

Standaard meetprotocol verdroging

Richtlijnen voor meetnetontwerp en analyse van de meetgegevens

NOV- rapport 15.2

Samenstelling:

F.C. van Geer (TNO Grondwater en Geo-Energie)

J.M.J Gieske (TNO Grondwater en Geo-Energie)

augustus 1995

COLOFON

omslagontwerp: Beek Visser
foto omslag: grondwaterbuis (GG-TNO)
productie: Koninklijke Vermande BV
druk: 1995

samenstelling begeleidingscommissie NOV

voorzitter:	dr ir F.H.M. van de Ven	RIZA
	ing G.P. Beugelink	RIVM
	dr E. de Hullu	SBB
	drs N. Straathof	Natuurmonumenten
	dr G. van Wirdum	IBN-DLO
	ir I. Meeuwissen	Provincie Brabant
	drs R. van Oostenbrugge	IKC-NBLF
	ir W. Hazen	Provincie Limburg
	ir H. Massop	Unie van Provinciale Landschappen

CIP-GEGEVENS KONINKLIJKE BIBLIOTHEEK, DEN-HAAG

Geer, F.C. van

Standaard meetprotocol Verdroging : richtlijnen voor meetnetontwerp en analyse van de meetgegevens / samenst.: F.C. van Geer, J.M.J. Gieske. - Lelystad : RIZA ; Zoetermeer : Hageman Verpakkers [distr.]. - Ill., fig., tab.

NOV-rapport 15.2. - NOV-project uitgevoerd in het kader van het 'Nationaal Onderzoeksprogramma Verdroging' door TNO Grondwater en Geo-Energie. - Met ill.opg. - Met samenvatting in het Engels.

ISBN 90-369-4572-0

Trefw.: verdroging ; Nederland/verdroging ; monitoring.

© copyright RIZA, februari 1995

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

prijs: f 20,-

bestellingen: SDU, Afdeling SEO/RIZA
Postbus 20014
2500 EA Den Haag
Fax 070 - 3789783

WOORD VOORAF

Dit rapport is verschenen in het kader van onderzoek naar een standaard meetprotocol voor het meten van verdroging en vernatting, zowel in hydrologische als in ecologische zin. De studie maakt onderdeel uit van het "Nationaal Onderzoeksprogramma Verdroging", thema 15. Het onderzoek is uitgevoerd door en onder leiding van het SC-DLO, in samenwerking met TNO Grondwater en Geo-Energie, IWACO en LB&P. In het voorliggende rapport is het resultaat van het aan TNO-GG opgedragen onderzoek weergegeven.

Het doel van thema 15 was het opstellen van richtlijnen voor een standaard meetprotocol voor natuurterreinen waar vernattingsmaatregelen worden genomen.

De taakverdeling over de verschillende partners was als volgt:

- SC-DLO: algemeen kader, opstellen van voorlopige richtlijnen voor de keuze van de te monitoren variabelen, de wijze van bemonsteren en de analyse methode.
- IWACO: inventarisatie van de ervaringen met het meten in terreinen waar vernattingsmaatregelen zijn getroffen.
- LB&P: opstellen van voorlopige richtlijnen voor het monitoren van de vegetatie.
- TNO-GG: opstellen van voorlopige richtlijnen voor het ontwerp van het monitoring netwerk, de waarnemingsfrequentie en de analyse van de meetgegevens, en het opstellen van voorlopige richtlijnen voor data-opslag en -uitwisseling.

Bovengenoemde bijdragen zijn bijeengebracht in het NOV-rapport 'Standaard Meetprotocol Verdroging; voorlopige richtlijnen voor monitoring van antiverdrogingsprojecten (Kemmers, et al. 1995). Het ontwerpen van een meetnet en de analyse van de meetgegevens is echter dermate specifiek en specialistisch, dat besloten is dit onderdeel als een aparte rapportage in de NOV-serie uit te geven. Het NOV-rapport 15.1 van Kemmers et al. bevat een samenvatting van het voorliggende rapport die voor niet-deskundigen beter toegankelijk is; voor een weloverwogen meetnetontwerp is de in dit rapport gepresenteerde rekentechnieken echter onontbeerlijk.

Om de in dit rapport beschreven procedures te illustreren zijn datasets uit twee natuurterreinen geanalyseerd. De medewerking van de betrokken instanties is door de uitvoerders zeer op prijs gesteld.

dr. ir. F.H.M. van de Ven
coördinator Nationaal
Onderzoeksprogramma Verdroging

INHOUDSOPGAVE

WOORD VOORAF

SAMENVATTING	i
--------------------	---

SUMMARY	v
---------------	---

1 RICHTLIJNEN MEETNETONTWERP EN ANALYSE MEETGEGEVENS	1
1.1 Inleiding	1
1.2 Opzet meetnetontwerpprocedure	6
1.2.1 Stratificatie binnen het gebied	6
1.2.2 Onderscheid hoogfrequente tijdreeks, laagfrequente tijdreeks of "niet-tijdreeks"	6
1.2.3 Bepaling het ruimtelijke gemiddeld verschil per deelgebied	7
1.3 Tijdreeksen	7
1.3.1 Bepaling van een verschilwaarde per meetlocatie	7
1.3.2 Bepaling van ruimtelijk gemiddelde	10
1.4 Niet-tijdreeksen	11
1.4.1 Correctie voor een deterministische ruimtelijk trendvlak	11
1.4.2 Bepalen van het ruimtelijk gemiddelde per deelgebied	11
1.4.3 Bepaling van een verschilwaarde per deelgebied	12
1.5 Aggregatie voor het hele gebied	12
1.6 Meetnetontwerp	14
2 TECHNISCHE UITWERKING	15
2.1 Algemene bewerkingen	15
2.2 Hoogfrequente tijdreeksen	15
2.3 Laagfrequente tijdreeksen	22
2.4 Niet-tijdreeksen	23
2.5 Meetnetontwerp	24
3 ANALYSES VAN DE DATASETS	25
3.1 Inleiding	25
3.2 Hoogfrequente tijdreeksen	25
3.3 Laagfrequente tijdreeksen	32
3.4 Niet-tijdreeksen	36
3.5 Meetnetontwerp	38
3.5.1 Inleiding	38
3.5.2 Hoogfrequente tijdreeksen	38
3.5.3 Laagfrequente tijdreeksen	39
3.5.4 Niet-tijdreeksen	41
4 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN	43
LITERATUUR	45
BIJLAGE	47

SAMENVATTING

Inleiding

Dit rapport is samengesteld in het kader van het Nationaal Onderzoeksprogramma Verdroging, thema 15. Het doel van dit thema is een aanzet te geven tot het opstellen van een 'Standaard Meetprotocol Verdroging', op basis waarvan anti-verdrogingsmaatregelen op hun effectiviteit kunnen worden beoordeeld.

Standaard meetprotocol verdroging

Het standaard meetprotocol verdroging wordt beschreven in het NOV-rapport Standaard Meetprotocol Verdroging; voorlopige richtlijnen voor monitoring van antiverdrogingsprojecten (Kemmers, et al, 1995). De onderdelen meetnetontwerp en data-analyse zijn echter dermate specifiek dat ze in een apart NOV-rapport zijn uitgewerkt. Daarnaast zijn nog een drietal werkdocumenten verschenen. In de drie werkdocumenten wordt de praktijkervaring met antiverdrogingsprojecten beschreven (IWACO, 1995), de richtlijnen voor de monitoring van vegetatie (Zonneveld, 1995) en de richtlijnen voor de opslag en uitwisseling van gegevens (Van Verseveld, 1995).

In het rapport Standaard Meetprotocol Verdroging worden de uitgangspunten van het meetprotocol beschreven, de huidige wijze van monitoren in een aantal natuurterreinen, een aanbevolen wijze van monitoring van vegetatie en plantensoorten, de te monitoren variabelen - ingedeeld in enkele meer of minder uitgebreide pakketten afhankelijk van de meetdoelstelling -, de wijze van bemonstering en verwerking van de monsters, het meetnetontwerp, de analyse van de meetgegevens en de opslag en verwerking van gegevens.

Meetnetontwerp en analyse van gegevens

Het voorliggende rapport vormt de basis voor de beschrijving van het meetnetontwerp en de analyse van de meetgegevens. Uitgangspunt bij de methodiekontwikkeling is dat een blijvende verandering in de tijd van de te monitoren variabele (b.v. GVG of GLG, Ca- en Cl-gehalte, Ca-CEC) moet kunnen worden vastgesteld. Het meetnetontwerp dient zodanig te zijn dat deze verandering binnen te voren gekozen grenzen significant kan worden vastgesteld met een zo gering mogelijke meetinspanning.

Het vaststellen van een verandering in de waarde van een variabele gebeurt aan de hand van de verandering van het ruimtelijk gemiddelde in de tijd. Het vaststellen of deze verandering ook significant is gebeurt aan de hand van de variabiliteit (de standaardafwijking) van de variabele in de ruimte en in de tijd. Om deze standaardafwijking te kunnen vaststellen moet de samenhang (de correlatie) tussen de metingen in de ruimte en de tijd bekend zijn. Grondwaterstanden zijn bijvoorbeeld erg variabel in de tijd, maar kunnen in een grofzandig peilbeheerst pakket in de ruimte sterk samenhangen. Bodemgegevens kunnen in de ruimte erg variabel zijn, maar in de tijd weer veel minder.

Het meetnetontwerp geschiedt aan de hand van de meetdoelstelling, die geformuleerd moet zijn in termen van de gewenste te detecteren verandering van de gemiddelde waarde van de variabele. Door tevens de gewenste betrouwbaarheid vast te stellen waarmee deze verandering moet worden vastgesteld kan de maximaal toelaatbare standaardafwijking worden bepaald. Zo kan bijvoorbeeld de terreinbeheerder besluiten dat de GVG in een bepaald (deel)terrein met

20 cm verhoogd moet worden. Om te kunnen vaststellen of deze doelstelling gehaald is moet het meetnet zodanig zijn ontworpen dat de standaardafwijking van het verschil in de tijd kleiner is dan $20/1.65 = 12$ cm (bij een betrouwbaarheid van 90 %). Ook kan voor het vaststellen van de meetdoelstelling aangesloten worden bij de eis dat de verdroging in 2000 met 25% moet zijn afgenomen t.o.v. 1985. Wanneer een verdrogingsrelatie opgesteld is (zie Rolf et al, 1993) kan het te detecteren verschil afgeleid worden uit het verschil in grondwaterstanden of stijghoogten tussen de volledig verdroogde en de volledig onverdroogde situatie.

Wanneer de gewenste standaardafwijking bekend is kan met de in dit rapport gegeven formules het aantal benodigde meetpunten en/of het aantal meettijdstippen worden berekend.

Bewerking van meetgegevens

De meetgegevens hebben vaak het karakter van een tijdreeks omdat een verandering in de tijd vastgesteld moet worden. Deze tijdreeksen kunnen hoog-frequent zijn (bijvoorbeeld grondwaterstanden) of laag-frequent (de meeste waterkwaliteitsreeksen). Ook komt het wel voor dat maar op enkele tijdstippen en willekeurige locaties wordt gemeten (bijvoorbeeld bodemgegevens); deze meetgegevens zijn in dit rapport 'niet-tijdreeksen' genoemd.

Voor een groot deel komen de bewerkingen van hoog- en laag-frequente gegevens met elkaar overeen; ze zijn erop gebaseerd om eerst per meetlocatie verschillen tussen één- of tweejarige gemiddelden in de tijd vast te stellen, en dan pas, om verschillen per (deel)gebied in de tijd vast te stellen, de verschillen voor de locaties in het (deel)gebied te middelen. Ze verschillen vooral van elkaar doordat bij hoog-frequente reeksen nog wat voorbewerkingen mogelijk zijn waardoor de statistische eigenschappen van de reeks beter bepaald kunnen worden. Bij laag-frequente reeksen kunnen de statistische eigenschappen minder goed bepaald worden; ze moeten vaak geschat worden, uit de beschikbare gegevens, op grond van deskundigenoordeel, of uit de literatuur.

De bewerking van 'niet-tijdreeksen' verschilt van het voornoemde doordat het vaststellen van verschillen in de tijd tussen gemiddelden per locatie niet mogelijk is, omdat er maar op een zeer beperkt aantal tijdstippen op wisselende locaties is gemeten. Daarom moeten deze gegevens eerst naar (deel)gebied gemiddeld worden, waarna de ruimtelijke gemiddelden vergeleken kunnen worden.

Uitwerking voor twee natuurterreinen

De in dit rapport beschreven methode is toegepast voor grondwaterstanden in de Reitma, een blauwgraslandreservaat in het beekdal van de Elperstroom, en voor waterkwaliteit (Ca- en Cl-gehalte, EGV) en bodemeigenschappen (Ca-CEC) in het natuurontwikkelingsgebied de Veenkampen nabij Wageningen.

In de Reitma bevindt zich een raai met 9 peilbuizen, die sinds 1980 wordt waargenomen. Bij het meetnetontwerp is eerst gedaan alsof er nog geen gegevens bekend waren. De meetdoelstelling is afgeleid uit de verdrogingsrelatie die voor het terrein is opgesteld (Gieske en Runhaar, 1994). Toepassen van de in dit rapport beschreven methode leidde tot een meetnet bestaande uit twee meetpunten per deelgebied (er zijn drie deelgebieden onderscheiden). Wanneer gebruik wordt gemaakt van de reeds bekende meetgegevens blijkt dat het meetnet geoptimaliseerd kan worden tot één meetpunt per deelgebied. Bij het optimaliseren van het meetnet moet van bestaande meetpunten gebruik gemaakt worden om continuïteit van de meetreeksen te waarborgen.

Bij bewerking van de bestaande meetreeksen bleek dat in twee van deze reeksen de grondwaterstand significant gedaald is sinds het begin van de meetperiode, en dat de daling van het ruimtelijke gemiddelde van het betreffende deelgebied ook significant is.

Bij het ontwerpen van een meetnet voor grondwaterkwaliteit voor de Veenkampen moest een meetdoelstelling aangenomen worden. Ook moesten schattingen gemaakt worden van de temporele en ruimtelijke variabiliteit. Gebaseerd op deze aannamen bleek dat het aantal meetpunten per deelgebied verhoogd zou moeten worden van één naar twee, en de meetfrequentie teruggebracht kan worden van twee keer per jaar naar één keer per jaar.

Uit de analyse van de reeds verzamelde gegevens bleek dat in een deelgebied, waar door middel van drains calciumrijk water wordt toegevoerd, het Ca-gehalte op 60 cm diepte - in tegenstelling tot hetgeen beoogd wordt - significant afneemt.

Voor het ontwerpen van een grondwaterstandsmeetnet zijn de benodigde statistische karakteristieken op grond van ervaring redelijk in te schatten. Dit geldt in mindere mate voor de grondwaterkwaliteits- en bodemvariabelen. Het verdient daarom aanbeveling om deze met behulp van literatuuronderzoek en het analyseren van bestaande datasets nader te kwantificeren.

Leeswijzer

De methodiek is beschreven in hoofdstuk 1 van dit rapport, de technische uitwerking ervan in hoofdstuk 2. De toepassing van de methode op enkele datasets uit natuurterreinen is beschreven in hoofdstuk 3. Dit hoofdstuk bevelen wij van harte aan bij minder statistisch bedrevenen, omdat het, hopen wij, verduidelijkt hoe de formules uit hoofdstuk 2 kunnen worden toegepast. Hoofdstuk 4 beschrijft de conclusies en aanbevelingen.

Summary

Introduction

This report was compiled within the framework of the National Research Programme on Dehydration, theme 15. Dehydration is here defined as the effect of water shortage on aquatic and wet terrestrial ecosystems. Theme 15 aims at initiating the formulation of a standard dehydration measuring protocol, for assessing the efficacy of anti-dehydration measures.

Standard Dehydration Measuring Protocol

The standard measuring protocol for dehydration is described in the NOV report Standard Dehydration Measuring Protocol: preliminary guidelines for monitoring of anti-dehydration projects (Kemmers, et al., 1995). The design of a measuring network and the analysis of data are so specific, that they are described in the present, separate NOV report. In addition to these two main reports, three working documents have been produced for theme 15, containing the current experience with anti-dehydration projects, guidelines for monitoring vegetation and guidelines for data storage and exchange.

The NOV report by Kemmers et al. describes the approach of the measuring protocol, the current practice of monitoring in a number of nature reserves, a recommended way of monitoring vegetation and plant species, the variables that should be monitored - subdivided into several packages (whose detail depends on the measuring goals), sampling and sample treatment, network design, and the analysis, storage and exchange of data.

Network design and analysis of data

The present report concentrates on the description of the measuring network design and the analysis of data. The methodology is based on the assumption that permanent changes in time of the variable to be monitored (e.g. the Mean Spring Groundwater Level, the Ca or Cl contents, the Ca-CEC) must be determined. The network design should enable significant changes within pre-selected boundaries to be determined with minimum measuring effort.

To ascertain whether there is a statistically significant difference in the value of a variable in time, the spatial average of that variable is used. The significance of the difference is ascertained using the variability (the standard deviation) of the variable in space and in time. In order to determine the standard deviation the correlation between the measurements in space and in time must be known. For example, groundwater levels are very variable in time, but may be strongly correlated in a coarse aquifer with controlled surface water levels. Soil data may be very variable in space, but less so in time.

The network design is based on the measuring objectives, which must be formulated in terms of the desired detectable change in the average value of the variable. Establishing the desired reliability for determining this change enables the maximum acceptable standard deviation to be determined. A nature reserve manager may, for example, decide that the MSGL in a certain part of the terrain should be raised by 20 cm. In order to determine whether this objective is met, the network must be designed so that the standard deviation of the difference in time is less than $20/1.65 = 12$ cm (assuming a reliability of 90%). The measuring objective can also be derived from national policy, which aims at achieving a 25 % reduction of the area of the Netherlands affected by dehydration in 2000, with respect to the area in 1985. Once a

dehydration relation has been established (Rolf et al, 1993), the change to be detected can be derived from the difference between the groundwater levels in the fully parched and the reference (unparched) situation.

Given the desired standard deviation, the formulas presented in this report enable the number of monitoring locations and/or the sampling frequency required to be calculated.

Analysis of data

The data are usually some form of time series, as a change in time must be established. The time series can be of high frequency (e.g. groundwater levels) or of low frequency (e.g. water quality data). Measurements taken at only a few moments in time and at arbitrary locations (e.g. soil data) are considered to be non-time series in this report.

The procedures for analysing high and low frequency data are very similar; first the difference in time between one- or two-year averages is determined for each monitoring location and then the average change for a larger area is determined by averaging the changes per location. The analysis of high and low frequency time series differs in the pre-processing of the time series; high frequency time series allow for a better determination of the statistical characteristics of the data. In low frequency time series these characteristics often have to be estimated from available data, from literature or by expert judgment.

In the case of 'non-time series' it is not possible to determine the average change of a variable for an area by averaging the difference in time per location. The data must therefore be averaged for selected areas, and then the difference in time can be established.

Application to two nature reserves

The methodology described in this report has been applied to groundwater level data in the Reitma, a wet meadow reserve in the valley of a small brook, the Elperstroom, and to water quality data (Ca and Cl contents, EC) and soil characteristics (Ca-CEC) in the Veenkampen nature restoration area near Wageningen.

In the Reitma, groundwater levels have been monitored in 9 shallow wells since 1980. When the network was designed, these data were initially. The measuring objective was derived from the dehydration relation determined for the terrain (Gieske and Runhaar, 1994). Application of the methodology described in this report led to a network consisting of two monitoring locations per subarea (the terrain was subdivided into three). When the available data were used it appeared that it is sufficient to have one monitoring location per subarea. When optimizing the monitoring network, existing locations should be used to guarantee continuity of the time series.

Analysis of the data showed that in two locations the groundwater level has fallen significantly since 1980. The average change in this subarea is also statistically significant.

When designing a monitoring network for groundwater quality in the Veenkampen a measuring objective had to be assumed. The temporary and spatial variability also had to be estimated. Based on these assumptions it was found that the number of monitoring locations per subarea should be increased from one to two, and the monitoring frequency could be decreased from twice to once a year.

Analysis of the data showed that in the part of the terrain supplied with calcium-rich water from drains, the Ca content decreases significantly at 60 cm depth; this is opposite to what is aimed for.

Contents of the report

The methodology is described in chapter 1 and the technical elaboration is given in chapter 2. The application of the method to a few data sets from nature reserves is described in chapter 3. We recommend this chapter to readers who do not have an extensive knowledge of statistics, as it clarifies the application of the formulas of chapter 2. Chapter 4 presents the conclusions and recommendations.

1 RICHTLIJNEN MEETNETONTWERP EN ANALYSE MEETGEGEVENS

1.1 Inleiding

In dit rapport wordt een methode gepresenteerd voor het inrichten van een meetnet ter evaluatie van het effect van anti-verdrogingsmaatregelen in natuurterreinen. Aspecten die aan de orde komen zijn het aantal benodigde meetpunten, de meetfrequentie en de analyse van de verzamelde gegevens. Dit rapport maakt deel uit van het project 'Ontwikkeling van een standaardmeetprotocol verdroging', dat valt onder thema 15 van het Nationaal Onderzoeksprogramma Verdroging. Het kader voor dit rapport wordt gevormd door (Kemmers, et al, 1995). Hierin worden o.m. richtlijnen gegeven voor de keuze van de te monitoren variabelen.

Bij het vaststellen van richtlijnen voor het inrichten van een meetnet gaan we er vanuit dat er een (zeer) 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 monitoring systeem gewenst is, ook zonder meer uit de waarnemingen bepaald kan worden. Om de ontwerpprocedure algemeen en op grote schaal toepasbaar te laten zijn, is het onontkoombaar om ten aanzien van de bepaling van de relevante statistische eigenschappen een pragmatische benadering te kiezen.

De doelstelling van het te ontwerpen monitoringsysteem is het kunnen vaststellen van een blijvende verandering van de te monitoren variabele in de tijd. Het meetnetontwerp dient zodanig te zijn dat deze verandering binnen tevoren gekozen grenzen significant kan worden vastgesteld met een zo gering mogelijke meetinspanning. De meetinspanning laat zich hier vertalen als het aantal monsterpunten in de ruimte en het aantal monsternames in de tijd. De benodigde meetinspanning zal sterk afhangen van de variabiliteit van de variabele. Hierbij dient onderscheid te worden gemaakt tussen variabiliteit in de ruimte en variabiliteit in de tijd. Zo zal bijvoorbeeld de grondwaterstijghoogte in een goed doorlatend zandpakket een sterke ruimtelijk samenhang vertonen (geringe ruimtelijk variabiliteit) terwijl de temporele variabiliteit als gevolg van de meteorologische omstandigheden groot kan zijn. Voor veel in de bodem en het grondwater aanwezige stoffen geldt het omgekeerde; de variabiliteit in de ruimte is in het algemeen groot, terwijl de temporele variatie gering kan zijn.

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 een kental dat representatief wordt geacht voor het gedrag van de te monitoren variabele. In dit rapport wordt het ruimtelijk gemiddelde genomen als een representatieve waarde. Dit ruimtelijke gemiddelde is een schatting voor het ruimtelijke niveau van de te monitoren variabele.

Een tweede uitgangspunt is dat we 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.

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. Stel dat een variabele $z_{x,y,t}$ een functie is van de ruimtelijke coördinaten x en y en de tijd t . Deze variabele wordt gemeten op N locaties $(x_1, y_1), \dots, (x_N, y_N)$ en op M tijdstippen $t_1, \dots, t_M$. Dan kan het ruimtelijke gemiddelde op tijdstip t_j worden geschat volgens:

$$\bar{z}_{t_j} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N z_{x_i, y_i, t_j} \quad (1)$$

Voor het tijdsgemiddelde op een locatie (x_i, y_i) geldt:

$$\bar{z}_{x_i, y_i} = \frac{1}{M} \sum_{j=1}^M z_{x_i, y_i, t_j} \quad (2)$$

Waardebereik

Als kental voor het waardebereik van een variabele wordt de variantie gebruikt. Evenals bij het gemiddelde wordt onderscheid gemaakt in ruimtelijk variantie en tijdsvariantie. Deze kunnen worden geschat met respectievelijk:

$$\sigma^2_{t_j} = \frac{1}{N-1} \sum_{i=1}^N (z_{x_i, y_i, t_j} - \bar{z}_{t_j})^2 \quad (3)$$

en

$$\sigma^2_{x_i, y_i} = \frac{1}{M-1} \sum_{j=1}^M (z_{x_i, y_i, t_j} - \bar{z}_{x_i, y_i})^2 \quad (4)$$

In feite geven de formules (3) en (4) niets anders dan het gemiddelde kwadratische verschil tussen de individuele waarnemingen en het gemiddelde. 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. Voor mathematische bewerkingen is het vaak handiger in termen van varianties te werken. Voor de praktische interpretatie (bv. betrouwbaarheidbanden) is de standaardafwijking een meer inzichtelijk kental. In dit rapport zullen beide termen worden gebruikt.

Samenhang

Naast het niveau en het waardebereik is ook een kental voor de samenhang tussen punten in de ruimte en in de tijd noodzakelijk. Immers deze samenhang bepaalt in hoeverre meetwaarden van een bepaalde locatie en op een bepaalde tijd informatie bevat over andere locaties 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. We zullen er dan ook binnen het kader van dit rapport geen uitgebreide uiteenzetting over geven. Stel dat er van de variabele P paren waarnemingen beschikbaar zijn met een onderlinge afstand d . Onder een aantal aannamen die hier niet worden besproken kan de ruimtelijke co-variantie worden bepaald met:

$$Vt_j(d) = \frac{1}{P-1} \sum_{i=1}^P [(Zx_r \gamma_r t_j - \bar{Z}t_j) * (\bar{Z}x_r \gamma_r t_j - \bar{Z}t_j)] \quad (5)$$

Hierin zijn hebben de paren (x_r, γ_r) en (x_j, γ_j) een onderlinge afstand d . De co-variantie is dus een functie van de afstand d . In de praktijk zullen er nooit voldoende punten paren beschikbaar zijn om de co-variantie volgens (5) te kunnen schatten. Daarom wordt de co-variantie meestal niet berekend voor een afstand, maar voor de gemiddelde afstand binnen een interval.

Overeenkomstig (5) kan de tijds co-variantie worden bepaald met:

$$\gamma_{x_r \gamma_j}(k) = \frac{1}{K-1} \sum_{j=1}^k [(Zx_r \gamma_r t_j - \bar{Z}x_r \gamma_r) * (Zx_r \gamma_r t_j - \bar{Z}x_r \gamma_r)] \quad (6)$$

Met (6) is aangenomen dat er K waarnemingen paren in de tijd zijn met een onderling tijdsinterval k . De co-variantie in de tijd is dus een functie van het tijdsinterval.

Meestal wordt er niet gewerkt met de co-variantie zelf maar met een daaraan gerelateerde grootheid. Een veel gebruikt kental is de correlatie. In feite is dit de geschaalde co-variantie, zodanig dat een maximale samenhang in absolute waarde gelijk is aan 1 en het ontbreken van samenhang gelijk is aan 0. De schaal voor de samenhang loopt dus van 0 tot 1. De correlatie worden bepaald door de co-varianties te delen door de variantie. Voor de tijd en ruimtelijke correlatie betekend dit resp.:

$$\rho_{x_r \gamma_j}(k) = \frac{Vx_r \gamma_j(k)}{\sigma^2 x_r \gamma_j} \quad \rho t_j(d) = \frac{Vt_j(d)}{\sigma^2 t_j} \quad (7)$$

Voor de ruimtelijke samenhang wordt ook vaak het semi-variogram gebruikt als kental. Dit is gegeven door:

$$\gamma t_j(d) = (1 - \rho t_j(d) * \sigma^2 t_j) \quad (8)$$

In verband met de leesbaarheid van de formules is er in de rest van dit rapport gestreefd naar een zo eenvoudig mogelijke notatie. Dit houdt in dat indices zullen worden weggelaten daar waar ze de niet noodzakelijk zijn voor het begrip.

De boven gegeven kentallen hebben alle betrekking op één variabele die een functie is van de ruimte en de tijd. Om onderscheid te maken met statistische kentallen tussen meerdere variabelen zou formeel het voorvoegsel "auto" gebruikt moeten worden (dus auto co-variantie, auto-correlatie). Voor de kentallen tussen verschillende variabelen wordt het voorvoegsel "kruis" gebruikt. Aangezien er in dit rapport uitsluitend één enkele variabele wordt beschouwd is het voorvoegsel "auto" achterwege gelaten.

Bij de in dit rapport gepresenteerde aanpak, wordt er rekening mee gehouden dat er niet voldoende waarnemingen voor handen zijn om de bovengenoemde statistische kentallen uit te rekenen. Derhalve is de aanpak gebaseerd op kentallen die ook zonder voldoende waarnemingen grofweg geschat kunnen worden. Het minimum dat een gebruiker dient te schatten is:

- het ruimtelijk en tijdsgemiddelde van de variabele. Deze kentallen spreken voor zichzelf.
- de ruimtelijke en tijdsvariantie (standaardafwijking). 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.
- de ruimtelijke en tijdsvariantie. Het zal in de praktijk vrijwel altijd onmogelijk zijn op basis van waarnemingen de correlatie als functie van de tijd en/of de ruimte uit te rekenen. Ook een schatting van de volledige functies is meestal zeer moeilijk. Daarom wordt het begrip correlatielengte geïntroduceerd. De correlatielengte (in de ruimte of in de tijd) geeft het kleinste interval (in de ruimte of in de tijd) aan waarbij de variabele geen samenhang meer vertoont. Met andere woorden voor grotere intervallen dan de correlatielengte is de correlatie gelijk aan 0. Voorts is de maximum correlatie per definitie gelijk aan 1 bij een interval 0. In gevallen waar geen dominante periodiciteit optreedt (i.h.a. de ruimtelijke processen en de trage tijdsprocessen) kan een lineair verband worden aangenomen voor intervallen kleiner dan de correlatielengte. Voor periodieke signalen (snellere tijdsprocessen) zijn doorgaans wel voldoende waarnemingen om een periodieke correlatiefunctie te schatten.

De correlatielengte komt in termen van variogrammen overeen met de "range".

De bovengenoemde schattingen van de kentallen zijn zeer grof. Indien er in voorkomende gevallen wel voldoende gegevens zijn om alle gewenste statistieken uit te rekenen, kunnen ook meer geavanceerde methoden worden gebruikt dan in dit rapport 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.

Typen variabelen

Het is om praktische redenen zinvol drie verschillende typen variabelen te onderscheiden naar de aard van het waarnemingsmateriaal: hoogfrequente tijdreeksen, laagfrequente tijdreeksen en "niet-tijdreeksen".

1. Hoogfrequente tijdreeksvariabelen zijn variabelen die met min of meer regelmatige intervallen telkens op de dezelfde locatie 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 stijghoogte in een peilfilter. Het merendeel van de hoogfrequente tijdreeksen heeft betrekking op variabelen die een grote temporele variabiliteit hebben.

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 locatie een waarneming te herhalen.

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.

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 locaties) 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.

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. 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. 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 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 lange meetperiode te detecteren is.

1.2 Opzet meetnetontwerpprocedure

In deze paragraaf wordt de meetnetontwerpprocedure in globale termen weergegeven. In de paragraaf hierna wordt dieper op de individuele stappen ingegaan.

1.2.1 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.

1.2.2 Onderscheid hoogfrequente tijdreeks, laagfrequente tijdreeks 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 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 locatie. 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, omdat deze benadering niet gevoelig is voor een eventueel aanwezig tijdsinvariant ruimtelijk patroon. Dit betekent dat indien het waarnemingsmateriaal het toelaat voor de tijdreeksbenadering gekozen moet worden.

Voor de interpretatie van de onzekerheden in termen van betrouwbaarheidsintervallen is voordelig dat de te monitoren variabele normaal verdeeld is. Indien er over de te monitoren variabele voldoende informatie bekend is, (uit metingen dan wel uit de literatuur) is een transformatie naar een normale verdeling aan te bevelen, bijvoorbeeld door de logaritme van de waarnemingen te nemen van concentraties van in het grondwater aanwezige stoffen.

1.2.3 Bepaling het ruimtelijke gemiddeld verschil per deelgebied

Zoals in het voorgaande reeds is gesteld, wordt voor de hoog- en laagfrequente tijdreeksen eerst per locatie de verandering in de tijd in beschouwing genomen voordat een ruimtelijk gemiddeld verschil wordt bepaald. Voor de niet-tijdreeksen is deze volgorde noodgedwongen anders om.

1.3 Tijdreeksen

1.3.1 Bepaling van een verschilwaarde per meetlocatie

Het essentiële verschil tussen hoog- en laagfrequente tijdreeksen is dat in het eerste geval volgens de normale statistische regels eigenschappen als variantie en tijdscorelatie kunnen worden afgeleid uit waarnemingen. Voor laagfrequente tijdreeksen is dit niet mogelijk.

Voor het vaststellen van een blijvende trend zijn twee aspecten van belang. In de eerste plaats moet worden vastgesteld of het verschil tussen twee tijdstippen significant is. Hierbij dient te worden opgemerkt dat met name voor snel variërende variabelen, zoals de freatische grondwaterstand, het niet zozeer gaat om de vraag of de individuele waarnemingen verschillen, maar veel meer of de gemiddelde waarde in de loop van de tijd verandert. In de tweede plaats moet de vraag beantwoord worden of dit significante verschil ook "blijvend" is. Met andere woorden past het verschil niet in de "normale" variatie van de te monitoren variabele. Indien de meetperiode te kort is ten opzichte van de tijdscorelatielengte van de variabele is het in het algemeen niet mogelijk vast te stellen of het geconstateerde verschil blijvend is!

In figuur 1 zijn twee tijdreeksen gegeven van variabelen. Bij tijdreeks A is de tijdscorelatielengte kort ten opzichte van de meetperiode en bij tijdreeks B is de correlatielengte lang. Het verschil in gemiddeld niveau bij tijdreeks A kan duidelijk worden vastgesteld. Daarentegen is het binnen de meetperiode niet mogelijk om bij tijdreeks B vast te stellen of er sprake is van een blijvende verandering dan wel van een trage variatie.

Hoogfrequente tijdreeksen

Voor hoogfrequente tijdreeksen kan in analogie met de MBI-verdrogings procedure het tweejaarlijk voortschrijdend gemiddelde van de tijdreeks worden bepaald. Hiermee kan worden bepaald of de gemiddelde waarde van de eerste periode van twee jaar verschilt van die van de tweede periode. Als we bijvoorbeeld beschikken over waarnemingen in de periode 1988 tot 1994, kunnen we het gemiddelde over de jaren 1988/1989 vergelijken met het gemiddelde over de jaren 1993/1994.

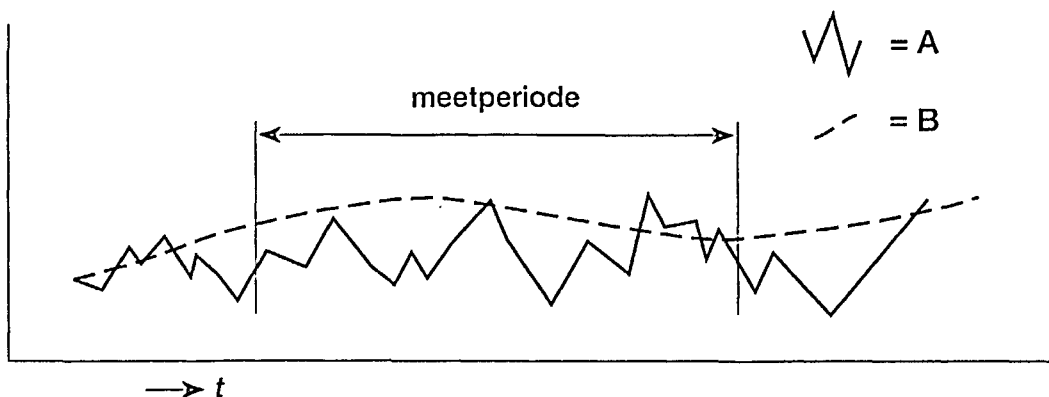
Om een uitspraak te doen over de vraag of het verschil blijvend is worden de verschillen geanalyseerd tussen de originele metingen en het voortschrijdend gemiddelde. Deze verschillen, die een "verschilreeks" vormen, zijn namelijk bepalend voor:

1. hoe goed het "echte" gemiddelde¹ in het midden van de periode met het voortschrijdend gemiddelde kan worden benaderd, en
2. welke verschillen in het gemiddelde tussen twee perioden nog detecteerbaar zijn.

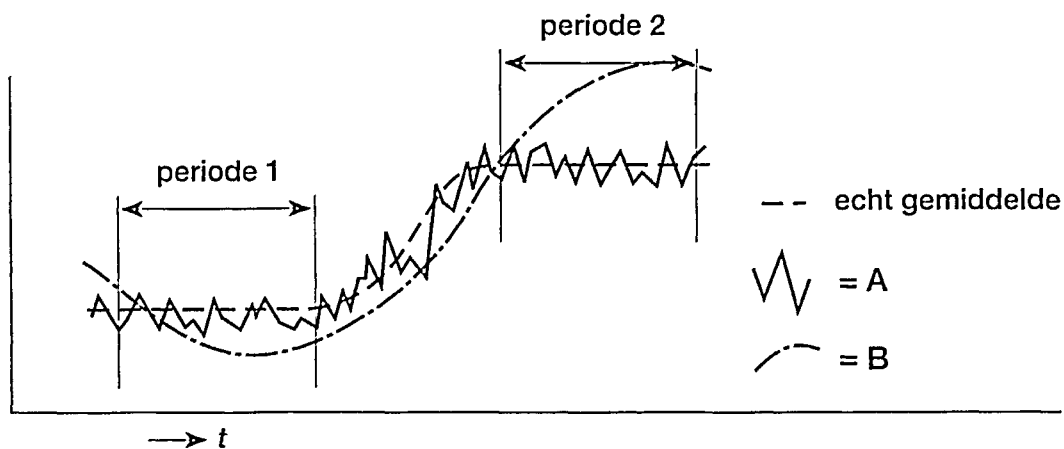
¹ Feitelijk de verwachtingswaarde van het proces in het midden van het beschouwde tijdsinterval. Deze verwachtingswaarde is een functie van de tijd.

In figuur 2 zijn als voorbeeld twee reeksen gegeven met dezelfde blijvende verandering in het echte gemiddelde (streep-lijn). Het zal duidelijk zijn dat in het geval van een lage tijdscorelatie en een kleine variantie (reeks A) een betere schatting van het echte gemiddelde is te geven dan bij reeks B met een hoge tijdscorelatie en een grote variantie.

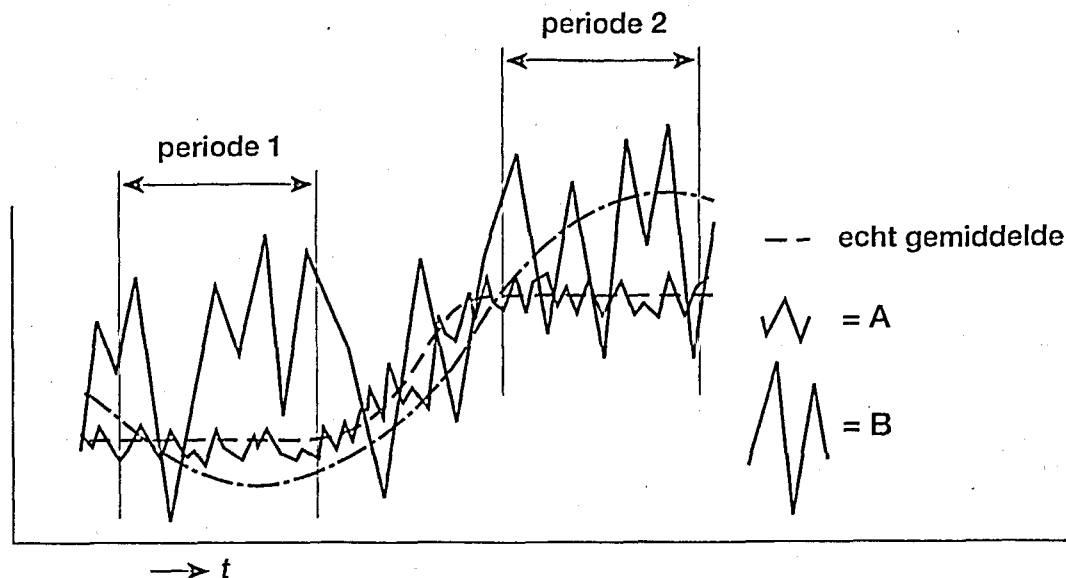
Als de meetperiode groter (minimaal 3 tot 4 keer) is dan de tijdscorelatielengte van de "verschilreeks" is de standaardafwijking van de "verschilreeks" maatgevend of er sprake is van een blijvende verandering of niet. In figuur 3 zijn twee tijdreeksen gegeven, met dezelfde blijvende verandering in het echte gemiddelde. De reeks B heeft een grotere standaardafwijking dan reeks A. Bij reeks A zal een blijvende verandering beter gedetecteerd kunnen worden.



Figuur 1. Tijdreeksen met een korte (A) en lange (B) tijdscorelatielengte t.o.v. de meetperiode.



Figuur 2. Twee reeksen met dezelfde verandering in het echte gemiddelde, maar met lage tijdscorelatie en kleine variantie (reeks A) en met hoge tijdscorelatie en grote variantie (reeks B).



Figuur 3. Twee reeksen met dezelfde verandering in het echte gemiddelde en lage tijdscorelatie, maar met een kleine variantie (reeks A) en met een grote variantie (reeks B).

In een aantal gevallen kan een deel van de tijdsfluctuatie worden verklaard met behulp van andere objectief gemeten grootheden. Zo kan een groot deel van de grondwaterstands fluctuatie worden verklaard met behulp van meteorologische gegevens. Door eerst de objectief gemeten verklarende variabele te gebruiken om de te monitoren variabele te "corrigeren", wordt de tijdsvariatie en vaak ook de tijdscorelatie gereduceerd. Hierdoor wordt het onderscheidend vermogen om te constateren of een verschil blijvend is of niet verbeterd.

Eventuele meetfouten worden in dit geval gezien als onafhankelijke variaties in de tijd, en worden als zodanig impliciet in de beschouwing meegenomen.

De benodigde meetfrequentie bij hoogfrequente tijdreeksen is vooral afhankelijk van de nauwkeurigheid waarmee de gemiddelde waarde over de periode van twee jaar kan worden bepaald.

Bij hoogfrequente tijdreeksen nemen we aan dat de tijdscorelatielengte kleiner is dan het tijdsinterval tussen de twee perioden. Als dit in uitzonderingsgevallen niet het geval is kunnen de overeenkomstige formules van laagfrequente tijdreeksen worden gebruikt.

Om een uitspraak te doen over de significantie van het verschil tussen de gemiddelden van twee perioden, wordt de standaardafwijking van dit verschil gebruikt. 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 meetreeksen (tijdscorelatie en tijdsvariantie) en het aantal waarnemingen binnen de respectievelijke perioden. Hiermee is dus een verband gelegd tussen de detectie van een blijvend verschil en de meetfrequentie. Voor elke meetlocatie wordt een verschil en de daarbijbehorende standaardafwijking bepaald.

Laagfrequente tijdreeksen

Voor de laagfrequente tijdreeksen wordt in grote lijnen dezelfde procedure gevolgd als bij de

hoogfrequente reeksen. Hierbij wordt echter (noodgedwongen) het verschil tussen twee meet-tijdstippen beschouwd. Of dit verschil significant is hangt uitsluitend af van de orde van grootte van de meetfout. Op grond van alleen de waarnemingen kan niet worden besloten of het verschil blijvend is. Indien er uit andere bronnen (ervaring of literatuur) informatie bekend is over de tijdsvariatie en de tijdsrelatie van het te monitoren proces kan analoog aan de hoogfrequente reeksen een afschatting worden gemaakt of het verschil al dan niet in het "normale" beeld past van de tijdsvariatie.

1.3.2 Bepaling van ruimtelijk gemiddelde

Het voorgaande resulteert in een verschilwaarde op een beperkt aantal punten in het deelgebied. Met elke verschilwaarde correspondeert een standaardafwijking die een maat geeft voor het interval waarbinnen de "echte" blijvende verandering zich zal bevinden. Deze standaardafwijking is afhankelijk van de natuurlijke tijdsfluctuaties in de te monitoren variabele, de meetfrequentie en de "pure" meetfout. De verschillen worden gezien als onzekere gegevens met de standaardafwijking als maat voor de onzekerheid. In feite worden de verschillen dus gezien als "waarnemingen" van de trend in de tijd terwijl de corresponderende standaardafwijkingen als maat gelden voor de "meetfouten". Deze meetfouten bevatten dus veel meer dan alleen "pure" meetfouten. De meetfout staat echter volledig los van de onzekerheden als gevolg van de ruimtelijke variabiliteit.

Met de verschillen kan het ruimtelijk gemiddelde worden berekend. De standaardafwijking van dit ruimtelijk gemiddelde is de maat voor het onderscheidend vermogen of er wel of geen blijvende verandering is opgetreden. Het spreekt voor zich dat deze standaardafwijking in grote mate zal afhangen van de ruimtelijke variantie en ruimtelijke correlatie van de te monitoren variabele. Omdat er van uitgegaan kan worden dat er veel te weinig punten in de ruimte worden waargenomen om de ruimtelijke variantie en correlatie acceptabel te kunnen schatten wordt de volgende pragmatische aanpak voorgesteld:

1. Schat op basis van (eco)hydrologisch inzicht de standaardafwijking van de te monitoren variabele (of in elk geval een "logisch" waardebereik). Mogelijk is deze stap op basis van literatuur en proeflocaties in de vorm van tabellen te standaardiseren.
2. Deel de te monitoren variabele in één van de drie klassen van ruimtelijk samenhang (onafhankelijk, grote ruimtelijke samenhang en gemiddelde ruimtelijk samenhang), of schat een ruimtelijke correlatiefunctie
3. Bepaal de relatie tussen de standaardafwijking van het berekend gemiddelde per deelgebied en het aantal meetpunten.

Het tweede punt verdient enige nadere toelichting. Er is voor gekozen om de ruimtelijke correlatie expliciet mee te nemen en niet uit te gaan van het principe van een aselechte steekproef. De belangrijkste reden voor deze keuze is dat bestaande meetpunten meestal niet aselekt zijn gekozen en dat het lang niet altijd mogelijk is nieuwe meetpunten aselekt te kiezen². Bovendien kan met de gekozen aanpak op een globale wijze materie kennis eenvoudiger worden ingebracht. Bij de indeling gaat het niet om de absolute waarde van de ruimtelijke correlatielengte

² Volgens Brus (1993) is de klassieke steekproefbenadering ook bij variabelen met een sterke ruimtelijke samenhang valide.

maar om hoe deze lengte zich verhoudt tot de deelgebiedsgrootte en de gemiddelde meetpuntsafstand.

Onafhankelijke waarnemingen

De waarnemingen kunnen als onafhankelijk worden beschouwd als de ruimtelijk correlatielengte (range van het variogram) kleiner is dan de afstand tussen de meetpunten. In dit geval mogen de waarnemingen gezien worden als een onafhankelijke trekking en kunnen de uit de statistiek bekende formules worden toegepast.

Grote ruimtelijke samenhang

Indien de ruimtelijk correlatielengte groot is ten opzichte van het deelgebied, heeft de te monitoren variabele in feite overal in het deelgebied dezelfde waarde. Het aantal benodigde waarnemingen is dan uitsluitend afhankelijk van de "meetfout" van de verschilwaarde.

Gemiddelde ruimtelijke samenhang

In het geval dat de ruimtelijke correlatielengte in dezelfde orde van grootte ligt als de grootte van het deelgebied, kan eventueel een reductie plaatsvinden van het aantal meetpunten ten opzichte van de onafhankelijke waarnemingen. In tegenstelling tot de beide andere klassen is de plaatsing van de meetpunten meer kritisch. Deze zouden zo mogelijk minimaal éénmaal de ruimtelijk correlatielengte uit elkaar moeten liggen.

1.4 Niet-tijdreeksen

1.4.1 Correctie voor een deterministische ruimtelijk trendvlak

In sommige gevallen kan er een tevoren bekend tijdinvariant ruimtelijk trendvlak in de te monitoren variabele aanwezig zijn. Als zonder meer eerst het ruimtelijk gemiddelde en de corresponderende standaardafwijking worden berekend, komt een dergelijke ruimtelijke trend naar voren in de ruimtelijke variantie van de te monitoren variabele. Het is daarom aanbevelenswaard om, indien er over een ruimtelijke trend voldoende ecohydrologisch inzicht aanwezig is, hiermee expliciet rekening te houden door alle meetwaarden ten opzichte van dit deterministische ruimtelijk trendvlak te beschouwen.

Als voorbeeld is in figuur 4 aangenomen dat het voorkomen van een bepaalde vegetatietype exponentieel afneemt met de afstand (d) tot een waterloop. Figuur 4 geeft waarnemingen voor twee tijdstippen. Als voor beide tijdstippen het gemiddelde wordt bepaald en vervolgens het verschil tussen deze gemiddelden zal het duidelijk zijn dat het onderscheidend vermogen niet groot is. Beschouwen we daarentegen de waarnemingen ten opzichte van het exponentiële trendvlak (figuur 5) dan wordt het onderscheidend vermogen veel groter. Het ruimtelijke trendvlak staat geheel los van een eventuele trend in de tijd!

1.4.2 Bepalen van het ruimtelijk gemiddelde per deelgebied

De bepaling van ruimtelijk gemiddelde met de corresponderende standaardafwijking loopt geheel analoog aan de procedure die is beschreven bij de tijdreeks benadering. Meetfouten worden in dit geval meegenomen als een ruimtelijk proces. Er kan weer onderscheid gemaakt

worden in ruimtelijk onafhankelijke, gemiddeld samenhangende en sterk samenhangende variabelen. De standaardafwijking is de maat voor de onzekerheid waarmee het ruimtelijk gemiddelde is bepaald. Het zal duidelijk zijn dat deze standaardafwijking een directe relatie heeft met het aantal meetlocaties in de ruimte.

1.4.3 Bepaling van een verschilwaarde per deelgebied

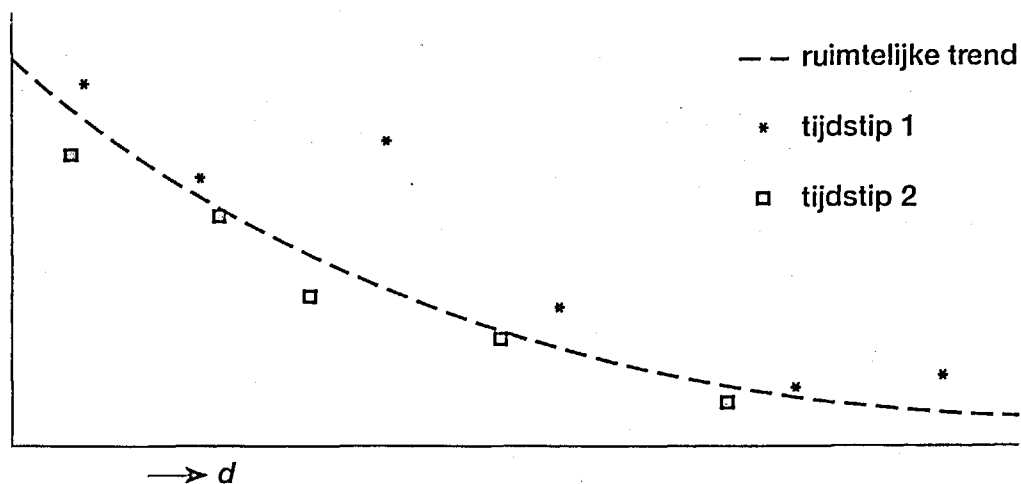
Om de veranderingen van het ruimtelijk gemiddelde in de tijd te evalueren kan dezelfde procedure worden gevolgd als beschreven bij de tijdreeksen. De onzekerheid in het ruimtelijk gemiddelde wordt hierbij meegenomen als "meetfout".

1.5 Aggregatie voor het hele gebied

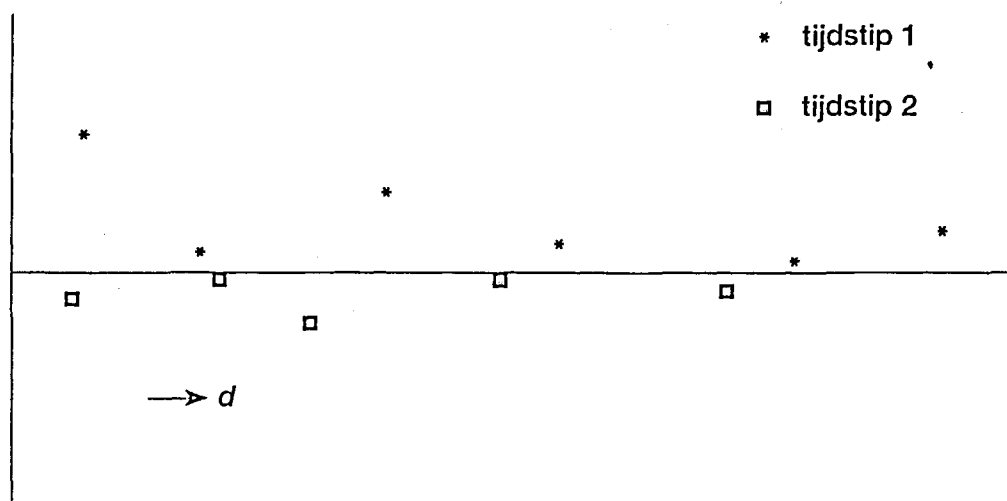
Tot dusver is de te monitoren variabele alleen per deelgebied beschouwd. Per deelgebied is er een ruimtelijk gemiddeld verschil berekend over een bepaald tijdsinterval, met de daarmee corresponderende standaardafwijking. Dit kan worden geïnterpreteerd als voor elk deelgebied een schatting van de (blijvende) verandering in de waarde van de te monitoren variabele, met de standaardafwijking van de schattingsfout. De laatste stap is nu om de verschillende deelgebieden te aggregeren. De meest simpele methode hiervoor is om het gewogen gemiddelde van de verschilwaarden te nemen. De wegingsfactoren zijn evenredig met het oppervlak van de deelgebieden. Ook voor het bepalen van de onzekerheid in de geaggregeerde waarde dient te worden gewogen evenredig met de oppervlakken van de deelgebieden.

Het uiteindelijke resultaat is dus:

1. Eén waarde voor het hele gebied die een schatting geeft van de verandering van de te monitoren variabele over een bepaald tijdsinterval.
2. Een standaardafwijking als maat voor de kans dat de geschatte verandering ook blijvend is.
3. Indien de tijdsrelatie structuur niet toelaat uitspraken te doen of de geschatte verandering blijvend is, kan eventueel ook een standaardafwijking worden gegeven als maat voor de significantie van het geschatte verschil.



Figuur 4. Meetgegevens met een deterministische ruimtelijke trend.



Figuur 5. Meetgegevens gecorrigeerd voor een deterministische ruimtelijke trend.

1.6 Meetnetontwerp

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 monitingsysteem 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 hier beschreven procedure kan uit deze gewenste standaardafwijking het aantal meetpunten en de meetfrequentie worden afgeleid. Bij het feitelijke meetnet ontwerp zal men uiteraard zoveel mogelijk gebruik maken van reeds bestaande meetpunten.

Zoals al eerder is gesteld kan het in de praktijk voorkomen dat de gewenste standaardafwijking zo klein is dat er een onacceptabel aantal meetpunten in de ruimte nodig zou zijn. Bovendien kan de correlatiestructuur in de tijd zodanig zijn dat het niet mogelijk is gewenste nauwkeurigheid te halen. Bijvoorbeeld voor een traag verlopend proces (dus met een hoge tijds correlatie) en een grote tijdsvariantie is het onmogelijk in een korte periode ($\ll$ tijds correlatielengte) een verschil in het gemiddelde te detecteren dat klein is ten opzichte van de tijdsvariantie.

In voorkomende gevallen zal men gedwongen zijn de oorspronkelijke eisen bij te stellen. Dit kan door de gewenste standaardafwijking vergroten, en/of een langere periode nemen waarover het verschil bepaald wordt.

De bovenbeschreven procedure is gebaseerd op een minimale hoeveelheid informatie over de te monitoren variabele. Uit deze informatie worden de statistische eigenschappen berekend of geschat. In gevallen waar deze voorinformatie ontbreekt zal met de benodigde statistische eigenschappen uit vergelijkbare situaties en/of de literatuur moeten halen. Op basis hiervan wordt een initieel meetnet ontworpen dat nadat het enige tijd operationeel is bijgesteld kan worden met de dan beschikbare informatie.

2 Technische uitwerking

Het doel van dit hoofdstuk is de relatie tussen enerzijds de meetfrequentie en de meetnetdichtheid en anderzijds de standaardafwijking van de schattingsfout te kwantificeren. De activiteiten die achtereenvolgens moeten worden uitgevoerd zijn per type variabele behandeld. Voordat er onderscheid naar type wordt gemaakt worden eerst de algemene bewerkingen behandeld.

2.1 Algemene bewerkingen

a. Verdeel het gebied in deelgebieden aan de hand van inzicht.

Zoals al aangegeven in hoofdstuk 2 dient de stratificatie gebaseerd te zijn op deterministisch inzicht in het gedrag van de te monitoren variabele. De stratificatie is een vlakdekkende ruimtelijke onderverdeling. Binnen elk deelgebied dienen minimaal twee meetlocaties aanwezig te zijn. Dit zal voor de praktijk inhouden dat er meestal niet meer dan vier tot zes deelgebieden worden onderscheiden.

b. Transformatie naar een normale verdeling.

Voor de interpretatie van de standaardafwijkingen in termen van betrouwbaarheidsintervallen dient de te monitoren variabele normaal verdeeld te zijn. Indien bv uit de literatuur bekend is dat de te monitoren variabele niet normaal verdeeld is, kan eventueel een transformatie worden toegepast. Dit geldt met name voor variabele waarvan kan worden aangenomen dat ze bij benadering een log-normale verdeling hebben. Het meetnet wordt nu ontworpen op basis van de getransformeerde variabele. Om de standaardafwijkingen en intervallen te krijgen in termen van de originele variabele, worden deze teruggetransformeerd. Het gebruik van transformaties wordt hier verder bekend verondersteld. In de hiernavolgende paragrafen wordt geen aandacht meer gegeven aan eventuele transformaties.

c. Verwijderen van eventuele trend.

Indien er in de waarde van de te monitoren variabele een bepaald bekend verloop in de ruimte aanwezig is (trendvlak) kan dit op voorhand van de waarnemingen worden afgetrokken. De verdere analyse heeft dan betrekking op de verschillen tussen de waarnemingen en het trendvlak. Voorbeelden waarbij het onderkennen van een trendvlak zinvol kan zijn, zijn een regionale stroming van grondwater, of de verandering van bodemeigenschappen loodrecht op een waterloop. Indien een aanwezige trend niet op voorhand wordt verwijderd, zal de ruimtelijke variatie invloed hebben op de variogrammen. Dit speelt vooral een rol bij het type niet-tijdreeksen.

2.2 Hoogfrequente tijdreeksen

a. Bepaling van het voortschrijdend gemiddelde.

Het uitgangspunt is een variabele $z(t)$ die gedurende een aantal jaren is waargenomen met een constant meetinterval Δ .

De tijdreeks van waarnemingen wordt genoteerd als:

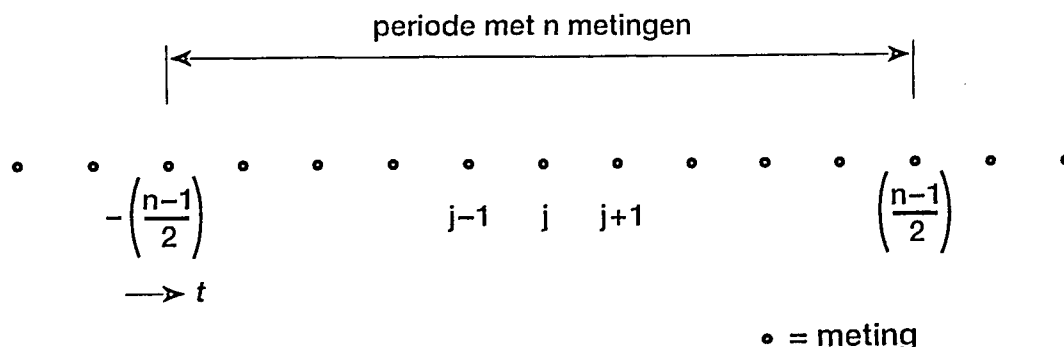
$$z_k = z(k \Delta) \quad k = 1, 2, \dots \quad (9)$$

Het voortschrijdend gemiddelde over een periode T_j met z_j als middelpunt kan worden bepaald met:

$$\bar{z}_j = \frac{1}{N} \sum_{i=-(n-1)/2}^{(n-1)/2} z(j+i) \quad (10)$$

Hierin is : $\bar{z}_j$ het voortschrijdende gemiddelde voor een periode met z_j als middelpunt, en n het aantal waarnemingen in die periode.

In figuur 6 zijn de symbolen uit vergelijking (10) toegelicht.



Figuur 6. Bepaling van het voortschrijdend gemiddelde.

Zoals eerder gesteld is de lengte van de totale meetperiode minimaal een aantal malen de tijds-correlatielengte. Het voortschrijdend gemiddelde over twee jaar wordt als maatgevend genomen. Dit betekent dus dat voor een maandelijkse meetfrequentie n gelijk is aan 25 (namelijk één jaar voor het tijdstip j en één jaar na het tijdstip j).

Indien er een bekende onafhankelijk gemeten tijdreeks aanwezig is, waarmee een deel van de natuurlijke variatie van de te monitoren variabele in de tijd kan worden verklaard, kan de temporele variabiliteit aanzienlijk worden beperkt door de relatie tussen de te monitoren variabele en de verklarende variabele via tijdreeksmodellering vast te leggen. Er wordt als het ware een correctie voor de natuurlijke omstandigheden toegepast. Een voorbeeld van een dergelijke

correctie is het reduceren van de variatie van de grondwaterstanden met behulp van meteorologische waarnemingen. De verdere analyses hebben dan betrekking op de "gecorrigeerde" reeks.

De volledige beschrijving van tijdreeks analyse valt buiten het kader van dit rapport. Een korte samenvatting is gegeven in bijlage 1.

b. Bepaling variantie en tijdsrelatie van de reeks.

Voor de verdere bewerkingen dienen de tijdsvariantie en de tijdsrelatie van de reeks bekend te zijn. Strikt genomen kunnen deze eigenschappen alleen uit de reeks worden berekend als de verwachtingswaarde (lees gemiddelde waarde) als functie van de tijd bekend is. Deze laatste is echter de eigenschap die we zoeken. Als we nu aannemen dat de samenhang op kleinere tijdschalen (minder dan één tot twee jaar) correspondeert met de tijdsrelatie en de samenhang over meerdere jaren met een verandering in de verwachtingswaarde kunnen we het voortschrijdend gemiddelde over twee jaren gebruiken als ruwe schatting voor het verloop van de verwachtingswaarde in de tijd. We kunnen nu het voortschrijdend gemiddelde van de oorspronkelijke reeks afgetrokken. Hierdoor wordt een eventuele trend verwijderd, zodat de statistische eigenschappen van de reeks beter bepaald kunnen worden.

$$z'_j = z_j - \bar{z}_j \quad (11)$$

Van deze "verschilreeks" wordt met de normale statistische formules de tijdsvariantie en de tijdsrelatiefunctie berekend (resp. $\sigma_{z'}^2$, en $\rho_{z'}(i\Delta)$). Deze tijdsvariantie en tijdsrelatie functie worden aangenomen gelijk te zijn aan die van de originele reeks. Derhalve worden deze variantie en correlatiefunctie verder genoteerd als σ_z^2 en $\rho_z(i\Delta)$. Hier zij opgemerkt dat de meetfouten impliciet in de variantie zijn meegenomen.

c. Bepaling van variantie van het gemiddelde.

Het doel is om met waarnemingen uit een periode van twee jaar een schatting te geven van de verwachtingswaarde van de te monitoren variabele gedurende die periode. Zoals hierboven al is opgemerkt kan als schatting hiervoor het gemiddelde van de waarnemingen over een periode $j1$ genomen worden (bv. twee jaar).

$$\bar{z}_{j1} = \frac{1}{N_{j1}} \sum_{i=i_0}^{n_{j1}} z(i_0 + i) \quad (12)$$

Hierin is n_{j1} het aantal waarnemingen binnen de periode $j1$ en i_0 is het tijdstip voorafgaande aan de periode $j1$.

Verg. (12) geeft een schatting voor het "echte gemiddelde" op het tijdstip $j1$ en zal dus verschillen van dit echte gemiddelde. Om vast te stellen of er een blijvende verandering is opgetreden is het noodzakelijk om de orde van grootte van dit verschil te kwantificeren. Een maat hiervoor is de variantie van het verschil tussen de schatting en het echte gemiddelde.

Deze variantie kan berekend worden door:

$$\sigma_z^2 = \frac{\sigma_z^2}{n^e} \quad (13)$$

Hierin is n^e het effectieve aantal waarnemingen binnen de periode van twee jaar. Dit effectieve aantal is gegeven door:

$$n^e = n_{j1} \cdot \left[1 + 2 \sum_{i=1}^{n_{j1}} (1-i/n_{j1}) \cdot |\rho(i\Delta)| \right]^{-1} \quad (14)$$

Uit deze formule blijkt dat bij afwezigheid van tijds correlatie het aantal effectieve waarnemingen gelijk is aan het aantal beschikbare waarnemingen. In het geval van een zeer hoge tijds correlatie nadert het effectieve aantal tot 1.

Zoals uit (13) en (14) blijkt is de variantie van de schatting voor het gemiddelde afhankelijk van de tijdsvariantie en tijds correlatiefunctie van de reeks en het aantal meetpunten binnen de periode $j1$ (meetfrequentie). In principe kan de variantie zoals met (13) en (14) wordt uitgerekend voor elke periode verschillend zijn. Echter we hebben verondersteld dat de tijdsvariantie en de tijds correlatiefunctie van de reeks voor alle perioden gelijk zijn. In dat geval is de variantie van de schatting van het gemiddelde alleen een functie van het aantal meetpunten in de periode $j1$. Feitelijk zou deze variantie dus een index $j1$ moeten hebben. We nemen hier aan dat twee perioden die met elkaar vergeleken worden (zie d.) het zelfde aantal waarnemingen bevatten. Derhalve laten we de index $j1$ in de notatie achterwege.

d. Bepaling standaardafwijking verschilwaarde.

Het verschil v tussen het gemiddelde van de periodes $j1$ en $j2$ is gegeven door

$$v = \bar{z}_{j1} - \bar{z}_{j2} \quad (15)$$

We nemen aan dat de twee periodes zover uit elkaar liggen dat ze als onafhankelijk beschouwd mogen worden. De standaardafwijking van het verschil is dan eenvoudig te bepalen met:

$$\sigma_v = \sqrt{2} \cdot \sigma_z \quad (16)$$

Hiermee is een directe relatie gelegd tussen de meetfrequentie en de standaardafwijking waarmee de verschilwaarde bepaald kan worden. Uit de formules blijkt verder dat naarmate de tijds correlaties kleiner en/of de periode langer het effectieve aantal toeneemt, waardoor de standaardafwijking afneemt.

Mocht het noodzakelijk zijn voor de periodes $j1$ en $j2$ met verschillende variantie te werken dan wordt (16):

$$\sigma_v = \sqrt{\sigma_{j1}^2 + \sigma_{j2}^2} \quad (17)$$

Of een verschil als significant beoordeeld moet worden hangt af van de grootte van het verschil v ten opzichte van de standaardafwijking σ_v . Voor het ontwerpen van een meetfrequentie kunnen we uitgaan van een bepaalde waarde voor v (bv. $v_{\min}$) die we minimaal willen kunnen detecteren. De bijbehorende standaardafwijking dient dan zodanig klein te zijn dat $v_{\min}$ groter is dan een gekozen interval (bijvoorbeeld 2 maal σ_v).

e. Bepaling ruimtelijk gemiddelde en standaardafwijking per deelgebied.

Tot dusver is uitsluitend een enkele tijdreeks in beschouwing genomen. Alle grootheden die hiervoor zijn gebruikt zijn functies van de ruimtecoördinaten. De volgende stap is het bepalen van het ruimtelijk gemiddelde verschil per deelgebied, alsmede de corresponderende standaardafwijking. Als uitgangspunt geldt dat er op enkele locaties volgens de hierboven geschetste weg een schatting voor het verschil tussen twee tijdstippen is gegeven met de daarbij behorende standaardafwijking van de schattingsfout. Indien er m locaties in het deelgebied worden bemeaten is het gemiddelde:

$$v = \frac{1}{m} \sum_{i=1}^m v_i \quad (18)$$

Hierin staat v_i voor het verschil op locatie i .

De variantie van dit ruimtelijk gemiddelde verschil is afhankelijk van:

1. De ruimtelijk variantie en ruimtelijke correlatie structuur van v_i .
2. De variantie corresponderend met het berekende verschil. Deze volgt uit (16) of (17).
3. Het aantal meetpunten in het deelgebied (m).

De variantie waarmee het gemiddelde kan worden geschat, wordt berekend met:

$$\sigma_{v_m}^2 = \frac{\sigma_r^2}{m^e} + \frac{\sigma_v^2}{m} \quad (19)$$

Hierin is m^e het effectieve aantal metingen in de ruimte gedefinieerd volgens:

$$m^e = m \cdot \left[1 + 2 \sum_{i=1}^m (1-i/m) \cdot |\rho| \right]^{-1} \quad (20)$$

en σ_r is de ruimtelijk standaardafwijking van de verschillen. De variabele ρ is de "gemiddelde" ruimtelijk correlatie van de verschillen op de meetlocaties.

De moeilijkheid is nu om tot een goede inschatting te komen van de ruimtelijke standaardafwijking en de ruimtelijke correlatie. De ruimtelijk variantie zal op grond van inzicht in het waardebereik van de verschillende variabelen moeten worden afgeschaft. Ten overvloede zij hier vermeld dat het uitsluitend gaat om de variantie van de verschillen in de ruimte die volstrekt los staat van de varianties in de tijd.

In de formule moet een "gemiddelde" ruimtelijke correlatie tussen de meetwaarden worden gegeven. Er kunnen drie klassen worden onderscheiden. In de eerste plaats kan de ruimtelijke correlatielengte (lees range van het variogram) kleiner zijn dan de afstand tussen de meetpunten. In dat geval mogen de waarnemingen worden gezien als onafhankelijke trekkingen en de gemiddelde ruimtelijke correlatie is 0. Dit houdt in dat m^c gelijk is aan m en dus:

$$\sigma_{v_m}^2 = \frac{\sigma_r^2 + \sigma_v^2}{m} \quad (21)$$

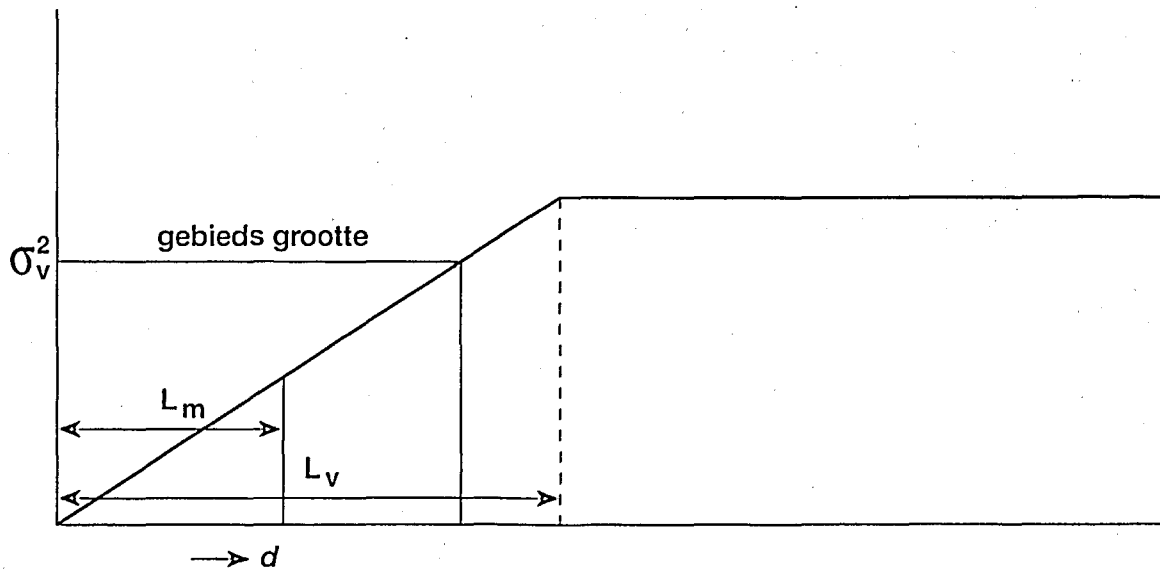
In het geval dat de ruimtelijke correlatielengte veel groter is dan de maatgevende lengte van het deelgebied nadert de ruimtelijk variantie naar nul ($\sigma_r = 0$). De variantie van het gemiddelde verschil wordt dan:

$$\sigma_{v_m}^2 = \frac{\sigma_v^2}{m} \quad (22)$$

Voor tussenliggende gevallen kan een eenvoudig lineair variogram worden aangenomen. Voor het berekenen van (19) en (20) is het noodzakelijk een afschatting te maken de range L_v en de ruimtelijke variantie die binnen het deelgebied optreedt. Als de gemiddelde afstand tussen de meetpunten L_m is kan de gemiddelde ruimtelijke correlatie grofweg worden benaderd met:

$$\bar{\rho} = \frac{L_v - L_m}{L_v} \text{ voor } L_v > L_m \quad (23)$$

In het geval dat de gemiddelde afstand tussen de meetpunten groter is dan de range geldt (21). In figuur 7 is het variogram weergegeven. Het zal duidelijk zijn dat in het geval L_v zeer groot wordt de gemiddelde ruimtelijke correlatie nadert naar 1. Tegelijkertijd zal echter ook de variantie binnen het deelgebied naar 0 naderen en reduceert (19) tot (22).



Figuur 7 Lineair variogram

Met (19), (21) of (22) kan weer een effectief aantal meetlocaties worden bepaald. Vervolgens kan de variantie van het ruimtelijk gemiddelde worden bepaald.

Ten overvloede zij nogmaals benadrukt dat bij het schatten van de ruimtelijke variantie σ_r moet worden bedacht dat het uitsluitend gaat om de variantie binnen het deelgebied. Naarmate het deelgebied kleiner is zal voor een zelfde variabele de variantie dus kleiner zijn.

In het geval van een zeer hoge ruimtelijke correlatie dan wel de afwezigheid van ruimtelijke correlatie kunnen we dus uitgaan van het principe van een rondom trekking. De benodigde locaties kunnen in principe rondom worden gekozen. In het tussenliggende geval speelt de afstand tussen de meetpunten een belangrijke rol. Hoe groter die afstand is des te kleiner is de gemiddelde ruimtelijke correlatie. Men moet er dus naar streven de afstanden tussen de locaties zo groot mogelijk te maken.

e. Samenstellen ruimtelijk gemiddeld verschil voor het hele gebied.

De laatste stap voor het bepalen van een ruimtelijk gemiddeld verschil is het samenstellen van de waarden uit de verschillende deelgebieden tot één enkele waarde. Hiervoor wordt een naar het oppervlak van de deelgebieden gewogen gemiddelde genomen van de waarden van de deelgebieden:

$$\overline{v}_{tot} = \frac{s}{\text{opp}_{tot}} \sum_{i=1}^s \left[\frac{\text{opp}_i}{\text{opp}_{tot}} \bar{v}_i \right] \quad (24)$$

Hierin is:

- opp_i het oppervlak van deelgebied i
- opp_{tot} het totale oppervlak
- s het aantal deelgebieden

Voor de bepaling van de bijbehorende variantie wordt eenvoudigheidshalve uitgegaan van onafhankelijkheid van de deelgebieden.

$$\sigma^2_{tot} = \sum_{i=1}^s \left[\left(\frac{opp_i}{opp_{tot}} \right)^2 \cdot \sigma^2 v_i \right] \quad (25)$$

2.3 Laagfrequente tijdreeksen

Voor laagfrequente tijdreeksen is de procedure in grote lijnen gelijk aan die bij hoogfrequente tijdreeksen. De belangrijkste verschillen worden in deze paragraaf behandeld.

a. Bepaling van statistische eigenschappen.

Een belangrijk verschil is dat er in de tijd slechts enkele waarnemingen beschikbaar zijn. Bovendien wordt er lang niet altijd gemeten met een vaste meetfrequentie. Hierdoor is het niet mogelijk om een voortschrijdend gemiddelde van de meetreeks uit te rekenen. Bovendien kan ook de tijdscorelatie tussen de meettijdstippen niet worden bepaald. Alle benodigde statistische grootheden zullen derhalve op basis van inzicht moeten worden geschat.

b. Verschillen van meetwaarden i.p.v. voortschrijdend gemiddelde.

Bij de hoogfrequente reeksen is het gemiddelde voor een tweejarige periode als maatgevend genomen. Voor de laagfrequente reeksen kan deze lijn in principe worden voortgezet. Het verschil is voornamelijk dat er binnen de periode van twee jaar maar enkele waarnemingen aanwezig zijn, die bovendien niet per definitie op een regelmatige afstand liggen. Als er meerdere waarnemingen in één jaar bekend zijn kunnen ook de verschillen van de jaargemiddelden bepaald worden. Het gemiddelde over een periode kan met (12) worden geschat. In het geval er maar één meting aanwezig is binnen de periode is het gemiddelde over die periode dus gelijk aan de waarneming zelf. Het bepalen van de variantie van het gemiddelde gaat analoog aan (13) en (14). De variantie σ^2_z van de te monitoren variabele zal op basis van inzicht geschat moeten worden. Hierbij dient rekening gehouden te worden met het feit dat deze variantie bestaat uit twee delen:

- de "natuurlijke" tijdsvariantie van de te monitoren variabele.
- de meetfouten.

Een grove methode om de standaardafwijking af te schatten voor een normaal verdeelde variabele is een "redelijk" waarde bereik van de te monitoren variabele te schatten en vervolgens door vier te delen.

Omdat de tijdscorelatiefunctie niet kan worden berekend, kan globaal met een gemiddelde tijdscorelatie tussen de meettijdstippen worden gewerkt. Het effectieve aantal waarnemingen wordt dan in plaats van met (14) met (26) bepaald.

$$n^e = n_{ij} \cdot \left[1 + 2 \sum_{i=1}^{n_{ij}} \left(1 - i/n_{ij} \right) \cdot |p|^{-1} \right] \quad (26)$$

Net als bij de ruimtelijk correlatie zou een globale indeling in drie klassen kunnen plaatsvinden, bijvoorbeeld:

onafhankelijk	$ \bar{\rho} $	= 0.0
matige correlatie	$ \bar{\rho} $	= 0.5
hoge correlatie	$ \bar{\rho} $	= 0.9

Het zal duidelijk zijn dat naar mate de tijds correlatie hoger wordt ingeschat, het aantal effectieve metingen afneemt. Indien er slechts één meeting aanwezig is, speelt de tijds correlatie uiteraard hierbij geen rol.

c. standaardafwijking van verschilwaarde.

In tegenstelling tot het bepalen van de verschilwaarde bij de hoogfrequente tijdreeksen mag nu niet zondermeer aangenomen worden dat de twee perioden j_1 en j_2 onafhankelijk zijn. De variantie van het verschil dient daarom met de tijds correlatie tussen beide tijdstippen rekening te houden. De variantie van de verschilwaarde kan worden bepaald met:

$$\sigma_v^2 = 2 \sigma_z^2 [1 - |\rho_v|] \quad (27)$$

Hierin is $|\rho_v|$ de tijds correlatie tussen de schatting van het gemiddelde in de periodes j_1 en j_2 . In de praktijk zal het niet eenvoudig zijn deze tijds correlatie te achterhalen. Een classificatie zoals hierboven is gegeven lijkt het hoogst haalbare.

Wanneer eenmaal de verschilwaarde en de bijbehorende standaardafwijking bepaald zijn, verloopt de bepaling van het ruimtelijk gemiddelde verschil per deelgebied en de samenstelling tot een waarde voor het hele gebied volledig analoog aan de procedure bij hoogfrequente tijdreeksen.

2.4 Niet-tijdreeksen

Bij de niet-tijdreeksen is het onmogelijk om eerst per locatie een verschil in de tijd te bepalen. De volgorde van de bewerkingen wordt daarom veranderd.

a. Bepaling van het ruimtelijke gemiddelde per deelgebied.

We gaan nu uit van een variabele z_i ($i = 1, 2, \dots, m$), die op m locaties is bemonsterd op een bepaald tijdstip (periode) j_1 . Het ruimtelijke gemiddelde is dan:

$$\bar{z} = \frac{1}{m} \sum_{i=1}^m z_i \quad (28)$$

Het bepalen van de variantie van dit ruimtelijke gemiddelde is volledig analoog aan de vergelijkingen (19) t/m (23), met dien verstande dat in plaats van het verschil v nu de variabele z moet worden gelezen.

b. Bepaling van de verschilwaarde met bijbehorende standaardafwijking.

Het resultaat van a. is voor een beperkt aantal tijdstippen (minimaal twee) een schatting voor het deelgebied gemiddelde en met de daarbij behorende standaardafwijking. Het verschil tussen het deelgebiedgemiddelde op de tijdstippen $j1$ en $j2$ is dus:

$$v = \bar{z}_{j2} - \bar{z}_{j1} \quad (29)$$

De bijbehorende standaardafwijking kan op dezelfde manier worden bepaald als bij de laagfrequente tijdreeksen.

$$\sigma_v^2 = 2 \sigma_z^2 [1 - |\rho_v|] \quad (30)$$

Het samenstellen van het de waarden per deelgebied tot een waarde voor het totale gebied verloopt geheel analoog aan de procedure bij tijdreeksen.

2.5 Meetnetontwerp

In het voorgaande is aangegeven hoe de relaties kunnen worden vastgelegd tussen enerzijds de standaardafwijking van de schatting voor het verschil in waarde van de te monitoren variabele tussen twee tijdstippen en anderzijds het aantal meetpunten in de ruimte, de meetfrequentie en de lengte van de meetperiode. Het feitelijke meetnetontwerp kan er dan als volgt uitzien:

- a. Stel een kans vast waarmee een bepaald verschil minimaal gedetecteerd moet kunnen worden.
- b. Als we uitgaan van een normale verdeling (al dan niet na transformatie), is hieruit direct de gewenste standaardafwijking σ_{tot} af te leiden. Willen we bijvoorbeeld een verschil van 20 met een kans van 95% kunnen waarnemen dat is de maximaal toelaatbare standaardafwijking $20/1.96 = 10.2$.
- c. Bepaal aan de hand van de hiervoor gegeven relaties:
 - of het mogelijk is binnen het gegeven tijdsbestek en met de gegeven omstandigheden de gewenste betrouwbaarheid te halen,
 - de optimale monitoring strategie.

De berekeningen geven alleen een gewenst aantal meetpunten in de ruimte en een meetfrequentie in de tijd. Bij het feitelijke meetnet ontwerp (locatie keuze) speelt uiteraard het al aanwezige meetnet een grote rol.

In die gevallen waar geen meetpunten beschikbaar zijn, dienen de statistische eigenschappen uit overeenkomstige gebieden of uit de literatuur zo goed mogelijk te worden geschat. Met deze waarden wordt een initieel meetnet ontworpen. Na enige tijd (jaren) zijn er voldoende waarnemingen beschikbaar om een betere schatting te maken van de statistische eigenschappen. Hiermee wordt het meetnetontwerp dan bijgesteld.

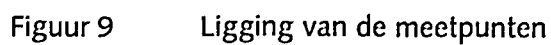
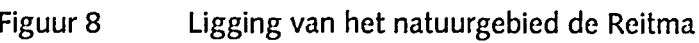
3 Analyses van de datasets

3.1 Inleiding

Het is van groot belang de hierboven beschreven methode uit te testen op werkelijke datasets, niet alleen om wille van verduidelijking, maar ook om een idee te krijgen van de orde van grootte van de verschillende statistische variabelen in verschillende situaties en bij verschillende soorten gegevens. In dit hoofdstuk worden eerst de gegevens geanalyseerd die verzameld zijn in een tweetal natuurgebieden; de Reitma in Drenthe en de Veenkampen, nabij Wageningen. Hierbij wordt vastgesteld of er een significante verandering in de tijd is opgetreden, zowel voor hoogfrequente grondwaterstandsreeksen, als voor waterkwaliteitsreeksen (Ca- en Cl-gehalte en EGV) en bodemgegevens (Ca-CEC). Vervolgens wordt voor beide terreinen een meetnet ontworpen, eerst alsof er nog geen gegevens bekend waren, en vervolgens een bijgesteld meetnet, op grond van de reeds verzamelde gegevens.

3.2 Hoogfrequente tijdreeksen

Als voorbeeld van de analyse van hoogfrequente tijdreeksen zijn de grondwaterstandsreeksen uit het natuurgebied de Reitma in Drenthe gekozen. Dit is een blauwgraslandreservaat van circa 135 ha groot in het beekdal van de Elperstroom (zie figuur 8). Dit gebied is ook onderzocht in het kader van de studie 'Milieubeleidsindicator Verdroging' (Rolf et al, 1993, Gieske en Runhaar, 1994). Binnen deze studie is een zogenaamde 'meetlat verdroging' ontwikkeld, waardoor de mate van verdroging gekwantificeerd kan worden. Er is voor een locatie in het gebied een verdrogingsrelatie bepaald, en verdrogingsscores. Het gebied is mede daarom interessant, omdat hierdoor met de voor het Standaard Meetprotocol Verdroging ontwikkelde methode kan worden aangeknoopt bij hetgeen in de eerder genoemde studie is ontwikkeld. In het terrein bevindt zich een meetraai van peilbuizen die sinds 1980 is waargenomen (zie figuur 9). In het navolgende is eerst voor alle peilbuizen afzonderlijk het verschil tussen opeenvolgende tweejarige gemiddelden bepaald. Van de verschillen tussen 1993 en 1981 en tussen 1993 en 1985 is vervolgens bepaald of ze significant zijn. Vervolgens is voor drie deelgebieden het gemiddelde verschil bepaald voor deze perioden, en de significantie daarvan. Tenslotte is één 'gemiddeld verschil' voor het hele terrein bepaald.



Verschillen per locatie

Om te corrigeren voor meteorologische effecten is eerst van alle reeksen een transfermodel geschat. Hierbij wordt de meetreeks gescheiden in een deel dat verklaard kan worden uit het neerslagoverschot, en een residureeks. Het transfermodel beschrijft de variaties in de meetreeks die samenhangen met natuurlijke, meteorologische omstandigheden. De residureeks beschrijft de gemeten variaties die niet vanuit de neerslagoverschotreeks verklaard kunnen worden. Een trend in de residureeks betekent dus dat er een structurele verandering is opgetreden als gevolg van niet-natuurlijke, menselijke oorzaken. Een transfermodel op neerslagoverschot ziet er vaak als volgt uit:

$$h_t = \delta * h_{t-1} + \omega_0 * X_t - \omega_1 * X_{t-1} - \omega_2 * X_{t-2}$$

- ht = de (verklaarde) stijghoogte-component op tijdstip t (cm)
- δ = de auto-regressieve parameter van het transfermodel
- ω₀, ω₁, ω₂ = de 'moving-average' parameters
- X_t = de input op tijdstip t (neerslagoverschot)

De coëfficiënten van de modellen zijn weergegeven in tabel 1. Alle modellen zijn op basis van een tweewekelijkse frequentie geschat. Vervolgens is het tweejarig voortschrijdend gemiddelde van de residureeks bepaald (zie formule 10). Dit laatste wordt ook wel het structurele niveau van de grondwaterstand genoemd. In bijlage 1 wordt de transfer/ruis modellering nader toegelicht. TNO-GG heeft de benodigde programmatuur ontwikkeld met behulp van het statistische pakket Genstat (Genstat 5 Reference Manual, 1987).

Tabel 1 Coëfficiënten transfermodellen voor de Reitma.

buisnr.	model	δ	ω ₀	ω ₁
17EP-701801/B3	0101	0.97	0.25	-0.18
17EP-701901/B5	0101	0.98	0.24	-0.17
17EP-702001/B6	0101	0.91	0.32	-0.16
17EP-702101/B7	0101	0.88	0.36	-0.17
17EP-702201/B8	0101	0.88	0.34	-0.15
17EP-702301/B9	0101	0.90	0.30	-0.13
17EP-702401/B10	0101	0.91	0.34	-0.15
17EP-702501/B11	0101	0.92	0.33	-0.18
17EP-702601/B12	0101	0.91	0.29	-0.16

Vervolgens is de verschilreeks tussen de residureeks en het voortschrijdend gemiddelde bepaald (formule 11). Van de verschilreeks zijn de variantie en de tijdscorelatie berekend. Aangenomen is immers dat deze hetzelfde zijn als van de oorspronkelijke reeks zonder trend en zonder tijdscorelatie veroorzaakt door meteorologische invloeden. Deze zijn weergegeven in tabel 2.

Tabel 2 Variantie, standaarddeviatie en autocorrelatie van de verschilreeks tussen de residu-reeks en het tweejarig voortschrijdend gemiddelde van de residureeks.

buisnr.	σ_z^2 (cm ²)	σ_z (cm)	$\rho_{z,gem}$
17EP-701801/B3	168.5	13.0	0.89
17EP-701901/B5	138.3	11.8	0.92
17EP-702001/B6	176.6	13.3	0.8
17EP-702101/B7	222.9	14.9	0.64
17EP-702201/B8	207.9	14.4	0.65
17EP-702301/B9	209.4	14.5	0.77
17EP-702401/B10	194.9	14.0	0.58
17EP-702501/B11	164.9	12.8	0.74
17EP-702601/B12	132.5	11.5	0.63

Om te beoordelen of er een trend in de tijd bestaat worden verschillen tussen tweejarige gemiddelden vergeleken. Het tweejarig gemiddelde van de residureeks voor de periode van 1980 tot 1994 is weergegeven in tabel 3. De verschillen tussen de tweejarige gemiddelden zijn weergegeven in tabel 4.

Tabel 3 Structureel niveau van de grondwaterstand in cm+NAP.

buisnr.	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993
17EP-701801/B3	1473	1486	1492	1498	1506	1505	1501	1497	1492	1499	1509	1505	1503
17EP-701901/B5	1468	1480	1486	1494	1503	1502	1497	1493	1488	1484	1472	1472	na
17EP-702001/B6	1506	1510	1508	1512	1523	1521	1510	1511	1512	1513	1517	1514	1516
17EP-702101/B7	1527	1525	1517	1519	1528	1523	1513	1516	1518	1516	1520	1518	1517
17EP-702201/B8	1531	1527	1519	1520	1529	1526	1516	1520	1522	1521	1526	1524	1523
17EP-702301/B9	1529	1526	1516	1516	1526	1522	1510	1513	1518	1517	1521	1520	1527
17EP-702401/B10	1530	1527	1518	1516	1524	1522	1516	1521	1522	1519	1522	1520	1513
17EP-702501/B11	1533	1529	1522	1522	1529	1524	1513	1517	1519	1519	1523	1521	1514
17EP-702601/B12	1538	1536	1532	1532	1537	1534	1529	1531	1531	1532	1535	1533	1531

Tabel 4 Verschillen tussen de tweejarige gemiddelden van de residureeks (het structurele niveau) van de grondwaterstand in cm.

buisnr.	83-81	84-82	85-83	86-84	87-85	88-86	89-87	90-88	91-89	92-90	93-91
17EP-701801/B3	18.4	12.2	14.7	7.4	-5.5	-8.2	-8.7	1.6	16.6	6.0	-5.9
17EP-701901/B5	18.0	14.0	17.0	8.2	-6.0	-9.0	-8.8	-8.8	-16.8	-12.8	--
17EP-702001/B6	2.2	1.8	14.8	8.6	-12.8	-9.8	1.5	1.7	5.4	1.7	-1.2
17EP-702101/B7	-9.1	-6.4	10.2	4.2	-14.9	-7.1	5.4	0.4	2.0	1.7	-2.9
17EP-702201/B8	-12.2	-7.5	10.6	6.0	-12.8	-5.9	6.0	0.9	3.2	3.1	-2.7
17EP-702301/B9	-13.1	-10	10	6.0	-15.9	-9.5	8.1	4.7	3.3	3.1	6.0
17EP-702401/B10	-12.6	-10.7	6.1	6.3	-7.5	-1.4	5.2	-1.9	0.7	0.8	-9.5
17EP-702501/B11	-10.5	-7.5	6.5	2.0	-16.2	-6.9	6.5	1.8	3.6	2.9	-8.8
17EP-702601/B12	-5.6	-4.4	4.5	2.5	-7.3	-3.3	1.9	0.5	3.7	1.2	-4.2

Om te bepalen of de verschillen tussen de tweejarige gemiddelden significant zijn moet de standaardafwijking van de verschillen σ_v worden berekend. Hiertoe moet eerst de standaardafwijking van het tweejarige gemiddelde $\sigma_{z,gem}$ zelf worden bepaald.

Om de variantie van het tweejarige gemiddelde te bepalen moet eerst het effectieve aantal waarnemingen in deze periode bepaald worden met behulp van formule 14. De variantie van de tweejarige gemiddelden is vervolgens bepaald door de variantie van de verschilreeks σ_z^2 te delen door het effectieve aantal waarnemingen (formule 13). Zie tabel 5.

Tabel 5 Het effectief aantal waarnemingen, de variantie en de standaarddeviatie van de tweejarige gemiddelden.

buisnr.	n_e	$\sigma_{z,gem}^2$ (cm ²)	$\sigma_{z,gem}$ (cm)
17EP-701801/B3	5.2	32.5	5.7
17EP-701901/B5	6.0	23.2	4.8
17EP-702001/B6	5.4	32.5	5.7
17EP-702101/B7	6.8	32.6	5.7
17EP-702201/B8	7.1	29.2	5.4
17EP-702301/B9	5.5	37.9	6.2
17EP-702401/B10	7.7	25.2	5.0
17EP-702501/B11	8.3	19.9	4.5
17EP-702601/B12	8.3	16.0	4.0

De variantie van het verschil tussen de tweejarige gemiddelden wordt berekend met formule 16. Verschillen zijn significant als ze groter zijn dan 1.65 maal de berekende standaardafwijking. Zie tabel 5. Wanneer de verschillen tussen de tweejarige gemiddelden van opvolgende perioden

(tabel 5) worden geanalyseerd blijkt dat ze in het algemeen niet significant zijn, m.u.v. het verschil '87-'85. In tabel 6 zijn ook de verschillen tussen langere perioden weergegeven; 1993-1981 en 1993-1985. Hieruit blijkt dat in buizen B10 en B11 het structurele niveau sinds 1981 significant is gedaald, met resp. 17 en 19 cm. Hoewel alle reeksen ten opzichte van 1985 een daling van het structurele niveau vertonen is alleen de daling in B11 significant. Zie tabel 6.

Tabel 6 Standaardafwijking en onderscheidingsgrens van de verschillen van de tweejarige gemiddelden, en het verschil van de tweejarige gemiddelden van 1993 en 1981, en van 1993 en 1985.

buisnr.	deelgebied	σ_v (cm)	$1.65 \cdot \sigma_v$ (cm)	'93-'81 (cm)	'93-'85 (cm)
17EP-701801/B3	west	8.1	13.3	29.6	-3
17EP-701901/B5		6.8	11.2	3.4	-31
17EP-702001/B6	midden	8.1	13.3	9.9	-7
17EP-702101/B7		8.1	13.3	-9.3	-11
17EP-702201/B8		7.6	12.6	-7.8	-3
17EP-702301/B9	oost	8.7	14.4	-1.7	-1
17EP-702401/B10		7.1	11.7	-17.1	-9
17EP-702501/B11		6.3	10.4	-18.9	-15
17EP-702601/B12		5.6	9.3	-7.1	-6

Gemiddelde toe- of afname van de verdroging voor verschillende terreindelen

Het is ook mogelijk dat uitspraken gewenst zijn over het verloop van de verdroging voor verschillende delen van het terrein, bijvoorbeeld het deel ten westen van de Nieuwe Elperstroom, het deel tussen de Nieuwe Elperstroom en het stroompje midden in het terrein, en het deel ten oosten van dit stroompje. De Reitma zou dus onderverdeeld kunnen worden in drie deelgebieden. Uit de meetreeksen en uit tabel 3 volgt dat de buizen B3 en B5 sterk beïnvloed worden door de waterstand in de Nieuwe Elperstroom. Voor de bepaling van een gemiddeld verschil in het structurele niveau van de grondwaterstand voor het middelste perceel is daarom B5 buiten beschouwing gelaten. B9 en B12 worden respectievelijk sterk en enigszins beïnvloed door het middenstroompje en de oostelijke leiding. B9 is daarom buiten beschouwing gelaten.

Het meest westelijke perceel bevat dus maar één meetpunt.

Het ruimtelijk gemiddelde kan bepaald worden met formule 18. Met formule 20 kan het aantal effectieve meetpunten berekend worden. Uit de grafieken van de tijdreeksen volgt dat de ruimtelijke correlatie zeer hoog is. Voor de berekening is deze geschat op 0.9. Dat betekent dat zowel voor het middelste deelgebied als voor het oostelijke deelgebied het effectief aantal meetpunten 1 is. Om met formule 19 de variantie van het gemiddelde verschil $\sigma_{v, \text{gem}}^2$ per deelgebied te berekenen moeten de variantie van de verschillen per meetpunt σ_v^2 en de ruimtelijke variantie van de verschillen σ_r^2 bekend zijn. De variantie van de verschillen per meetpunt kan uitgerekend worden door de varianties uit tabel 6 per deelgebied op te tellen en te delen door het aantal meetpunten. De ruimtelijke variantie van de verschillen moet worden ingeschat. Uit tabel 6 blijkt dat de range van de verschillen tussen 1993 en 1981 in de strata ongeveer 20 cm is.

Een inschatting van de standaardafwijking is gemaakt door deze range door vier te delen. De resultaten van genoemde berekeningen zijn weergegeven in tabel 7.

Wanneer dus de verschillen in het structurele niveau van het grondwater per deelgebied worden gemiddeld is de verlaging van de grondwaterstand alleen in het oostelijke deelgebied significant over de periode sinds 1981.

Tabel 7 Gemiddeld verschil per deelgebied over de periode '93-'81 en '93-'85 en het aantal effectieve meetpunten en de variantie van het gemiddelde verschil per deelgebied.

deelgebied	m	m_e	σ_v^2/m	σ_r^2/m_e	$\sigma_{v, gem}^2$	$\sigma_{v, gem}$	$1.65 \cdot \sigma_v$	$V_{'93-'81}$	$V_{'93-'85}$
west	1	1	46.2	25	71	8.4	13.9	3	-3
midden	3	1	63.0	25	88	9.4	15.5	-2	-7
oost	3	1	40.5	25	65	8.1	13.2	-14.4	-10
hele Reitma						8.7	14.3	-5.4	-7.1

Representatief getal voor het hele gebied

Het is tenslotte nog mogelijk de toe- of afname van de verdroging voor het gebied de Reitma aan te geven door de verschillen per deelgebied te wegen naar oppervlakte (formule 24). Globaal is aangenomen dat de deelgebieden 'midden' en 'oost' even groot zijn, en deelgebied 'west' 1/4 van de andere strata is. Dat betekent dat het verschil in het structurele niveau van de grondwaterstand voor de periode van '81-'93 en '85-'93 respectievelijk -5.4 cm en -7.1 cm bedraagt. De bijbehorende standaardafwijking kan berekend worden met formule 25, en bedraagt 8.7 cm. De onderscheidingsgrens bedraagt dan dus 14.3 cm. Wanneer dus naar één representatief getal voor de Reitma wordt gekeken is de daling van de grondwaterstand niet significant (zie tabel 7).

Discussie

Binnen het project 'Milieubeleidsindicator Verdroging' (Rolf et al, 1993) is een methode ontwikkeld om door middel van verdrogingsrelaties (de 'meetlat verdroging') de mate van verdroging te kwantificeren. In een verdrogingsrelatie wordt de mate van verdroging uitgezet tegen een hydrologische variabele, zoals de GVG (gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand). In de mate van verdroging wordt de aard van de vegetatie en de bodemopbouw meegenomen.

De procedure zoals in 2.1 beschreven is, is deels een aanscherping van de methode 'meetlat verdroging', omdat hierdoor een kleiner betrouwbaarheidsinterval kan worden bepaald, waardoor een trend in de tijdreeks eerder gedetecteerd wordt. Bij de 'meetlat verdroging' wordt, om te beoordelen of een trend in het structurele niveau van de grondwaterstand significant is, de standaardafwijking van de verschilreeks berekend. Deze is weergegeven in tabel 2. De volgens de bovenbeschreven methode berekende standaardafwijking is weergegeven in tabel 6. Uit een vergelijking van beide tabellen blijkt dat voor de meetpunten in de Reitma nu bij een betrouwbaarheidsinterval van 90% een structurele afname of toename van 10 à 15 cm van de grondwaterstand gedetecteerd kan worden. Met de eerder toegepaste methode was dit 20 à 25 cm.

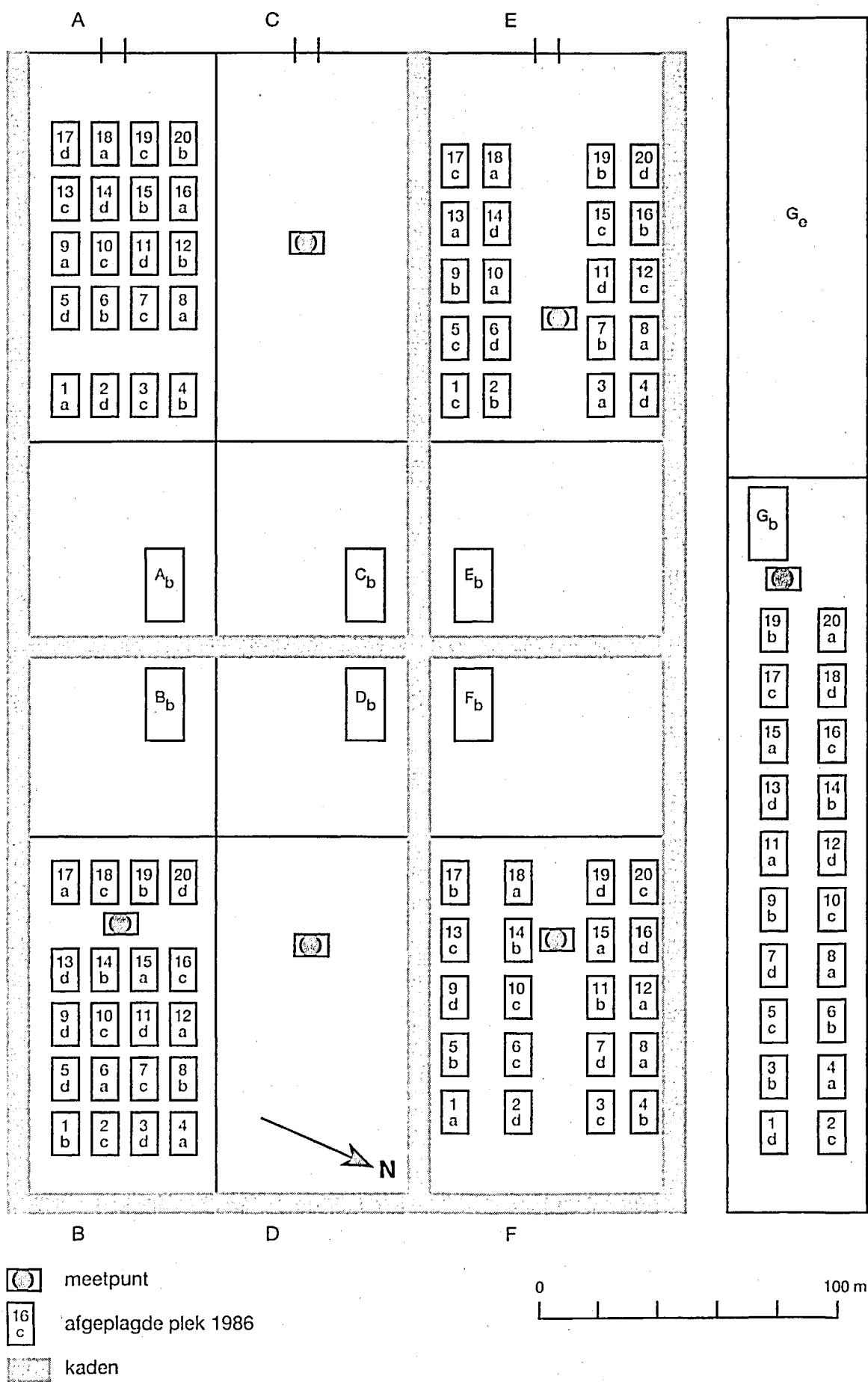
Voor de buis B8, waarvoor de verdrogingsrelatie is opgesteld, betekent dit een inperking van het onderscheidingsinterval van 24 cm naar 13 cm.

3.3 Laagfrequente tijdreeksen

Als voorbeeld van de analyse van laagfrequente tijdreeksen is gekeken naar waterkwaliteitsgegevens van de Veenkampen. Deze gegevens worden verzameld door de Vakgroep Terrestrische Oecologie en Natuurbeheer van de Landbouwuniversiteit Wageningen. Met de vakgroep is overeengekomen dat de oorspronkelijke gegevens niet gepubliceerd worden zodat hieronder alleen de resultaten van de statistische bewerkingen worden weergegeven.

De Veenkampen is een voormalig kwelgebied in de Gelderse Vallei. De bodem bestaat uit venige klei op veen. Het gebied is ongeveer 300 bij 500 m groot. Het vormt onderdeel van een Programma Natuurontwikkeling in Landbouwgebieden van het DLO in samenwerking met de Landbouwuniversiteit Wageningen. Het terrein is opgedeeld in 6 vakken A t/m F van ongeveer 80 bij 200 meter, en een controlevak G van 50 bij 450 meter. In de westelijke percelen A, C en E wordt door middel van een drainagesysteem met drains op ongeveer 50 cm onder maaiveld Ca-rijk water aangevoerd. In de winter voeren de drains het neerslagoverschot af. De oostelijke percelen worden niet voorzien van Ca-rijk water. Zie figuur 10.

Er zijn in de periode van 1989 tot 1993 op 12 tijdstippen waterkwaliteitsanalyses uitgevoerd in de percelen E, F en G. De analysedata vallen ongeveer in de winter of in het voorjaar en aan het einde van de zomer. De monsters zijn genomen op 10, 30 en 60 cm onder maaiveld. Er is voornamelijk alleen gekeken naar de calcium- en chloridegehalten, en naar de EGV, voor de monsters op 10 en op 60 cm diepte. Het is in principe logisch de Veenkampen te stratificeren naar 'wel aanvoer van Ca-rijk water', 'geen aanvoer van Ca-rijk water' en 'controle-perceel'. Aangezien zich in ieder perceel maar één meetpunt bevindt is er echter hierdoor geen winst te behalen in de grootte van het betrouwbaarheidsinterval.



Figuur 10 Ligging van de meetpunten in het natuurontwikkelingsgebied de Veenkampen.

Zoals in par. 2.3 is aangegeven is het bij laagfrequente reeksen meestal niet mogelijk de benodigde statistische grootheden te berekenen. Hoewel ook bij de gegevens van de Veenkampen het aantal meettijdstippen te klein is om de autocorrelatiecoëfficiënt te berekenen, is toch, om een iets gerichtere schatting te maken, de gemiddelde correlatiecoëfficiënt van de hele meetreeks per locatie berekend. Zeer globaal lijkt ρ_{gem} voor calcium kleiner dan 0,1 te bedragen, voor Cl ongeveer 0,2 en voor de EGV ongeveer 0. Overigens is nog wel globaal bekeken of er een seizoensvariatie in de reeks aanwezig is. Dit lijkt niet het geval.

Nu worden gemiddelden per jaar berekend. Dit is in tegenstelling met hetgeen voor hoogfrequente tijdreeksen gebeurt (waar tweejarig voortschrijdende gemiddelden worden gebruikt), omdat enerzijds dan een te gering aantal 'verschillen' zou ontstaan, en anderzijds omdat door de aard van de gegevens (een minder uitgesproken seizoensvariatie) het gebruik van tweejarige gemiddelden niet noodzakelijk is. Vervolgens worden de verschillen tussen deze gemiddelden berekend (zie tabel 8 en 9). Hierna moet de variantie van de verschillen worden vastgesteld, om te kunnen beoordelen of er een significante verandering is opgetreden.

Voor iedere locatie is eerst de variantie van de hele meetreeks voor calcium, chloride en de EGV bepaald. Om de variantie van de gemiddelden te berekenen moet het effectieve aantal meetpunten bekend zijn. Dit wordt berekend met formule 26. Hierbij is voor alle variabelen $\rho_{\text{gem}} = 0,1$ genomen. De gemiddelden zijn berekend uit twee of drie waarnemingen. Het effectief aantal waarnemingen is dan respectievelijk 1.8 en 2.8.

De variantie van de verschillen wordt vervolgens berekend met formule 27. Hierbij moet een inschatting worden gemaakt over de autocorrelatie tussen de verschillen. Omdat deze niet berekend kan worden is de berekening uitgevoerd voor geen, een lage en een matige autocorrelatie ($\rho=0$, $\rho=0,1$ en $\rho=0,5$). Het is echter niet waarschijnlijk dat de autocorrelatie van de verschillen groter is dan die van de oorspronkelijke waarnemingen, wanneer de perioden waarover de verschillen worden berekend niet overlappen en er geen sprake is van periodiciteit (b.v. seizoenseffecten). Een autocorrelatie van 0 of 0.1 is daarom het meest waarschijnlijk.

Om het 90% betrouwbaarheidsinterval te berekenen wordt de standaardafwijking van de verschillen vermenigvuldigd met 1.65. Deze waarden zijn eveneens opgenomen in tabel 8 en 9.

Tabel 8 Verschillen tussen jaargemiddelden van Ca- en Cl-gehalten en EGV in het grondwater op 10 cm diepte in de Veenkampen en onderscheidingsgrenzen bij autocorrelatiecoëfficiënten tussen de gemiddelden van 0, 0.1 en 0.5.

verschillen jaargemiddelden	E10 (drains)			F10 (geen drains)			G10 (controle)		
	Ca	Cl	EGV	Ca	Cl	EGV	Ca	Cl	EGV
'90-'89	16	-4.3	19	24	-23	106	14	11	-5
'91-90	-74	-5.7	-145	-0.3	5	273	-19	-0.9	130
'92-'91	10	-2.1	-55	-28	-25	-456	0.8	-9.8	-117
'93-'92	-23	2.7	-72	-11	0.5	-11	-38	-7.2	-190
'93-'89	-71	-9.4	-253	-14	-42	-89	-42	-7.1	-182
$1.65 \cdot \sigma_v (\rho=0)$	78	21	256	53	55	566	49	18	208
$1.65 \cdot \sigma_v (\rho=0.1)$	74	20	243	50	52	537	47	17	197
$1.65 \cdot \sigma_v (\rho=0.5)$	55	15	181	37	39	400	35	13	147

Tabel 9 Verschillen tussen de jaargemiddelden van Ca- en Cl-gehalten en EGV in het grondwater op 60 cm diepte in de Veenkampen en onderscheidingsgrenzen bij autocorrelatiecoëfficiënten van 0, 0.1 en 0.5.

verschillen jaargemiddelden	E60			F60			G60		
	Ca	Cl	EGV	Ca	Cl	EGV	Ca	Cl	EGV
'90-'89	-12	6	51	1.1	2	8.2	18	4.7	119
'91-90	-25	-6.6	-71	-25	6.9	82	-31	0.9	70
'92-'91	14	-3.7	-20	21	-4.7	-30	34	-4.3	-22
'93-'92	-14	0.2	-21	-20	-1.8	-63	-44	-2.4	-77
'93-'89	38	-4.1	-61	-23	2.3	-2.8	-23	-1.1	89
$1.65 \cdot \sigma_v (\rho=0)$	32	8.2	72	26	5.8	88	40	5.2	149
$1.65 \cdot \sigma_v (\rho=0.1)$	30	7.7	69	24	5.5	84	38	5	141
$1.65 \cdot \sigma_v (\rho=0.5)$	23	5.8	51	18	4.1	62	28	3.7	105

Het valt op dat de variantie van de ondiepe meetreeksen groter is dan die van de 'diepe' meetreeksen. Hierdoor worden uiteraard ook de betrouwbaarheidsintervallen groter. Verder is te zien dat naarmate de autocorrelatie toeneemt de variantie afneemt.

Discussie

De verschillen tussen de jaargemiddelden zijn niet significant tussen opeenvolgende jaren. Over de hele meetperiode neemt in perceel E in de monsters op 60 cm diepte het Ca-gehalte wel significant af. In dit perceel nemen het Ca-gehalte en het Cl-gehalte op 10 cm wel af, maar de afname is, aangenomen dat de correlatie in de tijd inderdaad bijna 0 is, niet significant.

Opmerkelijk is dat in dit perceel, waar calciumrijk water wordt aangevoerd, eerder een toename van het calciumgehalte verwacht zou worden.

Representatief getal voor het hele gebied

Bepaling van een ruimtelijk gemiddelde per deelgebied heeft weinig zin, aangezien er maar één meetpunt per deelgebied is. Bepaling van een representatief getal voor de hele Veenkampen, inclusief het controleperceel heeft binnen het kader van het onderzoek van de Veenkampen geen zin. Men kan zich echter voorstellen dat vanuit een regionaal of landelijk onderzoek met een andere onderzoeksoptiek een dergelijk getal gewenst is. Dan dienen de formules 24 en 25 te worden toegepast. De gemiddelden van de verschillen uit tabellen 8 en 9 zijn berekend door aan te nemen dat de monsters uit E en F representatief zijn voor respectievelijk percelen A, C en E, en B, D en F. De oppervlakten van deelgebieden E, F en G verhouden zich dan ongeveer als 10/24 : 10/24 : 4/24. Toepassen van genoemde formules levert de getallen zoals weergegeven in tabel 10. Opmerkelijk is dat voor de hele Veenkampen het Ca-gehalte zowel op 10 cm diepte als op 60 cm diepte significant afneemt. De afname van het chloridegehalte en de EGV is niet significant.

Tabel 10 Representatieve waarden voor de variabelen voor de hele Veenkampen.

'93-'89	10 cm			60 cm		
	Ca	Cl	EGV	Ca	Cl	EGV
V_{tot}	-42	-23	-173	-29	-0.9	-12
$\sigma_{v,\text{tot}} (\rho=0)$	24	15	158	11	2.6	33
$1.65 \cdot \sigma_{v,\text{tot}}$	40	25	261	18	4.3	54

3.4 Niet-tijdreeksen

Er zijn in 1986, 1989, 1991 en 1993 analyses verricht van de bovenste 10 cm van de bodem. Dit is gedaan voor alle percelen, m.u.v. perceel A, B en D in 1993. In 1986 zijn bulkmonsters samengesteld van 50 sub-samples. In 1989 en 1991 is in vakjes met gelijk beheer gemonsterd, maar hiervan is ook een bulkmonster samengesteld. Wel zijn in 1993 van de percelen C, E, F en G per perceel 5 replica's gemonsterd; met onderlinge afstanden in C, E en F van 10 tot 50 m, in G van 10 tot 150 m.

Er is gestratificeerd naar 'wel aanvoer van Ca-rijk water' (C en E), 'geen aanvoer van Ca-rijk water' (B, D, F) en 'controle-perceel' (G).

Voorlopig is alleen gekeken naar de uitwisselingscapaciteit voor calcium (Ca-CEC). Zoals beschreven in par. 2.3 wordt bij niet-tijdreeksen eerst het ruimtelijke gemiddelde per tijdstip bepaald (formule 28), en vervolgens het verschil tussen twee tijdstippen. Door de wijze van bemonsteren in de jaren 1986, 1989 en 1991 is in feite al een ruimtelijk representatief monster genomen, zodat de meetwaarde per perceel als 'ruimtelijk gemiddelde' kan worden opgevat. Voor 1993 is het voor de vier percelen waar toen gemonsterd is wel mogelijk een ruimtelijk

gemiddelde te bepalen. Vervolgens kunnen de verschillen tussen de vier tijdstippen worden bepaald, en tussen de eerste en de meest recente meting. Zie tabel 11.

Tabel 11 Verschillen in Ca-CEC tussen de meettijdstippen en gemiddelde verschillen per deelgebied.

	V C	V E	V B	V F	V G	V _{gem} C+E	V _{gem} B+F	V _{gem} G
89 - 86	-0.04	-0.09	-0.18	-0.04	-0.05	-0.07	-0.11	-0.05
91 - 89	0.04	-0.02	0.06	-0.03	0.01	0.01	0.02	-0.01
93 - 91	0.06	0.06		0.02	0.02	0.06	0.02	0.02
93 - 86	0.06	-0.04		-0.05	-0.03	0	-0.07	-0.02

Om de variantie van de verschillen te berekenen zijn de variantie van de meetreeks nodig en de correlatie van de verschillen. De standaardafwijking σ_z van de meetreeks is benaderd met behulp van de meetgegevens voor de verschillende percelen, en bedraagt ongeveer 0.04. (Uiteraard is een meetreeks van vier getallen te klein om een standaardafwijking te bepalen; de berekende standaardafwijkingen zijn dan ook slechts gebruikt om een indicatie van de grootte van de variantie te verkrijgen). Aangenomen wordt dat de correlatie van de verschillen 0 is. Uit formule 30 volgt dat de standaardafwijking van de verschillen σ_v dan 0.06 is. Bij een betrouwbaarheidsinterval van 90% is de onderscheidingsgrens dan 0.09, zodat geen van de verschillen significant is.

Om de variantie van de gemiddelde verschillen per deelgebied te berekenen moet de ruimtelijke standaardafwijking van de verschillen σ_r bekend zijn. Een indicatie over de grootte van σ_r kan worden afgeleid uit de 'range' tussen de verschillen binnen de deelgebieden. Voor C en E ligt deze tussen 0 en 0.1, voor B en F tussen 0.14 en 0.09. De ruimtelijke standaardafwijking van de verschillen wordt daarom ingeschat als maximaal 0.035 (0.14/4). Verder moet de ruimtelijk correlatie en het effectief aantal meetpunten bekend zijn. Gezien de aard van de bodem en de waarden voor de Ca-CEC wordt aangenomen dat deze matig gecorreleerd zijn, voor de correlatiecoëfficiënt wordt 0.5 aangenomen. Het effectief aantal meetpunten kan dan met formule 20 berekend worden. Voor een deelgebied met 2 meetpunten wordt het effectieve aantal meetpunten 1.3. Om de variantie van het ruimtelijk gemiddelde verschil per deelgebied te berekenen wordt de ruimtelijke variantie gedeeld door het aantal effectieve meetpunten ($\sigma_r^2/m^e = 0.035^2/1.3$) en de gemiddelde variantie van de verschillen per 'locatie' ($\sigma_v^2/m = 0.06^2/2$) worden hierbij opgeteld (formule 19). De standaardafwijking van het ruimtelijk gemiddelde verschil $\sigma_{v, \text{gem}}$ is dan 0.067. Het ruimtelijk gemiddelde verschil is dus pas significant (bij een betrouwbaarheid van 90%) als het groter is dan 0.11.

Zoals te zien is in de tabel is dat voor geen van de strata het geval.

3.5 Meetnetontwerp

3.5.1 Inleiding

Bij het ontwerpen van een meetnet moeten, uitgaande van de meetdoelstelling, de benodigde meetfrequentie en het aantal meetpunten moeten worden vastgesteld. In het navolgende wordt voor de bovenbeschreven terreinen een meetnet ontworpen, alsof er nog geen meetgegevens beschikbaar zijn.

Hierbij is de meetdoelstelling het uitgangspunt voor het ontwerp. Deze moet dus eerst worden vastgesteld. Hierbij kan worden uitgegaan van hetgeen de beheerder zich met de vernattingsmaatregelen ten doel stelt, bijvoorbeeld een verhoging van de GLG met x cm, of het herstel van de toestroming van kwelwater naar de wortelzone, vast te stellen door een verhoging van een Ca-gehalte behorend bij regenwater met x mg/l naar dat behorend bij het betreffende diepere grondwater. Ook kan de doelstelling die verwoord is in de motie Van Rijn-Vellekoop (vermindering van het areaal verdroogd gebied met 25% in het jaar 2000 t.o.v. 1985) als uitgangspunt worden genomen.

3.5.2 Hoogfrequente tijdreeksen

Voor de Reitma zijn twee verdrogingsrelaties bepaald; één voor grondwaterstandsaling (gekaracteriseerd door de GVG) en één voor vermindering van kwel (gekaracteriseerd door het jaargemiddelde van de stijghoogte t.o.v. maaiveld). Samen zijn ze bepalend voor de verdrogingscore in de Reitma, zodat de meetdoelstelling van beiden moet worden afgeleid.

De verdrogingsrelatie voor de GVG geeft een range van 1 m tussen de volledig verdroogde situatie (GVG is 14.6 m+NAP) en de onverdroogde situatie (GVG is 15.6 m+NAP). De eis dat de verdroging in het jaar 2000 met 25% moet zijn afgenomen kan herleidt worden tot de meetdoelstelling dat een toename van de GVG met 25 cm (25 % van 1 m) in het jaar 2000 gemeten kan worden. Bij een detectiekans van 90% moet de standaarddeviatie dan kleiner zijn dan 15 cm.

Overigens 'scoort' de Reitma voor verdroging door grondwaterstandsaling 'laag' (vrijwel onverdroogd); de verdroging wordt grotendeels veroorzaakt door de daling van het niveau van het diepere grondwater. Omdat de verdrogingsrelatie een range heeft van 40 cm (van 15.1 m tot 15.6 m+NAP) zou een toename van de gemiddelde jaarstijghoogte met 10 cm gemeten moeten kunnen worden. De statistische eigenschappen van deze reeks zijn binnen het kader van deze voorbeeldanalyse niet geanalyseerd.

Grondwaterstanden

De meetfrequentie van grondwaterstanden wordt niet nader bepaald, omdat standaard wordt uitgegaan van veertiendaagse metingen. Het benodigd aantal meetpunten kan als volgt worden vastgesteld:

Eerst moet worden vastgesteld of het zinnig is om te stratificeren. Op basis van ecohydrologisch inzicht kan uitgegaan worden van dezelfde strata als boven onderscheiden; deelgebieden 'west', 'midden' en 'oost'. Voor ieder deelgebied kan nu het aantal meetpunten worden

uitgerekend met behulp van formule 19. Omdat een minimaal aantal punten gewenst is wordt ervan uitgegaan dat de meetpunten zo gekozen worden dat de ruimtelijke correlatie zo klein mogelijk is. Formule 19 reduceert dan tot formule 21.

Om het aantal meetpunten m te bepalen moeten σ_v en σ_r nog geschat worden. Beiden zijn uit ervaringen met andere gebieden goed te schatten:

$$\sigma_{v, \text{gem}} = 25/1.65 = 15$$

σ_v wordt geschat op 10 tot 15 cm (berekend: 10 cm)

σ_r wordt geschat op 15 tot 20 cm (berekend: 5 cm)

(deze waarden zijn voor alle deelgebieden hetzelfde)

Het aantal meetpunten per deelgebied zou dus tussen 1.4 (laagste geschatte waarden) en 2.8 (hoogste geschatte waarden). Gekozen zou kunnen worden voor twee meetpunten per deelgebied.

Het verdient aanbeveling om, net als in de huidige opstelling is gebeurd, de meetpunten in een raai loodrecht op het isohypsenpatroon te plaatsen. Met mede weging van de voorwaarde de meetpunten bij voorkeur zo ver mogelijk uit elkaar te plaatsen en niet direct naast een waterloop, kunnen de locaties verder vrij worden gekozen. Hierbij kan men zich, indien gewenst, laten leiden door het voorkomen van vegetaties of door praktische argumenten zoals bereikbaarheid.

Nu reeds sinds 1980 gegevens verzameld zijn kunnen de standaardafwijkingen berekend worden (zie paragraaf 3.1), en blijkt het benodigd aantal meetpunten per deelgebied 0.56 (dus 1) te zijn. Wanneer het meetnet zou zijn ingericht op basis van bovenstaand ontwerp kan dus na een aantal jaren het aantal meetpunten gereduceerd worden van 6 tot 3. Ook het huidige meetnet kan worden opgeschoond tot 3 meetpunten. Uiteraard verdient het aanbeveling de metingen in drie reeds waargenomen buizen voort te zetten, bijvoorbeeld in de meetpunten die min of meer in het centrum van de deelgebieden liggen.

Stijghoogte

Evenals bij de grondwaterstanden wordt uitgegaan van een vaste meetfrequentie van eens per 14 dagen. Het meten van een toename van de jaargemiddelde stijghoogte met 10 cm met een betrouwbaarheid van 90 % resulteert in een gewenste σ_v van 6 cm. Omdat de statistische eigenschappen van de reeks niet bepaald zijn is niet vast te stellen of dit haalbaar is. Als dit niet het geval is het ook niet mogelijk de standaardafwijking te verkleinen. Dan moet besloten worden dat bijvoorbeeld alleen verschillen van meer dan 12 of 15 cm gedetecteerd kunnen worden, of moet genoeg worden genomen met een kleinere betrouwbaarheid.

3.5.3 Laagfrequente tijdreeksen

Een meetdoelstelling waaraan de effecten van vernatting op de grondwaterkwaliteit kunnen worden afgewogen is nog niet geformuleerd. Voor het voorbeeldgebied de Veenkampen wordt hier alleen naar het Ca-gehalte gekeken. Het Ca-gehalte in de niet beïnvloedde delen is gemiddeld 40 mg/l. Laten we aannemen dat de doelstelling van de maatregelen een gemiddeld

Ca-gehalte van 100 mg/l is. Dan moet een verschil van 60 mg/l detecteerbaar zijn. Dat betekent dat bij een detectiekans van 90% de standaarddeviatie van de verschillen in de tijd σ_v kleiner moet zijn dan 36 mg/l.

Bij laagfrequente tijdreeksen moet de meetfrequentie wel bepaald worden. Wanneer aangenomen wordt dat de autocorrelatie nul is, kan met behulp van formule 16 de standaarddeviatie van het gemiddelde per meetperiode $\sigma_{z, \text{gem}}$ bepaald worden:

$$\sigma_{z, \text{gem}} = 36 / \sqrt{2} = 25.7$$

(Wanneer aangenomen wordt dat er een geringe correlatie in de tijd is, b.v. van 0.1 zoals uit berekeningen blijkt, moet formule 27 gebruikt worden, $\sigma_{z, \text{gem}}$ is dan 26.8.)

Uit formule 13 kan het aantal effectieve metingen per meetperiode berekend worden. Hiervoor moet nog de standaardafwijking van de variabele σ_z geschat worden. Voorlopig wordt deze ingeschat als 25 mg/l. Het aantal effectieve meetpunten is dan 0.9, of bij geringe correlatie 1.1. Nu een aantal jaren gegevens verzameld is kan σ_z ook berekend worden. Deze is voor de onbeïnvloede percelen ongeveer 22 mg/l, resulterend in een aantal van 0.7 effectieve metingen. Dat wil zeggen dat één meetpunt per meetperiode (van één jaar) voldoende is.

Het aantal meetpunten in de ruimte wordt bij voorkeur zodanig gekozen dat de ruimtelijke correlatie 0 is (formule 21). Of dit reëel is kan ingeschat worden met behulp van formule 23. De range L_v waarbinnen de grondwaterkwaliteitsgegevens gecorreleerd zijn moet worden ingeschat op basis van ecohydrologisch inzicht of gegevens van vergelijkbare gebieden. In de Veenkampen is weliswaar al een aantal jaren gemeten, maar er is slechts één meetpunt per deelgebied. Overigens is nog niet uitgewerkt hoe formule 20 moet worden toegepast, zodat van een inschatting van de ruimtelijke correlatie wordt afgezien, en gebruik gemaakt wordt van formule 21. Hierdoor wordt in het geval van een hoge ruimtelijke correlatie het aantal meetpunten overschat.

Nu moet de meetdoelstelling weer worden vastgesteld. Aangenomen wordt dat voor het deelgebied waar vernattingsmaatregelen zijn getroffen dezelfde eisen gelden als voor de individuele punten binnen dat deelgebied. Dat wil zeggen dat ook voor het deelgebied een toename in het Ca-gehalte van 60 mg/l moet kunnen worden gedetecteerd. De gewenste standaarddeviaties van de verschillen (σ_v) en van de gemiddelde verschillen ($\sigma_{v, \text{gem}}$) zijn dus gelijk. De ruimtelijke standaarddeviatie van de verschillen moet nog worden ingeschat. Aangenomen wordt dat de range ongeveer 80 mg/l is, zodat voor σ_v 20 mg/l wordt aangenomen.

Het aantal meetpunten per deelgebied wordt dan 1.3, dus 2. Om de correlatie tussen de meetpunten zo laag mogelijk te houden moeten deze zo ver mogelijk uit elkaar geplaatst worden.

De gehanteerde meetdoelstelling zou voor het meetnet in de Veenkampen dus betekenen dat de meetfrequentie kan worden teruggebracht naar eens per jaar, en dat er per deelgebied een waterkwaliteitsmeetpunt moet worden bijgeplaatst.

3.5.4 Niet-tijdreeksen

De procedure voor het meetnetontwerp van niet-tijdreeksen verloopt hetzelfde als voor laag-frequente tijdreeksen. Daarom is hier geen voorbeeldanalyse uitgewerkt.

Literatuur

Brus, D.J., 1993. Incorporating models of spatial variation in sampling strategies for soil. Thesis. Wageningen.

Gieske, J.M.J. en J. Runhaar, 1994. Milieubeleidsindicator Verdroging, fase IIb, toepassing van de MBI-Verdroging in Noord-Nederland. TNO-rapport 94-21B. CML-report 109.

IWACO, 1995. Standaardmeetprotocol verdroging; praktijkervaring antiverdrogingsprojecten. NOV-werkdocument 15.1.

Rolf, H.L.M., J. Runhaar, J.M.J. Gieske, 1993. Milieubeleidsindicator Verdroging. Fase IIa, ontwikkeling van de methode en toepassing voor acht locaties in Brabantse natuurterreinen. TNO rapport nr. OS 93-56A.

Runhaar, J., J.M.J. Gieske & H.L.M. Rolf, 1994. Een kwantitatieve methode voor de bepaling van de verdroging van natuurterreinen. H20 (27), nr. 11, pp. 304-309.

Verseveld, O.H. van, 1995, Standaardmeetprotocol verdroging; richtlijnen voor de opslag en uitwisseling van gegevens. NOV-werkdocument nr. 15.3. (In voorbereiding).

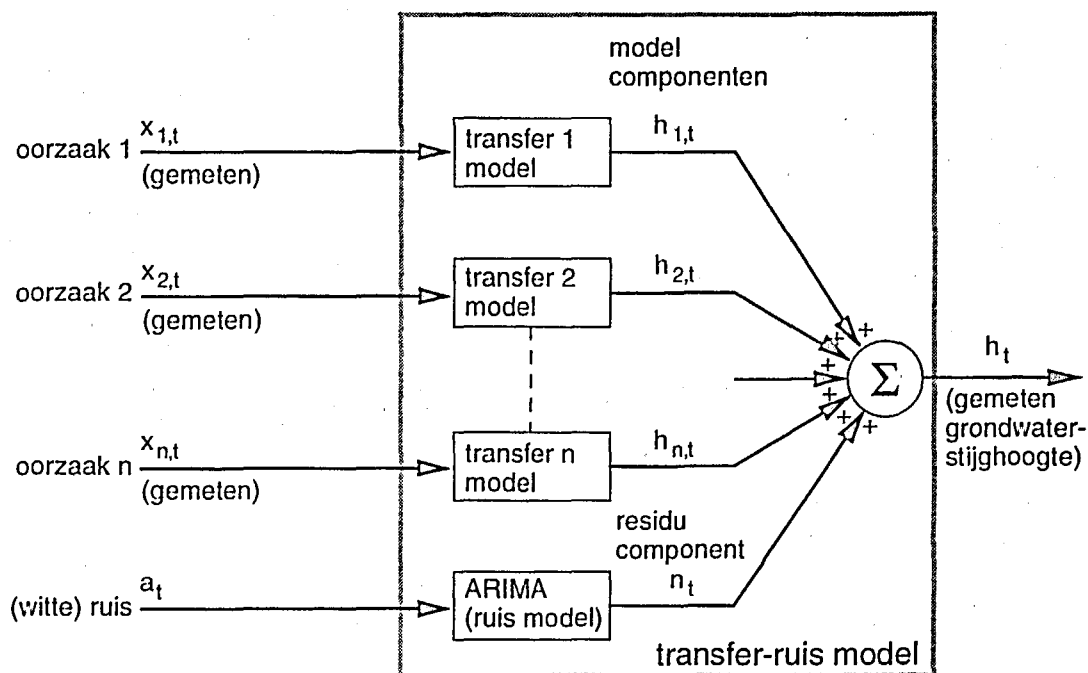
Zonneveld, L.M.L., 1995. Standaardmeetprotocol verdroging; richtlijnen voor monitoring van vegetatie. NOV-werkdocument 15.2. LB&P-rapport 10.048.

Bijlage 1: Transfer/ruis modellering

1 Uitgangspunten

Voor een transfer/ruis modellering gaan we uit van een stijghoogte reeks met een equidistant meetinterval. In Nederland wordt de stijghoogte vaak twee maal per maand waargenomen, hetgeen globaal overeenkomt met een meetinterval van 15,2 dagen. Deze meetfrequentie wordt meestal als basis-frequentie genomen voor de transfermodellering. De stijghoogte op het tijdstip t wordt genoteerd als h_t en wordt in de terminologie van de tijdreeksanalyse de output reeks genoemd.

Het doel van de transfer/ruis modellering is trachten een verband te leggen tussen de stijghoogtereeks en één of meer "verklarende" reeksen. Deze verklarende reeksen kunnen waarnemingen zijn van directe hydrologische variabelen, zoals neerslag, oppervlaktewaterstanden en winningsdebieten, maar ook afgeleiden grootheden zoals een stapfunctie voor een ruilverkaveling. De verklarende reeksen worden input reeksen genoemd. Voor de transfer/ruis modellering dienen de input reeksen op dezelfde frequentie beschikbaar te zijn als de output reeks. Een afwijkende frequentie zal in voorkomende gevallen geconverteerd moeten worden naar de basis-frequentie. De waarde van i^{de} input reeks op het tijdstip t wordt genoteerd als $x_{i,t}$.



Figuur 1. Transfer/ruis model

2 Transfer/ruis-modellering: principe

Bij de transfer/ruis modellering wordt de outputreeks h_t gesplitst in een aantal componenten die te relateren zijn aan de inputreeksen. Het verschil tussen de som van deze componenten en de outputreeks is de residueeks (ook wel ruiscomponent of onverklaard deel genoemd). De residueeks bevat dus alle variaties in de stijghoogte die niet aan de inputreeksen gerelateerd kunnen worden. Elke component wordt met de corresponderende inputreeks gemodelleerd via een lineair model (een transfermodel). De algemene vorm van een transfermodel is:

$$h_{i,t} = \delta_{i,1} h_{i,t-1} + \delta_{i,2} h_{i,t-2} + \dots + \omega_{i,0} x_{i,t} - \omega_{i,1} x_{i,t-1} - \dots$$

Hierin is: $h_{i,t}$ de component van de outputreeks, corresponderende met de i de inputreeks op het tijdstip t .
 $x_{i,t}$ de i de inputreeks op het tijdstip t .
 $\delta_{i,j}$ autoregressieve coëfficiënten
 $\omega_{i,j}$ moving average coëfficiënten

Voor de modellering wordt de residueeks beschouwd als een component die wordt veroorzaakt door een niet gemeten witte ruis proces. Dit ruismodel heeft de vorm:

$$n_t = \phi_1 n_{t-1} + \phi_2 n_{t-2} + \dots + a_t - \theta_1 a_{t-1} - \dots$$

Hierin is: n_t de residueeks
 a_t de witte ruisreeks
 ϕ_j autoregressieve coëfficiënten
 θ_j moving average coëfficiënten

De te modelleren outputreeks is de som van alle componenten:

$$h_t = \sum_{j=1}^k h_{i,j,t} + n_t$$

In figuur 1 is het principe-schema van een transfer/ruismodel weergegeven. Figuur 2 is een voorbeeld-uitwerking van transfer/ruismodellering.

3 Transfer/ruis-modellering: proces

Het feitelijke modelleringsproces bestaat uit de volgende stappen:

- Selecteer voor elke component de vorm van het model (aantal autoregressieve en moving average coëfficiënten) aan de hand van auto- en kruiscorrelatie van de input en output reeksen.

3 Transfer/ruis-modellering: proces

Het feitelijke modelleringsproces bestaat uit de volgende stappen:

- a. Selecteer voor elke component de vorm van het model (aantal autoregressieve en moving average coëfficiënten) aan de hand van auto- en kruiscorrelatie van de input en output reeksen.
- b. Schat volgens een statistische procedure de waarde van alle coëfficiënten. In de praktijk worden de coëfficiënten van meerdere modelvormen geschat. De schattingsprocedure geeft behalve de waarde van de coëfficiënten ook de corresponderende standaardfout van de schatting (= de standaardafwijking van de schattingsfout), de correlatie tussende schattingsfouten van de verschillende coëfficiënten en de innovaties (= de schatting van de witte ruisreeks).
- c. Controleer of de geschatte modellen voldoen aan de onderliggende aannamen. De belangrijkste hiervan is de controle of de innovatie reeks ongecorrleerd is. Ook de significantie van de coëfficiënten en de correlatie van de schattingsfouten speelt een rol bij de beoordeling van de modellen.
- d. Kies één van de geaccepteerde modellen. In het algemeen zal dat het model zijn met de laagste innovatie variantie en een zo groot mogelijke significantie van de coëfficiënten.

4 Onderscheiden van oorzaken

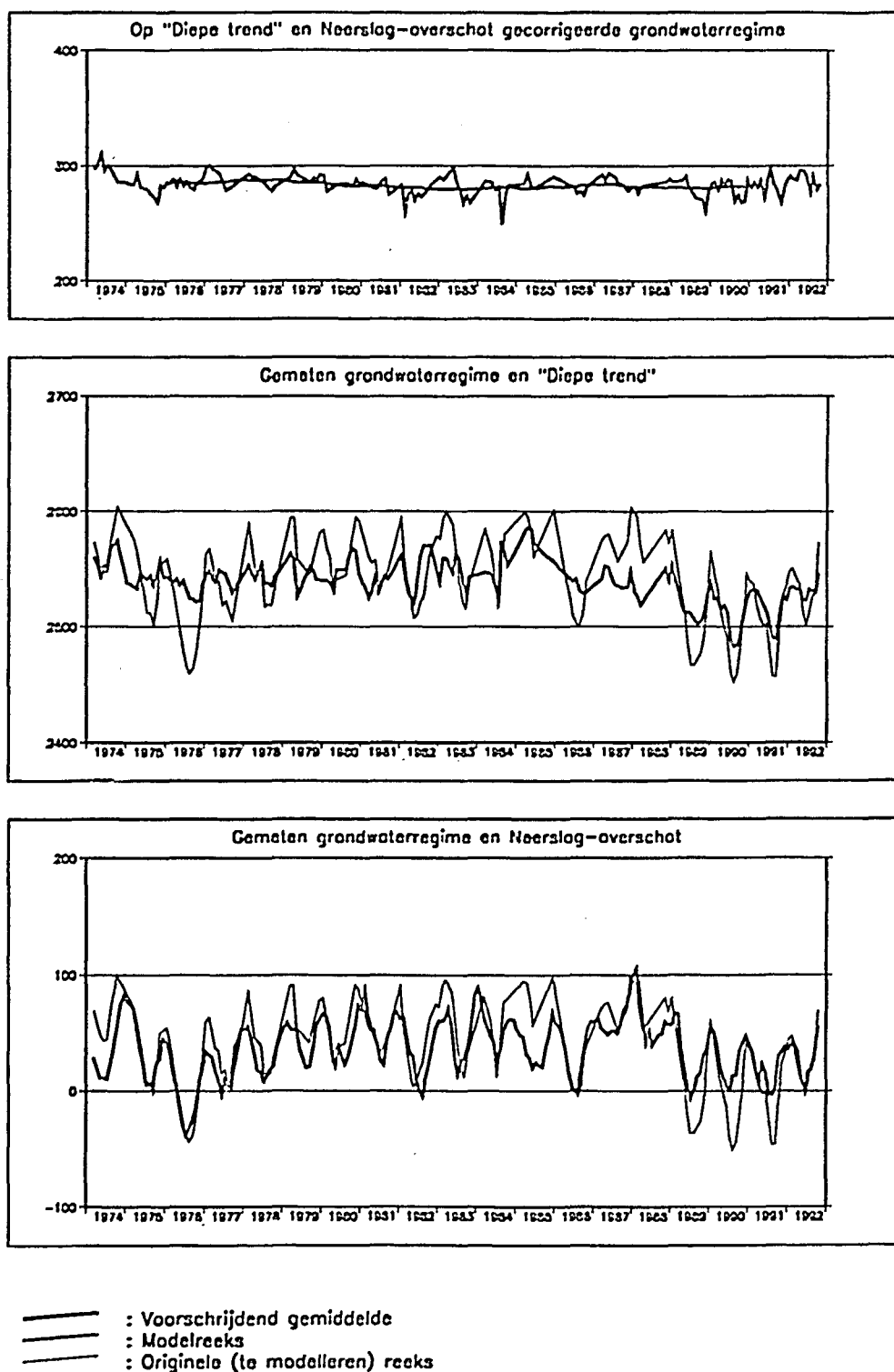
Vaak is het de bedoeling om de transfermodellen van de verschillende componenten afzonderlijk te gebruiken. Zo is bij een onttrekking als inputreeks de component te interpreteren als de verlaging van de stijghoogte op de betreffende locatie. Bij het apart gebruiken van de componenten dienen de schattingsfouten van de coëfficiënten in het betreffende transfermodel en die van de andere modellen binnen het transfer/ruis model niet gecorreleerd te zijn. Bij een transfer/ruis model met als input reeksen het neerslagoverschot en een onttrekking, kan de onttrekkingscomponent alleen als verlaging worden geïnterpreteerd als de coëfficiënten van het onttrekkingsmodel niet gecorreleerd zijn met de coëfficiënten van het neerslagoverschotmodel en het ruismodel.

Behalve de correlatie tussen coëfficiënten van verschillende transfer modellen zijn ook de standaardafwijkingen en de correlaties van de coëfficiënten binnen het zelfde model van belang. Deze bepalen namelijk wat de onzekerheid is in het gevonden transfermodel.

Ter voorbeeld; beschouw het meest eenvoudige transfermodel:

$$h_{1,t} = \omega_{1,0} \times 1_{1,t}$$

Als de coëfficiënt is geschat op 1,3 en bijbehorende standaardfout 0,2 bedraagt is (onder de aanname dat de schattingsfouten normaal verdeeld zijn) het 95% betrouwbaarheids-interval $1,3 \pm (1,96 * 0,2)$. Dit betekent dat de werkelijke waarde van de coëfficiënt tussen 0,91 en 1,69.



Figuur 2. Meetreeks 56fp000501 gemodelleerd op neerslag-overschot en een locatie: 56fp000502 aanwezige "diepe trend".

STANDAARD MEETPROTOCOL VERDROGING

Richtlijnen voor meetnetontwerp en analyse van de meetgegevens
NOV rapport 15-2

$$\bar{z}_{t_j} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N z_{x_i, y_i, t_j} \quad (1)$$

$$\bar{z}_{x_i, y_i} = \frac{1}{M} \sum_{j=1}^M z_{x_i, y_i, t_j} \quad (2)$$

$$\sigma^2_{t_j} = \frac{1}{N-1} \sum_{i=1}^N (z_{x_i, y_i, t_j} - \bar{z}_{t_j})^2 \quad (3)$$

$$\sigma^2_{x_i, y_i} = \frac{1}{M-1} \sum_{j=1}^M (z_{x_i, y_i, t_j} - \bar{z}_{x_i, y_i})^2 \quad (4)$$

$$V_{t_j}(d) = \frac{1}{P-1} \sum_{i=1}^P [(z_{x_i, y_i, t_j} - \bar{z}_{t_j}) * (z_{x_{i+1}, y_{i+1}, t_j} - \bar{z}_{t_j})] \quad (5)$$

$$\gamma_{x_i, y_i}(k) = \frac{1}{K-1} \sum_{j=1}^K [(z_{x_i, y_i, t_j} - \bar{z}_{x_i, y_i}) * (z_{x_i, y_i, t_{j+k}} - \bar{z}_{x_i, y_i})] \quad (6)$$

$$\rho_{x_i, y_i}(k) = \frac{V_{x_i, y_i}(k)}{\sigma^2_{x_i, y_i}} \quad \rho_{t_j}(d) = \frac{V_{t_j}(d)}{\sigma^2_{t_j}} \quad (7)$$

$$\gamma_{t_j}(d) = (1 - \rho_{t_j}(d)) * \sigma^2_{t_j} \quad (8)$$

$$\bar{z}_j = \frac{1}{n} \sum_{i=-(n-1)/2}^{(n-1)/2} z_{(j+i)} \quad (10)$$

STANDAARD MEETPROTOCOL VERDROGING

Richtlijnen voor meetnetontwerp en analyse van de meetgegevens
NOV rapport 15-2

$$z_{j1} = \frac{1}{n_{j1}} \sum_{i=1}^{n_{j1}} z_{(i,1)} \quad (12)$$

$$n^e = n_{j1} \cdot \left[1 + 2 \sum_{i=1}^{n_{j1}} (1 - i/n_{j1}) \cdot |\rho(i\Delta)| \right]^{-1} \quad (14)$$

$$\bar{v} = \frac{1}{m} \sum_{i=1}^m v_i \quad (18)$$

$$\sigma_v^2 = \frac{\sigma_r^2}{m^2} + \frac{\sigma_v^2}{m} \quad (19)$$

$$m^e = m \cdot \left[1 + 2 \sum_{i=1}^m (1 - i/m) \cdot |\bar{\rho}| \right]^{-1} \quad (20)$$

$$\bar{v}_{tot} = \sum_{i=1}^s \left[\frac{opp_i}{opp_{tot}} \bar{v}_i \right] \quad (24)$$

$$\sigma_{tot}^2 = \sum_{i=1}^s \left[\left(\frac{opp_i}{opp_{tot}} \right)^2 \cdot \sigma_{v_i}^2 \right] \quad (25)$$

$$n^e = n_{j1} \cdot \left[1 + 2 \sum_{i=1}^{n_{j1}} (1 - i/n_{j1}) \cdot |\bar{\rho}| \right]^{-1} \quad (26)$$

$$\bar{z} = \frac{1}{m} \sum_{i=1}^m z_i \quad (28)$$