Voor de opzet van een enquête-formulier is gebruik gemaakt van verschillende informatie-bronnen:

- er is aansluiting gezocht bij het IPO-project Inventarisatie verdrogingsbestrijding (IWACO, 1992)
- resultaten van het project Effect Gerichte Maatregelen (EGM) in natuurgebieden (effectiviteit van genomen maatregelen in sfeer van bestrijding van verzuring, verdroging en vermessing; archief EGM: directie NBLF/LNV)
- ervaringen in het project SWNBL zijn verwerkt in de vraagstelling
- gegevens die beschikbaar kwamen uit NOV-project 7: bijeenbrengen van ecohydrologische kennis (Van der Veen en Garritsen, 1994)
- gegevens die beschikbaar kwamen uit NOV-project 9: verbetering empirische herstelfunctie (Runhaar en Zonneveld, 1994).
- aanvullende mondelinge informatie van diverse personen binnen terreinbeherende organisaties.

In de opzet van het enquête-formulier is uitgegaan van de volgende hoofdingeling:

- a. algemene projectgegevens
- b. uitgangspunten en werkwijze monitoringmeetnet
- c. meetnetvariabelen: waarnemingsaspecten
- d. meetnetvariabelen: registratie en interpretatie

Uitvoering

Een overzicht van anti-verdrogingsprojecten met monitoring van de ingrepen is opgenomen in aanhangsel 1.

Op basis van dit overzicht heeft de projectgroep een keuze gemaakt van proefprojecten die voor screening in aanmerking komen. Daarbij is als uitgangspunt genomen dat een zekere verdeling van de projecten over de diverse fysisch-geografische regio's de voorkeur verdient (Jansen et al., 1994). Speciale aandacht zou ook worden besteed aan een spreiding van de projecten over grondwater- en regenwater gevoede levensgemeenschappen.

De volgende proefprojecten zijn gescreend (zie Tabel 1):

1. project De Veenkampen (beheerder LUW)
2. project Punthuizen/Stroothuizen (beheerder SBB)
3. project Reggers Sandersvlak/De Kil (beheerder PWN)
4. project Fochteloërveen (beheerder NM)
5. project Elperstroom: De Reitma (beheerder SBB)
6. project Bargerveen (beheerder SBB)
7. project Dwingelderveld (beheerder SBB/NM)
8. project Westelijke Langstraat (beheerder SBB).

De proefprojecten scoren niet volledig voor wat betreft spreiding over de diverse fysisch-geografische regio's. De regio's Rivierengebied, Laagveengebied, Zeekleigebied en Heuvelland zijn buiten de selectie gevallen. Dit heeft te maken met het feit dat in deze regio's weinig geschikte lokaties voor handen zijn. Tevens was de projectgroep van mening dat het standaard-meetprotocol thans vooral urgent is voor de regio's Hogere Zandgronden en Duinen.

Bij de selectie is ernaar gestreefd dat zo mogelijk reeds 4 a 5 jaar geleden anti-verdrogingsmaatregelen zijn getroffen. In sommige gevallen blijkt echter dat de maatregelen over meerdere jaren worden uitgevoerd.

Tevens was het gewenst dat het meetnet zowel abiotische als ook botanische variabelen zou omvatten. Alle geselecteerde projecten voldoen aan dit criterium. Uiteraard zijn de inspanningen met betrekking tot monitoring niet in alle terreinen gelijk. Onder evaluatie (paragraaf 4.4) zal hierop worden ingegaan.

In periode 15 februari tot 15 maart 1994 werden bezoeken afgelegd bij de kontaktpersonen die betrokken zijn bij de uitvoering van de monitoring in de proefprojecten. Tijdens de bezoeken werd het vooraf toegezonden enquêteformulier besproken en ingevuld. Er werd naar gestreefd om de informatie zoveel mogelijk op een onderling vergelijkbare wijze te verzamelen. Gezien de variatie in opzet van monitoringsprojecten was dit voornemen niet altijd geheel te realiseren. Dit zal eveneens aan de orde komen onder evaluatie (paragraaf 3.4).

Tabel 1 Overzicht terreinen

Naam terrein	beheerder	oppervlakte in ha.	streefbeeld levensgemeenschappen	omschrijving verdroging	maatregelen anti-verdroging
De Veenkampen	LUW/DLO	13	Vochtige/natte voedselrijke graslanden	Landbouwonwatering in het kader ruilverkaveling in 1940	Artesische wel geïnstalleerd met bekleding van percelen
Punthuizen Stroothuizen	SBB	70	Droge.natte heide, heischraal grasland blauwgrasland, oeverkruidgemeenschap	Verminderde grondwaterstanden + inundaties	Plaatsen stuw, dichten greppels dempen sloot, verwijderen drainage
Reggers/Sandervlak/De Kil	PWN PWN	enkele ha enkele ha.	Kncpbiesvegetatie	Voorjaarsgrondwaterstand 40-60 cm gedeeld in jaren 1980	Waterwinning van 6 naar 2 miljoen m ³ /jr.
Fochteloërveen	NIM	1714	Levend hoogveen, vochtige heide en graslanden	Hoogteverschil van 4 m t.o.v. omgeving	Aanleg dammen
Eipierstroom	SBB	18	Blauwgraslanden	Verdroging door omleidingskanalen; later te grote vernatting	Stuwpeilen aangepast (eerst te hoog, later lager)
Bargerveen	SBB	2000	Hoogveengebied	Lage peilen in omgeving/ invloed versnippering	Water vasthouden in gebied door spaarbekkens, afdammen sloten, dichten wijken, verlandingsprocedures bevorderen
Dwingelderveld	SBB	1809	Vochtige heide, droge heide en pioniersvegetaties van moeraswolfsklauw	Grondwaterpeil zakt ver weg, plaatselijk afleiding kwel en invloed gebiedsvreemd water	Sloten dicht, leiding omgelegd, vochtige slenk hersteld
Westelijke Langstraat	SBB	253	Grondwaterafhankelijke vegetaties zoals Kleine Zeggen, Dotterbloem	Diepe ontwatering in de omgeving; stijghoogte grondwater te laag, fluctuatie waterstand te groot	Maaiveld verlaagd, oppervlaktewater buiten reservaten opgezet; eigen waterhuishouding van de reservaten

4.3 Resultaten

4.3.1 Algemeen

Vanuit de optiek van de functie van het monitoringsysteem in relatie met het gebruik van de gegevens blijken er drie categoriën te onderscheiden te zijn:

1. voorbeeldmonitoringsproject in het kader van EGM-projecten of projecten in het kader van onderzoek naar de relatie grondwaterwinning en ecologie: project Reggers Sandersvlak/De Kil en Punthuizen/Stroothuizen

2. wetenschappelijk onderzoeksproject ten behoeve van onderwijsdoel: De Veenkampen

3. monitoringproject door terreinbeheerders met als doel om na ingrepen veranderingen in flora en/of fauna te meten: Fochtelorveen, Elperstroom, Bargerveen, Dwingelderveld en Westelijke Langstraat. Tot deze groep kan men ook het reguliere monitoren rekenen dat in veel terreinen wordt uitgevoerd zonder dat een speciale vraag- en/of doelstelling is geformuleerd.

Soms is het mogelijk dat een project (tijdelijk) verschuift van de ene groep naar de andere groep. Bijvoorbeeld in het kader van het project Regeneratie Hoogvenen (NBP-project) wordt een onderzoek uitgevoerd naar zowel de abiotiek en de biotiek van de hoogvenen van Fochteloo als ook het Bargerveen. Gedurende een aantal jaren zullen ondermeer de standplaatsfactoren uitgebreid worden vastgelegd door middel van monitoring.

De eerstgenoemde categorie heeft een tijdelijke status. Na verloop van een aantal jaren zal dit type monitoring worden gestaakt. De continuïteit is hiermee niet gewaarborgd. De tweede categorie betreft slechts enkele natuurgebieden in ons land. Deze projecten zijn echter wel van grote betekenis voor het verkrijgen van een wetenschappelijke onderbouwing van monitoringsactiviteiten.

De derde categorie omvat een brede groep met tal van variaties in monitoringsactiviteiten. De selectie van proefprojecten was met name gericht op het verkrijgen van voldoende informatie over deze categorie omdat deze activiteiten het meest aansluiten bij de praktijk van de terreinbeheerder in ons land.

4.3.2 Doelvariabelen van de monitoring

Op basis van een korte omschrijving van de abiotische en biotische uitgangssituatie is duidelijk gemaakt welk type ecosysteem aanwezig is in de proefprojecten.

De volgende typen kunnen worden onderscheiden:

- beekdalen en verwante terreinen: De Veenkampen, Punthuizen/Stroothuizen, Elperstroom
- hoogveenrestanten: Fochteloërveen en Bargerveen
- natte heideterreinen: Dwingelderveld
- voormalig laagveengebieden: Westelijke Langstraat
- Duinvalleien: Reggers Sandervlak/De Kil

Het streefbeeld voor de terreinen is gebaseerd op herstel en ontwikkeling van de karakteristieke landschapsecologische gesteldheid van de terreinen. De doelvariabelen van de monitoring zijn een afgeleide van deze landschapsecologische gesteldheid (de WELK/WAT-vragen).

4.3.3 Knelpunten en maatregelen

Alle gescreende projecten kampen met verdrogingsproblemen. Relatief hoog scoren de problemen die veroorzaakt worden door een te laag peil in de omgeving van het proefproject en andere regionale invloeden.

Dit heeft betrekking op de terreinen: Westelijke Langstraat, Bargerveen, Elperstroom, De Veenkampen en Fochteloërveen.

In andere terreinen werd verdroging vooral veroorzaakt door andere factoren, zoals:

- grondwaterwinning: Reggers Sandervlak/De Kil
- detailontwatering in het terrein en naaste omgeving: Dwingelderveld, Punthuizen/Stroothuizen en dit probleem speelde ook in het Fochteloërveen en het Bargerveen;
- achtergrondverdroging in de omgeving, zoals bij de Elperstroom.

De genomen maatregelen variëren al naar gelang de oorzaak van de verdroging. Zeer ingrijpend zijn de maatregelen in de Westelijke Langstraat waar het maaiveld met 70 a 90 cm wordt verlaagd ten behoeve van herstel van de kwelwatertoevoer naar de wortelzone. In de hoogveengebieden zijn eveneens drastische maatregelen genomen door aanleg van dijken en aanleg van basins. In de lokatie Reggers Sandervlak/De Kil is de waterwinning afgenomen van 6 naar 2 milj.m³.jr⁻¹. Op de lokatie De Veenkampen is het waterpeil in het terrein met ongeveer 1 m verhoogd door toevoer van artesisch water. In de andere terreinen zijn meer kleinschalige maatregelen genomen zoals dempen van sloten, herinstellen van stuwen en het toepassen van een begreppeling en aflagingrepen.

De effectiviteit van de genomen maatregelen wordt meestal positief beoordeeld. In enkele gevallen echter kan men nog geen oordeel geven, bijvoorbeeld bij Reggers Sandervlak, De Veenkampen en Fochteloërveen. Aanleiding tot deze opstelling is de overweging dat herstel van waarden over grotere oppervlakten tot nu toe is uitgebleven en/of de maatregel van meer recente datum is.

4.3.4 Inrichting en gebruik van het meetnet

In NOV-werkdocument 15.a (IWACO, 1994) is per proefproject een ruimtelijke indicatie gegeven van het meetnet voorzover de gegevens beschikbaar waren. Het blijkt dat monitoring op tal van wijzen wordt uitgevoerd. Een duidelijke systematiek ontbreekt in de proefprojecten (tabel 2).

De dichtheid van het peilbuizennet varieert zeer. In enkele gescreende terreinen van SBB wordt thans gewerkt aan een sanering van het bestaande meetnet.

De monitoring van het bodemcompartiment vindt alleen plaats in de terreinen De Veenkampen, Reggers Sandervlak/De Kil en Punthuizen/Stroothuizen. Monitoring vindt hier plaats in het kader van wetenschappelijk onderzoek en/of voorbeeldonderzoek.

De monitoring van vegetaties vindt op zeer verschillende wijzen plaats. Het gebruik van permanente kwadraten (pq's) wordt slechts binnen enkele terreinen toegepast. Opname van aandachtsoorten en globale vegetatie-opnamen, zoals de Tansley-methode, vinden meer toepassing.

De opslag en verwerking van gegevens is voor wat betreft hydrologische gegevens geautomatiseerd in On Line Grondwater Archief (OLGA). De overige gegevens zijn òf in databases òf in archieven aanwezig. De verwerking gebeurt in die gevallen handmatig (tabel 3).

4.4 Conclusies

Uit de screening kunnen de volgende conclusies getrokken worden:

Welk ecosysteem

Tabel 1 geeft aan dat het ecologische streefbeeld in algemene bewoordingen wordt geformuleerd. Veelal wordt als streefbeld de historische situatie aangehouden. Bij het Bargerveen echter worden nieuwe verlandingsreeksen beoogd op basis van ingrepen in het gebied zelf.

Wat zijn de doelvariabelen

De doelvariabelen kunnen worden uitgedrukt in bijvoorbeeld gewenst grondwatertype, stijghoogte grondwater, kwelflux, chemische condities van de bodem en/of vegetatietype. Een precieze omschrijving van de doelvariabelen vindt meestal niet plaats. In enkele gevallen wordt herstel van basische omstandigheden aangegeven, zoals bij Punthuizen/Stroothuizen, De Veenkampen en Westelijke Langstraat. Herstel van stijghoogte is geformuleerd voor Het Reggers Sandervlak/De Kil. In het Bargerveen is uiterst voedselarme verlanding als doel aangegeven.

Tabel 2 Keuze van variabelen voor monitoring .+: wel gemeten; -: niet gemeten.

Naam terrein	Watercompartment		Bodemcompartment				Humuscompartment				Vegetatie					
	oppervlaktew. kwant.	grondwater kwant.	N	P	org. stof	pH	% CaCo ³	CEC	Macro -ionen	C/N	C/P	Bulk	Profie 1	P	Q	Vlakt. Soorten kart.
De Veenkampen	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	-	+/-
Punthuizen/ Stroothuizen	-	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-	-	+
Reggers Sander vlak/De Kil	-	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	+	+	+
Fochteloërveen	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+
Elperstroom	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-
Bargerveen	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
Dwingelderveld	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+
Westelijke Langstraat	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+

Wie voert de monitoring uit

Veelal voeren de terreinbeheerders zelf de monitoring uit. Een uitzondering geldt voor de activiteiten van onder meer Landbouwuniversiteit en KIWA die onderzoek uitvoeren naar vernatting. Bij SBB is monitoring gekoppeld aan de 10-jaarlijkse herziening van beheersplannen en kartering van aandachtssoorten voor de Biologische Beheersverslaglegging. Bij Natuurmonumenten is eenzelfde relatie zichtbaar.

Hoe worden de doelvariabelen gemeten

De vragen over dit onderwerp tijdens de screening konden slechts zeer fragmentarisch worden ingevuld. In het rapport zijn ze daarom buiten beschouwing gebleven. Binnen SBB wordt thans gewerkt aan een standaardisatie van de monitoring.

Waar worden de doelvariabelen bemonsterd

De lokatiekeuze van de monsterpunten wordt ingegeven door praktische overwegingen, zoals bereikbaarheid. Een verantwoorde visie op ruimtelijke variabiliteit van grondwatertypen, bodemtypen en vegetaties ontbreekt veelal. Onderzoekers leggen een relatie tussen vegetatiestructuur en micro-relief. De overige meetnetbeheerders hebben geen specifieke visie. Het blijkt echter, dat meerdere beheerders achteraf niet tevreden zijn over de lokatie van de meetnetpunten, bijvoorbeeld Westelijke Langstraat en Elperstroom.

Wanneer worden de doelvariabelen bemonsterd

Over het algemeen worden de hydrologische variabelen door middel van een standaard-frequentie bemonsterd. Met name voor de vegetatie wordt uitgegaan van een cyclus gekoppeld aan de herziening van het beheersplan. Een specifieke koppeling met de anti-verdrogingsmaatregelen ontbreekt derhalve.

Waarheen gaat de ontwikkeling van het ecosysteem

De beoordeling van de ontwikkeling van ecosystemen is nauw verbonden aan de inspanning om het meetnet af te stemmen op de ontwikkeling van ecosystemen. De ervaring hiervoor in het kader van anti-verdrogingsmaatregelen zijn nog slechts zeer beperkt.

Tabel 3 Opslag en interpretatie van gegevens.

Naam terrein	Water			Bodem			Humus			Vegetatie		
	Opslag arch comp	Interpretatie hand auto	Interpretatie gls hand	Opslag arch comp	Interpretatie hand auto	Interpretatie gls hand	Opslag arch comp	Interpretatie hand auto	Interpretatie gls hand	Opslag comp	Interpretatie hand auto	Interpretatie gls hand
De Veenkampen	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Punthuizen/ Stroothuizen	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Reggers Sander vlak/De Kil	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Fochteloërveen	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Elperstroom	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Bargerveen	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Dwingelderveld	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Westelijke Langstraat	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+

5 Het ecohydrologisch systeem

5.1 Inleiding

Een ecohydrologisch systeem is een ruimtelijk begrensd processtelsel waarbinnen de ontwikkeling van spontane vegetaties wordt gestuurd door hydrologische en hydrochemische processen in wisselwerking met de bodem. Binnen een ecohydrologisch systeem kunnen als resultante van deze processen een differentiatie in standplaatstypen en vegetaties tot ontwikkeling komen. Als ruimtelijke eenheid wordt binnen het ecohydrologisch systeem de standplaats onderscheiden. Een overzicht van processen die bij de ontwikkeling van een standplaats een rol spelen kan met een standplaatsmodel worden weergegeven.

Eerst zal een toelichting op het standplaatsmodel worden gegeven (Fig. 3). Daarna zal worden aangegeven welke functionele betekenis de verschillende omgevingsfactoren hebben.

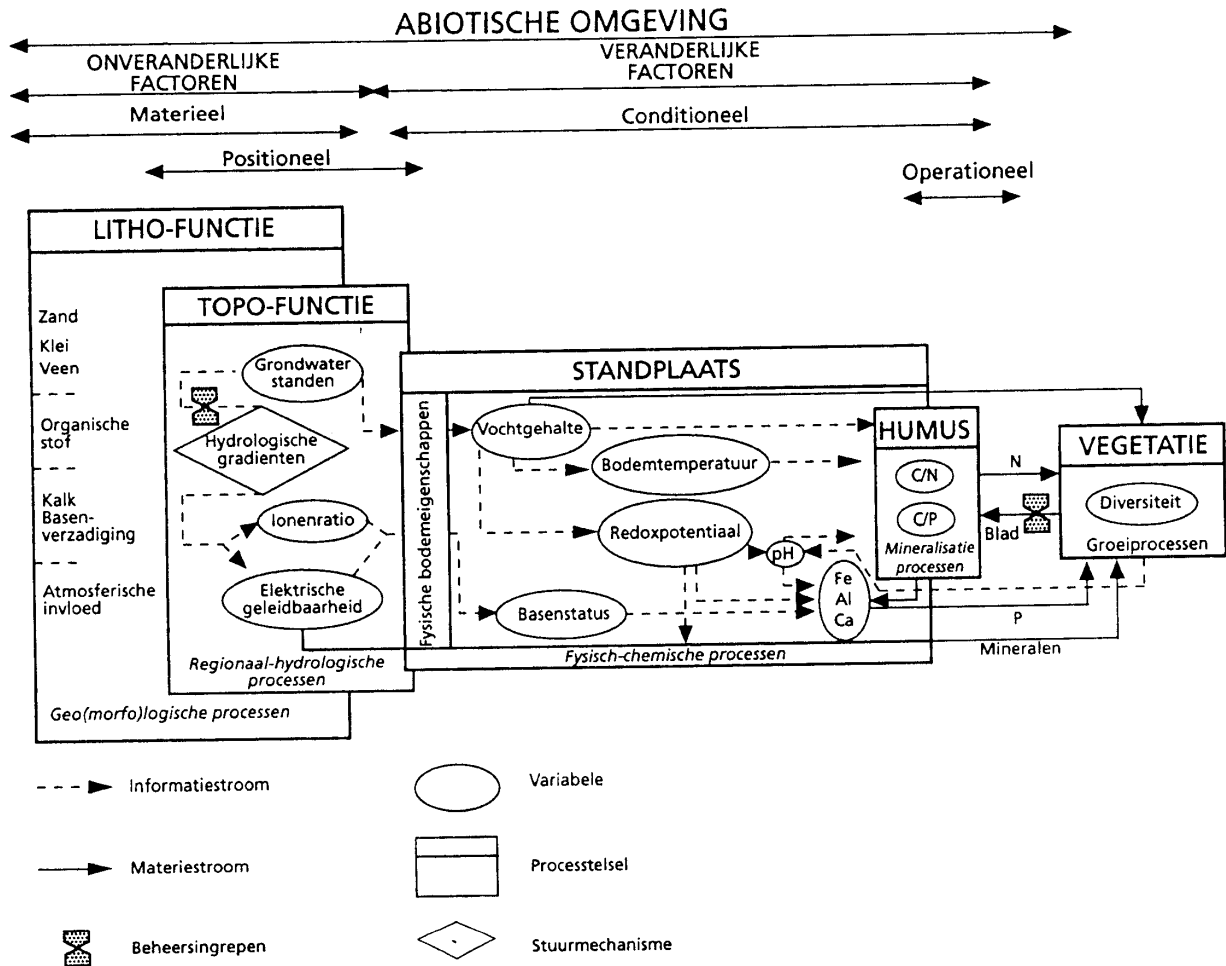
5.2 Het standplaatsmodel

Een standplaatsmodel (Ecodevice sensu van Wirdum, 1981) kan worden opgevat als een hiërarchisch processtelsel met betrekkingen tussen de compartimenten van het water-bodem-plant systeem. In de keten van processen kunnen toestandsvariabelen uit het ene compartiment als stuurvariabele voor een proces in een volgend compartiment optreden.

5.2.1 Directe en indirecte werkingen van water

De beschikbaarheid van vocht en voedingsstoffen in de bodem is voor een vegetatie van plaats tot plaats in het landschap verschillend. Als gevolg van aanpassing van de vegetatie aan deze natuurlijke omstandigheden is een ecologische differentiatie in het landschap ontstaan. Deze differentiatie is voor een belangrijk deel te verklaren uit substraateigenschappen en uit de hydrologische samenhang van het landschap en de daaruit voortvloeiende verscheidenheid in aspecten van de kwantitatieve en kwalitatieve waterhuishouding. De invloed van de hydrologie op de variatie in de natuurlijke vegetatie kan op twee manieren tot stand komen (Kemmers & van Wirdum, 1988):

- 1) Op directe wijze spelen de vochtleverantie en de in het water opgeloste voedingsstoffen een rol;
- 2) Langs indirecte weg hebben het vochtgehalte (en complementair daaraan de aëratie) en de chemische samenstelling van het grondwater invloed op de beschikbaarheid van voedingsstoffen in het wortelmilieu.



Figuur 3. Standplaatsmodel met hiërarchisch stelsel van processen in verschillende compartimenten van het ecosysteem.

Voordat, b.v. bij waterstandsverlagingen, het eerste mechanisme een rol van betekenis kan spelen, zijn dikwijls veel voor de natuurbescherming belangrijke soorten reeds door de bedoelde indirecte werkingen (toegenomen mineralisatie, veranderde basenverzadiging) sterk achteruitgegaan. Dit is er ook de oorzaak van dat juist deze soorten sterk bedreigd zijn en dat de natuurbescherming zoveel belang hecht aan die soorten en aan de onder 2) bedoelde werkingen. Het gaat hierbij om kenmerken van het grondwater die kunnen worden begrepen in het licht van de kringloop van het water.

5.2.2 Primaire factoren

Topografie (reliëf), klimaat, moedergesteente, biologisch soortenpotentieel en tijd liggen ten grondslag aan de landschappelijke differentiatie in vegetatieontwikkeling (Jenny 1958). Deze factoren worden niet door de ecosysteemontwikkeling beïnvloed maar hebben daarop wel een dominante invloed en worden daarom ook wel primaire of onafhankelijke factoren genoemd. Van deze primaire factoren vertonen topografie en moedergesteente binnen Nederland de belangrijkste verschillen, waarbij de topografie (= reliëf) op regionale schaal de blauwdruk vormt voor de hydrologische differentiatie binnen het landschap dat als compartiment in de hydrologische kringloop van het water een belangrijke plaats inneemt.

Bij de hypothesevorming over de invloed van het waterbeheer vormt de plaats van de vegetatie in de hydrologische kringloop een belangrijk uitgangspunt. In de kringloop van het water kunnen drie compartimenten worden onderscheiden, waarin het water korte of langere tijd verblijft: de atmosfeer, de lithosfeer en de zee. In elk hiervan neemt het water uiteindelijk een karakteristieke samenstelling aan die kan worden gekarakteriseerd door de ionenratio in combinatie met het elektrisch geleidingsvermogen (van Wirdum, 1980, 1991; Kemmers, 1986a). Deze positie kan gewijzigd zijn als gevolg van hydrologisch beheer in de omgeving. Een belangrijke consequentie van deze hypothese is dat de aanwezigheid van calciumbicarbonaat in het freatische grondwater veelal samenvalt met kwelverschijnselen. Kwel is echter geen noodzakelijke voorwaarde voor lithoclien water. Hoogendoorn (1990) nuanceert dit uitgangspunt door erop te wijzen dat het ontbreken van infiltratie (stagnatie) in oppervlakkige kalkrijke sedimenten eveneens leidt tot calciumbicarbonaat water zonder dat er sprake is van kwel. Deze nuancering impliceert dat doorgaans alleen conclusies kunnen worden getrokken over de betekenis van de "topografie" indien tevens een goede analyse van de betekenis van de primaire factor "moedermateriaal" is uitgevoerd (n.b. Krijtdistrict, kalkrijke duinen).

5.2.3 Secundaire factoren

De fysiologische betekenis van de tot nu toe genoemde primaire factoren (IR, EC, potentialen) is beperkt. Zij kunnen worden beschouwd als externe factoren die als randvoorwaarden processen in het fysiologisch werkzame milieu van de plant, de standplaats, sturen. De positie van de standplaats in het landschap is in hoge mate bepalend niet alleen voor de gevoeligheid van de standplaats voor verdroging maar ook voor het verloop van de processen die de voedingstoffenhuishouding controleren.

De basentoestand, de redoxtoestand en de vochttoestand van de bodem, worden gecontroleerd door resp. de potentiaalverschillen en waterkwaliteitskenmerken en zijn als zodanig afhankelijk van de hydrologische positie in het landschap. Deze variabelen spelen een belangrijke sturende rol bij de voedingsstoffen-huishouding van de standplaats (Kemmers, 1986b). Al deze dynamische factoren controleren het verloop van de mineralisatie en humificatie van de organische stof in de bodem, wat de belangrijkste bron van stikstof en fosfor voor de vegetatie is.

De ontwikkeling van organische stof introduceert bufferende eigenschappen in het bodemcompartiment, waardoor de veranderlijkheid in milieuomstandigheden afneemt (kationenomwisselingscapaciteit, vochtberging etc). Morfologische uit dit zich in de ontwikkeling van een humusprofiel met een duidelijke horizontdifferentiatie. Het humusprofiel integreert het resultaat van alle processen die op de mineralisatie en humificatie van organische stof inwerken. Eigenschappen van het humusprofiel bevatten daarom belangrijke diagnostische waarde over de vocht-, basen- en nutriëntentoestand van de bodem. Eigenschappen van het humusprofiel zijn veranderlijk op middellange termijn. Het veranderlijke karakter van humuseigenschappen sluit echter goed aan bij de snelheid van veranderingen in vegetatie-ontwikkeling. Deze laagdynamische eigenschappen maken dat het humusprofiel een zeer geschikt compartiment is om veranderingen op de middellange termijn (5-10 jaar) te kunnen registreren. Dit biedt perspectief om in het monitoringsysteem korte termijn effecten (natte/droge jaren) te elimineren. Het humusprofiel is immers gebufferd tegen incidentele veranderingen.

Volgens het standplaatsmodel worden omgevingsfactoren uiteindelijk getransformeerd naar operationele factoren. Dit zijn factoren die voor fysiologische processen bij plantegroei van belang zijn. De beschikbaarheid van vocht en nutriënten, in het bijzonder stikstof en fosfaat, wordt in de ecohydrologische literatuur algemeen beschouwd als sleutelfactor (Van Doorn, 1985; Water boven water, 1988; Runhaar, 1989; Gremmen 1987) voor de ontwikkeling van spontane vegetaties.

5.2.4 Vegetatie

De vegetatie is als eindvariabele een functie van de omgevingsfactoren (inclusief biologisch potentieel). Omgekeerd betekent dit dat de aanwezige vegetatie indicatief is voor de standplaatsfactoren ter plaatse. Daarnaast is de waarde vanuit natuurbeschermingsoogpunt (natuurwaarde) een functie van de vegetatie zelf. Zowel uit de indicatiewaarde voor omgevingsfactoren als uit de natuurwaarde kan de juiste werking van het standplaatsmodel en dus de effectiviteit van uitgevoerde maatregelen worden afgeleid.

Een maatregel is succesvol wanneer bepaalde gewenste vegetaties en daarmee bepaalde omgevingsfactoren verschijnen op een bepaalde lokatie. De te meten variabelen in het vegetatiecompartiment om inzicht te krijgen in natuurwaarden of (op indirecte wijze) in standplaatsfactoren zijn: soorten, combinaties van soorten en/of plantengemeenschappen.

5.2.5 Beheer

Via het vegetatiebeheer kan de strooiselinput naar de bodem worden beïnvloed. Daarmee kan het beheer direct invloed uitoefenen op de nutriëntenkringloop van de standplaats. Via het beheer kan ook de vegetatiesuccessie worden gestuurd. Maaien en afvoeren, grazen en 'niets' doen vormen een reeks van beheersmaatregelen, via welke de spontane successie steeds minder wordt beïnvloed. In dezelfde volgorde neemt de afvoer van nutriënten uit het systeem af.

Koerselman en Verhoeven (1993) veronderstellen dat oude kraggen in het veenlandschap als gevolg van langdurige afvoer van maaisel zelfs fosfor-gelimiteerd kunnen geraken.

Bij systemen die sterk geeutrofiëerd zijn geraakt, vinden extreme ingrepen in de nutriëntenhuishouding plaats als de organische horizonten via afplaggen of ontgronding worden verwijderd in het kader van natuurontwikkeling.

De belangrijkste invloed van begrazing is dat er, naast enige afvoer van nutriënten, een belangrijke ruimtelijke differentiatie ontstaat door selectieve vraat, betreding en herverdeling van nutriënten via mest.

6 Richtlijnen voor een ecohydrologische systeemanalyse

6.1 Inleiding

Het doel van een ecohydrologische systeemanalyse (Dijkema et al., 1985) is inzicht te verkrijgen in het functioneren van de standplaats in zijn ruimtelijke samenhang met de primaire (ecosysteemvormende) factoren waterkwantiteit, waterkwaliteit en moedermateriaal. Standplaatsfactoren en verspreidingspatronen van plantesoorten hebben daarbij een belangrijke diagnostische betekenis. Bij een ecohydrologische systeemanalyse is een standplaatsmodel, waarmee het functioneren van een standplaats in zijn ruimtelijke omgeving kan worden geanalyseerd, een belangrijk hulpmiddel. Het levert inzicht in de keten van oorzaak-effect-relaties en is van belang voor de keuze van de maatregelen.

De resultaten van de ecohydrologische systeemanalyse zijn van belang voor:

- de interpretatie van patronen van de huidige toestand (bodembkundig, vegetatiekundig) vanuit onderliggende hydrologische processen zoals verdroging.
- indicaties voor de (niet-verdroogde) referentiesituatie (zie ook Rolf et al., 1993)
- hypothesen over gewenste streefbeelden (natuurdoeltypen). Deze beelden kunnen worden vertaald naar gewenste grondwatersituatie of naar standplaatsfactoren (in verband met formulering van meetdoelstellingen).
- noodzakelijke hydrologische maatregelen (ingrepen) voor herstel.
- selectie van ingreepvariabelen, tussenvariabelen en eindvariabelen van het monitoringsysteem. Deze variabelenkeuze is ingreep- en standplaats specifiek.

Voor richtlijnen voor een ecohydrologische systeemanalyse kan ook het Handboek grondwaterbeheer worden geraadpleegd (van Beusekom et al. 1990).

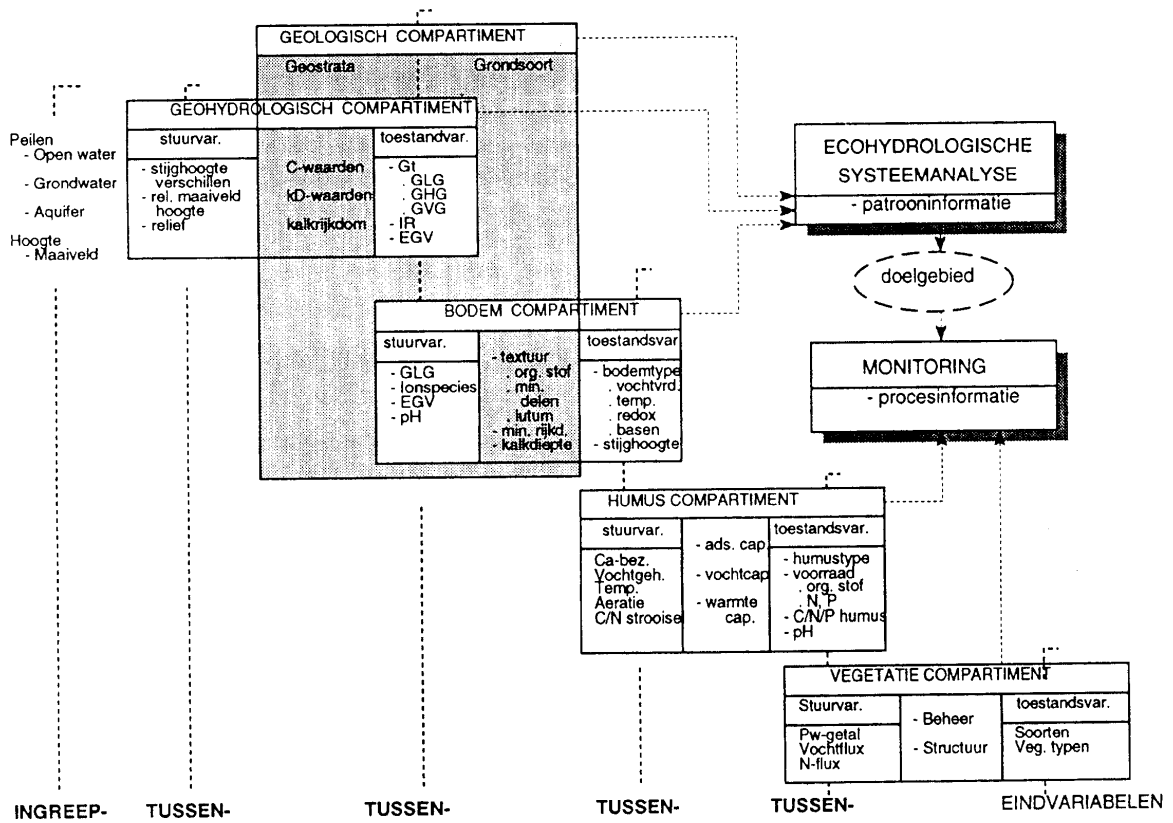
Figuur 4 geeft de contouren voor de opzet van een monitoringsysteem, met een overzicht van variabelen per compartiment die geschikt zijn voor patrooninformatie (stratificatie) of voor procesinformatie (monitoring). Het schema is geënt op het concept van het standplaatsmodel en volgens verschillende ingangen gestructureerd:

1. *Naar object;*

Objecten zijn gebaseerd op ecosysteemcompartimenten. Binnen elk compartiment verlopen processen op verschillende tijdschaal.

2. *Naar onderscheid in stuur- en toestandvariabelen per object;*

Binnen een compartiment kunnen toestandvariabelen worden onderscheiden en stuurvariabelen die van invloed zijn op deze toestand. Toestandvariabelen zijn soms zo weinig veranderlijk dat zij als onveranderlijk kunnen worden beschouwd en zich daarom goed lenen voor patrooninformatie. Toestandvariabelen van het ene compartiment zijn vaak weer stuurvariabele



Figuur 4. Contouren voor een integraal monitoringsysteem met verschillende typen variabelen.

voor het volgende compartiment.

3. *Naar plaats in ingreep-effect keten;*

Volgens Vos en Ter Keurs (1993) zijn voor monitoring in principe slechts ingreep- en eindvariabele van belang. Bij verdieping van kennis zijn tussenvariabelen eveneens van belang in verband met causaliteit. Tussenvariabelen kunnen de rol van eindvariabele of ingreepvariabele overnemen als er duidelijke relaties tussen bestaan en er gegronde redenen zijn om een tussenvariabele te kiezen.

4. *Naar relevantie voor patroon- of procesinformatie;*

In de meer dynamische compartimenten veranderen de toestandvariabelen op relatief korte termijn. Voor monitoring zijn deze variabelen in principe geschikter dan de toestandvariabelen uit de stabiele compartimenten.

In de volgende paragrafen zullen richtlijnen verder worden uitgewerkt waarbij de ecosysteemfactoren en -compartimenten als ingang zijn gekozen.

6.2 Primaire factoren

Primaire factoren zijn, ondanks hun laag dynamisch karakter, zeer bepalend voor de ontwikkeling van ecosystemen: zij worden ook wel onafhankelijke of ecosysteemvormende factoren genoemd (Jenny, 1941; Cajander, 1925). Hun geografische patronen vormen de blauwdruk voor de verscheidenheid aan ecosystemtypen.

Voor monitoring spelen zij een belangrijke rol bij de stratificatie van doelgebieden. Als onderdeel van de ecohydrologische systeemanalyse zijn zij essentieel voor het meetnetontwerp. Voor de standplaatsstratificatie vormen de aard van het moedermateriaal (litho-functie) en de relatieve hoogteligging (topo-functie) de belangrijkste criteria.

6.2.1 Litho-functie

Voor de eigenlijke monitoring zijn toestandvariabelen van de litho-functie zelden van belang. De variabelen worden gestuurd door geo(morfo)logische processen. Het is niet te verwachten dat de aard van het moedermateriaal wezenlijk verandert door hydrologische maatregelen. Hierop zijn twee uitzonderingen van toepassing:

- een verandering in het slibgehalte als gevolg van overstroming
- veenvorming op een mineraal substraat na vernatting

Een goed inzicht in toestandvariabelen van de litho-functie verstrekt de geo(morfo)logische kaart (1 : 50 000). Hieruit zijn belangrijke gegevens af te leiden over de grondsoort en de aard (mineralogische rijkdom) en herkomst van het moedermateriaal. Voor gedetailleerder informatie over de bovengrond (textuurgegevens, kalkdiepte e.d.) vormt de bodemkaart een essentiële aanvulling.

6.2.2 Topo-functie

De essentie van de topo-functie is de positie van de standplaats in de hydrologische kringloop. Het reliëf (relatieve maaiveldhoogte) en de afwateringssituatie vormen in ons klimaat de belangrijkste motor voor geo-hydrologische processen. Mede onder invloed van de afwateringssituatie ontstaan hierdoor stijghoogteverschillen tussen openwater, grondwater en aquifer, die als stuurvariabelen voor grondwaterstroming en stoftransport zijn te beschouwen. Op landschapsschaal ontstond hierdoor oorspronkelijk (historische referentiesituatie) een differentiatie in hydrologische condities en mineralenrijkdom van het freatisch grondwater.

Deze gradienten zijn onder invloed van menselijke activiteiten sterk genivelleerd. Vaak zijn de oorspronkelijke gradiënten nog herkenbaar in bodempatronen of in verspreiding van plantesoorten (Grootjans, 1985).

Niet alleen door instelling van peilen maar ook door afgraving van het maaiveld kunnen potentiaalverschillen worden gemanipuleerd, waardoor grondwaterstroming wordt gegeneerd. In alle gevallen zijn geohydrologische eigenschappen zoals de doorlatendheid van watervoerende (kD-waarden) en weerstand van waterscheidende lagen (c-waarden) een doorslaggevende factor voor de intensiteit van grondwaterstromingen.

Waterkwantiteit

Hoogtekaarten zijn een belangrijk hulpmiddel voor het bepalen van positionele kenmerken. Daarnaast verstrekken de grondwaterdiepte en de grondwaterfluctuatie, gekarakteriseerd door de grondwatertrap (Gt), informatie over de positie. De grondwatertrap wordt gebaseerd op een gemiddeld hoogste (GHG) en een gemiddeld laagste grondwaterstand (GLG).

De GLG is de grondwaterstand waarnaar het regionale hydrologisch systeem terugvalt in de zomerperiode. Deze eigenschap is betrekkelijk onveranderlijk en is sterker gebufferd naarmate het onderliggende hydrologische systeem omvangrijker is.

Als primaire factor van de topo-functie is de GLG een goede ingang voor stratificatie.

De GLG is strikt genomen niet onveranderlijk. Juist de verdroging is een zeer geleidelijk (sluipend) proces gebleken. Garritsen et al. (1990) constateerden in hun onderzoek naar de verdroging in Nederland dat de daling van de stijghoogte van diepe filters in het watervoerende pakket vaak groter is dan de daling van de grondwaterstand. Dit is een aanwijzing ervoor dat veranderingen in de regionale hydrologie de belangrijkste oorzaak van verdroging zijn. Over een periode van enkele decennia is de gemiddelde grondwaterstand met enkele decimeters gedaald.

Bovendien grijpen veel hydrologische maatregelen aan op de drainagebasis, die sterk gecorreleerd is aan de GLG. Hierdoor is de GLG tevens een variabele die zich goed leent voor monitoring.

In de praktijk wordt de GVG vaak gebruikt bij dosis-effect studies omdat via een goede correlatie met de vochtindicatiewaarde, de reactie van plantesoorten op veranderde vochtomstandigheden kan worden voorspeld (Runhaar, 1989). De GLG is echter een variabele die mede de basenrijkdom van de bodem in kwelafhankelijke systemen controleert (Kemmers, 1993b; van Wirdum, 1991) en is daarmee een hydrologische variabele die indirecte informatie over de basentoestand verstrekt.

Er komen zelfs situaties voor dat wijzigingen in GLG optreden, zonder dat de GVG wezenlijk verandert. De GLG is bepalend voor het bergend vermogen van een bodem en daarmee voor de kwantitatieve invloed van neerslag in de standplaats. In natte kwelafhankelijke systemen kan de GLG een zodanig hoog niveau hebben dat niet alle neerslagoverschot in de winter geborgen kan worden in de bodem. Oppervlakkige afstroming is in een dergelijke situatie een belangrijke component van de waterbalans. Indien de GLG verlaagd wordt zal het neerslagoverschot in de bodem geborgen kunnen worden en niet langer oppervlakkig afstromen (neerslaglenzen). De GVG zal derhalve niet wezenlijk veranderen, terwijl een fundamentele verschuiving in de waterbalans is opgetreden (Wind, 1986; Kemmers, 1993b).

De GHG en GVG zijn dynamischer van karakter in die zin dat zij de resultante zijn van de aanvulling van de vochtvoorraad ten tijde van de GLG via het neerslagoverschot, waardoor effecten van natte en droge jaren zich uiten.

Het verdient aanbeveling om naast de in de praktijk gegroeide gewoonte de GVG te monitoren, tevens de GLG te monitoren. Dit geldt in het bijzonder in situaties met aanvoer van basenrijk grondwater naar het maaiveld.

Binnen de studie 'Milieubeleidsindicator Verdroging' (Rolf et al, 1993) is een methode ontwikkeld om de GVG, GLG en GHG af te leiden uit grondwaterstandsreeksen die door middel van tijdreeksmodellering voor meteorologische invloeden zijn gecorrigeerd. Bij deze zogenaamde transfer/ruismodellering wordt de oorspronkelijke reeks gesplitst in een reeks 'verklaard' uit het neerslagoverschot en een residureeks. Door langjarig gemiddelde waarden van het neerslagoverschot in te vullen in het transfermodel kan een 'regime-curve' worden berekend, die aangeeft wat het jaarverloop van de grondwaterstand zou zijn bij gemiddelde meteorologische omstandigheden. Het structurele nivo van het grondwater wordt afgeleid uit de residureeks. Door voor de GVG, de GLG en de GHG de waarde van de regime-curve af te lezen op respectievelijk 1 april, het laagste en het hoogste punt van de regime-curve, en deze op te tellen bij het structurele nivo van het grondwater in een bepaald jaar, kan de voor meteorologische invloeden gecorrigeerde GVG_{tf} , GLG_{tf} en GHG_{tf} worden berekend. Het subscript tf (transfermodel) duidt op de wijze van berekening.

Waterkwaliteit

Afhankelijk van de positie in het hydrologische systeem zal de standplaats met verschillende watertypen gevoed worden. Elk van deze watertypen, of mengvormen daarvan, kunnen op directe of indirecte wijze de vegetatieontwikkeling beïnvloeden bij contact met de wortelzone.

Hydrochemische toestandsvariabelen die aan de topo-functie zijn gerelateerd, zijn de ionenratio (IR) in combinatie met het elektrisch geleidingsvermogen (EGV) van het freatisch grondwater. In veel gevallen verdient het aanbeveling ook andere kationen en anionen te bepalen dan nodig zijn voor de bepaling van de IR.

Een complete chemische analyse (Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Cl^- , HCO_3^- , SO_4^{2-} en pH) maakt een controle op de ionenbalans en ruimere geohydrologische interpretaties mogelijk (van Wirdum, 1991; Stuyfzand, 1989).

De chemische samenstelling van het water is op een diepte, die overeenkomt met het GLG-niveau, een betrekkelijk onveranderlijke factor. In "kwel" gebieden vertonen hydrochemische factoren sterkere fluctuaties naarmate op een niveau wordt gemeten dat dichterbij het maaiveld ligt (GHG-, GVG-niveau). Deze variabiliteit is afhankelijk van de diepte van de drainagebasis. Naarmate deze hoger is gelegen kan een kleiner deel van het neerslagoverschot worden geborgen. De invloed van regenwater in het profiel neemt daardoor af. **De oorspronkelijke positie van de standplaats in de hydrologische kringloop kan daarom het best worden vastgesteld door vaststelling van het watertype op GLG-niveau.**

Naar later zal blijken geeft een basenrijk grondwatertype op GLG niveau, nog geen enkele garantie dat in de wortelzone eveneens een actuele hoge basenbezetting aanwezig is. Dit is afhankelijk van de diepte van de GLG. Naarmate de diepte van de GLG toeneemt zal de aanvulling van basen naar de wortelzone via capillaire opstijging verminderen. Dit neemt niet weg dat zich in de winterperiode een regenwaterlens kan vormen boven een grondwaterlichaam, zodat een stratificatie in watertypen kan optreden. In een dergelijke veranderlijke situatie kan de uiteindelijke invloed van het watertype op de basenrijkdom van de standplaats worden vastgesteld door de basenbezetting van het adsorptiecomplex in de bodem te bepalen (zie verderop).

6.2.3 Bodem

Naast ontwikkeling van de vegetatie beschouwt Jenny (1941) ook de bodemontwikkeling als een afhankelijke van de litho-functie en topo-functie. Bodemgenetische processen zijn afhankelijk van de aard van het moedermateriaal (verweerbare mineralen) en de wijze waarop hydrologische factoren daarop inwerken. In het bodemclassificatiesysteem van de Bakker en Schelling (1989) zijn hydro-factoren op de hogere niveaus als differentiërend kenmerk gebruikt. Op een grof schaalniveau (1 : 50 000) worden hydrologische patronen daardoor weerspiegeld in bodemkaarten (Kemmers, 1985, 1993). Bepaalde bodemtypen nemen ogenschijnlijk een vaste positie in binnen een hydrologisch systeem, zodat ook uit bodemkundige patronen positionele informatie kan worden afgeleid.

Bodemkundige patronen kunnen daarom een ingang zijn voor stratificatie bij hydrologisch onderzoek. Een nadeel hiervan is dat de actuele positie van de bodem kan zijn veranderd door hydrologische ingrepen (kwelgebied veranderd in infiltratiegebied), waardoor bodemkaarten fossiele hydrologische informatie kunnen bevatten (Jaarverslag SC-DLO, 1993).

Bodemontwikkeling is een dermate traag proces dat deze veranderingen slechts zeer vertraagd tot veranderingen in die bodemeigenschappen die in het systeem van de Nederlandse Bodemclassificatie differentiërend zijn.

Het inschakelen van humusprofielkenmerken bij een bodemkundige interpretatie van de topo-functie biedt in dit opzicht meer perspectief (Jansen et al., 1994).

6.2.4 Conclusie

Primaire factoren zijn in principe ongeschikt voor monitoring. Wel lenen zij zich bij een ecohydrologische systeemanalyse goed voor het onderscheiden van standplaatstypen. Combinaties van moedermateriaal, GLG en de chemische samenstelling van het water in de zomer vormen de belangrijkste abiotische factoren voor het onderscheiden van standplaatstypen bij de stratificatie. Het onveranderlijke karakter van factoren die samenhangen met de topo-functie uit zich het best door metingen ten tijde van en op het niveau van de GLG. Dit is een belangrijke consequentie voor de stratificatie. Bodemkaarten en Gt-kaarten kunnen daarbij behulpzaam zijn, hoewel zij soms fossiele informatie bevatten. Fundamentele ingrepen in de waterhuishouding uiteten zich in veranderingen van de GLG. Monitoring van deze primaire factor is in een aantal gevallen aan te bevelen.

6.3 Secundaire conditionele factoren

De secundaire factoren kunnen een conditionele of een operationele functie hebben. Binnen het bodem- of humuscompartiment hebben zij meestal een conditionerende functie. Zij sturen processen. Uiteindelijk komen bij deze processen stoffen vrij die operationeel zijn voor plantegroei. Operationele factoren zijn veranderlijker van aard dan conditionele factoren.

6.3.1 Bodemcompartiment

De directe fysiologische betekenis van de primaire factoren voor de vegetatie is beperkt. Zij geven de betrekkelijk stabiele toestand van het systeem weer. Vooral de fysische factoren kunnen echter belangrijke randvoorwaarden vormen voor fysisch-chemische processen in de bodem:

- vochttransport
- stoftransport
- warmtetransport
- gasdiffusie

Zo is de textuur en het GLG-niveau niet alleen van belang voor het bergend vermogen (vochtvoorraad) en daarmee het potentiaalverloop van het grondwater, maar ook voor de capillaire opstijging en daarmee het mogelijk contact van ionen in het grondwater met de wortelzone (basenrijkdom). Beide factoren zijn bepalend voor de vochtbeschikbaarheid voor de vegetatie en het vochtgehalte in de onverzadigde zone. Via datzelfde capillaire transport kunnen in het water opgeloste stoffen (basen, zouten) de wortelzone bereiken en gassen (O_2 , CO_2) diffunderen. Van Wirdum (1991) ontwikkelde een methode waarbij - uit het profielverloop van de bodemtemperatuur informatie kan worden afgeleid over de verticale flux van water. Toepassing van deze specialistische methode levert belangrijke informatie over kwel of wegzijging.

De fysisch-chemische processen in de bodem zijn in sterke mate afhankelijk van weersinvloeden (neerslag, verdamping). Weersinvloeden maken dat de toestandsvariabelen die fysisch-chemische procesinformatie verstrekken, een dynamisch karakter hebben. Toestandvariabelen als vochtgehalte, redoxpotentiaal, basenrijkdom e.d. lenen zich daarom minder goed voor monitoring.

Deze toestandsvariabelen worden vaak met modellen berekend. Zinnvolle rekenresultaten zijn alleen te verwachten als de modellen gecalibreerd en gevalideerd zijn. Hiertoe zijn intensieve meetcampagnes noodzakelijk.

6.3.2 Humuscompartiment

Al deze dynamische toestandvariabelen (vochtgehalte, temperatuur, aeratie, calciumbezetting) controleren het verloop van de mineralisatie en humificatie van strooisel. Zowel blad- als wortelsterfte is de bron van de organische stof in de bodem en de daaruit beschikbaar komende stikstof en fosfor voor de vegetatie. Juist de ontwikkeling van een bodemhumusprofiel, als resultante van deze processen, introduceert bufferende eigenschappen in het humuscompartiment (Vos en Stortelder, 1988). De veranderlijkheid in milieuomstandigheden neemt hierdoor af.

De organische stof speelt een belangrijke rol bij de ontwikkeling van secundaire factoren (modificatie van primaire factoren). Door incorporatie van humus in de minerale grond veranderen bodemeigenschappen met een capaciteitskarakter:

- organisch stofgehalte
- bulkdichtheid
- nutriëntenvoorraden
- vochthoudend vermogen (vochtcapaciteit)
- kationenadsorptiecapaciteit (CEC)
- warmtecapaciteit

Deze secundaire eigenschappen zijn door hun capaciteitskarakter betrekkelijk onveranderlijk van aard en weinig gevoelig voor korte termijn schommelingen (bv. weersinvloeden). Omdat op de middellange termijn (5-10 jaar) veranderingen kunnen optreden tengevolge van veranderingen in organische stof input, zijn zij in principe geschikt om te worden opgenomen in langjarige monitoringprojecten.

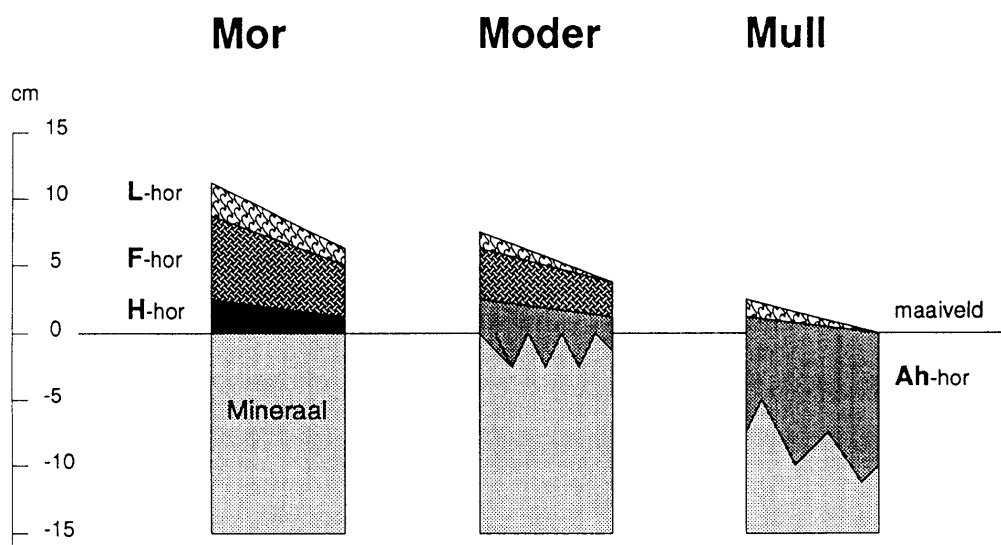
6.3.3 Correlatief complex

Het humusprofiel is een functie van vegetatie (via strooisel) en stuurvariabelen in de bodem die de snelheid van decompositie en humificatieprocessen controleren zoals vochtgehalte, bodemtemperatuur, aeratie, calciumbezetting. Anderzijds zijn de stuurvariabelen en de vegetatie afhankelijk van de eigenschappen van het humusprofiel. Deze variabelen zijn beter gebufferd naarmate het organisch stofgehalte in de bodem hoger is (toename vochtcapaciteit, adsorptiecapaciteit, warmtecapaciteit).

6.3.4 Humusprofieltypen

Zoals een bodemtype de resultante is van een groot aantal betrekkelijk traag verlopende processen, zo is het humusprofiel (ook wel humusvorm) het resultaat van betrekkelijk snel verlopende decompositie en humicatieprocessen. Een humusvorm is een humusprofiel met een karakteristieke combinatie van organische horizonten die van elkaar verschillen in verteringsgraad. Aan de humusvorm zijn kenmerken verbonden die visueel goed waarneembaar zijn (Klinka et al., 1981). Deze kenmerken bestaan uit dikten en verteringsgraad van de organische horizonten. Er worden ecto-organische horizonten onderscheiden, die bestaan uit strooisel dat is geaccumuleerd op de minerale bodem, en endo-organische horizonten die bestaan uit organisch materiaal dat gehomogeniseerd met de minerale ondergrond. In het ecto-organisch deel kunnen drie hoofdhorizonten voorkomen:

- L-horizont: Versgevalen bladstrooisel of afgestorven wortelmateriaal
- F-horizont: Door fermentatie (F) aangetast strooisel; oorspronkelijke planteresten zijn macro-morfologisch nog goed herkenbaar
- H-horizont: Volledig gehumificeerd (H) organisch materiaal, waarin geen macroscopisch herkenbare planteresten aanwezig zijn.



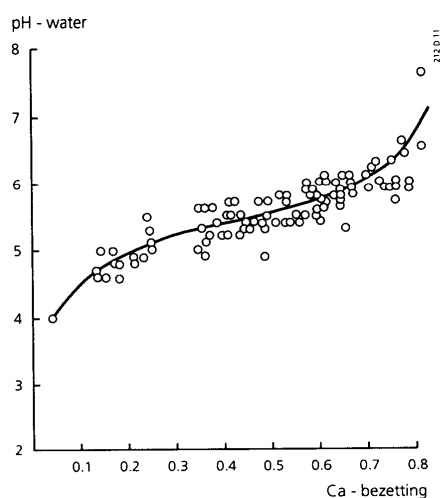
Figuur 5. Onderscheid naar humusprofieltypen op het niveau van orden (Klinka et al., 1981).

In semiterrestrische systemen zijn analoge horizonten te onderscheiden, maar worden dan resp. Of-, Om- en Oh genoemd. Uit onderzoek van o.a. Emmer en Sevink (1994) blijkt dat F-horizonten zich in een periode van 10-15 jaar kunnen ontwikkelen, terwijl de ontwikkeling van H-horizonten niet binnen een periode van 45 jaar is te verwachten. Dit heeft te maken met een afnemende decompositiesnelheid van residueel organisch materiaal.

Endo-organische humusprofielen wijzen op een hoge kringloop snelheid van nutriënten. Ecto-organisch humusprofielen wijzen op een trage kringloopsnelheid als gevolg van accumulatie van nutriënten. De beide humusprofieltypen zijn uitersten in een reeks. Vele tussenvormen komen voor. Door Klinka et al. (1981) is een taxonomisch systeem ontwikkeld, dat gebaseerd is op onderscheid van drie orden, die genoemd zijn naar de dominante humustypen in het humusprofiel: Mor, moder, mull. Binnen elke orde worden op basis van aanwezigheid van humushorizonten en verhoudingen daartussen groepen onderscheiden (zie Fig. 5).

Algemeen wordt ervanuit gegaan dat onder zuurgraadneutrale en vochtige omstandigheden de biologische activiteit in de bodem optimaal is. Een intens bodemleven heeft tot gevolg dat strooisel snel wordt afgebroken en intensief gemengd wordt met de minerale ondergrond. Er treedt een ontwikkeling van een endo-organisch (inwendig) humusprofiel op met organische stof die rijk is aan stikstof en fosfor (lage C/N- en C/P-ratio).

In aanwezigheid van lithoclien water is de basenverzadiging van het humusprofiel hoog als gevolg van adsorptie van calciumionen. Deze adsorptiecapaciteit neemt toe naarmate het percentage humus hoger wordt. Hierdoor ontwikkelt zich een kationenbuffersysteem. Korte perioden van zuurinput worden via deze buffer geneutraliseerd, waardoor de pH betrekkelijk stabiel is. Het wegvallen van de calciumbron (verminderde kwel, daling GLG) bij aanhoudende input van zuur, leidt tot een daling van de calciumbezetting. Bij een daling van de calciumbezetting tot onder een kritische waarde van ca. 30% zal de pH niet langer worden gebufferd en snel dalen (zie Fig. 6).



Figuur 6: Verband tussen bodemzuurgraad en de calciumbezetting gerelateerd aan de potentiële kationenadsorptiecapaciteit (bron: Jansen et al., 1994)

Bij een lage bodemzuurgraad (atmoclien water) is de bodemactiviteit verschoven van bacteriën en bodemfauna naar schimmels. Het wegvallen van bodemfauna heeft tot gevolg dat homogenisatie met de minerale ondergrond niet meer plaatsvindt, waardoor strooisel accumuleert en zich een ecto-organisch humusprofiel ontwikkelt. Strooiselomzetting is traag en vindt plaats door schimmels. In het humusprofiel ontwikkelen zich strooisellagen met een verschillend stadium van afbraak. Het door schimmels gehumificeerde strooisel in ecto-organische humusprofielen heeft andere chemische eigenschappen dan dat in endo-organische profielen. Ecto-organische humusprofielen zijn arm aan stikstof en fosfor en hebben hoge waarden voor C/N- en C/P-ratio's.

Kenmerken van het humusprofiel zoals, voorkomen en dikte van horizonten en dikteverhouding tussen horizonten blijken goede voorspellers te kunnen zijn voor de vocht-, basen- en nutriëntentoeestand van een standplaats. Door hun relatief onveranderlijk karakter lenen humusprofielkenmerken zich in principe uitstekend voor monitoring op de middellange termijn.

Onder extreem natte omstandigheden met permanente waterverzadiging ontstaat veenvorming. Veenvorming kan als een bijzondere vorm van een humusprofiel worden gezien. De omzetting van organische stof is langzamer dan de aanvoer ervan. Door anaerobe omstandigheden is de biologische activiteit laag. Planteresten blijven lang morfologisch herkenbaar. Bij ontwatering vindt van bovenaf humificatie plaats, waardoor in tegenstelling tot bij terrestrische profielen de sterkst gehumificeerde horizonten boven in het humusprofiel voorkomen. Door Green et al. (1993) is het classificatiesysteem aangepast voor natte systemen met veen-bodems. Door Clerckx et al. (1994) is dit systeem aangepast voor Nederlandse omstandigheden en toegepast in broekbossen.

6.3.5 Conclusie

Secundaire factoren lenen zich goed voor monitoring. Het humusprofiel heeft een diagnostische waarde voor de snelheid van nutriëntenkringlopen en de toestandsvariabelen calciumbezetting en vochthoudend vermogen. Het humusprofiel verstrekt actuele informatie over de calciumbezetting en daarmee over de hydrologische positie van een standplaats. Door de beperkt bufferende eigenschappen lenen humusprofielen zich uitstekend voor signalering van trendmatige veranderingen op de middellange termijn (5-10 jaar; Emmer and Sevink, 1994). Dit betreft zowel veranderingen in morfologische kenmerken van het humusprofiel als in chemische toestandsvariabelen: calciumbezetting, nutriëntgehalten, vochthoudend vermogen.

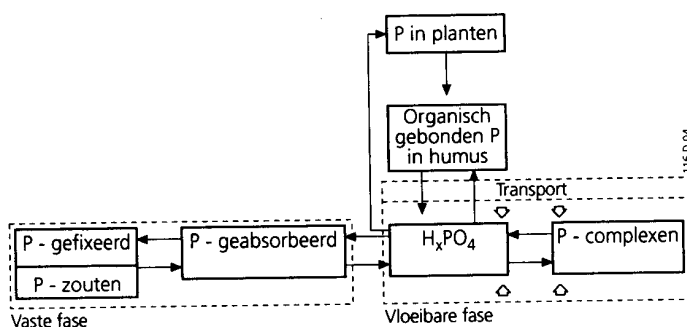
6.4 Secundaire operationele factoren

6.4.1 Vocht en nutriënten

Operationele factoren zijn de stoffen die direct van belang zijn voor de plantengroei. Ze kunnen worden gemeten als concentraties in het humuscompartiment of als fluxen naar het vegetatiecompartiment. Water-, stikstof- en fosfaatopname gelden als belangrijkste fluxen naar de vegetatie. Fluxen zijn moeilijk te meten.

Vochtfluxen worden berekend met modellen en lenen zich niet voor monitoring.

Concentraties van nitraat in het bodemvocht variëren sterk in de tijd door biologische processen (dagelijkse schommelingen) en lenen zich niet voor meting in een monitoringsysteem.



Figuur 7. Overzicht van fosfortransformaties in de bodem.

Het gedrag van fosfaat in de bodem wijkt af van stikstof als gevolg van betrokkenheid van fosfaat bij adsorptie en mogelijk precipitatie processen (Fig. 7). Fosfaat kan via aluminium-, ijzer- en calciumionen aan bodemdeeltjes worden geadsorbeerd. Hierdoor ontstaat een evenwicht tussen opgelost en geadsorbeerd fosfaat, waarbij de bodem als buffer fungeert. Zo bestaan er aanwijzingen dat bij een hoge calciumbezetting van het humuscompartiment de fosfaatconcentratie op een laag niveau gebufferd wordt (Verhoeven et al., 1992; Kemmers, 1993). Door deze bufferwerking zijn fosfaatconcentraties in de bodem minder gevoelig voor korte termijn veranderingen.

Metingen aan fosfaatconcentraties lenen zich daarom in principe ervoor om als operationele factor in een monitoringsysteem te worden opgenomen.

6.4.2 Conclusie

Operationele factoren in de wortelzone zijn zeer dynamisch van aard en lenen zich slecht voor monitoring, tenzij het stoffen betreft waarvan de concentratie in het bodemvocht gebufferd is. Fosfaatconcentraties in het bodemvocht lenen zich daarom in principe wel voor monitoring.

6.5 Vegetatie

Het vegetatiecompartment bevat de eindvariabelen van het monitoringsysteem. Het gaat om effecten van vernattingsmaatregelen op de vegetatie. De beoordeling of een maatregel effectief is geweest kan gebaseerd worden op intrinsieke waarden die aan de vegetatie kunnen worden toegekend. In dit geval wordt vaak een 'natuurwaarde' als criterium gekozen. Daarnaast is de vegetatie een weerspiegeling van de heersende milieu-omstandigheden. Dit impliceert dat via soorten op indirecte wijze aan de vegetatie een indicatie is te ontleen van de standplaatsfactoren. Veel onderzoekers hebben zich met deze indicatieve aspecten beziggehouden (onder andere: Ellenberg, 1979; Landolt, 1977; Londo, 1988). De effectiviteit van maatregelen kan daarom ook indirect worden beoordeeld aan de hand van de presentie van indicatieve soorten. Soorten kunnen op deze wijze worden gebruikt om standplaatsfactoren te meten.

De beoordeling van effectiviteit van maatregelen vindt plaats via indicaties voor natuurwaarde of standplaatsfactoren, die uit de vegetatie zijn af te leiden. De variabelen die hiervoor gebruikt kunnen worden zijn: soorten, combinaties van soorten en/of vegetatietypen. (Zonneveld, 1994)

6.5.1 Indicatie voor natuurwaarde

De indicaties voor natuurwaarde zijn zowel uit soorten als uit vegetatietypen af te leiden. Daarbij spelen de gekozen criteria een rol bij het vaststellen van het niveau van de waarde.

Soorten

Criteria voor het bepalen van de natuurwaarde-indicatie op basis van soorten zijn:

- zeldzaamheid
- diversiteit
- indicatiewaarde voor een bepaalde standplaats

Voor het afleiden van de natuurwaarde zijn zeldzaamheid van de voorkomende soorten en de diversiteit belangrijke criteria. Soorten vertegenwoordigen vaak

een hoge natuurwaarde als ze indicatief zijn voor een bepaalde standplaats (doorgaans bepaalde voedselarme omstandigheden als gevolg van bepaald kalkgehalte/zuurgraad). Hierbij gaat het om bedreigde en/of zeldzame factoren waaruit tevens blijkt dat de criteria elkaar kunnen overlappen.

De gegevens over voorkomen, zeldzaamheid (Urhokfrequentieklasse) en bedreigde plantensoorten in Nederland zijn opgenomen in de Standaardlijst van de Nederlandse flora (Van der Meijden et al., 1991) en rode lijst van FLORON (Weeda et al., 1990). Behalve op nationale schaal kan zeldzaamheid ook op lokale, regionale of internationale schaal worden bepaald. Het kan raadzaam zijn om lijsten te raadplegen die zijn opgesteld voor bepaalde regio's zoals bijvoorbeeld de "Utrechtse zeldzaamheidsgetallen" (Anonymus, 1993), 'Lijst van de bedreigde planten van Limburg' (Cortenraad en Mulder, 1989). Wolff (1989) verkende de internationale betekenis van de Nederlandse natuur.

Vegetatietypen

Voor het vaststellen van natuurwaarden op basis van vegetatietypen komen meer criteria in aanmerking dan die al bij soorten zijn genoemd:

- zeldzaamheid
- diversiteit
- indicatiewaarde voor een bepaalde standplaats
- mate van ontwikkeling
- lokale inkleuring (een meer of minder van elders in Nederland afwijkende soortensamenstelling)
- ontwikkelingsmogelijkheden van de vegetatie
- omvang

In zijn algemeenheid geldt echter dat de natuurwaarde-criteria op basis van vegetatietypen moeilijker objectief zijn vast te stellen dan op basis van afzonderlijke soorten. Daarom wordt aanbevolen de natuurwaarde te baseren op de natuurwaardering van de samenstellende soorten of soortengroepen.

6.5.2 Indicatie voor standplaatsfactoren

Belangrijk is te benadrukken dat de bepaling van standplaatsfactoren via indicatiewaarden een indirecte methode is om een indruk van de standplaats te krijgen.

Directe meetmethoden verdienen de voorkeur, maar hebben als nadeel dat zij kostbaar zijn en vaak herhaald moeten worden. Een indicatorsoort integreert automatisch het verloop van de standplaatscondities in de tijd.

Bij de indicatie van veranderingen in standplaatsfactoren gaat het om wijzigingen van:

- **grondwaterstand (en verloop ervan in de tijd)**
- **amplitudo van de grondwaterstand**
- **nutriëntentoestand**
- **basentoestand (zuurgraad)**

- **beheersinvloeden (bemesten, maaien, grazen)**
- **organische stofgehalte in humuscompartiment**

Voor het afleiden van de indicatie van standplaatsfactoren kan worden uitgegaan van: soorten, ecologische soortgroepen en vegetatietypen. Hierover is reeds veel kennis verzameld.

Soorten

Indicatiewaarden van soorten zijn vastgelegd in diverse indicatielijsten. Een aantal veel gebruikte lijsten met abiotische indicatiegegevens van hogere planten zijn:

- Ellenberg (1979) voor vocht, zuurgraad, stikstof, zout
- Freatofytenlijst van Londo (1988): grondwaterafhankelijkheid
- Kruyne & de Vries (1968) voor vocht en voedselrijkdom (N,P,K) van graslandplanten
- Landolt (1977) voor vocht, voedselrijkdom, zuurgraad, zout.

Bij het gebruik van indicatorsoorten voor het karakteriseren van een standplaats is het van belang altijd een combinatie van indicatoren te gebruiken. De amplitude voor een ecologische factor van een afzonderlijke soort is namelijk veel breder dan de gemeenschappelijke amplitude van een combinatie van soorten voor die standplaatsfactor. Ook kan het zijn dat een standplaats niet homogeen is waardoor bijvoorbeeld dieper wortelende soorten andere omstandigheden indiceren dan ondieper wortelende soorten. Voor zover het gaat om conditionele standplaatsfactoren kunnen indicatiewaarden voor een soort bovendien varieëren afhankelijk van de regio.

Er is inmiddels ervaring opgedaan met het gebruik van regionaal gebonden indicatorsoorten (Everts & de Vries, 1991; Jalink en Jansen, 1989). De uit onderzoek afgeleide regionale of lokale 'verfijnde' indicatiewaarden van soorten voor abiotische omstandigheden zijn vaak gebaseerd op een landschapsoecologische analyse van het onderzoeksgebied. Daarbij worden op basis van de indicaties voor de genoemde standplaatsfactoren uitspraken gedaan over factoren als grondwaterkwaliteit en -kwantiteit. Een voorbeeld van een regionale lijst met indicatiewaarden voor soorten is het voor de provincie Utrecht opgestelde Utrechts botanische basisregister (Anonymus, 1993).

Daarnaast zijn er ook indelingen van plantesoorten in ecologische groepen. Dit zijn groepen van soorten die steeds combinaties van indicaties voor verschillende factoren bezitten. Voorbeelden van ecologische groepen zijn:

- ecologische groepen uit de standaardlijst van de Nederlandse Flora (Van der Meijden et al., 1984, 1991)
- ecologische groepen volgens Loopstra en van der Maarel (1984)
- ecologische groepen van het ecotopensysteem (Runhaar et al., 1987, 1993).

Met de laatste indeling zijn soorten onder te brengen binnen een (of meerdere) ecotooptypen met bijbehorende standplaatsfactoren. Het voordeel hiervan is dat de relatie tussen soortengroepen en standplaatsfactoren goed omschreven is en

dat de indicatiewaarden van individuele soorten tot een ecosysteemtype zijn gecombineerd. Een nadeel van deze methode is dat een ecologische groep gebaseerd op alle potentiële soorten en dat het systeem niet regionaal gedifferentieerd is, waardoor de methode voor het indiceren van conditionele factoren minder gevoelig is.

Een voorbeeld van een lijst met regionaal gespecificeerde ecologische groepen is uitgewerkt voor het biologisch meetnet van de provincie Groningen (Scharrenburg et al., 1992).

In zijn algemeenheid geldt dat landelijke lijsten met indicatorsoorten of ecologische groepen geschikt zijn voor onderzoek op nationale schaal, maar te globaal en beperkt bruikbaar zijn voor lokale monitoringprojecten. Aanbevolen wordt, voorzover beschikbaar, in eerste instantie gebruik te maken van regionaal uitgewerkte systemen.

Vegetatietypen

Voor vegetatietypen is informatie beschikbaar in het systeem van plantengemeenschappen (Westhoff en Den Held, 1975). Daarnaast zijn in de zogenaamde 'Stalenmethode' (van Beusekom et al., 1990) voor een beperkt aantal situaties abiotische indicaties voor standplaatsen ontleend aan vegetatietypen. Omdat ook voor vegetatietypen regionale varianten kunnen optreden, zijn er inmiddels regionale of lokale typologiën opgesteld, die als aanvulling en nadere onderbouwing van het systeem van Westhoff en Den Held kunnen worden beschouwd.

Op basis van ecohydrologische analyses zijn hierbij voor vegetatietypen regionale indicatiewaarden voor standplaatscondities afgeleid (Grootjans, 1985; Everts en de Vries, 1991; Wassen, 1990; Barendrecht, 1993; Jalink & Jansen, 1989).

Soorten en vegetatietypen

Plantengemeenschappen en combinaties van soorten zijn betere milieu-indicatoren dan afzonderlijke soorten. De oorzaak hiervan berust op twee principes (Stortelder, 1991; van Wirdum, 1991):

- doordat het bij plantengemeenschappen gaat om combinaties van soorten voorkomend op een standplaats die relatief homogeen is voor abiotische factoren, is de gemeenschappelijke amplitude vrijwel altijd kleiner dan die van de soorten afzonderlijk
- door onderlinge concurrentie wordt de amplitude van soorten, en daarmee ook de gemeenschappelijke amplitude vernauwd.

Combinaties van soorten op een homogene standplaats, zijn dus de beste indicatoren voor de abiotische standplaatsfactoren ter plekke en verdienen wat betreft hun indicatiewaarde de voorkeur boven afzonderlijke soorten. Met name voor het bepalen van de mate van ontwikkeling van de vegetatie maar ook voor het formuleren van doeltypen zijn plantengemeenschappen het meest geschikt. Dit betekent niet dat deze tevens het meest geschikt zijn voor het registreren

van **veranderingen** in natuurwaarde en standplaatsfactoren. Verandering die tot uiting komen door het optreden van bepaalde indicatoren in een vegetatietype hoeven niet noodzakelijkerwijs te leiden tot de benoeming van een ander vegetatietype, waardoor verandering niet zou worden geregistreerd (bijvoorbeeld: het optreden van enkele verzuringsindicatoren in een trilveen). Juist het feit dat vegetatietypen worden afgeleid uit een ter plekke voorkomende soortensamenstelling en daar een (subjectieve) interpretatie aan ten grondslag ligt, maakt het gebruik van alleen vegetatietypen voor het signaleren van veranderingen minder geschikt. De mate waarin vegetatietypen op een bepaalde locatie onderbouwd zijn met vegetatiekundige opnamen bepaalt de mate waarin veranderingen afgeleid kunnen worden. Voor langjarig metingen is het essentieel om te kunnen beschikken over ongeïnterpreteerde basisgegevens (de soortensamenstelling). Voor het registreren van veranderingen verdient het aanbeveling om hiervoor veranderingen van indicatieve soorten binnen een plantengemeenschap te beschouwen.

6.5.3 Conclusie

Uit het bovenstaande blijkt dat voor een gebied of een standplaats op verschillende manieren indicatiewaarden kunnen worden afgeleid. Deze vertonen echter een grote mate van samenhang aangezien vaak dezelfde bronnen worden gebruikt. Ze verschillen voornamelijk in het onderscheidend vermogen van de indicatiewaarde in een gebied. Hierbij leidt het gebruik van landelijke lijsten zonder nadere onderbouwing tot de grofste indeling. Het afleiden van indicatoren aan de hand van ecohydrologisch onderzoek op lokale schaal leidt tot de meest nauwkeurige indicatie van soorten over standplaatsfactoren als het voorkomen van indicatieve soorten in verband wordt gebracht met de vegetatietypen waarbinnen zij voorkomen. Landelijke indicatielijsten zijn echter beschikbaar, terwijl regionale lijsten vaak nog moeten worden opgesteld. Indien geen ecohydrologische studies aanwezig zijn en daarvoor ook geen budget beschikbaar is, kan voor het indiceren van abiotische omstandigheden waarschijnlijk het best worden aangesloten bij bestaande indicatielijsten en indelingen in ecologisch soortengroepen.

7 Richtlijnen voor keuze van variabelen bij monitoring

7.1 Inleiding

Variabelen voor monitoring kunnen geselecteerd worden op basis van wetenschappelijke en praktische argumenten. Wetenschappelijke argumenten komen voort uit de behoefte om meer inzicht te verkrijgen in vernattingsprocessen. Hiertoe is het nodig variabelen te volgen uit verschillende compartimenten van het ecosysteem die via een causale ingreep-effectketen met elkaar in verband staan. De meeste van deze variabelen en hun samenhang zijn in het vorige hoofdstuk besproken.

Praktische argumenten zoals financiële en technische haalbaarheid spelen eveneens een rol bij de selectie van variabelen. Uit de screening van acht anti-verdrogingsprojecten bleek dat nauwelijks andere variabelen dan grondwaterstanden en vegetatie worden gemonitord. Financiële aspecten spelen in de afweging voor de keuze van variabelen een belangrijke rol, alhoewel zelden een financiële begroting of evaluatie wordt opgesteld. De screening leert dat voor het terreinbeheer alleen de ingreep- en eindvariabelen relevant lijken. Dit levert wetenschappelijk geen verdieping van inzicht.

7.2 Praktische criteria

Figuur 4 geeft een overzicht van variabelen uit de gehele ingreep-effectketen. Het monitoren van al deze variabelen is arbeids- en kostenintensief. Monitoring dient zich te beperken tot die variabelen die niet te onveranderlijk, maar ook niet te dynamisch zijn. In het onderstaande wordt getracht tot een inperking van het aantal variabelen te komen.

Tabel 4 Aanbevolen variabelen voor monitoring bij verschillende milieumomstandigheden en in relatie tot beschikbare budgetten.
A: altijd; B: aanbevolen; C: pakket gericht op kennisverdieping; *) bij aanvoer van gebiedsvreemd water.

Variabele	Infiltratiegebieden						kwelgebieden					
	mineraal			venig			mineraal			venig		
	A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C
Stijghoogte	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Stijghoogte- verschillen	-	-	X	-	-	X	X	X	X	X	X	X
Grondwaterstand amplitudo	-	-	-	-	X	X	-	-	-	-	X	X
Grondwatertrap:												
GHG	-	X	-	-	X	-	-	X	-	-	X	-
GLG	-	X	-	-	X	-	-	X	-	-	X	-
GVG	-	X	-	-	X	-	-	X	-	-	X	-
IR/EGV	-	-	-	X*)	X*)	-	-	X	-	X*)	X	-
Kationen	-	-	X	-	-	X	-	-	X	-	-	X
Anionen	-	-	X	-	-	X	-	-	X	-	-	X
Calciumbezetting	-	-	-	-	-	-	-	X	X	-	X	X
Bodemzuurgraad	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	X
C/N verhouding	-	X	X	-	X	X	-	-	X	-	-	X
C/P verhouding	-	-	X	-	-	X	-	-	X	-	-	X
Organische stof												
- voorraad	-	-	X	-	-	-	-	-	X	-	-	-
- gehalte	-	X	X	-	X	X	-	-	-	-	-	-
Nutriënten (N,P)												
- voorraad	-	-	X	-	-	-	-	-	X	-	-	-
- gehalten	-	X	X	-	X	X	-	-	X	-	-	X
Humusvorm												
- dikte F-hor	-	X	X	-	-	-	-	-	X	-	-	-
- dikte Of-hor	-	-	-	-	X	X	-	-	-	-	-	X
Pw-getal	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	X
Soorten	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Vegetatietypen	-	X	X	-	X	X	-	X	X	-	X	X
Vegetatiepatronen	-	-	X	-	-	X	-	-	X	-	-	X

Tabel 4 geeft een overzicht welke variabelen onder welke omstandigheden absoluut, bij voorkeur, danwel zo mogelijk zouden moeten worden gemonitord. Bij de selectie speelden de volgende overwegingen een rol:

- Tussenvariabelen die dicht bij de ingreep- of eindvariabelen van de ingreep-effectketen staan, verdienen de voorkeur boven tussenvariabelen die daar verder vanaf liggen;
- Het is niet zinvol elke variabele in alle standplaatstypen te monitoren. Er zijn op een globaal niveau vier situaties onderscheiden:
 1. Geïsoleerde infiltratiegebieden met een mineraal substraat
 2. Geïsoleerde infiltratiegebieden met een venig substraat
 3. Kwelgebieden met een mineraal substraat
 4. Kwelgebieden met een venig substraat
- Het is pas dan zinvol een variabele te monitoren als er ook een meetdoelstelling geformuleerd kan worden. Dit impliceert dat bij benadering

voor elke geselecteerde variabele een waarde uit een referentiesituatie bekend moet zijn. Voor veel variabelen is dat nog onvoldoende bekend.

Hieronder volgt voor elke variabele een korte toelichting.

7.2.1 Primaire factoren

Stijghoogte

Peilen van grondwater, oppervlakte water of de aquifer vormen de belangrijkste ingreepvariabele en zullen om die reden altijd gemonitord moeten worden.

Stijghoogteverschillen

In kwelgebieden zal de ingreep vaak gericht zijn op het vergroten van stijghoogteverschillen, waardoor kwelfluxen naar het maaiveld toenemen. Met name in geïsoleerde venige infiltratiegebieden leveren stijghoogteverschillen informatie over de mate van wegzijging. Geringe veranderingen in de waterbalans kunnen hier gemakkelijk tot versterkte oxidatie van veen leiden.

Amplitudo

De amplitudo van de grondwaterstandsschommeling kan eenvoudig uit een potentiaalverloop worden herleid. Grondwaterstandsschommelingen worden met wisselvochtige milieus en versterkte mineralisatie van organische stof in verband gebracht. In venige milieus mogen grotere effecten op de mineralisatie door waterstandsschommelingen worden verwacht dan in minerale milieus.

Grondwatertrap

De grondwatertrap is een toestandsvariabele die is samengesteld uit combinaties van gemiddeld laagste (GLG) en gemiddeld hoogste grondwaterstanden (GHG). De gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG) wordt weer afgeleid uit GHG en GLG. De GVG wordt vaak direct in verband gebracht met de vochtleverantie van een standplaats. De GHG en GLG worden berekend uit langjarige reeksen van grondwaterstanden. Indien grondwaterstanden worden gemeten is bij een voldoende lange reeks de GHG en GLG eenvoudig te herleiden. Moeilijker is het een schatting te maken van GHG en GLG bij veldinventarisaties. Daarbij vormt de GLG de minste problemen. Vooral voor de standplaatsstratificatie verdient het aanbeveling de GLG steeds vast te stellen.

Ionenratio en elektrisch geleidingsvermogen

In geïsoleerde infiltratiegebieden zullen vernattingsmaatregelen zelden tot een fundamentele verandering in de waterkwaliteit leiden. Steeds speelt het regenwatertype (lage waarden voor IR en EGV) een dominante rol. Juist het infiltratiekarakter van deze standplaatsen maakt dat de chemische samenstelling van het freatisch water de vegetatie niet of nauwelijks zal beïnvloeden maar veeleer een afspiegeling zal zijn van de kwaliteit van de standplaats. In kwelgebieden bepaalt de grondwaterkwaliteit de kwaliteit van de standplaats juist wel. In dit geval is het aan te bevelen te monitoren of het gewenste watertype in de standplaats op GLG niveau aanwezig is. Absoluut noodzakelijk is deze informatie niet. Het gaat immers uiteindelijk om het effect van de baserijk grondwater op de calciumbezetting van het adsorptiecomplex van de standplaats, die als tussenvariabele dichter bij de eindvariabele is gelegen dan de IR en EGV. In dat geval moet wel de calciumbezetting worden gemonitord.

In geval van aanvoer van oppervlakte water als maatregel voor vernatting kan zeker in venige poldergebieden monitoring van IR en EGV informatie opleveren over mogelijke beïnvloeding van de wortelzone door 'gebiedsvreemd water'. In gebieden waar ontwikkeling van zure voedselarme vegetaties wordt beoogd, is een vroegtijdige signalering van oppervlakte water met een ongewenste kwaliteit (te baserijk of te voedselrijk) absoluut van belang. Bij een gewenste ontwikkeling van baserijke systemen is het juist wel van belang dat het baserijke water de wortelzone van de vegetatie kan bereiken.

Kationen

Van de belangrijkste kationen in het grondwater (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ en K^+) is voor de bepaling van de ionenratio alleen het calciumgehalte nodig. Uiteindelijk is dit gehalte en met name ook het relatieve gehalte medebepalend voor de calciumbezetting van het adsorptiecomplex. De overige ionen zijn alleen van belang voor een controle op de ionenbalans. Daarnaast geldt evenals bij de anionen dat een volledige analyse ruimere interpretatiemogelijkheden biedt.

Anionen

Van de anionen in het grondwater (Cl^- , HCO_3^- , SO_4^{2-}) is voor de bepaling van de ionenratio alleen het chloride gehalte nodig. Ook hier geldt dat de overige ionen in combinatie met de kationen slechts nodig zijn voor een controle van de ionenbalans. Het chloride gehalte kan in geval van wateraanvoer een indicator zijn voor gebiedsvreemd water.

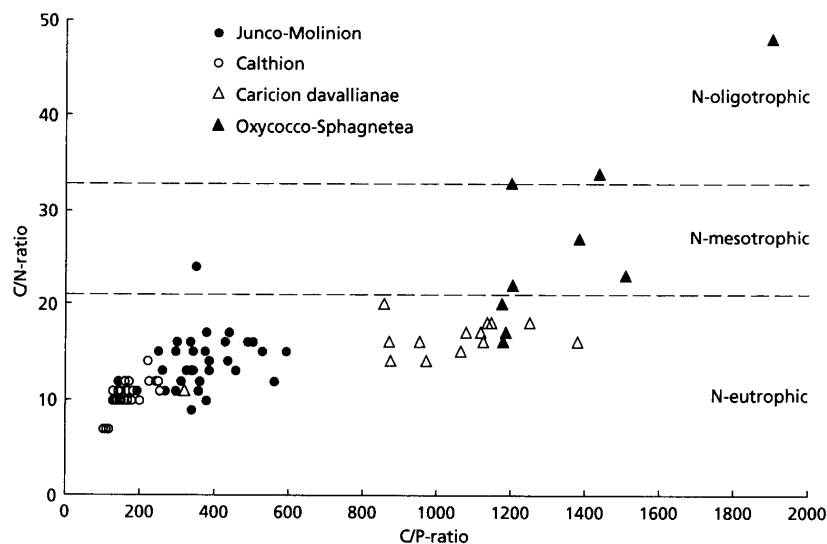
7.2.2 Secundaire factoren

Calciumbezetting

Zoals de waterkwaliteit als een conditie aan de onderrand van de standplaats kan worden beschouwd, zo is de calciumbezetting een conditie aan de bovenrand van de standplaats. Deze bovenrand vormt de biologisch actieve zone van de standplaats en vormt de laatste schakel naar het vegetatiecompartiment. Het heeft weinig zin de calciumbezetting van infiltratiesystemen te monitoren, omdat een lage calciumbezetting de natuurlijke toestand is. In kwelsystemen wordt de natuurlijke toestand gevormd door een hoge calciumbezetting. Door ontwatering zijn deze systemen vaak sterk verzuurd, zodat maatregelen gericht zullen zijn op herstel van de basenrijke condities. Monitoring van de calciumbezetting is daarom uiterst zinvol (zie IR en EGV). Er zijn situaties denkbaar dat de basenrijke condities nog niet zijn af te leiden uit de soortensamenstelling (lege zaadbank) terwijl de calciumbezetting voldoende hoog is.

Bodemzuurgraad

De bodemzuurgraad in het traject van 4,0 tot 6,5 wordt gebufferd door kationenwisseling op het adsorptiecomplex. Het calcium-ion speelt hierbij de belangrijkste rol (calciumbezetting). Via het buffermechanisme kan bij een dalende calciumbezetting de pH op een zelfde niveau gebufferd worden (zie Fig. 5). Hierdoor heeft de pH minder diagnostische waarde voor de basenrijkdom dan de calciumbezetting en is daardoor minder geschikt voor monitoring.



Figuur 8 De CN-verhouding in relatie tot de C/P-verhouding van standplaatsen met vegetatietypen van een verschillende trofiegraad (Bron: Verhoeven et al., 1993)

C/N-verhouding

De natuurlijke gradient in de C/N verhouding van infiltratie naar kwelgebieden is sterk vervlakt door atmosferische input van stikstof en ontwatering (Verhoeven et al., 1993; Kemmers, 1990). Het gevolg hiervan is dat basenarme en voedselarme systemen (infiltratiegebieden) met oorspronkelijk hoge waarden voor de C/N verhouding sterk verrijkt zijn en gekarakteriseerd worden door lage waarden van de C/N verhouding (zie Fig. 8). Een te verwachten gevolg van vernatting in deze situatie is een toename in de C/N verhouding. De C/N verhouding wordt als criterium gebruikt om de trofiegraad van bodem te kunnen vaststellen. Als een van de laatste schakels voor het vegetatiecompartiment is het sterk aan te bevelen de C/N verhouding bij monitoring op te nemen. Daarentegen is de C/N verhouding in rijke kwelgebieden, ook in verdroogde situaties, steeds laag. Het is weinig zinvol deze variabele in deze situaties te monitoren.

C/P-verhouding

In tegenstelling tot de situatie bij de C/N verhouding, is in de C/P verhouding geen sprake van een vervlaking in de natuurlijke gradiënt (Fig. 8). Het is niet te verwachten dat wezenlijke veranderingen optreden in de C/P verhouding als gevolg van vernatting. Daarnaast speelt een rol dat voor de bepaling van het gehalte P in de organische stof geen standaardanalyses voorhanden zijn. Om te komen tot een inzicht in de relatie tussen stikstof- en fosforhuishouding is het zinvol in projecten gericht op een verdieping van kennis de C/P verhouding wel te meten. Dit kan bijdragen aan het inzicht in de betekenis (wel/niet limiterend) van N of P voor de ecosysteemontwikkeling.

Organische stof

Verdroging heeft geleid tot oxidatie van organische stof. Dikten van veenlagen, klink en oxidatie zijn echter vrij eenvoudig te meten. Van vernatting mag verwacht worden dat de organische stofvoorraad zal toenemen (nb. veenvorming). Het vaststellen van een verandering in de voorraad organische stof in veengronden is zeer moeilijk. Voor minerale gronden is dit eenvoudiger, zeker als de organische stof accumuleert op de minerale ondergrond. Via kwantitatieve bemonstering is een verandering dan eenvoudig vast te stellen. Stapeling van organische stof treedt op onder sterk zure omstandigheden. Doorgaands zijn dit geïsoleerde infiltratiegebieden. Soms zijn ook kwelgebieden sterk verzuurd, waardoor accumulatie van slecht verteerd strooisel op de humeuze minerale ondergrond heeft plaats gevonden. Vernatting in deze omstandigheden zou gericht moeten zijn op herstel van de basenrijke condities. Dit zou moeten leiden tot een afname van de voorraad slecht verteerd strooisel, doordat decompositie wordt gestimuleerd.

Monitoring van het percentage organische stof (Loss on ignition) zonder meer is in veengronden weinig zinvol, en in minerale gronden moeilijk te interpreteren. Door bioturbatie kan het percentage organische stof in een horizont afnemen terwijl de voorraad organische stof juist is toegenomen en omgekeerd. Wel is het percentage organische stof van belang in combinatie met percentage stikstof

en fosfor voor het vaststellen van C/N resp. C/P verhoudingen.

Nutriënten

Voor de bepaling van nutriëntvoorraden (N, P) is kwantitatieve bemonstering nodig. In veengronden is dit uiterst gecompliceerd. Vernatting in zure systemen zal in zijn algemeenheid leiden tot accumulatie van nutriënten. Veel relevanter is de beschikbaarheid van deze nutriënten, waarvoor de C/N en C/P verhoudingen een goede maat is (zie ook Pw-getal). Het monitoren van de voorraadvorming is in minerale gronden niet strikt noodzakelijk, maar levert wel additionele informatie. Daarom is het zinvoller de nutriëntgehalten te meten, omdat deze nodig zijn voor het vaststellen van C/N en C/P verhoudingen.

Humusvorm

De dikte van de F- resp. Of-horizont lijkt voor monitoring perspectief te bieden. Dergelijke ecto-organische horizonten zijn echter alleen onder zure (infiltratie) omstandigheden te verwachten. Onder verzuurde omstandigheden in voormalige kwelsituaties, waar vernatting gericht is op toename van de basenrijkdom is te verwachten dat de dikte van F-horizonten weer zal afnemen.

Een bijzonder probleem is de herkenbaarheid van humushorizonten onder korte (gemaaide) vegetaties, waar strooiselininput plaatsvindt via wortelsterfte. Criteria voor herkenbaarheid zijn hier nog in ontwikkeling.

Pw-getal

Het Pw-getal is een maat voor met water extraheerbaar orthofosfaat in een bodemmonster. Het is de voor de vegetatie gemakkelijk beschikbare fractie fosfaat. Fosfor kan in organisch gebonden, anorganisch gebonden en in vrij beschikbare, opgeloste vorm in de bodem voorkomen. Anorganisch fosfor wordt veelal voorgesteld via een sorptiemechanisme gebonden te zijn aan calcium, ijzer of aluminium. Het vrij oplosbare fosfor verkeert via een buffermechanisme in evenwicht met het gesorbeerde fosfor. In de ecohydrologie wordt vaak gewezen op een mogelijke P-limitatie bij hoge calciumbezettingen. Daarentegen leidt vernatting weer tot desorptie. Uit onderzoek van Oomes en Kemmers (in prep) blijkt dat vernatting in basenrijke vermeste systemen leidt tot een significante daling in voor de vegetatie beschikbaar fosfaat (Pw-getal), terwijl geen significante trends worden waargenomen in C/P verhouding of P-gehalten in de bodem. Doordat de fosfaatconcentratie in het bodemvocht gebufferd wordt, is de variabiliteit in de tijd van deze operationele variabele niet groot, waardoor hij voor monitoring in aanmerking komt. Andere operationele factoren zoals de nitraat- en ammoniumconcentraties zijn zeer afhankelijk van de aeratie en variëren in de tijd zeer sterk. Voor monitoring zijn zij niet geschikt.

7.2.3 Vegetatie

De vegetatie kan worden gemeten door het registreren van soorten, combinaties van soorten en/of vegetatietypen met structuurkenmerken en de patronen daarvan.

Soorten

Criteria zoals budget, vergelijkbaarheid en kennisniveau van de opnemer pleiten voor het zoveel mogelijk monitoren van standplaatsfactoren aan de hand van (indicator)soorten. Deze kunnen vlakdekkend of in proefvlakken worden geregistreerd. Zeker bij aanwezigheid van een basiskartering is dit een optie.

Vegetatietypen

Combinaties van soorten binnen een plantengemeenschap, zijn de beste indicatoren voor de abiotische standplaatsfactoren ter plekke en verdienen wat betreft hun indicatiewaarde voorkeur boven afzonderlijke soorten. Met name voor het bepalen van mate van ontwikkeling van de vegetatie maar ook voor het formuleren van doeltypen is een beschrijving van de plantengemeenschappen (volledige soortensamenstelling, bedekkingsaandeel en structuur) het meest geschikt. Voor het registreren van veranderingen verdient het aanbeveling om hiervoor **veranderingen** van indicatieve soorten binnen een plantengemeenschap te beschouwen (zie ook 6.5.2).

Soorten en patronen

Of in het kader van monitoring vegetatietypen of soortencombinaties moeten worden geregistreerd is afhankelijk van de aanwezigheid van een vlakdekkende vegetatiekartering (basiskartering).

Indien geen vegetatiekartering beschikbaar is, moet gestreefd worden naar het uitvoeren van een vegetatiekartering bij het vastleggen van de Ausgangssituatie. Bij deze kartering worden de gekarteerde vegetatietypen bij voorkeur aangevuld met verspreidingspatronen van de indicatieve soorten, waarmee de monitoring in de toekomst zal worden uitgevoerd. In de opvolgende jaren kan de monitoring met behulp van indicatorsoorten plaatsvinden waarna indien gewenst bij voldoende verandering van de vegetatie een integrale kartering van vegetatietypen kan worden herhaald. Gemakshalve wordt hierbij ervan uitgegaan dat het bij de te signaleren veranderingen gaat om veranderingen in soortensamenstelling. Voor veranderingen die tot uiting komen in de vegetatiestructuur hoeft deze afweging niet op te gaan.

Indien wel een kartering aanwezig is, kan voor het registreren van bepaalde veranderingen gebruik gemaakt worden van indicatorsoorten. Zo kunnen bepaalde veranderingen binnen een vegetatievlak worden geregistreerd (het optreden van "verzuring"-indicatoren in een mesotroof trilveen).

Welke variabelen gekozen moeten worden hangt af van de meetdoelstelling, het beschikbare budget en reeds beschikbare onderzoeksgegevens (ecohydrologische systeembeschrijving, lokale typologie en/of indicatorsoorten e.d.). De keuze voor de te registreren soorten, soortgroepen en/of hangt voor wat

betreft de meetintensiteit en hoeveelheid parameters af van de meetdoelstelling. Is deze wetenschappelijk en bedoeld om causale verbanden vast te kunnen stellen dan dient deze uitgebreider te zijn dan wanneer volstaan kan worden met het alleen kunnen vaststellen of een bepaald doeltype tot ontwikkeling komt.

Geadviseerd wordt om altijd soorten te registreren en om dat indien mogelijk te doen in combinatie met de registratie van een vlakdekkende eenheid zoals een plantengemeenschap (uiteraard ook in combinatie met de eventueel directe metingen van abiotische factoren zoals bodem en hydrologische parameters). Voor de keuze van de te registreren soorten, soortgroepen en/of plantengemeenschappen zelf, moet gebruik gemaakt worden van de aanwezige regionale kennis over de indicatiewaarde van soorten. Indien regionale kennis ontbreekt kan aansluiting worden gezocht bij landelijke lijsten voor indicatiewaarden. Naarmate de indicatiewaarde "betrouwbaarder" is kan met een beperktere hoeveelheid gegevens worden volstaan. Om budgetaire redenen kan dit gewenst zijn.

Om de juiste variabelen te kunnen kiezen moet een inschatting gemaakt worden van de verwachte veranderingen in standplaatsfactoren en de verwachte reactie van vegetatie. Dit zowel om te kunnen beoordelen of de gewenste doeltypen worden bereikt als om ongewenste ontwikkelingen te kunnen signaleren.

8 Richtlijnen meting van variabelen

8.1 Inleiding

Bij het meten van variabelen komt een aantal handelingen voor die de uitkomst van de meting kunnen beïnvloeden. Het gaat om het verzamelen van gegevens via directe registratie in het veld of indirect via monsternamen, monsterbehandeling, monsterbewaring en analyse in het laboratorium. Vanuit overwegingen inzake vergelijkbaarheid en voor kwaliteitsborging is het belangrijk te streven naar standaardisatie en normalisatie van de metingen. Over standaardisering en normalisatie zijn uitgebreide en zeer gedetailleerde documenten opgesteld (zie verder).

Het is in het kader van dit project te pretentius te streven naar dwingende voorschriften ten aanzien van keuze voor veld- of laboratoriumapparatuur met daaraan verbonden werkvoorschriften. Vele instanties zullen een interne traditie hebben ontwikkeld, waarvan geen afstand zal worden gedaan. Wel zal het zo zijn dat instanties die kwaliteitsborging nastreven, in hun interne werkvoorschriften voor deze apparatuur zich steeds zullen baseren op NEN- en ISO-normen voor analysemethoden. In dit hoofdstuk zal, indien beschikbaar, naar deze normen voor analysemethoden worden gerefereerd. Ongeacht de gekozen methoden is het aan te bevelen in een logboek de belangrijkste handelingen en gevolgde procedures zowel in het veld als in het laboratorium vast te leggen, zodat altijd een reconstructie mogelijk is.

Het doel van dit hoofdstuk is op hoofdlijnen een aanzet te geven voor voorschriften voor de verzameling en meting van gegevens. Er worden vier categorieën variabelen onderscheiden: waterkwantiteit, waterkwaliteit, bodem en vegetatie. Het betreft variabelen die in het vorige hoofdstuk zijn geselecteerd voor het monitoringsysteem.

8.2 Waterkwantiteit

8.2.1 Stijghoogten

De belangrijkste variabelen waaraan voor monitoring van waterkwantiteitsaspecten informatie kan worden ontleend, zijn de stijghoogten van het grondwater (Hooghart, 1986). De stijghoogte heeft betrekking op de plaats waar het filter van de stijghoogtebuis is gesteld. De stijghoogte wordt gemeten ten opzichte van een referentievlak, bij voorkeur NAP.

Indien de stijghoogte wordt gemeten in een buis met een betrekkelijk kort (enkele dm's) filter waarvan de onderkant zich op korte afstand onder de grondwaterspiegel bevindt, komt de stijghoogte overeen met de grondwaterstand. De stijghoogte levert in dit geval een druk die overeenkomt

met de atmosferische druk.

De stijghoogte kan ook worden gemeten in een buis met een zeer kort filter (enkele cm's) op grote afstand onder de waterspiegel in een aquifer (piezometer). De stijghoogte wordt dan mede bepaald door de positie van het filter (plaatshoogte) en wordt dan ook wel de grondwaterpotentialiaal op de betreffende diepte genoemd.

Plaatsing van peilbuizen

Stijghoogten worden gemeten in peilbuizen. Dit is een algemene term voor een buis met een kleine diameter (ca. 3 cm) die voorzien is van een betrekkelijk kort filter. De lengte van de buis is variabel. **Peilbuizen worden tevens vaak gebruikt om grondwater te kunnen bemonsteren voor chemisch onderzoek. In dat geval moet het materiaal van de buis bij voorkeur uit kleurloos (wit) PVC bestaan en moet het aantal lijmverbindingen bij langere buizen zo beperkt mogelijk worden gehouden. Voor peilbuizen voor waterkwaliteitsonderzoek worden bij voorkeur schroefverbindingen gebruikt. Het filter wordt omwikkeld met een nylon filterkous.** Voor het meten van grondwaterstanden moet de onderkant van het filter zich op ca. 0,5 tot 1,0 m beneden het niveau van de te verwachten laagste grondwaterstand bevinden.

De buis wordt geplaatst in een boorgat met een iets ruimere diameter dan die van de buis. Bij plaatsing van piezometers is het belangrijk rond het filter grofzandig materiaal en daarboven afdichtend materiaal (zweel klei) via het boorgat aan te brengen. Hiermee wordt voorkomen dat de druk via het boorgat weglekt en zich ter plaatse van het filter een atmosferische druk kan instellen.

Bij plaatsing van peilbuizen in venig substraat is het belangrijk dat de buis verankerd is in de zandondergrond.

De opvulling van het boorgat en de afwerking van de buis aan het maaiveld moet zodanig zijn dat geen water via de bovenzijde kan binnenstromen. De buis moet worden afgesloten met een geperforeerde dop indien geen beschermkap over de buis geplaatst kan worden. De maaiveldhoogte en de bovenkant van de buis moeten via hoogtemeting worden vastgesteld.

Uitbreider richtlijnen zijn opgenomen in van Maarseveen (1993). Het Nederlands Normalisatie-instituut heeft een praktijkrichtlijn voor boorsystemen en monsternemingstoestellen uitgegeven (NPR 5741). Daaraan ten grondslag ligt o.a. voorschrift NEN 5766: 'Bodem; Plaatsing van peilbuizen en bepaling van stijghoogten van grondwater'

Meting van stijghoogten

Meting van de stijghoogte in peilbuizen wordt bij voorkeur uitgevoerd met een meetlint dat aan de onderzijde is voorzien van een klokje, dat een akoustisch signaal geeft bij contact met het wateroppervlak. De nauwkeurigheid van aflezen op basis van het akoustisch signaal bedraagt 0,5 cm. De dimensie waarin stijghoogten worden uitgedrukt is meters (+ NAP).

8.2.2 Grondwatertrap, GHG en GLG

De grondwatertrap wordt gekarakteriseerd door de gemiddeld hoogste (GHG) en gemiddeld laagste (GLG) grondwaterstand. Anders dan de stijghoogten zijn de GHG en GLG minder dynamisch en worden zij niet gemeten maar berekend. Zij geven eerder een gemiddelde toestand dan een momentopname weer. Daartegenover staat dat in de loop van decennia er een verandering in GHG of GLG kan optreden door hydrologische ingrepen. Het vaststellen van GHG, GLG kan op verschillende wijzen plaatsvinden (De Bakker en Locher, 1990).

Formele methode

Van een reeks grondwaterstanden, gemeten met een frequentie van twee maal per maand, wordt per hydrologisch jaar (april-april) de HG3 resp. de LG3 berekend als het rekenkundig gemiddelde van de drie hoogste resp. laagste gemeten grondwaterstanden. De GHG (GLG) is nu gedefinieerd als de statistische verwachtingswaarde van de HG3's (LG3's) over een periode waarin het grondwaterregime niet door ingrepen is gewijzigd. Bij voorkeur is dit een periode van minimaal 8 jaar. De nauwkeurigheid van de schatting is afhankelijk van de lengte van de meetperiode en kan daarom verschillend zijn. Veranderingen in de tijd van GHG (GLG) zijn via tijdreeksanalyse te achterhalen; de HG3 (LG3) zal dan systematisch veranderen.

Voor ecologische doeleinden wordt vaak de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG) gebruikt. Als indicatieve datum voor de GVG wordt 1 april, het begin van het groeiseizoen, aangehouden. De GVG wordt voorspeld uit de GHG en GLG op basis van een regressiemodel (De Bakker en Locher, 1990):

$$\text{GVG} = 5,4 + 0,83 \text{ GHG} + 0,19 \text{ GLG} \quad (\text{in cm's})$$

Regressiemethode

Bij onvoldoende lange meetperioden voor formele vaststelling van GHG en GLG kunnen de gegevens uit de korte meetperiode gerelateerd worden aan gegevens van een buis uit hetzelfde gebied waarvoor wel een formele vaststelling mogelijk was (stambuis). Via regressie kunnen dan waarden voor GLG en GHG worden geschat.

Gerichte opname

Daarnaast is het mogelijk via een zgn. gerichte opname de GLG of GHG van een buis te bepalen, door te meten in een periode waarin volgens stambuisgegevens uit hetzelfde gebied de GLG of GHG optreedt.

Veldschatting

Voor de veldschatting tijdens bodemkartering wordt gebruik gemaakt van profiel- en veldkenmerken. Hierbij wordt gebruik gemaakt van het onderscheid tussen drie zones: 1) de permanent geaëreerde zone, 2) een afwisselend geaëreerde en gereduceerde zone met roest- en reductie- en blekingsvlekken en 3) de permanent gereduceerde zone.

8.3 Waterkwaliteit

8.3.1 Bemonstering

Voor waterkwaliteitsonderzoek zal in de meeste gevallen een watermonster moeten worden verzameld. Voor het onttrekken van een watermonster bestaan verschillende methoden, elk met mogelijke foutenbronnen (Stuyfzand 1982, 1989). Deze paragraaf beperkt zich tot de meest gebruikte methode. Uitgebreide voorschriften zijn opgenomen in NEN 5744 'Bodem; Monsterneming van grondwater ten behoeve van de bepaling van metalen, anorganische verbindingen, matig-vluchtige organische verbindingen en fysisch-chemische eigenschappen' (zie ook NPR 5741).

Peilbuizen

In principe kan grondwater worden onttrokken aan peilbuizen. **Het is voorschrift om bij peilbuizen die geplaatst zijn via pulsboringen waarbij werkwater is gebruikt, na installatie langdurig af te pompen en enige weken tot maanden te wachten alvorens te monstern. De hoeveelheid werkwater dient zoveel mogelijk te worden beperkt.**

Het watermonster is representatief voor de diepte waarop het filter zich bevindt. Afhankelijk van de diepte waarop het waterniveau zich bevindt kan een handbediende vacuümpomp of moet een motorpomp worden gebruikt. De grens ligt bij een diepte van ca. 7 m-mv. **In alle gevallen is het een voorwaarde de buis eerst leeg te pompen (3x buisvolume) en het vers toegestroomde water als monster te verzamelen.**

Deze bemonsteringsmethode is vrij robuust. Daarentegen zijn enkele kanttekeningen op zijn plaats. Vaak wordt met het water tevens slibhoudend materiaal aangezogen. **Het is dan aan te bevelen het monster zo snel mogelijk te filteren (filter 0,45 µm)**, omdat slib een actief reagens is dat ionen kan absorberen of juist afstaan. Een tweede kanttekening is dat tijdens monsterneming afhankelijk van de partiële druk zich een onderdruk in het monster kan

ontwikkelen. Dit kan tot gevolg hebben dat koolzuur uit het monster ontwijkt, waardoor de zuurgraad en de bicarbonaatconcentratie een waarde aannemen die niet meer in overeenstemming is met in situ-omstandigheden. Door meting van EGV en pH in het veld direct na monsternamen en herhaling hiervan in het laboratorium kan hierover informatie worden afgeleid (zie ook 8.3.3). Via een controle van de ionenbalans (zie 8.3.3) kan de invloed van dit effect zichtbaar worden.

8.3.2 Monsterconservering

Het watermonster dient naar het laboratorium te worden vervoerd in flessen van niet reactief materiaal (polyeethen, teflon etc.). Glazen flessen geven bij lage concentraties afwijkingen in kationenconcentraties (Harmsen en van Drumpt, 1983). Het benodigde monstervolume is afhankelijk van de gebruikte analysemethoden en is dus variabel. **De monsterflessen dienen luchtvrij te worden gevuld, zodat geen uitwisseling met atmosferische lucht kan plaatsvinden. De monsters dienen, zo mogelijk al tijdens het transport, donker bewaard te worden bij 4 °C.**

Voor de meeste stoffen zijn specifieke conserveringsmaatregelen voorgeschreven voor de periode tussen monsternamen en analyse. Meestal betreft dit het filtreren en aanzuren van het monster. De maximale conserveringsduur is beperkt tot 24 uur. Het is aan te bevelen de monsters zo snel mogelijk na monsternamen te analyseren. De pH-bepaling dient zelfs in het veld plaats te vinden. Het Nederlands Normalisatie-instituut heeft een praktijkrichtlijn uitgegeven voor conservering van watermonsters (NPR 6601).

8.3.3 Analysemethoden

Bepalingen

Aanbevolen wordt voor de analyse van ionen gebruik te maken van standaardtechnieken, die gebaseerd zijn op NEN-normen. De kationen (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Al^{3+} , Fe^{2+}) worden meestal bepaald met de ICP-methode (Inductive Coupled Plasma) of de AAS-methode (Atomaire Adsorptie Spectrofotometrie). Het chloride-ion wordt titrimetrisch of spectrofotometrisch bepaald. Het SO_4^{2-} -ion wordt via ionchromatografie of spectrofotometrisch bepaald. Het HCO_3^- -ion wordt bepaald via titratie (NEN 6531,6532).

De pH en het elektrisch geleidingsvermogen (EGV) kunnen elektrometrisch worden bepaald (NEN 6411, 6412). Hiervoor is tevens veldapparatuur beschikbaar. Belangrijk is dat deze apparatuur regelmatig wordt geijkt.

De dimensie van concentratie is mol.l^{-1} . Daarnaast wordt ook mg.l^{-1} of meq.l^{-1} veel gebruikt. De zuurgraad is dimensieloos. Het elektrisch geleidingsvermogen wordt uitgedrukt in mS.m^{-1} gemeten bij een temperatuur van 20 °C. (Veel apparatuur geeft echter nog resultaten met de dimensie uS.cm^{-1} bij 25 °C.

De formule voor temperatuurcompensatie (Van Wirdum, 1991) is:

$$EGV_{25} = EGV_t e^{b(25-t)} \quad (2)$$

waarbij:

EGV_{25} EGV gemeten bij 25°C

EGV_t EGV gemeten bij t°C

b temperatuurcoëfficiënt ter waarde van 0,02 K⁻¹

Het gebruik van veldsetjes voor analyse van specifieke ionen geeft een snelle indicatie van de orde van grootte van concentraties maar is te onnauwkeurig voor monitoringdoeleinden.

Berekeningen

De ionenratio (IR) wordt berekend uit de concentraties van het calcium-ion en het chloride-ion volgens de volgende formule (Van Wirdum, 1991):

$$IR = [Ca^{2+}] / ([Ca^{2+}] + [Cl]) \text{ (conc. in meq.l}^{-1}\text{)} \quad (3)$$

Het elektrisch geleidingsvermogen kan eveneens berekend worden op basis van analyseresultaten van specifieke ionen. Berekeningsmethoden worden gepresenteerd in Stuyfzand (1983) en Van Wirdum (1991).

Controle

Individuele variabelen worden zoveel mogelijk geborgd via referentiemonsters. Daarnaast wordt ter controle op de juistheid van de analyses de ionenbalans opgesteld en het gemeten elektrisch geleidingsvermogen vergeleken met het berekende elektrisch geleidingsvermogen.

Als kwaliteitscriterium voor een kloppende ionenbalans geeft Stuyfzand (1989) een procentueel verschil tussen de som van kationen en anionen < 4% voor monsters met een ionensom > 8 meq., oplopend tot een procentueel verschil van < 10% voor monsters met een ionensom < 2 meq. Hierbij is de ionenbalans geformuleerd volgens:

$$\text{Ionenbalans (\%)} = 200(\text{somkat} - \text{soman})/(\text{somkat} + \text{soman}) \quad (4)$$

waarin somkat: som kationen (meq.l⁻¹)
soman : som anionen (meq.l⁻¹)

In instabiele monsters zoals diep grondwater met veel bicarbonaat is dit criterium niet altijd haalbaar door het ontwijken van CO₂ tijdens en na monstername.

Als kwaliteitscriterium voor een verschil tussen gemeten en berekend elektrisch geleidingsvermogen (EGV) hanteert Stuyfzand (1989) een norm variërend van een verschil van 5% tot een verschil van 10% afhankelijk van de ionensom van

het monster. Hierbij wordt het verschil berekend volgens:

$$\text{Verskil} = (\text{EGV}_{\text{gemeten}} - \text{EGV}_{\text{berekend}}) / \text{EGV}_{\text{gemeten}}$$

8.4 Bodem

8.4.1 Bemonsteringsmethoden

Voor de bemonstering van bodemmateriaal bestaan verschillende strategieën die afhankelijk zijn van onder andere de ruimtelijke variabiliteit (zie hoofdstuk 8). Een monster kan bestaan uit een enkel steekmonster of een mengmonster. De bemonsteringsapparatuur wordt bepaald door substraateigenschappen, de te bemonsteren bodemlaag en het doel van de bemonstering.

Voor de bepaling van gehalten aan de stoffen zoals beschreven in dit rapport, is in principe elke monstername-apparatuur geschikt. Voor bepaling van voorraden aan stoffen wordt bij voorkeur gebruik gemaakt van apparatuur waarmee een bekende inhoud kan worden verzameld. Over het algemeen zijn dit steekbooren (graslandboor, wortelboor) waarmee een bekende laagdikte en oppervlakte kan worden bemonsterd. Daarnaast kunnen met gutsen en humushappers (Wardenaar, 1987) bekende oppervlakten maar variabele laagdikten worden bemonsterd. Gutsen zijn daarbij slechts geschikt voor veengronden of slappe klei. Humushappers zijn tevens geschikt voor bemonstering van zandgronden tot een diepte van ca. 50 cm. Met gutsen en humushappers kan een gerichte bemonstering van bodemhorizonten plaatsvinden. Het voordeel van een humushapper is dat dit apparaat zich uitstekend leent voor een beschrijving van het humusprofiel.

De te bemonsteren laag dient bij voorkeur beperkt te blijven tot de biologisch actieve horizonten. Dit zijn minerale horizonten die door bijmenging met organische stof zijn verrijkt; in de bodemkunde worden zij als Ah-horizont aangeduid. In veengronden zijn deze horizonten moeilijker vast te stellen. Uitgangspunt is dat hierin de belangrijkste voorraad aan nutriënten (N, P, C) en basische kationen (Ca, Mg) ligt opgeslagen. Bij een dikke Ah-horizont kan worden volstaan met een bemonstering van de bovenste 10 cm. Bij Ah-horizonten die dunner dan 10 cm zijn dient uitsluitend ter dikte van de Ah-horizont te worden bemonsterd. Bij het verzamelen van het monstermateriaal dient het op de minerale horizont liggende bladstrooisel te worden gescheiden (ook eventuele viltige lagen). Bij kwantitatieve bemonstering dient steeds de bemonsterde diepte en dikte van de laag te worden genoteerd.

8.4.2 Monsterconservering

Het bemonsterde materiaal moet bij voorkeur koel worden bewaard (4 °C). In het laboratorium moet direct worden gedroogd (luchtdroog < 60 °C), indien de bepaling van de bodemzuurgraad gewenst is.

8.4.3 Analysemethoden

Een belangrijk verschil met watermonsters is dat de te bepalen elementen in bodemmonsters eerst ontsloten moeten worden. Hiervoor bestaan zeer milde (schudden met water) tot zeer destructieve extractiemethoden (oxidatie met sterke zuren). De te kiezen extractiemethode is sterk afhankelijk van de onderzoeksvraag. Zo kan het gewenst zijn dat van een monster alleen het organisch gebonden kalium of fosfor en niet het anorganisch gebonden kalium of fosfor wordt gemeten (Emmer and Verstraeten, 1993). Hieronder volgt voor elk van de geselecteerde variabelen een korte richtlijn. De meeste bepalingsmethoden zijn specialistisch van aard en dienen bij voorkeur te worden verricht door erkende kwaliteitslaboratoria (sterlab-certificaat).

Calciumbezetting

De calciumbezetting is gedefinieerd als:

$$\text{Ca}_{\text{CEC}} = \text{Ca}^{2+}_{\text{uitw}} / \text{CEC}_{8,1} \quad (6)$$

waarbij $\text{Ca}^{2+}_{\text{uitw}}$: Uitwisselbaar Ca^{2+} (meq.100gr⁻¹)
 $\text{CEC}_{8,1}$: Potentiële kationenadsorptiecapaciteit (meq.100gr⁻¹)

Voor de bepaling van uitwisselbaar calcium en de kationenadsorptiecapaciteit wordt een extractie met bariumchloride uitgevoerd. Bepalingen worden verricht met behulp van atomaire adsorptiespectrofotometrie.

Gekozen is voor een standaardisering van de CEC waarbij de potentiële adsorptiecapaciteit wordt bepaald, omdat dit het potentiële aantal bindingsplaatsen benaderd onder sterk reducerende lithotrofe omstandigheden. Uittredend kwelwater kan immers in die mate verzadigd zijn met Ca^{2+} en HCO_3^- dat secundaire precipitatie van kalk aan het maaiveld kan optreden. Onder dergelijke omstandigheden neemt de bodem een zuurgraad van ca. pH=8 aan.

Deze methode levert een goed inzicht in het pH-buffermechanisme via kationen (cq. calciumionen) wisseling (zie Fig. 5).

Bodemzuurgraad

De bodemzuurgraad kan worden bepaald na schudden met water of een KCl-oplossing. Een pH_{KCl} bepaling geeft in het zure bereik lagere waarden dan een $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ bepaling. De pH_{KCl} bepalingen zijn iets minder gevoelig voor seizoensfluctuaties. Beide variabelen zijn aan elkaar gerelateerd volgens (ongepubliceerde gegevens standplaatsonderzoek natuur Kemmers):

$$\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}} = 0,72\text{pH}_{\text{KCl}} + 2,05 \quad (n = 153; r^2 = 0,94; \text{prob.} < 0,001) \quad (7)$$

Nutriëntgehalten, C,N,P

Voor koolstofgehalten in organische stof is een C-elementair ($\text{gr.}100\text{gr}^{-1}$) bepaling nodig die gecorrigeerd wordt voor aanwezige kalk. Het principe is gebaseerd op oxydatie met sterke zuren en spectrofotometrische bepaling. Daarnaast kan de bepaling ook plaatsvinden via gloeien bij 600°C en een CNS-analysor oxidant.

Het C-elementair gehalte kan ook worden herleid uit de minder kostbare gloeiverliesmethode (gloeiverlies bij 550°C) volgens (ongepubliceerde gegevens standplaatsonderzoek Kemmers):

$$\text{C-el} = 0,46 \text{Glv} + 0,55 \quad (n = 153; r^2 = 0,98; \text{prob.} < 0,001) \quad (8)$$

waarin: C-el: C-elementair ($\text{gr.}100\text{gr}^{-1}$)
Glv : Gloeiverlies ($\text{gr.}100\text{gr}^{-1}$)

Voor stikstof kan een totaalanalyse na Kjeldahl destructie of een CNS-analysor worden gebruikt. Daarbij wordt verondersteld dat de stikstof in de bodem vooral in organische vorm voorkomt en dat anorganisch stikstof verwaarloosbaar is. Het stikstofgehalte wordt uitgedrukt in $\text{gr.}100\text{gr}^{-1}$.

Voor fosfor kan niet worden volstaan met een totaalanalyse na Kjeldahl destructie. Uit bodemkundig onderzoek blijkt dat fosfor tot wel bijna 50% in anorganisch gebonden vorm kan voorkomen. Aanbevolen wordt (Bedrijfslaboratorium voor Grond- en Gewasonderzoek, Oosterbeek) een fosforanalyse met én zonder oxidatie te laten uitvoeren (koken in 5%-ige HCl, waarvan 1 x na oxidatie met 30%-ige H_2O_2). Het verschil tussen de analysesresultaten met en zonder oxidatie is een maat voor het totaal organisch fosforgehalte ($\text{gr.}100\text{gr}^{-1}$).

Nutriëntvoorraden, C,N,P

Indien het drooggewicht van een kwantitatief (bekende oppervlakte en laagdikte) genomen monster bekend is, kan de voorraad eenvoudig worden vastgesteld door het gemeten gehalte te betrekken op het totale gewicht van het monster.

Indien monsters niet kwantitatief zijn genomen, moet de bulkdichtheid van een monster bekend zijn om de voorraad te kunnen vaststellen volgens:

$$V = B \times G \quad (9)$$

waarbij: V = Voorraad ($\text{kg} \cdot \text{dm}^{-2}$ per laagdikte van 10 cm)
 B = Bulkdichtheid ($\text{kg} \cdot \text{dm}^{-3}$)
 G = Gehalte ($\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$)

C/N- en C/P-verhouding

De C/N en C/P-verhouding geven een indicatie van de rijkdom van de organische stof aan stikstof en fosfor. In de bodemkundige literatuur worden trofiegrenzen gebaseerd op de C/N-verhouding. Voor het bepalen van de ratio's zijn analyses nodig die van C, N en P het gehalte in de organische stof bepalen. De C/N- en C/P-verhouding worden berekend door de analyseresultaten van de afzonderlijke elementen op elkaar te delen. Voor de berekening van de C/P-verhouding dient te worden uitgegaan van totaal organisch P.

Humusvorm

De dikte van humushorizonten (met name F- en H-horizont) en verhoudingen daartussen kunnen een belangrijke diagnostische waarde bezitten voor het verloop van decompositie-processen. Er bestaan goede relaties tussen diktes van strooisellagen en de Ca_{CEC} en C/N- en C/P-verhouding (Jansen et al. 1994). De dikte van horizonten kan eenvoudig worden vastgesteld bij bemonstering met humushappers of gutsen. Het onderscheiden van humushorizonten vraagt enige oefening (Klinka et al., 1981).

Pw-getal

Het Pw-getal is gebaseerd op extractie van P met water. Daartoe wordt het monster enige tijd geïncubeerd in een sterk met water verdunde omgeving (volume grond : volume vloeistof = 1 : 60). Het fosfaatgehalte in het filtraat wordt colorimetrisch bepaald volgens de molybdeenblauwkleuring met ascorbine zuur. Het Pw-getal wordt uitgedrukt in $\text{P}_2\text{O}_5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ grond.

8.5 Vegetatie

De belangrijkste methoden om de vegetatie te registreren zijn:

- permanente kwadraten (evt. in transecten)
- transecten,
- soortenlijsten/streeplijsten (eventueel van proefvlakken)
- kartering, waarbij gekozen moet worden tussen een
 - *soortskartering* of een
 - *vegetatiekartering (in combinatie met een soortskartering)*.

De keuze van een methode is afhankelijk van het schaalniveau en de nauwkeurigheid waarmee veranderingen in de tijd geregistreerd moeten worden.

Uiteindelijk is het de bedoeling dat de geregistreeerde gegevens van opeenvolgende jaren met elkaar kunnen worden vergeleken. Dit stelt eisen aan de eenduidigheid van de geregistreeerde eenheden. **Het criterium van sequentiële vergelijkbaarheid pleit voor het zoveel mogelijk registreren van ongeïnterpreteerde basisgegevens.** Indicatiewaarden voor natuurwaarde of standplaatsfactoren worden altijd afgeleid van de basisgegevens. Dit geldt ook voor vegetatietypen die immers uit een bepaalde soortensamenstelling worden afgeleid.

Aanbevolen wordt om de afgeleide factoren 'natuurwaarde' en 'indicatiewaarde' getalsmatig in een relatieve maat uit te drukken.

8.5.1 Registratiemethoden

Registratie in het veld dient zo uniform mogelijk te geschieden in de verschillende opeenvolgende jaren. De registratieprocedure moet daarom zoveel mogelijk gestandaardiseerd worden. De standaardisering betreft zowel de wijze waarop gegevens worden genoteerd als de wijze waarop ze worden uitgewerkt.

Vegetatieopnamen

Aanbevolen wordt om eventuele vegetatieopnamen in permanente kwadraten (pq's) te maken. Markering van pq's in het veld dient bij voorkeur zonder vaste piketten plaats te vinden. Inmeten vanaf gemarkeerde niet verstorende punten verdient aanbeveling. Ondergronds aanbrengen van metalen plaatjes of magneetspoeltjes op hoekpunten die via een detector zijn te lokaliseren is raadzaam.

Wanneer van grotere proefvlakken gebruik wordt gemaakt is het uiteraard ook van belang de begrenzing ervan goed vast te leggen. Een aanduiding op kaart of goede omschrijving van ligging kan voldoende zijn.

Het is aan te bevelen om een goed numeriek te verwerken opnameschaal, zoals de decimale schaal van Londo (1975), te gebruiken (zie aanhangsel 2).

Daarnaast is het belangrijk om een standaard opnameformulier te gebruiken waarop behalve soortensamenstelling ook vegetatiestructuur en beheer e.d. genoteerd kan worden (zie een voorbeeld van een opnameformulier in aanhangsel 3).

Werken met CBS-code (zie FLORON-basisregister; van der Meijden, 1991) en amersfoortcoördinaten is van belang om de vergelijkbaarheid met andere gegevens vereenvoudigen. Voor een snelle verwerking is het automatiseren van opslag en verwerking van opnamegegevens belangrijk. Verschillende instanties gebruiken eigen invoerprogramma's en bestandsstructuren. Het IBN-DLO beheert de grootste databank met vegetatieopnamen. Het daarvoor ontwikkelde invoerprogramma en de bestandsstructuur kunnen als de-facto-standaard worden beschouwd. **Voor het ontwikkelen van een standaard is nader overleg**

en afstemming nodig.

Vegetatietypen

De codering van vegetatietypen moet zoveel mogelijk gestandaardiseerd worden. Als voorbeeld is een standaardlijst bijgevoegd die is opgesteld ten behoeve van het standaardiseren van vegetatiekarteringen voor de landinrichtingsdienst (Tonckens en Zonneveld, 1993; Aanhangsel 4).

Aandachtssoorten

Er moet zoveel mogelijk gebruik gemaakt worden CBS-codes en vaste afkortingen voor de te karteren aandachtssoorten worden gebruikt. De letter en cijfercode van het CBS zijn in het veld (en bij eventueel gebruik voor te presenteren kaarten) niet praktisch zodat het ook belangrijk is om een in het veld bruikbare drieletterige standaard te gebruiken.

Kartering

Voor het vastleggen van de uitgangssituatie wordt aanbevolen een vegetatiekartering uit te voeren (stratificatie). Aanvullend kan binnen het patroon van de vegetatietypen de verspreiding van 'aandachtssoorten' in kaart worden gebracht. Omdat individuele soorten (indicatieve soorten) doorgaans sneller reageren op veranderingen dan vegetatietypen, wordt via veranderingen in verspreidingspatronen van aandachtssoorten relatief snel informatie verkregen over de ruimtelijke uitwerking van maatregelen. De karteerschaal is sterk afhankelijk van de ruimtelijke variabiliteit van abiotische en biotische factoren. Een kaartschaal 1 : 2 000 à 1 : 5 000 is doorgaans geschikt om verspreidingspatronen van vegetatie en soorten in een gebied te registreren. Of deze schaal ook het meest geschikt is voor de presentatie van de gegevens hangt af van de hoeveelheid gekarteerde gegevens en/of van de hoeveelheid gegevens die men bij elkaar op een kaart wenst.

Natuurwaarden

Het vaststellen van een natuurwaarde is subjectief. Vele methoden zijn ontwikkeld en gebruikt (o.a. Arnolds, 1975; Clausman en Van Wijngaarden, 1984; Gremmen et al., 1990; Witte et al., 1994). Het voert te ver met een voorstel voor standaardisering hierin te komen. Belangrijker is ervoor te zorgen dat de basisinformatie (aanwezigheid en bedekking van soorten) beschikbaar is. Binnen een monitoringproject is het zinvol een getalsmaat te gebruiken of te ontwikkelen waarover betrokken beheerders/onderzoekers/ beleidsambtenaren overeenstemming hebben bereikt.

Indicatiewaarden

Ook voor indicatiewaarden wordt aanbevolen een getalsmatige maat te gebruiken in monitoring projecten. Zoals bij het vaststellen van natuurwaarden zijn ook voor het afleiden van een indicatiewaarde verschillende methoden beschikbaar. Een uitgebreid overzicht hiervan wordt gegeven in Jongman et al. (1987). Als meest gebruikelijke methode voor het vaststellen van een indicatiewaarde stellen zij 'weighted averaging' voor, gebruik makend van alle soorten van een vegetatieopname met uitzondering van soorten die indifferent zijn voor een factor. Het gewogen gemiddelde van de indicatiewaarde (x) wordt bepaald volgens:

$$x = (y_1u_1 + y_2u_2 + \dots + y_mu_m)/(y_1 + y_2 + \dots + y_m) \quad (10)$$

waarbij:

y_n de respons (bedekking, aan-/afwezigheid) van soort n is,

u_n de indicatiewaarde van soort n is.

Verwerking

Invoerprogramma's voor het gedigitaliseerd opslaan van opnamegegevens (pq's) kunnen de invoer vereenvoudigen en de kans op fouten bij het invoeren verkleinen. Bij geautomatiseerde verwerking is het overigens wel essentieel dat de gegevens in een goed beheerde databank kunnen worden opgeslagen.

8.5.2 Presentatiemethoden

Ook voor de presentatie van gegevens is het belangrijk om enige standaardisering door te voeren. De mate waarin is hierbij afhankelijk van de te gebruiken presentatietechniek. Van belang is dat oude gegevens zodanig worden gepresenteerd dat ze te vergelijken zijn. Een interessante optie is het gebruik van een GIS. Hiermee is het eenvoudig om gegevens op verschillende manieren (andere schaal e.d) te presenteren.

9 Richtlijnen meetnetontwerp

9.1 Inleiding

Het antwoord op de vragen *waar ?* en *wanneer ?* komt bij monitoring tot uiting in het meetnetontwerp. Het meetnetontwerp dient zodanig te zijn dat een blijvende verandering (= effect van maatregel) binnen te voren gekozen grenzen significant kan worden vastgesteld met een zo gering mogelijke meetinspanning. De meetinspanning laat zich hierbij vertalen als het aantal monsterpunten in de ruimte en het aantal monsternames in de tijd. De benodigde meetinspanning is sterk afhankelijk van de ruimtelijke en temporele variabiliteit van de variabele.

Bij het vaststellen van richtlijnen voor het inrichten van een meetnet is ervan uitgegaan dat slechts een beperkt aantal metingen van de te monitoren variabele beschikbaar is. Dit houdt in dat rekening moet worden gehouden met het feit dat lang niet alle statistische informatie, die voor het ontwerpen van een monitoringsysteem gewenst is, ook zonder meer uit de waarnemingen bepaald kan worden. In feite betekent dit dat aan een goed meetnetontwerp een uitvoerig vooronderzoek vooraf dient te gaan. Om de ontwerpprocedure echter algemeen en op grote schaal toepasbaar te laten zijn is het onontkoombaar om voor de bepaling van de relevante statistische eigenschappen een pragmatische benadering te kiezen.

In dit hoofdstuk worden de richtlijnen voor het meetnetontwerp globaal aangegeven. De intentie van dit hoofdstuk is het bewustzijn te vergroten van het essentiële belang van ruimtelijke en temporele variabiliteit van variabelen bij monitoring en hoe hiermee om te gaan bij het ontwerpen van een meetnet. Er is wel een technische uitwerking van de richtlijnen gegeven, maar het integraal opnemen van deze uitwerking zou leiden tot een technisch detailleringniveau dat buiten de scope van dit rapport ligt en bovendien tot een te omvangrijk rapport. Daarom is besloten een aparte rapportage te maken, waarin de technische aspecten van de richtlijnen worden uitgewerkt en getest op werkelijke datasets (Van Geer et al., 1994; NOV-rapport 15.2).

9.2 Uitgangspunten

Voordat we verder ingaan op de meetnetontwerpprocedure, worden hierna enige algemene uitgangspunten uiteen gezet.

Voor het vaststellen van een verandering van de te monitoren variabele in de tijd is het niet noodzakelijk om te beschikken over een compleet beeld (interpolatie) van die variabele in de ruimte. We kunnen volstaan met statistische kentallen, die representatief worden geacht voor het gedrag van de

te monitoren variabele. We zullen ons baseren op kentallen die eenvoudig uit de gegevens zijn af te leiden, of op basis van inzicht te schatten zijn. Het minimum aan benodigde informatie over de te monitoren variabele zijn kentallen voor het **niveau**, het **waardebereik** en de **samenhang** in de ruimte en de tijd. Ook zonder voldoende waarnemingen kunnen deze kentallen grofweg geschat worden.

Niveau

Het meest simpele kental voor het niveau van een variabele is het rekenkundig gemiddelde. Hierbij kan onderscheid gemaakt worden tussen het gemiddelde in de ruimte en in de tijd. Deze kentallen spreken voor zichzelf.

Waardebereik

Als kental voor het waardebereik van een variabele wordt de *variantie* gebruikt. Evenals bij het gemiddelde wordt onderscheid gemaakt in ruimtelijke variantie en tijdsvariantie. In de praktijk wordt ook vaak gewerkt met een *standaardafwijking*. Deze is gedefinieerd als de vierkantswortel uit de variantie. De standaardafwijking en de variantie bevatten dus dezelfde informatie.

Indien er alleen globaal een waardebereik bekend is, kan een zeer grove schatting worden gemaakt door de standaardafwijking gelijk te stellen aan 0.25 maal het verschil tussen de hoogste en laagste waarde van de variabele.

Samenhang

Naast het niveau en het waardebereik is ook een kental voor de samenhang tussen punten in de ruimte of in de tijd noodzakelijk. Immers deze samenhang bepaalt in hoeverre meetwaarden van een bepaalde lokatie of op een bepaalde tijd informatie bevat over andere lokaties in de ruimte en andere tijdstippen. Het basiskental voor de samenhang is de *co-variantie*. De schatting van de co-variantie is minder eenvoudig dan van het gemiddelde en de variantie.

Meestal wordt niet gewerkt met de co-variantie zelf, maar met een daaraan gerelateerde grootheid: de correlatie. De correlatie wordt bepaald door de co-variantie te delen door de variantie. De correlatielengte (in de ruimte of in de tijd) geeft het kleinste interval aan tussen waarnemingen waarbij de variabele geen samenhang meer vertoont. Met andere woorden voor grotere intervallen dan de correlatielengte wordt de correlatie gelijk aan 0 gesteld. Voorts is de maximum correlatie per definitie gelijk aan 1 bij een interval 0.

De bovengenoemde schattingen van de kentallen zijn zeer grof. Indien er in voorkomende gevallen wel voldoende gegevens zijn om de genoemde statistieken uit te rekenen, kunnen ook geavanceerdere methoden worden gebruikt dan in dit hoofdstuk zijn beschreven. Aangezien wij er van uitgaan dat in de meeste gevallen er maar zeer spaarzaam gegevens beschikbaar zijn, is echter gezocht naar een ontwerpmethodiek die toepasbaar is voor gevallen waarbij de kentallen alleen op bovenstaande grove wijze geschat worden.

9.3 Procedure voor meetnetontwerp

Voor de meetnetontwerpprocedure dient er een relatie te worden gelegd tussen de meetinspanning en de meerwaarde aan informatie. Deze meerwaarde kan worden uitgedrukt in termen van de orde van grootte van onzekerheid waarmee de gewenste informatie kan worden bepaald. Als maat voor deze onzekerheid wordt de standaardafwijking genomen. Om de relatie tussen de meetinspanning en de meerwaarde van de informatie te kunnen kwantificeren is het noodzakelijk om te beschikken over enkele basale statistische eigenschappen van de te monitoren variabele. Vooraf is het echter nuttig om zich te realiseren dat er een verschil bestaat tussen de statistische eigenschappen in de ruimte en in de tijd:

- In de ruimtelijke zin hebben we te maken met een beperkt oppervlak en zijn we uitsluitend geïnteresseerd in de ruimtelijke statistische eigenschappen binnen dit oppervlak, (gemiddelde, standaardafwijking en correlatie). Indien de correlatielengte dezelfde orde van grootte heeft als het beschouwde gebied (of zelfs groter), is het waardebereik binnen het gebied niet meer noodzakelijkerwijs representatief voor totale waardebereik, dus ook buiten het beschouwde gebied. Theoretisch gezien is het mogelijk om de onzekerheid van de schatting van bv. het gebiedsgemiddelde tot elk gewenst niveau terug te brengen als er maar meetpunten worden toegevoegd.
- De vraag of iets een blijvende verandering in de tijd is, kan alleen beantwoord worden als de geconstateerde veranderingen binnen de waarnemingsperiode worden afgewogen tegen de "normale" variaties van het totale proces, dus ook buiten de meetperiode. In tegenstelling tot bij de ruimtelijke aspecten legt de lengte van de meetperiode wel een beperking op aan het terugbrengen van de onzekerheden. Het is lang niet altijd mogelijk de onzekerheden terug te brengen beneden elk gewenst niveau, zelf als er continu in de tijd binnen de periode zou worden gemeten. Dit kan inhouden dat een blijvende verandering die klein is ten opzichte van de totale variabiliteit in de tijd pas na een zeer lange meetperiode te detecteren is.

In het hierna volgende wordt een procedure beschreven hoe de benodigde informatie op een globale manier kan worden verkregen en hoe daaruit richtlijnen voor het meetnetontwerp volgen.

Ten aanzien van het monitoring ontwerp zijn met name twee aspecten van belang:

- **Het bepalen van het ruimtelijke gemiddelde als maat voor de toestand van de te monitoren variabele op een tijdstip.**

Zoals eerder gesteld zijn we hier niet geïnteresseerd in een compleet ruimtelijk beeld, maar veronderstellen dat het gedrag van het ruimtelijke gemiddelde voldoende maatgevend is. De standaardafwijking van dit gemiddelde is een maat voor de orde van grootte van de onzekerheid. Voor de ontwerpprocedure dient een relatie te worden gevonden tussen deze standaardafwijking en het aantal benodigde monsterpunten (en lokaties) in het gebied. Het spreekt vanzelf dat deze relatie mede bepaald wordt door de ruimtelijke statistische eigenschappen van de te monitoren variabele.

- **Het vaststellen of een verandering van de te monitoren variabele in de tijd blijvend is.**

Hierbij zijn we niet zozeer geïnteresseerd in de vraag of de waarde van de te monitoren variabele op twee verschillende tijdstippen verschilt, maar veel meer in de vraag of een geconstateerd verschil een blijvende verandering is. Naast de onzekerheid als gevolg van de ruimtelijke variatie speelt hier ook de tijdvariatie een belangrijke rol.

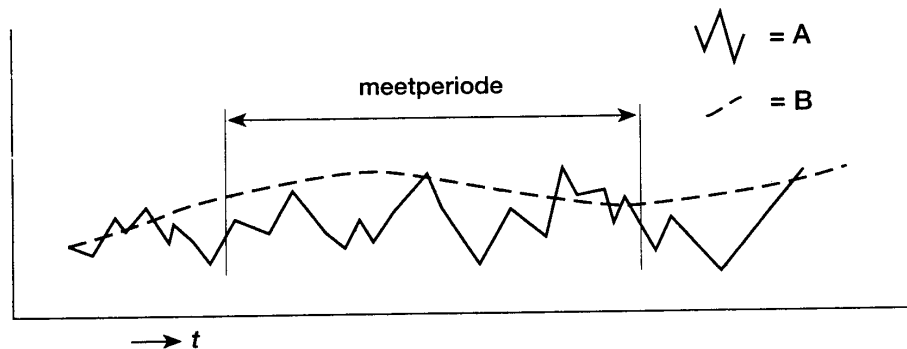
9.3.1 Stratificatie binnen het gebied

De eerste stap is het stratificeren van het gebied naar deelgebieden waarvan op grond van (eco)hydrologisch inzicht mag worden verwacht dat de te monitoren variabele dezelfde (statistische) eigenschappen heeft (statistisch "homogene" deelgebieden). Naast het ecohydrologische inzicht is ook het aantal meetpunten een beperkende factor voor het aantal te hanteren strata. Per deelgebied moeten ten minste twee waarnemingspunten aanwezig zijn. Het doel van de stratificatie is dat het ruimtelijke gemiddelde van het totale gebied nauwkeuriger geschat kan worden met dezelfde meetinspanning.

9.3.2 Hoogfrequente -, laagfrequente- of niet-tijdreeks

Voor de verdere procedure is het zinvol onderscheid te maken tussen hoog- en laag frequente tijdreeksen en niet-tijdreeksen. In het geval van tijdreeksen (zie fig. 9) kan namelijk éérst per meetlocatie een verschilwaarde (of een trend) over een bepaalde periode worden vastgesteld. Vervolgens kan per deelgebied het ruimtelijk gemiddelde verschil worden bepaald. In het geval van niet-tijdreeksen is dit niet mogelijk omdat de metingen niet betrekking hebben op dezelfde lokatie. Daarom zal voor niet-tijdreeksen eerst een ruimtelijk gemiddelde bepaald moeten worden en vervolgens een verschil over een bepaalde tijdsperiode worden vastgesteld. Verwacht mag worden dat de tijdreeksbenadering kleinere standaardafwijkingen oplevert voor het vaststellen van het ruimtelijke gemiddelde verschil per deelgebied.

1. **Hoogfrequente tijdreeksvariabelen** zijn variabelen die met min of meer regelmatige intervallen telkens op de dezelfde lokatie worden gemeten. Binnen de meetperiode (of de periode waarin men is geïnteresseerd) dienen minimaal enkele tientallen waarnemingen te zijn verricht. Een voorbeeld van een hoogfrequente tijdreeks is de stijghoogte in een peilfilter. Bij hoog-frequente reeksen kunnen de standaardafwijking en de tijds correlatie uitgerekend worden. Door enkele voorbewerkingen kunnen deze statistische variabelen nauwkeuriger worden bepaald, namelijk door te corrigeren voor meteorologische invloeden d.m.v. tijdreeksmodellering en de gewenste statistieken te bepalen voor de verschilreeks tussen de gecorrigeerde tijdreeks en het voortschrijdend gemiddelde.



Figuur 9 Tijdreeksen met een korte (A) en lange (B) tijdscorelatielengte t.o.v. de meetperiode.

2. **Laagfrequente tijdreeksvariabelen** zijn variabelen waarvan er binnen de meetperiode een beperkt aantal (bv. vijf tot tien) waarnemingen zijn verricht al dan niet op regelmatige intervallen. Dit kan het geval zijn bij waterkwaliteitsgegevens. Het essentiële verschil met de hoogfrequente tijdreeksen is dat uit de waarnemingen niet zonder meer een variantie en een tijdscorelatie is te bepalen.
3. **"niet-tijdreeks" variabelen** zijn alle andere variabelen. Dit kan het geval zijn met bodemgegevens en vegetatiegegevens. Veel niet-tijdreeksen zullen betrekking hebben op langzaam in de tijd veranderende processen en/of processen waarbij het niet mogelijk is op dezelfde lokatie een waarneming te herhalen.

9.3.3 Bepaling ruimtelijk gemiddeld verschil per deelgebied

Bij tijdreeksen kan eerst per lokatie een trend in de tijd worden vastgesteld. Bij hoog-frequente tijdreeksen wordt gewerkt met verschillen tussen tweejarige gemiddelden. Bij laag-frequente reeksen met jaargemiddelden of met de afzonderlijke waarnemingen, wanneer er maar één meting per jaar beschikbaar is.

Om te bepalen of deze significant van elkaar verschillen moet de standaardafwijking van de verschillen berekend worden. Deze standaardafwijking is weer afhankelijk van de standaardafwijkingen waarmee de gemiddelden zelf bepaald kunnen worden. Deze zijn op hun beurt afhankelijk van de eigenschappen van de meetreeks (tijdscorelatie en tijdsvariantie) en het aantal (effektieve) waarnemingen binnen de respectievelijke perioden. Hiermee is dus een verband gelegd tussen de detectie van een blijvend verschil en de meetfrequentie.

Bij het berekenen van de standaardafwijking van de verschillen tussen de tweejarige gemiddelden bij hoog-frequente reeksen kan ervan uitgegaan worden dat de gemiddelden onafhankelijk van elkaar zijn. Bij laag-frequente reeksen kan hier niet zonder meer van worden uitgegaan, en moet de

tijdscorelatie worden bepaald. Dit geldt eveneens voor de standaardafwijking van de gemiddelden zelf. Omdat het meestal niet mogelijk zal zijn deze te berekenen kan gewerkt worden met klassen: geen samenhang (de correlatie is 0), matige samenhang (de correlatie is 0.5) en hoge samenhang (de correlatie is 0.9). Ook de standaardafwijking zelf moet vaak geschat worden.

Bij niet-tijdreeksen is het niet mogelijk om per lokatie een trend in de tijd te bepalen.

9.3.4 Bepaling van het ruimtelijk gemiddeld verschil per deelgebied

Tijdreeksen

Om voor een (deel)gebied te kunnen vaststellen of er sprake is van een trend in de tijd wordt het ruimtelijk gemiddeld verschil bepaald, door de verschillen in de tijd die per lokatie zijn bepaald te middelen. Op deze wijze wordt een eventueel aanwezig tijdsafhankelijk ruimtelijk trendvlak geëlimineerd.

Om vast te stellen of het ruimtelijk gemiddeld verschil significant is moet de ruimtelijke standaardafwijking bepaald worden. Deze hangt af van de ruimtelijke samenhang. Ook hiervoor geldt dat deze geschat moet worden. Bij onafhankelijke waarnemingen is de ruimtelijke correlatie 0. Bij grote ruimtelijke samenhang (het deelgebied is kleiner dan de correlatielengte) kan aangenomen worden dat de correlatie 0.9 is. Bij gemiddelde ruimtelijke samenhang is deze 0.5.

Het combineren van ruimtelijke verschillen per deelgebied naar een ruimtelijk gemiddeld verschil voor een heel natuurterrein kan door middel van weging naar oppervlakte.

Niet-tijdreeksen

Bij niet-tijdreeksen is het niet mogelijk om verschillen in de tijd per lokatie te bepalen. Als er echter uit ecohydrologisch inzicht informatie is over een deterministisch ruimtelijk trendvlak dan is het aanbevelenswaardig om hiermee expliciet rekening te houden door alle meetwaarden ten opzicht van dit deterministische trendvlak te beschouwen. Zie figuur 12.

9.3.5 Toepassing in twee natuurterreinen

Indien de relaties tussen enerzijds het aantal meetpunten in de ruimte en de meetfrequentie en anderzijds de standaardafwijking van de schattingsfout eenmaal bekend zijn kan het monitoringsysteem feitelijk ontworpen worden. De meest voor de hand liggende wijze om een meetnet te ontwerpen is om het aantal meetpunten en de meetfrequentie zo te kiezen dat aan een tevoren gewenste standaardafwijking wordt voldaan. Volgens de in NOV-rapport 15.2 beschreven procedure kan uit deze gewenste standaardafwijking het aantal meetpunten en de meetfrequentie worden afgeleid.

De beschreven methode is toegepast voor 'hoog-frequente tijdreeksen' (grondwaterstanden) in het natuurgebied de Reitma en voor 'laag-frequente tijdreeksen' (grondwaterkwaliteitsgegevens) en 'niet-tijdreeksen' (bodemgegevens) in het natuurontwikkelingsgebied de Veenkampen.

Hoog-frequente tijdreeksen

In de Reitma zijn een negental grondwaterstandsreeksen geanalyseerd, en is per meetpunt vastgesteld of er sprake was van een significante trend in de tijd. Dit bleek op twee lokaties het geval te zijn. Vervolgens is het gemiddelde verschil voor de periode 1981-1993 en 1985-1993 voor een drietal deelgebieden bepaald. Hierbij bleek de daling van de grondwaterstand over de periode 1981 tot 1993 in één deelgebied significant. Wanneer de verschillen per deelgebied worden geaggregeerd tot één getal blijkt dat de daling van de grondwaterstand voor het hele terrein niet significant is.

Vervolgens is een meetnet ontworpen voor de Reitma, alsof er nog geen meetgegevens waren. De meetnetdoelstelling is afgeleid uit de in het project 'Milieubeleidsindicator Verdroging' ontwikkelde verdrogingsrelatie en de eis dat een afname van de verdroging met 25% in het jaar 2000 (t.o.v.1985) meetbaar moet zijn. Dit resulteerde in de meetdoelstelling dat een verschil van 25 cm met een betrouwbaarheid van 90 % meetbaar moet zijn. Uitgaande van de gewenste standaardafwijking van de verschillen en schattingen voor de overige statistische karakteristieken zou een meetnet van twee meetpunten per deelgebied ontworpen zijn. Nu gedurende een aantal jaren meetgegevens verzameld zijn, en de geschatte karakteristieken berekend kunnen worden, blijkt dat één meetpunt per deelgebied voldoende is. Voor het geoptimaliseerde meetnet moet dan uiteraard gekozen worden voor continuering van een reeds bestaand meetpunt.

Laag-frequente tijdreeksen

Voor het natuurontwikkelingsgebied de Veenkampen is gekeken naar de Ca- en Cl-gehalten en de EGV op twee diepten in een drietal meetpunten. Ieder meetpunt bevindt zich in een afzonderlijk deelgebied. Hierbij bleek het Ca-gehalte in één meetpunt op 60 cm diepte significant af te nemen in de periode 1989-1993.

Voor het ontwerp van een meetnet 'alsof nog geen gegevens bekend zijn' moet eerst de meetdoelstelling worden vastgesteld. Uitgaande van een aangenomen 'vernattingsdoelstelling' (b.v. verhoging van het gemiddelde Ca-gehalte met 60 mg/l) kan voor het gewenste betrouwbaarheidsinterval de gewenste standaarddeviatie worden berekend. Bij deze meetdoelstelling is het aantal benodigde meetpunten per deelgebied 2, en de benodigde meetfrequentie eens per jaar (nu twee keer per jaar).

Niet-tijdreeksen

Voor de analyse van de 'niet-tijdreeks' Ca-CEC in de bodem van de Veenkampen wordt verwezen naar van Geer, et al., 1994.

9.4 Conclusies

Het blijkt dat met relatief eenvoudige berekeningen een meetnet ontworpen kan worden en een dataset geanalyseerd kan worden. Voor de meeste analyses is een spreadsheet-pakket voldoende. Voor analyse van stijghoogtereeksen wordt echter correctie op meteorologische omstandigheden door middel van tijdreeksanalyse aanbevolen.

Voor het meetnetontwerp is van belang dat duidelijke meetdoelstellingen geformuleerd worden. Voor hydrologische aspecten kan worden uitgegaan van de doelstelling van de terreinbeheerder. Tevens is van belang dat meer inzicht wordt verkregen in de statistische eigenschappen van de te monitoren variabelen in verschillende situaties; het waardebereik, de standaardafwijking, de correlatie in de tijd en de ruimte.

10 Richtlijnen verzamelen, opslaan en uitwisseling van gegevens

10.1 Inleiding

In dit hoofdstuk worden richtlijnen geformuleerd voor de eerstelijnsverwerking nadat het meetnet eenmaal is ingericht en de gegevensverzameling op gang komt. De richtlijnen zijn gebaseerd op een eerste verkenning omtrent de wijze waarop de gegevens het best kunnen worden bewaard. Eén van de vragen die moet worden beantwoord is in welke mate gegevensinvoer en verwerking decentraal of centraal moet plaatsvinden en hoe datatransport moet plaatsvinden.

10.2 Oriëntatie op de benodigde datastructuur

Uit de vorige hoofdstukken blijkt dat voor het evalueren van de effectiviteit van anti-verdrogingsmaatregelen in natuurterreinen, afhankelijk van de abiotische omstandigheden en het geprefereerde meetpakket, verschillende soorten gegevens verzameld moeten worden: hydrologische en hydrochemische gegevens, bodemgegevens en vegetatiegegevens. Deze gegevens zijn van zeer verschillende aard; hoog- en laagfrequente tijdreeksen, vlakdekkende gegevens, puntgegevens, lijsten etc.. Voor de analyse van de effectiviteit van anti-verdrogingsmaatregelen is het wenselijk al deze gegevens op één werkplek beschikbaar te hebben. Ze zijn echter op zeer verschillende lokaties in zeer verschillende databases, op zeer verschillende datadragers en in zeer verschillende hardware omgevingen opgeslagen. Dit blijkt ook uit het 'Kennisoverzicht Ecohydrologie' (Van der veen en Garritsen, 1994).

10.2.1 Huidige situatie

Aan de huidige situatie zijn een aantal nadelen verbonden, namelijk:

- Door de aanwezigheid van veel verschillende gegevensbestanden, aangemaakt door diverse soorten software, is het integreren van data uit verschillende bronnen vrij moeilijk en omslachtig.
- 'Data entry' geschiedt vaak niet bij de gegevensbron (veelal pas na diverse conversies met accumulerende kwaliteitsverliezen) waardoor een zeer geringe kwaliteitsbewaking ontstaat bij de bron.
- Er wordt vaak dubbel invoerwerk gedaan (waarnemingen op papier en overneming hiervan in een machine), waardoor operaties achteraf om de kwaliteit van de data te verhogen zeer kostbaar zijn.
- Uitputtende inventarisaties waar specifieke data aanwezig zijn, ontbreken. Dit veroorzaakt onnodige zoekwerk naar de gewenste data. In het ergste geval, blijven deze data achterwege, worden schattingen gemaakt of blijft men met hiaten in de gegevens zitten.

10.2.2 Uitgangspunten bestandsorganisatie

Er dient nu een antwoord gevonden te worden op de vraag hoe verschillende soorten gegevens (puntgegevens, vlakgegevens) met verschillende meetfrequenties en verschillende wijze van verwerking het best kunnen worden opgeslagen. Tevens moet een antwoord gevonden worden op de vraag waar invoer en verwerking moet plaatsvinden. In ieder geval moet het mogelijk zijn om op één plek alle databases aan te spreken en de data te verwerken. Ook is het van belang dat uitwisseling van gegevens tussen verschillende beherende instanties en mogelijk beleidsinstanties mogelijk is.

Hierbij kunnen de volgende uitgangspunten worden geformuleerd:

- Invoeren van de basisgegevens (bodem, chemie, vegetatie, water etc.) hoeft niet centraal te gebeuren mits de gegevens (op elektronische wijze) uitgewisseld kunnen worden.
- Het raadplegen en verwerken van gegevens welke niet op de werkplek aanwezig zijn moet bij voorkeur gebeuren met gebruikersvriendelijke programma's welke op diverse soorten hardware omgevingen te gebruiken zijn. Deze programma's kunnen relatief eenvoudig ontwikkeld worden door gebruik te maken van bestaande tools en standaarden.
- Voor het uitvoeren van een verdrogingsanalyse moet verwerking van hydrologische, hydrochemische, bodemchemische en vegetatiegegevens op één werkplek mogelijk zijn.
- Het aantal dataconversies moet tot een minimum worden beperkt.
- Het onderbrengen van de statistische bewerkingen van de data in een gebruikersvriendelijk programma verdient aanbeveling.
- Presentatie van gegevens dient bij voorkeur met (standaard) GIS pakketten te gebeuren, vooral omdat GIS-systemen eenvoudig oude gegevens op een nieuwe manier, andere schaal e.d. kunnen presenteren.
- Bij (elektronische) uitwisseling van diverse gegevenssoorten (tekst, foto, database, binair) moeten zo veel mogelijk bestaande standaard uitwisselingsformaten gebruikt worden (bijvoorbeeld: tekst = ASCII, RTF, database = Oracle?, DBASE IV?, binair = DXF, HDF) alsmede standaard informatie dragers zoals 5 1/2 (verouderd, wel nodig voor oude gegevens) of 3 " diskette, exabyte, DAT, SUN-cartridge, reel-tape (verouderd).

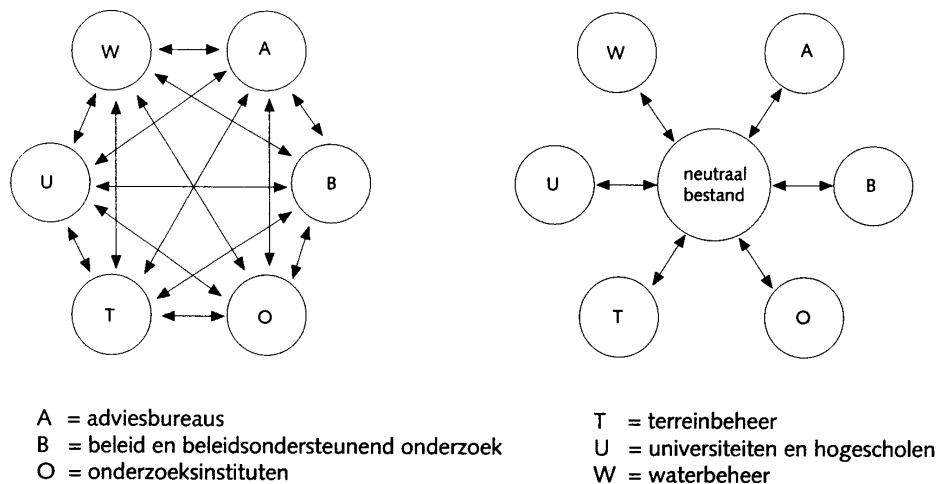
10.3 Oplossingsrichtingen

10.3.1 Inleiding

Om de uitwisselbaarheid van de onderling verschillende gegevensbestanden (bodem, vegetatie, water, luchtfoto's e.a.) te verbeteren zijn er twee belangrijke voorwaarden waaraan voldaan moet worden, namelijk de:

- aanwezigheid van een neutraal bestandsformaat;
- mogelijkheid om de decentrale bestanden aan elkaar te koppelen.

10.3.2 Neutraal bestandsformaat



Figuur 10 Aantal bestandsconversies zonder (a) en met (b) een gemeenschappelijk standaard bestandsformaat.

Voor het uitvoeren van verdrogingsanalyses moeten verschillende databestanden, verspreid over diverse decentrale locaties (b.v. OLGA-SUN of OLGA, Vegbase, BIS, BBV, de IBN-database, een spreadsheet met bodemgegevens, een GIS), geraadpleegd worden. Het blijkt dat bij uitwisseling en samenvoegen van de verschillende bestanden onnodig veel directe bestandsconversies nodig zijn (zie figuur 11a).

Om het aantal directe bestandsconversies te verminderen (dit geldt tevens als er nieuwe bestanden bijkomen) is het aan te bevelen naar een gemeenschappelijk standaard bestandsformaat over te gaan. In figuur 11b is te zien hoe het aantal bestandsconversies dan afneemt. Het invoeren van een standaard bestandsformaat is niet alleen voor verdrogingsanalyses van belang; het maakt het uitwisselen van abiotische en biotische gegevens mogelijk tussen verschillende bestanden en instanties.

Bovenstaande is de ideale situatie waarbij er een 'landelijk bestand' is voor respectievelijk bodem-, vegetatie- en watergegevens. Dit 'landelijk bestand' kan op twee manieren vorm krijgen. Enerzijds kan het bestand fysiek op één plaats aanwezig zijn, zoals reeds het geval is met OLGA, het bestand voor grondwaterkwantiteits- en kwaliteitsgegevens. Anderzijds kan, wanneer een

neutraal bestandsformaat wordt ingevoerd, ook gekozen worden voor het koppelen van decentrale bestanden. Beide opties kosten veel tijd en geld, en wellicht moet gezocht worden naar een tussenvorm, waarbij de accenten zullen moeten liggen op het reduceren van conversies en het verhogen van de uitwisselbaarheid. Bij het invoeren van een programma om een 'landelijk bestand' te vormen mogen oude historische gegevens niet verloren gaan en is het zeer belangrijk dat bij conversies van bestaande data naar nieuwe data geen (of minimaal) kwaliteitsverlies optreedt.

10.3.3 Decentrale bestandsstructuur

Om decentrale bestanden aan elkaar te koppelen biedt de huidige stand van de techniek verschillende opties. De meest bekende en veel gebruikte is een elektronisch (landelijk) netwerk op te zetten waarbij alle computers aan elkaar gekoppeld zijn.

Voordelen van zo'n netwerk zijn:

- gemakkelijk koppelen van decentrale bestanden;
- indien één specifieke computer uitvalt kunnen de overige toch verder werken;
- makkelijk afschermen van specifieke gegevens;
- eenmaal opgezet is het ook makkelijk om aan te sluiten bij grotere netwerken, zoals wide-area (= WAIS), world-wide-web (= WWW) of Internet.

Om alle gegevens op te kunnen sporen en duplicaten van gegevens te vermijden is het van uitermate belang dat elk bestand een unieke identificatie krijgt wanneer het als 'landelijke bestand' gebruikt wordt. Het is dan minimaal noodzakelijk dat één instantie deze unieke codes administreert en uitdeelt. Een dergelijk systeem wordt al jaren toegepast bij alle computers die aangesloten zijn op het Internet.

10.4 Verzamelen en opslaan van gegevens

De gegevens worden bij voorkeur door een terreinbeheerder zelf gemeten of waargenomen. Een aantal gegevens zoals de grondwaterstand, pH, geleidbaarheid kunnen e.v. automatisch gemeten worden door apparatuur in het veld. Deze gegevens kunnen op periodieke basis door de computer, al dan niet automatisch, ingelezen worden. Handmatig verzamelde data kunnen bij de bron ingevoerd worden, door terreinbeheerders en andere waarnemers van ecohydrologische data uit te rusten met Personal Computersystemen. Met deze systemen kunnen zij hun beheer ondersteunen en leveren ze direct de "procesgegevens" in een formaat geschikt voor het uniforme datamodel. Dubbel invoerwerk kan vermeden worden, door ervoor te zorgen dat het "centrale systeem"¹ en de PC-systemen van hetzelfde (uniforme) datamodel zijn voorzien.

Andere gegevens komen van derde instanties. Bijvoorbeeld een monster voor een chemische analyse zal een rapport van een laboratorium opleveren in de vorm van een lijst met chemische gegevens. Beter is het wanneer laboratoriumgegevens op diskette aangeleverd worden in het algemene bestandsformaat. Voor een gebruiker van een computersysteem is het het gemakkelijkste wanneer deze gegevens rechtstreeks in de computer ingevoerd worden zonder omvangrijke hercodeerslag. Bij invoer van papier is het efficiënt als het invoerscherm van de computer de door het laboratorium verstrekte gegevens volgt. In het ideale geval maakt het laboratorium onderdeel uit van een netwerk. De gegevens zijn dan op één plaats aanwezig en het laboratorium is zelf verantwoordelijk voor het beheer en de kwaliteit van de gegevens. Vanuit een willekeurig station kunnen deze gegevens, na autorisatie, benaderd worden.

Van de gegevens in de computer wordt regelmatig een veiligheidskopie (back-up) gemaakt. Dit moet op regelmatige basis geschieden en de computer wordt ook uitgerust met de nodige hardware voor deze steeds terugkerende operatie. In noodgevallen kan teruggerepen worden naar een kopie van de gegevens op het centrale systeem.

10.5 Conclusies

Het invoeren van data en het uitwisselen van data tussen verschillende datadragers, databanken en machines kost vaak veel tijd en gaat gepaard met kwaliteitsverlies. Idealiter wordt een neutraal bestandformaat afgesproken en worden bestanden op verschillende lokaties gekoppeld, zodat zowel data-invoer als data-analyse op centraal en decentraal nivo mogelijk is. De houders en beheerders van de gegevens zullen zich hierover in de nabije toekomst moeten beraden.

11 Kosten van monitoring

11.1 Inleiding

De kosten van monitoring zijn afhankelijk van veel factoren en moeilijk te specificeren. Bij een begroting kan uitgegaan worden van vier hoofdposten: ontwerp en inrichting, bemonstering, analyse en verwerking. Vooral de kosten voorafgaand aan de feitelijke monitoring zijn sterk afhankelijk van de aard van het terrein en de gecompliceerdheid van de hydrologische situatie.

Om de orde van grootte van kosten (excl. BTW) zichtbaar te maken wordt uitgegaan van de inrichting van een meetnet in twee fictieve natuurterreinen. Een heterogeen terrein waarover weinig informatie beschikbaar is en een homogeen terrein waarover voldoende patrooninformatie aanwezig is. Voor de terreinen gelden de onderstaande specificaties.

Terrein I:

Oppervlakte: 16 ha. Heterogeen pleistoceen zandgebied met mogelijk kwel (zie tabel 4). Over hydrologie, bodem en vegetatie zijn slechts globaal gegevens bekend. Er is geen vegetatiekaart en vegetatietypologie. Op 8 lokaties worden buizen geplaatst tot een diepte van 3 m-mv. met twee filterdiepten. Op twee van deze lokaties wordt een extra filter op 10 m-mv. geplaatst. Uitgangspunt in ons voorbeeld is dat op elke lokatie een meetpunt van het monitoringsysteem wordt gesitueerd.

Terrein II:

Oppervlakte 16 ha. Homogeen holoceen veengebied in infiltratiezone (zie tabel 4). Bodem- en vegetatiekaart zijn beschikbaar. Globale hydrologische informatie. Op 4 lokaties worden buizen geplaatst tot een diepte van 3 m - mv. met twee filterdiepten. Op een lokatie wordt een extra filter geplaatst op 10 m - mv. Op elke lokatie is een meetpunt van het monitoringsysteem gepland.

11.2 Ontwerp en inrichting meetnet

Kosten voor de inrichting van een meetnet zijn te verdelen over verschillende nevenposten. Personele kosten zijn begroot op basis van een tarief van f 1000,-/etm. Boorkosten zijn begroot op f 60,-/m tot een diepte van 5 m - mv. en f 125,-/m vanaf een diepte van 5 m - mv. Een overzicht van de kosten is in tabel 5 weergegeven.

Omgerekend naar hectaren komen de inrichtingskosten van dit voorbeeld neer op ca. f 1300,- resp. f 275,- per hectare

Tabel 5 kosten ontwerp en inrichting meetnet

Activiteit	Terrein I		Terrein II	
- ecohydrologische systeemanalyse:	5 etm.:	f 5000,-	2 etm.:	f 2000,-
- vegetatiekartering (1 : 5 000)	6 etm.:	f 6000,-		
bodempkatering incl. Gt (1 : 5 000)	6 etm.:	f 6000,-		
- meetnetontwerp	1 etm.:	f 1000,-	1 etm.:	f 1000,-
- inrichting meetnet:				
ondiepe boringen à f 60,-:	24 m:	f 1440,-	12 m:	f 720,-
10 m à f 125,-:		f 1250,-	5 m:	f 625,-
materiaalkosten:		f 200,- ±		f 100,- ±
Totaalkosten (excl. BTW):		f 20890,-		f 4425,-

11.3 Bemonstering

Op basis van globale kostenramingen van verschillende geraadpleegde instanties wordt uitgegaan van een gemiddeld bedrag van f 20,- per grondwaterstands-waarneming. Bij zorgvuldige waterkwaliteitsbemonstering van ondiepe filters (inclusief doorpompen, filtreren, veldmetingen, opruimen etc.) zijn ca. 8 monsters per dag te verzamelen. Bij zorgvuldige kwantitatieve bodembemonstering (inclusief replica's) en beschrijving van het humusprofiel kunnen ca. 8 lokaties per dag worden bemonsterd. Er wordt vanuit gegaan dat vegetatiebemonstering via pq-opnamen plaatsvindt en dat per dag 8 opnamen gemaakt kunnen worden.

Uitgaande dat per jaar 24 grondwaterstandsmetingen per lokatie worden verricht, dat 2x per jaar de waterkwaliteit zal worden geanalyseerd en dat bodem- en vegetatiebemonstering 1x plaatsvinden kunnen de totale bemonsteringskosten worden begroot zoals in tabel 6 is weergegeven. Omgerekend komen deze bemonsteringskosten neer op ca. 600,- resp. 250,- per hectare.

Tabel 6 Kosten van bemonstering

Activiteit	Terrein I		Terrein II	
Grondwaterstanden:	24 x 8 x f 20,-:	f 3840,-	24 x 4 f 20,-:	f 1920,-
Waterkwaliteit:	2 x 2 etm. à f 1000,-:	f 1000,-	1 x 1 etm. à f 1000,-:	f 1000,-
Bodem:	1 x 1 etm. à f 1000,-:	f 1000,-	1 x 0,5 etm. à f 1000,-:	f 500,-

11.4 Analyse

De analysekosten kunnen worden onderverdeeld in waterkwaliteitsonderzoek en in bodemchemisch onderzoek.

Water

Analysekosten zijn gebaseerd op uitvoering door gespecialiseerde laboratoria met een sterlab-certificaat. Analysekosten worden berekend met een puntensysteem. Per analyse van een element wordt het aantal punten geteld, waaraan een tarief per punt wordt gekoppeld. Zowel puntentelling als tariefstelling zullen per laboratorium verschillen. Vaak wordt een korting gegeven bij grotere aantallen monsters. In tabel 7 is een globale indicatie van analysekosten van geselecteerde variabelen gegeven, uitgaande van een kleine partij monsters, die op correcte wijze zijn aangeleverd.

Tabel 7 Kostenindicatie voor analyse van waterkwaliteitsvariabelen

Variabele	Kosten	Variabele	Kosten
Calcium	32,-	Chloride	21,50
Magnesium	32,-	Sulfaat	37,50
Kalium	32,-	bicarbonaat	21,50
Natrium	32,-	EGV	21,50
pH	22,-	IR	53,50

Uit tabel 7 blijkt dat een totaalanalyse ca. f 250,- bedraagt. Analyse van IR en EGV kost ca. f 75,-.

Bodem

Analyse van grondmonsters is specialistisch werk, waardoor de kosten voor bodemchemisch onderzoek hoog zijn. Prijzen worden regelmatig aangepast. Naast analysekosten worden tevens kosten voor de voorbehandeling (drogen, zeven etc.) in rekening gebracht. Kosten worden relatief lager naarmate meer monsters worden aangeleverd. Kosten voor chemisch onderzoek kunnen per laboratorium sterk variëren, zodat moeilijk een eenduidige kostenraming kan worden gemaakt. Een tentatieve begroting van analysekosten, gebaseerd op kostenopgave van 2 verschillende laboratoria, is weergegeven in tabel 8.

Tabel 8 Kostenindicatie voor bodemchemisch onderzoek, uitgesplitst naar extractie- en analysekosten van twee laboratoria (A en B)

Variabele	Extractiekosten		Analysekosten	
	A	B	A	B
CaCEC	22,50	-	37,50	138,00
pH	-	-	4,50	2,00
C-elem	-	-	14,50	40,00
GlV	-	-	13,50	6,00
N-totaal	20,00	-	14,00	15,00
P-tot*)	20,00	-	13,00	15,00
P-org	-	-	-	30,00
Pw-getal	9,00	0	13,00	5,00
Voorbehandeling			33,00	40,00
Totaal	71,50	-	143,00	301,00

Uit tabel 8 blijkt dat kosten voor analyse van een volledig pakket uiteenloopt van ca. f 200,- tot f 300,-.

Kosten per terrein

Voor beide terreinen kunnen nu de analysekosten voor bodem- en wateronderzoek met behulp van de indicaties uit tabel 7 en 8 worden berekend. Deze berekening is uitgevoerd voor de drie analysepakketten (A,B,C) uit tabel 4. Voor terrein I wordt uitgegaan van 2 meetrondes voor waterkwaliteit met 18 filters en van 1 meetronde voor bodemonderzoek op 8 lokaties en 4 replica's. Voor terrein II wordt uitgegaan van 2 meetrondes voor waterkwaliteit met 9 filters en van 1 meetronde voor bodemonderzoek op 4 lokaties met 2 replica's.

11.5 Verwerking

Voor het controleren van data en het invoeren in een database wordt verondersteld dat voor terrein I en terrein II 2 resp. 1 etm. aan personele kosten benodigd is bij verwerking van pakket C.

Tabel 9 Analysekosten water- en bodemonderzoek per terrein, uitgesplitst naar drie onderzoekspakketten A, B en C (zie tabel 4)

Analyse	Terrein I			C	
	A	B			
Water	-	36 x f 75,-	f 2700,-	36 x f 230,-:	f 8280,-
Bodem	-	32 x f 135,-	f 4320,-	32 x f 255,-:	f 8160,-
Totaal			f 7020,-		f 16440,-
	Terrein II				
Water	-	-		18 x f 230,-:	f 4140,-
Bodem	-	8 x f 100,-:	f 800,-	8 x f 130,-:	f 1040,-
Totaal			f 800,-		f 5140,-

11.6 Kostenoverzicht

De totale kosten van monitoring zijn geschat door sommering van de hoofdposten uit de vorige paragrafen.

Tabel 10 Overzicht van kosten van monitoring van twee terreinen, uitgesplitst naar drie onderzoekspakketten A, B en C (zie tabel 4).

Kostenpost	Terrein I			Terrein II		
	A	B	C	A	B	C
Ontwerp en inrichting	f 20890,-	f 20890,-	f 20890,-	f 4425,-	f 4425,-	f 4425,-
Bemonstering	f 9840,-	f 9840,-	f 9849,-	f 3920,-	f 3920,-	f 3920,-
Analyse	f -,-	f 7020,-	f 16440,-	f -,-	f 800,-	f 5140,-
Verwerking	f 500,-	f 1000,-	f 2000,-	f 250,-	f 500,-	f 1000,-
Totaal	f 31230,-	f 38750,-	f 49179,-	f 9645,-	f 9645,-	f 13980,-

11.7 Conclusie

De kosten voor monitoring zijn sterk afhankelijk van de terreinomstandigheden en de omvang van het monitoring pakket. Er is een fictief voorbeeld doorgerekend. Op basis van deze berekening kan een globale indruk worden verkregen van monitoringkosten per hectare dan wel per meetplek.

Voor eenvoudige terreinen lopen de geschatte kosten van monitoring uiteen van ca. f 260,- tot f 875,- per hectare afhankelijk van het onderzoekspakket. Per meetplek komt dit neer op een bedrag varieërend tussen f 1050,- en 3500,-.

Voor gecompliceerde terreinen lopen de geschatte kosten uiteen van f 1950,- tot f 3075,- per hectare of van f 3900,- tot f 6150,- per meetplek.

Alle kosten zijn excl. BTW berekend.

12 Aanbevelingen

- Het monitoren van anti-verdrogingsmaatregelen is een verantwoordelijkheid van de terreinbeheerder. Het is gewenst dat in investeringen met betrekking tot anti-verdrogingsmaatregelen ook standaard een bedrag voor monitoring wordt opgenomen;
- Er dient meer duidelijkheid te komen over het concept van integrale monitoring. Dit rapport beschrijft richtlijnen daarvoor;
- De opslag en verwerking van gegevens is thans weinig gestructureerd. Alleen het onderdeel hydrologie lijkt goed opgezet met standaard-verwerkingsmethode. Ook voor het bodem- en humuscompartiment is een standaardopslag en verwerkingsstelsel urgent. Voor biologische gegevens dient met name het verwerkingsonderdeel meer aandacht te verkrijgen;
- Terreinbeheerders waren tijdens de screening positief over een protocol voor monitoring. Er is duidelijk behoefte aan informatie en voorlichting over het hoe en waarom van monitoring;
- Het resultaat van anti-verdrogingsmaatregelen werd tijdens de screening soms niet bijvoorbaat als positief beoordeeld. Het tijdsaspect speelt hierbij een belangrijke rol: processen in ecosystemen verlopen soms langzaam. Monitoring dient dan ook als een langjarige activiteit te worden opgezet;
- Het is gewenst dat een landelijke data-bank wordt opgezet van uitgevoerde anti-verdrogingsprojecten (zie Aanhangsel 1). Nu kost het veel moeite om een redelijk volledig overzicht te krijgen van uitgevoerde projecten;
- De openbaarheid van monitoringsgegevens bleek tijdens de screening niet eenduidig te zijn voor alle gescreende monitoringsprojecten. Het is gewenst dat monitoringsgegevens openbaar zijn, zodat een meervoudig gebruik mogelijk is;
- Bij het monitoren van ontwikkelingen in de vegetatie worden vele methoden gebruikt met goed beargumenteerde redenen. Het verdient aanbeveling om te onderzoeken of standaardisering van de methoden voor het monitoren van de vegetatie mogelijk is aan de hand van de in dit rapport genoemde criteria.

- Het is van belang de overwegingen die ten grondslag liggen aan de keuze voor een methode van vegetatiemonitoring te inventariseren. Een dergelijk overzicht kan een positieve uitwerking hebben op het verfijnen en/of onderling afstemmen van de reeds in gebruik zijnde methoden voor monitoring. De binnen het standaardmeetprotocol op te stellen richtlijn zou in ieder geval gebruikt kunnen worden om voor toekomstige meetprogramma's een gefundeerde keuzen te kunnen maken uit één van in de praktijk gebruikte methoden;
- Het is wenselijk de in hoofdstuk 9 beschreven methode voor het ontwerpen van een meetnet in een beslisschema te verwerken, zodat een gebruiker, zonder de statistische achtergronden te kennen een meetnet kan ontwerpen;
- Een meetnetontwerp dient gebaseerd te zijn op een duidelijke, in kwantitatieve termen geformuleerde meetdoelstelling en op de statistische eigenschappen van de te monitoren variabele.
- Aanbevolen wordt enkele bestaande datasets te analyseren om meer inzicht te krijgen in de statistische eigenschappen van te monitoren variabelen in verschillende situaties: waardebereik, standaardafwijking, correlatie in tijd en ruimte;
- Aanbevolen wordt eveneens de data-analyse te standaardiseren door middel van gebruikersvriendelijke programmatuur;
- Aanbevolen wordt in een aantal proefgebieden de in dit rapport geformuleerde richtlijnen nader te toetsen.

Literatuur

- Anonymus, 1993, Afstemmingsnota Ecosysteemvisies van het IKC-NBLF
- Anonymus, 1993, Handleiding toepassing floragegevens, Provincie Utrecht, Dienst Ruimte en Groen, Bureau Milieu-inventarisatie rapport nr.21
- Bakker, H. de en W.P. Locher, 1990. Bodemkunde van Nederland; Deel 1: Algemene Bodemkunde. Malmberg. Den Bosch.
- Bakker, H. de en J. Schelling, 1989. Systeem van bodemclassificatie voor Nederland; de hogere niveaus. 2e gewijzigde druk, Pudoc, Wageningen.
- Barendrecht, A., 1993; Hydro-ecology of the Dutch polder landscape, proefschrift, Faculteit Ruimtelijke Wetenschappen, Utrecht.
- Beusekom, C.F., J.M.J. Farjon, F. Foekema, B. Lammers, J.G. de Molenaar, W.P.C. Zeeman, 1990. Handboek grondwaterbeheer voor natuur, bos en landschap. SDU uitgeverij. Den Haag.
- Braat, L.C., A. van Amstel, E. Nieuwhof, J. Runhaar en J.B.Bos, 1987. Verdroging in Nederland; probleemverkenning. Publikatiereeks Milieubeheer nr. 13, Min. van VROM, Den Haag.
- Brus, D.J., 1993. Incorporating models of spatial variation in sampling strategies for soil. Thesis. Wageningen.
- Cajander, A.K., 1925. The theory of forest types. Acta For. Fenn. 29(3).
- Clausman, P.H.M.A. en W. van Wijngaarden, 1984. Verspreiding en ecologie van wilde planten in Zuid-Holland; waarderingsparameters. PPD-Zuid-Holland, Rapport 1a, Den Haag.
- Clerkx, A.P.P.M., K.W. van Dort, P.W.F.M. Hommel et al., 1994. Broekbossen van Nederland. IBN-DLO/SC-DLO. IBN-rapport 096. Wageningen.
- Cochran, W.G., 1977. Sampling Technics. New York. John Wiley & Sons. 3^e ed.
- Cortenraad, J, T. Mulder, 1989; "Lijst van de bedreigde planten van Limburg", Natuurhistorisch maandblad 80/11
- Derde nota waterhuishouding, 1989. Ministerie van Verkeer en Waterstaat. SDU Den Haag.

- Doorn, W. van, 1985. Fysiologische betekenis van enkele standplaatsfactoren. SWNBL, rapport 3, Utrecht.
- Dijkema, M.P., R.D.W. Hijdra, L.v.d. Meulen, J,Ph. Witte en G. van Wirdum, 1985. Een schema voor de ecohydrologische beschrijving van natuurterreinen. SWNBL, rapport 1a, Utrecht.
- Ellenberg, H., 1979; Zeigerwerte der Gefäszpflanzen Mitteleuropas. 2. Auflage Scripta Geobotanica IX:1-122.
- Emmer, I.M. and J. Sevink, 1994. Temporal and vertical changes in the humus form profile during a primary succession of *Pinus sylvestris*. Plant & Soil, accepted.
- Emmer, I.M. and J.M. Verstraten, 1993. Applicability of HNO₃-H₂O₂ digestion for elemental analysis of organic matter in mor humus forms. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 156.
- Everts & de Vries, 1991; De vegetatieontwikkeling van beekdalsystemen. Historische Uitgeverij Groningen.
- Garritsen, A.C., A.R.van Amstel en H.L.M. Rolf, 1990. Verdroging van natuur in Nederland; Deel II: Hydrologische aspecten van de inventarisatie. Landschap 7(3).
- Geer, F.C. van, J.M.J. Gieske en O.H. van Verseveld, 1995. Standaard meetprotocol verdroging. Richtlijnen voor het monitoren van effecten van vernattingsmaatregelen in natuurterreinen; meetnetontwerp, verwerking en opslag van gegevens. NOV-rapport 15.2.
- Gool, C.R. van, C.L.G. Groen, J. Runhaar & A.R. van Amstel, 1990. Verdroging van natuur in Nederland; Deel I: Inventarisatie van de omvang van het probleem. Landschap 7(3).
- Green, R.N., R.L. Trowbridge en K. Klinka, 1993. Towards a taxonomic classification of humus forms. Forest Science, Monogr. 29. Suppl. to Forest Science 39(1).
- Gremmen, N.J.M., 1987. Natuurtechnisch model voor de beschrijving en voorspelling van effecten van veranderingen in waterregime op de waarde van een gebied vanuit natuurbehoudsstandpunt: operationalisatie. SWNBL, Rapport 1f, Utrecht.
- Gremmen, N.J.M., M.J.S.M. Reijnen, J. Wiertz en G. van Wirdum, 1990. A model to predict and assess the effects of groundwater withdrawal on the vegetation in the Pleistocene areas of The Netherlands. J. of Environmental Management 31.

- Grootjans, A.P., 1985; Changes of groundwater regime in wet meadows, proefschrift. Wiskunde en Natuurwetenschappen, Rijksuniversiteit Groningen.
- Hooghart, J.C. (Ed), 1986. Verklarende Hydrologische Woordenlijst. CHO-TNO, Rapporten en Nota's No. 16. Den Haag.
- IWACO, 1992. Inventarisatie Verdroging, 's-Hertogenbosch.
- IWACO, 1994. Standaardmeetprotocol voor monitoring en evaluatie van anti-verdrogingsmaatregelen; deelfase 1, actie 2.
- Jalink, M.H. & A.J.M. Jansen, 1989; Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring van grondwater-afhankelijke beekdal vegetaties. SWE 89.029. In opdracht van SBB en VEWIN. KIWA, Nieuwegein.
- Jansen, P.C., R.H.Kemmers & P Mekkink, 1994. Ecohydrologische systeembeschrijving van het landgoed De Wildenborch. SC-DLO, rapport 296, Wageningen.
- Jansen, M.P.J.M., H.C. van Latesteyn & E.M.J. Meyers, 1983. Biologische meetnetten: meten aan de natuur. Deel 1: Hoofdrapport. Afdeling Milieubiologie en Inst. voor Theoretische biologie van de RUL.
- Jansen, S.R.J., D.Bal, H.M. Beije, R.During, Y.R. Hoogeveen en R.W. Uytterlinde, 1994. Nota Ecosysteemvisies EHS. IKC-NBLF, Wageningen.
- Jenny, H., 1941. Factors of soil formation. Mac Graw-Hill, New York/London.
- Jongman, R.H.G., C.J.F. ter Braak and O.F.R. van Tongeren, 1987. Data analysis in community and landscape ecology. Pudoc. Wageningen.
- Kemmers, R.H., 1985. Perspectives in modelling of processes in the root zone of spontaneous vegetation at wet and damp sites in relation to regional water management. Proc. and Informations no. 34, Comm. Hydrol. Onderzoek TNO, Den Haag.
- Kemmers, R.H., 1990. De stikstof- en fosforhuishouding van mesotrofe standplaatsen in relatie tot mogelijkheden van aanvoer van gebiedsvreemd water. Utrecht. The Utrecht Plant Ecology News Report, 10, 7-23.
- Kemmers, R.H., 1993a. Staalkaarten voor een ecologische landevaluatie. Landschap 10(1).
- Kemmers, R.H., 1993b. Ecohydrologie; concepten en methoden van een interdisciplinair vakgebied. SC-DLO, Technisch document 8, Wageningen.

- Klinka, K., R.N.Green, R.L. Trowbridge and L.E. Lowe, 1981. Taxonomic classification of humusforms in ecosystems of British Columbia. B.C. Min. For. Land Manage. Report no 8. Victoria. B.C.
- Koerselman, W. en J.T.A. Verhoeven, 1993. Eutrofiëring van laagvenen; interne of externe oorzaken ? Landschap 10(4).
- Kruijne, A.A., D.M. de Vries, H. Mooi, 1967; Bijdrage tot de ecologie van de Nederlandse graslandplanten. Mede. 338, IBS, Wageningen.
- Kwakernaak, C. en H.A.M. de Kruijff. 1985. Landelijke meetnetten: een waardevolle investering ? Landschap 2(1).
- Landolt, E., 1977; Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora. Veröff. Geobot. Inst. E.T.H. 64.
- Londo, 1988; Nederlandse freatofyten. Pudoc, Wageningen.
- Loopstra, I.L. en E. van der Maarel, 1984. Toetsing van de ecologische soortengroepen in de Nederlandse flora aan het systeem van indicatiewaarden volgens Ellenberg. De Dorschkamp, Rapport 381, Wageningen.
- Maarseveen, J.P.J. van, 1993. Richtlijnen voor het plaatsen van freatische waarnemingspunten. IGG-TNO, Rapport OS 93-28-A, Delft.
- Meijden, van der et al. 1984, 1991, Standaardlijst van de Nederlandse flora, Rijksherbarium Leiden.
- Meijers, E.J.M., W.J. ter Keurs en E. Meelis, 1982. Biologische meetnetten voor het beleid. Mededelingen van de Werkgemeenschap Landschapsecologisch Onderzoek 9(1).
- Oomes, T.J.M. en R.H. Kemmers (in prep). Effects of raising the groundwater level on availability and uptake of nutrients by grassland. Berichte der Norddeutsche Naturschutz Akademie.
- Pylvänäinen, M., 1993. Manual for integrated monitoring; programme phase 1993-1996. Environment Data Centre, Helsinki.
- Rolf, H.L.M., J. Runhaar, J.M.J. Gieske, 1993. Milieubeleidsindicator Verdroging; fase IIa, methodiekontwikkeling en toepassing voor acht lokaties in Brabantse natuurterreinen. IGG-TNO, Delft; CML, Leiden.
- Runhaar, J., 1989. Toetsing Ecotopensysteem: relatie tussen vochtindicatie van de vegetatie en grondwaterstanden. Landschap 6(2).

- Runhaar J., C.G.L. Groen, R. van der Meijden en R.A.M. Stevens, 1987; Een nieuwe indeling in ecologische groepen binnen de Nederlandse flora. *Gorteria* 13:277-304.
- Runhaar, H., M. van der Linden, H. Olf, M. van 't Zelfde, 1993, Evaluatie van vegetatiegegevens in relatienotagebieden. CML-report 94, DBL publicatie-nr 57. In opdracht van DBL.
- Runhaar, J. en T. Zonneveld, 1994. Voorstudie Empirische herstelfuncties. NOV-werkdocument 9.
- Scharenburg, K. van, J. Meijering, R. de Koning, mmv Bureau Everts en de Vries, 1992; Rapportage Biologisch Meetnet Provincie Groningen, 1986-1990. Provincie Groningen, Dienst RO, afdeling Groen. Bureau NLO.
- Stortelder, A.H.F en P.C. Schipper, 1991. Plantensociologie en vegetatiekartering. In: Symposiumboek Vegetatiekartering in de praktijk. Langbroek en Partners b.v. Beilen.
- Stuyfzand, P.J., 1982. Belangrijke foutenbronnen bij bemonstering van grondwater via peil- en minifilters. Rijswijk, KIWA, Rapport SWE-411.
- Stuyfzand, P.J., 1983. Een zeer nauwkeurige berekening van het elektrisch geleidingsvermogen ter controle en aanvulling van wateranalyses. *H2O* 19(23).
- Stuyfzand, P.J., 1989. Hydrochemische onderzoeksmethoden ter analyse van grondwaterstroming. Deel I. *H2O* 22(5).
- Tonckens, J. en L.M.L. Zonneveld, 1993. GIS-vegetatie; geautomatiseerde verwerking van vegetatiegegevens in het landinrichtingsproject Enschede-Zuid. Kerkhove, Beilen.
- Veen, G.J. van der en A.C. Garritsen, 1994. Kennisoverzicht ecohydrologie; een inventarisatie van kennis en expertise op het gebied van ecohydrologie en verdroging. Lelystad. NOV-rapport 7.
- Verhoeven, J., R.H. Kemmers en W. Koerselman, 1993. Nutrient enrichment of freshwater wetlands. In: C.C. Vos & P. Opdam (eds): *Landscape ecology of a stressed environment*. London. Chapman & Hall.
- Vos, P., A.B.M. Orleans, M.P.J.M. Jansen, E. Meelis, W.J. ter Keurs, 1991. Natuur- en milieumeetnetten voor het beleid. Deel 1: Hoofdrapport; het ontwerpen van meetnetten. *Milieubiologie & Inst. voor Theoretische Biologie van de RUL*. 2^e druk.

- Vos, W. en A.H.F. Stortelder, 1988. Vanishing Tuscan Landscapes. University of Amsterdam, Thesis, Amsterdam.
- Wardenaar, E.C.P., 1987. A new hand tool for cutting soil monoliths. *Can. J. Soil Sci.* 67.
- Wassen, M.J., 1990; Water flow as a major landscape ecological factor in fen development, proefschrift. Faculteit der Ruimtelijke Wetenschappen, Utrecht.
- Water boven water, 1988. Studieresultaten 1983-1987. Studiecommissie Waterbeheer, Bos, Natuur en Landschap. Klomp, Utrecht.
- Weeda, E.J., R. van der Meijden & P.A. Bakker, 1990; FLORON Rode lijst, 1990. *Gorteria* 16 1:2-26.
- Westhoff en Den Held, 1975; Plantengemeenschappen in Nederland. Thieme, Zutphen
- Wind, G.P., 1986. Slootpeilverlaging en grondwaterstands daling in veenweidegebieden. *Cult. techn. Tijdschr.* 25,5.
- Wirdum, G. van, 1981. Linking up the natec subsystem in models for the water management. *Proc. and Informations no. 27: 108-127, Comm. Hydrol. Onderz. TNO, Den Haag.*
- Wirdum, G. van en D. van Dam, 1984. Bepaling van de belangrijkste standplaatsfactoren. SWNBL, rapport 1, Utrecht.
- Wirdum, G. van, 1991. Vegetation and hydrology of floating rich-fens. Datawyse, Maastricht.
- Wolff, W.J., 1989. De internationale betekenis van de Nederlandse Natuur; een verkenning. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij. Achtergrondreeks Natuurbeleidsplan nr. 1. Den Haag.
- Zonneveld, L.M.L., 1994. Richtlijnen voor een standaardmeetprotocol vegetatie. Werkdocument NOV. LB & P-rapport 10.048

Aanhangsel 1 Overzicht Anti-verdrogingsprojecten met monitoring van effect ingreep

Provincie Friesland

1. De Barten, 91, ve, hy, bo
2. Schiermonnikoog, 91, ve, hy, bo
3. Schiermonnikoog/Hertenbos vallei, 91, ve, hy
4. Fochteloërveen, 85, ve, hy, 2x kartering

Provincie Drenthe

5. Reest/Schrapveen, 90/93, grw(90), pq(93)
6. Reest/Wildenberg, idem
7. Reest/Kerkvonder, idem
8. Elperstroom/De Reitma, 65, hy, ve
9. Dwingelderveld, 91, SBB, 2x kartering (84,93), NM: ve(90), hy (ca. 10 jaar geleden)
10. Het Rommeltje, ong.87, ve
11. Diverse vennen Drenthe, 75, ve
12. Bargerveen, 85, hy; 90, ve

Provincie Overijssel

13. Woldlakenbos, 84, ve
14. Nijendal, 93, hy
15. Reservaatsgebied Giethoorn, 89, hy
16. Lemselermaten, 89, ve
17. Punthuizen/Stroothuizen, 89, ve, hy
18. Wierdense Veld, 85, hy, ve
19. Boddenbroek, 90, ve
20. Aamsveen, 91, hy, mossenkart

Provincie Noord-Holland

21. Moksloot, 92, ve
22. De Kil/NH Duinreservaat, 89, hy, ve, bo
23. Reggers Sanders Vlak (Kil), 91, ve, hy, bo

Provincie Utrecht

24. De Meye, 70, 90, ve, hy
25. Groot Zandbrink, 90, ve, hy
26. Meeuwenkampje, 90, ve, hy
27. Westbroek, 91, ve, hy

-
28. Soesterveen, 79, ve(tot 85), hy
29. Den Treek (Lange Veen/Hazewater), ong 85, hy, ve

Provincie Gelderland

30. Veenkampen, 86, ve, hy, bo
31. Verbrande Bos, 89, ve, hy
32. Staverden/Moerasbos, 93, ve
33. De Elzen/Winterswijk, 93, ve
34. Eendenkooi Batenburg, 65, hy
35. Wisselse Veen, 93, ve, hy
36. Bennekomse Meent, 93, ve, hy

Provincie Noord-Brabant

37. Reuselse Moeren, 70/91, ve, hy
38. Maria Peel, 73, wa, srten
39. Grote Peel, 53/54, wa
40. Merkske, 87, ve, hy
41. Langstraat, 90, ve, hy
42. Chaamse beken(bossen), 93, hy
43. Goorloop, 93, hy

Provincie Zuid-Holland

44. Middelduinen/Goeree, 89, ve, hy, bo

Provincie Limburg

45. Deurnse Peel, 94, ve, hy, macrofauna
46. Diverse projecten in 1994

Toelichting:

eerste getal + naam = volgnummer + naam object

tweede getal = jaar start monitoring

ve, hy = aspecten binnen monitoring

Aanhangsel 2 Opnameschaal Londo en Braun-Blanquet

Decimale opnameschaal van Londo, 1975b:

Symbool	bedekking	aanvulling
.1	$0 \leq \% < 1$. = r (raro) = sporadisch
.2	$1 \leq \% < 3$	P (Paululum) = weinig talrijk
.4	$3 \leq \% < 5$	a (amplius) = talrijk m (multum) = zeer talrijk
1	$5 \leq \% < 15$	1 ⁻ - 0.7 - $5 \leq \% < 10$ 1 [*] - 1.2 - $10 \leq \% < 15$
2	$15 \leq \% < 25$	
3	$25 \leq \% < 35$	
4	$35 \leq \% < 45$	
5	$45 \leq \% < 55$	5 ⁻ - $45 \leq \% < 50$ 5 [*] - $50 \leq \% < 55$
6	$55 \leq \% < 65$	
7	$65 \leq \% < 75$	
8	$75 \leq \% < 85$	
9	$85 \leq \% < 95$	
10	$95 \leq \% < 100$	

Iets gewijzigde opname-schaal van Braun-Blanquet:

Symbool	bedekking	toelichting
0	$\leq 0 \% < 5 \%$	bedekking en/of aantal exx. onbekend niet meer dan 4 exx. in hele opname
1	$\leq 0 \% < 5 \%$	weinig exx. maar wel meer dan 4 tot ca 2 exx./m ² over de gehele opname
3	$\leq 0 \% < 5 \%$	veel exx. 3-10 exx./m ² over gehele opname
4	$\leq 0 \% < 5 \%$	zeer veel exx. > 10 exx./m ²
5	$\leq 5 \% < 12 \%$	aantal exx. willekeurig
6	$\leq 12 \% < 25 \%$	aantal exx. willekeurig
7	$\leq 25 \% < 50 \%$	aantal exx. willekeurig
8	$\leq 50 \% < 75 \%$	aantal exx. willekeurig
9	$\leq 75 \% < 100 \%$	aantal exx. willekeurig

Toelichting op algemene opname-gegevens

Indien de opnamegegevens m.b.v. het GIS-Vegetatie worden ingevoerd geldt onderstaande volgorde. Het dient echter ook, mogelijk te zijn om extern opgebouwde gegevens die conform het format in GIS-Vegetatie zijn opgebouwd via tape o.l.d. in te lezen.

met * gemerkte gegevens MOETEN ingevuld worden.

met - gemerkte gegevens zijn facultatief.

Registratie:

*	1.	projectnummer	(CR-nummer)
*	2.	opnamenummer	(1-1000)
*	3.	karteerder	(max. 3 characters)
*	4.	datum	(.)

Ligging:

*	5.	inventarisatie-eenheid	(nr. veldkaartje)
*	6.	lengte opname-vlak	(in meters)
*	7.	breedte opname-vlak	(in meters)
-	8.	x-coördinaat centrum	(wordt door systeem ingevuld)
-	9.	y-coördinaat centrum	(wordt door systeem ingevuld)
*	10.	permanent kwadraat: P.Q.	(0 = n.v.t., 1 = 1 ^e opn., 2 = 2 ^e opn., x = onb.)
*	11.	herhalingsfrequentie	(1 x per n jaar: 0 = n.v.t.)

Typologie:

*	12.	vegetatietype: ecotoop- + veg. type	(zie bijlage 1 en 2)
*	13.	toevoeging(en)	(zie bijlage 3)
-	14.	IPI-code	(zie bijlage 5)
*	15.	opname-techniek	(t.b.v. GIS-Vegetatie alleen Londo of Braun-Blanquet)

Bijzondere omstandigheden:

*	16.	volledige mosdeterminatie	(j/n)
*	17.	dikte strooisellaag	(zie onder)
*	18.	micro-reliëf	(zie onder)
*	19.	expositie	(zie onder)
*	20.	helling	(zie onder)
-	21.	waterpeil	(afst. wateropp. tot omringend maaiveld)
-	22.	waterdiepte	(afst. wateropp. tot bodem of sapropellum)

Bedekking van:

*	23.	totale vegetatie	(in procenten)
*	24.	strooisel	(in procenten)
*	25.	mossen	(in procenten)
*	26.	kruiden	(in procenten)
*	27.	struiken	(in procenten)
*	28.	bomen	(in procenten)
*	29.	algen/flap	(in procenten)
*	30.	open water	(in procenten)

Hoogtes van:

*	31.	kruidlaag	(in meters)
*	32.	struiklaag	(in meters)
*	33.	liaanlaag	(in meters)
*	34.	boomlaag	(in meters)

VERVOLG: Toelichting op algemene opname gegevens:

Verwijzing naar elders beschikbare gegevens:

- | | | | |
|---|-----|---------------------------|----------------------|
| - | 35. | aanwezigheid peilbuis | (max. 73 characters) |
| - | 36. | gemeten grondwaterstanden | (max. 73 characters) |
| - | 37. | uitgevoerde wateranalyse | (max. 73 characters) |
| - | 38. | uitgevoerde bodemanalyse | (max. 73 characters) |
| - | 39. | ingemeten opname-locatie | (max. 73 characters) |
| - | 40. | overige opmerkingen | (max. 73 characters) |
-

Codering strooisellaag:

- | | | |
|---|---|---------------------------|
| 0 | = | geen in vegetatie-seizoen |
| 1 | = | weinig, meer verdeeld |
| 2 | = | vrijwel continu en dun |
| 4 | = | continu 2-3 cm |
| 6 | = | dik 4-8 cm |
| 8 | = | zeer dik > 8 cm |
| w | = | verspreide resten |
| x | = | geen waarneming |

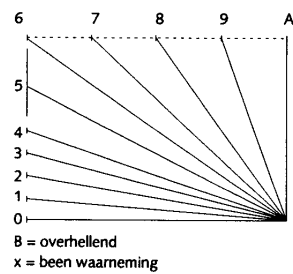
Codering micro-reliëf

- | | | | | |
|---|---|-----------------|---------|---------|
| 1 | = | vlak | < 10 | cm/m |
| 2 | = | hobbelig | 10 - 25 | cm/m |
| 3 | = | sterk hobbelig | > 25 | cm/m |
| 4 | = | glooiend | > 40 | cm/5m |
| 5 | = | sterk glooiend | > 40 | cm/1-5m |
| x | = | geen waarneming | | |

Codering expositie

- | | | | |
|---|---|---|---------------------|
| 8 | 6 | 6 | 1 = Noord |
| 7 | 3 | 3 | 0 = vlak |
| 6 | 5 | 4 | x = geen waarneming |

Codering helling:



Aanhangsel 4 Raamwerk vegetatietypen

Raamwerk vegetatietypen

Typennr.	Omschrijving vegetatietype	referentie Westhoff & en Held	ecotoop- typen
000-079	Watervegetaties		
000-019	- Kroos en kranswervevegetaties, droog en zonder waterplanten	1, 2, 3, 4	W
020-039	- grote fonteinkruidenvegetaties	5A	W
040-079	- kleine fonteinkruidenvegetaties	5B, 5C	W
080-139	Helofytenvegetaties		
080-099	- kontaktzonevegetaties	19A	M,V
100-119	- grote zeggenvegetaties	19Ca	M,V
120-139	- overige helofytenvegetaties	19B	M,V
140-219	Pionier- en tredvegetaties		
140-159	- overkruidvegetaties	6	M,W,V
160-179	- dwergbiezenvegetaties	10	M,V
180-189	- tandzaadvegetaties	11	M,V
190-199	- grote weegbreevegetaties	16	G,M,R,B,V
100-209	- stuifzandvegetaties	20A	C,D
210-239	Akkerkruidenvegetaties	12, 13	A,B
240-359	Graslanden		
240-249	- droge en normaalvochthoudende grasl.	16AB	F,G,B
250-269	- vochtige en natte graslanden	16AB	F,G,B,V
270-279	- overgangsgrasl. met Gestreepte witbol	25	F,G,B,V
280-289	- dotterbloemgraslanden	25Aa	F,G,B,V
290-299	- blauwgraslanden	25Ac	F,G,B,V
300-319	- glanshavergraslanden	25Ba1	F,G,R,B,V
320-329	- kamgrasgraslanden	25BA3	F,G,B,V
330-339	- kalkgraslanden	21,31	G,B
340-349	- zandige droge graslanden	20B	D,G,B,
350-359	- heischrale graslanden	30A	C,D,G,B
360-399	Heidevegetaties + vergraste heiden		
360-379	- droge heidevegetaties	30B	C,D,B
380-399	- vochtige en natte heidevegetaties	29	C,B,V
400-419	Droge ruigten en ruberale vegetaties	12B	D,R
420-439	vochtige en natte ruigten	25ab,17	M,B,V
440-479	kleine zeggenvegetaties		
440-459	- zomp- en gewone zeggevegetaties	27Aa	G,M,V
460-469	- knobbiesvegetaties	27Ba	G,M,V
470-479	- bron-vegetaties	26	G,L,M,W,V
480-499	Hoogveenvegetaties	28,29	C,M,V

500-519	Zilte vegetaties		
500-509	- lage kwelders	8,9,14,15	K
510-519	- hoge kwelders	23,24	K
520-539	Muurvegetaties	7	U
540-619	Struwelen		
540-549	- sporken-wilgenbroekstruwelen	32	Q
550-559	- wilgen-vloedstruwelen	33	Q
560-569	- sleedoorn-bramenstruwelen	34Aa	Q
570-579	- berberisstruwelen	34Ab	Q
580-589	- kruipwilgstruwelen	34Ac	Q
590-599	- vlier-boswilstruwelen	34B	Q
600-609	- gaffeltandmos-jeneverbesstruwelen	36Aa2	Q
610-619	- bremstruwelen	30	Q
620-639	Kapvlaktevegetaties	18	L,N,R
640-659	Naaldbossen	36Aa	N,Z
660-829	Ondergroei van:		
660-679	- zomereiken-berkenbos	37Aa1	L,N,S,Z
680-689	- duineikenbos + duinberkenbos	37Aa3	L,N,S,Z
690-709	- berkenbroek	36Ab	L,S,Z
710-729	- droog wintereiken-beukenbos	37Aa2	L,N,S,Z
730-739	- vochtig wintereiken-beukenbos	37Aa2	L,N,S,Z
740-749	- veldbies-beukenbos	37Aa2	L,S,Z
750-769	- parelgras-beukenbos + kalkbeukenbos + esdoorn-essenbos + eiken-haagbeukenbos + gierstgrasbeukenbos + kamperfoelrijke eiken- haagbeukenbos	38Ab1	L,S,Z
770-789	- abelen-iepenbos + essen-iepenbos	38Ab5,6	L,S,Z
770-809	- elzenrijk essen-iepenbos + vogelkers-essenbos + bosmuur-elzenbos + essenbronbos + ruigt-elzenbos + kalk-elzenbos	38Aa	L,S,Z
810-829	- elzenbroek + elzenbronbos +moerasvaren- elzenbroek + berken-elzenbroek + koningsvaren- elzenbroek		L,S,Z
830-999	Reserve		