

6. Maatregelen gericht op verhoging van de grondwaterstand en stijghoogte

6.1 Inleiding

Herstel van verdroogde gebieden zal in de eerste instantie gericht zijn op herstel van de hydrologische randvoorwaarden die bepalend waren voor de natuurwaarden op grond waarvan het gebied ooit als natuurgebied is aangewezen. Zoals aangegeven in hoofdstuk 2 zijn vooral de grondwaterstand en de stijghoogte, die bepalend zijn voor het al dan niet optreden voor kwel, belangrijke hydrologische parameters. In dit hoofdstuk wordt aangegeven welke maatregelen genomen kunnen worden om grondwaterstanden en stijghoogte te verhogen. Daarbij is gebruik gemaakt van gegevens die ook in een afzonderlijk rapport over hydrologisch maatregelen tegen verdroging zullen worden uitgebracht (Maas & Meuleman, 2000 indruk).

6.2 Verdampingsreductie door omzetting van bos

6.2.1 Verdamping en grondwateraanvulling

Bossen met donker naalddhout (o.a. Fijnspar) hebben een hoger waterverbruik dan andere bostypen en lage, kruidachtige vegetaties. Door het omzetten van donker naalddhout in loofbos, licht naalddhout (bv. Grove den) of andere vegetatietypen, neemt de grondwateraanvulling toe. Een optimale toename van de grondwateraanvulling is mogelijk indien zand de gelegenheid krijgt te stuiven.

Het gedeelte van de neerslag dat beschikbaar komt voor de aanvulling van de grondwatervoorraad is gelijk aan het verschil tussen neerslag en verdamping. De grootte van de neerslag en de verdamping hangen samen met de meteorologische omstandigheden. Afgezien daarvan treden er plaatselijk verschillen in de verdamping op die samenhangen met het type en de dichtheid van de begroeiing. Zo is de verdamping van kale grond klein, maar kan deze in een dicht naaldbos soms gelijk zijn aan de hoeveelheid neerslag.

Om een indruk te krijgen van de verdamping wordt gebruik gemaakt van de formule van Makkink (1957), die als referentie voor kort gras

geldt. Voor andere typen begroeiingen kan deze verdamping met behulp met zogenaamde gewasfactoren worden omgerekend (Hooghart, 1987). In tabel 7 wordt hiervan een voorbeeld gegeven. De gewasfactoren zijn globaal en gebaseerd op literatuurgegevens (o.a. Spijksma et al., 1996). Voor donker naaldbos kan als vuistregel worden aangehouden dat het omzetten van donker naaldbos naar loofbos kan resulteren in een toename van de grondwateraanvulling met 15% van de neerslaghoeveelheid, en dat bij kappen van het bos een toename van de grondwateraanvulling met ruim een derde van de neerslaghoeveelheid is te verwachten.

Tabel 7 Gewasfactoren en verdamping bij een Makkink-verdamping van 500 mm/jr.

Gewas	Gewasfactor	Verdamping (mm/jr)
Kaal duinzand	0,4	200
Laagveen	1,0	500
Hoogveen	1,2	600
Schraalgrasland	1,0	500
Duinvegetatie (droog)	0,7	350
Heide	0,8	400
Naaldbos	1,2	600
Donker naaldbos	1,3	650
Loofbos	1,1	550

Door de stijging van de grondwateraanvulling zakt de grondwaterstand minder ver weg aan het einde van het groeiseizoen ten opzichte van de huidige situatie (gemiddeld laagste grondwaterstand); in droge bossen werkt de maatregel echter ook door op de gemiddeld hoogste grondwaterstand. De omvang van de grondwaterstandsstijging is afhankelijk van de omvang van de bospercelen, maar ook de positie van locatie waar de maatregel uitgevoerd wordt ten opzichte van drainerende middelen (rivieren, beken, sloten).

Verloveren (het vervangen van naaldbomen door loofbomen) van bossen speelt met name in het duingebied (o.a. de Wadden en Hollandse duinen) en op de pleistocene zandgronden. Het effect van verlovering op de grondwaterstand hangt sterk af van de ruimtelijke afmetingen van het bos. In het volgende worden twee gevallen kort uitgewerkt, namelijk (1) een strookvormig bos, met de lengterichting evenwijdig aan de richting van de drainagebasis van een gebied, en (2) een cirkelvormig bos.

6.2.2 Verlovering van een strookvormig bos in een duingebied

Als voorbeeld is een duingebied genomen. De drainagebasis wordt hier gevormd door enerzijds de kust en anderzijds de binnenduinrand. Figuur 19 geeft het rekenschema weer voor een strookvormig bos in een natuurgebied. De winst aan grondwateraanvulling per meter natuurgebied (loodrecht op het vlak van tekening gerekend) is:

$$q = \Delta E \cdot b \quad (1)$$

waarin:

q = grondwateraanvulling (m^2/d)

ΔE = afname van de evapotranspiratie (m/d)

b = breedte van de bosstrook (m)

Voor een eerste indruk van het effect op de stijghoogte kan deze schijnbare aanvulling geconcentreerd genomen worden in het centrum van de bosstrook. De grootste stijging h van de grondwaterspiegel is dan te berekenen met de formule:

$$h = \frac{\Delta E}{kD} \frac{b}{B} a (B-a) \quad (2)$$

waarin:

ΔE = afname van de verdamping (m/d)

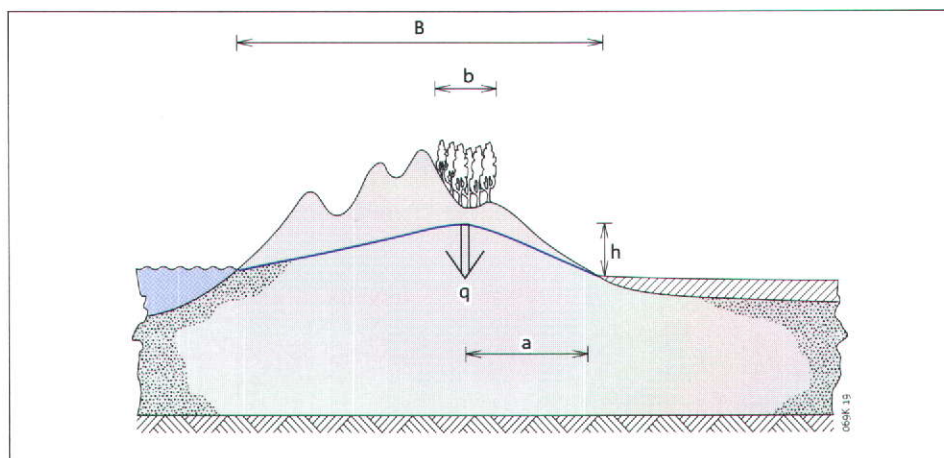
kD = doorlaatvermogen van het watervoerende pakket (m^2/d)

b = breedte van de bosstrook (m)

B = breedte van het natuurgebied (m)

a = afstand van (het centrum van) de bosstrook tot de drainagebasis (m)

Het effect is sterk afhankelijk van de afstand tot aan het centrum van de bosstrook. Het maximale effect wordt berekend in het centrum van het bos. Vanaf het centrum richting drainagebasis (in de figuur 19 rechts de duinrand en links de kust) verloopt het effect op de grondwaterspiegel lineair naar nul. Door de aanvulling in het centrum van de strook geconcentreerd te denken wordt het effect onder het bos overschat, maar buiten het bos wordt het nagenoeg correct berekend. De grootste overschatting treedt precies in het centrum van het bos op, en bedraagt maximaal een factor 2 (namelijk als het gehele duingebied bebost zou zijn met donker naalddhout en verloverd zou worden).



Figuur 19. Verloivering van een strookvormig bos met lengterichting evenwijdig aan de duinstrook. Voor verklaring van de symbolen, zie formules (1) en (2) en het voorbeeld.

Voorbeeld: In een dungebied met breedte 2000 m is een strook van 500 m breedte, grenzend aan de polders, beplant met naalddhout. Dit bos komt in aanmerking voor verloivering. Hoe groot is het effect op de grondwaterstand in de duinen?

Antwoord: Als we mogen aannemen dat de afname van de verdamping ΔE 100 mm/jaar (d.i. 0,00027 m/d) bedraagt, dan is volgens de formule $h = 0,00027/kD \times 500/2000 \times 250(2000-250) = 30/kD$ m. Bij een kD -waarde van (bijvoorbeeld) 500 m²/d komt h uit op 0,06 m. Het effect op de grondwaterstand neemt lineair af naar de duinranden toe, zoals in figuur 19 getekend is.

Deze uitkomst is niet zo indrukwekkend, en dat komt mede doordat het bos aan de rand van de duinen ligt. Als de strook bijvoorbeeld precies middenin de duinen zou liggen, dan zou dezelfde som een waarde $h = 0,135$ m opleveren.

6.3 Kwelschermen in de overgang van duin naar polder

Kwelschermen zijn verticaal aangelegde, kunstmatige barrières (bijv. van folie) in de bodem, waardoor de horizontale grondwaterstroming wordt belemmerd. Door het plaatsen van een kwelscherm remt men de afstroming van grondwater, waardoor de freatische grondwaterstand stijgt. Tevens wordt de waterscheiding in een gebied verplaatst in de richting van het kwelscherm. Het is belangrijk dat het scherm de watervoerende laag goed afsluit, want reeds bij geringe lekkage verliest het een belangrijk deel van zijn functie. Het scherm kan ook aan waarde inboeten als er sprake is van twee of meer watervoerende lagen, terwijl het scherm alleen de bovenste laag afsluit. Kwelschermen zijn vooral

effectief in gebieden met grote verschillen in de freatische stijghoogte op korte afstand, zoals de overgang van duin naar polder (binnenduinrand), de overgang van hoogveenreservaat naar omliggend (gedraineerd) landbouwgebied en de overgangszones van Pleistoceen naar Holoceen. Als voorbeeld wordt het effect van een kwelscherm in het duingebied uitgewerkt. In andere gebieden is de werking vergelijkbaar.

Voor een eerste benadering van het effect van een kwelscherm kan men een eenvoudige formule gebruiken die in 1936 afgeleid werd door Hooghoudt. Figuur 20 geeft een globale schets van de situatie in een duingebied weer. De formule van Hooghoudt beschrijft de opbolling h van de grondwaterspiegel in een landstrook ter breedte B (m), onder een gemiddelde grondwateraanvulling N (m/d). Het verloop blijkt parabolisch te zijn, volgens:

$$h(x) = \frac{N}{2kD} x(B-x) \quad (3)$$

waarin:

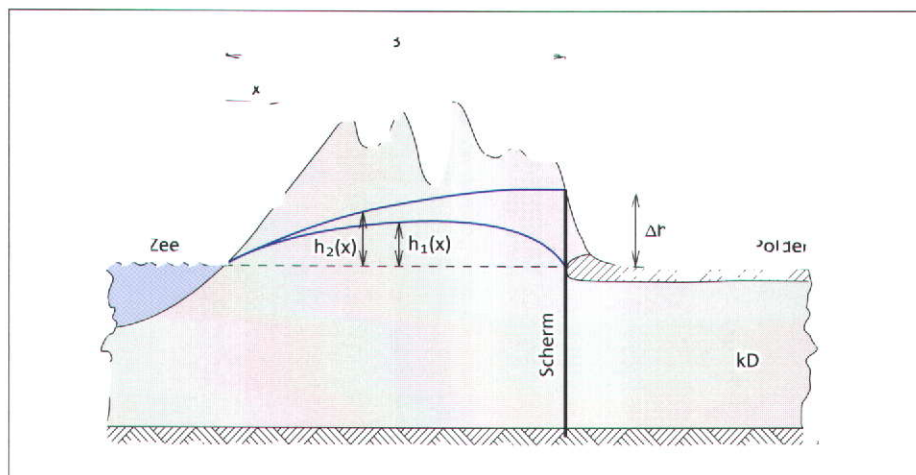
h = opbolling van de grondwaterspiegel (m)

B = breedte landstrook (m)

N = (jaar)gemiddelde grondwateraanvulling (m/d)

kD = doorlaatvermogen van het watervoerende pakket (m²/d)

x = plaatscoördinaat (m)



Figuur 20. Effect van het plaatsen van een zeer lang kwelscherm langs een binnenduinrand. Voor verklaring van de symbolen, zie formule (4).

De oorsprong van de x -coördinaat ligt aan het strand. Als langs de binnenduinrand een zeer lang en diep kwelscherm geplaatst wordt, is het effect dat voortaan al het duinwater naar zee moet afstromen. De waterscheiding, die eerst middenin het duingebied lag, komt nu op de

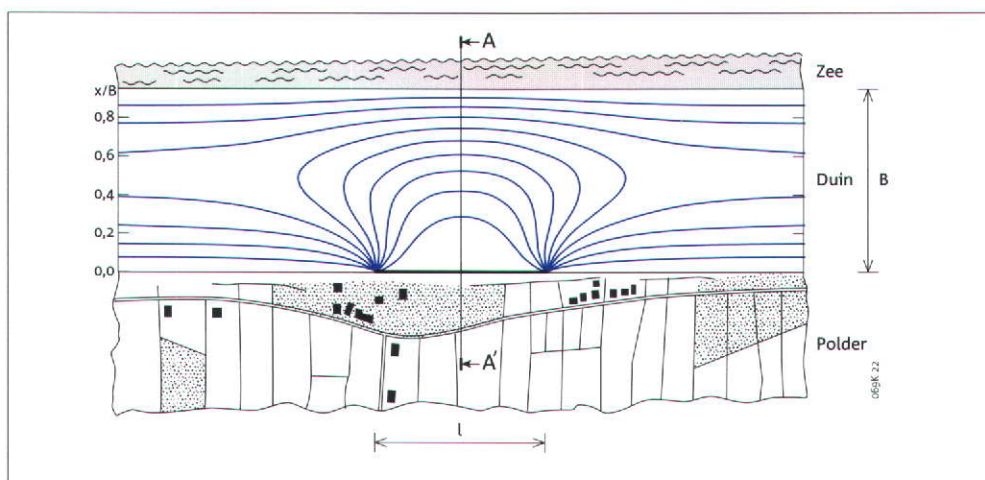
binnenduinrand te liggen. Voor de formule wordt de strook tweemaal zo breed, dus de nieuwe grondwaterstand wordt gegeven door

$$h(x) = \frac{N}{2kD} x(2B-x) \quad (4)$$

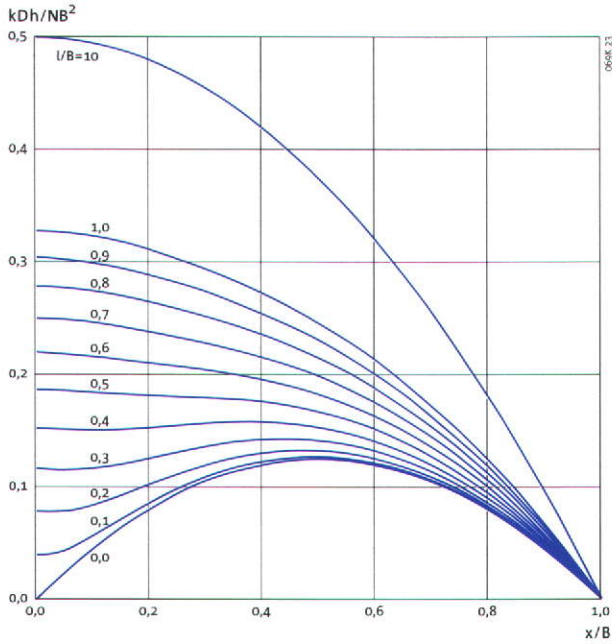
De stijging van de grondwaterstand is het grootst op de plaats van het kwelscherm. Men rekt gemakkelijk uit dat het grondwater daar omhoog komt over een hoogte

$$\Delta h = \frac{NB^2}{2kD} \quad (5)$$

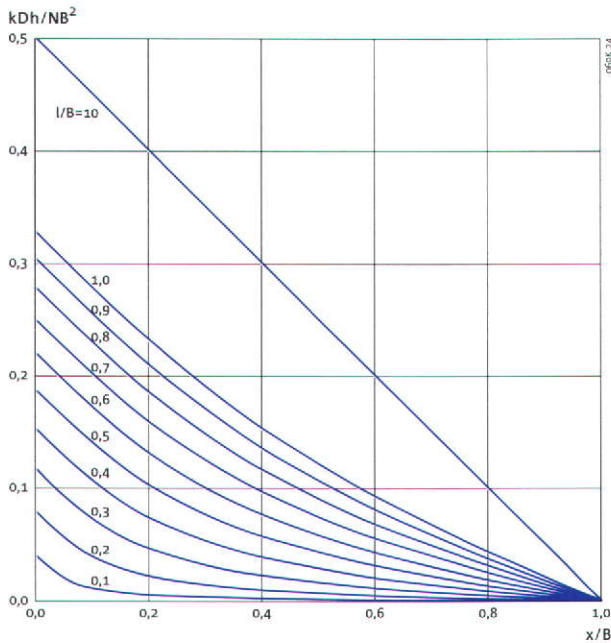
In het algemeen kan dit een grote stijging inhouden. Neem bijvoorbeeld een duinstrook van 2000 m breedte, met een kD -waarde van 500 m^2/d en een gemiddelde grondwater-aanvulling van 0,0065 m/d . Dan stijgt ter plaatse van het kwelscherm de grondwaterstand met $0,0065 \times 2000^2 / (2 \times 500) = 26 \text{ m}$! Men moet echter op dit getal een forse reductie aanbrengen, omdat het scherm nooit oneindig lang is. Dat is in figuur 21 geïllustreerd met een bovenaanzicht, waarin hoogtelijnen van de grondwaterspiegel zijn ingetekend voor een situatie waarin het kwelscherm precies even lang is als de duinstrook breed is. Duidelijk is te zien dat het kwelscherm de grondwaterspiegel wel opstuwt, maar het water kan om het kwelscherm heen zijdelings afstromen. Het opstuwende effect hangt dus ook af van de lengte van het scherm. Figuur 22 geeft het verloop van de grondwaterspiegel langs de raai AA' (zie figuur 21) weer voor verschillende lengten. Figuur 23 geeft alleen de verhoging van de grondwaterspiegel langs dezelfde raai.



Figuur 21. Een kwelscherm van beperkte lengte stuwt het grondwater slechts lokaal op, zodat het langs de uiteinden afstroomt. x = plaatscoördinaat, B = breedte van de duinstrook; l = lengte van het kwelscherm.

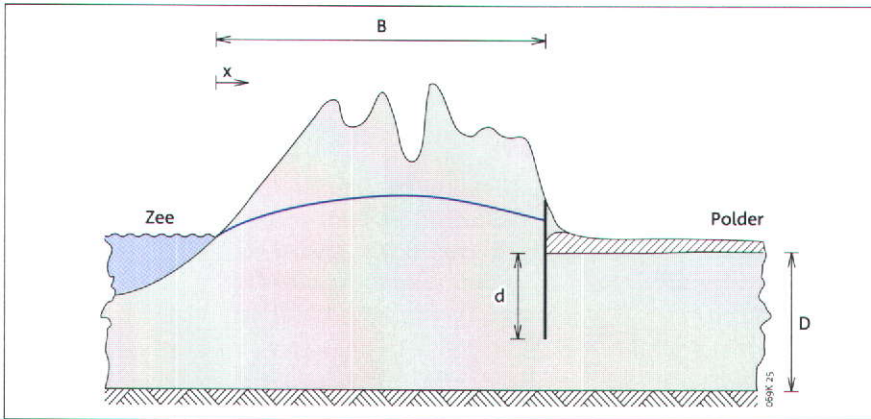


Figuur 22. Grafiek ter bepaling van de grondwaterspiegel in aanwezigheid van een kwelscherm, gezien langs doorsnede A'A (figuur 21). B = breedte van de duinstrook; l = lengte van het kwelscherm. Voor verklaring van de overige symbolen, zie formule (4).



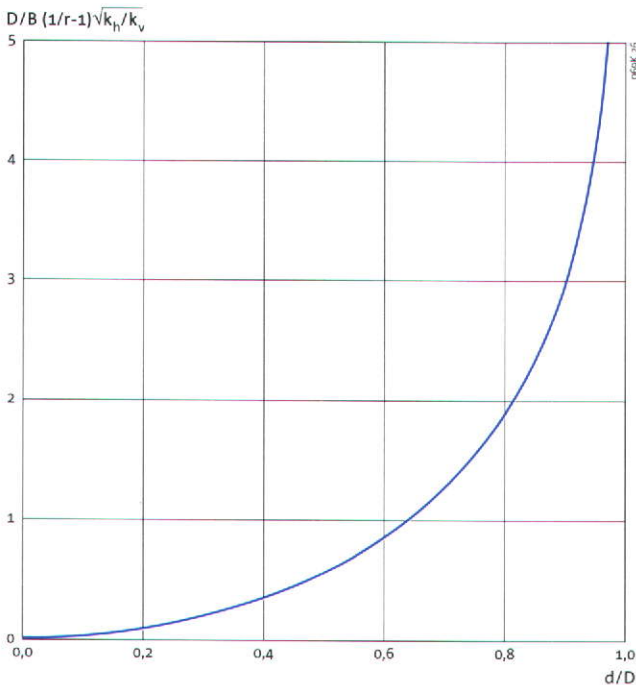
Figuur 23. Grafiek ter bepaling van de verhoging van de grondwaterspiegel ten gevolge van een kwelscherm, gezien langs doorsnede A'A (figuur 21). B = breedte van de duinstrook, l = lengte van het kwelscherm. Voor verklaring van de overige symbolen, zie formule (4).

De bovenstaande beschouwingen over de effectiviteit van kwelschermen veronderstellen dat het kwelscherm het watervoerende pakket geheel afsluit. Als dit niet het geval is, neemt de effectiviteit van het kwelscherm sterk af, doordat er water onder het scherm door kan afstromen (figuur 24). We noemen het kwelscherm dan 'onvolkomen'.



Figuur 24. Onvolkomen kwelscherm. Voor verklaring van de symbolen, zie de tekst.

In geval van een onvolkomen kwelscherm moet het berekende effect vermenigvuldigd worden met een reductiefactor r , die afhangt van de verhouding d/D , en de breedte B van de duinen (figuur 24).



Figuur 25. Grafiek ter bepaling van de reductiefactor r voor onvolkomenheid van het kwelscherm. k_h is de horizontale en k_v de verticale doorlatendheid van het bovenste deel van de bodem; de betekenis van de andere symbolen blijkt uit figuur 24.

De reductie blijkt bovendien af te hangen van de zogenaamde anisotropie van het watervoerende pakket, dat is de verhouding tussen de verticale en de horizontale doorlatendheid. Men schat deze verhouding wel op 1:10, maar er zijn zelden goede gegevens over te vinden. De reductiefactor r kan bepaald worden aan de hand van de grafiek die weergegeven is als figuur 25.

Voorbeeld: Stel dat het watervoerende pakket onder een 2000 m brede duinstrook een dikte heeft van 20 m. Als het scherm tot 1 m boven de ondoorlatende basis reikt, dan is $d/D = 19/20 = 0,95$. Uit de grafiek vinden we daarbij voor de groep

$$\frac{b}{B} \left(\frac{1}{r} - 1 \right) \sqrt{\frac{k_h}{k_v}}$$

een waarde van circa 4. Bij een anisotropie van 1:10 berekenen we hieruit een reductiefactor $r = 0,008$. De met eerdere formules berekende effecten van het kwelscherm moeten dus met 0,008 vermenigvuldigd worden (alléén de effecten van het kwelscherm; niet de grondwaterstanden zelf). Van het hele effect blijft in dit geval dus nog maar 0.8% over!

6.4 Dichten van greppels

In infiltratiegebieden (o.a. heiden en hoogveengebieden) zijn greppels in het verleden aangelegd om te voorkomen dat 'overtollig' regenwater op het maaiveld bleef staan. Als de greppels buiten werking gesteld worden, ontstaan er in natte tijden in natuurlijke laagtes in het landschap plassen, waarvan het water later alsnog kan inzigen. Deze plassen vervullen dus een rol als natuurlijke retentiebekkens: ze helpen direct om water vast te houden.

Hoe groot is de winst die men in een gegeven situatie mag verwachten van het dichtschuiven van greppels? Doorgaans ontbreken afvoermetingen, maar als men beschikt over grondwaterstandsmetingen en over neerslag- en verdampingscijfers (de laatste gegevens zijn te betrekken van het KNMI), dan kan men als volgt inschatten hoeveel millimeter er via bestaande greppels verdwijnt:

Ga na in welke perioden gedurende het jaar er oppervlaktewater aanwezig is in de greppels. Alle neerslag die in die perioden valt wordt door de greppels afgevoerd. Door de greppels dicht te schuiven kan men maximaal die hoeveelheid neerslag als extra aanvulling realiseren.

Heeft men geen grondwaterstandsmetingen, dan kan de terrein-beheerder wellicht nog op grond van ervaring reconstrueren in welke periode de greppels water afgevoerd hebben.

Hoe werkt dit door in de grondwaterstand? We gaan uit van een natuurgebied dat helemaal omgeven wordt door cultuurgebied met een beheerst peil in de oppervlaktewateren. Dat is in Nederland de meest voorkomende situatie. In infiltratiegebieden, zoals heidegebieden, is dit 'omgevingspeil' op te vatten als 'referentiepeil', of 'nulniveau'. De jaargemiddelde grondwaterstand in het natuurgebied, gerekend ten opzichte van dit nulniveau, is rechtevenredig met het jaarlijkse neerslagoverschot, dat op 250 mm gesteld kan worden. Stel nu dat we door het dichtschuiven van greppels het neerslagoverschot jaarlijks met 25 mm weten te verhogen; dat is 10% van het oorspronkelijke neerslagoverschot. Dan stijgt de grondwaterstand ook met 10% ten opzichte van het referentiepeil. Omdat de greppels voornamelijk buiten het groeiseizoen water afvoeren, is het effect van het dichtschuiven in het voorjaar het grootst; groter dan de berekende 10%. Men moet erop rekenen dat het effect in de loop van het groeiseizoen geleidelijk verdwijnt, dus men bereikt met het dichten van greppels vooral een verbetering van de grondwaterstand in winter en voorjaar.

Vaak is niet het hele gebied begreppeld. Voor de berekening moet dan het aantal millimeters water dat jaarlijks door de greppels wordt afgevoerd naar evenredigheid uitgesmeerd worden over het hele gebied.

Voorbeeld: Stel dat men jaarlijks 25 mm water weet vast te houden in het voorheen begreppelde gebied. Als dit gebied de helft van het natuurterrein beslaat, dan houdt men effectief maar 12,5 mm water vast. De grondwaterstand stijgt dan maar met gemiddeld 5% in plaats van 10%. In het voorheen begreppelde gebied is het effect natuurlijk wat groter; daar buiten kleiner.

6.5 Effect van peilbeheer

6.5.1 Effect van slootbeheer

Via sloten kan versnelde afvoer van water plaatsvinden. In tegenstelling tot ondiepe greppels voeren sloten ook water af in tijden waarin de grondwaterstand beneden maaiveld staat. Beperking van de afvoer kan bewerkstelligd worden door de sloten kleiner te dimensioneren of zelfs geheel te dempen. De hoeveelheid water die hierdoor geconserveerd kan worden, is alleen te bepalen indien de slootafvoer gemeten wordt met behulp van meetstuwen. De grondwaterstandsstijging die het gevolg is van het dempen van een sloot kan vervolgens berekend worden op grond van de gegevens van de meetstuw en de oppervlakte van een terrein dat door de betreffende sloot gedraineerd wordt. Het

effect op de grondwaterstand is daarna weer in te schatten op de manier die onder in paragraaf 6.4 werd aangegeven.

Voorbeeld: Uit metingen blijkt dat de sloten $250 \text{ m}^3/\text{jaar}$ hebben afgevoerd uit een natuurterreintje met een oppervlakte van 1 ha. Dan is de afgevoerde waterschijf $250 \text{ m}^3 / 10.000 \text{ m}^2 = 25 \text{ mm}$. Dit is 10% van het gemiddelde neerslagoverschot, dus als de sloten gedempt worden bereikt men een verhoging van de grondwaterstand (ten opzichte van het omgevingspeil) met 10%. Als het meetjaar nat was, zal deze schatting voor de gemiddelde situatie wat optimistisch zijn; bij een droog meetjaar geldt het omgekeerde.

Net als bij greppels treedt het positieve effect vooral in het voorjaar op, dus men bereikt vooral een verbetering van de hoogste grondwaterstand.

In kwelgebieden heeft het verontdiepen van sloten of het verhogen van slootpeilen niet alleen een effect op de freatische grondwaterstand. Kwelafhankelijke schraallanden liggen van nature in lage delen van het landschap. De kansen op herstel van de kwel naar een schraalland zijn sterk afhankelijk van de vraag of de 'regionale kwelstroom' nog intact is. Zo'n kwelstroom wordt gevoed door verderaf gelegen hogere gebieden, bijvoorbeeld stuwwallen. Vaak bestaat de kwelstroom nog wel, maar wordt hij afgevangen door de sloten in de directe omgeving. Verhoging van het slootpeil in de omgeving (zoals hierboven al werd besproken als maatregel om de inundatieduur te herstellen) leidt dan vanzelf ook tot vergroting van de kwel in het schraalland.

6.5.2 Effect van beekbeheer

Doorgaans vormen de beekpeilen de drainagebasis van een wijde omgeving. Het opzetten van beekpeilen heeft dus in beginsel een gunstig effect op de freatische grondwaterstand, maar het effect wordt duidelijk minder als er tussen de beken en het natuurgebied nog peilbeheerste landbouwgronden voorkomen. Als de beken direct het natuurgebied draineren, lijkt deze maatregel sterk op het verhogen van het omgevingspeil. Men moet er echter op rekenen dat het opzetten van beekpeilen alleen in het begin van het groeiseizoen effect heeft, omdat het water toch wel ondergronds zijn weg vindt, uit het gebied vandaan. Ondanks stuwen zakt het gestuwde beekpeil alsnog weg naar het oorspronkelijke niveau, tenzij er wateraanvoer plaatsvindt. Het effect van deze maatregel is hydrologisch goed voorspelbaar, maar er bestaat geen algemene vuistregel voor, omdat er te veel individuele factoren een rol spelen.

6.5.3 Peilverhoging in polders ten behoeve van regionale stijghoogte

In schraallanden en laagveenmoerassen in Laag-Nederland is er sprake van ondiepe grondwaterstanden, die in natte tijden het maaiveld bereiken, waarna plasvorming en oppervlakkige afstroming optreden. De inundatiediepte wordt hoofdzakelijk bepaald door lokale afwateringsmiddelen, zoals greppels en aaneengesloten terreindepressies. De inundatie kan maanden duren. Als het lang genoeg droog geweest is, daalt de (grond)waterstand weer beneden het maaiveld. Op dat moment verandert de ontwateringstoestand van het schraalland: de drainerende middelen in de omgeving worden bepalend voor het gedrag van de grondwaterspiegel. Dit 'niet-lineaire' gedrag (het wisselen van ontwateringstoestand) is kenmerkend voor schraallanden en laagveenmoerassen.

Naarmate de grondwaterspiegel 's zomers dieper wegzakt, duurt het langer voordat 's winters het maaiveld weer bereikt wordt. Op die manier heeft de omgeving dus niet alleen invloed op de grondwaterstand, maar ook op de duur van de periode waarin het water aan of boven het maaiveld blijft staan.

Ter illustratie wordt een klein schraalland beschouwd in een vrijwel vlak gebied. In het voorjaar staat de grondwaterspiegel er duidelijk hoger dan in het omringende cultuurgebied, maar aan het einde van het groeiseizoen is er haast geen verschil meer. Aangenomen kan worden dat de verdamping in het schraalland niet veel afwijkt van de omgeving. Hierdoor hangt de wegzijging van grondwater gedurende het droge seizoen rechtstreeks af van het verschil in voorjaarsgrondwaterstand tussen het schraalland en zijn omgeving. In het schraalland is de voorjaarsgrondwaterstand gelijk aan de maaiveldhoogte; de voorjaarsgrondwaterstand in de omgeving is ongeveer gelijk aan het slootpeil. De totale wegzijging uit het schraalland (in cm waterkolom) komt dus overeen met het verschil tussen de maaiveldhoogte van het schraalland en het slootpeil in de omgeving. Door de wegzijging duurt het langer dan voorheen (toen het omliggende gebied nog niet ontgonnen was), voor het grondwater in het schraalland weer het maaiveld bereikt. Het peilverschil moet gecompenseerd worden door de najaarsregens, die gemiddeld goed zijn voor zo'n 120 mm/mnd. Het is nu eenvoudig uit te rekenen hoeveel later dan voorheen de inundatieperiode intreedt, maar men moet er dan wel om denken dat slechts een deel van de bodem met water gevuld kan worden. Het grootste deel bestaat immers uit grondkorrels, terwijl de resterende poriën nog restwater bevatten, dat achtergebleven is toen de grondwaterspiegel daalde. Een onverzadigde grondkolom van een meter kan feitelijk slechts 150 mm water opnemen, dat is 15% van het bruto volume. (Men noemt dit getal de 'freatische bergingscoëfficiënt'). Bij een

najaarsneerslag van 120 mm per maand duurt het dus (150 mm) / (120 mm/mnd) = 1,25 mnd langer dan vroeger, voordat het schraalland onder water komt te staan. Het tijdstip waarop de inundatie in het daarop volgende voorjaar afloopt hangt eveneens af van de ontwateringstoestand van de omgeving, maar minder sterk. Men kan er (in dit voorbeeld) dus vanuit gaan dat de inundatieperiode zo'n 1,25 maand korter duurt dan in de tijd waarin de omgeving nog niet ontgonnen was. Bovenstaande leidt tot de volgende vuistregel:

$$\Delta T = \frac{mv-p}{N_n} \varepsilon \quad (6)$$

waarin:

ΔT = verandering van inundatieduur (d)

mv = maaiveldhoogte in het schraalland (m)

p = polderpeil in de omgeving (m)

N_n = intensiteit van de najaarsneerslag (120 mm/mnd = 0,004 m/d)

ε = freatische bergingscoëfficiënt in het schraalland (15%)

We zien nu direct in hoe de inundatieduur in een verdroogd schraalland reageert op het opzetten van het slootpeil in de omgeving:

$$\Delta T = \frac{\Delta p}{N_n} \varepsilon \quad (7)$$

waarin:

ΔT = verandering van inundatieduur

Δp = verandering van polderpeil in de omgeving

N_n = intensiteit van de najaarsneerslag (120 mm/mnd)

ε = freatische bergingscoëfficiënt in het schraalland (15%)

De verhoging van het polderpeil heeft ook consequenties voor de gemiddeld laagste grondwaterstand (GLG) in het schraalland. Deze stijgt evenveel als het polderpeil opgezet wordt.

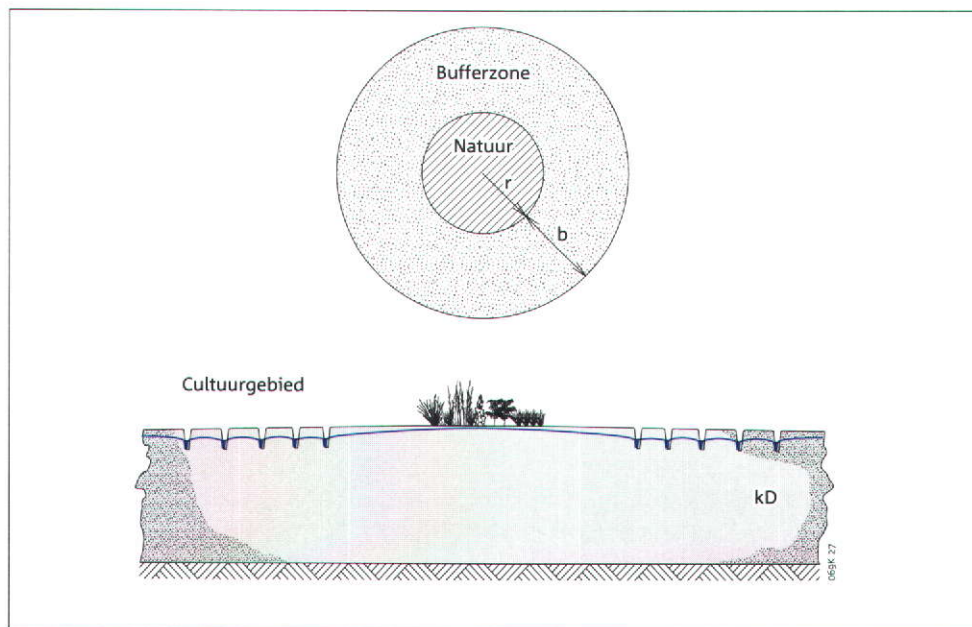
Deze beschouwing gaat op voor een klein schraalland. Een groot schraalland is minder kwetsbaar voor het in cultuur brengen van de omgeving, maar het reageert ook minder sterk op het opzetten van het polderpeil. De reden is dat in een groot schraalland de grondwaterstand aan het einde van het groeiseizoen nog niet geheel weggezaakt is tot het niveau van de omgeving. Het overgrote deel van de nog resterende schraallanden in Nederland is evenwel klein of zeer klein.

Als het polderpeil niet over een wijde omgeving opgezet wordt, maar alleen in een beperkte bufferzone rondom het schraalland, dan is de maatregel minder effectief. In de volgende paragraaf 6.6 wordt hier nader op ingegaan.

6.6 Hydrologische bufferzones

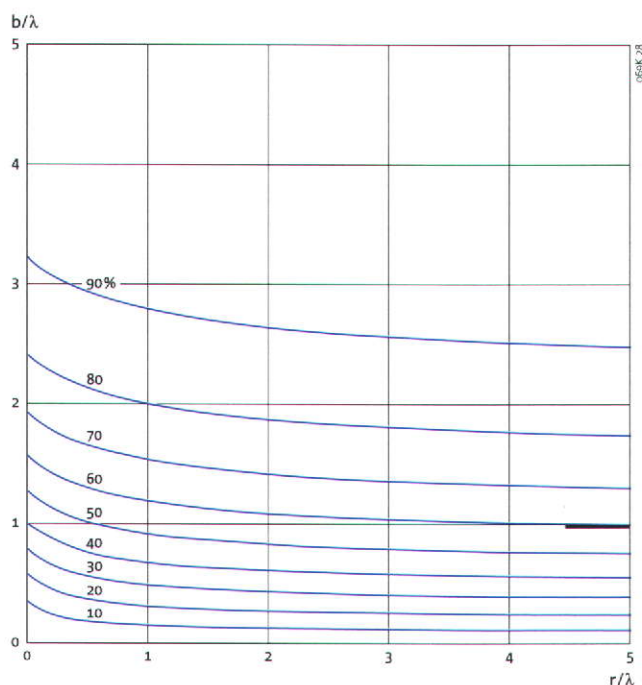
Met het instellen van een bufferzone kript men het omgevingspeil op. Het omgevingspeil geldt als het referentiepeil voor het hele natuurgebied. Het instellen van een bufferzone werkt dan ook altijd en overal in gelijke mate in het gebied door. Een bufferzone geeft een verbetering van zowel de hoogste als de laagste grondwaterstand. Als de bufferzone zeer breed is, dan mag men het waterpeil in de bufferzone als het nieuwe omgevingspeil aanmerken. Maar vaak is de ruimte voor een bufferzone beperkt en zal een bufferzone maar gedeeltelijk effectief zijn. Het nieuwe omgevingspeil zweeft dan ergens tussen het peil van de bufferzone en het peil dat op grotere afstand in het cultuurgebied gehandhaafd wordt.

De effectiviteit van een bufferzone hangt af van de breedte, de doorlatendheid van de ondergrond, de intensiteit van het slotenstelsel, en ook enigszins van de afmetingen van het natuurgebied. Hieronder is voor een schematisch geval met behulp van een grafiek in procenten aangegeven hoe effectief een bufferzone is (figuren 26 en 27), dat wil



Figuur 26. Schematische voorstelling van een natuurgebied met bufferzone. Voor verklaring van de symbolen, zie de tekst.

zeggen, hoe groot de peilverhoging in het natuurgebied is in vergelijking met die in de bufferzone. Als in een 50% effectieve bufferzone het peil met bijvoorbeeld 1,00 m wordt opgezet (gerekend ten opzichte van het omringende cultuurgebied), dan heeft dit voor het natuurgebied hetzelfde effect als wanneer in de gehele wijde omgeving het peil met 0,50 m opgezet wordt.



Figuur 27. Grafiek ter bepaling van de effectiviteit van een bufferzone. Voor verklaring van de symbolen, zie de tekst.

In figuur 26 en 27 is r de straal van het natuurgebied, b is de breedte van de bufferzone en λ is een parameter die verband houdt met de bodemopbouw. λ wordt 'spreidingslengte' genoemd, en is gedefinieerd door:

$$\lambda = \sqrt{kDc} \quad (8)$$

waarin:

λ = spreidingslengte

kD = doorlaatvermogen van het watervoerende pakket (m^2/d)

c = drainageweerstand in de omgeving van het natuurgebied (dagen)

De kD -waarde van het watervoerende pakket kan ingeschat worden op basis van de Grondwaterkaart van Nederland, die uitgegeven wordt door de Dienst Grondwaterverkenning van NITG-TNO in Delft. Doorgaans beschikt ook de provinciale waterbeheerder over dit gegeven.

De drainageweerstand is een moeilijk exact vast te stellen parameter, maar een algemeen gehanteerde vuistregel zegt dat hij gelijk is aan de gemiddelde afstand tussen de sloten, gerekend in meters, in en om de bufferzone.

Uit figuur 27 is af te leiden dat een bufferzone met een eindige breedte nooit 100% effectief is, maar dat is in veel gevallen te compenseren door het peil in de bufferzone extra hoog op te zetten.

Voorbeeld: In een natuurgebied van 10 ha wil men het grondwaterpeil 1 m opkrikken, door middel van een 500 m brede bufferzone. De slootafstand in de wijde omgeving is gemiddeld 100 m. Uit de grondwaterkaart blijkt dat het watervoerende pakket een doorlaatvermogen heeft van $kD = 600 \text{ m}^2/\text{d}$. Hoe hoog moet het peil in de bufferzone opgezet worden ten opzichte van de omringende landbouwgronden?

Bij een oppervlakte van 10 ha hoort een straal r van 178 m. De λ -waarde bedraagt $\sqrt{(kD \times \text{slootafstand})} = \sqrt{(600 \times 100)} = 245 \text{ m}$. We vinden dus dat $r/\lambda = 0,7$ en $b/\lambda = 2,0$. Uit figuur 27 blijkt dat de bufferzone een effectiviteit heeft van 80%. Om een peilverhoging van 1 m in het natuurgebied te realiseren moet dus in de bufferzone het peil $1,00/0,8 = 1,25 \text{ m}$ hoger gehouden worden dan in het omringende landbouwgebied. Voorwaarde is natuurlijk wel dat in het gebied voldoende water aanwezig is om dit peilverschil het hele jaar door te handhaven.

6.7 Hoogwaterzones

6.7.1 Effecten op de wegzijging

Hoogwaterzones zijn zones met een relatief hoog waterpeil om wegzijging vanuit natuurgebieden (zoals laagveenmoerassen en schraallanden) naar omliggende gebieden te voorkomen. Bij hoogwaterzones kan onderscheid gemaakt worden tussen interne hoogwaterzones (gelegen binnen het natuurgebied) en externe hoogwaterzones (buiten het natuurgebied). Deze maatregel is technisch gesproken vergelijkbaar met het instellen van een bufferzone (paragraaf 6.6). Daar ging het evenwel om het verhogen van het grondwaterpeil in het reservaat,

terwijl nu de aandacht gaat naar het effect van een hydrologische maatregel op de wegzijging van water via de ondergrond.

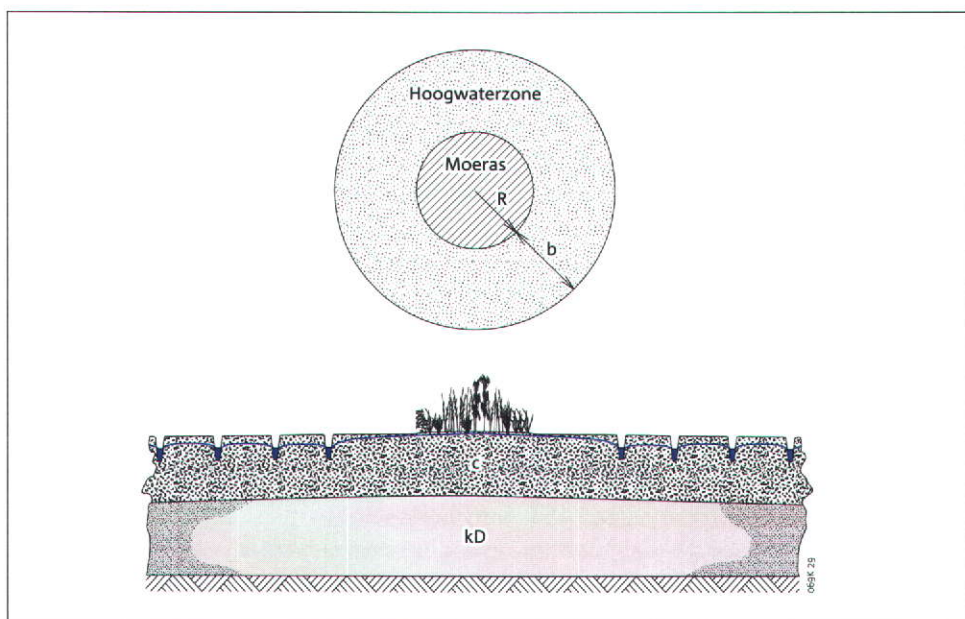
In natte ecosystemen zoals laagveenmoerassen en vochtige schraallanden en in de aangrenzende cultuurgebieden is de watervoerende laag gewoonlijk bedekt met een vrij slecht waterdoorlatend pakket, dat door hydrologen toepasselijk aangeduid wordt als afdekkende laag. Hydrologen spreken — doelend op het grondwater in de watervoerende laag — over semi-spanningswater; de watervoerende laag zelf wordt gekarakteriseerd als semi-gespannen of ook wel half afgesloten. De hydrologische variabelen die de grootste invloed hebben op de wegzijging zijn het doorlaatvermogen (kD -waarde) van de watervoerende laag, en de weerstand (c -waarde) van de afdekkende laag. De kD -waarde (in m^2/d) kan ingeschat worden op basis van de Grondwaterkaart van Nederland (zie par. 6.6). De weerstand c is een heikele variabele. Het is vrij hachelijk om deze parameter uit rapporten of kaarten af te leiden, want de waarden die men daar tegenkomt hangen in hoge mate af van de context waarin ze gelanceerd worden. Vaak wordt in de c -waarde ook de weerstand van het drainage- of slotenstelsel begrepen, maar in wat hier volgt bedoelen we de verticale hydraulische weerstand van de afdekkende laag alleen.

Om de effecten van een hoogwaterzone te kwantificeren wordt uitgegaan van een cirkelvormig natuurgebied waarin het grondwaterpeil hoger is dan het grondwaterpeil in de omgeving (figuur 28). In dat geval hangt de totale wegzijging af van de straal R (m) van het moeras, het peilverschil Δh (m) (waarmee we dus het verschil in grondwaterpeil bedoelen), het doorlaatvermogen kD (m^2/d) van de watervoerende laag, en de weerstand c (d) van de afdekkende laag. Als deze parameters bekend zijn kan de wegzijging i (m/d) bepaald worden met behulp van de grafiek die weergegeven is als figuur 29. Hieruit kan direct afgeleid worden wat het effect is van het opzetten van het peil in de wijde omgeving.

Voorbeeld: In een moeras met een diameter $R = 500$ m is het grondwaterpeil in de zomer gemiddeld 0,5 m hoger dan in de omliggende landbouwgronden, dus $\Delta h = 0,5$ m. Uit de grondwaterkaart blijkt dat de watervoerende laag een doorlaatvermogen heeft van $kD = 1000$ m^2/d . De weerstand van de afdekkende laag is geschat op $c = 400$ d. Langs de horizontale as van figuur 29 staat de groep R/λ . De parameter λ wordt spreidingslengte genoemd. Hij wordt gegeven door

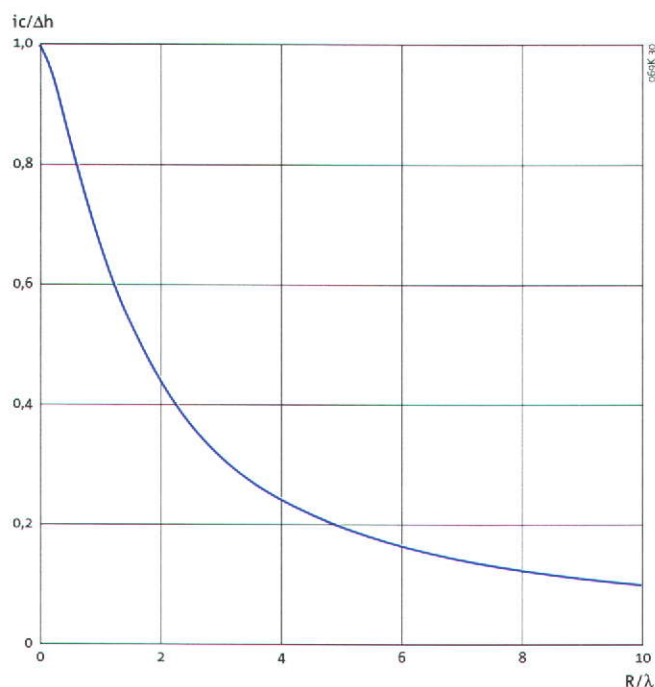
$$\lambda = \sqrt{kDc}$$

In het algemeen wordt de spreidingslengte opgevat als een gebiedsparameter, maar daar moet men voorzichtig mee omspringen, want hij hangt af van de c -waarde, die zoals gezegd een subjectieve betekenis heeft. Hoe dan ook, als kD en c bekend zijn kan λ berekend worden. $R/\lambda = 500/(1000 \times 400) = 0,8$. Uit de figuur 29 leiden we nu af dat de groep $ic/\Delta h$ een waarde van 0,75 heeft, waaruit we berekenen dat $i = 0,75 \times \Delta h/c = 0,75 \times 0,5/400 = 0,0009 \text{ m/d} = 0,9 \text{ mm/d}$, wat een aanzienlijke hoeveelheid is. (Het verdampingsoverschot ligt in een gemiddeld zomerhalfjaar in de buurt van 1 mm/d .) De wegzijging blijkt rechtevenredig te zijn met Δh .



Figuur 28. Schematische voorstelling van een laagveenmoeras met hoogwaterzone. b is de breedte van de bufferzone, voor verklaring van de overige symbolen, zie de tekst.

Uit figuur 29 is af te leiden dat grote moerassen minder kwetsbaar zijn dan kleine, als het om de wegzijging van grondwater naar de omgeving gaat. In de buurt van $R/\lambda = 2$ à 3 ligt een soort omslagpunt; daarna neemt het voordeel van gebiedsgrootte nog maar geleidelijk toe. Vanuit dit oogpunt zou men moeten streven naar een gebiedsgrootte van meer dan $20 kDc \text{ m}^2$. Voor West-Nederlandse omstandigheden komt dit al gauw neer op gebieden van vele vierkante kilometers, dus men kan er gerust van uitgaan dat alle huidige laagveenmoerassen gevoelig zijn voor aantasting door wegzijging.



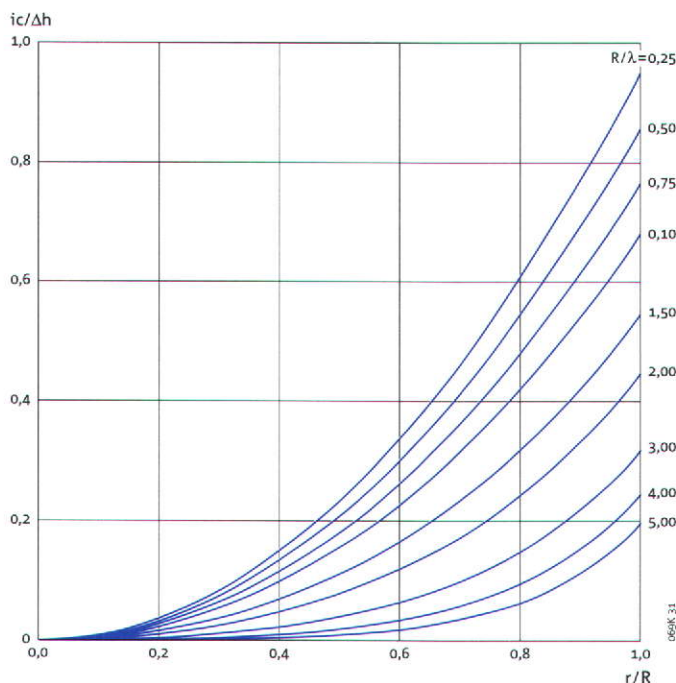
Figuur 29. Grafiek ter bepaling van de wegzijging uit een laagveenmoeras. Voor verklaring van de symbolen, zie het voorbeeld.

6.7.2 Benodigde breedte van een interne hoogwaterzone

Indien er onvoldoende mogelijkheden zijn om buiten de begrenzing van een natuurreservaat een hoogwaterzone aan te leggen, kan hier-voor in sommige gevallen de rand van een reservaat gebruikt worden. Dit betekent dat in een gedeelte van het natuurgebied gebiedsvreemd water moet worden ingelaten. Doel van deze randzone wordt dan niet zozeer de ontwikkeling van natuurwaarden, maar het beschermen van het centrale deel van het moeras tegen wegzijging. De breedte van een dergelijke zone kan bepaald worden met behulp van figuur 30.

Voorbeeld: In een moeras met een diameter $R = 500$ m is het grondwaterpeil in de zomer gemiddeld $0,5$ m hoger dan in de omliggende landbouwgronden, dus $\Delta h = 0,5$ m. Uit de grondwaterkaart blijkt dat de watervoerende laag een doorlaatvermogen heeft van $kD = 1000 \text{ m}^2/\text{d}$. De weerstand van de afdekkende laag is geschat op $c = 400$ d. Om de straal r van het kerngebied te kunnen berekenen, moet men kiezen hoeveel wegzijging men nog wil toelaten in het kerngebied. Stel dat $i = 0,1$ mm/d nog toelaatbaar is. (Als het moeras voornamelijk open water

en een min of meer drijvende vegetatie bevat, betekent dit een peildaling door wegzijging van 2 cm gedurende het zomerhalfjaar.) De waarde van de groep $ic/\Delta h$ is dan $0,1/1000 \times 400/0,5 = 0,08$. Voor R/λ vonden we hierboven al een waarde van 0,8. We zoeken in de grafiek (figuur 30) langs de verticale as het punt 0,08 en trekken een horizontale lijn totdat we de kromme bereiken waarvoor geldt dat $R/\lambda = 0,8$. Vandaar gaan we verticaal omlaag, en we lezen op de horizontale as voor r/λ de waarde 0,36 af, zodat $r = 4000,36 = 144$ m. De hoogwaterzone loopt van r tot R ; hij moet dus een breedte van $500-144 = 356$ m krijgen. Het totale gebied dat men op deze manier kan vrijwaren van de invloed van vreemd water is slechts 8% van het gehele moeras.



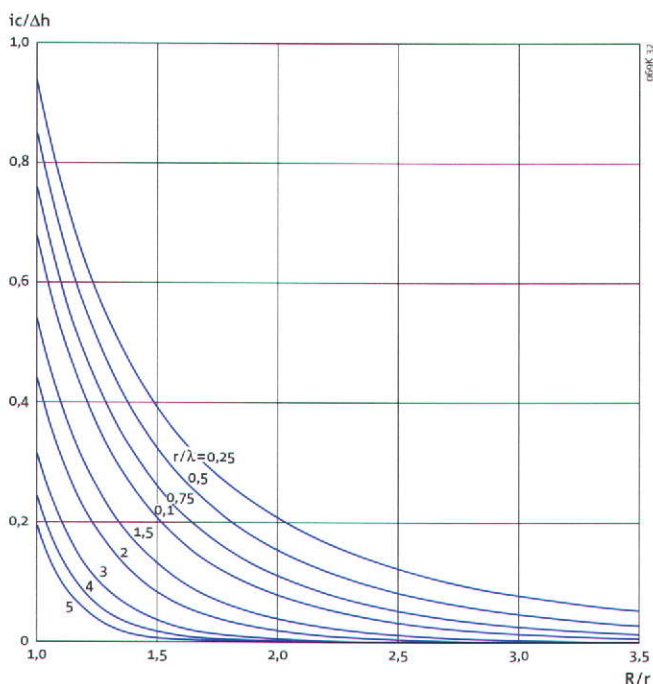
Figuur 30. Grafiek ter bepaling van de breedte van een interne hoogwaterzone. Voor verklaring van de symbolen, zie het voorbeeld.

Is dit magere resultaat nu typisch, of zijn er hydrologische omstandigheden waarin een hoogwaterzone betere perspectieven biedt? In het algemeen kan men stellen dat de perspectieven beter worden naarmate de totale weerstand tegen wegzijging toeneemt, en dat is het geval voor grote c -waarden, gepaard met kleine kD -waarden. Verder zijn de perspectieven voor grote gebieden gunstiger dan voor kleine. Verdubbelen we in het rekenvoorbeeld R en c , terwijl we kD halveren, dan neemt de oppervlakte van het kerngebied toe tot 36%.

Voor grote moerassen, gepaard aan gunstige hydrologische condities, biedt een hoogwaterzone dus wel een mogelijke oplossing.

6.7.3 Benodigde breedte van een externe hoogwaterzone

Als men rondom een bestaand moerasgebied terrein wil verwerven om als hoogwaterzone in te richten, dan rijst de vraag hoe groot dat terrein moet zijn om het bestaande moerasgebied een gewenste mate van bescherming te bieden. In dat geval kan figuur 31 gebruikt worden. Het moeras is nu zelf het kerngebied geworden, waarvan de straal aangeduid wordt met r . De straal van moerasgebied plus hoogwaterzone wordt aangeduid met R .



Figuur 31. Grafiek ter bepaling van de breedte van een externe hoogwaterzone. Voor verklaring van de symbolen, zie het voorbeeld.

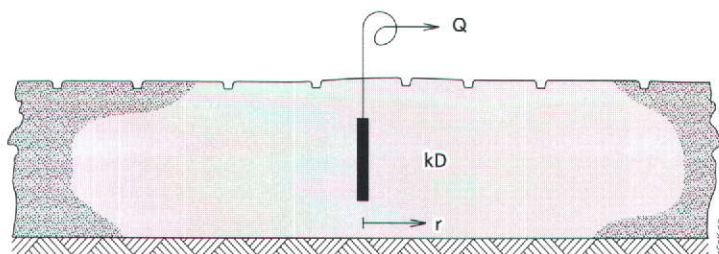
Voorbeeld: Laten we weer uitgaan van dezelfde parameters: $r = 500$ m, $kD = 1000$ m²/d, $c = 400$ dagen en $\Delta h = 0,5$ m. Als we de wegzijging wil reduceren tot $0,1$ mm/dag, dan krijgt de groep $ic/\Delta h$ weer de waarde $0,08$. We zoeken dit punt op langs de verticale as van figuur 31, en trekken een horizontale lijn tot aan de kromme waarvoor r/λ de waarde $0,8$ heeft. Vandaar gaan we verticaal omlaag, en we lezen langs de horizontale as de waarde van R/r af: $2,2$. De aan te kopen zone zou dus een breedte moeten

krijgen van $R-r = 2,2 \times 500 - 500 = 600$ m. Totaal zou bijna vijfmaal zoveel terrein aangekocht moeten worden als het bestaande moerasgebied groot is! Ook hier worden de verhoudingen gunstiger naarmate de gebiedsgrootte toeneemt de c -waarde hoger is, en de kD -waarde lager.

6.8 Vermindering van freatische grondwaterwinningen

Freatisch grondwater wordt op diverse plaatsen in Nederland gebruikt voor drinkwaterproductie, industrie en landbouwkundige beregening. Door deze winning is de grondwaterstand gedaald en is de kwelintensiteit afgenomen.

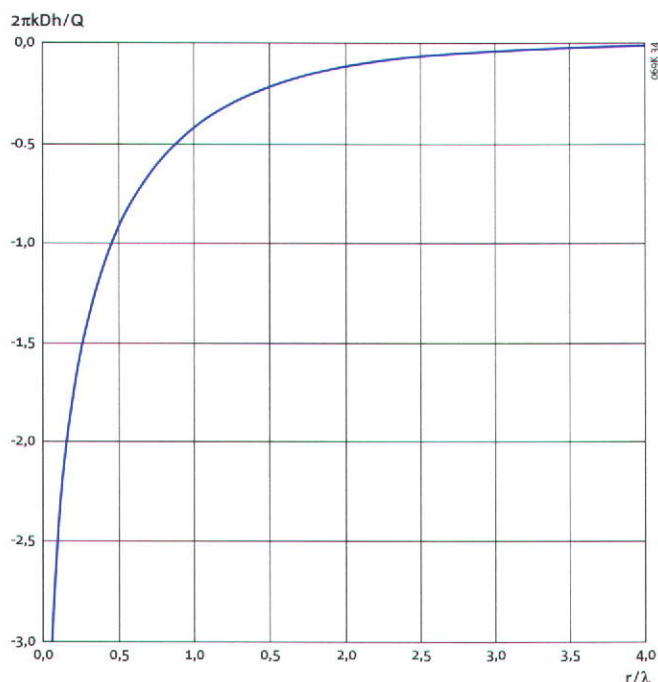
In figuur 32 wordt een schematische voorstelling van een freatische grondwaterwinning weergegeven. Het verminderen van waterwinning leidt tot een hoger grondwaterpeil gedurende het hele jaar, en geeft dus een verbetering van zowel de hoogste als de gemiddelde en de laagste grondwaterstand. Als het een winning voor de productie van drinkwater betreft, heeft het betreffende waterleidingbedrijf doorgaans al bepaald hoe groot het effect op het natuurgebied is. Voor industriële winningen en beregening is dat meestal niet het geval. Een eerste schatting van de invloed is mogelijk met figuur 33.



Figuur 32. Schematische voorstelling van een freatische grondwaterwinning. Voor verklaring van de symbolen, zie de tekst.

In figuur 32 en 33 is:

- Q = omvang van de winning (m^3/d)
- h = verlaging in (m)
- kD = doorlaatvermogen van het watervoerende pakket (m^2/d)
- r = afstand tot de winning (m)
- λ = afbeelding weggehaald (m)
- c = drainageweerstand van de sloten (d)



Figuur 33. Grafiek ter bepaling van de verlaging ten gevolge van een freatische grondwaterwinning. Voor verklaring van de symbolen, zie de tekst.

De kD -waarde van het watervoerende pakket kan ingeschat worden op basis van de Grondwaterkaart van Nederland (zie par. 6.6).

De parameter λ is weer de spreidingslengte, die afhangt van de kD -waarde en de drainageweerstand van de sloten. Het gaat in dit geval om de gemiddelde drainageweerstand in een wijde omgeving van de grondwaterwinning, dus niet uitsluitend nabij het natuurgebied.

Als er meerdere watervoerende lagen zijn waaruit gewonnen wordt, gaan de bestaande formules al gauw het niveau van vuistregels te boven. Meestal kunnen de effecten dan nog wel voorspeld worden met grondwatermodellen.

Voorbeeld: Op 0,5 km afstand van een natuurgebied staat een zuivelfabriekje dat jaarlijks 1 miljoen m^3 water aan de bodem onttrekt. Volgens de Provincie, die de zuivelcoöperatie vergunning verleend heeft, bedraagt de kD -waarde $1000 \text{ m}^2/\text{d}$. In de wijde omgeving van de fabriek is de gemiddelde slootafstand ruwweg 250 m. We hebben dus: $r = 500 \text{ m}$, $Q = 1.000.000/365 \text{ m}^3/\text{d}$, $\lambda = \sqrt{1000 \times 250} = 500 \text{ m}$. Uit de grafiek vinden we bij $r/\lambda = 1$ een waarde van -0,45 voor het product $(2\pi kD/Q)h$. Na enig cijferwerk

volgt dat de verlaging $h = -0,20$ m. (Het minteken geeft aan dat het om een verlaging gaat.)

De verlaging is evenredig met de omvang van de winning. Als door een aangepaste procesvoering de winning bijvoorbeeld met 50% gereduceerd kan worden, stijgt de grondwaterspiegel in het natuurgebied 10 cm.

7. Maatregelen gericht op verbetering van de waterkwaliteit

7.1 Inleiding

Om verdroging tegen te gaan wordt in veel situaties water aangevoerd van elders (gebiedsvreemd water). In enkele situaties wordt grondwater toegevoerd (opgepompt of oppervlakkig toegevoerd). Aanvoer van gebiedsvreemd water kan leiden tot een aantal directe en indirecte effecten. De effecten hangen samen met verschillen in de macroionen-samenstelling (o.a. sulfaat, bicarbonaat, chloride en calcium) en gehalten aan voedingsstoffen (ammonium, nitraat en fosfaat) tussen gebiedseigen water en het aangevoerde water. Door deze verschillen kunnen er in een ecosysteem veranderingen in buffering en beschikbaarheid aan voedingsstoffen optreden (eutrofiëring, zie ook hoofdstuk 2). Tot op heden zijn er vrijwel alleen maatregelen uitgevoerd die betrekking hebben op verlaging van de concentraties aan voedingsstoffen in het aan te voeren water. Deze maatregelen komen in de volgende paragrafen aan de orde. Aandacht wordt gegeven aan verlenging van aanvoerroutes, aanleg van zuiveringsmoerassen (helofytenfilters) en chemische defosfatering.

7.2 Oppervlakkige toevoer van grondwater

Door oppervlakkige toevoer van grondwater kunnen basenrijke omstandigheden hersteld worden. De effectiviteit van deze maatregel is slechts onderzocht in enkele vennen (o.a. Bergvennen, Oisterwijkse vennen, De Banen) en in de Veenkampen, zodat eenduidige vuistregels voor toevoer niet op te stellen zijn.

Voor zeer zwak tot zwak gebufferde vennen kan gesteld worden dat toevoer van zwak gebufferd grondwater in combinatie met schonen (zie par. 8.5) kan leiden tot herstel van natuurlijke vegetaties. De hoeveelheid toe te voeren water dient afgeleid te worden uit de waterbalans.

7.3 Toevoer van oppervlaktewater

Toevoer van oppervlaktewater kan om twee redenen worden toegepast:

- bestrijding van verdroging in laagveenmoerassen en schraallanden,
- toevoer van basenrijk water om verzuring tegen te gaan (o.a. zwak gebufferde vennen en verzuurde laagveenmoerassen en schraallanden).

Toevoer van basenrijk oppervlaktewater heeft in diverse situaties geleid tot herstel van vegetaties van basenrijke omstandigheden. Bij de toevoer spelen echter twee problemen een rol:

- Door toevoer van gebiedsvreemd oppervlaktewater kan eutrofiëring optreden. Eutrofiëring kan plaatsvinden door een directe toevoer van voedingsstoffen via waterstroming ('externe eutrofiëring') en door een verandering van biologische en fysisch-chemische processen van de kringloop van voedingsstoffen in de bodem ('interne eutrofiëring'). Door deze eutrofiëring worden laag-productieve vegetaties vervangen door hoogproductieve vegetaties (zie hoofdstuk 2).
- Externe eutrofiëring kan bestreden worden met behulp van verlengde aanvoerroutes, zuiveringsmoerassen en chemische defosfatering (zie de volgende paragrafen). Interne eutrofiëring is niet met bovengenoemde maatregelen te beïnvloeden. Interne eutrofiëring kan mogelijk bestreden worden door verhoging van waterstanden (beperking mineralisatie) en door het maaibeheer te intensiveren (bijv. tweemaal per jaar maaien), zodat de afvoer van voedingsstoffen toeneemt. In hoeverre interne eutrofiëring ook speelt wanneer toevoer van gebiedseigen oppervlaktewater plaatsvindt, is op dit moment niet duidelijk.

7.4 Verlenging van aanvoerroutes

Doel van verlengde aanvoerroutes is de verwijdering van voedingsstoffen door een combinatie van biologische en fysisch-chemische processen. Door een verlengde aanvoerroute neemt de verblijftijd van het water toe, waardoor zuiveringsprocessen langer kunnen plaatsvinden.

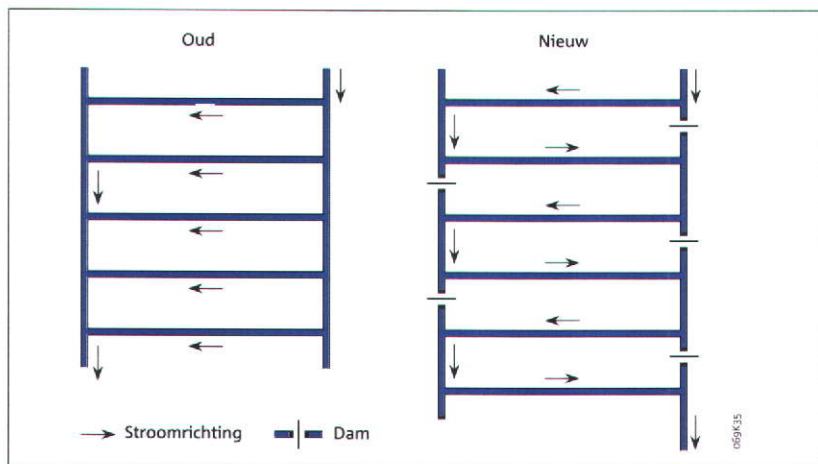
De processen die van belang zijn voor de dimensionering van verlengde aanvoerroutes zijn:

- opname van voedingsstoffen door drijvende waterplanten en opslag in biomassa,
- opname van voedingsstoffen door wortelende water- en oeverplanten, en opslag in boven- en ondergrondse biomassa.

Overige processen, zoals sedimentatie van zwevende deeltjes en hierin geïncorporeerde voedingsstoffen, adsorptie in de bodem (limitatief en dus niet duurzaam) en denitrificatie, zijn onder meer afhankelijk van de waterkwaliteit (zwevend stofgehalte, nitraat- en zuurstofgehalte) en sterk gebiedsgebonden.

Bij de aanleg van verlengde aanvoerroutes (figuur 34) kan worden uitgegaan van de volgende uitgangspunten:

- Water moet volgens het propstroomprincipe door het systeem stromen, waarbij het inlaatwater in een 'gesloten front' doordringt in het gebied. Kortsluitstroming (met als gevolg menging van ongezuiverd en gezuiverd water) moet worden voorkomen. Een voorbeeld van een propstroomsysteem wordt gegeven in figuur 34.
- De diepte van de sloten moet beperkt blijven, zodat een uitwisseling tussen slootbodem en water mogelijk blijft. Geadviseerd wordt om een maximale slootdiepte van 0,5-1,0 m aan te houden.
- Een gemiddelde verblijftijd van 20 d/km slootlengte
- Een totale hydraulische belasting 3-5 cm³/d.
- Aanleg van slibvang, om sedimentatie te bespoedigen en om doorzicht te bevorderen. Dit is van belang voor de groei van ondergedoken waterplanten.



Figuur 34. Voorbeeld van een verlengde aanvoerroute (uit NBR, 1992).

Zonder een beheer zal het zuiveringsrendement op de lange termijn afnemen door accumulatie van voedingsstoffen in het systeem. Door het regelmatig schonen van de sloten wordt de vegetatie verwijderd, waarbij de afvoer van voedingsstoffen optreedt. Schonen van de sloten kan 1-2 keer per jaar plaatsvinden. Indien zich een kroosvegetatie ontwikkelt is vaker schonen wenselijk, omdat een dicht kroosdek de ontwikkeling van een ondergedoken waterplantenvegetatie belemmert. Deze maatregel is vooral geschikt voor gebieden die arm zijn aan reliëf, zoals het laagveengebied, het rivierkleigebied, het zeekleigebied en de overganggebieden van zand naar veen/klei.

Verlengde aanvoerroutes zijn onder meer aangelegd in de Wyldlanden (Friesland), Weerribben (Overijssel), Ilperveld (Noord-Holland), Veerstalblokboezem (Zuid-Holland), Eendenkooi Nooitgedacht (Zuid-

Holland), De Meije (Utrecht) en Mariapeel (Limburg). Voor een overzicht van uitgevoerde projecten wordt verwezen naar Van der Linden et al. (1996).

7.5 Zuiveringsmoerassen

Zuiveringsmoerassen zijn natuurlijke en kunstmatig aangelegde moerassen die tot doel hebben een verbetering van de kwaliteit van het oppervlaktewater te bewerkstelligen. Verwijdering van stoffen vindt plaats via een combinatie van biologische en fysisch-chemische processen. Zuiveringsmoerassen zijn niet in staat om alle stoffen uit het water te verwijderen. Verwijdering treedt met name op van organisch materiaal (en hieraan gebonden voedingsstoffen, zware metalen en organische microverontreinigingen) en de voedingsstoffen stikstof en fosfor.

De belangrijkste zuiveringsprocessen zijn:

- Sedimentatie van organisch materiaal. Jaarlijks kan 12-200 kg stikstof en 0,1-45 kg fosfor per ha uit het water verwijderd worden. Hoge verwijderingspercentages worden vrijwel alleen aangetroffen in moerassen die gebruikt worden voor de zuivering van huishoudelijk afvalwater. Wanneer gebiedsvreemd water wordt gezuiverd door een zuiveringsmoeras, dan zal vanwege het lage gehalte aan zwevend stof de bijdrage van sedimentatie aan de verwijdering relatief gering zijn.
- Denitrificatie, de omzetting van nitraat in gasvormige componenten onder zuurstofloze condities door bacteriën. Afhankelijk van de beschikbaarheid aan organisch materiaal en nitraat en de aanwezigheid van zuurstofloze condities kan jaarlijks tot 200-300 kg stikstof per ha verwijderd worden.
- Opname door de vegetatie (helofyten of ondergedoken waterplantenvegetatie). De meeste zuiveringsmoerassen in binnen- en buitenland zijn kunstmatig aangelegd. Veelal zijn ze beplant met Riet. Ook worden wel Liesgras, Lisdodde en Mattenbies gebruikt. Dit proces is alleen van belang indien de bovengrondse vegetatie jaarlijks wordt verwijderd via een maai- of schoningsbeheer. De bijdrage aan het zuiveringsrendement is afhankelijk van een aantal factoren, zoals het vegetatietype, de bovengrondse productie van plantaardig materiaal en het tijdstip van maaien of schonen.
- Veenvorming is een zeer traag verlopend proces en draagt meestal niet substantieel bij aan de verwijdering. In diverse bronnen wordt ook adsorptie aan de bodem als belangrijk zuiveringsproces genoemd. Dit proces is door een gelimiteerd aantal adsorptieplaatsen in de bodem slechts tijdelijk aanwezig en draagt niet bij aan het zuiveringsrendement op de lange termijn.

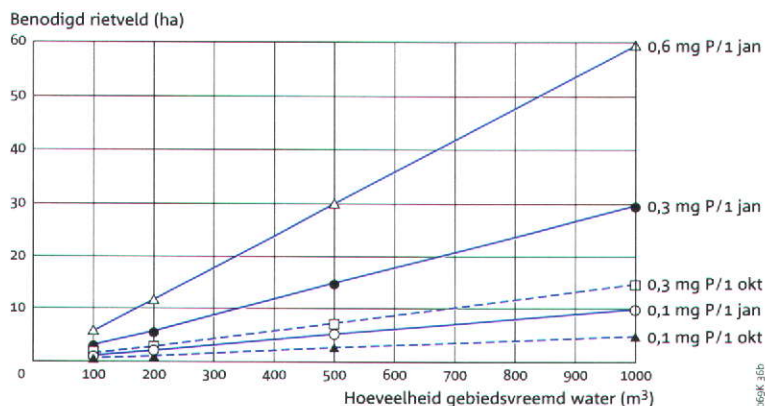
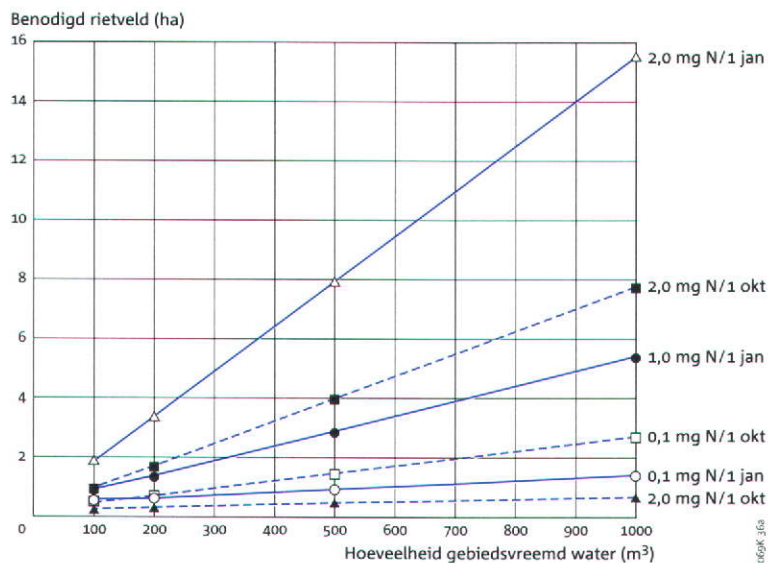
Geconcludeerd kan worden, dat het zuiveringsrendement vooral afhankelijk is van de verwijdering via het maaibeheer (stikstof en fosfor) en via denitrificatie (stikstof). Jaarlijks kan 10-20 kg fosfor per ha verwijderd worden, afhankelijk van het tijdstip van maaien (najaar of winter), en 100-200 kg stikstof per ha.

Dimensionering van zuiveringsmoerassen wordt geheel afhankelijk gesteld van het verloop van het zuiveringsproces 'opname door vegetatie' en de jaarlijkse belasting met voedingsstoffen. Processen zoals bodemadsorptie zijn eindig en alleen effectief op de korte termijn. Andere processen zoals sedimentatie en denitrificatie, zijn sterk afhankelijk van de waterkwaliteit (o.a. stikstof beschikbaar in de vorm van nitraat) en gebiedsspecifieke omstandigheden (bijv. bodemsamenstelling).

De belasting kan bepaald worden aan de hand van de concentratie in het aangevoerde water en de totale hoeveelheid aan te voeren water. In figuur 35 is voor zowel stikstof en fosfor de relatie aangegeven tussen de benodigde oppervlakte en voedingsstoffenbelasting, waarbij is uitgegaan van verschillende tijdstippen van maaien.

Voor het aanleggen van zuiveringsmoerassen gelden verder de volgende vuistregels:

- Water moet volgens het propstroomprincipe door het systeem stromen, zodat kortsluitstroming (met als gevolg menging van ongezuiverd en gezuiverd water) wordt voorkomen.
- De waterdiepte is maximaal 50 cm.
- De compartimentering maakt drooglegging mogelijk. Dit is belangrijk om de volgende redenen. Door afwisselend droogleggen en inunderen wordt de stikstofverwijdering via denitrificatie gestimuleerd. Door drooglegging wordt de omzetting van organisch gebonden stikstof naar ammonium (mineralisatie) en vervolgens naar nitraat (nitrificatie) gestimuleerd. Hierdoor neemt de nitraatvoorraad in de bodem toe. Wanneer vervolgens weer inundatie plaatsvindt, kan denitrificatie optreden, waardoor stikstof uit het systeem verwijderd wordt. Daarnaast kan door compartimentering het maaibeheer eenvoudiger plaatsvinden.
- Toevoeging van ijzer aan de bodem verhoogt de adsorptiecapaciteit, hetgeen het zuiveringsrendement op de korte termijn verhoogt. Dit is belangrijk omdat de aangeplante vegetatie enige jaren nodig heeft om de optimale biomassaproductie te bereiken.



Figuur 35. Vuistregels voor dimensionering van een zuiveringsmoeras (oppervlakte in ha), gebaseerd op de hoeveelheid aangevoerd gebiedsvreemd water (m^3), de stikstof- (a) en fosforconcentratie (b) in het water en het tijdstip van maaien (januari of oktober).

Zoals reeds eerder is gesteld, is een zuiveringsmoeras zonder maaibeheer op de lange termijn weinig effectief. Het tijdstip en frequentie van maaien is afhankelijk van de plantensoort, die aangeplant wordt in het zuiveringsmoeras. Grote helofyten zoals Riet, Mattenbies en Lisdodde kunnen gemaaid worden gedurende het najaar en de winter. Maaien in de zomer vermindert de vitaliteit van de vegetatie, evenals maaien met een hogere frequentie (bijv. twee keer per jaar). Soorten zoals Liesgras en Rietgras (veelal gebruikt in zuiveringsmoerassen, die gebruikt

worden voor de zuivering van afvalwater), kunnen vaker gemaaid worden. Het nadeel van deze soorten is echter dat de biomassa productie lager is dan van de reeds genoemde helofyten.

Om denitrificatie te stimuleren is het laten droogvallen van compartimenten een vereiste. Tot op heden zijn er weinig ervaringen hiermee opgedaan. Meuleman (1993) adviseert een afwisseling van 2-4 dagen inundatie en 5 dagen droogstand.

Maaien kan het beste plaatsvinden in drooggelegde compartimenten. Direct na het maaien is inundatie af te raden, omdat anders de ondergrondse biomassa kan afsterven.

Zuiveringsmoerassen zijn met name geschikt voor gebieden die arm zijn aan reliëf, zoals het laagveengebied, het rivierkleigebied, het zee-kleigebied en de overgangsgebieden van zand naar veen of klei.

Zuiveringsmoerassen en natuurlijke rietlanden met een nevenfunctie waterzuivering zijn op diverse plaatsen in het land aangelegd. Voorbeelden zijn rietvelden bij Lauwersoog, de Wyldlanden, Zuidelijk Flevoland, de Rottemeren en Houten.

Voorbeeld: Een reservaat in het Hollandse veenweidegebied heeft jaarlijks een toevoer van 100.000 m² water, afkomstig uit het Rijnstelsel. De fosfaatconcentratie bedraagt 0,5 mg/l. Jaarlijks bedraagt de P-belasting tengevolge van aanvoer van gebiedsvreemd water dan ook 50 kg. Bij een maaibeheer, uitgevoerd in de wintermaanden zal 5 ha rietveld nodig zijn. Bij een kleiner oppervlakte neemt het rendement af, waardoor de belasting voor het natuurreservaat zal toenemen.

7.6 Chemische defosfatering

Doel van chemische defosfatering is het verlagen van de fosfaatconcentraties in aangevoerd water, om eutrofiëring en grootschalige algenbloei te voorkomen. Door toevoeging van ijzerzouten (vooral ijzerchloride) wordt de adsorptie van fosfaat gestimuleerd.

Deze maatregel is in principe overal toepasbaar en vergt een relatief gering ruimtebeslag. Thans vindt chemische defosfatering met name plaats bij de afvalwaterzuivering en de productie van drinkwater. Daarnaast wordt op enkele plaatsen chemische defosfatering toegepast om de reductie van fosfaatconcentraties in inlaatwater in natuurgebieden te zuiveren. Globale vuistregels voor toepassing van chemische defosfatering zijn echter niet te geven. Dosering van ijzerzouten is sterk afhankelijk van de fosfaatconcentratie in het inlaatwater en de gewen-

ste fosfaatconcentratie. Kosten van chemische defosfatering kunnen globaal geschat worden op 0,10-0,20 gulden per m³ water.

Chemische defosfatering is onder meer toegepast in de Reeuwijkse plassen, Nieuwkoopse plassen, Naardermeer, Botshol en in infiltratiegebieden in de duinen (o.a. Meijendel, Vogelenzang, Ouddorp).

Aanbevolen Literatuur

Meuleman (1999), De Ridder (1996)

8. Beheer- en inrichtingsmaatregelen voor herstel

8.1 Probleemstelling

Naast maatregelen met betrekking tot hydrologische en hydrochemisch herstel van natuurgebieden, zijn in veel situaties ook additionele maatregelen van belang. Diverse praktijkstudies hebben uitgewezen dat zonder additionele beheersmaatregelen herstel van de gewenste natuur uitbleef nadat de natuurlijke waterhuishouding van gebieden was hersteld. Nadat additionele maatregelen waren uitgevoerd, trad in verschillende situaties wel het gewenste herstel op.

Beheersmaatregelen grijpen vooral in op de bodem- of vegetatiestructuur. In de volgende paragrafen zal van een aantal maatregelen kort de effectiviteit en toepasbaarheid beschreven worden. Voor een uitgebreidere beschrijving wordt verwezen naar het handboek over Natuurontwikkeling geschreven door Londo (1997).

8.2 Plaggen van organische en minerale bodems

Het plaggen (het verwijderen van de toplaag) van bodems heeft tot doel de beschikbaarheid van stikstof en fosfaat te verlagen. Bij het beschrijven van de effectiviteit van plaggen is onderscheid gemaakt in gebieden met een organische bodem (bijv. laagveenmoerassen, schraallanden in Holoceen-Nederland) en gebieden met een minerale bodem (o.a. heide, duinen, schraallanden in Pleistoceen-Nederland).

Plaggen in organische bodems kan leiden tot:

- Een verwijdering van gemakkelijk mineraliseerbaar organisch materiaal. De totale beschikbaarheid aan voedingsstoffen wordt slechts op de korte termijn beïnvloed.
- Een herstel van de hydrologische karakteristieken van de organische bodem, mits de veraarde toplaag volledig wordt afgegraven.
- Een toename van de invloed van bufferend water in de wortelzone. Dit effect is, afhankelijk van de geohydrologische situatie, veelal tijdelijk.
- Een verbetering van het lichtklimaat, waardoor kieming gestimuleerd wordt.

Plaggen is als beheersmaatregel tegen eutrofiëring en verzuring op de lange termijn in laagveenmoerassen weinig effectief. Lokaal plaggen kan zelfs resulteren in een versnelde verzuring doordat in plagplekken neerslag kan stagneren. Dan is er sprake van een 'badkuipeffect', doordat op geplagde plekken het maaiveld verlaagd is. Alleen om goede kiemingsomstandigheden te creëren, lijkt plaggen in laagveenmoerassen zinvol te zijn. Een plagdikte van 10 cm is voldoende in situaties waar veraarding van de toplaag niet op grote schaal heeft plaatsgevonden. Oevers, waar bufferend oppervlaktewater de wortelzone kan beïnvloeden, blijken de meest kansrijke plaatsen te zijn voor herstel van vegetaties van basenrijke omstandigheden.

Plaggen op organische bodems is op diverse plaatsen reeds toegepast (o.a. Ilperveld, Meije, Westbroek, Weerribben, Eendenkooi Nooitgedacht, Meije, Wyldlanden).

Door verdroging en eutrofiëring zijn veel waardevolle natuurlijke vegetaties op minerale gronden vervangen door weinig waardevolle gemeenschappen. Voorbeelden zijn de vergrassing van heidevegetaties en het vervangen van typische natte duinvalleivegetaties door bijvoorbeeld Duinriet. Voor herstel van grondwaterafhankelijke vegetaties op minerale gronden zijn dan ook niet alleen ingrepen in de waterhuishouding noodzakelijk, maar is ook een reductie van de beschikbaarheid aan voedingsstoffen noodzakelijk. Plaggen is zowel voor de beschikbaarheid van stikstof als fosfor de meest geschikte (en zeer efficiënte) maatregel. Ook verhoging van de grondwaterstand leidt tot een reductie van de stikstofbeschikbaarheid, door beperking van de mineralisatie. Plaggen heeft in veel situaties geleid tot herstel van oorspronkelijke vegetaties. Bij plaggen gelden de volgende uitgangspunten:

- 'Reliëfvolgend' plaggen tot op de minerale bodem. Dieper plaggen kan leiden tot een vertraagd herstel, omdat het grootste deel van de zaadbank zich bevindt in de bovenste 10-15 cm van de bodem. Het niet volledig afgraven van de organische laag heeft als belangrijk risico, dat door mineralisatie van de resterende organische laag eutrofiëring kan optreden.
- Kleinschalig plaggen met behoud van relictvegetaties leidt tot een snelle vestiging van doelsoorten.
- Plaggen dient plaats te vinden met licht materiaal (tegen beschadiging van de bodemstructuur) en langs hoogtetradiënten (i.v.m. natuurlijke oppervlakkige afstroming).

Plaggen tot op de minerale bodem heeft tevens als voordelen:

- Het creëren van een lichtklimaat dat geschikt is voor kieming.
- Het creëren van een basenrijker milieu. In kalkarme duingebieden heeft plaggen geleid tot een tijdelijk hogere pH door basenverzaaging van de bodem. Na enkele jaren trad echter weer (natuurlijke) verzuring op.

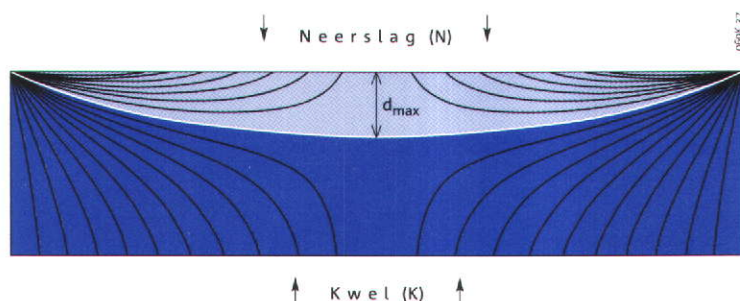
Na uitvoering van een plagbeheer kan een begrazingsbeheer worden uitgevoerd om vergrassing tegen te gaan, en om de vegetatiestructuur open te houden.

Plaggen op minerale bodems is reeds op zeer veel plaatsen toegepast. Voorbeelden zijn te vinden in duinen (o.a. Middelduinen, Bollekamer, de Kil, Reggersandervlak, Koegelwiek), heiden (Meinweg, Stroothuizen), schraallanden (o.a. Drentse Aa, Wyldlanden, Stroothuizen, Lemselermaten, Meije, Veerstablok, Eendenkooi Nooitgedacht) en laagveenmoerassen (o.a. Westbroek, Weerribben, Ilperveld).

8.3 Begreppeling in kwelgebieden

Kwelaafhankelijke vegetaties zijn gedurende de laatste decennia op veel plaatsen verzuurd door onder meer een afname van de kweldruk en waterconserveringsmaatregelen. Door dergelijke maatregelen ontstonden zure neerslaglenzen in de toplaag van de bodem, waardoor vegetaties die afhankelijk zijn van basenrijke omstandigheden zijn afgenomen.

Voor behoud van basenrijke omstandigheden is het van belang dat de neerslaglenzen een dusdanig geringe omvang heeft, dat het grondwater tot in de wortelzone van de vegetatie kan reiken. Bij lage, open vegetaties is de dikte van de wortelzone 30-40 cm. Figuur 36 geeft de ligging van het grensvlak tussen neerslagwater en grondwater weer in een door sloten begrensd perceel. De dunne lijnen geven de stroming van het grondwater richting de sloten weer.



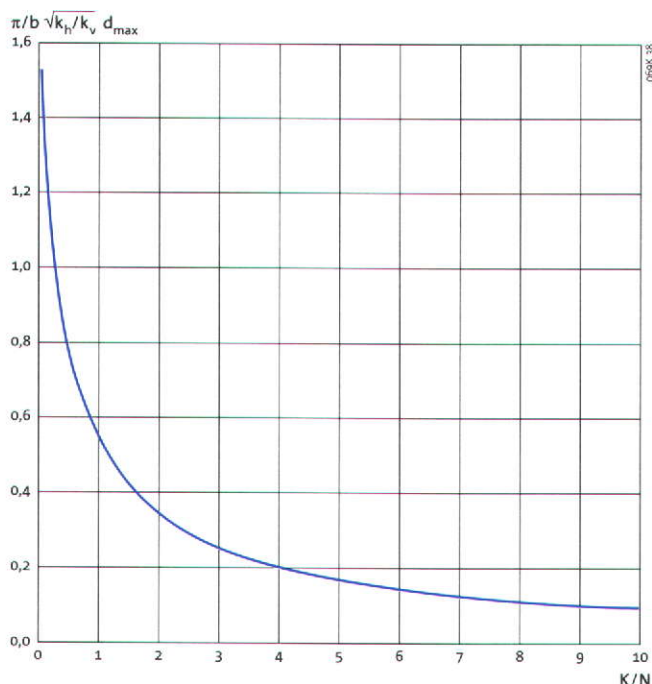
Figuur 36. Vorming van neerslaglenzen (lichtblauw) onder invloed van de kwelintensiteit en de grondwateraanvulling via de neerslag (netto neerslagoverschot). Voor verklaring van de symbolen, zie de tekst.

De neerslaglens heeft vrijwel een parabolische vorm: in het centrale deel van het perceel is de omvang van het lens het grootste, langs de randen het kleinste. De maximale omvang van de lens (d_{max}) is

afhankelijk van:

- de afstand b tussen de sloten,
- de 'anisotropie' van de bovenste bodemlaag (waarmee we bedoelen: de verhouding tussen de horizontale doorlatendheid k_h en de verticale doorlatendheid k_v van het bovenste deel van de bodem),
- de verhouding tussen de intensiteit N van de grondwateraanvulling uit neerslag en de intensiteit K van de kwel.

Dit verband is in figuur 37 grafisch weergegeven. De dikte van de lens is rechtevenredig met de afstand tussen de sloten. De terreinbeheerder kan de lensdikte enigszins beïnvloeden. Uit figuur 38 blijkt dat de lensdikte snel toeneemt als de verhouding K/N (kwel/aanvulling) kleiner wordt dan 1, namelijk als de kwel kleiner wordt dan de aanvulling door neerslag. De terreinbeheerder heeft in het algemeen weinig beïnvloed op de kwel; om die te vergroten zijn regionale maatregelen nodig. De aanvulling uit de neerslag kan hij wel enigszins beïnvloeden, door op het maaiveld stagnerend regenwater via greppels af te voeren.



Figuur 37. Relatie tussen de dikte van de neerslaglens en onder meer de kwelintensiteit. Voor verklaring van de symbolen, zie de tekst.

8.4 Grootschalig afgraven van het maaiveld

Op diverse plaatsen is via grootschalig afgraven het maaiveld sterk verlaagd. Doelen hiervan zijn onder meer:

- het verwijderen van de eutrofe bouwvoor in natuurontwikkelingsprojecten,
- het initiëren van nieuwe verlandingsstadia in laagveengebieden en
- het verhogen van de grondwaterstand ten opzichte van maaiveld in die situaties waar hydrologische maatregelen geen substantiële stijging van de freatische grondwaterstand kunnen bewerkstelligen.

Voorbeelden zijn de Lage Maden, Labbeget en Mantingerzand en de aanleg van petgaten in Westbroek, Wieden en Kortenhoefse plassen. De effectiviteit van deze maatregel is tot op heden onvoldoende onderzocht, zodat geen algemene vuistregels zijn aan te geven.

8.5 Schonen van vennen

Door accumulatie van organisch materiaal en een toegenomen toevoer van verzurende stoffen en voedingsstoffen is de natuurwaarde van veel Nederlandse vennen achteruitgegaan. Accumulatie van organische materiaal en de hiermee gepaard gaande verlanding is overigens een natuurlijk proces van vennen. Naast herstel van de oorspronkelijke situatie is in veel gevallen ook het verwijderen van de organische laag in vennen noodzakelijk om herstel van de oorspronkelijke vegetatie te bewerkstelligen. Bij vennen dient onderscheid gemaakt te worden in van nature zure heidevennen en hoogveenvennen, en zwak gebufferde vennen (vennen onder invloed van lokale grondwaterstroming).

Zure vennen worden gekenmerkt door de relatief hoge ligging in het landschap op plaatsen met slecht doorlatende lagen. Hier stagneert neerslag. Aanvoer van oppervlaktewater of grondwater vindt vrijwel niet plaats. Door accumulatie van organisch materiaal, atmosferische depositie en versnelde mineralisatie ten gevolge van verdroging kan eutrofiëring optreden.

Herstel van dit type ven impliceert het herstel van de zeer voedselarme situatie (nutriënt- en koolstof-limitatie). De enige manier om een dergelijk milieu te realiseren is het verwijderen van de organische laag (schonen). Hierbij kunnen de volgende uitgangspunten worden aangehouden:

- Verwijdering van de organische laag reliëfvolgend tot op de minerale bodem. De toplaag van de minerale bodem dient intact te blijven i.v.m. de beschikbaarheid van voldoende zaad.
- Uitvoering dient waar mogelijk plaats te vinden met behulp van licht materiaal om beschadiging van de bodemstructuur en slechtdoorlatende lagen te voorkomen.

- Verwijdering van boomopslag in een straal van 150 m rondom een ven, om blad- en stuifmeelinwaai te voorkomen en de windwerking te herstellen.

Overigens moet in zure vennen zeer voorzichtig worden omgegaan met deze maatregel. Het verwijderen van de organische laag resulteert namelijk ook in:

- Het afvoeren van de aanwezige buffercapaciteit, zodat een sterke verzuring kan plaatsvinden.
- Toename van de doorlaatbaarheid van de bodem door verwijdering van de weerstandbiedende organische laag.

Schonen van natuurlijke zure vennen is alleen in zeer geëutrofiëerde omstandigheden aan te raden.

Zwak gebufferde en zeer zwak gebufferde vennen liggen veelal lager in het landschap en worden gevoed door neerslagwater en oppervlakkig afstromend zwak gebufferd grondwater van lokale herkomst. Soms vindt ook aanvoer van gebufferd oppervlaktewater plaats. Kenmerkend voor deze vennen is de lage beschikbaarheid van voedingsstoffen en koolstof, zodat de biomassa-productie beperkt wordt.

Deze vennen zijn veelal verzuurd en/of geëutrofiëerd door:

- een natuurlijke accumulatie van organisch materiaal door afsterven van waterorganismen;
- een toename van de atmosferische depositie van vermestende en verzurende stoffen;
- een toename van de toevoer van voedingsstoffen en organisch materiaal via oppervlaktewaterstroming en via bladval van omliggende bomen;
- een beëindiging van de toevoer van bufferende stoffen via grond- en oppervlaktewaterstroming.

Voor herstel van de hydrologische situatie wordt verwezen naar hoofdstuk 6. Een toename van de invloed van grondwater zal in veel situaties leiden tot een herstel van de oorspronkelijke buffering. Herstel van gebufferde omstandigheden kan verder gerealiseerd worden door toevoer van gebufferd oppervlaktewater. Dit water dient wel voor-gezuiverd worden met betrekking tot voedingsstoffen en zwevend slib, om eutrofiëring op termijn te voorkomen (zie hoofdstuk 7).

Herstel van voedselarme tot matig voedselrijke omstandigheden kan gerealiseerd worden door het schonen van het ven (zoals hierboven is omschreven). Omdat natuurlijke successie uiteindelijk zal leiden tot een accumulatie van organisch materiaal (en daarmee tot eutrofiëring), dient schoning op de lange termijn herhaald te worden.

Om versnelde accumulatie van organisch materiaal via bladval te voorkomen is het noodzakelijk bomen te verwijderen in een straal van minimaal 25 m rondom het ven.

8.6 Bekalking

In verschillende situaties is bekalking toegepast om zwak gebufferde tot gebufferde omstandigheden te herstellen. Bekalking leidt zonder ingrepen in de waterhuishouding niet tot een duurzaam herstel van de natuurlijke basenkenmerken van de bodem. Bekalking in zwak gebufferde situaties (bijv. vennen) dient met de nodige voorzichtigheid betracht te worden, omdat:

- het bepalen van de omvang van de kalkgift zeer moeilijk is;
- de risico's voor interne eutrofiëring groot zijn (o.a. een toename van de afbraak van organisch materiaal door verhoging van de pH);
- humuszuren in oplossing kunnen gaan (bruinkleuring water), waardoor mogelijk de plantengroei geremd wordt door lichtlimitatie.

Bekalking van vennen is onder meer toegepast in het Beuven, het Padvindiersven, vennen in de Tongerense heide en het Scherpven.

Bekalking van terrestrische vegetaties heeft onder meer plaatsgevonden in Westbroek, de Wyldlanden en de Weerribben.

Aanbevolen literatuur

Cals et al. (1992), Dienst Landelijk Gebied (1998), De Graaf et al. (1994), Londo (1997)

9. Monitoring van effecten van maatregelen

9.1 Inleiding

Om de effecten van antiverdrogingsmaatregelen te kunnen beoordelen is het belangrijk om te weten wat de gevolgen van de genomen maatregelen zijn. Hier is achter te komen door het volgen van eventuele veranderingen in de tijd. Een activiteit die in één woord met de term monitoring wordt aangeduid. Het begrip 'monitoren' reserveren wij hier bovendien voor het volgen van veranderingen door middel van een of andere vorm van objectieve registratie (waterstanden, soortenlijsten, soortverspreidingskaartjes e.d.). Hierdoor valt het intuïtief vaststellen of het 'goed gaat' door geregeld bezoek aan het terrein buiten de definitie.

Monitoren leidt tot inzicht in de effectiviteit van de in een bepaald gebied genomen maatregel, maar is daarnaast tevens van groot belang om algemene kennis en inzichten over de effecten van antiverdrogingsmaatregelen te vergaren. Deze opgebouwde kennis kan dan door andere terrein- en waterbeheerders gebruikt worden bij het bepalen van de maatregelen om verdroging zo effectief mogelijk te bestrijden. Het vergaren van deze kennis is belangrijk, omdat met name over de factoren die een rol spelen bij herstel door vernatting van verdroogde gebieden nog maar weinig bekend is.

Hoewel het tweeledige belang van monitoring (inzicht in effectiviteit van maatregelen en kennisopbouw) niet wordt betwijfeld, vindt monitoring in vergelijking met de mate waarin antiverdrogingsmaatregelen worden genomen maar heel beperkt plaats. Het nemen van antiverdrogingsmaatregelen is in veel verdroogde gebieden aan de orde. Om het nemen van deze maatregelen te stimuleren is in 1992 een subsidie-regeling in het leven geroepen: de REGIWA-regeling, die in 1994 is opgevolgd door GEBEVE-regeling. Deze regelingen stellen de voorwaarde dat de effectiviteit van de maatregelen via monitoring dient te worden vastgesteld. Uit een evaluatie van de REGIWA-projecten blijkt helaas dat voor slechts de helft van de projecten sprake is van daadwerkelijke monitoring, waarbij men zich vaak tot het minimum aan metingen beperkt.

9.2 Doel en opzet van een monitoringsprogramma

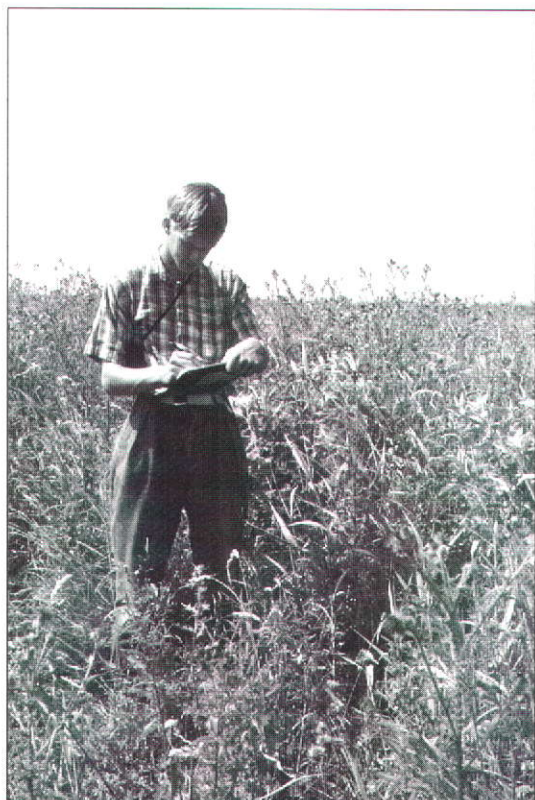


Foto 13
Vegetatiemonitoring.
Foto: J. Runhaar.

Als verklaring voor het ontbreken van een monitoringprogramma wordt vaak geldgebrek als oorzaak aangevoerd. Een argument waaraan de overtuiging ten grondslag ligt dat monitoring altijd een complexe, kostbare en arbeidsintensieve aangelegenheid is. Het laatste berust echter op een misverstand, omdat de kosten van een monitoringprogramma juist sterk uiteen kunnen lopen en afhangen van het meetdoel van het betreffende meetprogramma. Het meetdoel geeft aan 'waarom' er gemonitord wordt en welke uitspraken men met behulp van de monitorgegevens wenst te doen.

Het meetdoel bepaalt wat en hoeveel er gemeten moet worden en daarmee de meet- en analysekosten. Het meetdoel van een monitoringprogramma varieert tussen twee uitersten:

- een globaal inzicht in de effecten van bepaalde herstelmaatregelen om de vraag te beantwoorden of het voor de natuur 'de goede kant op gaat';
- het begrijpen van oorzakelijke verbanden binnen een ecosysteem, zoals tussen hydrologie, de herstelmaatregelen en de vegetatie.

Een globaal inzicht kan verkregen worden door een beperkt aantal parameters langjarig te meten, of door slechts begin- en eindsituatie vast te leggen.

Een beter begrip van de oorzakelijke verbanden tussen vegetatie, omgevingsfactoren en herstelmaatregelen vereist een op wetenschappelijke regels gebaseerd meetnet. Dergelijke uitgebreide en daardoor dure meetnetten zijn erg belangrijk, omdat ze een waardevolle bijdrage leveren aan opbouw van kennis over effecten van antiverdrogingsmaatregelen. Dit betekent echter niet dat een specialistisch wetenschappelijk meetnet altijd overal het beste is en een globaal meetnet geen waardevolle informatie zou kunnen opleveren. Beide typen meetnetten kunnen elkaar juist versterken.

Een globaal meetnet levert — wanneer goed is nagedacht over de meetwaarden en meetlocaties — zeer waardevolle informatie op voor het terreinbeheer van het betreffende gebied, maar kan ook waardevol zijn voor beheerders van andere gebieden. Zo levert het vastleggen van bijvoorbeeld alleen een uitgangssituatie en de situatie na de ingreep wanneer deze niet veel meer verandert, waardevolle informatie voor het terreinbeheer. Langjarige metingen van een beperkt aantal, goed gekozen parameters kunnen goed gebruikt worden als signaleringssysteem. Ongewenste ontwikkelingen kunnen op systematische wijze worden gesignaleerd. Verder kan uit zo'n meetreeks worden afgelezen wanneer een ongewenste ontwikkeling is opgetreden en hoe de condities waren vóór de ongewenste ontwikkeling. Met een beperkte inzet aan geld en menskracht kan zo een representatief beeld worden verkregen van de omstandigheden in het terrein.

Een meetdoel zal zich vaak niet beperken tot een van de twee uitersten maar een mengvorm zijn, waarbij meetnetten die zijn bedoeld voor het ondersteunen van terreinbeheer zich eerder aan de 'globale kant' zullen bevinden.

Het opstellen van een monitoringprogramma komt neer op het beantwoorden van de vragen:

- Waarom (probleem, welke vragen willen we met de metingen beantwoorden)?
- Wat (keuze parameters)?
- Hoe (opname techniek, meetmethoden)?
- Waar (locatiekeuze)?
- Hoe vaak (frequentie van opname)?

Het opstellen van een meetprogramma begint met de formulering van een meetdoel. Uit het meetdoel dat antwoord geeft op de vraag 'waarom' volgt daarna het antwoord op de overige vragen.

Hierna wordt ingegaan op de uitwerking van een monitoringsysteem in relatie tot de gekozen meet-doelstelling. Omdat veel van de uiteindelijk te maken keuzen gebiedsspecifiek zijn, kunnen de vragen alleen in heel algemene zin aan de orde komen. Voor een uitgebreidere behandeling van het onderwerp 'monitoring' wordt verwezen naar het binnen NOV kader uitgevoerde project 'Standaard meetprotocol verdroging' (Kemmers et al., 1995; Van Geer & Gieske, 1996; Runhaar & Jansen, 1999).

9.3 Keuze van meetvariabelen

Afhankelijk van het gestelde meetdoel bestaat een meetprogramma uit een meer of minder uitgebreide selectie van biotische en abiotische variabelen. Voor beheersdoeleinden waarvoor een globaal meetdoel (zie par. 9.2) wordt geformuleerd zal een minumpakket vaak al voldoende zijn om gevolgen van een antiverdrogingsmaatregel te volgen. Afhankelijk van het meetdoel kunnen hier eventueel parameters aan worden toegevoegd. Een totaaloverzicht van meetbare variabelen die wat zeggen over de toestand van de hydrologie, bodem en vegetatie in een gebied staat weergegeven in tabel 8. Een nadere omschrijving van de abiotische variabelen en de eventueel eruit af te leiden eenheden staat in de bijlage van dit hoofdstuk.

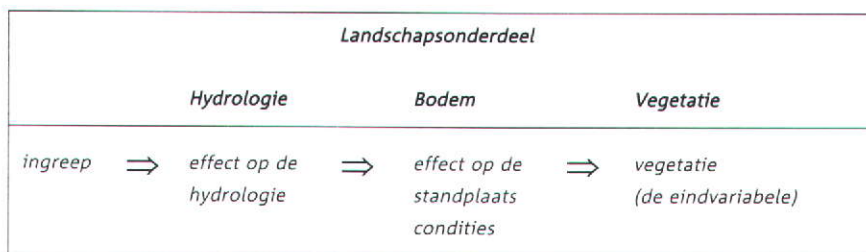
Tabel 8. Algemeen overzicht van meetbare variabelen in hydrologie, bodem en vegetatie. De op te nemen parameters zijn afhankelijk van het meetdoel. De variabelen die in elk meetprogramma opgenomen dienen te worden, zijn in vet aangegeven. (zie de bijlage bij dit hoofdstuk voor een toelichting)

<i>Hydrologie</i>	<i>Bodem</i>	<i>Vegetatie</i>
Grondwaterstand (freatisch grondwater)	PH	Soortensamenstelling/ vegetatietype
<i>Stijghoogte diep grondwater</i>		
<i>EGV</i>	<i>Nutriënten</i>	<i>Vegetatiestructuur</i>
	<i>voorraad en gehalte</i>	
<i>Macroïonen:</i>	<i>Organische stof</i>	
<i>Kationen en anionen</i>	<i>voorraad en gehalte</i>	
<i>PH</i>	<i>Humusvorm</i>	
	<i>basenverzadiging/calciumbezetting</i>	
	<i>Maaiveldhoogte</i>	

Om te kunnen bepalen in hoeverre de genomen maatregelen leiden tot het beoogde effect, de terugkeer van voor het betreffende terrein kenmerkende soorten en levensgemeenschappen, dienen in alle gevallen de veranderingen in de samenstelling van de vegetatie te worden gevolgd. Omdat de soortensamenstelling van de vegetatie niet snel reageert op veranderingen in standplaatscondities, én omdat ook andere factoren dan de hydrologie van invloed kunnen zijn op de soortensamenstelling, is het van belang om daarnaast ook veranderingen in de hydrologie te meten. Zo kan tijdig worden vastgesteld of de genomen maatregelen hebben geleid tot de gewenste veranderingen in waterhuishouding: is de grondwaterstand of de stijghoogte voldoende gestegen om herstel van het systeem mogelijk te maken? En wanneer het beoogde vegetatieherstel uitblijft, kan worden nagegaan wat de oorzaak is. Ligt het aan het feit dat de hydrologische randvoorwaarden

nog ontoereikend zijn, of aan het feit dat andere factoren, zoals het beheer of de afwezigheid van zaadbronnen, herstel bemoeilijken?

Het is dus belangrijk om in ieder geval zowel aan de ingreepkant (hydrologie) als aan de effectkant (vegetatie) van de ingreep-effect-keten te meten (figuur 38). Voor een meetnet dat is gericht op een beter begrip van onderliggende processen kunnen daarnaast ook metingen aan tussengelegen variabelen van belang zijn (zie de bijlage van dit hoofdstuk).



Figuur 38. Ingreep-effect-keten bij het nemen van herstelmaatregelen. Een ingreep in de waterhuishouding leidt in de eerste plaats tot een verandering in de lokale hydrologie (grondwaterstanden, kwelfluxen). Dit heeft weer gevolgen voor standplaatscondities, zoals basenverzadiging, zuurgraad en samenstelling bodemvocht. Dit leidt uiteindelijk tot een verandering in de soortensamenstelling van de vegetatie.

De keuze van de te meten variabelen wordt in hoge mate bepaald door het streefbeeld en het soort maatregelen dat wordt genomen om dat streefbeeld te realiseren. Wanneer het streven is gericht op het herstel van kwelsystemen dan is het van belang om in ieder geval de stijghoogte van het diepere grondwater te meten (is er voldoende kweldruk?). Eventueel kunnen ook de samenstelling van het ondiepe grondwater (bereikt het grondwater ook de wortelzone?) en de pH en de basenverzadiging van de bovengrond (resulteert het herstel van de kwel in de gewenste buffering?) worden gemeten. In infiltratiegebieden waar maatregelen alleen zijn gericht op verhoging van de grondwaterstanden zal het daarentegen vaak voldoende zijn alleen de grondwaterstanden te meten. In tabel 9 is per type maatregel aangegeven welke abiotische variabelen direct informatie geven over effectiviteit van de genomen maatregel.

[illegible]

Hoe uitgebreid wordt gemonitord is mede afhankelijk van de doelstelling. Is het alleen de bedoeling de effectiviteit van de maatregelen te bepalen, dan kan worden volstaan met monitoring aan de ingreep- en de effectkant (hydrologie en vegetatie). Voor wetenschappelijke doelstellingen, bijvoorbeeld meer inzicht in processen, kan het echter nodig zijn om meer tussenvariabelen te meten.

9.4 Budget

Omdat een uitgebreid meetprogramma meer kosten met zich meebrengt dan een beperkte meetinspanning speelt bij de uiteindelijke selectie van variabelen het beschikbare budget een belangrijke rol. Gekeken moet worden of kan worden volstaan met een beperkte meetinspanning en of de informatie die een uitgebreid meetnet oplevert opweegt tegen de kosten.

Kosten mogen nooit een reden zijn om in het geheel niet te monitoren. Wel overheidsgeld uitgeven voor herstelmaatregelen terwijl de effectiviteit ervan niet geëvalueerd kan worden door het ontbreken van monitoringgegevens getuigt niet bepaald van maatschappelijk verantwoord handelen. Wel kunnen de kosten een reden zijn om de meetinspanning te beperken. Een minimaal vereiste meetinspanning is, dat gedurende enkele jaren de grondwaterpeilen worden gevolgd en dat tenminste vóór de ingreep de vegetatiesamenstelling wordt vastgelegd, zodat achteraf een vergelijking met de situatie vóór de ingreep kan worden uitgevoerd.

9.5 Interpretatie van de gegevens

Bij het opstellen van een meetprogramma is het tenslotte belangrijk om te weten hoe gegevens later geïnterpreteerd zullen worden. Andersom geldt dat men bij de interpretatie van de gegevens rekening dient te houden met de betrouwbaarheid en de nauwkeurigheid van de gebruikte meetmethode. Bij de interpretatie van veranderingen in grondwaterstanden en in stijghoogten van het diepe grondwater speelt het probleem, dat het moeilijk is om onderscheid te maken tussen veranderingen als gevolg van de genomen maatregelen en veranderingen als gevolg van meteorologische omstandigheden.

In natte jaren zal mogelijk te snel worden geconcludeerd dat maatregelen hydrologisch succes hebben gehad, en in droge jaren zal het omgekeerde gebeuren. Met statistische hulpmiddelen (tijdreeks-analyse) is het soms mogelijk te corrigeren voor de invloed van meteorologische omstandigheden.

Bij de interpretatie van veranderingen in de vegetatie is het moeilijk te bepalen in hoeverre ze een gevolg zijn van veranderingen in de hydrologie of van veranderingen in overige factoren, zoals het beheer. Vandaar dat het belangrijk is niet alleen veranderingen in de vegetatie, maar ook in de hydrologie zelf te bepalen.

Om uitspraken over betrouwbaarheid en nauwkeurigheid van een toekomstig meetnet te kunnen doen moet ook van te voren nagedacht worden over de methode, wijze van uitwerken en interpretatie.

9.6 Conclusies

Voor elk gebied waarvoor een meetprogramma wordt opgesteld dient in de meetdoelstelling de volgende informatie te worden opgenomen:

- het streefbeeld en het soort herstelmaatregelen
- de variabelen (vegetatie en/of plantensoorten, waterstanden, waterkwaliteit) die worden gemeten;
- de uitspraken die men aan de hand van de meetgegevens wenst te doen (die kunnen variëren van 'gaat het de goede kant op' tot de mate waarin inzicht in bepaalde ecohydrologische processen gewenst is) of wel de 'eigenlijke meetdoelstelling';
- op basis van het voorgaande weergeven van: de betrouwbaarheid, meetfrequentie en termijn waarop uitspraken gewenst zijn (detectietermijn);
- de methode, waaronder te gebruiken meetschalen, soortscoderingen, meetfrequentie, meettijdstip, wijze van verwerken;
- de meetlocaties.

Deze informatie is zowel van belang voor globale als uitgebreide meetnetten. Elk meetsysteem vereist een goede keuze van meetwaarden en locaties waar gemeten wordt. Met name voor globale meetnetten geldt dat men met behulp van zo weinig mogelijk meetgegevens toch zo veel mogelijk wil kunnen afleiden. Hierdoor kan het opstellen van een goed globaal meetprogramma wel eens meer denkwerk kosten dan een uitvoerig meetnet. Het is daarom voor alle soorten meetnetten belangrijk om bij het opstellen ervan voldoende deskundigheid te betrekken.

Aanbevolen literatuur

Ferris-Kaan & Patterson (1991), Van Geer & Gieske (1995), Kemmers et al. (1995), Runhaar & Jansen (1999)

Bijlage hoofdstuk 9. Overzicht van mogelijk te monitoren variabelen in herstelprojecten

Hydrologie (waterkwantiteit)

De standen van freatisch grondwater, diep grondwater en oppervlaktewater vormen de belangrijkste variabelen die inzicht geven in de werking van de ingreep, aangezien verdroging en herstelmaatregelen vaak leiden tot veranderingen in de waterstand. Waterstanden zullen dan ook deel uitmaken van de meeste meetnetprogramma's. Om een goed inzicht te krijgen in het verloop van de standen wordt eens in de veertien dagen gemeten.

Uit de gemeten standen kunnen verschillende relevante parameters die van belang zijn voor uitwerking en interpretatie worden afgeleid:

- stijghoogteverschillen,
- grondwaterduurlijnen,
- gemiddelde grondwaterstanden.

• *Stijghoogteverschillen*

Uit het verschil tussen de stijghoogte van het diepere grondwater en de grond- en oppervlaktewaterstanden kan worden afgeleid of er al dan niet sprake is van een opwaartse kweldruk. In kwelgebieden zal de ingreep gericht zijn op het vergroten van stijghoogteverschillen (tussen diep en freatisch grondwater), waardoor de kwel toeneemt.

• *Grondwaterduurlijnen*

Grondwaterduurlijnen, die aangeven hoe lang bepaalde grondwaterstanden worden overschreden, geven inzicht in de grondwaterstandsschommeling in een gebied. Inzicht is belangrijk, omdat grondwaterstandsschommelingen kunnen leiden tot een afname van de soortenrijkdom door de grote wisselingen in aëratie en vochtvoorziening, en door de versterkte mineralisatie van organische stof. In enkele milieus mogen grotere effecten op de mineralisatie door waterstandsschommelingen worden verwacht dan in minerale milieus.

- *Gemiddelde grondwaterstanden*

Een andere methode om de verloop van de grondwaterstanden in het jaar te karakteriseren is te werken met gemiddelde grondwaterstanden. De gemiddeld hoogste grondwaterstand (GHG) wordt berekend uit het gemiddelde van de drie hoogste van de in totaal 26 veertiendaagse waarnemingen per jaar, de gemiddeld laagste grondwaterstand (GLG) uit het gemiddelde van de drie laagste waarnemingen. De GHG en GLG kunnen worden berekend uit langjarige reeksen van grondwaterstanden, maar kunnen ook in het veld worden geschat op basis van hydromorfe bodemkenmerken, zoals de aanwezigheid of juist het ontbreken van roest. De gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG) is gedefinieerd als de grondwaterstand aan het begin van het groeiseizoen (1 april). De VVG wordt meestal berekend uit de GHG en GLG.

Hydrologie (waterkwaliteit)

De samenstelling van grond- en oppervlaktewater kan worden bepaald door de belangrijkste ionen in het water te meten. De belangrijkste kationen in het grondwater zijn: Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ en K^+ . Het calciumgehalte geeft inzicht in de mate waarin het grondwater is verrijkt met mineralen, en wordt gebruikt als indicator voor de hardheid van het water wanneer die niet rechtstreeks gemeten is. De belangrijkste anionen zijn Cl^- , HCO_3^- , SO_4^{2-} . Buiten het kustgebied is het Cl^- -gehalte van het grondwater een maat voor menselijke beïnvloeding, omdat regenwater en grondwater van nature arm zijn aan chloride. Het HCO_3^- -gehalte bepaalt de hardheid van het water, dat wil zeggen de mate waarin het water in staat is zuur te bufferen. Dit gehalte is in grondwater lastig te meten, omdat bij blootstelling aan de lucht het gehalte verandert doordat zich een evenwicht instelt met de koolzuurspanning van de atmosfeer. Daarom wordt de bepaling vaak achterwege gelaten. Het sulfaatgehalte is belangrijk, omdat sulfaat aanleiding kan geven tot interne eutrofiëring (zie hoofdstuk 2).

Behalve de macro-ionensamenstelling worden meestal ook de pH en het elektrisch geleidingsvermogen bepaald. Beide kunnen direct in het veld gemeten worden. Het elektrisch geleidingsvermogen is een maat voor de totale ionenconcentratie. In situaties waarin de macroionensamenstelling onbekend is kan uit het geleidingsvermogen toch een indicatie worden gekregen van de herkomst van het water. Onderscheid kan worden gemaakt tussen mineraalarm regenwater met een laag geleidingsvermogen, en mineraalrijk grond- en oppervlaktewater met een matig tot hoog geleidingsvermogen.

- **Ionenratio**

Een in de eco-hydrologie veel gebruikte maat om het water te karakteriseren is de ionenratio, die is gedefinieerd als:

$IR = 100[1/2Ca^{2+}]/([1/2Ca^{2+}]+[Cl^-])$. Hoge ioneratio's komen van nature voor in met mineralen verrijkt grondwater, lage ioneratio's in regenwater en in grote oppervlaktewateren. Omdat voor de bepaling van de ionenratio slechts meting van twee ionengehaltes nodig is, is het een relatief goedkope manier om het grondwater te karakteriseren. Samen met het eenvoudig vast te stellen elektrisch geleidingsvermogen kan deze bepaling gebruikt worden om de vermoedelijke herkomst van het water te bepalen (regenwater, grondwater of oppervlaktewater). De interpretatie mogelijkheden zijn echter beperkter dan wanneer men beschikt over een volledige analyse van alle macro-ionen.

Bodem

De hydrologie beïnvloedt de plantengroei vaak indirect, via veranderingen in bodemeigenschappen zoals vochtgehalte, basenverzadiging en zuurgraad. Om een beter inzicht te krijgen in processen die een rol spelen bij vernatting kan het nuttig zijn om ook bodemeigenschappen te bepalen. Sommige eigenschappen, zoals vochtgehalte en redoxpotentiaal, zijn zo variabel in de tijd dat het, met uitzondering van wetenschappelijk onderzoek, weinig zin heeft om deze te meten. Andere eigenschappen zijn minder veranderlijk en lenen zich wel voor monitoring.

- **Bodemzuurgraad (pH)**

De zuurgraad is een belangrijke factor in bijna alle processen die zich in de bodem afspelen. De bodemzuurgraad is, samen met het vochtgehalte en de temperatuur, verantwoordelijk voor de mate waarin voedingsstoffen via mineralisatie voor de planten ter beschikking komen, en reguleert de oplosbaarheid van metalen die potentieel toxisch zijn (aluminium, tweewaardig ijzer) of juist nodig zijn voor de plantengroei (ijzer).

- **Calciumbezetting**

De calciumbezetting is een maat voor de hoeveelheid calcium die aan het adsorptiecomplex van de bodem gebonden is. In terrestrische systemen vormt dit een belangrijk buffersysteem. Zolang nog voldoende calcium aan het adsorptiecomplex is gebonden, daalt de pH niet verder dan 4,5. Bodems in infiltratiesystemen hebben een lage calciumbezetting, terwijl deze in kwelsystemen onder natuurlijke omstandigheden juist hoog is.

- *Humusvorm*

De vorm waarin de humus in de bodem voorkomt geeft eveneens inzicht in de basenregulatie en de nutriëntenkringloop binnen het ecosysteem. In verzuurde systemen zal de afbraak van organisch materiaal worden geremd, zodat stapeling van niet of nauwelijks afgebroken organisch materiaal plaatsvindt ('mor'-humustype). Dergelijke bodemtypen zijn vooral onder infiltratie-omstandigheden te verwachten. Bij voldoende aëratie en zwak zure tot basische omstandigheden wordt het organische materiaal sterk afgebroken en vindt door biologische activiteit een intensieve menging met de ondergrond plaats. Hierbij ontstaat een 'mull'-humustype. Op kalkarme zandgronden komen dergelijke humustypen vrijwel alleen voor op plekken met aanvoer van kalkrijk water via kwel of overstroming. Omdat het humustype relatief langzaam verandert hebben alleen met langere tussenpozen herhaalde metingen zin.

Vegetatie

Voor het volgen van veranderingen in de vegetatie kan worden gekeken naar het voorkomen van afzonderlijke plantensoorten of van vegetatietypen (combinaties van plantensoorten). De registratie vindt plaats in bepaalde afgebakende proefvlakken of vlakdekkend in het hele te monitoren gebied. Bij de registratie kunnen alle in het terrein voorkomende soorten of typen dan wel een selectie ervan worden betrokken. De meest gebruikte methoden zijn: streeplijst of soortenlijst, vegetatieopname van proefvlak, soortskartering en vegetatiekartering.

- *Streeplijst*

Het meest eenvoudig is de streeplijst, waarbij per gebied, of delen van het gebied, een soortenlijst van voorkomende soorten wordt opgesteld. Streeplijsten zijn vooral geschikt om de vraag te beantwoorden of de genomen maatregelen hebben geleid tot de gewenste veranderingen in soortensamenstelling, en of soorten die kenmerkend zijn voor ongestoorde natte systemen zijn teruggekeerd of in aantallen toegenomen. Ze geven echter geen informatie over ruimtelijke verschillen binnen het onderzochte gebied en zijn minder geschikt om te achterhalen welke processen ten grondslag liggen aan de waargenomen veranderingen.

- *Vegetatieopname*

Het vastleggen van soortensamenstelling van beperkte proefvlakken levert veel meer informatie over de processen die binnen een gebied optreden, doordat de proefvlakken homogener zijn ten aanzien van biotische en abiotische standplaatscondities, en de bedekking van soorten in een klein proefvlak nauwkeuriger bepaald kan worden. Omdat het gaat om een steekproef zijn opnamen minder geschikt om veranderingen in de soortensamenstelling van een gebied te volgen. Zeker bij zeldzamere soorten is de oppervlakte van de streekproef te gering om uitspraken te mogen doen over de voor- of achteruitgang.

- *Soortskartering*

Bij de soortskartering wordt de verspreiding van plantensoorten binnen het gebied op kaart vastgelegd. Herhaalde karteringen geven een gedetailleerd beeld van verschuivingen in de populatieomvang van soorten.

Het vlakdekkend karteren biedt de mogelijkheid om informatie over het hele onderzoeksgebied te verzamelen. Het levert veel informatie op wanneer alle belangrijke indicatoren meegenomen worden. Door de omvang van het gebied en/of omvang van een dergelijke soortenlijst kan een soortenkartering zeer arbeidsintensief zijn, zowel voor wat betreft het veldwerk als de uitwerking. De soortskartering beperkt zich daardoor tot een beperkt aantal goed herkenbare, waardevolle en/of bijzondere soorten. Omdat de populatieomvang van een soort door zeer veel zaken wordt beïnvloed, is echter niet altijd aan te geven in hoeverre verschuivingen in het voorkomen van afzonderlijke soorten samenhangt met veranderingen in standplaatscondities en hydrologie.

- *Vegetatietypenkartering*

Bij vegetatietypenkarteringen wordt op kaart het voorkomen van combinaties van plantensoorten vastgelegd. Daarbij wordt vooraf, op basis van opnamen die in het gebied zijn gemaakt, bepaald welke combinaties van plantensoorten als type zullen worden onderscheiden. Vegetatietypenkarteringen zijn voor beheersdoeleinden zeer nuttig, omdat ze een goed inzicht geven in ruimtelijke patronen. Voor monitoringdoeleinden zijn ze echter minder geschikt, omdat de onderlinge vergelijking van herhaalde karteringen moeilijk is. Het is namelijk niet altijd duidelijk welke verschillen worden veroorzaakt door een ander interpretatie (andere definiëring typen, andere begrenzing in het veld) en welke verschillen door werkelijk opgetreden verschuivingen in soortensamenstelling. Voor monitoringdoeleinden dient een kartering daarom altijd gecombineerd te worden met methoden waarbij veranderingen in het voorkomen van soorten wordt gevolgd (zoals streeplijsten, vegetatieopnamen en soortskartering).

Nutriënten

De belangrijkste nutriënten voor planten zijn stikstof, fosfor en kalium. Er wordt hierbij onderscheid gemaakt in de direct beschikbare, de totale beschikbare hoeveelheid en de organisch en/of anorganisch gebonden hoeveelheid (kalium aan het adsorptiecomplex; fosfaat aan ijzer en aluminium).

Het beste inzicht in de totale beschikbaarheid van nutriënten in de bodem wordt verkregen door de C/N- en C/P-verhoudingen te bepalen. Beide verhoudingen geven aan of de beschikbaarheid van het betreffende nutriënt een beperkende factor vormt.

Ook het Pw-getal kan inzicht geven in de voedselrijkdom van de bodem. Het Pw-getal is een maat voor de gemakkelijk beschikbare fractie fosfaat. Omdat dit vrij oplosbare fosfor via een buffermechanisme in evenwicht met het gebonden fosfor verkeert, is deze P-concentratie weinig variabel in de tijd en leent het zich voor monitoring. Dit in tegenstelling tot andere operationele factoren, zoals nitraat of ammoniakconcentraties.

Omdat in natuurlijke systemen de afbraak van organisch materiaal een belangrijke bron voor nutriënten vormt, wordt ook vaak gemeten hoeveel stikstof daarbij vrijkomt. De bepaling van de stikstofmineralisatie is echter lastig en voor andere doeleinden dan wetenschappelijk onderzoek niet aan te raden.

Literatuur

- Aggenbach, C.J.S. & M.H. Jalink (1997).
Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring.
Deel 4: Plantengemeenschappen in hoogvenen. Staatsbosbeheer, Driebergen.
- Allessio Leck, M., V.T. Parker & R.L. Simpson (1989).
Ecology of seed banks. Academic Press, San Diego.
- Bakker, T.W.M. (1981).
Nederlandse kustduinen. Geohydrologie. Dissertatie LUW, Wageningen.
- Bannink M.H, L.W. Dekker, J.M.H. Hendriks & H.C. van Ommen (1989).
Wegzijing van water uit hooggelegen vennen: een gevoeligheidsanalyse. *H₂O* (22):
456-459, 464.
- Bekker, R.M. (1998).
The ecology of soil seed banks in grassland ecosystems. Proefschrift, R.U. Groningen.
- Bellemakers, M.J.S., M. Maessen, M.J.R. Cals & J.G.M. Roelofs (1993).
Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring van oppervlaktewateren.
Eindrapport monitoringsprogramma eerste fase. KUN, Nijmegen.
- Boyer, M.L.H. & B.D. Wheeler (1989).
Vegetation patterns in spring-fed calcareous fens: calcite precipitation and constraints
on fertility. *Journal of Ecology* 77: 597-609.
- Clerkx, A.P.P.M., K.W. van Dort, P.W.F.M. Hommel, A.H.F. Stortelder, J.G. Vrielink, R.W.
de Waal & R.J.A.M. de Wolf (1994).
Broekbossen van Nederland. IBN rapport nr. 96, Wageningen.
- Cals, M., M. de Graaf & J. Roelofs (1992).
Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in natuurterreinen. KUN,
Vakgroep Oecologie, Nijmegen.
- Dijk, H.W.J. van & A.P. Grootjans (1991).
Wet dune slacks: decline and new opportunities. Proceeding symposium 'Holland-
Wetland', Arnhem.
- Dienst Landelijk Gebied (1998).
Natland. Natuurontwikkeling op voormalige landbouwgronden. Vuistregels voor
inrichting. Publicatie 1998/1. DLG, Utrecht.
- Dorp, D. van (1996).
Seed dispersal in agricultural habitats and the restoration of species-rich meadows.
Proefschrift, Landbouwuniversiteit Wageningen.
- Egloff, Th. (1983).
Der Phosphor als primär limitierender Nährstoff in Streuwiesen (Molinien). *Ber. Geobot.*
Inst. ETH, Stiftung Rübel 50:119-148.

- Ellenberg, H., H.E. Weber, R. Düll, V. Wirth, W. Werner & D. Pauliszen (1992).
Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scripta Geobotanica, 2e editie. Erich Goltze, Göttingen.
- Etherington, J.R. (1982).
Environment and plant ecology, 2e editie. John Wiley and Sons, Londen.
- Everts, F.H. & N.P.J. de Vries (1991).
Vegetatieontwikkeling in beekdalsystemen. Een landschapsecologische studie van enkele Drentse beekdalen. Diss. RUG, Groningen.
- Ferris-Kaan, R. & G.S. Patterson (1991).
Monitoring vegetation changes in conservation management of forests. Forestry Commission Bulletin no. 108. Forestry Commission, Londen.
- Geer, F.C. van & J.M.J. Gieske (1995).
Standaard meetprotocol verdroging. Richtlijnen voor meetnetontwerp en analyse van de meetgegevens. Nationaal Onderzoeksprogramma verdroging, NOV rapport 15-2.
- Graaf, M.C.C. de, P.J.M. Verbeek, M.J.R. Cals & J.G.M. Roelofs (1994).
Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring van matig mineraalrijke heide en schraallanden. Eindrapport monitoringsprogramma eerste fase. KUN, Nijmegen.
- Grime, J.P., J.G. Hodgson & R. Hunt (1988).
Comparative plant ecology; a functional approach to common British species. Unit of Comparative Plant Ecology, Department of Plant Sciences, University of Sheffield. Unwin Hyman, Londen.
- Groen, C.L.G., C.R. van Gool, J. Runhaar, A.R. van Amstel, N. Gremmen & J. Wiertz (1989).
Verdroging van natuur en landschap in Nederland, deelrapport ecologie. In: Projectteam verdroging, Verdroging van natuur en landschap in Nederland, Het technisch rapport. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Lelystad.
- Grootjans, A.P. (1985).
Changes of groundwater regime in wet meadows. Dissertatie, R.U. Groningen.
- Grootjans, A.P., E.J. Lammerts & F. van Beusekom (1995).
Kalkrijke duinvalleien op de Waddeneilanden. KNNV uitgeverij, Utrecht.
- Historische atlassen per provincie (1989/1990).
Herdrukken van kaartbladen van de 'Chromotopografische kaart des Rijks' uit de periode rond 1900. Uitgeverij Robas Producties, Den IJp.
- Hoek, W. van der & B. Higler (1993).
Natuurontwikkeling in beken en beekdalen: een verkennende studie naar de mogelijkheden van natuurontwikkeling in beken en beekdalsystemen in Nederland. NBP onderzoeksrapport 3, Wageningen.
- Hooghart, J.C. (1987).
Evaporation and weather. Proceedings and Information No. 39. CHO, Den Haag.
- Jalink, M.H. & A.J.M. Jansen, bewerkt door M.J. Nooren (1995).
Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring. Deel 2: Grondwaterafhankelijke beekdalgemeenschappen. Staatsbosbeheer, Driebergen.
- Jalink, M.H., bewerkt door M.J. Nooren (1996).
Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring. Deel 3: Laagveenmoerassen. Staatsbosbeheer, Driebergen.

Kemmers, R.H. (1990).

Effecten van waterbeheer op standplaatsfactoren en korte vegetaties. De stalenmethode. DLO-Staring Centrum, rapport 64.1. Wageningen.

Kemmers, R.H. (1993).

Ecohydrologie. Concepten en methoden van een interdisciplinair vakgebied. Technisch Document 8. DLO-Staring Centrum, Wageningen.

Kemmers, R.H., J.M.J. Gieske, P. Veen & L.M.L. Zonneveld (1995).

Standaard meetprotocol verdroging. Nationaal Onderzoeksprogramma Verdroging. NOV rapport 15-1. RIZA.

Landschap (1996).

Themanummer 'oppervlaktewater'. Landschap, 13e jaargang nr. 3.

Leerdam, A. van & J.G. Vermeer (1992).

Natuur uit het moeras! UU, Milieukunde & SBB, Driebergen.

Linden, M. van der, K.A. Blokland, L.M.L. Zonneveld, R. van Ek & J. Runhaar (1996).

Herstel van natte en vochtige ecosystemen. Basisrapport. NOV rapport nr. 9.1. RIZA, Lelystad.

Locher, W.P. & H. de Bakker (1990).

Bodemkunde van Nederland. Deel 1, Algemene bodemkunde, 2e editie. Malmberg, Den Bosch.

Londo, G. (1997).

Bos- en natuurbeheer in Nederland deel 6; natuurontwikkeling. Backhuys, Leiden.

C. Maas & A.F.M. Meuleman (2000 in druk).

Hydrologische maatregelen tegen verdroging: Vuistregels, formules en grafieken voor een eerste inschatting van effecten. Kiwa Onderzoek & Advies, Nieuwegein

Makkink, G.F. (1957).

Testing the Penman formula by means of lysimeters. Journ. Int. Water Eng. 11: 277-288.

Mars, H. de & C.R. van Gool (1994).

Verdroging: De gevolgen voor de Limburgse broekbosvegetaties. Provincie Limburg, Maastricht.

Meuleman, A.F. (1999).

Performance of treatment Wetlands. Roefschrift, R.U. Utrecht.

Natuurbeschermingsraad (1992).

Stilstaan bij water. Advies over gebiedseigen water. Natuurbeschermingsraad, Utrecht.

Pegtel, D.M. (1983).

Ecological aspects of nutrient-deficient wet grasslands (Cirsio-Molinietum). Verh. der Gesell. f. Ökologie, Band V: 217-228.

Ridder, R.P. de (1996).

Helofytenfilters: integratie van oppervlaktewaterzuivering, natuur en andere functies in moerassen. LBL mededeling 206, Utrecht.

Rolf, H.L.M., Runhaar J. & J.M.J. Gieske (1993).

Milieubeleidsindicator Verdroging. Fase 2a: Ontwikkeling van de methode en toepassing voor acht lokaties in Brabantse natuurerreinen. TNO rapport OS 93-56A/CML-report 101. TNO-IGG, Delft.

Roos, R. & V. Vintges (1991).

Het milieu van de natuur: herkennen van verzuring, vermessing en verdroging in de natuur. Stichting Natuur en Milieu, Utrecht.

Runhaar, J. & P.C. Jansen (1999).

Standaard meetprotocol verdroging. Vegetatiemonitoring. Nationaal Onderzoeksprogramma Verdroging. NOV rapport 15-3.

Runhaar, J., C.L.G. Groen, R. van der Meijden & R.A.M. Stevers (1987).

Een nieuwe indeling in ecologische groepen binnen de Nederlandse flora. *Gorteria* 13: 277-359.

Scheffer, F. & P. Schachtschabel (1976).

Lehrbuch der Bodenkunde. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart. 9e editie, bewerkt door Schachtschabel, Blume, Hartge & Schwertmann.

Spieksma, J.F.M., A.J. Dolman & J.M. Schouwenaars (1996).

De parameterisatie van de verdamping van natuurterreinen in hydrologische modellen. Vakgroep Fysische Geografie, Groningen. NOV rapport 4-2.

Streefkerk, J.G. & W.A. Casparie (1987).

De hydrologie van hoogveensystemen. Uitgangspunten voor het beheer. Staatsbosbeheer, Utrecht.

Thompson, K., J.P. Bakker & R.M. Bekker (1997).

Seedbanks of Northwest Europe. Cambridge University Press, Cambridge.

Verhoeven, J.T.A. (ed.) (1992).

Fens and bogs in the Netherlands: vegetation, history, nutrient dynamics and conservation. *Geobotany* 18, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

Wheeler, B.D., Shaw, S.C., Fojt W.J. & R.A. Robertson (1995).

Restoration of temperate wetlands. Wiley, Chichester.

Wiertz, J., J. van Dijk & J.B. Latour (1992).

De MOVE-vegetatiemodule: de kans op voorkomen van 700 plantesoorten als functie van vocht, pH, nutriënten en zout. IBN, Wageningen, rapport no. 92-4/ RIVM, Bilthoven, rapport 711901006.

Wirdum, G. van (1991).

Vegetation and hydrology of floating rich fens. Dissertatie, UvA, Amsterdam.

Wirdum, G. van & D. van Dam (1984).

Bepaling belangrijkste standplaatsfactoren. Studiecommissie Waterbeheer Natuur, Bos en Landschap, rapport 1. Utrecht.

Zeeman, W.P.C. (1986).

Application in land, nature and water management: the Reitma, a case study. Water management in relation to nature, forestry and landscape management. TNO Committee on hydrological research, proceedings of technical meeting 43. CHO-TNO, The Hague.