

---

# Meetnetoptimalisatie

## Naar een kosteneffectieve strategie voor de monitoring van grondwaterwaterkwaliteit

Joachim Rozemeijer  
Frans van Geer

---

*Overheid, natuurorganisaties, projectontwikkelaars en onderzoeksinstituten spenderen jaarlijks miljoenen Euro's aan monitoring van de kwaliteit van het freatische grondwater. De belangrijkste doelstellingen van deze monitoringsinspanningen zijn het bepalen van de huidige kwaliteit van het freatische grondwater en het detecteren van daarin eventueel aanwezige trendmatige veranderingen. Uit onderzoek van TNO is gebleken, dat de huidige praktijk van monitoring vaak verre van efficiënt is. In dit artikel wordt beschreven hoe meetnetbeheerders de kosten aanzienlijk kunnen terugbrengen door een kosteneffectieve monitoringsstrategie te bepalen en door de variatie in de meetgegevens te reduceren.*

### 1 Inleiding

Door bemesting van landbouwgronden spoelen nutriënten en andere in mest en kunstmest aanwezige stoffen uit naar het grondwater. Om het grondwater te beschermen worden door overheden bemestingsnormen opgelegd aan de agrarische sector. Ook wordt er door onderzoekers veel geëxperimenteerd met uitspoelingsbeperkende maatregelen. In beide gevallen wordt met monitoring getracht de effecten van deze maatregelen voor de freatische grondwaterkwaliteit vast te stellen. Dit blijkt echter zeer moeilijk te zijn door de grote temporele en ruimtelijke variatie in de gemeten concentraties.

Om een trendmatige verandering in de grondwaterkwaliteit vast te kunnen stellen moet het verschil bepaald worden tussen de gemiddelde concentraties van twee opeenvolgende jaren. Het aantal meetpunten en meetrondes dat nodig is om de gemiddelde concentratie met een bepaalde zekerheid vast te kunnen stellen, is afhankelijk is van de ruimtelijke en de temporele variatie in de meetgegevens. De variatie in de meetgegevens bestaat uit drie componenten:

- 1 de langjarige trendmatige verandering;
- 2 de fysisch verklaarbare temporele variatie (met name als gevolg van variërende neerslaghoeveelheden) per meetlocatie;
- 3 de toevallige temporele en ruimtelijke variatie.

Bij trendbepaling is men uitsluitend geïnteresseerd in de eerste component, de langjarige

---

Joachim Rozemeijer en Frans van Geer zijn werkzaam bij TNO, Postbus 80015, 3508 TA Utrecht, joachim.rozemeijer@tno.nl, frans.vangeer@tno.nl.

trendmatige verandering. Door de temporele variatie als gevolg van de tweede en derde component is echter een groot aantal metingen nodig om de trendmatige verandering met voldoende betrouwbaarheid vast te kunnen stellen.

In dit artikel wordt een statistische methode gepresenteerd, waarmee aan de hand van de ruimtelijke en temporele variatie in een dataset het voor trenddetectie optimale aantal meetpunten en meetrondes kan worden bepaald. Hiermee kan worden bepaald hoe een vooraf bepaalde minimaal te realiseren betrouwbaarheid tegen de laagst mogelijke kosten kan worden gerealiseerd. Andersom kan ook worden bepaald hoe met een vooraf vastgesteld budget de grootst mogelijke betrouwbaarheid gehaald kan worden.

Tevens wordt in dit artikel een methode beschreven waarmee de invloed van meteorologische omstandigheden op de gemeten concentraties uit de meetreeksen kan worden gefilterd. Bij trendonderzoek is deze neerslagcorrectie noodzakelijk. Wanneer de correctie niet wordt uitgevoerd worden trends die het gevolg zijn van het mestbeleid overstemd door de langjarige variaties in neerslaghoeveelheden. Bovendien brengt neerslagcorrectie een aanzienlijke kostenreductie en/of betrouwbaarheidsverhoging met zich mee.

## 2 Optimalisatie aantal meetpunten en meetronden

### 2.1 Uitgangspunten

Voor het detecteren van een trend gaat het om het vaststellen van een significant verschil in de concentratie tussen verschillende jaren. Om te kunnen vaststellen wat het optimale aantal meetpunten en meetronden is, wordt eerst uitgewerkt hoe een significant verschil tussen twee jaren uit de waarnemingen berekend kan worden.

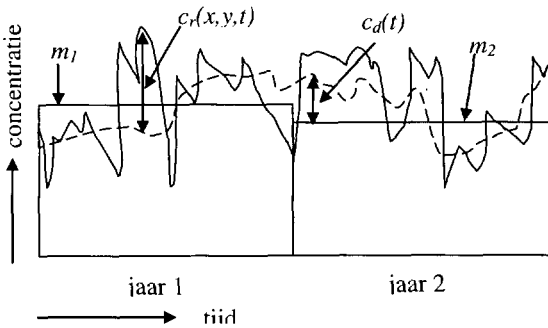
Om de effectiviteit van meetschema's te evalueren moet de ruimtelijke en temporele variabiliteit van concentratie worden gekarakteriseerd. Hiertoe wordt verondersteld dat de concentratie is opgebouwd uit vier componenten:

$$c(x, y, t) = m_k + c_d(t) + c_r(x, y, t) + D(x, y, t)$$

Hierin is:

$c(x, y, t)$	=	De stofconcentratie als functie van ruimte en tijd.
$m_k$	=	De gemiddelde concentratie over het gebied in het jaar $k$ .
$D(x, y, t)$	=	De deterministische component. Deze component bevat de fysisch verklaarbare temporele variatie in ruimte en tijd per meetlocatie. In dit hoofdstuk gaan we ervan uit dat deze component uit de gegevens gefilterd is en wordt de deterministische component gelijk aan nul verondersteld ( $D(x, y, t) = 0$ ). In hoofdstuk 3 wordt nader ingegaan op de deterministische component. Wat overblijft is alle variatie in ruimte en tijd die niet met een deterministisch model weggefilterd kan worden. Dit wordt beschreven met de volgende componenten:
$c_d(t)$	=	De temporele component. Deze is voor een bepaalde datum voor alle locaties gelijk.
$c_r(x, y, t)$	=	De toevallige component. Deze varieert zowel in de tijd als in de ruimte.

In figuur 1 zijn de verschillende componenten voor één bepaalde locatie weergegeven als functie van de tijd. Als het jaargemiddelde in jaar 1 ( $m_1$ ) verschilt van dat van jaar 2 ( $m_2$ ), zoals in de figuur, dan is er sprake van een trend. De trendbepaling komt er dus op neer dat we bepalen of de schatting van het verschil tussen  $m_1$  en  $m_2$  significant verschilt van 0.



Figuur 1: Verschillen componenten van de variatie in de concentraties.

## 2.2 Berekening van het verschil tussen de jaargemiddelde concentratie van twee jaren.

Uit de  $n_r$  meetrondes met  $n_i$  waarnemingen per meetronde wordt eerst een jaargemiddelde concentratie bepaald in twee stappen. De eerste stap is het berekenen van het ruimtelijk gemiddelde van een bepaalde meetronde:

$$\bar{c}_k(t_r) = \frac{1}{n_i} \sum_{i=1}^{n_i} c(x_i, y_i, t_r)$$

Hierin is  $\bar{c}_k(t_r)$  de ruimtelijk gemiddelde concentratie op tijdstip  $t_r$ . Als de toevallige component ongecorrleerd is in ruimte en tijd, is de verwachtingswaarde van dit ruimtelijke gemiddelde gelijk aan:

$$m_k + c_d(t_r)$$

De aanname dat de toevallige component ongecorrleerd is, is geverifieerd met de data uit het voorbeeld in paragraaf 2.5. Indien in een concreet geval wel correlatie aanwezig is moeten de formules worden aangepast.

De tweede stap is het berekenen van het gemiddelde over alle meetronden:

$$\bar{c}_k = \frac{1}{n_r} \sum_{i=1}^{n_r} c(t_i)$$

De verwachtingswaarde van het gemiddelde over alle meetronden in het jaar  $k$  gelijk aan  $m_k$ . De twee stappen leveren dus een representatieve waarde voor de jaargemiddelde gecorrigeerde concentratie voor het gebied.

Tot slot is het verschil tussen de jaargemiddelde concentratie van twee jaren ( $k_1$  en  $k_2$ )

gelijk aan:

$$U_{k_1, k_2} = \bar{c}_{k_2} - \bar{c}_{k_1}$$

Opm.: Indien er een vaste ruimtelijke structuur aanwezig is, is het efficiënter om eerst de trend per meetpunt te bepalen en daarna het ruimtelijk gemiddelde van deze trend. Een eventueel aanwezige vaste ruimtelijke structuur wordt op die wijze op voorhand geëlimineerd. Dit is alleen mogelijk als er in vaste meetpunten wordt gemeten.

### 2.3 Onzekerheid in het verschil tussen jaargemiddelden

Voor het bepalen van een trend zijn we geïnteresseerd in het verschil in concentratie is tussen twee jaren. Als er zeer veel waarnemingen beschikbaar zijn, is het verschil tussen de jaargemiddelde gecorrigeerde concentratie zoals dat uit de waarnemingen wordt berekend, vrijwel gelijk aan het werkelijke verschil:

$$U_{k_1, k_2} \approx m_{k_2} - m_{k_1}$$

Het aantal waarnemingen is echter beperkt, waardoor het berekende verschil behept is met een onzekerheid. Deze onzekerheid kan worden bepaald door de bovengenoemde stappen te volgen, en hierbij na te gaan hoe de beperkte hoeveelheid waarnemingen bij de achtereenvolgende stappen doorwerkt in de onzekerheid.

Er kan worden afgeleid dat de variantie van het jaargemiddelde, zoals dat in de tweede stap wordt berekend, gelijk is aan:

$$\sigma_{\bar{c}_k}^2 = \frac{\sigma_d^2}{n_r^2} \sum_{i=1}^{n_r} \sum_{j=1}^{n_r} \rho_{i,j} + \frac{\sigma_r^2}{n_r n_t}$$

Hierin is:

$$\begin{aligned} \sigma_r^2 &= \text{de variantie van de toevallige component} \\ \sigma_d^2 &= \text{de variantie van de temporele component} \\ \rho_{i,j} &= \text{correlatie als functie van de tijdstippen } i \text{ en } j. \end{aligned}$$

Indien het aantal meetrondes per jaar constant is, is de variantie van het verschil in jaargemiddelde gecorrigeerde concentratie:

$$\sigma_{U_{k_1, k_2}}^2 = \frac{2\sigma_d^2}{n_r^2} \left\{ \sum_{i=1}^{n_r} \sum_{j=1}^{n_r} \rho_{i,j} + \sum_{i=1}^{n_r} \sum_{j=1}^{n_r} \rho_{i, j+n_r} \right\} + \frac{2\sigma_r^2}{n_r n_t}$$

Deze formule geeft de relatie tussen enerzijds de betrouwbaarheid waarmee het verschil in de jaargemiddelde concentratie kan worden vastgesteld en anderzijds het aantal meetlocaties en het aantal meetrondes per jaar. Hiermee kan de meetstrategie (aantal meetlocaties en rondes) worden geanalyseerd. De onzekerheid neemt toe naarmate de ruimtelijke en temporele variatie groter is, en neemt af naarmate er meer meetlocaties of meetrondes zijn.

## 2.4 Schatting van ruimtelijke en temporele variabiliteit

Om de meetstrategie te analyseren zijn schattingen noodzakelijk van de varianties van de toevallige component en van de correlatie van de temporele component. Deze grootheden moeten uit de beschikbare waarnemingen worden bepaald.

Stel dat er in totaal  $N$  meetronden zijn, verdeeld over  $K$  jaren. Per meetronde (datum  $t_\tau$ ) wordt bepaald:

- het steekproefgemiddelde  $\bar{c}(t_\tau)$ ,
- de steekproefvariantie  $s_c^2(t_\tau)$  en
- de variantie van het steekproefgemiddelde  $s_c^2(t_\tau) = \frac{s_r^2}{n_t}$ .

De steekproefvarianties per meetronde zijn een indicatie voor de variantie van de toevallige component. Voor de verschillende meetronden zullen deze steekproefvarianties verschillen. Echter, om de meetstrategie te kunnen analyseren moet een representatieve waarde voor deze variantie worden bepaald. Hiervoor kan eenvoudigheidshalve de gemiddelde steekproefvariantie over alle meetronden worden genomen:

$$s_r^2 = \frac{1}{N} \sum_{\tau=1}^N s_c^2(t_\tau) \approx \sigma_r^2$$

Dit is de schatting voor de variantie van de toevallige component.

Om de variantie van de temporele component te schatten wordt het steekproefjaargemiddelde bepaald volgens:

$$\bar{c}_k = \frac{1}{n_r} \sum_{\tau=1}^{n_r} \bar{c}_k(t_\tau)$$

Vervolgens wordt de totale variantie van de steekproefgemiddelden over alle jaren geschat:

$$s_c^2 = \frac{1}{K} \sum_{k=1}^K \left[ \frac{1}{n_r - 1} \sum_{\tau=1}^{n_r} \{ \bar{c}_k(t_\tau) - \bar{c}_k \}^2 \right]$$

Deze totale variantie is opgebouwd uit twee delen. Het eerste deel is de variatie van de temporele component. Het tweede wordt bepaald door de variantie van de toevallige component. De temporele component kan nu geschat worden met:

$$s_d^2 = s_c^2 - s_r^2 \approx \sigma_d^2$$

De correlatiefunctie kan met een standaardprocedure uit de waarnemingen worden bepaald.

Opmerking: De formules zijn afgeleid voor een regelmatig meetschema met een vast aantal meetpunten per meetronde en een vaste frequentie van de meetrondes. Bij onregelmatige meetschema's (bijvoorbeeld niet equidistant in het jaar) moeten wegingsfactoren worden meegenomen. Hierdoor worden de formules wel iets ingewikkelder, maar het principe verandert niet.

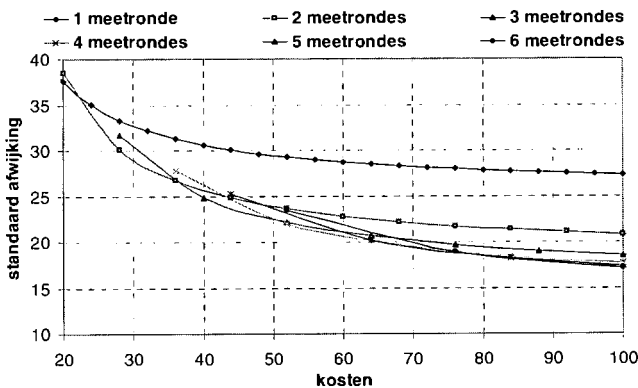
## 2.5 Bepaling optimale aantal meetrondes en meetpunten

Bij wijze van voorbeeld wordt hier het optimale aantal meetrondes en meetlocaties afgeleid voor een dataset met een standaardafwijking in de toevallige component ( $s_r$ ) van = 76 mg/l en een standaardafwijking in de temporele component ( $s_t$ ) van 18 mg/l. Deze waarden zijn ontleent aan gemeten nitraatconcentraties op proefboerderij De Marke. Op deze melkveehouderij is sinds 1990 een project gaande, dat als doel heeft om naast het hebben van een rendabele bedrijfsvoering te voldoen aan alle milieunormen. Op De Marke is gedurende 10 jaar de grondwaterkwaliteit elk jaar bemonsterd. Per meetronde zijn 130–170 grondwatermonsters genomen.

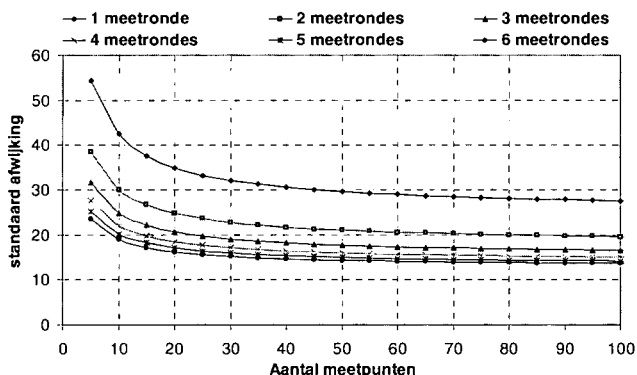
Bij de bepaling van de optimale meetstrategie (aantal meetrondes en meetpunten) moeten de kosten van de meetstrategie kunnen worden afgezet tegen de onzekerheid van het verschil in de jaargemiddelden. De kosten zijn afhankelijk van het aantal meetrondes en meetpunten. De kosten voor een meetnet vallen uiteen in vaste kosten, kosten per meetronde en kosten per monster. Hierbij zijn de vaste kosten en de kosten per meetronde onafhankelijk van het aantal monsters dat genomen wordt. In dit voorbeeld zijn de vaste kosten geschat op € 4000, de kosten per monster op € 800 en de kosten per meetronde op € 4000.

Het optimale aantal meetrondes bij een bepaald budget of een bepaalde maximale standaardafwijking is weergegeven in figuur 2. Vervolgens kan het bijbehorende optimale aantal meetlocaties uit de grafiek in figuur 3 worden afgelezen. Twee voorbeelden:

**Voorbeeld 1: De maximale standaardafwijking is gesteld op 25 mg/l.**



**Figuur 2:** Kosten uitgezet tegen de standaardafwijking van het verschil tussen 2 jaargemiddelden bij verschillende meetfrequenties.



**Figuur 3:** Aantal meetpunten uitgezet tegen de standaardafwijking van het verschil tussen twee jaargemiddelden bij verschillende meetfrequenties.

In de bovenste grafiek kan worden afgelezen dat 3 meetrondes het goedkoopst is (€ 40.000). In de onderste grafiek kan het bijbehorende aantal meetpunten worden afgelezen. Bij een standaardafwijking van 25 mg/l en drie meetrondes is het optimale aantal meetlocaties 10.

**Voorbeeld 2: De maximale kosten zijn gesteld op €40.000.**

In de bovenste grafiek kan worden afgelezen dat de laagste standaardafwijking kan worden bereikt bij 3 meetrondes. De laagst haalbare standaardafwijking is dan 25 mg/l.

In de onderste grafiek kan worden afgelezen wat het bijbehorende optimale aantal meetlocaties is. Bij een standaardafwijking van 25 mg/l en 3 meetrondes is het optimale aantal meetpunten 10.

De bepaling van de optimale meetstrategie is sterk afhankelijk van de gewenste standaardafwijking, het beschikbare budget, de ruimtelijke en temporele variabiliteit en de meetkosten. De grafieken in figuur 2 en 3 zijn gebaseerd op een spreadsheet waarin deze parameters gevarieerd kunnen worden. Hierdoor is het mogelijk voor elke situatie de optimale meetstrategie te bepalen.

### 3 Terugbrengen temporele variatie door neerslagcorrectie

#### 3.1 Uitgangspunten

Zoals in het eerste deel van dit artikel duidelijk is geworden, zijn de kosten van een meetnet afhankelijk van de gewenste betrouwbaarheid en van de variatie in de meetgegevens. Wanneer de variatie in de meetgegevens kan worden gereduceerd, kan hetzelfde betrouwbaarheidsdoel met lagere kosten gerealiseerd worden. De temporele variatie in een meetpunt wordt hoofdzakelijk bepaald door:

- 1 de bemonsteringsmethode (type meetpunten, filterlengte en meetdiepte);
- 2 temporele variatie in neerslag- en verdampingshoeveelheden;
- 3 temporele variatie in de uitspoeling / belasting.

De monitoring van het grondwater heeft vrijwel altijd tot doel om de temporele variatie (trend) als gevolg van de uitspoeling/belasting (punt 3) vast te stellen. De overige oorzaken

van variatie (punten 1 en 2) dienen zoveel mogelijk geëlimineerd te worden. Hieronder zal eerst kort worden ingegaan op de invloed van de bemonsteringsmethode (punt 1) op de temporele variatie in de meetgegevens. Vervolgens zal worden beschreven hoe de temporele variatie uit de meetgegevens kan worden gefilterd.

### 3.2 Optimale bemonsteringsmethode

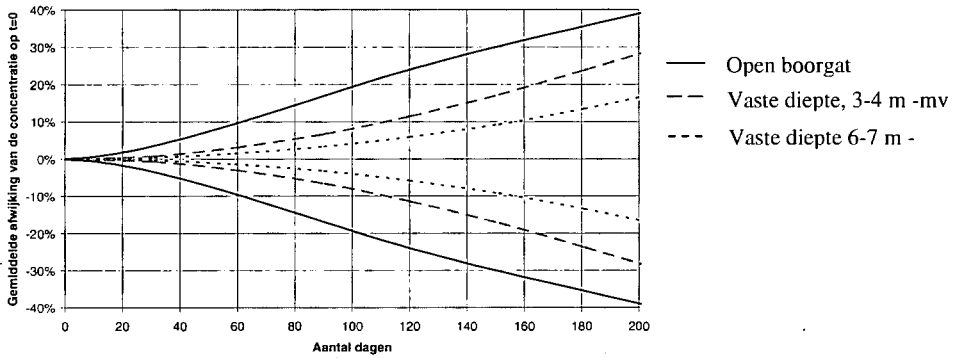
In Rozemeijer en Broers (2004) werd reeds beschreven wat de invloed van de bemonsteringsmethode (punt 1) is op de temporele variatie in de meetgegevens. Uit modelsimulaties en veldmetingen bleek dat in vaste meetpunten (peilbuizen) de temporele variatie op korte termijn (maanden) vele malen kleiner is dan in tijdelijke meetpunten (open boorgat-methode). Dit komt doordat bij de open boorgat-methode steeds de bovenste meter van het grondwater wordt bemonsterd. De gemeten concentraties zijn sterk afhankelijk van de bemonsteringsdiepte en bij de open boorgat-methode dus ook van de grondwaterstand op het moment van monsternamen. De relatief snelle fluctuaties in de grondwaterstand hebben derhalve veel invloed op de gemeten stofconcentraties. Bij het meten in vaste peilbuizen ligt de bemonsteringsdiepte vast en hebben grondwaterstandsfluctuaties geen invloed op de meetresultaten.

Naast het type meetpunten bleken ook de filterlengte en de meetdiepte invloed te hebben op de temporele variatie in de meetgegevens (Rozemeijer en Broers, 2004). Bij een lang filter wordt de temporele variatie meer uitgedempt dan bij een kort filter. De temporele variatie dempt ook uit met de diepte. Toch is het niet zondermeer voordelig om op grotere diepte te meten, aangezien veranderingen aan het maaiveld daar pas later kunnen worden gedetecteerd.

In figuur 4 is het verschil tussen open boorgatmetingen en vaste meetpunten met een 1 meter lang filter geïllustreerd voor een voorbeeldlocatie op De Marke (zie ook Rozemeijer en Broers, 2004). De grafiek toont de gemiddelde afwijking tussen de op  $t = 0$  gemeten concentratie en de werkelijke concentratie op tijdstip  $t$ . Deze gemiddelde afwijking, ofwel de onzekerheid over de werkelijke concentratie, is op het moment van de meting gelijk aan nul en neemt toe met de tijd. Wanneer men de gemiddelde afwijking niet groter wil laten worden dan 10% is er bij open boorgat metingen al na 60 dagen een nieuwe meting nodig. Dit zou neerkomen op ongeveer 6 meetronden per jaar. Bij metingen op een vaste diepte hoeft pas na 110 dagen (ongeveer 3 meetronden per jaar) opnieuw gemeten te worden. Dit betekent dat het concentratieverloop met een twee keer zo lage meetfrequentie gevolgd kan worden. Bij een vast filter op grotere diepte (6–7 m) is een volgende meting pas na 160 dagen nodig (ongeveer twee meetronden per jaar).

In de bovenstaande analyse is nog een extra belangrijke oorzaak van de grote variatie in open boorgatmetingen niet meegerekend. Bij de open-boorgatmethode wordt gebruikt gemaakt van tijdelijke boorgaten, die na de bemonstering weer worden dichtgemaakt. De eerstvolgende bemonstering wordt niet op exact dezelfde plaats in het perceel gedaan. Hierdoor draagt ook de ruimtelijke variatie op het perceel bij aan de variatie in de meetgegevens.





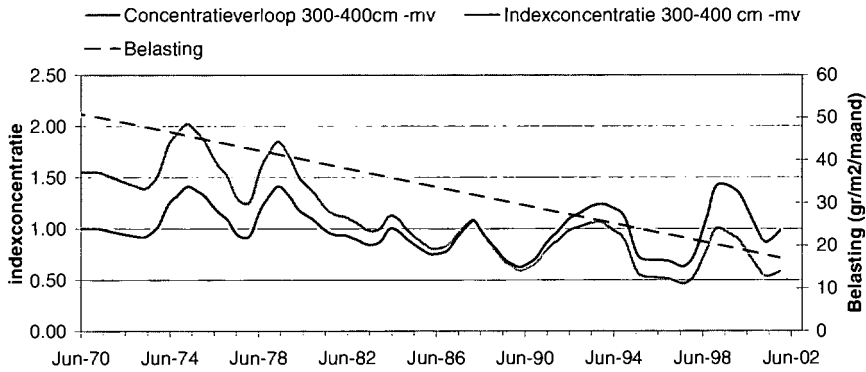
**Figuur 4:** Toename van de gemiddelde afwijking van de concentratie op  $t = 0$  met de tijd.

### 3.3 Neerslagcorrectie

De belangrijkste natuurlijke oorzaak van de temporele variatie in de grondwaterkwaliteit is de temporele variatie in de meteorologische condities (punt 2). Correctie van de meetgegevens voor deze neerslaginvloed zal de temporele variatie aanzienlijk verminderen. Er is echter nog een tweede belangrijke reden om de meetgegevens te corrigeren. Men is immers niet geïnteresseerd in trends in de grondwaterkwaliteit die het gevolg zijn van natuurlijke weersomstandigheden. Om trends te kunnen detecteren die het gevolg zijn van afnemende belasting aan maaiveld, is het noodzakelijk de gegevens eerst te corrigeren voor meteorologische invloeden.

De correctie kan worden uitgevoerd met behulp van de door Boumans e.a. (1997) geïntroduceerde indexconcentratie. De indexconcentratie is de concentratie in het grondwater van een fictieve conservatieve stof, die continu met een constante gewichtshoeveelheid per  $m^2$  aan het oppervlak wordt toegevoegd. De belastingshoeveelheid per  $m^2$  is zodanig, dat de langjarig gemiddelde concentratie in het infiltrerende water gelijk is aan 1. De indexconcentratie varieert rond deze gemiddelde waarde van 1 als gevolg van variërende neerslag- en verdampingshoeveelheden. Voor de correctie moet de indexconcentratie voor hetzelfde dieptetraject zijn berekend als dieptetraject van het filter van het bemonsterde meetpunt. Een meetpunt met een filter op een diepte van 3–4 m beneden maaiveld moet derhalve ook gecorrigeerd worden met de indexconcentratie van 3–4 m beneden maaiveld.

In figuur 5 wordt een fictieve voorbeeldsituatie geschetst, waarbij de correctiemethode is getest. In Rozemeijer en Broers (2004) is reeds beschreven hoe de indexconcentratie kan worden berekend met behulp van Hydrus-1D (Simunek e.a., 1998). Hydrus-1D is een programma waarmee het transport van water en stoffen door verzadigde en onverzadigde media kan worden gemodelleerd. Met dit programma is een model gemaakt van een bodemkolom op een perceel bij proefboerderij De Marke (Hengelo, Gelderland). Op deze boerderij is sinds 1990 een project gaande, dat als doel heeft om, naast het voeren van een rendabele bedrijfsvoering, te voldoen aan alle milieunormen. Met het model is de indexconcentratie berekend voor een vast meetpunt met een 1 meter lang filter op een diepte van 300–400 cm beneden maaiveld. Dit is de meter grondwater onder de gemiddeld laagste grondwaterstand (GLG) op deze locatie (zie ook Rozemeijer en Broers (2004)). Het verloop van de indexconcentratie is weergegeven in figuur 5.



**Figuur 5:** De indexconcentratie en het concentratieverloop bij een afnemende belasting aan maaiveld.

Bij de berekening van de indexconcentratie is de fictieve conservatieve stof met een constante belasting aan het maaiveld toegevoegd. Voor dit rekenexperiment is de modelberekening opnieuw uitgevoerd met een lineaire trend in de maaiveldbelasting in de plaats van met een constante belasting. De maaiveldbelasting en het berekende concentratieverloop zijn weergegeven in figuur 5. Dit concentratieverloop op een vaste diepte van 300–400 cm – mv is in dit rekenvoorbeeld het ‘gemeten’ concentratieverloop, dat gecorrigeerd moet worden voor de meteorologische condities. In het gecorrigeerde concentratieverloop moet de lineaire afname in de belasting zichtbaar zijn. Er zijn twee manieren om de correctie uit te voeren:

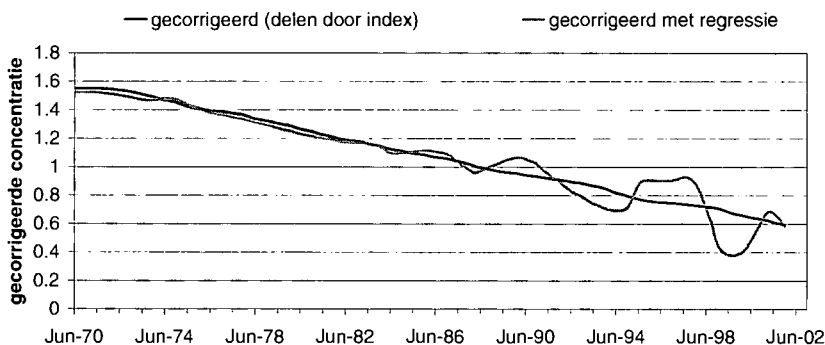
- 1 Het ‘gemeten’ concentratieverloop wordt gedeeld door de indexconcentratie.
- 2 Het ‘gemeten’ concentratieverloop wordt via regressieanalyse gecorrigeerd.

Deze tweede methode wordt door het RIVM (Hendriks en Boumans, 2001) gebruikt om nitraatgegevens te corrigeren uit regionale meetnetten, zoals de provinciale bodem- en grondwaterkwaliteitsmeetnetten. De indexconcentratie wordt bij deze regressiemethode uitgezet tegen de gemeten concentraties. Vervolgens wordt een lineair regressiemodel berekend met de concentratie als afhankelijke en de indexconcentratie als onafhankelijke variabele:

$$\text{concentratie} = a (\text{indexconcentratie}) + b$$

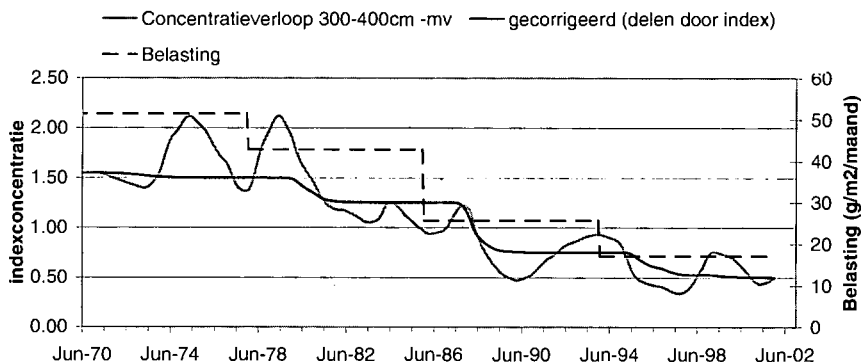
Hierbij zijn  $a$  en  $b$  de regressieconstanten. Met dit regressiemodel worden nieuwe concentraties berekend. Vervolgens wordt het verschil (het residu) berekend tussen deze berekende concentraties en de gemeten concentraties. Het residu is de variatie in de meetgegevens, die niet kan worden verklaard met het regressiemodel. Deze variatie wordt toegeschreven aan de variatie in de belasting. De gecorrigeerde concentraties worden vervolgens berekend door het residu op te tellen bij de langjarige gemiddelde concentratie.

Bij de provinciale meetnetten waarvan de gegevens worden gecorrigeerd, wordt dit niet per meetpunt gedaan, maar voor de gehele dataset. Daarom worden de gegevens niet alleen voor de meteorologische condities, maar ook voor variaties bodemeigenschappen en grondwaterstand gecorrigeerd. Dit wordt gedaan door middel van multiple regressie in de plaats van de hierboven beschreven enkelvoudige regressie. Bij dit rekenvoorbeeld is echter uitgegaan van één meetlocatie, zodat de gemeten concentraties alleen gecorrigeerd hoeven worden voor meteorologische condities middels enkelvoudige regressie.



**Figuur 6:** De resultaten van de twee beschreven methoden voor neerslagcorrectie.

De resultaten van de twee correctiemethodes zijn weergegeven in figuur 6. Bij de correctie door te delen door de indexconcentratie komt de lineaire afname van de belasting goed terug in de gecorrigeerde concentraties. Bij de regressiemethode treden nog grote fluctuaties op in de gecorrigeerde concentraties. Het principe van de regressiemethode blijkt niet goed te werken, wanneer er trends in de grondwaterkwaliteit zitten, die niet het gevolg zijn van neerslag- en verdampingsvariaties. Het regressiemodel (de verhouding tussen de gemeten concentraties en de indexconcentratie) is dan tijdsafhankelijk. De methode gebruikt echter hetzelfde regressiemodel voor de gehele meetperiode. Aan de regressiemethode kleeft ook een praktisch bezwaar. Het langjarige gemiddelde heeft een grote invloed op de resultaten van de correctie. De meeste meetnetten die de bovenste grondwaterkwaliteit monitoren zijn echter nog niet lang genoeg operationeel om een goed langjarig gemiddelde vast te kunnen stellen.



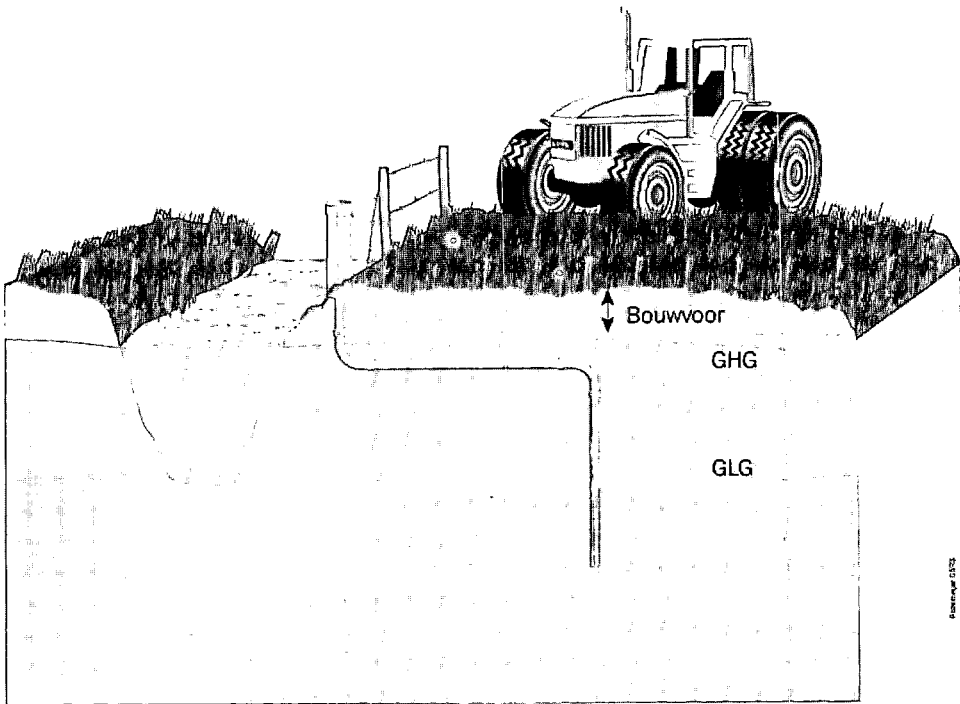
**Figuur 7:** Het concentratieverloop bij plotselinge veranderingen in de belasting aan maaiveld en de resultaten van de neerslagcorrectie.

De correctie voor meteorologische condities door te delen door de indexconcentratie is nogmaals uitgevoerd, ditmaal met een geblokte trend in de belasting. De belasting, het concentratieverloop en het gecorrigeerde concentratieverloop zijn weergegeven in figuur 7. De geblokte trend komt goed terug in het gecorrigeerde concentratieverloop. Wat hierbij opvalt, is de vertraging van enkele jaren die wordt veroorzaakt door de reistijd van de

conservatieve stof tot 3-4 meter diepte. Hiernaast nemen de gecorrigeerde concentraties geleidelijker af dan de belasting. Dit wordt voornamelijk veroorzaakt door de menging over het 1 meter lange dieptetraject. Diffusie en dispersie spelen hierbij echter ook een kleine rol.

### 3.4 Meetnetinrichting ten behoeve van neerslagcorrectie

De correctie voor meteorologische invloeden is alleen mogelijk met een nauwkeurig berekenende indexconcentratie. Hoe minder nauwkeurig de indexconcentratie, des te minder de afname van de temporele variatie na de correctie. Een nauwkeurige berekening is alleen mogelijk voor vaste meetpunten. Bij open boorgatmetingen is de temporele variatie erg groot doordat de snel fluctuerende grondwaterstand invloed heeft op de gemeten concentraties. Bovendien worden de monsters steeds op andere plaatsen in het perceel genomen, waardoor er tevens ruimtelijke variatie in de meetgegevens zit (Rozemeijer en Broers, 2004).



**Figuur 8:** Om een representatief monster op enige afstand van de rand van een landbouwperceel te nemen, kan een peilbuis aan een horizontale buis worden gekoppeld en aan de perceelsrand worden afgewerkt.

Om de bovenstaande redenen wordt in deze paragraaf uitgegaan van de correctie van de meetgegevens van vaste meetpunten (peilbuizen) met een filterlengte van 1 meter. Met deze filterlengte wordt de variatie binnen het jaar als gevolg van seizoensinvloeden en bemestingsmomenten uitgemiddeld. In vaste meetpunten hebben grondwaterstandsfluctu-

aties geen invloed en is de temporele variatie in de stofconcentraties veel kleiner, waardoor een goede modellering van de indexconcentratie wel mogelijk is. Het nadeel van vaste meetpunten is, dat ze de normale bedrijfsvoering op landbouwpercelen hinderen. Om toch een representatief beeld te krijgen van de ondiepe grondwaterkwaliteit in een landbouwperceel, kan een peilbuis ondergronds worden gekoppeld aan een horizontale buis richting de perceelsrand (zie figuur 8).

Om de indexconcentratie met voldoende precisie te berekenen moet dit per meetpunt worden gedaan. De factoren die de indexconcentratie beïnvloeden (neerslagoverschot en plaatselijke hydrologische situatie) zijn uniek voor elk meetpunt. Voor een goede berekening van de indexconcentratie dienen per meetpunt de volgende gegevens beschikbaar te zijn:

Bodembeschrijving van de vaste meetlocatie. De parameters die de stroming door de onverzadigde en verzadigde bodem beschrijven kunnen worden bepaald aan de hand van het kleigehalte, het leemgehalte, het organische stofgehalte en de mediaan van de zandfractie.

Het grondwaterstandsverloop op de meetlocatie. Met het grondwaterstandsverloop kan het hydrologische model voor de berekening van de indexconcentratie gekalibreerd worden. Representatieve neerslag- en verdampingsgegevens voor de meetlocatie.

De variatie in meteorologische condities is normaal gesproken de grootste oorzaak van de temporele variatie in de concentraties. Hierdoor kan aan de hand van het gemeten concentratieverloop worden vastgesteld of de indexconcentraties goed berekend zijn. Pieken en dalen in de indexconcentratie en de gemeten stofconcentraties moeten samenvallen. Wanneer dit niet het geval is kunnen de gemeten concentraties niet met de betreffende indexconcentraties worden gecorrigeerd. Om dit vast te kunnen stellen moet de initiële meetfrequentie hoog genoeg zijn om het verloop van de stofconcentraties met voldoende zekerheid te bepalen. In het voorbeeld in figuur 4 kan het concentratieverloop op deze locatie op De Marke met 3 metingen per jaar goed in beeld worden gebracht. Wanneer het model gevalideerd is en de correctie goed werkt, kan de meetfrequentie aanzienlijk worden gereduceerd. De nieuwe meetfrequentie is dan afhankelijk van de overgebleven temporele variatie na de neerslagcorrectie (zie hoofdstuk 2).

### 3.5 Kostenreductie

In de theoretische voorbeelden van figuur 5, 6 en 7 wordt alle temporele variatie uit de gemeten concentratiereeks gefilterd. In de praktijk zullen onzekerheden in de bodemopbouw en in de meetgegevens (monsteranalyses, grondwaterstandsmetingen en neerslag) ervoor zorgen dat de temporele variatie niet voor 100% uit de meetgegevens kan worden gefilterd. Met de eerder beschreven methode voor de bepaling van de optimale meetstrategie kan de kostenreductie door de neerslagcorrectie worden vastgesteld. Omdat niet exact bekend is welk deel van de temporele variatie bij toepassing in de praktijk zal overblijven wordt de kostenreductie bepaald bij 25%, 50% en 75% reductie van standaarddeviatie van de temporele component (sd). Hierbij wordt uitgegaan van het eerder besproken voorbeeld met een standaard deviatie van de temporele component van 18 mg/l en van de toevallige component van 76 mg/l. De gewenste maximale standaarddeviatie van het verschil tussen twee jaargemiddelden is wederom gesteld op 25 mg/l. De resultaten zijn weergegeven in tabel 1. In de tabel staat tussen haakjes het bijbehorende aantal meetronden ( $r$ ) en meet-

punten (p). De kosten blijken aanzienlijk af te nemen wanneer een deel van de temporele variatie uit de meetgegevens wordt gefilterd.

De verwachting is dat bij het gebruik van vaste meetpunten in combinatie met neerslagcorrectie ook de standaarddeviatie in de toevallige temporele en ruimtelijke component zal afnemen. Hierdoor zal de ook standaarddeviatie in deze component lager zijn dan de 76 mg/l van de voorbeeld-dataset van De Marke. In dit geval zullen de kosten nog sterker worden teruggebracht. In tabel 1 zijn ook de kosten weergegeven bij 25% en 50 % reductie van de toevallige component.

**Tabel 1:** Kostenreductie door neerslagcorrectie.

Reductie temporele variatie	Kosten zonder reductie toevallige component	Kosten bij 25 % reductie toevallige component	Kosten bij 50 % reductie toevallige component
0 %	€ 40.000 (3r-10p)	€ 28.000 (2r-10p)	€ 21.600 (2r-6p)
25 %	€ 33.000 (2r-13p)	€ 24.800 (2r-8p)	€ 16.000 (1r-10p)
50 %	€ 28.000 (1r-25p)	€ 20.000 (1r-15p)	€ 13.600 (1r-7p)
75%	€ 24.000 (1r-20p)	€ 16.800 (1r-11p)	€ 12.000 (1r-5p)
100%	€ 22.400 (1r-18p)	€ 16.000 (1r-10p)	€ 12.000 (1r-5p)

#### 4 Conclusies

In dit artikel is een methode beschreven om een optimale meetstrategie voor trenddetectie in de grondwaterkwaliteit te bepalen. Dit wordt gedaan aan de hand van de standaarddeviatie van de temporele en de toevallige component in een dataset. De beschreven methode kan worden gebruikt om het aantal meetrondes en meetlocaties vast te stellen, waarmee een gewenste betrouwbaarheidsdoelstelling met zo laag mogelijke kosten gehaald kan worden. Andersom kan bij een bepaald budget worden bepaald bij welke meetstrategie de grootste betrouwbaarheid wordt bewerkstelligd. De in de praktijk veel gebruikte meetfrequentie van één meetronde per jaar blijkt in veel situaties niet het meest kosteneffectief te zijn.

In dit artikel is tevens beschreven hoe de meetgegevens kunnen worden gecorrigeerd voor neerslaginvloeden. Deze neerslagcorrectie is noodzakelijk, omdat eventuele trends als gevolg van verminderde uitspoeling van landbouwstoffen worden overstemd door langjarige patronen in neerslaghoeveelheden. Hiernaast kunnen door neerslagcorrectie de kosten voor monitoring van grondwaterkwaliteit flink worden gereduceerd. Met neerslagcorrectie wordt immers een groot deel van de temporele variatie uit de meetgegevens gefilterd kan worden. Voorwaarde voor neerslagcorrectie is dat de metingen zijn gedaan in vaste meetpunten. Helaas is er geen dataset beschikbaar die qua meetmethode en meetfrequentie voldoet aan de in dit artikel beschreven eisen om neerslagcorrectie uit te kunnen voeren. Hierdoor is het vooralsnog niet mogelijk de neerslagcorrectie in de praktijk te testen.

## Literatuur

- Boumans, L., G. van Drecht, B. Fraters, T. de Haan en W. de Hoop (1997)** Effect van neerslag op nitraat in het bovenste grondwater onder landbouwbedrijven in de zandgebieden: gevolgen voor de inrichting van het Monitoringsnetwerk effecten mestbeleid op Landbouwbedrijven (MOL); RIVM rapport nr 714831002.
- Hendriks, B. en L.J.M. Boumans (2001)** Neerslagcorrectiemethode voor provinciale nitraatgegevens; RIVM, Bilthoven.
- Rozemeijer, J. en Broers, H.P. (2004)** Temporele variatie bij grondwaterkwaliteitsmonitoring 2: modelresultaten; in: Stromingen, jrg 10, nr 2, pag 37–50.
- Simunek, J., M.Th. van Genuchten en M. Sejna (1998)** HYDRUS-1D, version 2.01, code for simulating the one-dimensional movement of water, heat and multiple solutes in variably saturated porous media; US Salinity Laboratory, USA.

