

ontwikkeling+beheer natuurkwaliteit

o+bn

Kennisnetwerk OBN

Integraal natuurherstel in beekdalen

*Ontwikkeling van diffuse afvoersystemen,
gedempte afvoerdynamiek en beekprofielherstel*



Integraal natuurherstel in beekdalen

*Ontwikkeling van diffuse afvoersystemen,
gedempte afvoerdynamiek en beekprofielherstel*



ontwikkeling+beheer natuurkwaliteit

o+bn

© 2017 VBNE, Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren

Rapport nr. 2017/215-BE
Driebergen, 2017

Deze publicatie is tot stand gekomen met een financiële bijdrage van BIJ12 en het Ministerie van Economische Zaken.

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

Deze uitgave kan schriftelijk of per e-mail worden besteld bij de VBNE onder vermelding van code 2017/OBN215-BE en het aantal exemplaren.

Oplage 75 exemplaren

Samenstelling Piet F.M. Verdonschot, Wageningen Environmental Research
Han Runhaar, KWR Watercycle Research Institute
Dimmie Hendriks, Deltares
Ralf C.M. Verdonschot, Wageningen Environmental Research

Druk KNNV Uitgeverij/publising

Productie Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren (VBNE)
Adres : Princenhof Park 9, 3972 NG Driebergen
Telefoon : 0343-745250
E-mail : info@vbne.nl

Voorwoord

Het doel van het Kennisnetwerk Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit (OBN) is het ontwikkelen, verspreiden en benutten van kennis voor terreinbeheerders over natuurherstel, Natura 2000, PAS, leefgebiedenbenadering en ontwikkeling van nieuwe natuur.

Tussen 2000 en 2017 zijn en worden voor het bereiken van de doelen gesteld in de KaderRichtlijn Water (KRW) en WaterBeleid 21st eeuw (WB21) duizenden kilometers beekstelsysteem hersteld. Veel van deze herstelmaatregelen zijn gericht op herstel van fysieke vormen, zoals meandering, zonder duidelijke relatie met hydrologische, morfologische en biologische processen op lokale en stroomgebiedsschaal. Het herstel betreft vooral wijzigingen in het beekprofiel en ruimte voor (beperkte) inundatie. Deze sectorale aanpak kijkt naar de beekloop zelf en mist kansen op integraal herstel van beekdalen; de beek en het dal met de semi-aquatische en terrestrische systemen. Deze herstelmaatregelen dragen bijvoorbeeld niet bij aan het oplossen van de verdroging, één van de belangrijkste knelpunten voor het behalen van de Natura-2000 doelstellingen. Omgekeerd vindt in het kader van natuurbeleid (Natuurnetwerk Nederland) en Natura2000 herstel van semi-aquatische en terrestrische systemen in het dal plaats, waarbij kansen voor de beek worden gemist. In beide herstelbenaderingen (KRW + WB21 versus N2000) kan een maatregel voor het één, nadelig zijn voor het andere.

Het project 'Integraal natuurherstel in beekdalen door gedempte afvoerdynamiek, ontwikkeling van diffuse afvoersystemen en genuanceerd beekprofielherstel' heeft als doel handvatten te ontwikkelen waarmee inrichters, natuur- en waterbeheerders op de schaal van het stroomgebied integraal afgewogen keuzes kunnen maken van hersteldoelen en herstelmaatregelen voor beekkwaliteit en natte beekdalnatuur. Om dit doel in te vullen is dit kennisdocument opgesteld dat waterschappen en natuurbeheerders richting geeft bij integrale beekdalherstelprojecten waarbij ecologie, hydrologie en morfologie passen in het vaak multifunctioneel gebruik van het stroomgebied.

Uit het onderzoek blijkt dat de kansen op hydrologisch herstel van het afvoerregime het grootst zijn bij het vasthouden van regenwater in de infiltratiegebieden en de ondergrond. Het in deze gebieden verwijderen van ont- en afwatering versterkt de infiltratie enorm en leidt tot versterking van aanvoer van regenwater naar het watervoerende pakket, verhoging van grondwaterstanden en vertraging van en minder dynamische afvoer. Juist waar droge bodem extra water kan vasthouden en waar in laagtes in het landschap oppervlaktewater mag achterblijven, liggen de grootste kansen. De verbetering van de infiltratiecapaciteit draagt bij aan het versterken van vasthouden, ook onder landbouwgronden. Wegverlenging, profielverkleining en aanbrengen van obstakels en verhogen van de beekbodemplaat dragen ook bij aan het vertragen en bergen. Deze profielaanpassingen kunnen alleen als in het dal ook inundatie mogelijk is.

Belangrijke kanttekening hierbij is dat het toekomstige klimaat leidt een toename van piekbuien en langere drogere perioden. Het is van belang om deze prognoses mee te nemen bij het ontwerpen van maatregelen voor het aanpassen van het stroomgebied. Gezien deze verandering in de verdeling van neerslag is het waarschijnlijk des te relevanter dat maatregelen worden genomen om de afvoerdynamiek te dempen.

Ik wens u veel leesplezier.

Teo Wams

Voorzitter van de OBN Adviescommissie

Inhoudsopgave

Voorwoord	2
Inhoudsopgave	5
Samenvatting	8
Summary	12
Dankwoord	17
1 Inleiding	18
1.1 Aanleiding	18
1.2 Doel	19
1.3 Hoofdvragen en aanpak project	19
1.4 Opzet van het rapport	20
2 Conceptueel kader	21
2.1 Aanleiding en achtergrond	21
2.1.1 Inleiding	21
2.1.2 Historie: Van natuurlijk beekdal naar intensief watersysteem	21
2.2 Concept bij integraal natuurherstel beekdalen	25
2.3 Theorie achter de integrale benadering	27
2.3.1 Bouwstenen	27
2.3.2 Integraal herstel	30
2.3.3 Hydrologisch herstel als onderdeel van integraal herstel	31
2.4 Enkele definities	32
2.4.1 Water vasthouden, bergen en vertraagd afvoeren	32
2.4.2 Diffuse afvoersystemen	33
3 Selectie pilotprojecten	34
3.1 Inleiding	34
3.2 Werkwijze	34
3.3 Overzicht projecten	39
3.4 Selectie pilotprojecten	39
3.5 Evaluatie van de projecten	40
4 Dempen van de afvoerdynamiek	41
4.1 Inleiding	41
4.2 Referentiebeeld	41

4.2.1	Bekennetwerk	41
4.3	Veranderingen afvoerdynamiek	45
4.3.1	Aspecten die de afvoerdynamiek in beken bepalen	45
4.3.2	Effect op veranderingen in landgebruik en morfologie op afvoerdynamiek	47
4.3.3	Effecten van beekmorfologie op afvoerdynamiek en grondwater	47
4.3.4	Verlengen weglengte	48
4.3.5	Effecten grondwater op afvoerdynamiek	57
4.3.6	Effecten beek(dal)vegetatie op afvoerdynamiek	58
4.4	Afvoerdynamiek in de pilotgebieden	60
4.4.1	Herstelmaatregelen op de schaal van deelstroomgebieden	60
4.4.2	Herstelmaatregelen op de schaal van stroomgebieden	63
4.5	Verandering afvoerdynamiek in pilotgebieden	65
4.5.1	Inleiding en methode	65
4.5.2	Resultaten	65
4.6	Conclusies afvoerdynamiek	69
5	Herstel diffuse afvoersystemen	70
5.1	Inleiding	70
5.2	Vegetatiesamenstelling diffuse afvoersystemen in relatie tot hydrologie	71
5.3	Historisch voorkomen diffuse afvoersystemen	76
5.4	Betekenis voor natuurbehoud en mogelijkheden voor ontwikkeling	81
6	Genuanceerd herstellen beekdalprofiel	84
6.1	Inleiding	84
6.2	Referentiebeeld	84
6.2.1	Laaglandbeken in Polen	84
6.3	Verondiepen beekprofiel	92
6.3.1	Voorbeelden van aanleg van een nieuwe bedding	94
6.3.2	Voorbeeld van zandsuppletie	97
6.4	Verbinden van beek en dal	102
6.5	Balans in hydromorfologische processen en heterogeniteit	109
6.6	Stofstromen	111
7	Effecten van integraal beekherstel op de beekdalfauna	118
7.1	Introductie	118
7.2	Methode	119
7.2.1	Semi-terrestrische fauna	119
7.2.2	Broedvogels	120
7.3	Resultaten en discussie	121
7.3.1	Semi-terrestrische ongewervelden	121
7.3.2	Broedvogels	127

7.4	Conclusies	132
8	Discussie en synthese (kennisintegratie)	134
8.1	Inleiding	134
8.2	Herstel van diffuse afvoersystemen	134
8.3	Genuanceerd versmallen en verondiepen	138
8.4	Inventarisatie beekdalherstelprojecten	140
8.5	Beantwoording van kennisvragen integraal beekdalherstel	141
9	Uitwerking voor de praktijk	151
9.1	Ecologische stroomgebiedsbenadering	151
9.1.1	Stroomgebiedsbrede ecologische systeemanalyse (SESA)	151
9.1.2	Integraal beekherstel en ecosysteem diensten	152
9.1.3	Stroomgebiedsbrede ecologische systeemanalyse voor integraal beekherstel	153
9.1.4	Maatregelkeuze en -analyse	154
9.2	Monitoren	155
9.2.1	Monitoring moerasbosontwikkeling Geeserstroom	156
9.2.2	Monitoring voor beheerdoelen	157
9.2.3	Monitoring voor ecologische ontwikkeling en kwaliteit	158
9.3	Handreiking voor het opstellen van een meetprotocol	159
9.4	Mogelijke locaties voor ontwikkeling diffuse afvoersystemen	161
10	Literatuur	164
Bijlagen		
Bijlage 1: Inventarisatie projecten gericht op demping afvoer en/of herstel van diffuse afvoersystemen		
Bijlage 2: Casus Geeserstroom		
Bijlage 3: Casus Holmers/Halkenbroek		
Bijlage 4: Casus Strijper Aa		
Bijlage 5: Evaluating the effect of stream restoration measures in the Holmers and Halkenbroek area		
Bijlage 6: Casus Peizerdiep		
Bijlage 7: "Historical Assessment of Streamflow Dynamics in the Regge catchment"		
Bijlage 8: Sensitivity analysis discharge dynamics Dinkel catchment		

Samenvatting

Beken en beekdalen hebben de laatste eeuw veel biodiversiteit verloren. Het herstel van beken en beekdalen resulteert vaak niet in het gewenste rendement omdat aquatische en terrestrische doelen als tegengesteld worden gezien en veel herinrichting zich tot de lokale schaal beperkt (pleksgewijze uitvoering). Een integrale benadering van beekdalherstel kan een belangrijke impuls aan verbetering geven. Integraal natuurherstel van beekdalen vraagt om een stroomgebiedsbrede aanpak met een belangrijke rol voor hydrologische maatregelen in zowel het infiltratiegebied als in het beekdal. De drie belangrijkste hydrologische maatregelen aan beeksystemen die in deze studie centraal staan zijn:

1. Het herstellen van heterogene en diffuse afvoersystemen.
2. Het dempen van de afvoerdynamiek door de afvoerhydrologie aan te pakken.
3. Het genuanceerd verondiepen en versmallen van beken voor integraal beekdalherstel.

Daarnaast blijven aanvullende morfologische maatregelen (passend bij de toekomstige afvoer) en eutrofiëring-reducerende maatregelen (zoals oppervlakkige afstroming van slib bufferen en zuiveren in de haarvaten) veel aandacht vragen.

Het hoofddoel van het project 'integraal natuurherstel in beekdalen' is na te gaan in hoeverre ingrepen in het watersysteem, zoals het verwijderen van drainagemiddelen in beekdalen en infiltratiegebieden, het water vasthouden en diffuus afvoeren en het verondiepen en hermeanderen van beken, bijdragen aan een gedempte afvoerdynamiek. Voor het theoretische raamwerk om het doel te bereiken zijn het 5-S-model, het DPSIRR concept en de werking van landschapsfilters en de habitat templates, geïntegreerd. De hierop volgende praktische stappen bestaan vervolgens uit:

- Een integrale ecologische systeemanalyse van de processen in het stroomgebied, het 5-S-model volgend.
- Het begrijpen van alle versturende invloeden geanalyseerd volgens het DPSIRR principe.
- Het stellen van realistische/passende ontwikkelingsdoelen voor het stroomgebied en daar binnen voor individuele trajecten door de relatie milieu-soorten op verschillende schalen te leggen (landschapsfilters toe te passen).
- Het selecteren van kosteneffectieve maatregelen.
- Het monitoren van de effecten en het bijsturen daarvan.

Deze studie is gestart met het verkennen van pilotstudies om na te gaan in hoeverre er al integraal aan beekherstel wordt gewerkt en om die studies te selecteren die voldoende interessant zijn om nader en aanvullend te monitoren en om de effecten te evalueren. Er is een groot aantal beek- en beekdalherstelprojecten uitgevoerd of nog lopend. Toch zijn er weinig herstelstudies die hydrologisch herstel, met uitzondering van de ecohydrologische analyses van veel systemen in Drenthe, centraal hebben staan en kijken naar het hele (bovenstroomse) stroomgebied. Uit de lange lijst aan herstelprojecten zijn uiteindelijk het Peizerdiep, de Holmers, de Geeserstream en de Strijper Aa gekozen als pilotgebieden voor deze studie.

In het Peizerdiep staat het dempen van de afvoerdynamiek centraal. In dit project zijn met modellen de effecten van deze maatregel bestudeerd. Het herstellen van de geohydrologische situatie van stroomgebieden kan niet worden gebaseerd op het terugdraaien van één of enkele van alle veranderingen die zijn aangebracht in het verleden, zoals het herprofilen (tweefasen profiel) van het Peizerdiep. In veel gevallen, ook in het Peizerdiep, levert een deeloplossing niet het gewenste effect op de afvoerdynamiek en kan

zelfs ongewenste effecten leiden. Belangrijke conclusies zijn dat het verhogen van grondwaterstanden kan leiden tot hogere piekafvoeren als de dichtheid aan oppervlaktewaterlichamen en het areaal aan erosief terrein en half-verhard oppervlak niet wordt teruggebracht. In alle delen van het watersysteem (onder- en bovengronds) moet de bergingscapaciteit worden vergroot, zodat de piekafvoeren afnemen en basisafvoer kan toenemen. Piekafvoeren kunnen verder verlaagd worden door het nemen van maatregelen aan de morfologie en vegetatie in waterlopen. Het is van belang verschillende maatregelen te combineren zodat de jaarlijkse hoeveelheid beschikbaar water gelijkmatiger tot afvoer komt.

Uit de studie volgt dat beekdalherstel met als doel de demping van de afvoerdynamiek het volledige stroomgebied moet beschouwen. Een systeemanalyse van een gebied kan in beeld brengen welke aspecten in een specifiek gebied de grootste invloed hebben op de afvoerdynamiek. Daarbij is het zinvol om aspecten als beekmorfologie, stuwings van waterlopen, vegetatie in waterlopen en landgebruiksaspecten (bv. verdamping van gewassen, erosiegevoelige beheer, (half-)verhard oppervlak, drainagedichtheid) mee te nemen en daarnaast ook aspecten die te maken hebben met het grondwatersysteem (bv. regionale geohydrologie, grondwateronttrekkingen) te onderzoeken. Op basis van een dergelijke systeemanalyse, eventueel aangevuld met een modelstudie, kan een strategie bepaald worden voor het nemen van effectieve maatregelen. In de meeste gevallen zal deze strategie een stroomgebiedsbrede aanpak vergen.

De Holmers is in deze studie als casus voor het herstellen van diffuse afvoersystemen gebruikt. Diffuse afvoersystemen zijn sterk achteruitgegaan door hun grote gevoeligheid voor ontwatering. Herstel van grootschalige diffuse afvoersystemen is dan ook niet erg reëel. Waar wel goede mogelijkheden liggen voor herstel van doorstroommoerassen is in de bovenlopen van beken, en dan vooral op plekken waar ooit een beekloop is gegraven om grondwatergevoede moerasgebieden te ontwateren. Dergelijke gebieden zijn te vinden hoog in het stroomgebied en op de flanken. Belangrijk is dat op de te herstellen plaatsen door een constante grondwateraanvoer een permanent natte en gebufferde situatie kan worden geschapen. Het zal lang niet overal mogelijk zijn om de voor vorming van doorstroomvenen optimale hydrologische omstandigheden te creëren maar dan blijft de hydrologische winst van vasthouden en bergen nog steeds belangrijk. De beperkte gronddruk in Drenthe heeft ongetwijfeld bijgedragen aan het succes van het herstelproject in de Holmers. De inventarisatie van herstelprojecten liet zien dat in er nog veel meer kansrijke gebieden zijn om de maatregelen te nemen die nodig zijn om doorstroommoerassen te ontwikkelen. En juist op kleinere schaal lijken voldoende mogelijkheden te liggen om te starten met de ontwikkeling van kleine, grondwatergevoede, diffuse afvoersystemen.

In de Geeserstroom, het pilotproject voor doorstroom- of beekmoerasvorming, is uitgebreid gekeken naar de effecten van profielverlegging en -verkleining met begeleidende inundatiezones in het gehele beekdal. Het beeld van het natuurlijke of oorspronkelijke Nederlandse laaglandbeekdal en van het doel in het herstel van de Geeserstroom bestaat uit een patroon van diffuse afvoersystemen in de kop, en een keten van doorstroom- of beekmoerassen verbonden door beeklopen. De afvoer is redelijk constant en er treedt inundatie op waardoor het peil beperkte wisselingen vertoont. Er is veel ruimtelijke stromingsvariatie. De morfologie is heterogeen. Het substraat bestaat uit 50% zand met veel dood hout en organisch materiaal. De waterdiepte is gering terwijl de bedding breder is maar beide zijn veel geringer in afmetingen dan we in de huidige situaties aantreffen. In de Geeserstroom is getracht deze situatie te herstellen maar voldoen verschillende onderdelen nog niet. Toch is veel ervaring opgedaan met beekmoerasherstel en worden nu verbeterende maatregelen doorgevoerd.

Op basis van de klimatologische en geomorfologische en -hydrologische omstandigheden liggen Nederlandse laaglandbeken 200 tot 2000 m uiteen. Onze analyse van Noord-Brabantse beken liet een afstand van 700 m zien onder natuurlijke omstandigheden. Een dergelijk bekennetwerk, lees drainagenetwerk, zou het doel in alle stroomgebieden moeten

worden. Afhankelijk van de haalbaarheid kan veel water worden vastgehouden en geborgen in veel Nederlandse beekstroomgebieden.

Om bij herstelingsrepen het beekprofiel te versmallen en te verondiepen zijn twee maatregelen mogelijk. Door het aanleggen van een nieuw profiel wordt snel een gewenst profiel bereikt. Echter na aanleg treden erosie-sedimentatieprocessen tijdelijk op. Ook is het nieuwe profiel maagdelijk en treden nieuwe kolonisatieprocessen op die in snelheid afhangen van de bovenstrooms aanwezige bronpopulaties. Bij traag stromende beekdelen kan na aanleg de bedding snel dichtgroeien wat tot stagnatie leidt. Het alternatief is het aanbrengen van houtpakketten en het daarna per traject suppleren van zand. Na enkele maanden is het nadelige effect van de suppletie veranderd ten gunste van de beekgemeenschap. De belangrijkste winst bij het verkleinen van het profiel is de verbinding herstellen tussen beek en dal waarbij inundatie van het dal bij hoge afvoeren gaat optreden. Inundatie is belangrijk om meer water vast te houden en te bergen. Hoe groter het inundatiegebied, hoe beter het systeem gaat functioneren. De inundatiegebieden mogen geen drainerende structuren zoals greppels bevatten omdat dan het water te snel naar de beek terugstroomt. Inundatievlaktes die functioneren als afgesloten laagten (depressies in het landschap) hebben de voorkeur. Om inundatie te kunnen toestaan is ruimte nodig, bij voorkeur veel ruimte langs de beek. Omdat zandsuppletie de voorkeur heeft boven actief graven en inundatie gewenst is, zijn de meest kansrijke beekhersteltrajecten trajecten waar bodemophoging op korte termijn leidt tot verbinding van beek en dal, m.a.w. waar de beek snel op het niveau van maaiveld kan worden gebracht.

Nederlandse laaglandbeken meanderen niet actief. Actieve meandering blijkt alleen op te treden in de initiële fase na een herstelproject waarbij een onbegroeide oever is gecreëerd. De Nederlandse natuurlijke laaglandbeken zien er kronkelend uit omdat oevererosie en daarmee passieve meandering optreedt door externe factoren, zoals kwel en bomen. Al eerder in dit hoofdstuk bleek dat beekherstel hand-in-hand gaat met inundaties van het beekdal. Feitelijk is een belangrijk streven van beekdalherstel het herstellen van de land-water overgang of natte dwarsgradiënt. De geleidelijke overgang van beek naar droog dal draagt een hoge biodiversiteit en is belangrijk voor verschillende ecosystemendiensten zoals waterveiligheid. Enige kronkeling van de beekloop is voldoende om habitatheterogeniteit te creëren die nodig is voor een hogere biodiversiteit.

De substraatvariatie of habitatheterogeniteit draagt in laaglandbeken, zowel in de beek en in het dal, belangrijk bij aan de biodiversiteit. Fijnschalige hydromorfologische dynamiek rond planten en houtpakketten in de beek alsmede in inundatiezones en diffuse en doorstroommoerassen in het dal leiden tot belangrijke biologische winst.

Algemeen wordt aan- en waargenomen dat inundatie van beekdalgronden leidt tot eutrofiëring, omdat de meest frequent geïnundeerde gebiedsdelen ook de meest eutrafente vegetaties bevatten. Echter dit blijkt niet altijd te gelden. Inundaties gedurende natte perioden dragen nauwelijks nutriënten bij aan het dal, vooral niet als de grondwaterstanden hoog zijn.

Ieder beekherstelproject begint met een stroomgebiedsbrede ecologische systeemanalyse (SESA) die alle belangrijke processen in en het functioneren van een stroomgebied in beeld brengt. Tijdens deze SESA worden de volgende vragen beantwoord:

1. *Wat zou hier zonder mens (op hoog schaalniveau) zijn?*
2. *Wat is hier?*
3. *Wat kan hier zijn?*
4. *Wat knelt hier?*
5. *Wat zijn de mogelijke oplossingen?*
6. *Wat is haalbaar?*
7. *Wat zijn de alternatieven?*

Het herstellen van beekdalsystemen betekent ook het herstellen van de ecosysteemdiensten en het herstellen van het ecosysteem functioneren, vaak op grotere schaal.

Beekdalherstel leidt zowel op de schaal van microhabitats als op de schaal van beekdallandschappen tot positieve ontwikkelingen in de fauna. Met als voorbeeldgroepen wolfspinnen en loopkevers voor microschaal en vogels voor landschapsschaal is in dit project gekeken naar effecten. Habitatspecialisten binnen de loopkevers en wolfspinnen namen toe in de onderzochte projecten, waarbij het Amerdiep (de Holmers) wel een duidelijk andere ontwikkelingsrichting wat betreft levensgemeenschap liet zien (richting kleine zeggenmoerassen) dan de Geeserstroom en het Peizerdiep. Gezien de ontwikkelingsrichting een doorstroommoeras in plaats van een moerasbeek in het eerste systeem is dit ook verklaarbaar. De broedvogelstand in de beekdalen van het Amerdiep en de Geeserstroom verschilde, maar hier was de soortensamenstelling van het Amerdiep duidelijk een armere subset van die van de Geeserstroom. Dit gold sterk voor watervogels en vogels van natte graslanden, en in mindere mate ook voor soorten van moerassen. Verschillende factoren kunnen hieraan ten grondslag liggen, waarbij de aanwezige habitattypen (met name vegetatie en open water), maar ook bijvoorbeeld de herstelde oppervlakte beekdal een rol kunnen hebben gespeeld.

Over de effecten van hydrologische ingrepen is nog steeds relatief weinig bekend. De evaluatie van lopende projecten liet zien dat monitoren sterk achter blijft. Om kennisvergroting te stimuleren is een generieke benadering voor het (adaptief) monitoren opgesteld. In een meetprotocol voor monitoring worden de volgende aspecten belicht en vragen beantwoord:

- Aanleiding: waarom dit meetprotocol?
- Probleemstelling: welk probleem wordt hoe aangepakt?
- Conceptueel ontwerp: welke processen spelen rond het probleem en de oplossing en hoe hangen die conceptueel samen?
- Doel: welk toetsbaar doel heeft het meten?
- Vragen: welke vragen worden er met de metingen hoe beantwoord?
- Afbakening: wat wordt er waarom wel gemeten en wat niet?
- Meetontwerp: hoe wordt wanneer, wat gemeten (o.a. ontwerp (BACI, CI, ...), parameters, meetmethode, meetfrequentie, tijdsplanning, financiën)?
- Kwaliteit: hoe wordt de kwaliteit van het gehele traject geborgd?
- Uitvoering: opmerkingen bij monsternamen, veldbezoeken, laboratoriumanalyses enz.
- Gegevens: hoe worden gegevens opgeslagen?
- Analyse: hoe worden de meetgegevens geanalyseerd zodat de vragen individueel beantwoord kunnen worden?
- Rapportage: hoe worden de resultaten gecommuniceerd en wat is het vervolg?

In een workshop is aan waterschapsecologen de vraag voorgelegd waar ze op grond van aangeleverde informatie kansen zagen voor de ontwikkeling van diffuse afvoersystemen in hun beheergebied. De mogelijk kansrijke locaties zijn op kaart gezet. Er blijken in Nederland al een groot aantal kansrijke gebieden aanwezig te zijn.

Uit het onderzoek blijkt dat de kansen op hydrologisch herstel van het afvoerregime het grootst zijn bij het vasthouden van regenwater in de infiltratiegebieden en de ondergrond. Het in deze gebieden verwijderen van ont- en afwatering versterkt de infiltratie enorm en leidt tot versterking van aanvoer van regenwater naar het watervoerende pakket, verhoging van grondwaterstanden en vertraging van en minder dynamische afvoer. Juist waar droge bodem extra water kan vasthouden en waar in laagte in het landschap oppervlaktewater mag achterblijven, liggen de grootste kansen. De verbetering van de infiltratiecapaciteit draagt bij aan het versterken van vasthouden, ook onder landbouwgronden. Wegverlenging, profielverkleining en aanbrengen van obstakels en verhogen van de beekbodem dragen ook bij aan het vertragen en bergen. Deze profielaanpassingen kunnen alleen als in het dal ook inundatie mogelijk is.

Belangrijke kanttekening hierbij is dat het toekomstige klimaat leidt een toename van piekbuien en langere drogere perioden. Het is van belang om deze prognoses mee te nemen bij het ontwerpen van maatregelen voor het aanpassen van het stroomgebied. Gezien deze verandering in de verdeling van neerslag is het waarschijnlijk des te relevanter dat maatregelen worden genomen om de afvoerdynamiek te dempen.

Summary

During the last century, much biodiversity was lost in Dutch streams and stream valleys. Restoration of streams and their valleys often does not result in the desired improvement, amongst others because 1) aquatic and terrestrial targets are seen as opposite and 2) much redevelopment is limited to the local scale. Therefore, an integrated approach to stream valley recovery can provide a significant boost to enhancing biodiversity and performing successful improvement. An integrated stream valley restoration approach calls for a catchment-wide approach with hydrological measures in both the infiltration area and the stream valley. The three main hydrological measures that are central to this study are:

1. To restore heterogeneous and diffuse drainage systems.
2. To lower discharge dynamics by addressing the drainage hydrology.
3. To decrease width and depth of stream profiles and reach integrated stream valley recovery.

In addition, morphological measures (adapted to future discharge regimes) and eutrophication-reducing measures (such as buffering sub-surface and surface run-off and purifying in the hydrological veins) are necessary.

The main objective of the project 'Integrated nature recovery in stream valleys' is to study the extent to which interventions in the water system, such as removal of drainage structures in infiltration areas, storage of water in the ground, reconstructing diffuse discharge areas, and reducing the streambed profile contribute to a reduction in discharge dynamics. The theoretical building blocks to achieve the projects' goal consist of an integration of the 5-S model, the DPSIRR concept, the operation of landscape filters and the habitat templates. The practical steps consist of:

- Performing an integrated ecological system analysis of processes in the catchment, according to the 5-S model methodology.
- Understanding all disturbances in a catchment, analysed according to the DPSIRR chain methodology.
- Setting realistic / appropriate development goals for the whole catchment and for individual stream valley trajectories within that fit both scales and species-environment relations (using landscape filters).
- Selecting cost-effective measures.
- Monitoring the effects and adjusting them (implementing adaptive monitoring).

This study started with exploring current projects that could serve as pilot studies. To become a pilot study, a project should already be based on an integrated approach in stream valley restoration and have a running monitoring program. Such studies would be sufficiently interesting to additionally monitor in more detail and to evaluate the hydrological and ecological effects. A large number of stream (valley) restoration projects were been carried out or are currently still ongoing. Nevertheless, only a few turned out to focus on hydrological recovery. From the long list of restoration projects, Peizerdiep, Holmers, Geeserstroom and Strijper Aa were eventually chosen as pilot projects for this study.

Central theme in the catchment of Peizerdiep is the reduction of the dynamics in the discharge regime. This study added a modelling approach to all activities of the regional water authority. Restoring the (geo-)hydrological situation of a catchment cannot be based on reversing one or a few of all changes that took place in the past. In many cases, such partial solution does not provide the desired effect on the discharge regime and can even cause undesirable effects. For example, increasing groundwater levels can lead to higher

peak flows if the surface water drainage infrastructure and the total surface area of erosive terrain and paved surfaces are not reduced. In all parts of the water system (bottom and above ground), storage capacity must be increased, so that the peak flows will decrease and base flows will increase. Peak discharges can be further reduced by taking measures to adapt the morphology and the vegetation development in the watercourses. It is important to combine different measures that together result in a more equally divided flow of all available water over the year.

Stream valley recovery with the aim of reducing the dynamics in flow regime must be approached from a catchment-wide angle. An ecological system analysis of a catchment can identify those processes that pose greatest stress on the flow regime. In addition, processes related to conditions instream such as stream morphology, effects of weirs, vegetation development in the wet profile and land use types (e.g., evaporation of crops, erosion-sensitive management, (semi-)paved surfaces, drainage density) and also conditions related to the groundwater system (e.g., regional geohydrology, groundwater extraction) must be taken into account. Based on such an ecological system analysis, if possibly and needed and supported by a model study, a strategy can be determined to take effective restoration measures. In most cases, this strategy will require a catchment-wide approach.

The catchment of the Holmers-Halkenbroek (upper course of the stream Amerdiep) was used as pilot to restore a diffuse drainage system. Most diffuse drainage systems got lost due to their high susceptibility to dewatering. Recovery of large-scale diffuse drainage systems is therefore not very realistic, due to the needs of other human uses. However, still there are good opportunities to restore such systems in upper courses of lowland streams, especially where streams in the past were dug to drain groundwater-fed swamps. Most important criterion for successful restoration is the occurrence of a continuous ground water recharge that is still present or can be activated.

Often the restoration of a diffuse system with optimal hydrological conditions for the formation of peat will not be possible. Still, the extensive use of large areas in the province of Drenthe has undoubtedly contributed to the success of the Holmers restoration project. The inventory of potential restoration projects showed that it will be difficult in many other parts of the Netherlands to take similar measures to develop well-functioning diffuse drainage systems. On a smaller scale, however, there seem to be several sub-catchments to restore or develop small groundwater-fed diffuse drainage systems.

In the Geeserstroomb catchment, the restoration exemplified a reduced streambed profile with the development of a flow-through swamp. Here, the effects of stream re-profiling (with a strong reduction of the wet streambed) were initiated and studied. The image of the natural Dutch lowland stream valley consists of a pattern of diffuse drainage systems in the upper part of the catchment and a chain of stream stretches that connect diffuse flow-through areas or swamps towards downstream. The discharge is fairly constant, with seasonal fluctuations, due to inundation that reduces peak flows and feeds the streams during low flows. Instream there still is a lot of spatial flow variation resulting in a high biodiversity. The streambed morphology is heterogeneous. The substrate consists for 50% out of sand with a lot of dead wood and organic material covering the other 50%. The streambed is shallow but wide but still much narrower than in the current situation. The

Based on the climatological, geomorphological and hydrological conditions, Dutch lowland streams lie between 200 m and 2000 m apart from each other. Our analysis of North Brabant streams showed that under natural conditions these streams lie on average 700 m apart.

In order to reduce the size of the streambed wet profile two measures are possible. First, one can dig a new streambed profile which implies that the desired conditions are quickly met. However, after completion of this re-profiling temporarily erosion-sedimentation processes will occur and change the conditions and go with a higher amount of sand

transport. Furthermore, the newly dug profile is virgin and colonization processes will occur that, among other things, can result in a dense vegetation mat which in its turn can lead to stagnation in flow. The alternative is to bring in wood packages in the streambed and subsequently add sand to the stream. After a few months, the adverse effects of the sand addition will be overcome by the stream community and through re-colonisation an even more diverse community will be developed. The main objective though is the re-connection of the stream and its valley. And frequent occurring inundations will result in gradual gradients between the wet streambed and the dry surroundings. Of course, such inundation area requires space in transversal direction in the valley. Because sand addition is preferred above active digging and inundation is desired at landscape level, the most promising restoration projects are those that allow the connection of stream and valley, i.e. where the stream can be rapidly brought to the level of the mowing field.

Dutch lowlands do not actively meander. Active meandering appears only to occur during the initial phase after a recovery project in which a bare bank was created finished. The Dutch natural lowland streams show a meandering longitudinal profile due to passive meandering processes that are initiated by external factors, such as seepage areas that weaken stream banks or trees that act as obstacles.

Previously we already indicated that stream restoration goes together with valley inundations. In fact, an important goal of stream restoration is to re-establish the land-water transition or wet cross-gradient through the stream valley. The gradual transition from stream to dry valley carries high biodiversity and is important for various ecosystem services such as water safety.

Substrate variation or habitat heterogeneity contribute significantly to lowland stream biodiversity. Fine-scale hydromorphological dynamics around plants and wood packages lead to significant biological variety.

Generally, it is assumed that inundation of streams results in eutrophication of the valley floor because the most frequently inundated areas host mostly eutrophic vegetation. However, this appears not always to be the case. Inundations during wet periods contribute hardly nutrients to the valley, especially when the groundwater levels are high and seepage occurs.

Each restoration project starts with a catchment-wide ecological system analysis (CESA) that identifies all major processes in and the functioning of this catchment area. During this CESA the following questions will be answered:

1. What would be here (at generic catchment level) without humans?
2. What is here?
3. What can be here?
4. Which stressors are acting here?
5. What are the possible solutions?
6. What is achievable?
7. What are the alternatives?

Restoring stream valley systems also means restoring ecosystem services and functioning, often on a larger scale.

Stream valley recovery also results in positive effects for the fauna both on the scale of micro-habitat as the landscape. For example, wolf spiders and ground beetles were used to evaluate the micro-scale and birds the landscape scale. Habitat specialists in both the groups of ground beetles and wolf spiders increased in the investigated restoration projects, with the Amerdiep (the Holmers) showing a distinct different direction of development regarding to the faunal community (swamps of small sedges) in comparison to the Geeserstroam and Peizerdiep. This different direction of development in the Holmers is in line with the development of a diffuse drainage system poor in nutrients instead of a nutrient rich swamp system. The breeding birds in the Holmers/Amerdiep and Geeserstroam stream valleys

differed, but in the first valley species composition was clearly a poorer subset in comparison to the Geeserstroam. This difference was especially visible in the number of waterfowl and birds of wet grasslands, and to a lesser extent also in the number of species of marshes. Various factors can be the cause, in which habitat types (especially vegetation and open water in the Geeserstroam), but also the extent of the restored stream valley can play a role.

The effects of large scale hydrological measures are still relatively unknown. The evaluation of ongoing projects showed that monitoring stays strongly behind. Water and nature management authorities should be more aware of the value of monitoring results. To promote knowledge development, a generic approach to monitor restoration projects was included. A proposed protocol for monitoring should include the following items and can provide answers to the following questions:

- Reason: Why this protocol?
- Problem statement: What problem is addressed?
- Conceptual design: Which processes are related to the problem and the solution, and how do they relate conceptually?
- Purpose: Which testable goal is defined?
- Questions: Which questions are answered with the intended measurements?
- Demarcation: What is being measured and what not?
- Measurement design: How, when, and what will be measured (including design (BACI, CI, ...), parameters, methods, frequency, time planning, finances)?
- Quality: How is the quality of the entire campaign guaranteed?
- Execution: Add comments on sampling, field visits, laboratory analyses, etc.
- Data: How will the collected data be stored?
- Analysis: How will the data be analysed so that the individual questions can be answered?
- Reporting: How will the results be communicated and what is the follow-up?

In a workshop, ecologists employed by water boards were asked to point out the areas where they think opportunities to develop diffuse drainage systems are situated. The potentially prominent areas were listed on a map.

The research showed that the chances of hydrological recovery of catchment-wide flow regimes are most promising when effort is put forward to store rainwater in infiltration areas. The removal of drainage structures, both in and above ground, in these areas will strongly enhance infiltration and will increase groundwater levels. The promising areas to store water are those areas where the dry soil can store extra water and the depressions in the landscape where water can be retained. Also the improvement of the soil infiltration capacity can contribute to strengthen water retention, also in agricultural areas. Increasing the longitudinal length of the stream and decreasing the transversal wet profile further contributes to a reduction in discharges dynamics. Such wet profile adjustments can only be used if inundations are allowed in the respective stream valley.

An important consideration in stream valley restoration is the inclusion of the future climate conditions with heavier rainfalls and longer dry periods in design procedures. Climate forecasts must become part of stream valley restoration plans. Furthermore, the expected climate conditions are an extra argument for taking measures to reduce dynamics in flow regimes.

Dankwoord

Dit onderzoek is tot stand gekomen in samenwerking met diverse instanties en personen. Gezien de breedte van de vragen waren we afhankelijk van metingen verricht door deze instanties en kennis aanwezig bij diverse personen. We zijn iedereen zeer erkentelijk voor hun bijdrage aan dit rapport. De deelnemers aan de excursies en workshops bedanken we voor hun enthousiaste inbreng en reflectie op dit project. Ook de bijdragen aan de 'kansenkaart' waren erg nuttig.

Speciaal willen we bedanken de deelnemende waterschappen Waterschap Peel & Maasvallei (Frans Verdonschot), Waterschap Vechtstromen (Rob van Dongen), Waterschap De Dommel (Ineke Barten), Staatsbosbeheer (Evert Jan Lammerts) en STOWA (Bas van der Wal, Pui Mee Chan).

De leden van het DT Beekdallandschap die zich gebogen hebben over de eerste concepten van dit rapport zijn we erkentelijk voor hun waardevolle opmerkingen en geduld (Piet Schipper, Rob van Dongen, Uko Vegter, Rients Hofstra).

We zijn het waterschap De Dommel dankbaar voor de financiële ondersteuning van het Strijper Aa project.

Daarnaast was het project en de afronding niet mogelijk geweest zonder de financiële steun van het Kennisbasisprogramma Building with Nature (KB-24-001-007).

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

Veranderingen in landgebruik en waterhuishouding, alsmede normalisatie, kanalisatie, regulatie en onderhoud hebben de omstandigheden in stroomgebieden en beekdalen gewijzigd en hebben beek en beekdal scherp van elkaar gescheiden. Diepe, brede en ingesneden beddingen voorkomen overstromingen van de aangrenzende dalen en vertonen grote wisselingen in afvoeren en stroomsnelheden. Eroderende piekafvoeren wisselen stilstaand water met een verslibde bodem af. Hierdoor is de beek- en beekdalbiodiversiteit sterk achteruitgegaan met verlies van stromingsminnende beekorganismen en een achteruitgang van grondwater- en overstromingsafhankelijke natuurtypen.

Tussen 2000 en 2017 zijn en worden voor het bereiken van de doelen gesteld in de KaderRichtlijn Water (KRW) en WaterBeleid 21st eeuw (WB21) duizenden kilometers beekstelsel hersteld. Veel van deze herstelmaatregelen zijn gericht op herstel van fysieke vormen, zoals meandering, zonder duidelijke relatie met hydrologische, morfologische en biologische processen op lokale en stroomgebiedsschaal. Bij het graven van meanders wordt geen rekening gehouden met de gewijzigde afvoerdynamiek, de vorm van het profiel staat los van de aanwezige begroeiing en terugkoppelingsmechanismen worden niet meegenomen (bv. effecten van boomwortels op stromingspatronen). Het betreft vooral wijzigingen in het beekprofiel en ruimte voor (beperkte) inundatie. Deze sectorale aanpak kijkt naar de beekloop zelf en mist kansen op integraal herstel van beekdalen; de beek en het dal met de semi-aquatische en terrestrische systemen. Deze herstelmaatregelen dragen bijvoorbeeld niet bij aan het oplossen van de verdroging, één van de belangrijkste knelpunten voor het behalen van de Natura-2000 doelstellingen (van Gaalen et al. 2012). Omgekeerd vindt in het kader van natuurbeleid (EHS) en Natura2000 herstel van semi-aquatische en terrestrische systemen in het dal plaats, waarbij kansen voor de beek worden gemist. Zo worden bijvoorbeeld inundaties door beken voorkomen uit vrees voor eutrofiëring terwijl daarmee de paai mogelijkheden voor vis worden geblokkeerd. In beide herstelbenaderingen (KRW + WB21 versus N2000) kan een maatregel voor het één, nadelig zijn voor het andere. Ook kan het zijn dat beken worden hersteld op plaatsen waar voorheen geen beek was, zoals in sommige oorsprongsgebieden en in kwel-ontvangende delen van beekdalen. In dergelijke dalen staat de wens tot verdrogingsbestrijding en het 'herstel' van beeklopen op gespannen voet met elkaar.

Beken voeren oppervlaktewater af en vormen de regionale drainagebasis van het grondwatersysteem (de grondwaterstroming en de kwel). Het verondiepen en versmallen of het verwijderen van 'beken' (Aggenbach et al. 2008; Verdonschot 2010) kan door een toename van overstroming en stagnatie van regen- en grondwater op maaiveld (vernatting) grote positieve gevolgen hebben voor de terrestrische en (semi-)aquatische fauna.

Inrichtingsconcepten met een **integrale benadering** van de aquatische en (semi-) terrestrische componenten van beekdalen zijn nog nauwelijks uitgeprobeerd (Didderen & Verdonschot 2009). Inrichters, waterbeheerders en natuurbeheerders kunnen meer succesvol herstel plegen met integrale, stroomgebiedsbrede concepten zoals:

1. Het herstellen van heterogene en diffuse afvoersystemen (bv. stromend beekdalmoeras).

2. Het dempen van de afvoerdynamiek door de sleutelfactor afvoerhydrologie aan te pakken.
 3. Het genuanceerd verondiepen en versmallen t.b.v. integraal beekdalherstel.
- De combinatie van deze drie biedt herstel van beekdallandschappen grote kansen.

1.2 Doel

Het project 'Integraal natuurherstel in beekdalen door gedempte afvoerdynamiek, ontwikkeling van diffuse afvoersystemen en genuanceerd beekprofielherstel' heeft als doel handvatten te ontwikkelen waarmee inrichters, natuur- en waterbeheerders op de schaal van het stroomgebied integraal afgewogen keuzes kunnen maken van hersteldoelen en herstelmaatregelen voor beek kwaliteit en natte beekdal natuur.

Om dit doel in te vullen is dit kennisdocument opgesteld dat waterschappen en natuurbeheerders richting geeft bij integrale beekdalherstelprojecten waarbij ecologie, hydrologie en morfologie passen in het vaak multifunctioneel gebruik van het stroomgebied. In dit project stonden 15 vragen centraal (zie paragraaf 8.5) die in drie hoofdvragen kunnen worden samengevat:

1. Hoe functioneren diffuse afvoersystemen en waar zijn mogelijkheden ze te ontwikkelen? (Thema: Ontwikkelen van diffuse afvoersystemen)
2. Hoe kunnen we afvoerdynamiek verminderen en welke rol spelen diffuse afvoersystemen daarin? (Thema: Dempen van de afvoerdynamiek)
3. Welke technieken zijn het meest geschikt om beken te verondiepen en te versmallen? (Thema: Genuanceerd verondiepen en versmallen (herprofilen))

1.3 Hoofdvragen en aanpak project

Om de (hoofd)vragen te kunnen beantwoorden is het onderzoek opgedeeld in zes onderdelen:

1. Het formuleren van een conceptueel kader en het ontwikkelen van een meetprotocol, mede door gebruik te maken van een denktank (m.a.w. interactie met externe deskundigen en gebruikers).
2. Het verrichten van pilotstudies in nieuwe of lopende herstelprojecten. Hiervoor is een selectie van herstelprojecten uitgevoerd en zijn pilotprojecten gekozen en gemonitord.
3. Het selecteren van en meten aan referenties (indien haalbaar en vindbaar).
4. Het beschrijven en trachten te kwantificeren van de effecten van maatregelen die de hydrologie op verschillende schaal beïnvloeden, vooral het inrichten van diffuse afvoersystemen, het dempen van de afvoerdynamiek en het door genuanceerd verondiepen en versmallen vertragen van de afvoer.
5. Het modelleren en integreren van de opgedane kennis.
6. Het uitdragen van de opgedane kennis.

Voor de selectie van pilotstudies hebben we ons uitsluitend gericht op projecten die verbetering van de hydrologische situatie als doel hadden. Dat betreft drie maatregelen:

1. Het creëren van een diffuus afvoersysteem (bijvoorbeeld moerasvorming als oplossing van stagnatie in een beek).
2. Het realiseren van gedempte afvoer dynamiek.
3. Het verkleinen van het (natte) beekprofiel.

1.4 Opzet van het rapport

Dit rapport is zo opgebouwd dat het als kennisdocument fungeert.

Hoofdstuk 2 geeft een theoretische beschrijving van de gedachten en bouwstenen achter integraal beekdalherstel. Het hoofdstuk maakt onderscheid in 1) de karakterisering van het stroomgebied, het beekdal en de beek, 2) de effecten van ketens van verstoring, en 3) het integreren van beide om te komen tot maatregelen. Zoals in alle hoofdstukken is het kerndoel het herstel van de hydrologie.

Hoofdstuk 3 beschrijft de inventarisatie van lopende en nieuwe projecten die bij kunnen dragen tot vergroting van kennis op het gebied van hydrologisch herstel.

In hoofdstuk 4 is uitgebreid ingegaan op de aspecten die de afvoerdynamiek in beken bepalen en hoe demping in de afvoerdynamiek bereikt zou kunnen worden. In dit hoofdstuk komen de effecten van grondwater, bodem(bedekking) en -morfologie, beekmorfologie en beek(dal)vegetatie op afvoerdynamiek aan de orde.

Hoofdstuk 5 gaat dieper in op diffuse afvoersystemen. Het hoofdstuk beschrijft hoe diffuse afvoersystemen er in een meer natuurlijke situatie uitzien en welke aanvulling ze kunnen bieden op bestaande biodiversiteit in Nederland. Ook geeft het inzicht in de geografische ligging van gebieden met potenties voor ontwikkeling van soortenrijke diffuse afvoersystemen.

In hoofdstuk 6 staat het genuanceerd herstellen van het beekdalprofiel centraal. Er is dieper ingegaan op het potentiële referentiebeeld aan de hand van situaties in Polen. Projecten waar een verkleind en verondiept profiel is aangelegd of wordt geïnitieerd door zandsuppletie zijn geëvalueerd. Op iets hogere schaal is ingegaan op de aspecten van wegverlenging en actieve en passieve meandering en verbindingen tussen beek en beekdal door daarbij optredende inundaties. Ook is een indicatie gegeven van het uitvoeren van een ecologische stroomgebiedsbenadering om hydrologisch herstel te bewerkstelligen.

Hoofdstuk 7 gaat in op de effecten van integraal beekherstel op de beekdalfauna, vooral de semi-terrestrische bodemfauna (loopkevers en spinnen) en de broedvogels. Fauna is een nog te vaak vergeten component in het beekdalecosysteem terwijl zowel de biodiversiteits- en de indicatieve waarden hoog zijn. Fauna blijkt ook zeer bruikbaar voor evaluatie van hersteldoelen.

Hoofdstuk 8 geeft praktische aanbevelingen voor inrichters en beheerders bij het monitoren van integraal natuurherstel van beekdalen.

Hoofdstuk 9 beschrijft de synthese van alle bevindingen.

Hoofdstuk 10 bevat de belangrijkste conclusies.

2 Conceptueel kader

2.1 Aanleiding en achtergrond

2.1.1 Inleiding

Beken en beekdalen hebben lange tijd >75% van de Nederlandse natuur gedragen. Echter al honderden jaren zijn beekdalen door de mens benut wat tot grote verliezen aan biodiversiteit heeft geleid. Herstellen van beek- en beekdalsystemen kan veel kwaliteit en natuur terugbrengen en versterken. Om dit te bereiken is een eerste vereiste het herstel van de hydrologie van het beekdalsysteem.

Beken voeren oppervlaktewater af en vormen de regionale drainagebasis van het grondwatersysteem. Beken zijn het zichtbare waterelement van het geheel aan hydrologische processen in een stroomgebied. Beek- of beekdalherstel vereisen herstel van het hydrologische systeem op de schaal van het stroomgebied (Hendriks et al. 2013). Dit herstel kan niet los gezien worden van alle relevante hydrologische, morfologische, fysisch-chemische en biologische processen op lokale en stroomgebiedsschaal. Al deze fysische en ecologische processen zijn op hun beurt afhankelijk van het landgebruik in het stroomgebied dat weer door maatschappelijke processen wordt aangestuurd. Er is pas sprake van een integrale aanpak van beekdalen wanneer alle relevante biofysische en maatschappelijke processen worden betrokken. Een dergelijke integrale benadering van herstel van de aquatische en (semi-)terrestrische componenten van beekdalen is nog nauwelijks in praktijk gebracht (Didderen & Verdonschot 2008).

De hydrologie vormt de basis van het beekdalsysteem. Wanneer we een integrale stroomgebiedsbenadering volgen, dan zijn op het niveau van het stroomgebied de belangrijkste processen die waterstroming en -stand bepalen neerslag/verdamping, doorlatendheid van de bodem, geohydrologie van de ondergrond, ontwatering en afwatering. In het beektraject spelen debiet en hydraulica (vooral stroomsnelheid en -verdeling) een belangrijke rol en op habitatniveau spelen til- en trekkracht. De waterstromen hebben een belangrijk effect op de vorm of morfologie van de beek en het beekdal. Dit geldt voor de ontwikkeling van het lengte- en dwarsprofiel in het stroomgebied (tracé en bedding) en voor het ontstaan en verdwijnen van substraatmozaïeken in het beektraject, zoals bladdammen, zandbanken, grindbanken en detrituszones. In het beekdal zijn hoogteverschillen in het maaiveld, de drainage-diepte van de beek en af- en ontwateringsmiddelen zeer bepalend voor de variatie in waterregime en watervoeding en daarmee voor habitatvoorwaarden voor fauna en standplaatscondities voor vegetatie. Door de grote verscheidenheid aan habitats en standplaatsen zijn beeksystemen potentieel zeer rijk aan soorten.

2.1.2 Historie: Van natuurlijk beekdal naar intensief watersysteem

Maar eerst iets over het verdwijnen van diffuse laagtes, de toename in afvoerdynamiek en het ontstaan van insnijding en over-dimensionering en intensivering van beeksystemen. Oorspronkelijke natuurlijke beekdallandschappen in Nederland bestonden uit verbonden natte laagtes in het landschap die via beddingen of diffuus water afvoerden als gevolg van het neerslagoverschot. Beken ontsprongen in bron- en kwelgebieden of in venen en moerassen. Ze stroomden traag en met een beperkte afvoerdynamiek af naar de lager gelegen delen via middenlopen, regionale benedenlopen en riviertjes naar de grote rivieren. De beboste en vaak zandige of venige stroomgebieden werkten als een spons waarin veel water werd getransporteerd (infiltratie) naar de ondergrond (vasthouden van het grondwater) en geborgen aan het oppervlak (natte laagtes). Vooral de natuurlijke begroeiing

zorgde ervoor dat oppervlakkige afstroom van water werd vertraagd en de infiltratie verder versterkt.

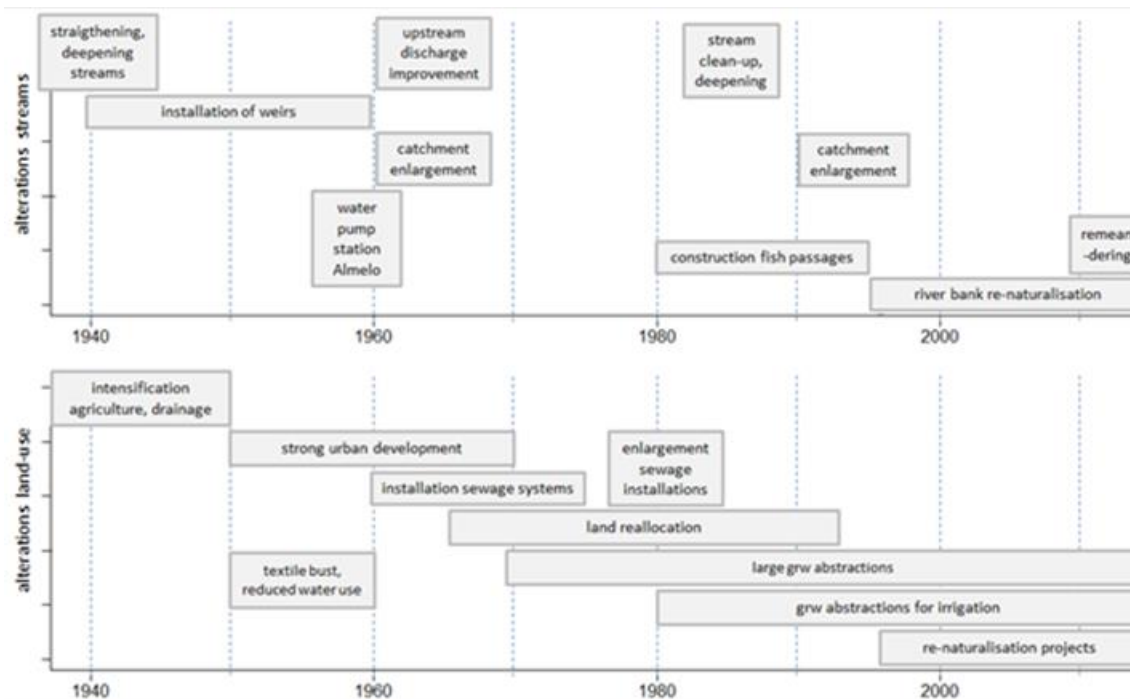
In oorspronkelijke beeksystemen waren overgangen tussen beek en beekdal gradueel. Bovenstrooms (in de lengterichting) bevonden zich diffuse afvoersystemen en langs de beken (in de dwarsrichting) begeleidende moerassystemen. Beide systemen waren rijk aan kleinschalige hydrologische, morfologische, chemische en ecologische gradiënten en biodiversiteit. Deze systemen speelden een grote rol in het vasthouden en bergen van water. Het beekdal in het laagland bestond uit gevarieerde stromingsstelsels met vertakkingen in de loop, complexen van poelen en slenken, tijdelijke inundatie en stroming door en over de beekdalbodem. Verspreid in het stroomgebied kwamen ook afvoerloze laagtes voor waar zich veencomplexen konden ontwikkelen.

Sinds jaar en dag heeft de mens ingegrepen in dit landschap. Het ontwateren van laagtes en het verwijderen van kronkels uit beken heeft om allerlei redenen het landschap de laatste 1000 of meer jaren sterk veranderd. Er zijn ook veel waterlopen bijgekomen om akkers te bevoeien, moerassen te draineren of scheepvaart mogelijk te maken. Het kijken naar kaarten van de 18e of 19e eeuw is slechts reflecteren naar momenten in een al eeuwen lang veranderend patroon.

Uitgebreide antropogene veranderingen in het landgebruik startten rond 1850, toen bossen en moerassen werden omgezet in agrarische gebieden. Rond 1900 werd in grote delen van de stroomgebieden drainage aangelegd om een groter deel van het land beter geschikt te maken voor landbouw. In dezelfde periode werd gestart met het rechtekken en verdiepen van beken om overstromingen in omringende agrarische gebieden te voorkomen. Door het uitdiepen van de beken verdween een groot deel van het weerstand biedende materiaal (klein, veen) in de beekbodem, met als gevolg een toename van uitwisseling met het lokale grondwater. Om te voorkomen dat de waterstanden in de boven- en middenloop zouden uitdrogen als gevolg van de intensieve drainage maatregelen, werden stuwen geïnstalleerd in beken en aangelegde waterlopen.

Gedurende de twintigste eeuw vond in verschillende perioden belangrijke intensivering en opschaling van landbouw plaats, die werd begeleid door het verder rechtekken en verdiepen van beken en het uitbreiden van drainagenetwerken. In de periode 1950-1970 vond daarnaast een sterke stedelijke en industriële ontwikkeling plaats. Dit betekende een toename van verhard oppervlak, van grondwateronttrekking voor drinkwater en industrie en de aanleg van rioleringssystemen en RWZI's. Lozingen vanuit RWZI's vormen inmiddels een belangrijke waterbron voor het in stand houden van de watervoerendheid van beken.

De afgelopen 150 jaar zijn stroomgebieden dus steeds sterker en versneld veranderd met veel verhard oppervlak, grootschalig landbouwkundig gebruik en sterk gewijzigde afwateringsstructuur. Bekken zijn sinds de 30-tiger jaren van de vorige eeuw in drie fasen opeenvolgend ingrijpend genormaliseerd (onder normprofiel gebracht), gekanaliseerd (rechtgetrokken) en gereguleerd (verstuwd). Beekdalen, brongebieden en veencomplexen zijn gedraineerd en hydrologisch losgekoppeld van de beek. Vooral de laatste eeuw zijn de meeste beken door deze infrastructurele werken over-gedimensioneerd. Maar ook het regelmatige onderhoud heeft beken verder verdiept en verwijd.



Figuur 2.1: Overzicht van antropogene veranderingen aan waterlopen en landgebruik in het Regge stroomgebied over de periode 1940-2013.

Figure 2.1: Overview of anthropogenic changes that took place in streams and their catchments and changes in land use in the Regge river basin over the period 1940-2013.

Naast verdieping van beken door normalisatie en onderhoud, zijn de meeste beken ingesneden als gevolg van de menselijke ingrepen. Insnijding treedt op wanneer beken uit beboste zones in open landschap terecht komen, wanneer natuurlijke drempels worden verwijderd, verhanglijnen steiler worden en afvoerregimes veranderen (hogere afvoerpulsen met bijhorende stroomsnelheden die de beek doen insnijden).

Het verdiepen en insnijden van waterlopen heeft veranderingen in de interactie tussen grondwater en oppervlaktewater in de beek veroorzaakt. De natuurlijke beekbodem (slib, klein, fijn organisch materiaal), die in veel gevallen een afdichtende laag vormde in uitwisseling van grond- en oppervlaktewater via de beekbodem tegenhield, is op de meeste plekken (deels) verdwenen. Gevolg is dat bij lage grondwaterstanden het oppervlaktewater direct kan infiltreren, waardoor de beekafvoer in droge perioden afneemt.

Het verstuwen van beken en waterlopen heeft waterbeheerders daarnaast de mogelijkheid gegeven om de waterverdeling over verschillende takken van het watersysteem te sturen naar gelang de watervraag in verschillende delen van het gebied. Ook afvoer van RWZI installaties wordt door waterbeheerders ingezet om de watervoerendheid van beken te beïnvloeden. Veranderingen in debiet en stroomsnelheid waren het gevolg.

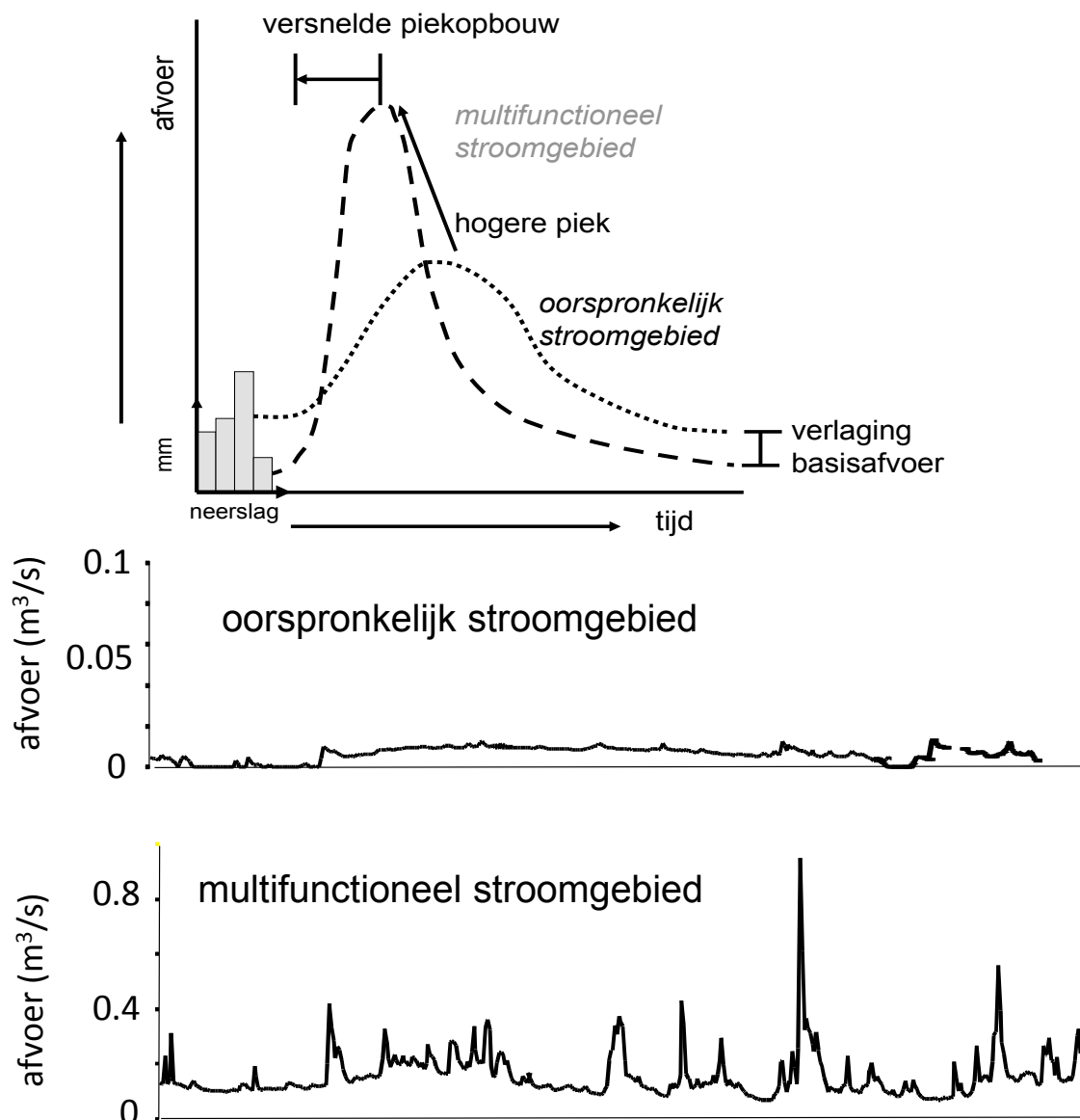
Naast de veranderingen aan het oppervlak, heeft ook het oppompen van grondwater voor drinkwater, industrie en irrigatie van landbouwgebieden en groot effect op het grondwater (dalende grondwaterstanden) en op de afvoer (verlaging basisafvoer).

Door al deze ingrepen is de verdamping gewijzigd en stroomt neerslagwater sterk versneld af uit het stroomgebied. Gevolg is dat de aanvulling van het grondwater sterk is afgenomen, de grondwaterstanden zijn gedaald en de basisafvoer is verlaagd. In perioden met weinig neerslag treedt nu veel eerder verdroging op. Anderzijds is de hoogte van de afvoerpieken toegenomen en is de tijdsduur van de piek verkort. Lengte- en dwarsprofielen zijn door mensenhand veranderd en door de gewijzigde hydrologie verder aangepast. Hydrologische processen zijn anders gaan verlopen en beeksystemen hebben een groot deel van hun

natuurlijke veerkracht verloren doordat het vasthouden en bergen van water in het stroomgebied ("sponswerking") sterk is afgenomen.

Er zijn ook andere aspecten in beekdalen die gezorgd hebben voor een verslechtering van de beek- en beekdalecologie, zoals opkomst van grootschalige landbouw met intensieve bemesting en toevoer van andere vervuilende stoffen, en het verwijderen van beekbegeleidende houtwallen. Dit project gaat echter voornamelijk over de effecten van de veranderende hydrologie op natuur in beekdalen.

De toegenomen afvoerdynamiek in de beek heeft enerzijds geleid tot lagere zomerafvoeren, stagnatie en droogval en anderzijds tot hoge piekafvoeren (Figuur 2.2). Beide hydrologische situaties hebben sterk negatieve gevolgen voor de beekorganismen die of door zuurstoftekort bij stagnatie of door erosie uit de beek verdwenen. De profielwijzigingen hebben de variatie aan habitats sterk doen afnemen en hebben de beekbodem vaak verslibd. Beide processen hebben geleid tot een verder verlies van beeksoorten.



Figuur 2.2: Versnelde (boven) en meer dynamische (onder) afvoer in een huidig stroomgebied.

Figure 2.2: A comparison of hydrographs before and after human activities in a catchment after a rainfall event (above) or over a year (below). The discharge curve is higher and steeper (above) and more irregular (below) for anthropogenically affected streams than for natural streams due to faster and greater runoff.

De overgang tussen beek en beekdal is scherp geworden omdat beekbegeleidende moerassen en land-water gradiënten zijn verdwenen. Dit heeft tot een groot verlies van typische beekdalsoorten geleid. De grondwaterstands dalingen en het landgebruik hebben de beekdalen ecologisch verder verarmd.

Sinds de jaren '90 van de twintigste eeuw ontstonden initiatieven om beken terug te brengen in meer oorspronkelijke staat. In veel gebieden, voornamelijk gebieden met een KRW-doelstelling, zijn natuurlijke oevers zijn aangelegd en worden waterlopen "hermeanderd". Ook op andere plaatsen in de stroomgebieden werden re-naturalisatie projecten uitgevoerd, veelal vernatting en herstel van de terrestrische natuur als doel.

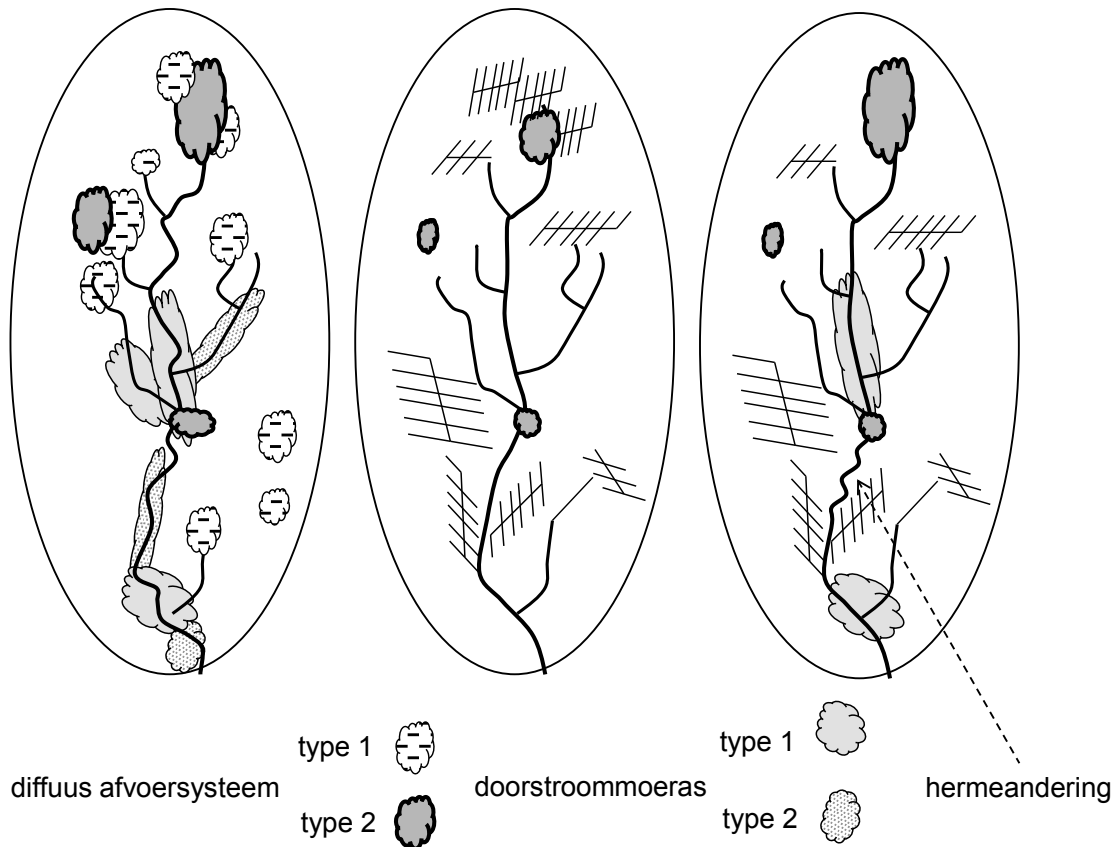
Beekdalherstel moet zich voegen in de huidige en toekomstige sociaal-maatschappelijke setting. Sommige wijzigingen in afvoerregimes en landgebruik zullen aanwezig blijven, zoals verhard oppervlak en gronden in landbouwkundig gebruik, en klimaatverandering voegt hier nog meer dynamiek aan toe door langere droge en natte perioden in winter en perioden korte hevige neerslag in de zomer. Deze toekomstige omstandigheden vormen belangrijke randvoorwaarden bij beekdalherstel. Juist daarom is het belangrijk om vast te stellen welke mogelijkheden er wel binnen een stroomgebied zijn voor beekdalherstel, en welke maatregelen effectief zijn in een bepaalde geohydrologische situatie.

2.2 Concept bij integraal natuurherstel beekdalen

Zoals eerder beschreven is de afvoerdynamiek van onze Nederlandse laaglandbeken vaak groot in vergelijking met de oorspronkelijke situatie, met hoge piekafvoeren afgewisseld door perioden met stilstaand water (gestuwde systemen) of droogval. Dit heeft geleid tot soortenarme beekdalsystemen, waarin kenmerkende flora en fauna grotendeels ontbreken doordat grenswaarden voor overleving van die soorten zijn overschreden. Daarnaast zijn de omstandigheden ongunstig voor het voorkomen van moerassen en broekbossen. Het dempen van de afvoerdynamiek in beekdalsystemen vraagt om een benadering op stroomgebiedsniveau.

Om terugkeer van de kenmerkende soortenrijkdom in de beekdalsystemen te bevorderen, is het van belang dat de afvoerdynamiek in de beken afneemt en de grondwaterstand in beekdalen toeneemt. De randvoorwaarden of drempelwaarden voor biotisch herstel worden bepaald aan de hand van de factoren stroomsnelheid en (grond)waterdiepte in relatie tot indicatorsoorten (bijvoorbeeld de indicatiewaarde van de macrofauna voor rheofilie). Bij het ontwerpen van strategieën voor demping van de afvoer komen ook diffuse afvoersystemen in beeld.

Het hoofddoel van het project 'integraal natuurherstel in beekdalen' is na te gaan in hoeverre ingrepen in het watersysteem, zoals het verwijderen van drainagemiddelen in beekdalen en infiltratiegebieden, het water vasthouden en diffuus afvoeren en het verondiepen en hermeanderen van beken bijdraagt aan een gedempte afvoerdynamiek (Figuur 2.3).

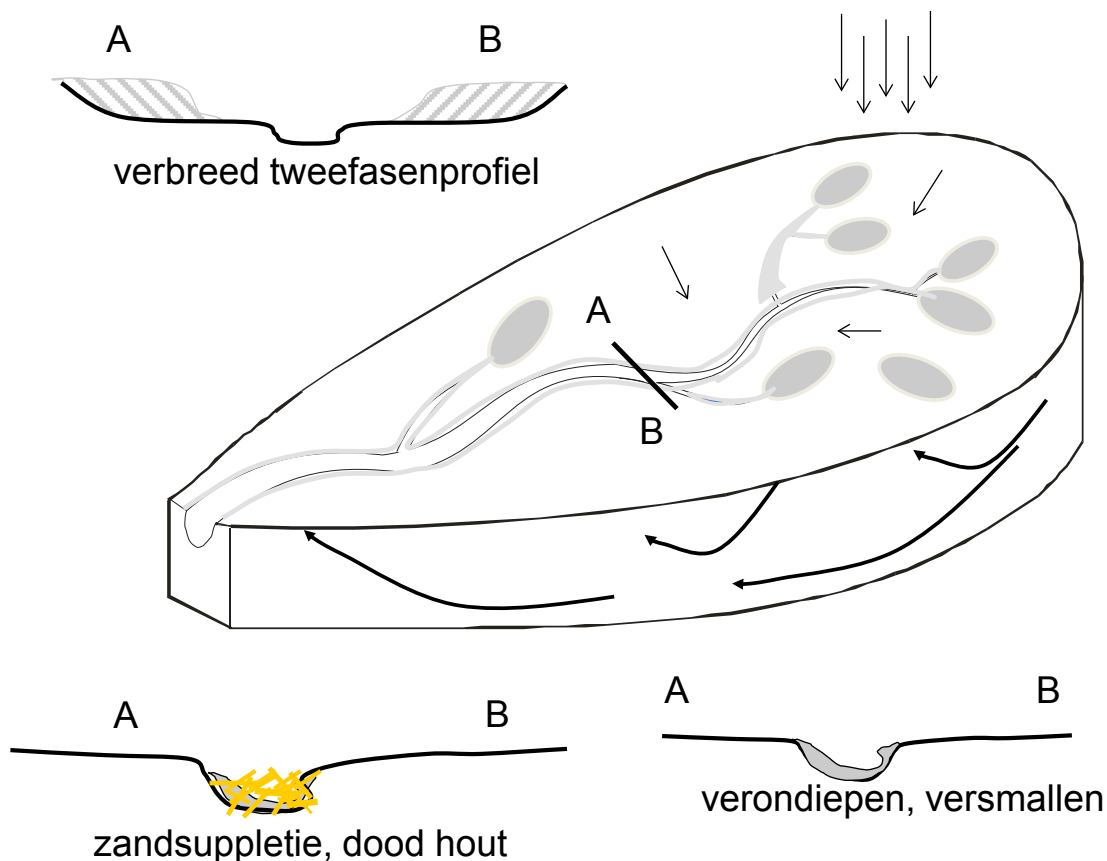


Figuur 2.3: Oorspronkelijke (links) en bestaande, multifunctionele (midden) en herstelde wetlands (rechts) in een theoretisch stroomgebied.

Figure 2.3: Original natural (left), current multipurpose (middle) and restored (right) theoretical catchment.

De huidige beeksystemen in Nederland worden meestal gekenmerkt door scherpe grenzen tussen beek en beekdallaagte. Dat in tegenstelling tot natuurlijke beeksystemen, die vaak gekenmerkt worden door diffuse overgangen tussen de beek en het beekdal (Figuur 2.4). Natuurlijke beeksystemen kenmerken zich in de lengte- en dwarsrichting door diffuse overgangen tussen de beek en het beekdal. Bronnen, kwelgebieden en delen van bovenlopen hebben vaak geen duidelijke bedding, maar bestaan uit af- en doorstroomde moerassen (al dan niet beschaduwd door broekbos). Verder stroomafwaarts heeft de beek een breed profiel en wordt omzoomd door overstroomde moerassystemen. Bij een verhoogde afvoer wordt een groot deel van het water door deze moerassystemen afgevoerd.

Een groot verschil tussen deze natuurlijke systemen en de meeste huidige Nederlandse systemen is dat juist deze diffuse overgangen de afvoer sterk bufferen, met als gevolg dat bij droogte water wordt vastgehouden, terwijl bij een wateroverschot de piekafvoeren sterk worden afgevlakt.



Figuur 2.4: Schematisch overzicht van een semi-natuurlijk beekdal met hierin de kernelementen voor een hydrologisch goed functionerend systeem: diffuse bovenloopmoerassen, beekbegeleidende moeraszones met verschillende beekdwarsprofielen (bereikt door de aanleg van een verbreed tweefasen profiel met een verondiepte en versmalde beekbedding waarin dood hout is toegevoegd).

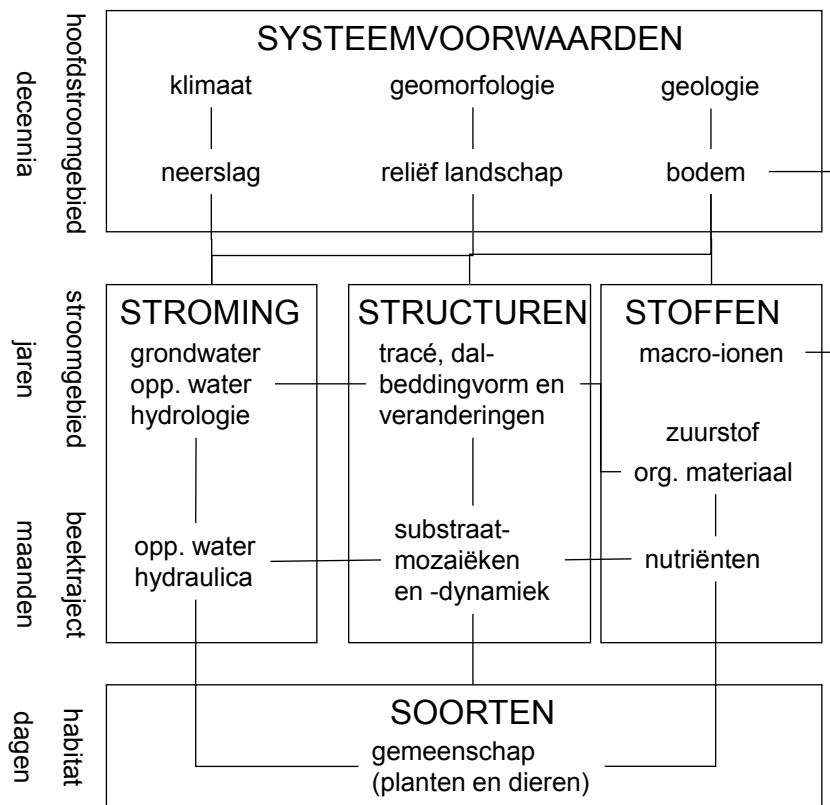
Figure 2.4: Schematic overview of a semi-natural stream valley with the core elements for a hydrologically well-functioning system: diffuse marshes (in upper parts of the catchment), brook-marshes with three cross-sections (a widened two-phase profile, a shallow, narrowed streambed without and with addition of coarse woody debris).

2.3 Theorie achter de integrale benadering

2.3.1 Bouwstenen

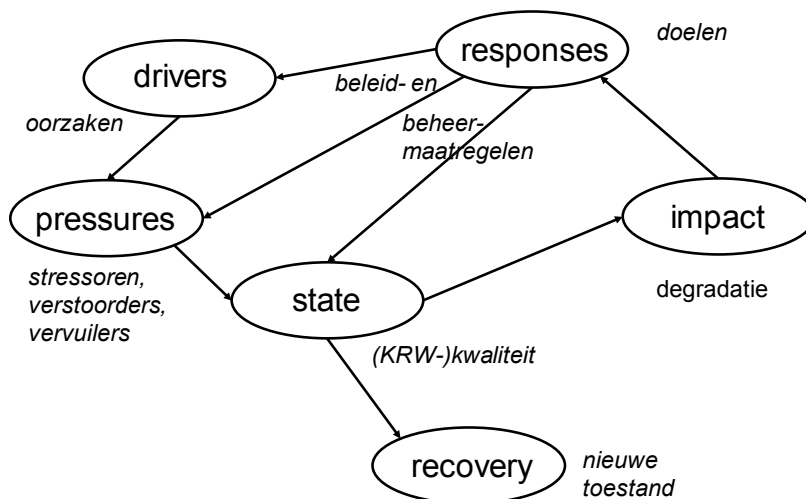
De theoretische bouwstenen achter een integrale benadering bestaan uit enkele in de internationaal wetenschappelijk literatuur gedragen concepten.

De kern wordt gevormd door het 5-S-Model (o.a. Verdonschot et al. 1998). Het 5-S-Model staat voor processen of het ecosysteem functioneren en de daaruit voortvloeiende patronen. In dit model wordt het stroomgebied opgedeeld in de conditionerende systeemrandvoorwaarden, de operationele factoren Strooming (hydrologie), Structuren (morfologie) en Stoffen (chemie), en de respons van Soorten (soorten en levensgemeenschappen). De ecosysteembenadering in het 5-S-Model gaat uit van hiërarchisch gerangschikte factorgroepen van sleutelfactoren en -processen en daaruit afgeleide stuurfactoren en -processen. Samen beschrijven de sleutel- en stuurfactoren watersystemen als samenhangende onderdelen in hydro-ecologisch of ruimtelijk begrensde gebiedsdelen. De groepen sleutelfactoren/-processen en hun onderlinge samenhang zijn weergegeven in Figuur 2.5.



Figuur 2.5: Het 5-S-model voor stromende wateren. In het 5-S-model zijn factoren hoog in het model (bijvoorbeeld binnen de systeemvoorwaarden) werkend op een hoog ruimtelijk en temporeel schaalniveau (groot gebied, lange tijd) en die laag in het model (bijvoorbeeld soorten) werken op laag schaalniveau (lokaal en kort durend)(linker kolom).

Figure 2.5: The 5-S model for running waters. The components in the 5-S model are hierarchically ordered according to scale in space and time, with system conditions at the highest scale (large area, long time) and species lowest (habitat, days) (left column).



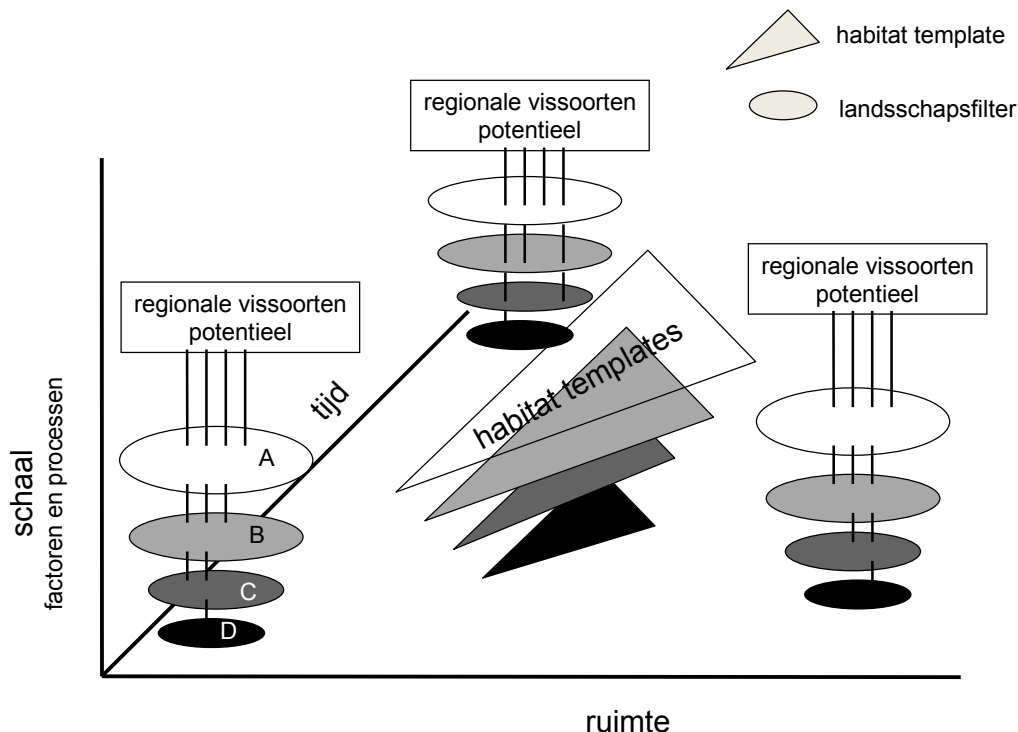
Figuur 2.6: De DPSIR-model interacties (bewerkt naar EEA 1995).

Figure 2.6: The DPSIR-chain with mutual interactions (after EEA 1995).

Om de interacties tussen de menselijke activiteiten en het beek- en beekdalmilieu te structureren is het DPSIR-model ontwikkeld (Feld et al. 2011). DPSIR staat voor: Driving forces (=menselijke activiteiten) - Pressures (=drukfactoren) - State (=toestand van stuurfactoren) - Impact (=gevolg voor ecosysteem) - Responses (=menselijke reactie in de vorm van maatregelen) - Recovery (=herstel van het ecosysteem). Hiermee wordt de keten tussen oorzaak en gevolg van menselijk handelen op het ecosysteem in beeld gebracht

(Figuur 2.6). Voor het kiezen van maatregelen is begrip van deze keten noodzakelijk. Dit begrip biedt mogelijkheden om op verschillende plaatsen in de keten maatregelen te treffen (van bronmaatregelen indien de driver wordt aangepakt tot effectgerichte maatregelen). De DPSIRR keten hangt direct met het 5-S-Model samen (zie onder andere beleid- en beheermaatregelen in Figuur 2.6).

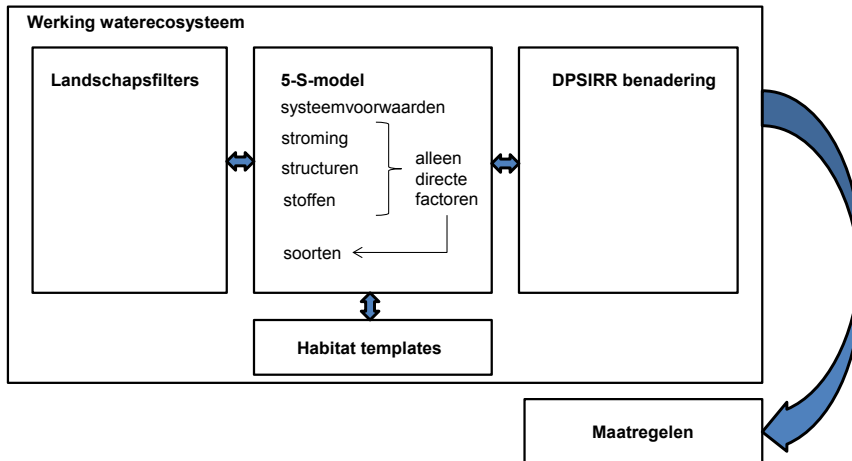
De respons van soorten hangt samen met de strategieën die soorten hebben. De strategieën zijn afhankelijk van het levensstadium en hebben in ruimte en tijd een relatie met bepaalde omgevingsomstandigheden (abiotisch en biotisch binnen het een hydrologische eenheid / stroomgebied, waterlichaam, watercompartiment en habitat/niche (Poff & Ward 1990, Poff 2002)). Deze omstandigheden en de veranderingen hierin in de tijd vormen 'habitat templates' voor soorten en leiden tot het uitsluiten (de benadering met landschapsfilters; Poff 1997; Figuur 2.7) van soorten bij een mis-match tussen de eigenschappen van soorten en het beschikbare habitat of leefgebied. De frequentie, omvang en voorspelbaarheid van deze variatie in milieu- of habitatomstandigheden vormt een belangrijk filter van de 'habitat template' (Southwood 1977, 1988, Townsend & Hildrew 1994). Habitat templates bieden daarmee inzicht in de relatie tussen ruimtelijke en temporele variabiliteit (habitat stabiliteit) en strategieën van soorten op de betreffende schaalniveaus (Townsend & Hildrew 1994).



Figuur 2.7: Het 'filteren' van soorten met bepaalde kenmerken op verschillende hiërarchische ruimtelijke schalen met bijhorende habitat templates (werkende milieufactoren en processen). Habitat of landschap filters op de schaal van het stroomgebied (A) beperken het voorkomen van of de abundantie van soorten die voorkomen op de schaal van het beekdallandschap (B) en zo verder doorgaand naar de schaal van het waterlichaam (C) en habitat (D) zoals aangegeven door het steeds kleiner worden van de regionale soorten 'pool'. Omdat wateren vaak dynamiek bevatten varieert de werking van de landschapsfilters in tijd en ruimte. Gebaseerd op Poff (1997), Wiens (2002) en Townsend & Hildrew (1994).

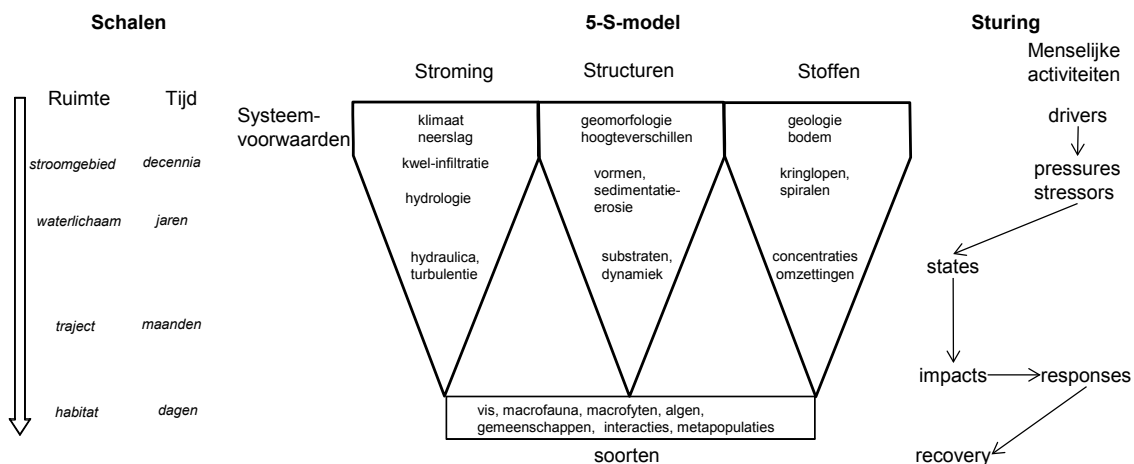
Figure 2.7: Filtering of species with certain traits on different hierarchical spatial scales with associated habitat templates (active environmental factors and processes). Habitat or landscape filters on the scale of the catchment area (A) limit the occurrence or abundance of species occurring on the scale of the stream landscape (B) and so on to the water body (C) and habitat scale (D), as indicated by the increasingly smaller size of the regional species 'pool' (size of the ellipse). Because conditions in surface water are often dynamic, the operation of landscape filters varies in time and space. Based on Poff (1997), Wiens (2002) and Townsend & Hildrew (1994).

Voor de toepassing van de bouwstenen in de praktijk (specifieke beektypen en organismengroepen) is het nodig om de conceptuele benaderingen en samenhang daartussen om te zetten in relevante processen die achterliggende patronen en factoren representeren. Specifiek gaat het om de relevante factoren en processen van stroming, structuren en stoffen in relatie tot een de beekdalgemeenschappen per beektype. Het kader integreert het 5-S-model, het DPSIRR concept de werking van landschapsfilters en de habitat templates (Figuur 2.8: De onderdelen van het ecologisch denkkader. Figuur 2.9).



Figuur 2.8: De onderdelen van het ecologisch denkkader.

Figure 2.8: Components of the theoretical ecological framework.



Figuur 2.9: De samenhang tussen de gepresenteerde concepten.

Figure 2.9: The coherence between the theoretical concepts presented.

De randvoorwaardenstellende, sturende en ecologische sleutelfactoren en -processen, de interacties tussen deze factoren/processen binnen en tussen schaalniveaus (met verschillen in hiërarchie en intensiteit), de effecten van menselijk handelen hierop en biologische actoren (filters) en responsies hierbij vormen samen het functioneren van het stroomgebied/ecosysteem (Figuur 2.9). Gekwantificeerde kennis hiervan kan in hoge mate bijdragen aan de selectie of prioritering van de meest kosteneffectieve maatregelen. Waarbij in ogenschouw moet worden gehouden dat het verschil tussen en het belang van factoren/processen verschilt en afhankelijk is van het beektype en van de range van ieder van de milieufactoren. Het is daarom extra van belang om het verschil tussen druk-, stuur- en sleutelfactoren/-processen en de schalen voor de praktijk duidelijk in beeld te houden.

2.3.2 Integraal herstel

Lange tijd is bij beek- en beekdalherstel gewerkt met patroonherstel. We herstelden beken door hier en daar een meanderend traject aan te leggen of verbeterden sloten en watergangen door de oevers af te graven en natuurvriendelijk te maken. Plaatselijk was de

verwachting dat gewenste soorten zich zouden vestigen. Vaak bleven relevante processen buiten beeld en leidde de herstelmaatregel nauwelijks tot ecologische verbetering. De oorzaken waren het niet in beschouwing nemen van alle direct relevante ecologische processen, vaak op hogere ruimtelijke en temporele schaal: de nieuwe meander staat onder druk van het niet gewijzigde dynamische afvoerregime en de eutrofiëring en de natuurvriendelijke oever ondervond het omgekeerde peilregime en de verslibbing. Uit het bovenstaande volgt steeds dat het gaat om het herstellen van alle directe factoren die er voor het ecosysteem toe doen al dan niet via het herstellen van de processen die de directe ecologische sleutelfactoren tot gevolg hebben. Procesherstel is daarbij veelal goedkoper dan patroonherstel. In extreem: een beek kan prima haar loop vormen en een stilstaand water kan prima een oever-/begeleidend moeras vormen. Het vraagt wel om een andere insteek bij het kiezen/nemen van maatregelen omdat vooraf opgelegde maar niet passende ingrepen tot falen kunnen leiden.

Integraal natuurherstel van beekdalen om een gedempte afvoerdynamiek te bereiken verloopt via de volgende basisstappen:

- Een integrale ecologische systeemanalyse van de processen in het stroomgebied, het 5-S-model volgend.
- Het begrijpen van alle versturende invloeden geanalyseerd volgens het DPSIRR principe
- Het stellen van realistische/passende ontwikkelingsdoelen voor het stroomgebied en daar binnen voor individuele trajecten door de relatie milieu-soorten op verschillende schalen te leggen (landschapsfilters toe te passen).
- Het selecteren van kosten-effectieve maatregelen.
- Het monitoren van de effecten en het bijsturen (adaptief beheer).

2.3.3 Hydrologisch herstel als onderdeel van integraal herstel

In dit project gaat het om het vasthouden, bergen en zo vertraagd mogelijk afvoeren van water en daarmee om in betreffende gebieden de grondwaterstanden te verhogen en een gedempte dynamiek in de afvoerende beek te verkrijgen om uiteindelijk de natuur in beekdal en beek te versterken. Dit project richt zich op de S van Strooming in het 5-S-model. De grond- en oppervlaktewaterstromen in een stroomgebied zijn de dragers van de meeste primaire hydrologische processen. Het eerste uitgangspunt is dat hydrologische ontwikkeling van beekdalsystemen een aanpak vereist die gericht is op het gehele stroomgebied (grootschalig). Hydrologische herstelmaatregelen moeten altijd passen in het geheel van mogelijkheden in het stroomgebied. Door bij hydrologisch herstel van grote naar kleine schaal te werken wordt steeds rekening gehouden met onderlinge afhankelijkheid. Als voorbeeld: maatregelen bovenstrooms die een gedempte waterafvoer bevorderen (meer afvoer in de zomer, lagere piekafvoeren) hebben het meest positieve effect omdat ze doorwerken in het hele stroomgebied.

Bij het kiezen van de juiste hydrologische maatregelen staat de stroomgebiedsbrede, ecologische systeemanalyse centraal. Een stroomgebiedsbrede aanpak verbindt de beek (weer) met het beekdal en beekflanken en geeft ruimte aan evenwichtige en samenhangende hydrologische, morfologische, fysisch-chemische, ecologische en maatschappelijke processen van het gehele beekdalsysteem. Deze koppeling is sterk gewenst omdat condities in en langs de beek grotendeels afhankelijk zijn van de omstandigheden in andere delen van het stroomgebied. Zo is de afvoerdynamiek in de beek afhankelijk van de geohydrologische en landgebruik omstandigheden bovenstrooms, en voegt de beekbegeleidende vegetatie als bufferzone niet alleen lokaal biodiversiteit toe, maar ook een rol speelt in de waterkwaliteitshuishouding van de beek. Uitgangspunt is dat bij herstel de abiotische en biotische processen de patronen in tijd en ruimte bepalen.

Het in dit project nagestreefde herstel van water vasthouden (diffuse afvoersystemen), bergen en een (meer) gedempte afvoerdynamiek bereiken moet leiden tot:

- meer variatie door;

- geleidelijke overgangen tussen land en water
- herstel grondwater gevoede terrestrische systemen en overgangen tussen regenwater- grondwater- en oppervlaktewater gevoede systemen
- meer microreliëf en variatie aan beekhabitats
- demping afvoer door;
 - grotere basisafvoer en minder droogval
 - minder grote afvoerpieken

Om ontwikkelingsdoelen en de effectiviteit van daaraan gekoppelde hydrologische maatregelen te optimaliseren staat naast water vasthouden, bergen vertraagd afvoeren met continuïteit in stroming, grootschaligheid voorop.

Beekdalherstelmaatregelen op middelgrote schaal, zoals het verhogen van de beekbodem, het versmallen van de beekbedding, het ruimte geven aan inundatie en het laten ontwikkelen of aanplanten van bomen, passen bij de doelen gekozen voor de boven- en benedenstroomse delen en daarmee binnen het ontwikkelingsdoel op stroomgebiedsschaal. Inundatie bijvoorbeeld, dempt de afvoerdynamiek in de beek (grootschalige doel), biedt mogelijkheden voor kleine profielen, zodat bij lage afvoeren de beek toch blijft stromen en droog-nat gradiënten in het beekdal worden hersteld (doelen op de middelgrote schaal). Maatregelen op lokale schaal zijn meestal specifiek gericht op een plant- of diersoort of soortgroep, maar passen binnen de doelen op stroomgebiedsschaal.

Wáár er mogelijkheden liggen om bovenstaande maatregelen uit te voeren, en wat hun effecten zijn op het ecosysteem functioneren, verschilt van gebied tot gebied. De orde van het beekstelsysteem is daarbij een belangrijke differentiërende factor. In bovenloopjes en kwelgebieden zal de nadruk liggen op het waterconservering in het infiltratiegebied en herstel van kwelstelsystemen in het oorsprongsgebied van de beek, terwijl hermeandering en herstel van overstromingsgradiënten alleen in midden- en benedenlopen relevant zijn.

2.4 Enkele definities

2.4.1 Water vasthouden, bergen en vertraagd afvoeren

Vasthouden

Met water vasthouden wordt hier bedoeld gebiedseigen water vasthouden in de bodem. Een bodem heeft het vermogen en de mogelijkheden om water onder het maaiveld te bergen. Water moet kunnen infiltreren in de bodem en de bodem heeft tussen de poriën voldoende ruimte om water vast te houden. Dit laatste wordt ook wel de sponsfunctie van de bodem genoemd: ontelbare grote en kleine poriën kunnen water vasthouden. De bodem in het beken deel van Nederland bestaat uit vooral zand en organisch materiaal, met daartussen lucht en water. Een zandbodem kan tot ruim 30% water opnemen. Het landgebruik bepaalt in sterke mate het vermogen van de bodem om water te bergen. Natuur en landbouw functies versterken het watervasthoudend vermogen, infrastructuur en bebouwing verzwakken dit vermogen door de druk die zij uitoefenen op de bodem en door afdekking van het bodemoppervlak.

Vegetatie bevordert het watervasthoudend vermogen van de bodem en een gezond bodemleven (zie levende bodem) en daarmee de structuur (openheid) van de bodem. Het organisch materiaal in de bodem houdt vocht beter vast en vergroot het watervasthoudend vermogen. Een zandige bodem heeft een lagere watervasthoudende capaciteit dan een bodem met meer klei en organisch materiaal. De watervasthoudende functie is deels afhankelijk van het bodemtype, maar kan door menselijk ingrijpen veranderen.

Bergen

Waterberging wordt gedefinieerd als „een situatie waarbij van elders aangevoerd oppervlaktewater tijdelijk wordt geborgen met als doel om benedenstrooms gelegen gebieden te vrijwaren van wateroverlast“. Waterberging is van korte duur (enkele dagen tot

enkele weken) en is bedoeld om overbelasting van het afvoersysteem te voorkomen. In een aantal opzichten zijn de effecten van berging te vergelijken met de effecten van het vasthouden van water. In beide gevallen is een resultaat dat een gebied of delen van een gebied onder water komen te staan. Een belangrijk verschil is echter dat het bij vasthouden van water geen aanvoer van nutriënten of andere stoffen plaats vindt, en bij berging wel. Ook zal de dynamiek bij berging meestal groter zijn dan bij vasthouden.

Vertraagd afvoeren

Een verhoging van de sinuositeit leidt tot een lager verhang en een kleiner profiel (verondieping en verbreding) uit zich in een kleinere natte doorsnede waardoor de stroomsnelheid afneemt. Daarnaast leidt een kleine doorsnede ertoe dat de beek al vanaf een lagere afvoer zal inunderen. Een deel van het inunderende water zal buiten het beekprofiel meestromen en meer weerstand ondervinden waardoor de afvoerpiek vertraagd wordt. Naast dit effect speelt ook het bergingseffect mee dat veroorzaakt wordt doordat water tijdelijk wordt geborgen op het maaiveld. De onregelmatigheid van het oppervlak speelt hierbij een belangrijke rol. Lokale depressies en onregelmatigheden zorgen ervoor dat een deel van het water dat inundeert niet of vertraagd tot afstroming komt met als gevolg dat de afvoerpiek wordt gereduceerd en/of vertraagd. Beekherstel heeft over het geheel een beperkt vertragend en piek verlagend effect op de benedenstrooms afvoer.

In beekdalen wordt het vertraagd doen afstromen van water dus bevorderd door een minder diepe insnijding van de beken, meer kronkeling (verlengen weglengte) en toename van hoog opgaande begroeiing in de beekdalen. Water wordt dan (a) minder water uit een gebied afgevoerd, (b) tijdelijke geborgen en is daardoor langer in een gebied beschikbaar. Tegelijk is er minder erosie en kan de kwaliteit van het water worden verbeterd.

2.4.2 Diffuse afvoersystemen

Het ontwikkelen van diffuse afvoersystemen betekent het gebiedseigen water langer vasthouden in het stroomgebied. Binnen diffuse afvoersystemen maken we in dit project onderscheid tussen grond- en oppervlaktewater gevoede systemen (Tabel 2.1). Daarbinnen worden de resulterende venen apart benoemd.

In grondwater gevoede systemen op een minerale bodem is sprake van een kwelmoeras, wat niet in de tabel is opgenomen.

Tabel 2.1: Indeling van diffuse afvoersystemen naar wijze van voeding en hydrologisch systeemtype, met daarbinnen de aanduiding van het resulterend veentype.

Table 2.1: Classification of diffuse drainage systems according to water source and hydrological system type, including associated peat marsh type.

	Voeding	
	grondwater	oppervlaktewater (+grondwater)
hydrologisch systeemtype	doorstroommoeras	beekmoeras
bijbehorend veentype	doorstroomveen	overstromingsveen

3 Selectie pilotprojecten

3.1 Inleiding

De doelen van de selectie van pilotprojecten zijn:

1. Het nagaan in hoeverre er al integraal aan beekherstel wordt gewerkt. Dit resulteert in een overzicht van bestaande integrale beekherstelprojecten.
2. De mogelijkheid om een selectie uit bestaande pilotstudies te maken die voldoende interessant zijn om nader en aanvullend te monitoren en om de effecten te evalueren.

Voor de selectie van pilotstudies hebben we ons uitsluitend gericht op projecten die verbetering van de hydrologische situatie als doel hebben. Dat zijn maatregelen die geheel of deels bijdragen aan: 1) Het creëren van een diffuus afvoersysteem (bijvoorbeeld moerasvorming als oplossing van stagnatie in een beek), 2) Het realiseren van gedempte afvoer dynamiek, en 3) Het nuanceren (verkleinen van de dimensies) van het beekprofiel om de afvoer te vertragen en eventueel het initiëren van beekdal inundatie.

Er is gezocht naar bestaande, al uitgevoerde en nieuwe projecten (projecten die in 2014/2015 zijn gestart) die geheel of deels in de drie maatregeltypen vallen en waarvan voldoende gegevens beschikbaar zijn. Als belangrijk selectiecriteria gold dat voor alle al uitgevoerd en nog uit te voeren projecten er liefst meerjarige vooraf metingen beschikbaar zijn, zoals: 1) afvoergegevens (afvoermeetpunt nabij het hersteltraject), 2) vegetatie opnames in het beekdal (liefst wel maar niet cruciaal) en 3) macrofauna nulmetingen. Het project zelf had nauwelijks budget voor extra monitoring en daarom is ook meegenomen of beheerders (waterschap/ terreinbeheerder) ook zelf (aanvullend) monitoren.

3.2 Werkwijze

Om een selectie te maken van mogelijke pilotprojecten is in 2013-2014 bij een aantal waterschappen en enkele beheerders in hoog-Nederland informatie verzameld over integrale beekdalprojecten die mogelijk interessant zijn als voorbeeldgebied omdat er sprake is van maatregelen gericht op afvoerdemping en/of ontwikkeling van diffuse afvoersystemen.

Gevraagd is naar informatie over:

- Type beekdalsysteem (bron, bovenloop, middenloop, benedenloop)
- Doelstelling project
- Type maatregelen
- Monitoring (waterstanden, grondwaterstanden, debietmetingen, vegetatie)
- Stand van zaken (planning, voorbereiding, in uitvoering of uitgevoerd)

Meer in detail is daarbij in eerste instantie gebruik gemaakt van een vragenlijst (Tabel 3.1) en in tweede instantie van een veel meer gedetailleerde inventarisatielijst 'Integraal natuurherstel beekdalen voor kansrijke projecten' (Tabel 3.2).

*Tabel 3.1: Vragenlijst voor beheerders t.b.v. het project integraal natuurherstel beekdalen.
Table 3.1: Questionnaire for managers on past, current and future integrated stream valley restoration projects.*

	waterschap		
	naam beekherstelproject		
	omschrijving gebied en maatregelen		
	contactpersoon		
	projectleider		
	datum uitvoering		
	lopend onderzoek		
	TYPE MAATREGEL EN MONITORINGSPARAMETER	TRAJECT	VRAAG
onderzoeks- onderdeel	diffuus		Is diffuus afvoeren een onderdeel van het maatregelenpakket?
	gedempt		Is gedempt afvoeren een onderdeel van het maatregelenpakket?
	profiel	houtinbreng	Is profielaanpassing door houtinbrengen een onderdeel van het maatregelenpakket?
	profiel	verondiepen en versmallen	Is profielaanpassing door verondiepen en versmallen een onderdeel van het maatregelenpakket?
type maatregel	aquatische maatregel		welke maatregelen worden er in de beek genomen?
	terrestrische maatregel		Welke maatregelen worden er t.b.v. de terrestrische natuur genomen?
monitorings- gegevens	macrofauna	vooraf maatregel of in controletraject	Zijn er >10 monsters in ruimte en of tijd beschikbaar? Wanneer en waar?
	macrofauna	in maatregeltraject	Zijn er >10 monsters in ruimte en of tijd beschikbaar? Wanneer en waar?
	dalvegetatie	vooraf maatregel of in controletraject	Zijn er vegetatieopnamen? Wanneer en waar?
	dalvegetatie	in maatregeltraject	Zijn er vegetatieopnamen? Wanneer en waar?
	afvoer	vooraf maatregel of in controletraject	Is er een boven- en benedenstrooms continu afvoermeetpunt (behalve bij diffuus afvoeren vanaf de bron)? Of zijn er voor de ingreep ook continue afvoermeetgegevens beschikbaar? Voor beide wanneer en waar?
	afvoer	na maatregeltraject	Is er een boven- en benedenstrooms continu afvoermeetpunt (behalve bij diffuus afvoeren vanaf de bron)? Of zijn er voor de ingreep ook continue afvoermeetgegevens beschikbaar? Voor beide wanneer en waar?
	fysisch-chemisch	vooraf maatregel of in controletraject	Zijn er een fysisch-chemische meetgegevens? Wanneer en waar?
	fysisch-chemisch	in maatregeltraject	Zijn er een fysisch-chemische meetgegevens? Wanneer en waar?

	geohydrologie		is een gedetailleerde beschrijving van de ondergrond en de geohydrologie beschikbaar?
	geohydrologisch model		is er een ruimtelijk gedistribueerd grondwatermodel beschikbaar? Zo ja: Welk type model (MODFLOW, iMODFLOW, TRIWACO, anders)? Is dit model stationair of niet-stationair? Wat is de schaal van modelcellen? Wat is de temporele schaal (bv. dag basis)? Voor welke periode is de modelinvoer (bv. meteo, onttrekkingsgegevens) direct beschikbaar?
	grondwaterstand	vooraf maatregel of in controletraject	zijn er continue meetreeksen van de grondwaterstand? Zo ja, op hoeveel locaties en op welke diepte?
	grondwaterstand	na maatregeltraject	zijn er continue meetreeksen van de grondwaterstand? Zo ja, op hoeveel locaties en op welke diepte?
	grondwaterkwaliteit	vooraf maatregel of in controletraject	zijn er >10 metingen/analyses van de grondwaterkwaliteit (EC en/of macro-parameters)? Zo ja, wanneer en waar?
	grondwaterkwaliteit	na maatregeltraject	zijn er >10 metingen/analyses van de grondwaterkwaliteit (EC en/of macro-parameters)? Zo ja, wanneer en waar?
	oppervlaktewaterkwaliteit	vooraf maatregel of in controletraject	zijn er >10 metingen/analyses van de oppervlaktewaterkwaliteit (EC en/of macro-parameters)? Zo ja, wanneer en waar?
	oppervlaktewaterkwaliteit	na maatregeltraject	zijn er >10 metingen/analyses van de oppervlaktewaterkwaliteit (EC en/of macro-parameters)? Zo ja, wanneer en waar?
actie			
toelichting			

Tabel 3.2: Overzicht van alle kenmerken in de inventarisatielijst integraal natuurherstel beekdalen.

Table 3.2: Overview of all features in the inventory list of the questionnaire on 'Integrated nature restoration in stream valleys'.

Gebied: Naam gebied

Korte beschrijving: Geef een korte samenvatting van ligging, doel, metingen en mogelijke relevantie voor onderzoek integraal beekdalherstel.

Beekdalsysteemtype(n)	
Type beekdal?	<ul style="list-style-type: none"> • bovenloop, • middenloop • benedenloop
Type gebied?	<ul style="list-style-type: none"> • stuwwal • dekzandruggen • dekzandplateau • heuvelland • anders:
Maatregeltype(n)	
Type hydrologische maatregel?	<ul style="list-style-type: none"> • verwijderen drainage in infiltratiegebied • verwijderen drainage in beekdal • beek aankoppelen • vernatten/-moerassen • water bergen • water vertraagd afvoeren • verhogen beekpeil • inunderen • anders:
Type morfologische maatregel?	<ul style="list-style-type: none"> • verondiepen beek • versmallen beek • aanbrenge accolade profiel • inbrengen dood hout • hermeanderen • anders:
Type waterkwaliteitsmaatregel?	<ul style="list-style-type: none"> • baggeren • afleiden effluent • anders:
Type beheer/onderhoudsmaatregel?	<ul style="list-style-type: none"> • geen onderhoud • beperkt onderhoud • anders:
Type overige maatregel?	
Huidige situatie	
Hydrologisch knelpunt(en)?	<ul style="list-style-type: none"> • verdroging • overstroming • verlies regionale kwel • verlies lokale kwel • piekafvoer • RWZI lozing (of andere externe bron) • grondwateronttrekking • anders:
Morfologisch knelpunt(en)?	<ul style="list-style-type: none"> • kanalisatie • regulatie • normalisatie • verslibbing • anders:
Waterkwaliteitsknelpunt(en)?	<ul style="list-style-type: none"> • eutrofiering • saprobiëring • verzuring • verharding •
Ander(e) knelpunt(en)?	
Eigendom/beheer	<ul style="list-style-type: none"> • overheid • terreinbeheerder • particulier • anders:
Landgebruik?	<ul style="list-style-type: none"> • natuur (bos) • natuur (grasland) • agrarisch • stedelijk • anders
Beheer en onderhoud?	<ul style="list-style-type: none"> • maaien • baggeren • schonen • anders:
Bestaande rapporten en analyses	<ul style="list-style-type: none"> • bron • type informatie
Doel project	

Bestuurlijk/wettelijk kader	<ul style="list-style-type: none"> • WB21 • KRW • Natura 2000/Habitatrichtlijn/PAS • verdrogingsbestrijding • anders:
Stand van zaken/Uitvoering	<ul style="list-style-type: none"> • planontwikkeling • vastgesteld plan, uitvoering in ... • in uitvoering • uitgevoerd in....
Beoogde effecten hydrologisch?	<ul style="list-style-type: none"> • afvoer dempen • grondwaterstand verhogen • kwel herstellen • verdroging bestrijden • anders:
Beoogde effecten morfologisch?	<ul style="list-style-type: none"> • meanderen • structuurvariatie aanbrengen • anders:
Beoogde effecten fysisch-chemisch?	<ul style="list-style-type: none"> • verarmen • verharden • toename zuurstof in water • oligosaprobiëring • anders:
Beoogde effecten biologisch?	<ul style="list-style-type: none"> • verhogen biodiversiteit • vegetatie terrestrisch • vegetatie aquatisch • macrofauna oever • macrofauna aquatisch • algen • vissen • tegengaan exoten • anders
Wat wordt er gemeten?	
grondwaterstanden	<ul style="list-style-type: none"> • aantal locaties in beekdal • aantal locaties rest stroomgebied • bemonsteringsperiode
stijghoogte	<ul style="list-style-type: none"> • aantal locaties in beekdal • aantal locaties rest stroomgebied • bemonsteringsperiode
kwel (berekeningen)	<ul style="list-style-type: none"> • door wie, welk model • rapportage?
grondwaterkwaliteit	<ul style="list-style-type: none"> • aantal meetpunten • bemonsteringsperiode
afvoer en peilen	<ul style="list-style-type: none"> • meetpunt(en) in of nabij gebied • nulmetingen uitgevoerd?
peilen	<ul style="list-style-type: none"> • meetpunt(en) in of nabij gebied • nulmetingen uitgevoerd?
Morfologie	<ul style="list-style-type: none"> • nulmetingen uitgevoerd? • lengteprofiel / tracé vorm • dwarsprofielvorm • insnijding (m) t.o.v. maaiveld • substraatpatroon • dalaccidentatie
Fysisch-chemische informatie	<ul style="list-style-type: none"> • meetpunt(en) • nulmetingen uitgevoerd? • type metingen
Vegetatie en fauna aquatisch	<ul style="list-style-type: none"> • meetpunt(en) • meetperiode • Macrofyten beek • Macrofauna (aquatisch / oever) • Vissen • Algen
Vegetatie en fauna terrestrisch	<ul style="list-style-type: none"> • vegetatiekartering • soortenkartering • pq's • fauna? • meetperiode?
Resultaten tot nu toe?	
Sociaal-economische informatie	

Bestuurlijke/planologische knelpunten?	<ul style="list-style-type: none"> • landbouwgebied nabij herstelproject • stedelijk gebied nabij herstelproject • grondaankoop • te nat perceel • anders:
Betrokken partijen?	<ul style="list-style-type: none"> • Waterschap • Provincie • Rijksoverheid • Natuurbeheerder • Landschapsbeheerder • LTO • Lokale agrarische organisatie • Gemeente(n) • anders:

3.3 Overzicht projecten

De resultaten van de inventarisaties bestaan uit een lijst van 60 projecten verdeeld over Nederland. In Bijlage 1 (Tabel B1.2) is een overzicht gegeven van de beekdalherstelprojecten waarover informatie is verzameld. Uit het overzicht in Bijlage 1 is af te leiden dat er maar weinig integrale beekdalprojecten zijn waarin de waterhuishouding systematisch wordt gemonitord. Het grootste knelpunt bij het zoeken naar geschikte pilotprojecten bleek het gebrek aan systematisch verzamelde afvoergegevens. Omdat één van de doelen is om te bepalen in hoeverre de maatregelen leiden tot afvoerdemping zijn deze gegevens zeer gewenst.

3.4 Selectie pilotprojecten

Uiteindelijk is gekozen voor de volgende kern pilotprojecten:

- Geeserstroom (Waterschap Velt en Vecht)
De *Geeserstroom* is gekozen als voorbeeld omdat het een van de weinige projecten is waarbij de waterloop (vrijwel) en het beekdal over een grotere lengte vrijwel geheel verondiept is aangelegd en waarbij zich in het dal een beekmoeras ontwikkelt (Bijlage 2).
- Holmers (Waterschap Hunze en Aas)
De *Holmers* is gekozen als voorbeeldgebied omdat het een van de weinige projecten is waarbij de waterloop in een bovenloop van de beek (vrijwel) geheel is gedempt en zich in het dal een doorstrommoeras ontwikkelt (Bijlage 5).
- Peizer Diep (Noorderzijlvest)
Het *Peizer Diep* is gekozen als voorbeeldgebied om de effecten van diverse maatregelen op de afvoer en inundaties te bepalen; voor dit gebied is gekozen omdat het gebied goed is gemodelleerd en hier ook diverse maatregelen zijn gepland en deels ook uitgevoerd die mede tot doel hebben om de afvoer uit het gebied te dempen (Bijlage 3).
- Strijper Aa
De *Strijper Aa* is door waterschap De Dommel aangedragen als voorbeeldgebied omdat hier vragen speelden rond de inrichting en monitoring binnen een project gericht op herstel van een diffuus afvoersystemen in het dal van de Strijper Aa. Dit voorbeeld project bood de kans om de ideeën over inrichting en monitoring te toetsen aan de soms weerbarstige praktijk (Bijlage 4).

De gebieden zijn geselecteerd omdat ze als voorbeeld kunnen dienen voor de verschillende aspecten die relevant zijn bij het herstel van diffuse afvoersystemen en relatief goed zijn gedocumenteerd en gemonitord.

Daarnaast zijn in deze studie ook enkele andere projecten meegenomen ter ondersteuning van de kennisontwikkeling op specifieke onderdelen (zgn. ondersteunende projecten, zoals Hagmolenbeek, Tungelroyse beek, Groote Molenbeek, enkele beken in Polen, enz.).

In de Bijlagen 2-6 zijn beschrijvingen gegeven van de verschillende pilotgebieden. Daarbij wordt ingegaan op de ervaringen die in deze projecten zijn opgedaan die relevant zijn voor toekomstige inrichting en monitoring van gebieden waarin wordt gestreefd naar demping van de afvoer en herstel van diffuse afvoersystemen. In de hierna volgende hoofdstukken zullen de resultaten uit de pilots worden gebruikt als illustratie en onderbouwing van de in het betreffende hoofdstuk behandelde onderwerpen.

3.5 Evaluatie van de projecten

In de geselecteerde pilotprojecten Holmers/Halkenbroek (voorbeeld doorstroommoeras), Geeserstream (voorbeeld beekmoeras) en het stroomgebied van het Peizerdiep (voorbeeld gedempte afvoer door wegverlenging en profiel verkleining) is aanvullend onderzoek uitgevoerd.

Hiervoor is per specifiek onderzoek/gebied een meetprotocol opgesteld en uitgetest voor betreffend pilotproject of onderdeel maar het protocol beoogd ook een bredere toepassing in andere projecten. De meetprotocollen komen in het hoofdstuk 'Monitoring' aan de orde.

Daarnaast is extra informatie verkregen uit de Strijper Aa (doorstroommoeras), Hagmolenbeek (beekmoeras), Regge en Dinkel stroomgebieden (gedempte afvoer), Hierdense beek, Lunterse beek, Tongelreep en Tungalroyse beek (inbrengen dood hout met in de Hierdense beek ook zandsuppletie). Tenslotte is voor de stroomgebiedsanalyse methode informatie gebruikt uit de projecten Tungalroyse beek en Groote Molenbeek.

De resultaten worden in de hoofdstukken 4, 5 en 6 uitvoerig belicht.

4 Dempen van de afvoerdynamiek

4.1 Inleiding

In vergelijking met natuurlijke beeksystemen is de afvoerdynamiek van de Nederlandse beken tegenwoordig vaak groot, met hoge piekafvoeren afgewisseld door perioden met stilstaand water (gestuwde systemen) of droogval. Deze afvoerdynamiek leidt tot soortenarme beekdalsystemen, waarin kenmerkende beeksoorten grotendeels ontbreken en waar de omstandigheden ongunstig zijn voor het ontstaan van moerassen en broekbossen. In dit project gingen we na met welke maatregelen de afvoerdynamiek in beeksystemen gedempt kan worden. Omdat de afvoer op een hoog landschappelijk schaalniveau wordt gestuurd, zijn strategieën op stroomgebiedsschaal uitgewerkt om voldoende afvlakking van piekafvoeren op beektrajectschaal te kunnen realiseren. Daarbij is ook gekeken naar een breed scala aan mogelijke maatregelen. Dus niet alleen het vasthouden van water door het dempen van sloten en greppels in het bovenstroomse infiltratiegebied, maar bijvoorbeeld ook naar het verkleinen van duikers en het installeren van knijpstuwen in het ont- en afwateringstelsel van landbouwgebieden en het aanleggen van retentiegebieden. De randvoorwaarden of drempelwaarden voor biotisch herstel worden bepaald aan de hand van de factoren stroomsnelheid en waterdiepte in relatie tot indicatorsoorten (bijvoorbeeld de indicatiewaarde van de macrofauna voor rheofilie). Bij het ontwerpen van strategieën voor demping van de afvoer is ook gekeken in hoeverre diffuse afvoersystemen kunnen worden ontwikkeld en gebruikt om de afvoerdynamiek te verminderen.

4.2 Referentiebeeld

4.2.1 Bekennetwerk

Bij een gematigde neerslag, een hoge infiltratiecapaciteit en een gering terrein verhang infiltreert regenwater in de bodem en vult het grondwater aan. Dit grondwater stroomt ondergronds af. Het grondwater dagzoomt op moment de bergingscapaciteit van de bodem wordt overschreden en het excessieve water oppervlakkig afstroomt. Hierdoor ontstaat een bekennetwerk (erosie door oppervlakkige afvoer over een met water verzadigde (lees slappere) bodem). Factoren die het patroon van het bekennetwerk in de laaglanden bepalen zijn daarmee klimaat, bodempermeabiliteit, verhang en grondwaterstand. De dichtheid van het bekennetwerk en de beekdimensies zijn onderling afhankelijk en worden verder mede bepaald door de hoeveelheid water die afgevoerd wordt (de Vries 1994). In te vlakke gebieden ontwikkelt zich geen bekennetwerk maar ontstaan moerassen en vindt veenvorming plaats (de Vries 1974).

De Vries (1994) gaat voor de referentie van een laaglandbekennetwerk in Nederland uit van de volgende kenmerken van ons Pleistoceen landschap:

- Een gematigd klimaat (bruto neerslag 775 mm, verdamping 500 mm, neerslagoverschot 275 mm).
- Een pakket van fijn-matig grof zand tot 50 m diepte in de ondergrond.
- Een fijn zandige en lemige laag in de bovenste 10 m.
- Lokale verschillen maaiveldhoogte tot 3 m.
- Een terrein verhang van 1:2500.
- Grondwaterstand <2 m onder maaiveld.

Op basis van deze kenmerken liggen bovenlopen onder natte omstandigheden (grondwaterstand < 0.5 m onder maaiveld) 200 m uiteen tot 2000 m onder droge

omstandigheden (grondwaterstand > 2 m onder maaiveld) met als voorbeeld het stroomgebied van de Mark. Hieruit volgt dat veel 'zijkeden' en andere drainerende watergangen pas later zijn gegraven. Hoe dichter de huidige netwerken van deze watergangen des te groter de kans dat juist die gebieden voorheen doorstroommoerassen waren (Figuur 4.1).



Figuur 4.1: Voorbeeld van een laaglandbekennetwerk in een stroomgebied waar het grondwater in lage gebiedsdelen op 20-70 cm en in hogere delen op 70-200 cm diepte zit (kaart 1850, voor grootschalige beeknormalisaties) (uit de Vries 1994).

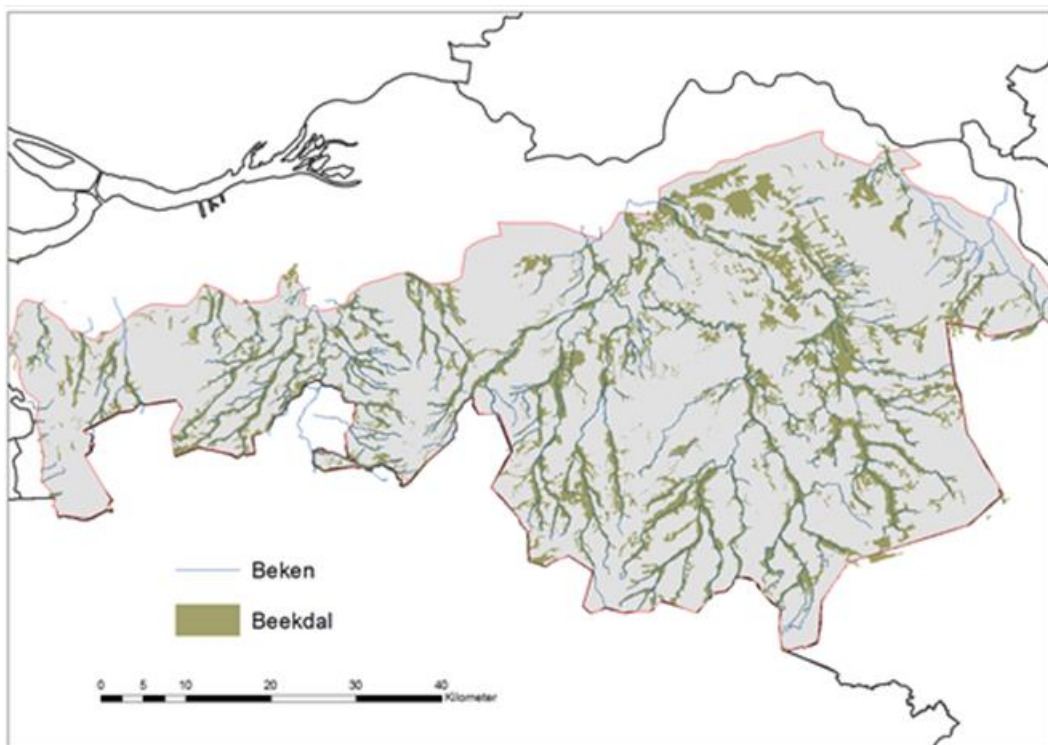
Figure 4.1: Example of a lowland stream network in a catchment with in low areas groundwater levels of 20-70 cm and in higher parts of 70-200 cm depth (map 1850, before large-scale channelization took place) (after de Vries 1994).

Casus: Analyse onderlinge afstanden waterlopen Noord Brabant

De afvoerdynamiek van de beken wordt mede bepaald door de intensiteit van de ont- en afwatering in het stroomgebied (ontwateren is het afvoeren van water uit percelen over en door de grond en eventueel door drainbuizen en greppels naar een stelsel van grotere waterlopen en afwateren is het afvoeren van water via een stelsel van open waterlopen). In een natuurlijke situatie vindt de ont- en afwatering in het dekzand- en keileemlandschap grotendeels plaats via beken. In de tussengelegen infiltratiegebieden vindt afvoer van water grotendeels plaats via het grondwater en in zeer natte perioden ook via diffuse afvoersystemen in natte laagten (zie hoofdstuk 5 over diffuse afvoersystemen). In het huidige cultuurlandschap dienen de beken vooral voor de afwatering, en vindt ontwatering plaats via een dicht stelsel van sloten. Om een beter beeld te krijgen van de grootte van

deze verandering is een analyse uitgevoerd voor het dekzandgebied in de provincie Noord-Brabant.

Voor dit gebied is een kaart vervaardigd van min of meer natuurlijke beeklopen en –dalen (Figuur 4.2), dat wil zeggen vrij afwaterende hoofdwatergangen die liggen in laagtes die op basis van geomorfologie en bodem kunnen worden aangeduid als beekdalen (Runhaar et al. 2011). Het gaat om eenheden die op de geomorfologische kaart zijn aangeduid als 'beekoverstromingsvlakte', 'dalvormige laagte, beek- of rivierdalbodem' en/of 'dalvormige laagtes gekenmerkt door bodemtypen die gevormd zijn onder invloed van kwel en overstroming'.



Figuur 4.2: Overzicht 'natuurlijke' beeklopen in het dekzandgebied van Noord-Brabant (Runhaar et al. 2011).

Figure 4.2: Overview of the 'natural' network of streams in the cover sand area of the province Noord Brabant (Runhaar et al. 2011).

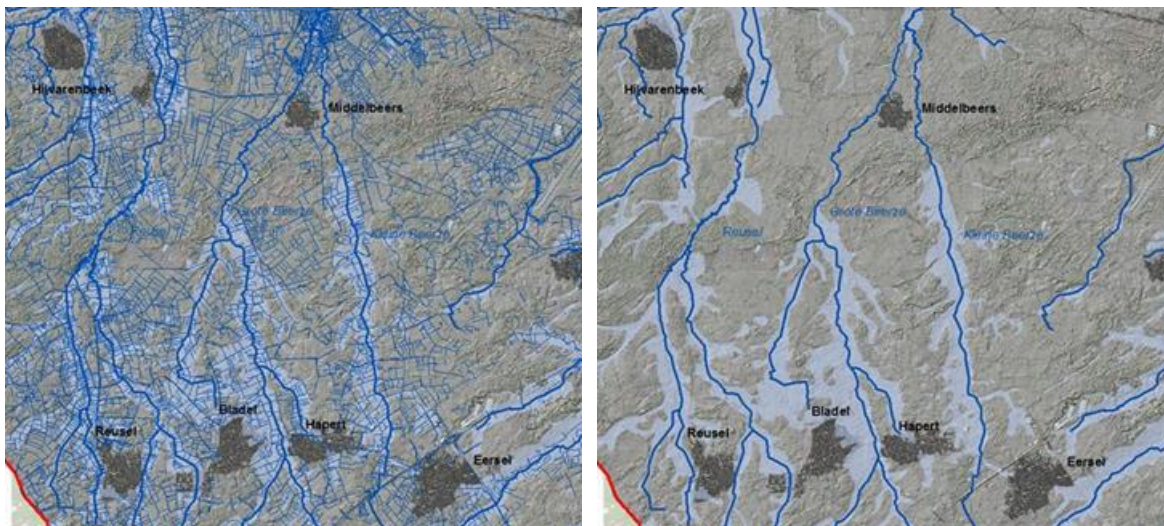
Hoewel deze bekenkaart geen exacte weergave geeft van de historische ligging van beken en beekdalen, geeft het naar alle waarschijnlijkheid wel een beeld van de dichtheid aan ont- en afwateringseenheden in de periode vóór ontginning.

Voor deze analyse zijn voor het bovenloopgebied van de Beerze en de Reusel ook de detailwaterlopen opgenomen (Figuur 4.3). Met behulp van ArcGis is vervolgens een analyse uitgevoerd hoe de afstand tot de dichtstbijzijnde waterloop is veranderd door de aanleg van detailontwatering. Daarbij is gewerkt met rasters van 5 x 5 m. Op basis van deze analyse is de gemiddelde afstand tot de dichtstbijzijnde ontwatering afgenomen van meer dan een kilometer tot minder dan honderd meter (Tabel 4.1).

Tabel 4.1: Afstand tot 'natuurlijke' beeklopen en afstand tot alle waterlopen (beken + detailontwatering) in het Noord Brabantse dekzandgebied.

Table 4.1: Distance to 'natural' streams and distance to all watercourses (streams + trenches and ditches) in the sand area of the province Noord Brabant.

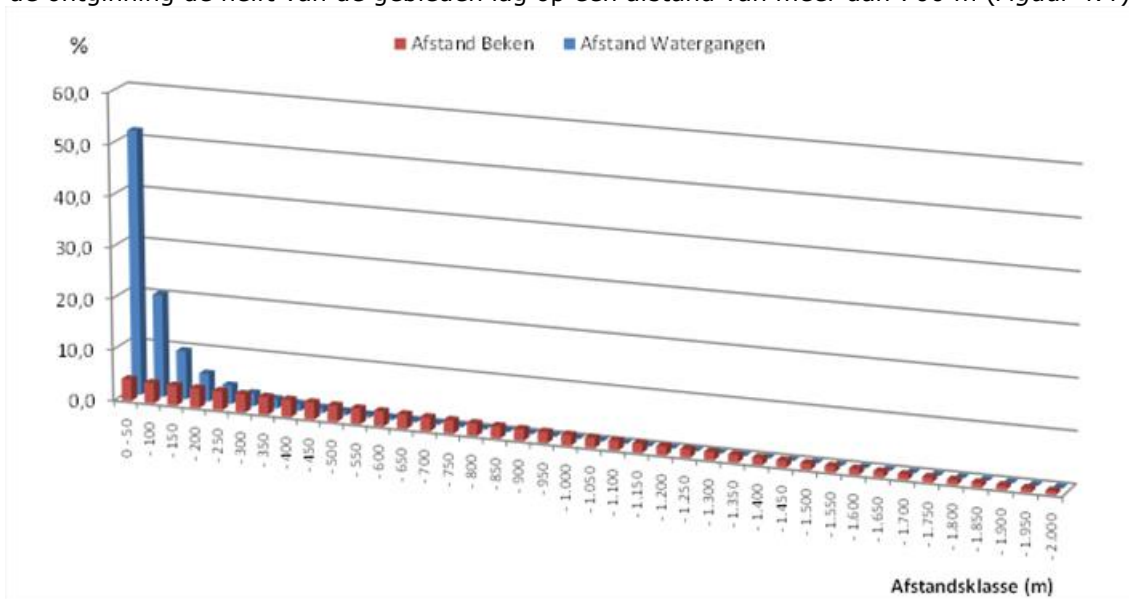
	Gem.	Sd	Max
Beken	1023	968	7548
Waterlopen	96	132	1404



Figuur 4.3: Bovenlopen van de Beerze en de Reusel. Links: alle watergangen. Rechts: alleen de beeklopen. In lichtblauw beekdalen op basis geomorfologie en bodemtype.

Figure 4.3: Drainage network of the stream Beerze and Reusel. Left: all waterways. Right: only the original streams. In light blue the stream valleys based on geomorphology and soil type.

De verdeling van de afstandsklassen weergegeven voor de beeklopen en beeklopen met detailontwatering illustreert dat ongeveer de helft van het Noord-Brabantse dekzandgebied ligt op een afstand van minder dan 50 meter van de dichtstbijzijnde ontwatering, terwijl vóór de ontginning de helft van de gebieden lag op een afstand van meer dan 700 m (Figuur 4.4).



Figuur 4.4: Afstand tot 'natuurlijke' beeklopen en afstand tot alle waterlopen (beken en detail ontwatering) in het Brabantse dekzandgebied. Percentage van oppervlak per afstandsklasse van 50 m.

Figure 4.4: Distance to the original ('natural') streams and distance to all watercourses (streams and trenches and ditches) in the cover sand area of the province of Noord Brabant. Percentage of area per distance class of 50 m.

4.3 Veranderingen afvoerdynamiek

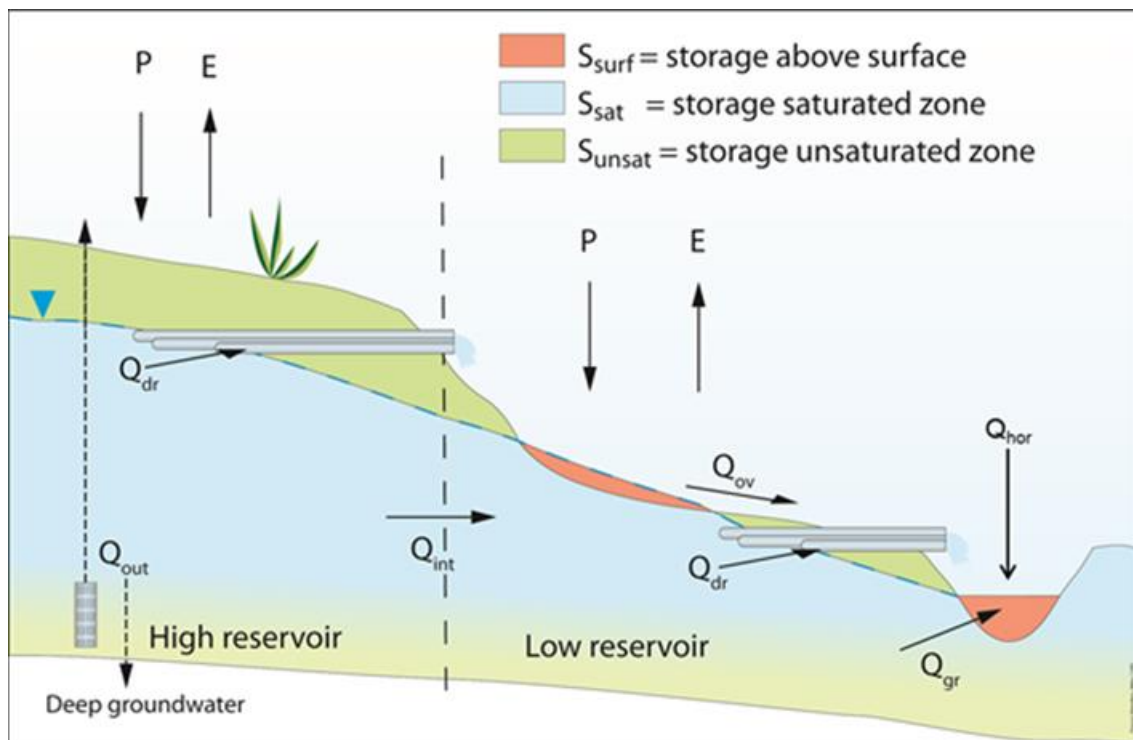
4.3.1 Aspecten die de afvoerdynamiek in beken bepalen

De afvoerdynamiek hangt af van een veelvoud aan factoren. Hierbij kan op hoofdlijnen onderscheid worden gemaakt tussen de hoeveelheid water in het stroomgebied (over de tijd), de verdeling van dit water in langzame en snelle afvoercomponenten en de vertraging van de afvoergolf.

1. De hoeveelheid water in het stroomgebied en bergingsruimte en veranderingen daarin over de tijd (waterbalans) is de som van een aantal componenten:

- Actuele neerslag en verdamping
- Bergingscapaciteit en hoeveelheid water geborgen in de ondergrond
- Bergingscapaciteit en water geborgen in het oppervlaktewatersysteem
- Diepe kwel- en wegzijgingsfluxen
- Onttrekkingen van grondwater- en oppervlaktewater

In Figuur 4.5 zijn de verschillende componenten van de waterbalans van een stroomgebied schematisch weergegeven.



Figuur 4.5: Schematisch overzicht van waterbergingscomponenten en afvoercomponenten in licht hellende stroomgebieden. Toelichting afkortingen: P = neerslag; E = actuele verdamping; Q_{out} = wegzijging naar diepere aquifers en grondwateronttrekking; Q_{dr} = afvoer buisdrainage; Q_{int} = kwelstroom binnen stroomgebied; Q_{ov} = verzadigde oppervlakkige afvoer; Q_{gr} = afvoer van grondwater via waterlopen; Q_{hor} : snelle afvoer van regenwater ("hortanian overland flow").

Figure 4.5: Schematic overview of components of water storage and drainage in low gradient areas. Explanatory notes: P = precipitation; E = actual evaporation; Q_{out} = infiltration to deeper aquifers and groundwater extraction; Q_{dr} = outflow through pipe drainage; Q_{int} = seepage flow through the catchment area; Q_{ov} = saturated surface flow; Q_{gr} = drainage of groundwater via water courses; Q_{hor} : fast runoff of rainwater ("hortanian overland flow").

2. Verdeling afvoerwater naar herkomst: basisafvoer, "interflow" en piekafvoer

In Figuur 4.6 zijn de verschillende waterstromen schematisch weergegeven. In Figuur 4.7 wordt een aantal van deze aspecten getoond in een hydrograaf van een afvoergolf.

Hieronder worden de aspecten toegelicht:

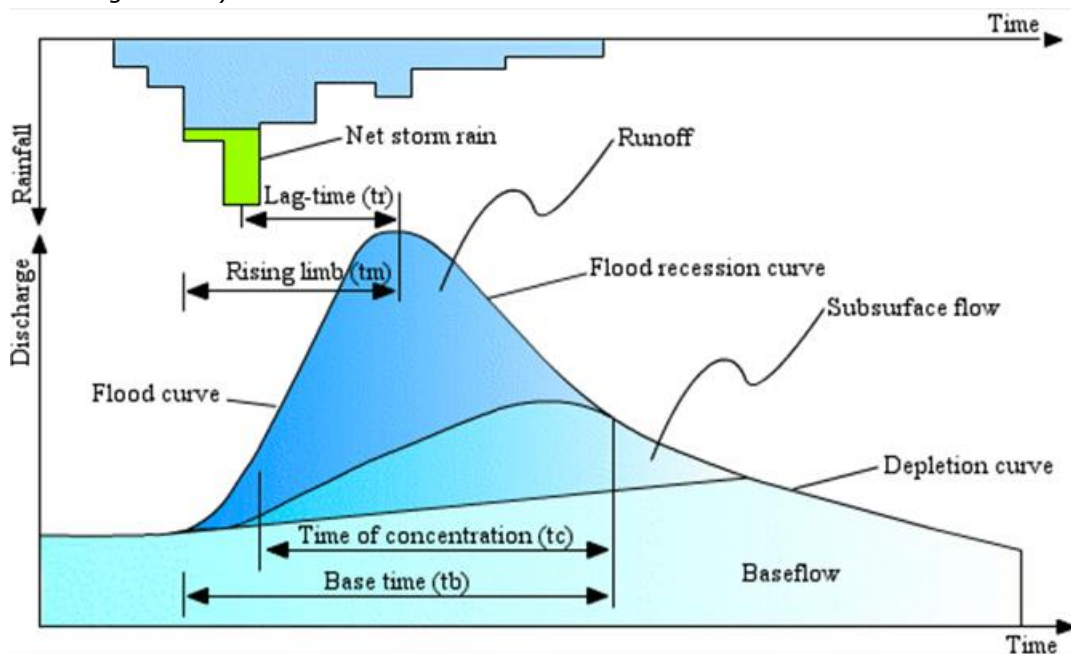
De basisafvoer zorgt een relatief constante wateraanvoer vanuit het grondwater en wordt voor een groot deel bepaald door de toestand van het grondwater. Over het algemeen geldt dat hoe hoger de grondwaterstand staat t.o.v. maaiveld, hoe hoger de basisafvoer is. De toestand van het grondwater wordt voor een groot deel bepaald door meerjarige neerslag en verdamping, maar ook andere factoren zijn van belang:

- Het type begroeiing heeft een groot effect op de mate van verdamping (gewasfactor verdamping).
- Het (micro)reliëf in het landschap en de maaiveld- en bodemcondities bepalen of neerslag snel afstroomt naar de waterlopen, of kans krijgt om te infiltreren.
- Drainage van (ondiep) grondwater door het oppervlaktewatersysteem.
- Diepe kwel of wegzijging vanuit of naar omringende gebieden.

De "interflow" of "subsurface flow" bestaat uit de afvoer van ondiep grondwater en water in de bodem tijdens relatief natte perioden. Tijdens perioden waarin interflow optreedt staat de grondwaterstand zeer hoog en/of is er sprake van schijngrondwaterspiegels als gevolg van een langere natte periode meestal gecombineerd met hevige neerslag. De mate waarin "interflow" optreedt hangt af van de samenstelling van bodem en ondiepe ondergrond: hoe hoger de permeabiliteit, hoe gemakkelijker het water bij hoge grondwaterstanden via de bodem naar drainage en waterlopen kan stromen. Macro-porositeit, zoals wortelgangen en graafgangen, spelen een rol door het vergroten van de permeabiliteit. In veel gebieden is de drainage dichtheid hoog, waardoor een groot deel van de "interflow" wordt afgevangen en versneld in het oppervlaktewater terecht komt.

Piekafvoeren treden tijdens en na perioden met neerslag op. Deze snelle afvoer wordt gegenereerd op plekken waar de neerslag niet kan infiltreren in de bodem. Het gaat daarbij om de volgende typen locaties:

- Waterlopen (watervoerend)
- Gebieden waar de grondwaterstand aan het maaiveld staat (bodem volledig verzadigd)
- Gebieden met een zeer lage porositeit aan het oppervlak (verhard oppervlak, kleibodems, dichtgeslagen bodem t.g.v. agrarisch landgebruik, sterk geërodeerde gebieden)



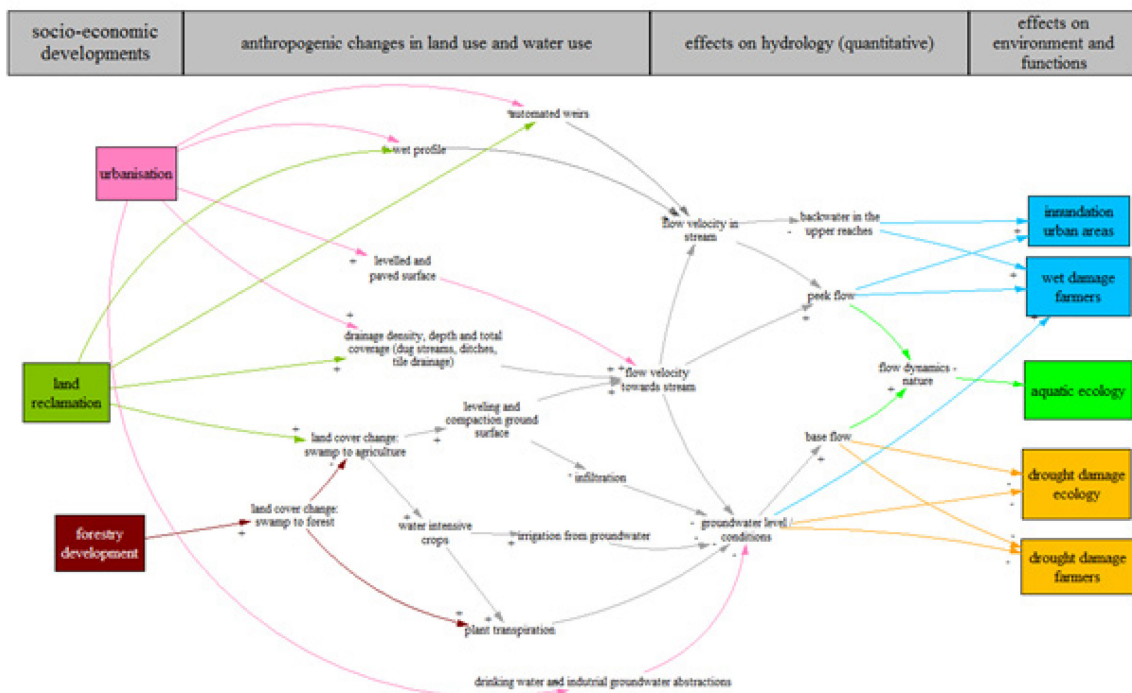
Figuur 4.6: Hydrograaf van een afvoergolf
Figure 4.6: Hydrograph of a peak flow event.

3. De vertraging van de afvoergolf, de tijd die het duurt voor het water om door de beek te stromen naar het eindpunt van het stroomgebied. Het gaat daarbij om de volgende aspecten:

- Morfologie in waterlopen (natte doorsnede, meanders, sedimentatie)
- Vegetatie in waterlopen
- Kunstwerken, zoals (knijp)stuwen, duikers, vistrappen

4.3.2 Effect op veranderingen in landgebruik en morfologie op afvoerdynamiek

De veranderingen in landgebruik in het stroomgebied en beekmorfologie tijdens de afgelopen 150 jaar (zie hoofdstuk 2) hebben de situatie in de Nederlandse stroomgebieden sterk veranderd. Dit heeft een enorm effect gehad op de afvoerdynamiek van de beken; alle elementen die de afvoerdynamiek bepalen zijn erdoor veranderd: de hoeveelheid water in het stroomgebied, de verdeling van het water in langzame en snelle afvoercomponenten en de vertraging van de afvoergolf. In Figuur 4.7 wordt een schematisch overzicht gegeven van de relaties tussen de veranderingen in landgebruik (landaanwinning, verstedelijking en ontwikkeling van bosbouw) op de hydrologische toestand van het stroomgebied, de afvoerdynamiek en de effecten van deze veranderingen in afvoerdynamiek op de omgeving (natuur, landbouw, stedelijk gebied). Dit overzicht is opgesteld tijdens de tweede workshop van het project Integraal Natuurherstel Beekdalen (september 2015).



Figuur 4.7: Schematisch overzicht van het netwerk van factoren die invloed hebben op afvoerdynamiek van beken. Ook de effecten van de veranderingen in afvoerdynamiek zijn weergegeven.

Figure 4.7: Schematic overview of the network of factors that affect the flow dynamics of streams. The effects of changes in flow dynamics are also shown.

4.3.3 Effecten van beekmorfologie op afvoerdynamiek en grondwater

Meerdere studies naar het effect van beekherstelmaatregelen zijn beschikbaar. Een groot deel van deze studies evalueert het effect van de uitgevoerde beekherstelprojecten op de geomorfologie van de waterlopen (Miller & Kochel, 2009; Sear, 2006) en aquatische ecologie (Kondolf & Micheli, 1995; Lorenz et al, 2009; Louhi et al, 2011). Een beperkter aantal studies naar de hydrologische effecten van beekherstelprojecten is beschikbaar. Hammersmark (2008) onderzocht de effecten beekherstelmaatregelen in de Bear Creek Meadow in het noordoosten van Californië in de Verenigde Staten. De beek, het stroomgebied en klimatologische omstandigheden zijn niet vergelijkbaar met de Nederlandse

situatie, maar de genomen maatregelen zijn dat wel. De studie toonde aan dat het verhogen van het beekprofiel zorgden voor een verhoging van de grondwaterstanden en een verlaging van de afvoerpieken. Mohrlök (2003) onderzocht de effecten van veranderingen in het beekprofiel op het grondwaterregime in de vallei van de rivier de Elbe ten noorden van Magdeburg, Duitsland. Het beekprofiel werd veranderd door het verhogen van de ingesneden beekbedding. In reactie op deze veranderingen stegen de grondwaterstanden in de omgeving. De grootste veranderingen werden in de buurt van de beek gevonden, maar effecten waren ook zichtbaar verder weg van de beek. Mohrlök (2003) gaf als belangrijkste verklaring voor de stijging van de grondwaterstanden een verhoogde infiltratie in de uitgestrekte overstromingszones tijdens hoogwater perioden. Tague et al. (2008) onderzocht de effecten van beekherstelmaatregelen in de door smeltwater gedomineerde Trout Creek in de Sierra Nevada, USA. De beekherstelmaatregelen bestonden uit een verhoogde oeverzone, verhoogde beekbedding, een verminderd verhang van de beekbedding en een toename van de beeklengte. De resultaten van een statistische analyse van meetgegevens van voor en na het herstel toonden een sterk seizoenseffect op het geohydrologische systeem: een significante toename in beekafvoer tijdens de zomerperiode en een verhoging van grondwaterstanden in de oeverzone. Tague et al. (2008) vermeldt dat dit veroorzaakt werd door verhoogde opslagcapaciteit van het beekdalsysteem. Francis et al. (2009) toonden aan dat afvoerfluctuaties in gestuwde waterlopen een groot effect hadden op stijghoogten en grondwaterstanden in de omgeving van de waterloop. Een stijging van het waterpeil van de rivier resulteerde in een "omgekeerde" grondwaterstroming gedurende de uren na de afvoerpiek.

4.3.4 Verlengen weglengte

Het lengteprofiel van een beek hangt af van het type sediment, de breedte en diepte en het bodem verhang.

1. Passief meanderen

Het proces van erosie en sedimentatie van beekoevers stond en staat vaak centraal bij hermeanderingsprojecten. Dit komt voort uit de opvatting dat beken zichzelf actief verleggen in het landschap waarbij buitenbochten uitschuren en binnenbochten aanzanden waardoor de sinuositeit toeneemt. Actieve meandering blijkt in laaglandbeken echter slechts een tijdelijk verschijnsel dat alleen optreedt in de initiële fase na een herstelproject waarbij een onbegroeide oever is gecreëerd (Eekhout 2014). Nadat vegetatie de oever heeft vastgelegd stopt de oevererosie en verplaatst dit proces zich naar de bodem totdat een evenwicht is bereikt tussen vaste punten in het bodemlengteprofiel. Toch zien onze laaglandbeken er vanuit de lucht meanderend of kronkelend uit. Oevererosie en daarmee passieve meandering blijkt alleen op te treden als gevolg van externe factoren (Eekhout 2014). Voor het Gelders-Nierskanaal liet Eekhout zien dat dit de kronkels een gevolg waren van kwel in de oever die ervoor zorgde dat op dergelijke plaatsen de oever makkelijker erodeerde (figuur 6.10 in Eekhout et al. 2012). Ook harde afzettingen, zoals grindlagen of veenbanken, kunnen de oorzaak zijn van wegverlegging in traag stromende laaglandbeken. Daarnaast zorgen bomen in de oever of omgevallen bomen voor verlegging van de stroomdraad. De studie van het Gelders-Nierskanaal liet ook zien dat actieve meandering pas optrad bij een verhang van >1 m/km en een grindig substraat (de Vries 1994, Eekhout 2014). De meeste Nederlandse laaglandbeken hebben echter een verhang <1 m/km. Dat betekent dat morfologisch ongestoorde beken een stabiel lengteprofiel hebben ondanks het relatief fijn zandig substraat (125-250 μm).

2. Actief weg verlengen (hermeanderen)

Het veranderen van een rechte beek in een weer kronkelende beek leidt tot veranderingen van het landschap, de waterhuishouding en de beekdalecologie. Door wegverlenging wordt het verhang van de waterlijn kleiner, maar het verval (het hoogteverschil tussen begin en eind) blijft even groot. De ontwateringsdiepte ten opzichte van de omgeving blijft echter min of meer gelijk aan de situatie voor de wegverlenging, maar het is de vraag of dat voor het hele beektraject geldt en of er verschillen optreden op de drainerende werking van de

omgeving. Door de meandering zal de beek bij een grote afvoer overstromen, en omdat er water op het maaiveld geborgen wordt, wordt de afvoerpiek kleiner. De grondwaterstanden langs de meanderende beek kunnen veranderen indien wijziging van het beekpeil optreedt doordat:

- Een grotere stromingsweerstand of vernauwingen in het profiel het peil doen stijgen.
- De drainageweerstand groter wordt.
- De afwaterende oppervlakten in binnen – en buitenbochten van elkaar gaan verschillen.

Een hogere grondwaterstand en frequentere overstromingen van het beekdal hebben gevolgen voor de ecologie van het beekdal. Daarnaast hebben inundaties van het beekdal effect op de afvoer van een meanderende beek.

Om een inschatting te kunnen maken van de ecologische gevolgen van wegverlenging voor beek en beekdal is inzicht nodig in de veranderingen in de grondwaterstanden en inundaties. Om enig inzicht te ontwikkelen is voor dit project de Geeserstroom als casus gebruikt.

Casus: Geeserstroom

De Geeserstroom is tussen de Mepper Plassen en de aantakking van het Loodiep als een hermeanderende laaglandbeek ingericht. De mate van meandering wordt uitgedrukt als sinuositeit (het quotiënt van de werkelijke weglengte en de hemelsbrede afstand tussen begin- en eindpunt). Op grond van de recente topografische kaart 1 : 10 000 en Google Earth is de sinuositeit voor 5 trajecten bepaald en op basis van beschikbare data zijn verval, verhang en debieten voor de trajecten geschat (Tabel 4.2). De sinuositeit van circa 1.40 is normaal voor meanderende Nederlandse beken (Eekhout & Hoitink, 2014).

Tabel 4.2: Schatting van parameters van vijf trajecten van de Geeserstroom.

Table 4.2: Estimation of parameter values for five stream sections of the Geeserstroom.

	beektraject				
	1	2	3	4	5
lengte beek (m)	2510	1015	958	1250	2926
lengte hemelsbreed (m)	1422	881	775	1055	1727
sinuositeit	1.77	1.15	1.24	1.18	1.69
verval (m)	0.30	0.15	0.15	0.50	0.95
gem. verhang (m/km)	0.12	0.15	0.16	0.40	0.32
halve piekafvoer (m ³ /s)	0.13	0.40	0.63	0.90	0.60
piekafvoer (m ³ /s)	0.25	0.80	1.25	1.80	1.20

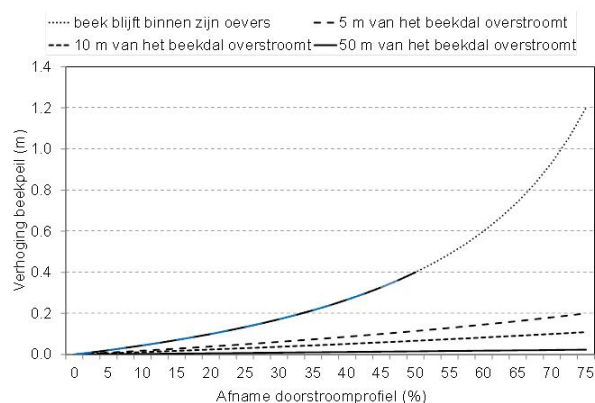
*) Er zijn geen betrouwbare afvoergegevens gevonden. De hoeveelheden in de tabel zijn deels ingeschat. De reden waarom de afvoer van het laatste traject (5) kleiner is dan van traject 4 zou door de inzet van retentiegebied Roonboom kunnen komen.

De gevolgen van wegverlenging van de Geeserstroom zijn voor beekpeil, afwaterend oppervlak, drainageweerstand en inundatie en berging hierna uitgewerkt.

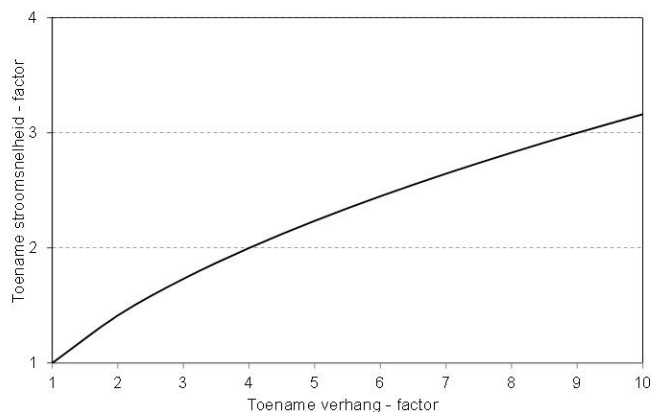
Beekpeil

Bij eenzelfde profiel en begroeiing is de weerstand die de stroming in een meanderende beek ondervindt per meter beek in principe gelijk aan die van een rechte beek. Als de peilen aan het begin en einde van de meanderende beek gelijk zijn aan die van een rechte beek, zou het beekpeil op zich geen oorzaak zijn van andere grondwaterstanden langs de beek. Maar omdat de stroomsnelheid van een meanderende beek lager is (het verhang is kleiner) en de af te leggen weg langer, zullen planten in een onbeschaduwde beek sneller groeien, wat een obstakel vormt en de beddingvorm wijzigt. Daardoor ontstaan er vaak op korte afstand ongelijkmatige waterstanden en verschillen in stroomsnelheid. In de casus Geeserstroom is de stromingsweerstand, naast een dichte vegetatie, nog groter geworden door het verondiepen van het beekprofiel. Hierdoor zijn de grondwaterstanden in de omgeving gestegen, zoals meetgegevens ook aantonen. Uitgaande van een breedte van 4.0 m, een diepte van 0.4 m en een profielvorm van een rechte bak (verticale oevers) stijgt het beekpeil snel bij een vernauwing van het doorstroomoppervlak en zonder inundatie (Figuur 4.8).

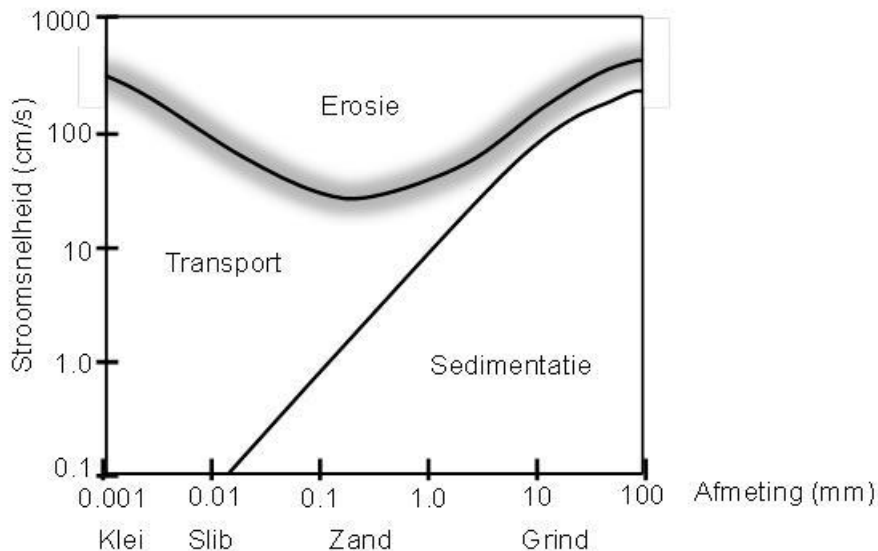
De grootste peilstijging vindt plaats vlak bij de vernauwing. Bovenstrooms is het peil over een afstand van minimaal het quotiënt van de verhoging en het verhang merkbaar. Een verhoging van bijvoorbeeld 0.10 m en een verhang van 0.20 m/km werkt door tot 500 m stroomopwaarts. In dat traject is de stroomsnelheid lager dan de gemiddelde snelheid. Direct benedenstrooms van de vernauwing neemt de stroomsnelheid toe. Bij een snel breder (en dieper) wordende beek krijgt het water een groot verhang. De toename van de stroomsnelheid is gelijk aan het verschil in de wortels van het nieuwe (n) en het oorspronkelijke (o) verhang ($\sqrt{i(n)} - \sqrt{i(o)}$) (Figuur 4.9). Een verhang dat bijvoorbeeld 4x zo groot is resulteert in een 2x zo hoge stroomsnelheid. Onder dergelijke omstandigheden treedt al gauw sedimenttransport op. In het zogenaamde Hjulström-diagram in Figuur 4.10 staat het verband tussen stroomsnelheid enerzijds en erosie en sedimentatie anderzijds. Het oorspronkelijke beekprofiel van 0,4 m bij 4.0 m is niet meer in tact, maar bij een afvoer van meer dan 0.6 m³/s bedraagt de stroomsnelheid 0.37 m/s en treedt bij een zandige bodem sedimenttransport op (Cultuurtechnisch Vademecum 2000). In de casus Geeserstream treedt dat in de trajecten 3 en 4 al op bij halve piekafvoer en in de trajecten 2, 3, 4 en 5 bij piekafvoer (Tabel 4.2).



Figuur 4.8: Stijging van het beekpeil bij afname van het doorstroomprofiel van de beek.
Figure 4.8: Water level rise due to a decrease in wet profile of the streambed.



Figuur 4.9: Toename van de stroomsnelheid bij toename van het verhang van het peil van de beek.
Figure 4.9: Increase in current velocity due to an increase in slope of the water level in the stream.



Figuur 4.10: Erosie en sedimentatie van afhankelijk van de stroomsnelheid en korrelgrootte van het bodemmateriaal.

Figure 4.10: Erosion and sedimentation in relation to current velocity and grain size of the streambed material.

Afwaterend oppervlak

Gezien vanuit het midden van een bocht divergeert het oppervlak dat op de beek afwatert aan de buitenzijden en convergeert het aan de binnenzijde. De flow-accumulatie in een zone van 100 m aan weerszijde van de beek illustreert dit patroon (Figuur 4.11).

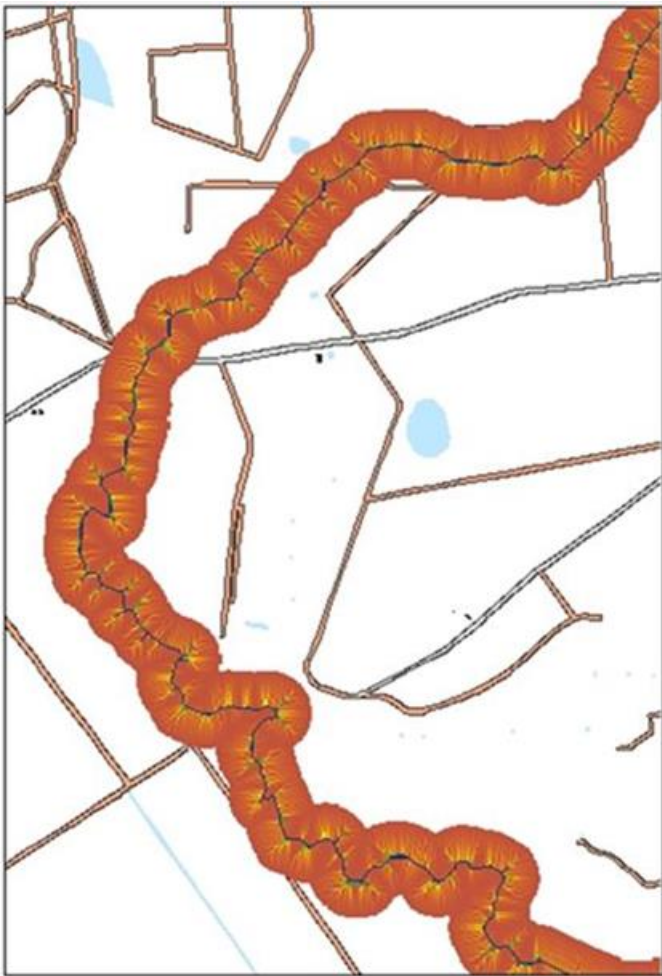
Binnen een gelijke afstand tot de beek kan het verschil in afwaterend oppervlak daardoor aanzienlijk zijn, zeker als het om scherpe bochten betreft. In Figuur 4.12 staan de afwaterende oppervlaktes die tot 100 m afstand van de beek op 1 meter beek afwateren. Aangenomen is dat het beekdal homogeen is wat betreft profielopbouw, maaiveld, vegetatie, en dergelijke, en dat er geen andere ontwateringsmiddelen zijn. Bij een diameter van de bocht van bijvoorbeeld 50 m is het verschil in afwaterend oppervlak van buiten- en binnenbocht een factor 8 (200 en 25 m²). Voor een neerslagoverschot van 40 mm betekent dat hoeveelheden van 8 en 1 m³ per meter beek naar de beek afstromen. Als deze hoeveelheden door de bodem naar de beek worden afgevoerd zal het grondwater aan de buitenzijde hoger zijn dan aan de binnenzijde. Bij een permanente afvoer zou dit verschil ook een factor 8 zijn volgens de formule $q = \Delta h / c$, waarin:

Q = flux (volume per oppervlakte per tijd, m²/d)

Δh = peilverschil tussen het grondwater en het beekpeil (m)

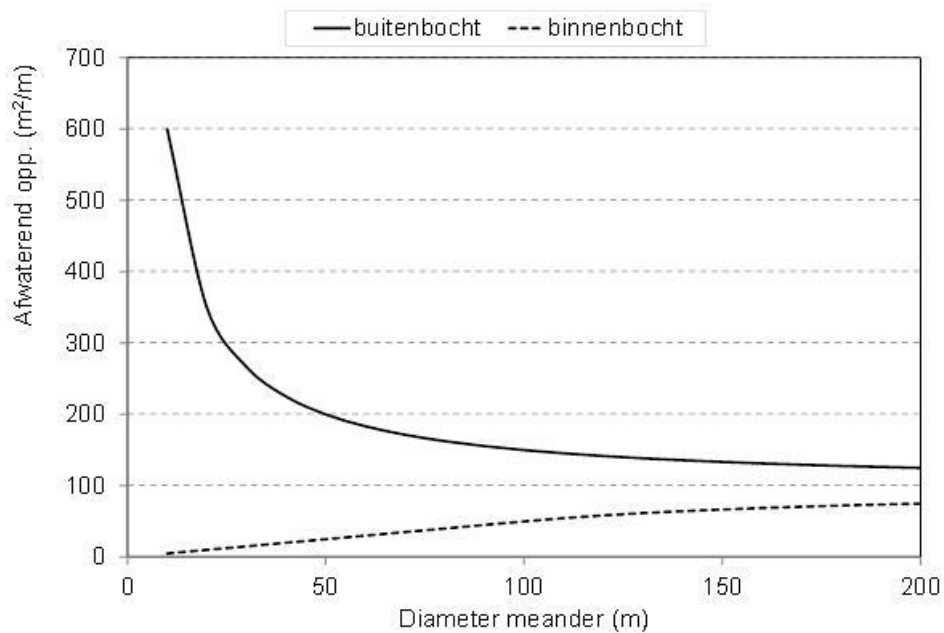
c = drainageweerstand (d)

In de praktijk fluctueert de afvoer door variatie in neerslag en verdamping. Om een indruk te krijgen van de gevolgen voor de grondwaterstand zijn met het hydrologische model SWAP voor 7 jaar grondwaterstanden berekend voor een bocht met een diameter van 150 m en weergegeven als duurlijnen (Figuur 4.13). De verhouding tussen afstromend oppervlak bedraagt bij die diameter een factor 2 en de grondwaterstanden zijn gemiddelden in de zone tot 100 m afstand van de beek.



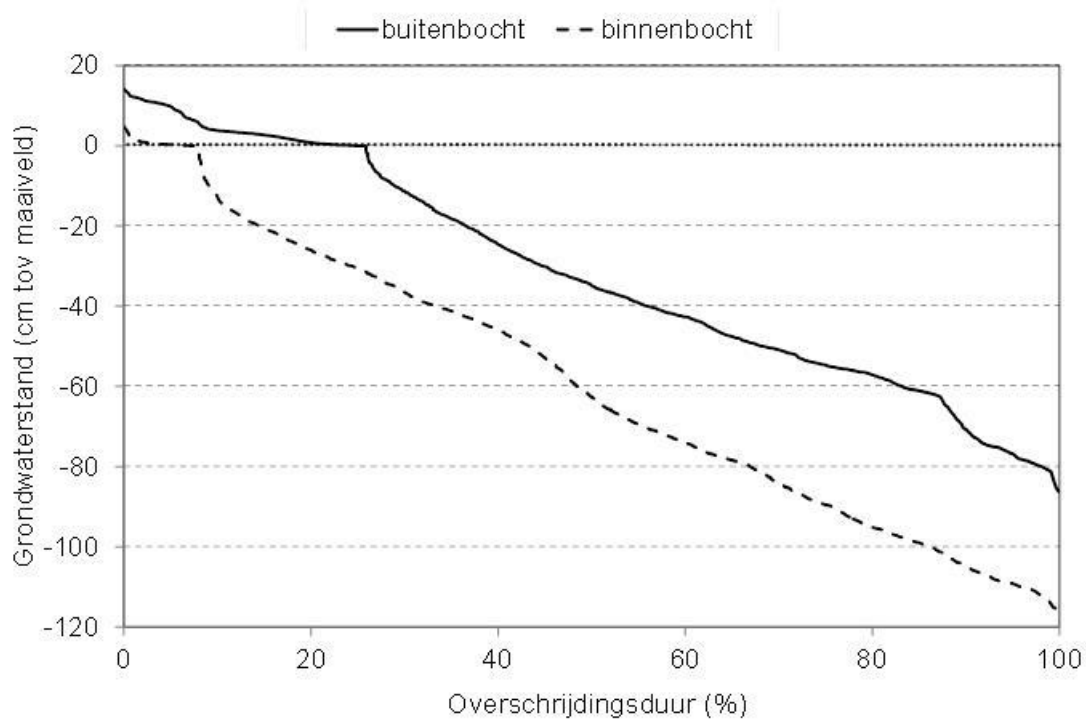
Figuur 4.11: Stroombanen van het grondwater langs een gedeelte van de casus Geeserstream.

Figure 4.11: Groundwater flow paths along part of the stream Geeserstream.



Figuur 4.12: Afwaterend oppervlak op binnen- en buitenbochten van een meanderende beek. De oppervlaktes zijn per meter strekkende beek en tot een afstand van 100 m.

Figure 4.12: Drainage surface area on the inner and outer bends of a meandering stream. The surface areas are per stretching meter of the stream and to a transversal distance of 100 m from the bank.



Figuur 4.13: Voorbeeld van het verschil in grondwaterstand in een zone van 100 m vanaf de binnen- en buitenbocht van een meanderende beek.

Figure 4.13: Example of the difference in groundwater level in a zone of 100 m from the inner and outer bend of a meandering stream.

Drainageweerstand

De weerstand die grondwater ondervindt bij de stroming naar een slingerende beek bestaat uit horizontale, verticale en radiale weerstand en de intreeweerstand bij het uitreden van het grondwater in de beek. Samen wordt dit de drainageweerstand genoemd.

De horizontale en verticale weerstand hangt samen met de eigenschappen van de bodemlagen en die blijven bij hermeandering gelijk.

In een buitenbocht van een meander komen horizontale stroombanen samen en in een binnenbocht lopen ze uiteen. Dit is de radiale weerstand en die wijzigt wel. Deze weerstand versterkt het effect besproken bij het afwaterend oppervlak. Deze weerstand is bij een diep uitgesleten buitenbocht kleiner dan bij een ondiepe in de beek. Een kleinere weerstand betekent dat de stroming sneller verloopt waardoor de grondwaterstand in de randzone langs de beek ook sneller uitzakt.

Bij een omgekeerde stroming van de beek naar een plek waar het grondwaterniveau lager is dan het beekpeil is sprake van intreeweerstand. De intreeweerstand hangt samen met de mate waarin er slib en detritus op de beekbodem is afgezet. Hoe meer slib, hoe slechter doorlatend en hoe groter de weerstand. In een diepe, uitgeslurde buitenbocht zal minder slib aanwezig zijn dan in ondieptes met een geringe stroomsnelheid. De radiale en intree weerstand zijn beide laag in een diepe buitenbocht. Daarmee zou het effect van het grotere afwaterende oppervlak dat hiervoor is besproken deels worden opgevangen. Maar daar staat tegenover dat in een buitenbocht ook stroombanen in het horizontale vlak samenkomen. Dit kan gezien worden als een extra radiale weerstand. Deze weerstand neemt juist toe dichterbij de beek. De som van de afzonderlijke weerstanden hangt dus samen met de lokale situatie.

In de casus Geeserstream kan bij een hogere afvoer, vooral bij vernauwingen, de stroomsnelheid zodanig hoog zijn dat uitschuring optreedt. Elders sedimenteert het bodemmateriaal, waarvan vooral fijner slib en detritus voor een toename van de intreeweerstand zorgen.

Inundatie en berging

Een slingerende beek zal eerder overstromen dan een rechte beek met een ruim en onderhouden profiel. Als een beek buiten haar oevers treedt wordt een deel van de afvoer geborgen op maaiveld in het beekdal en een deel zal via de beek worden afgevoerd. Overstroming leidt benedenstrooms tot een lagere afvoerpiek in vergelijking met de situatie zonder berging in het beekdal. Als de piek is gepasseerd zal de berging in het beekdal weer grotendeels worden afgevoerd naar de beek. De verhoging van de afvoer houdt langer aan. Berging in het beekdal leidt dus tot minder hoge afvoerpieken, daarnaast neemt de duur van een verhoogde afvoer toe.

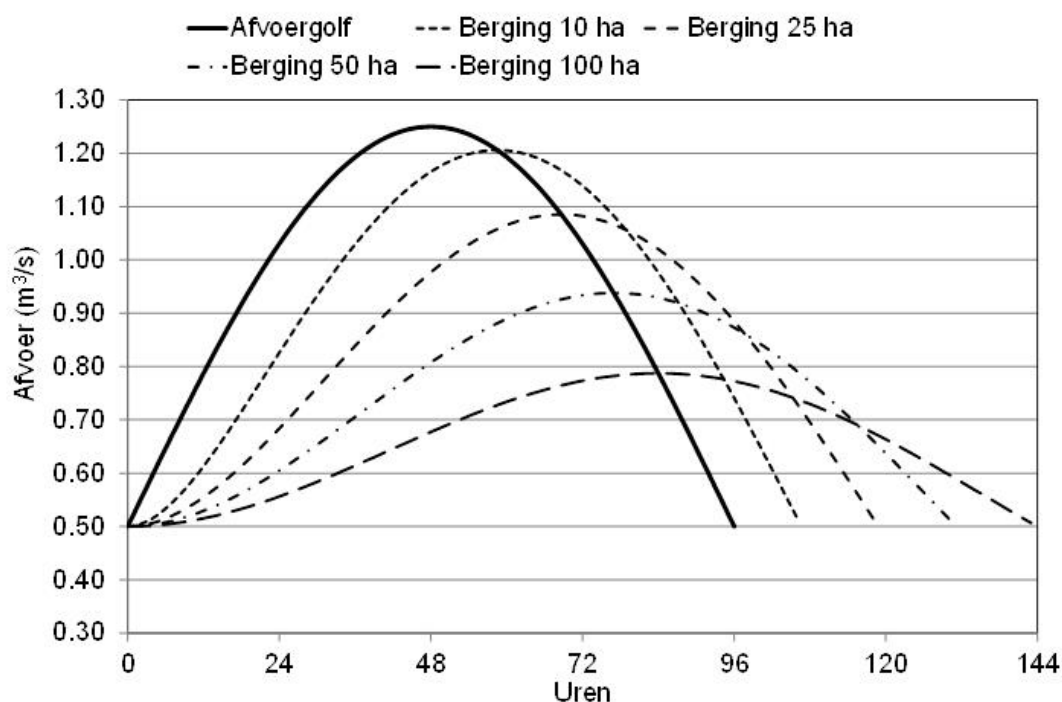
Door Lely (1884) is een analytische benadering afgeleid van het effect van een overstroming op de hoogte en de duur van de afvoerpiek op basis van de Schipbeek. Ook voor kleinere beken, zoals de casus Geeserstream, kan hiermee een inschatting worden gemaakt van het effect van overstroming op de hoogte en duur van een afvoerpiek. Voor een berekening van het effect van de grootte van de overstromingsvlakte op de hoogte en duur van de piek zijn gegevens uit Tabel 4.3 gebruikt van de afvoer en de waterhoogte in het beektraject 2 tot 4 van de Geeserstream (Bijlage 2).

Tabel 4.3: Enkele geschatte waarden voor de afvoer en waterhoogte.

Table 4.3: Estimated values for discharge and water level.

Overschrijdingsduur	Q (m ³ /s)	Waterhoogte (m)
30 dagen	0.5	.2
15 dagen	0.67	.35
1 dag	1,25	.5

Het gemiddelde verhang in dit traject bedraagt circa 0.16 m/km (transect 3). Het beekdal tussen traject 2 en 4 is 2710 m lang en de gemiddelde breedte van het dal is geschat op 110 m, dit komt overeen met een overstromingsvlakte van circa 30 ha. In Figuur 4.14 staat het effect van overstroming vanuit de beek op vorm van de benedenstroomse afvoergolf en in Tabel 4.4 staat de afname van de maximale afvoer en vertraging van de piek. Hierbij is uitgegaan van een afvoergolf waarbij de afvoer in 2 dagen toeneemt van 0,5 m³/s naar 1,25 m³/s.



Figuur 4.14: Gemodelleerd effect van overstroming vanuit de Geeserstream op vorm van de benedenstroomse afvoergolf.

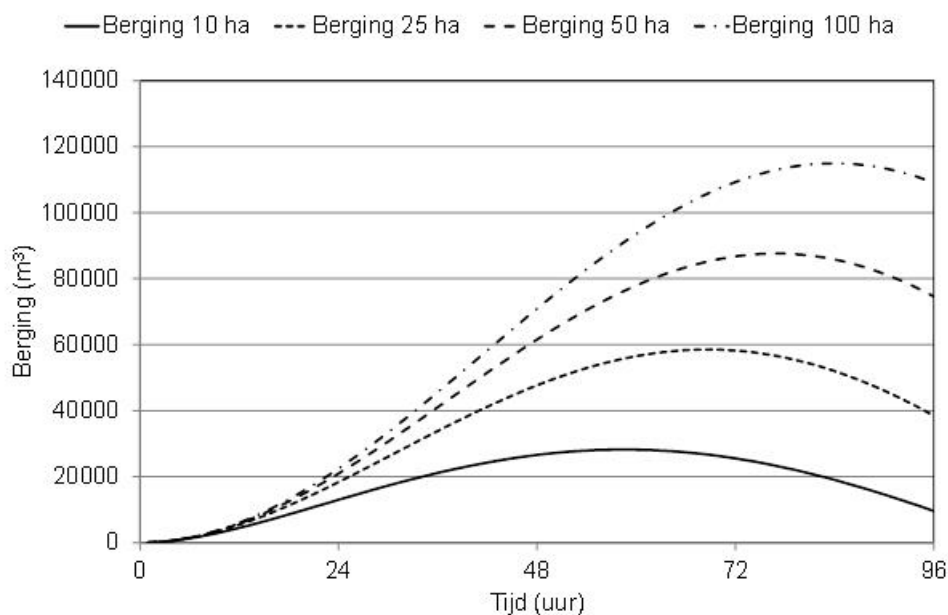
Figure 4.14: Modelled effect of inundation of the stream valley of the Geeserstream on the downstream hydrograph.

Tabel 4.4: Afname van de maximale afvoer en vertraging van de maximale piekafvoer.

Table 4.4: Decrease of maximum discharge and delay in occurrence of the maximum peak flow.

Overstromingsvlakte (ha)	0	10	25	50	100
Max. afvoer (m ³ /s)	1.25	1.21	1.09	0.94	0.79
Vertraging top in uren	0	10	20	29	36

Als geen 30 maar 25 ha overstroomt leidt dit benedenstrooms tot een afname van de piek met circa 13%. De top wordt bijna een dag later bereikt dan in de situatie zonder overstroming. In andere delen van het beekdal kunnen grotere delen overstroomen waardoor een grotere reductie van de piek kan worden bereikt. Uit het verschil in het verloop van de afvoergolf zonder en met berging kan de geborgen hoeveelheid in m³ worden afgeleid. Of al het water dat op de oevers geborgen is later weer naar de beek wordt afgevoerd hangt af van de doorlatendheid van de bodem en de diepte van de grondwaterstand. Als de grondwaterstand voor de overstroming onder maaiveld stond zal er tijdens de inundatie water in de bodem infiltreren. Daarnaast zijn er in het beekdal laagtes die bij hoge waterstanden vol lopen maar waar bij een zakkende waterstand water in blijft staan (afvoerloze laagtes waarvan de maaiveldberging te bepalen is uit het AHN). Dit water kan slechts via infiltratie, verdamping en sublimatie (vorst) verdwijnen. De terugstroming van geborgen water zal daardoor meestal geringer zijn dan de geïnundeerde hoeveelheid.

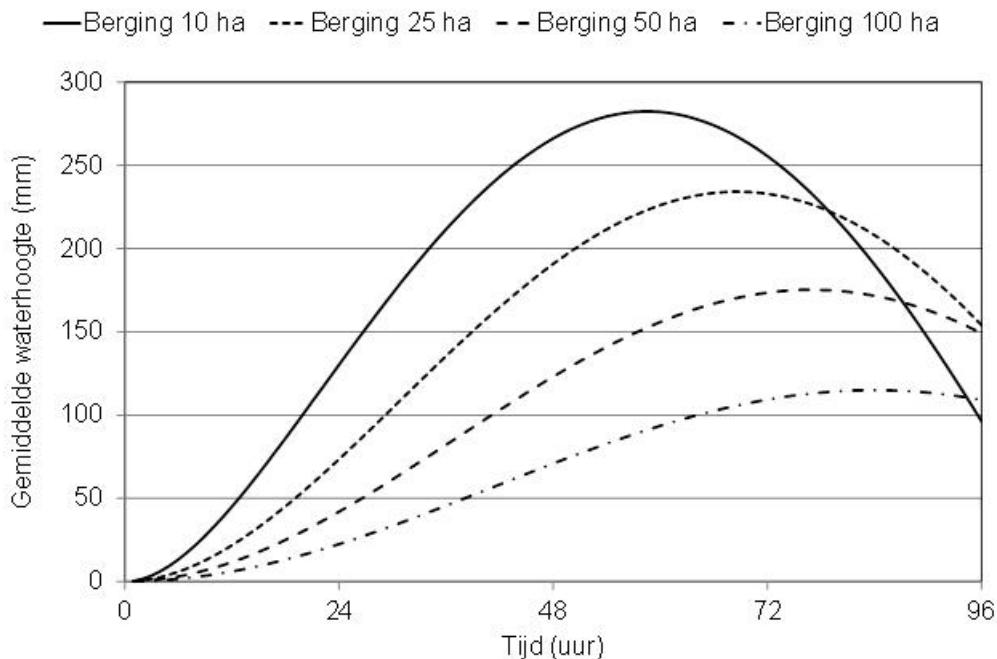


Figuur 4.15: Geborgen hoeveelheid water bij verschillende grootte van de overstromingsvlakte.

Figure 4.15: Amount of water stored under different sizes of the inundation area.

Het blijkt dat de hoeveelheid geborgen water bij een overstromingsvlakte van 100 ha ongeveer viermaal zo groot is als bij 10 ha. Uit de geborgen hoeveelheid water kan vervolgens de gemiddelde waterhoogte worden afgeleid (Figuur 4.16). De gemiddelde waterdiepte is bij een overstromingsvlakte van 10 ha ca 2.5 maal zo hoog als bij een overstromingsvlakte van 100 ha. Of al het water dat op de oevers geborgen is later weer naar de beek wordt afgevoerd hangt af van de doorlatendheid van de bodem en de diepte van de grondwaterstand. Als de grondwaterstand voor de overstroming onder maaiveld stond zal er tijdens de inundatie water in de bodem infiltreren. Daarnaast zijn er in het beekdal laagtes die bij hoge waterstanden vol lopen maar waar bij een zakkende waterstand water in blijft staan (afvoerloze laagtes waarvan de maaiveldberging te bepalen is uit het

AHN). Dit water kan slechts via infiltratie, verdamping en sublimatie (vorst) verdwijnen. De terugstroming van geborgen water zal daardoor meestal geringer zijn dan de geïnundeerde hoeveelheid.



Figuur 4.16: Gemiddelde waterhoogte in de overstromingsvlakte bij verschillend oppervlak.
Figure 4.16: Average water level in the inundation area under different area sizes.

Samenvatting

Er zijn grote verschillen in de hydrologische situatie van meanderende beken die samenhangen met de verschillen in bodemopbouw, begroeiing, afvoerdynamiek en dergelijke. Vaak wordt hermeandering gecombineerd met een verhoging van het drainageniveau, maar ook zonder een bewuste verhoging zijn er factoren die tot een plaatselijke verhoging van het beekpeil leiden. En met een hoger beekpeil stijgt ook het grondwatervniveau in het beekdal.

Een belangrijke mogelijkheid om een verhoging van het beekpeil te bereiken betreffen vernauwingen in het beekprofiel. Vernauwingen kunnen ontstaan door sedimentatie of obstakels die zich vormen of bewust worden aangebracht. Vooral in natte perioden met een forse afvoer kan het peil dan echter ook worden opgestuwd. Voor een barrière is het peil ook hoger en de stroomsnelheid is daar lager dan gemiddeld. Ook na de versmalde doorgang is de waterstand nog hoger maar daar neemt de stroomsnelheid (sterk) toe tot de eigenlijke verhanglijn waar de stroming weer 'normaal' is.

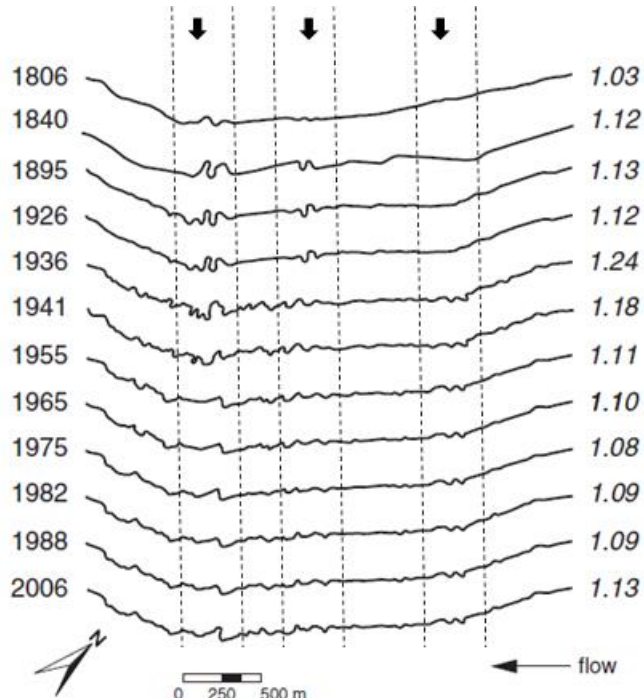
Een andere factor die plaatselijk tot een hogere grondwaterstand leidt is een groot afwaterende oppervlak aan de buitenzijde van een bocht. Het hangt van de beekloop af of dit een significant effect heeft. Bij weinig, ruime bochten zal dit het meest merkbaar zijn met aan de binnenzijde minder en aan de buitenzijde meer afwaterend oppervlak.

De weerstand die de grondwaterstroming ondervindt neemt als gevolg van meandering niet altijd toe. Dat hangt samen met de lokale situatie. In de casus Geeserstream was in de bestudeerde situatie de loop sterk begroeid wat maakt dat de stroomsnelheid werd afgeremd.

Het sedimenttransport en de sedimentatie blijven op veel plaatsen beperkt tot fijn zand en slib. De weerstand voor in de beek uittredend grondwater zal toenemen op plaatsen waar sedimentatie plaatsvindt. Een neveneffect is dat de beekbodem hoger wordt waardoor ook het beekpeil zal stijgen.

Een (her)meanderende beek zal eerder overstromen dan een rechtgetrokken beek met een vast profiel. Door de overstroming neemt de afvoerpiek af, vlakt over langere tijd uit en blijft

de waterstand lager. De hier berekende effecten treden op bij een afvoerpiek in een verder normale situatie. Dit kan het geval zijn met een plotseling optredende hoosbui, maar vaak ziet de praktijk er anders uit als het al een poos nat is en als een afvoergolf na-ijlt. Na inundatie van de oevers is de terugstroming van geborgen water kleiner dan de geïnundeerde hoeveelheid. Deze hoeveelheid berging (en inzijging) kan worden vergroot door kleine oeverwallen langs de beek aan te leggen (of worden verkleind door de laagtes middels greppel op het afwateringssysteem aan te sluiten).



Figuur 4.17: Het lengteprofiel van het Gelders-Nierskanaal vanaf de aanleg tot 2006. De zwarte pijlen boven geven de trajecten aan waar ondiep ijzeroer is aangetroffen wat duidt op de oorspronkelijke aanwezigheid van kwel. De cijfers rechts geven de sinuositeit aan (bewerkt naar Eekhout et al. 2012).

Figure 4.17: The longitudinal profile of the Gelders-Nierskanaal from the construction in 1806 until 2006. The black arrows above indicate the traces where shallow iron ore has been found indicating the original seepage sites. The numbers on the right indicate the sinuosity (altered after Eekhout et al., 2012).

De weglengte van een beek (sinuositeit) bepaalt tevens het bodemverhang. Een langere weglengte, m.a.w. een meer kronkelende beek, heeft een kleiner bodemverhang. Een kleiner bodemverhang leidt tot een lagere gemiddelde stroomsnelheid.

4.3.5 Effecten grondwater op afvoerdynamiek

Bolt et al. (2000) onderzochten het effect van verschillende maatregelen op de gemiddelde en basisafvoer in het 'Drentsche Aa' stroomgebied met de modellen DufLOW / SIMGRO. De grootste stijging van de gemiddelde afvoer werd berekend als de infiltratie-capaciteit in de stedelijke gebieden werd verhoogd en grondwaterwinningen in Assen werden gestopt. De grootste stijging van de basisafvoer werd berekend als de grondwateronttrekkingen bij Laren en Assen werden gestopt, wanneer de infiltratiecapaciteit van de stedelijke gebieden werd verhoogd en wanneer de beekbodem werd verhoogd. Poelman et al. (2008) vonden vergelijkbare resultaten bij de evaluatie van de effecten van verschillende herstellinggrepen op het hydrologische systemen van de "Aa van Goorloop" en het Dalemstroompje in het noorden van Nederland met behulp van de SIMGRO / AlterraAqua model setup. De beekherstelmaatregelen omvatten het verwijderen van drainage en het stoppen van irrigatie in de buurt van de hoofdwaterloop, verhoging van de oppervlaktewaterpeilen, het verwijderen van stuwen en de omzetting van coniferenbos in droge heidevelden. Poelman et

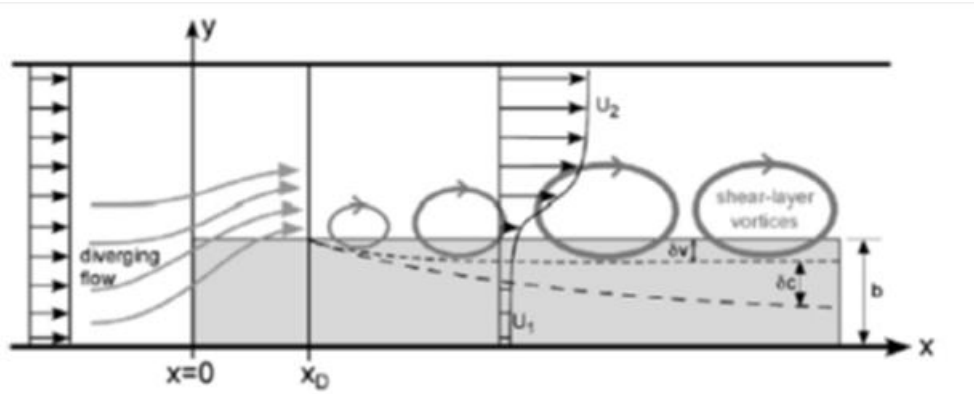
al. (2008) kwam tot de conclusie dat het dempen van afvoerdynamiek niet mogelijk was door alleen maatregelen te treffen in de waterloop, maar dat ook stroomgebiedsbreed maatregelen nodig zijn die de infiltratie van neerslag en bodemwater naar het diepere grondwater bevorderden. Aangenomen werd dat de afname in piekafvoer het resultaat was van de toegenomen infiltratie naar het grondwatersysteem. Hendriks et al. (2014) onderzocht de effecten van klimatologische en antropogene veranderingen op het geohydrologische systeem, de basisafvoer en "environmental flows" van beken. De studie toonde aan dat de toepassing van kunstmatige drainage de basisafvoer verlaagd met 25 tot 30 % in de 'Hollandse Graven' in Twente en het stroomgebied van het Merkske in Noord-Brabant. Daarnaast bleken grondwateronttrekkingen voor irrigatie een significant effect te hebben op de afvoer tijdens het groeiseizoen.

4.3.6 Effecten beek(dal)vegetatie op afvoerdynamiek

Vegetatie en hydraulica

Vegetatie in beeksystemen verandert de totale ruwheid van de beek door het seizoen heen. Niet elk vegetatietype doet dit op dezelfde manier en in dezelfde mate. De ruwheid van vegetatie is afhankelijk van de stevigheid van de plant en de biomassa per oppervlakte-eenheid. Een veelgebruikte manier om de ruwheid van planten, en daarmee hun effect op doorstroming, te berekenen is het kwantificeren van de hoeveelheid takken/stengels per m^2 , de diameter van deze stengels en de hoogte ervan, in relatie tot hun stevigheid en de waterdiepte (Baptist 2007, Van Velzen et al. 2003). Er moet dan ook onderscheid gemaakt worden tussen meerjarige, vaak hoog opgaande, stevige oevervegetatie die ook in de winter aanwezig is (zoals riet, lisdodde en liesgras) en jaarlijks terugkerende, veelal minder stevige, ondergedoken en drijvende soorten die vooral in het open deel van de beek worden gevonden (o.a. hoornblad, fonteinkruiden, gele plomp, sterrenkroos, kleine egelskop etc.).

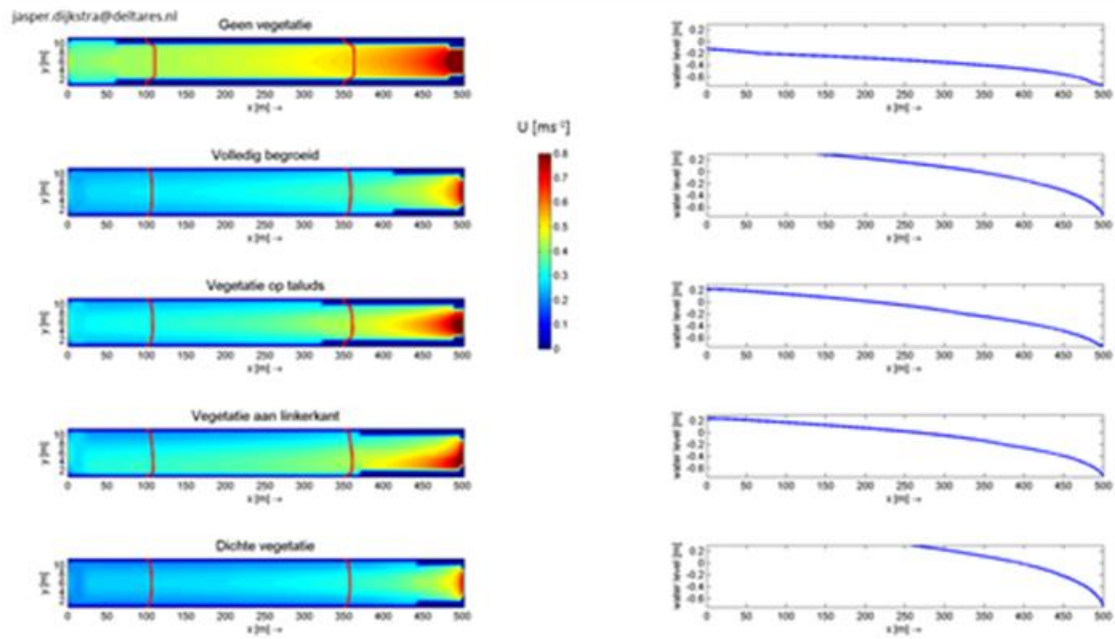
Er bestaan veel verschillende modellen om de effecten van vegetatie op stroming in kaart te brengen. Deze kunnen 1D, 2D en 3D zijn. In alle gevallen blijven bovenstaande parameters van belang en wordt er een omrekening gemaakt naar een ruwheid op basis van deze parameters. Stroming door vegetatie is een inherent driedimensionaal proces, waarbij effecten rondom de patch belangrijk zijn in het berekenen van het totale stroombeeld (Zong en Nepf 2010; Figuur 4.18). De figuur kan zowel vanaf de bovenzijde als de zijkant van een stromend systeem worden bekeken. Het laat zien hoe stroming langs/over een vegetatiepatch wordt geduwd, waarbij het buiten de vegetatie sneller dan gemiddeld stroomt en daarbinnen langzamer dan gemiddeld (zwarte pijlen). Ook is in deze figuur te zien hoe turbulentie in het water zorgt voor een additioneel stromingspatroon op de rand van de vegetatie



Figuur 4.18: Stromingspatronen langs een vegetatiepatch (Zong & Nepf 2010). Figure 4.18: Flow patterns around a vegetation patch (Zong & Nepf 2010).

Vegetatie en waterhoogte

De hoeveelheid en de locatie van de vegetatie in het dwarsprofiel beïnvloedt de bovenstroomse waterstand. Het effect van de locatie en de dichtheid van vegetatie in een fictieve modelbeek is gemodelleerd in Delft3D (Figuur 4.19). Het betreft een rechte beek met een standaardprofiel van 500 m lang, waarbij vegetatie op verschillende manieren is toegevoegd, bijvoorbeeld door het hele profiel vol te zetten, alleen op de taluds, of op 1 talud of met een andere dichtheid. De donkerblauwe cellen zijn 'droge' cellen'. In de gekleurde figuren links staat een berekende stroomsnelheid over het traject, in de grafieken rechts het bijbehorende waterstandsverloop over het traject. Hieruit is duidelijk te zien dat locatie en dichtheid van de vegetatie belangrijk zijn in het effect op de waterstand. Dit soort modellen geeft inzicht in wat een goede maaistrategie kan zijn gegeven een bepaalde vegetatie. Vaak wordt nu ook gekozen voor het maaien van een strook van de vegetatie, zodat de natuurlijke waarden in de oeverzone gespaard kunnen worden.



Figuur 4.19: Effect van locatie en dichtheid van vegetatie op waterhoogte en stroomsnelheidsverdeling in een fictief beekpand van 500 meter (Jasper Dijkstra, Deltares).
Figure 4.19: Effect of position and density of vegetation on water level and current velocity pattern in a modelled stream section of 500 m length (source: Jasper Dijkstra, Deltares).

De effecten van vegetatie op waterhoogte kunnen zowel in positief als negatief licht worden beschouwd: tijdens droge periodes zal vegetatie in de beek ervoor zorgen dat water langer wordt vastgehouden, en tijdens natte periodes kan diezelfde vegetatie zorgen voor een verminderde afvoercapaciteit, wat risico's op lokale overstromingen met zich mee brengt. Hierin moet dus een afweging worden gemaakt tussen de voordelen tijdens droge periode en de mogelijke nadelen tijdens natte periodes (Keizer-Vlek & Verdonschot 2015). Met de huidige veranderingen in regenintensiteit in zomerperiodes, waarbij piekbuien onverwacht en zeer lokaal kunnen optreden tijdens verder zeer droge periodes, wordt het steeds lastiger om hier een goed optimum voor te bepalen. Er bestaan reeds methoden om te bepalen of er nog voldoende afvoercapaciteit in de beek aanwezig is, zoals Maai-BOS, dat op basis van een afvoer-waterstandsverschil binnen een bepaald stuwpand beslist of de totale ruwheid over het pand te groot aan het worden is (Tempelaar 2013). Echter deze geven geen inzicht in het specifieke traject binnen het stuwpand waar de ruwheid het meest veranderd.

Vegetatie en stromingssnelheid en -dynamiek

Doordat vegetatie vaak niet uniform de hele watergang bedekt, maar bestaat uit patches van verschillende soorten, kan vegetatie zorgen voor een grotere dynamiek in het totale stromingsprofiel en het bodemprofiel in de beek (Schoelynck et al, 2013). Het water zoekt de weg van de minste weerstand en slingert dus om patches heen. De hogere stroomsnelheden

buiten een patch zorgen vaak voor lokale erosie waardoor de waterdiepte buiten een patch gemiddeld groter is dan in een patch. Daarnaast zal lagere stroomsnelheid in een patch aldaar ook voor sedimentatie zorgen, waardoor een natuurlijke beek nooit een volledig vlak profiel heeft. De diversiteit aan stromingsdynamiek in en rondom patches is ook goed voor de macrofauna en vis in een beek, omdat hierdoor een grotere habitatdiversiteit ontstaat.

4.4 Afvoerdynamiek in de pilotgebieden

Om de effectiviteit van beekdalbrede en stroomgebiedsbrede herstelmaatregelen op de afvoerdynamiek in beeld te brengen zijn referentiestudies uitgevoerd in vier pilotgebieden. Aan de hand van een modelanalyse van de Holmers en Halkenbroek in het bovenstroomse deel van de Drentsche Aa (Bijlage 5) en bovenloopjes van de Dinkel is de effectiviteit van mogelijke toekomstige maatregelen op de schaal van een deelstroomgebied en het beekdal geëvalueerd (Bijlage 8). Historische veranderingen en (toekomstige) maatregelen op stroomgebiedsbrede schaal zijn onderzocht voor het Peize stroomgebied (modelstudie) en het stroomgebied van de Regge (historische data-analyse; Bijlage 7). Voor de pilotgebieden is ook een vergelijkende analyse van de afvoerdynamiek uitgevoerd op basis van beschikbare afvoermeetreeksen. Deze analyse wordt toegelicht in paragraaf 4.5

4.4.1 Herstelmaatregelen op de schaal van deelstroomgebieden

De eerste twee referentiestudies zijn uitgevoerd op de schaal van deelstroomgebied en beekdal. De studies laten zien dat het verwijderen van drainage en verbeteren van de infiltratiecapaciteit van de bodem en ondergrond een sterk effect kan hebben op grondwater en afvoerdynamiek. Tegelijkertijd laten de studies ook zien dat gebied specifieke geohydrologische karakteristieken en grondwater – oppervlaktewater relaties in het (deel)stroomgebied en beekdal een groot effect kunnen hebben op de uitwerking van maatregelen.

Effect herstelmaatregelen op afvoerdynamiek en grondwater - Holmers en Halkenbroek

In het gebied van de Holmers-Halkenbroek, een bovenloop van het Drentsche Aa stroomgebied, zijn verschillende beekherstelmaatregelen uitgevoerd. In het beekdal is de meeste drainage verwijderd, werd de ingesneden beekbedding in de hoofdstroom verhoogd, en zijn oppervlaktewaterpeilen verhoogd door het aanbrengen van een stuw. In het bovenstroomse deel van de vallei, de Holmers, werd de voedselrijke veengrond verwijderd, waardoor er een grote overstromingszone is ontstaan. Naast de reeds uitgevoerde herstelmaatregelen, zijn er plannen om herstelmaatregelen op de stroomgebiedsflanken te implementeren. De ambitie is om de huidige gemengde naald- en loofbossen te herontwikkelen naar een meer natuurlijk bos, door het verwijderen van grote delen van het drainagesysteem op de flanken van het beekdal en zo terug te keren naar een meer natuurlijk voorkomend type loofbos. Tijdens deze studie is op basis van een stroomgebiedsbrede systeemanalyse onderzocht water het effect is van de genomen en geplande beekdalherstelmaatregelen op het grondwater en de afvoerdynamiek van het stroomgebied. Daarvoor is het (potentiële) effect van de individueel geïmplementeerde en geplande herstelmaatregelen op het grondwater en de afvoerdynamiek geëvalueerd aan de hand van een integrale gebiedsanalyse en een scenarioanalyse met behulp van een ruimtelijk gedistribueerd geohydrologisch model. Deze studie is complementair aan de analyse van beschreven in hoofdstuk 5 en bijlage 3, naar de ontwikkeling van diffuse afvoersystemen en de effecten hiervan op de vegetatie.

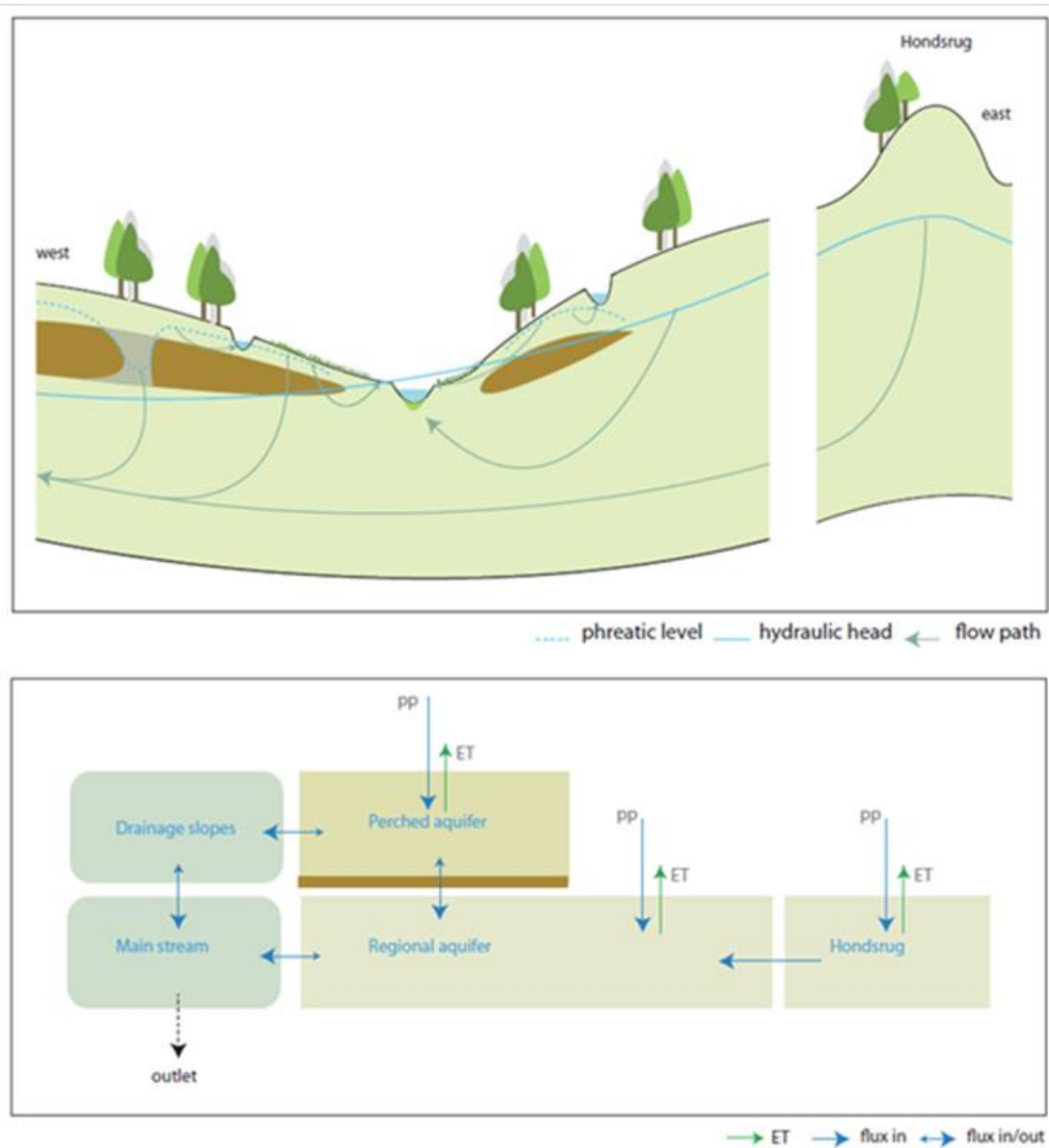
Op basis van de geohydrologische systeemanalyse is gebleken dat het grondwater in het gebied kan worden onderverdeeld in twee aquifer systemen en drie hydrologische zones (Figuur 4.20). De eerste hydrologische zone wordt gevormd door de vallei, waar kwel omstandigheden zich voordoen gedurende het hele jaar. De tweede en derde hydrologische zone worden gevormd door de oostelijke en westelijke flanken, van waaruit aanvulling van de hoofdwatervlooi en de regionale aquifer plaatsvindt. De twee watervoerende lagen worden

gevormd door de relatief dunne watervoerende laag boven ondiepe klei-afzettingen en de dikkere, regionale aquifer onder deze klei-afzettingen. Vanwege de ondiepe klei-afzettingen is de effectiviteit van maatregelen afhankelijk van de locatie waar ze worden uitgevoerd. Herstelmaatregelen in de vallei hebben een direct effect op de regionale aquifer, omdat hier de klei-afzettingen ontbreken. Wanneer grondwaterstanden en oppervlaktewaterpeilen hier veranderen, zal een ruimtelijk groter effect optreden dan wanneer de maatregel wordt toegepast op de flanken. Wanneer hier herstelmaatregelen worden toegepast blijft de impact waarschijnlijk lokaal.

Uit de modelstudie naar de uitgevoerde herstelwerkzaamheden is gebleken dat het afgraven van voedselrijke veengrond in het Holmers gebied waarschijnlijk heeft geresulteerd in een afname van de grondwaterdiepte, als gevolg van het verlagen van de bodemhoogte. De opslagcapaciteit van de onverzadigde zone is verminderd, wat heeft geleid tot een beperkte toename van de afvoerdynamiek. Het verwijderen van greppels en buisdrainage heeft geleid tot sterke veranderingen in de grondwaterstand en dalende debieten. Deze verlaging van de afvoer wordt veroorzaakt door de vermindering opkwellend grondwater vanuit de flanken naar de vallei. Ook het eventueel in de toekomst verwijderen van de stuw benedenstrooms van het Holmers-Halkenbroek gebied heeft het stek effect op de grondwaterstanden en de afvoerdynamiek. Het stuwpeil is relatief hoog ingesteld waardoor het verwijderen van de stuw een belangrijke invloed heeft op de waterpeilen in het gebied.

Uit de modelstudie van de geplande herstelwerkzaamheden is gebleken dat de omschakeling naar een meer natuurlijk loofbos op de flanken waarschijnlijk een beperkt effect heeft op het hydrologische systeem. De verwijdering van de drainage op het stroomgebied resulteerde lokaal in verhoogde grondwaterstanden, als gevolg van de invloed van de klei-afzettingen. Deze lokale veranderingen leiden, in ieder geval op korte termijn, niet tot grootschaligere effecten op grondwaterstand en afvoerdynamiek. Dit wordt veroorzaakt door de relatief diepe ligging van de grondwaterstanden op de flanken van het stroomgebied.

De resultaten van dit onderzoek hebben het inzicht in de effecten van verschillende beekherstelmaatregelen op de grondwaterstand en de afvoerdynamiek verbeterd. Gebleken is dat de grootte en de ruimtelijke omvang van effecten van maatregelen grotendeels worden bepaald door de geohydrologische karakteristieken van het stroomgebied. Ook laat de studie zien dat verschillende maatregelen elkaar teniet kunnen doen. Zo bleek het effect van verwijdering van drainage sterk beperkt te worden door de verhoging van het stuwpeil naar 14 m NAP. Het wordt daarom aangeraden om in de toekomst de effecten in te schatten op basis van een integrale gebiedsstudie inclusief een modelanalyse voordat de herstelmaatregelen worden uitgevoerd.



Figuur 4.20: Conceptueel model van het stroomgebied van de Holmers-Halkenbroek. Boven: doorsnede van het gebied met het geohydrologische systeem; onder: schematische weergave van regionale aquifer en schijngrondwaterstanden en de relaties met afvoer. De donkere kleur staat voor het voorkomen van bolder klei.

Figure 4.20: Conceptual model of the Holmers-Halkenbroek catchment area. Above: section of the area with the geohydrological system; Below: Schematic representation of regional aquifer and apparent water table, and the drainage relationships. The dark color represents the appearance of bolder clay.

Effect van herstelmaatregelen op afvoerdynamiek - bovenloopjes Dinkel

In het project Lowland groundwater-surface water interaction (LGSI) beslissingsondersteunend systeem (BOS) Dinkel zijn neerslag-afvoermodellen van het type LGSI ontwikkeld voor de deelstroomgebieden van de Dinkel stroomgebied. Het LGSI model concept en kenmerken van de Dinkel stroomgebied en de 'sub-stroomgebieden zijn uitvoerig beschreven in Van der Velde et al. (2009), Wanders et al. (2011) en Hendriks et al. (2014). De LGSI modellen van LGSI BOS Dinkel bleken geschikt voor het voorspellen van piekafvoeren in de Dinkel. Daarnaast zijn de modellen gericht op het voorspellen van lage afvoeren doordat de grondwatercomponent van de beekafvoer dynamisch wordt meegenomen in de modellering.

Om meer inzicht te krijgen in mogelijke toekomstige veranderingen in landgebruik in het Dinkel stroomgebied is een gevoeligheidsanalyse van de parameters van de LGSI

afvoermodellen uitgevoerd. Daarnaast is de herkomst van de beekafvoer (grondwater exfiltratie, afvoer via drainage, verzadigde oppervlakkige afvoer en hortanien overland flow) over de tijd in beeld gebracht. Deze analyses zijn uitgevoerd voor drie deelstroomgebieden van de Dinkel: de Springendalse beek, de Roelinksbeek en de Elsbeek.

De resultaten van de gevoeligheidsanalyse laten zien dat de afvoerdynamiek van alle drie de deelstroomgebieden sterk wordt beïnvloed door de diepe kwel flux, de doorlatendheid van de bodem en de drainagekenmerken (drainage dichtheid en diepte). De piekafvoer wordt voornamelijk gegenereerd door "hortanien overland flow" na neerslagperiodes, terwijl gedurende een groot deel van het jaar drainagewater het grootste deel van de totale afvoer vormt. Tijdens droge zomerperiodes, met een zeer lage afvoer, is al het water afkomstig van exfiltrerend grondwater.

Deze resultaten van de analyse suggereren dat de herkomst van de afvoer en de afvoerdynamiek kan worden beïnvloed door maatregelen die ook van invloed zijn op het grondwater van het deelstroomgebied: diepe kwel flux, doorlatendheid van de bodem en drainage eigenschappen. De verdeling van de herkomst van het afvoerwater over grondwaterexfiltratie, drainagewater en snelle afvoer speelt een belangrijke rol bij het veranderen van de dynamiek ontlading. Zo zal het terugbrengen van de drainagemiddelen zorgen voor een afname van deze relatief snelle afvoerroute van het grondwater. Verminderen van het verhard oppervlak en geërodeerde bodem (toename porositeit en permeabiliteit van de bodem) zorgt voor een afname van piekafvoer en meer infiltratie van regenwater naar het grondwater. Als gevolg van dit type maatregelen zullen de grondwaterstanden in delen van het gebied waarschijnlijk stijgen.

4.4.2 Herstelmaatregelen op de schaal van stroomgebieden

Twee referentiestudies zijn uitgevoerd op stroomgebiedsniveau. Voor de Regge is dit gedaan op basis van een analyse van (geo-)hydrologische meetreeksen en historische informatie over het gebied. De hoeveelheid beschikbare data van dit beekstelsel is uniek in Nederland. Uit de studie bleek dat er waarschijnlijk geen relatie bestaat tussen een klimaatrend en verandering van de afvoerdynamiek. Wel was er een duidelijke overeenkomst tussen stroomgebiedsbrede veranderingen in grondwaterstand en de afvoerdynamiek van de Regge. De data wijzen op een demping van de afvoerdynamiek en stijging van grondwaterstanden sinds het einde van de jaren '90 van de vorige eeuw, mogelijk als gevolg van verschillende maatregelen aan de morfologie van het beekstelsel en natuurherstelprojecten in delen van het stroomgebied. De modelstudie die is uitgevoerd voor het Peize stroomgebied laat zien dat verminderen van het dichte netwerk van ont- en afwatering de snelle afvoercomponent binnen het stroomgebied sterk verlaagd, waarschijnlijk met een gedempte afvoerdynamiek als gevolg. Lokale maatregelen of alleen het verwijderen van buisdrainage lijkt echter slechts een beperkt effect te hebben.

Potentiële effecten van integraal beekdalherstel - Peize stroomgebied

Voor het Peize stroomgebied is een modelstudie uitgevoerd naar de effecten van grootschalige aanpassingen in het stroomgebied op de afvoer. Een belangrijke conclusie van deze studie is dat in een systeem als het Peize-stroomgebied de afvoer voor het overgrote deel gevoed wordt vanuit het grondwater. In de loop van de tijd is in het stroomgebied een uitgebreid en gedetailleerd afvoersysteem aangelegd om het land geschikt te maken voor landbouw en bewoning. Dit heeft ertoe geleid dat de grondwaterstand is verlaagd doordat het versnelt afstroomt via drainage, greppels en gegraven watergangen in plaats van via verzadigde oppervlakkige afvoer (diffuse afvoersystemen). Een scenarioanalyse laat zien dat wanneer alle antropogene watergangen worden verwijderd, dit een groot effect heeft op de wijze waarop het grondwater tot afvoer komt. Alleen het verwijderen van buisdrainage heeft echter een beperkt effect op de afvoer en zal alleen lokaal leiden tot een toename van verzadigde oppervlakkige afvoer.

Wat met het beschikbare model niet meegenomen kon worden, zijn de effecten die optreden aan het oppervlak na de exfiltratie van het grondwater. Grondwater dat direct wordt gedraineerd en afgevoerd via waterlopen bereikt relatief snel het uitstroompunt van het Peize-stroomgebied. De snelheid waarmee verzadigde oppervlakkige afvoer de beek en het uitstroompunt van het Peize stroomgebied bereikt, is afhankelijk van meer factoren zoals de ruwheid van het oppervlak, vegetatie en bodemgesteldheid. Dit proces zal (veel) meer tijd in beslag nemen dan afvoer via waterlopen. Daarnaast is het mogelijk dat een deel van het water opnieuw infiltreert naar het grondwater of verdampt. Het effect van deze processen is de afvoerpieken in de beek worden verlaagd en uitgesmeerd over de tijd. Waarschijnlijk neemt hierdoor de basisafvoer toe. In deze studie was het helaas niet mogelijk om deze processen in een modelanalyse te vatten. In de studie "Evaluating the effect of stream restoration measures in the Holmers and Halkenbroek area" (Bijlage 5) en de studie "Sensitivity analysis discharge dynamics Dinkel catchment" (Bijlage 8 van dit rapport) is een dergelijke analyse wel in meer detail uitgevoerd.

Historische analyse van effect landgebruik en maatregelen op afvoerdynamiek Regge

Voor de Regge is een historische analyse uitgevoerd waarbij meetreeksen van klimaat, afvoer en grondwater zijn geanalyseerd over de periode 1956 tot en met 2003. Omdat meetgegevens van de afvoer van de Regge beschikbaar waren voor de periode 1956-1985 en 1990-2003, is de analyse uitgevoerd voor deze twee periodes. Daarnaast is een analyse uitgevoerd van de veranderingen in landgebruik en aanpassingen aan watergangen in het stroomgebied vanaf het begin van de twintigste eeuw. De veranderingen in afvoer en grondwaterstand is gerelateerd aan deze veranderingen.

Deze studie laat zien dat de tijdens beide periodes de afvoerdynamiek afnam en de "base flow index" toenam. Tijdens de eerste periode (1956-1985) wordt deze verandering voornamelijk veroorzaakt door een daling van de hoge afvoeren (Q5 en Q25), terwijl in de tweede periode (1990-2003) deze verandering is vooral wordt veroorzaakt door een toename van de lage afvoeren (Q95 en Q75). Neerslag toonde geen significante trend voor zowel de analyse periodes, terwijl verdamping een stijging laat zien in de tweede periode (1990-2003). Deze beperkte verandering van meteorologische omstandigheden wordt bevestigd door de afwezigheid van significante veranderingen in gemiddelde afvoer.

Aangezien de belangrijkste trends in de afvoerdynamiek op lange termijn waarschijnlijk niet veroorzaakt door meteorologische veranderingen, moeten er andere oorzaken zijn. De toename van lage afvoeren (Q95 en Q75) in de tweede periode (1990-2003) zijn in overeenstemming met de stijging van grondwaterstanden over deze periode. Daarnaast is het mogelijk dat de daling van de hoge afvoeren in de eerste periode (1956-1985) een relatie heeft met de verlaging van de grondwaterstand in deze periode: lage grondwaterstanden zorgen voor een toename van de bergingscapaciteit in het gebied.

De e-flow parameters, stroomdynamiek en grondwaterstanden zijn waarschijnlijk sterk beïnvloed door de grootschalige veranderingen in het stroomgebied. De grootste toename van de afvoerdynamiek ten gevolge van landgebruiksveranderingen (toename van piekafvoeren en afname van basisafvoer) is waarschijnlijk opgetreden tijdens de eerste helft van de twintigste eeuw, voordat de afvoer en het grondwater werden geregistreerd. Daarnaast werd een groot deel van de grondwaterstanddaling hoogstwaarschijnlijk veroorzaakt door het gecombineerde effect van grondwater voor drinkwater, industrie en irrigatie (1970-2003) en ruilverkaveling (1965-1985). De significante veranderingen in de grondwaterstand (toename) en lage stromen (toename) in de tweede periode (1990-2003) kan worden gekoppeld aan natuurherstelprojecten die sinds de jaren 1990 in het stroomgebied zijn gerealiseerd. Tijdens deze studie kon geen direct causaal verband tussen de re-naturalisatie en geohydrologische veranderingen worden aangetoond. Echter, er zijn geen andere significante klimatologische of landgebruiksveranderingen gevonden die een dergelijke omslag in de geohydrologische toestand van het stroomgebied hebben kunnen veroorzaken.

4.5 Verandering afvoerdynamiek in pilotgebieden

4.5.1 Inleiding en methode

Voor vier stroomgebieden is de verandering in de afvoerdynamiek geanalyseerd op basis van beschikbare afvoermetingen bij het uitstroompunt van de waterloop: het stroomgebied van de Regge, het Holmers-Halkenbroek, de Geeserstream en Peize.

Voor deze gebieden is een analyse gedaan van de veranderingen in afvoerdynamiek. Dit is gedaan door het berekenen van afvoercharacteristieken voor de verschillende jaren waarover meetgegevens beschikbaar waren. Hierbij is uitgegaan van "Qxx"-waarden als afvoerparameters: basisafvoer (Q95), lage afvoer (Q75), hoge afvoer (Q25) en piekafvoer (Q5). De afvoerparameter "Q25" betekent bijvoorbeeld dat de afvoer gedurende 25% van het jaar hoger was dan de betreffende waarde. Een stijgende "Q25" door de tijd geeft dus een stijging van het aandeel aan hoge afvoeren. Naast de "Qxx" afvoerparameters, is de een index voor het aandeel van de basisafvoer berekend voor ieder jaar met afvoermetingen. Dit is als volgt gedaan:

$$\text{Base Flow Index (BFI)} = Q95/Q_{\text{gemiddeld}}$$

De lengte van de afvoermeetreeksen varieert en voor alle gebieden geldt dat er gaten zitten in de meetreeksen. Jaren waarbij voor minder dan 292 dagen (80% van het jaar) metingen beschikbaar waren, zijn niet meegenomen in de analyse. Tabel 4.5 geeft een overzicht van de jaren waarover de afvoerparameters zijn berekend voor de verschillende stroomgebieden. Vanwege de relatief korte meetreeksen was het niet mogelijk om significante trends in de afvoerdynamiek aan te tonen. De analyse geeft daarom vooral een eerste indruk van veranderingen in de afvoerdynamiek, die mogelijk kunnen doorzetten in de toekomst. Daarnaast valt de verandering van de afvoerdynamiek niet voor alle stroomgebieden binnen de meetperiode (zie Tabel 4.5). Zo is zijn er geen afvoermetingen beschikbaar van voor de maatregelen (nulmeting) in de stroomgebieden van de Holmers-Halkenbroek en de Geeserstream. Hierdoor kan niet met zekerheid worden vastgesteld of de veranderingen in afvoerdynamiek het gevolg zijn van de maatregelen in het stroomgebied.

Tabel 4.5: Overzicht van periodes waarover afvoermetingen beschikbaar zijn en periode waarin de maatregelen in beekdal en/of stroomgebied zijn uitgevoerd.

Table 4.5: Overview of periods available for discharge measurements and periods during which the measures in the stream valley or catchment area have been carried out.

Stroomgebied	meetlocatie	> 80% afvoermetingen		periode maatregelen in beekdal/ stroomgebied
		aantal jaar	jaren	
Regge	Linderbeekstuw	12	1991-2002	jaren '90
Holmers	Halkenbroek	7	2001-2003, 2008, 2010-2012	2000-2007, 2008, 2012-2013
Geeserstream	Zwinderen	7	2008-2014	2005
Peize	Alteveerstuw	8	2004-2009, 2011-2012	2008-2009, 2011-2013

4.5.2 Resultaten

De Regge en de Holmers-Halkenbroek vertonen beiden een afname van de afvoerdynamiek door een toename van lage afvoeren/basisafvoer (Figuur 4.21-Figuur 4.25; Tabel 4.6.). De Geeserstream laat een toename van de afvoerdynamiek zien, veroorzaakt door een afname van lage afvoeren/basisafvoer en een toename van hoge afvoeren/piekafvoeren (Figuur 4.21-Figuur 4.25; Tabel 4.6.). De metingen laten ook zien dat er in 5 van 7 jaren op tenminste 14 dagen in het jaar geen water over de afvoermeetstuw stroomt, waardoor de waarde voor de basisafvoer (Q95) in deze jaren op nul uitkomt. De ogenschijnlijke toename wordt vooral veroorzaakt door de lage waarnemingen in het jaar 2008 voor hoge en piekafvoer (Figuur 4.21-Figuur 4.25; Tabel 4.6.). Voor de Geeserstream is nog geen harde

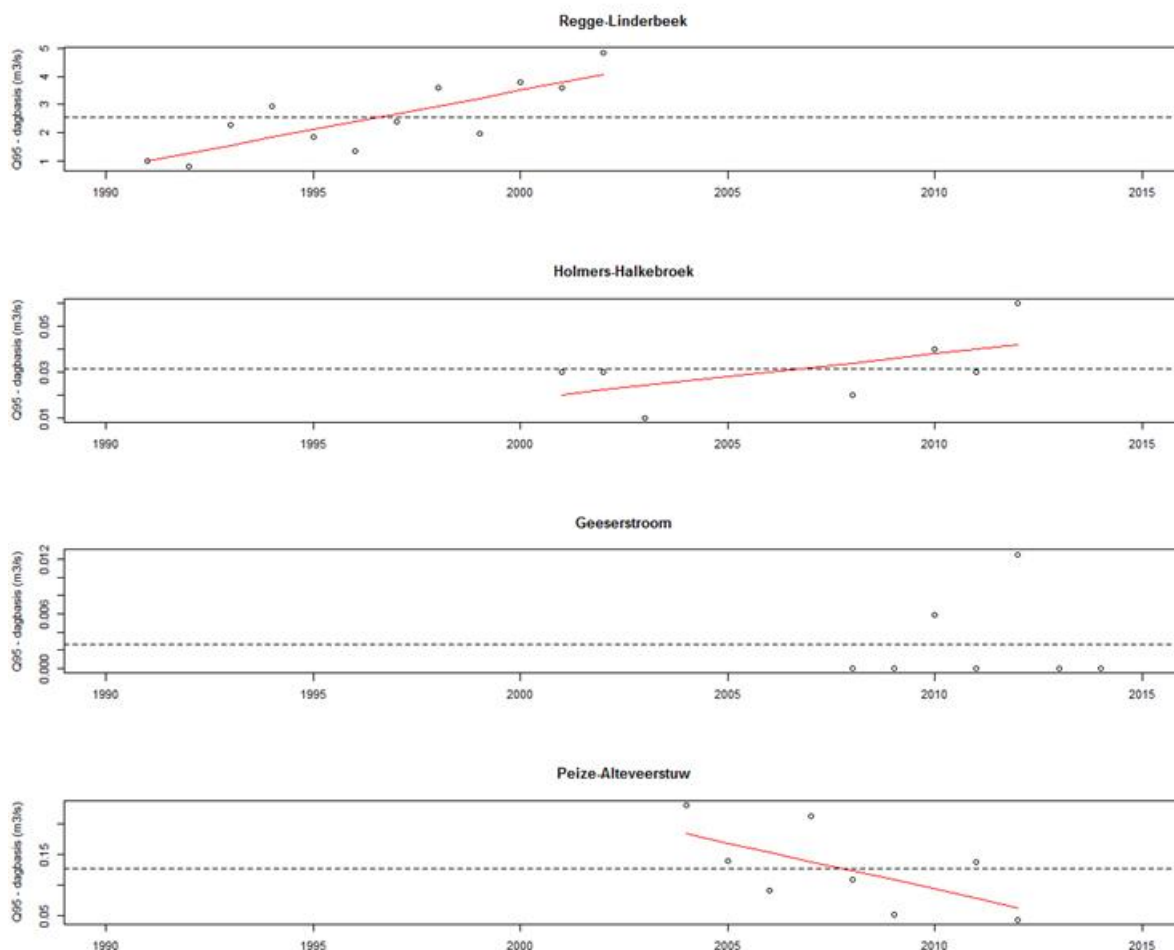
conclusie te trekken omdat de variatie in de waarnemingen samen met het beperkt aantal meetjaren een waarneming in de trend moeilijk maken.

Ondanks dat de hoge afvoeren en piekafvoeren afnemen in het Peize stroomgebied, vertoont de afvoer een toename van de dynamiek als gevolg van een relatief sterke afname van lage afvoeren/basisafvoer (Figuur 4.21-Figuur 4.25; Tabel 4.6.).

Tabel 4.6: Samenvatting van de afvoerdynamiek van vier stroomgebieden op basis van de beschikbaar meetreeksen. Sterke toename "++", toename "+", (ongeveer) gelijkblijvend "0", afname "-" en sterke afname "--".

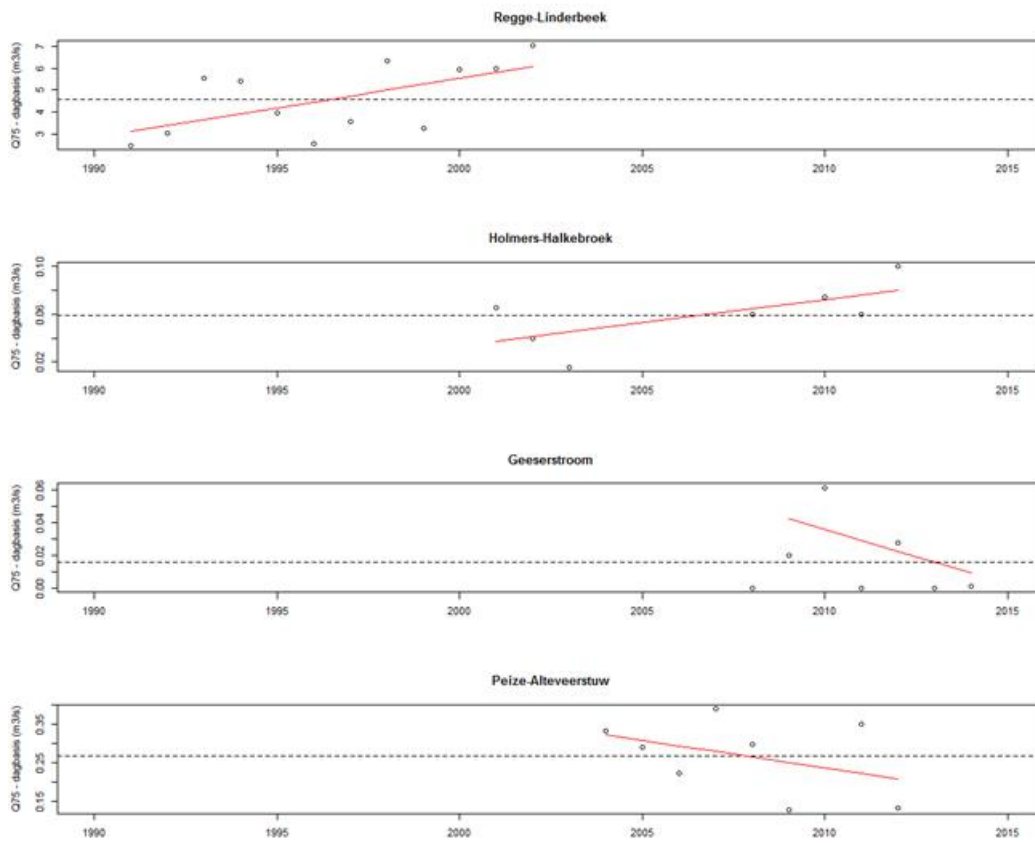
Table 4.6: Summary of discharge dynamics in the four studied catchments based on available data series. Strong increase "++", increase "+", (about) equal "0", decrease "-" and strong decrease "--".

Stroomgebied	Q95	Q75	Q25	Q5	BFI
Regge	++	++	0	0	++
Holmers	+	++	0	0	+
Geeserstroam	stuw droog	--	++	++	stuw droog
Peize	--	-	--	-	--

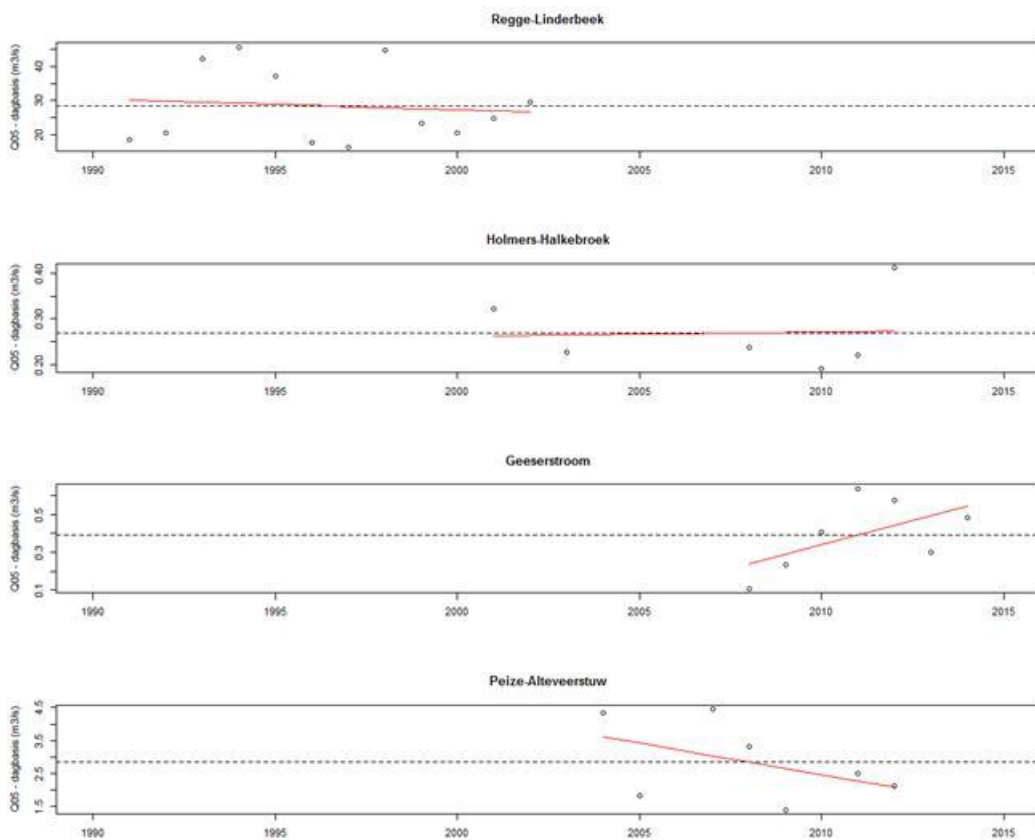


Figuur 4.21: Verandering van de basisafvoer (Q95) in de vier stroomgebieden.

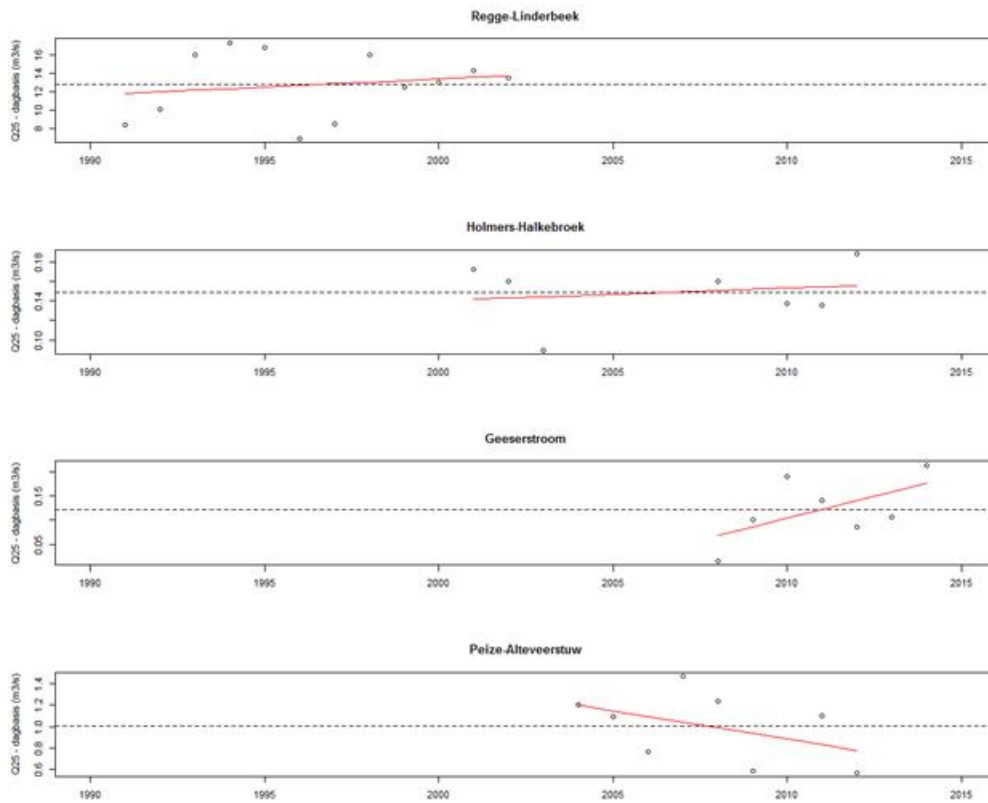
Figure 4.21: Changes in base flow (Q95) in the four catchments.



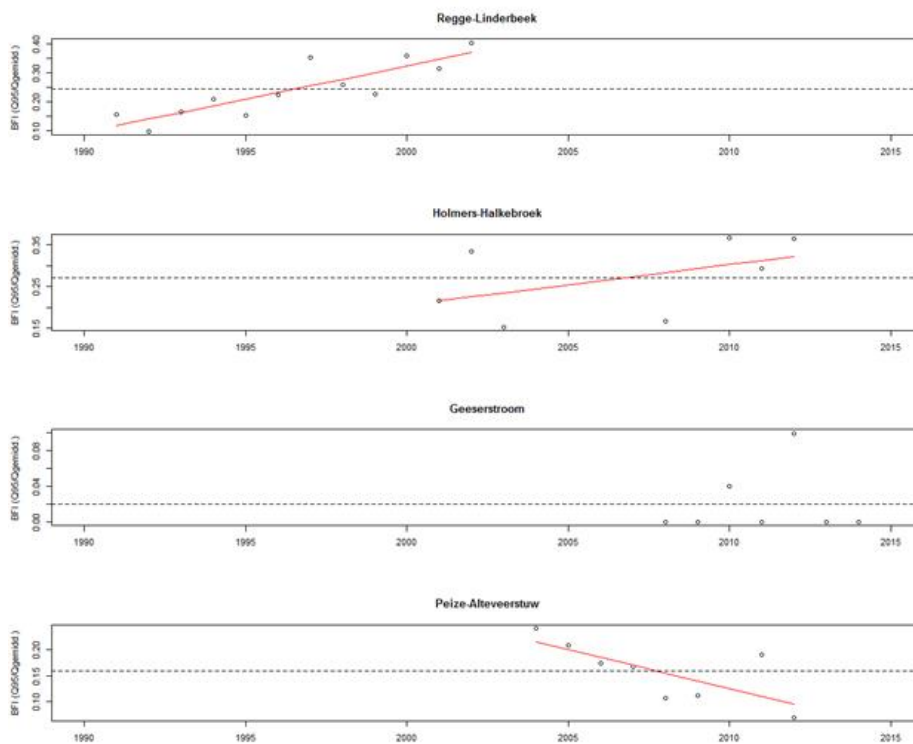
Figuur 4.22: Verandering van de lage afvoeren (Q75) in de vier stroomgebieden. Figure 4.22: Changes in low flow (Q75) in the four



Figuur 4.23: Verandering van de hoge afvoeren (Q25) in de vier stroomgebieden. Figure 4.23: Changes in high flow (Q25) in the four catchments.



*Figuur 4.24: Verandering van de piekafvoeren (Q5) in de vier stroomgebieden.
Figure 4.24: Changes in peak flow (Q5) in the four catchments.*



*Figuur 4.25: Verandering van de BFI in de vier stroomgebieden.
Figure 4.25: Changes in base flow index (BFI) in the four catchments.*

4.6 Conclusies afvoerdynamiek

De afgelopen eeuwen zijn veel veranderingen aangebracht in het Nederlandse beekdallandschap, zowel aan waterlopen als aan het landgebruik en de morfologie van hele stroomgebieden. Deze veranderingen hebben de geohydrologische situatie van stroomgebieden en de morfologie van waterlopen ingrijpend veranderd.

Uit het onderzoek uitgevoerd tijdens dit project is gebleken dat langzaam stromende Nederlandse beken op zand voor een groot deel gevoed worden vanuit het grondwater. Om de afvoerdynamiek te dempen zullen, naast aanpassingen aan de morfologie en begroeiing van de waterloop, ook maatregelen moeten worden genomen die samenhangen met het grondwatersysteem. Belangrijk daarbij is dat voor dit type beken maatregelen genomen worden op de schaal van het grondwatersysteem, dat wil zeggen het in het volledige (deel)stroomgebied. Maatregelen in een klein deel van het gebied of alleen in of langs de beek, kunnen lokaal een gunstig effect hebben op de omstandigheden voor natuur. Echter, het is maar zeer beperkt mogelijk om de afvoerdynamiek te dempen door het nemen van lokale maatregelen.

Het terugdraaien (herstellen) van een deel van de in het verleden genomen maatregelen heeft in niet altijd het gewenste effect op de afvoerdynamiek en kan zelfs ongewenste effecten opleveren. Zo kan het verhogen van grondwaterstanden tot hogere piekafvoeren leiden als de dichtheid aan oppervlaktewaterlichamen en het areaal aan erosief terrein en verhard oppervlak niet wordt teruggebracht. In de pilot Holmers-Halkenbroek bleek dat de effecten van het verwijderen van drainage sterk beperkt worden door de verhoging van het stuwpeil bij het uitstroompunt van het stroomgebied. In alle delen van het watersysteem (onder- en bovengronds) moet de bergingscapaciteit worden vergroot, zodat neerslag en piekbuien kunnen worden opgevangen in bovenstroomse delen van het gebied en een groter deel van het water infiltreert naar het diepe grondwater. Hierdoor kunnen piekafvoeren afnemen en wordt het grondwater aangevuld, waardoor de basisafvoer toeneemt. Piekafvoeren kunnen verder verlaagd worden door het nemen van maatregelen aan de morfologie en vegetatie in waterlopen. In de pilot Geeserstroom is hiervoor een aanzet gegeven alleen zijn er nog te weinig meetgegevens om eenduidige gekwantificeerde conclusies te trekken. Om de jaarlijkse hoeveelheid beschikbaar water gelijkmatiger tot afvoer te laten komen, is het van belang verschillende maatregelen op een slimme manier te combineren. In de pilot Regge zagen we dat een groot aantal hermeanderingenprojecten op kleine schaal wel effecten laten zien op grote stroomgebiedsschaal terwijl op de kleinere schaal van de pilot Peize het tegendeel bleek.

Aangeraden wordt om bij beekdalherstel met als doel de demping van de afvoerdynamiek, het volledige stroomgebied te beschouwen. Een systeemanalyse van een gebied kan in beeld brengen welke aspecten in een specifiek gebied de grootste invloed hebben op de afvoerdynamiek. Daarbij is het zinvol aspecten die te maken hebben met het grondwatersysteem (bv. regionale geohydrologie, grondwateronttrekkingen) te onderzoeken en daarnaast aspecten als beekmorfologie, stuwing van waterlopen, vegetatie in waterlopen en landgebruikaspecten (bv. verdamping van gewassen, erosiegevoelige beheer, (half-)verhard oppervlak, drainagedichtheid) mee te nemen. Op basis van een dergelijke systeemanalyse, eventueel aangevuld met een modelstudie, kan een strategie bepaald worden voor het nemen van effectieve maatregelen. In de meeste gevallen zal deze strategie een stroomgebiedsbrede aanpak vergen. Het vergroten van de infiltratiecapaciteit door het verminderen van de oppervlakkige en ondiepe drainagenetwerken staan hierbij centraal!

5 Herstel diffuse afvoersystemen

5.1 Inleiding

Beekherstel is tot nu sterk gericht geweest op herstel van datgene wat wij in de afgelopen eeuw als natuurlijke beken zijn gaan beschouwen, dat wil zeggen meanderende beeklopen met een zandige bodem die worden begeleid door vochtige beekdalgraslanden en rivierbegeleidende bossen. Dat beeld wordt sterk bepaald door de situatie van rond 1950, dus vóór de grootschalige ingrepen waarbij beken zijn rechtgetrokken en genormaliseerd. Echter ook vóór 1950 waren beken en beekdalen al sterk beïnvloed door de mens, onder meer door verleggen van beeklopen of graven van nieuwe 'beeklopen' in moerassige gebieden met gebrekkige afwatering. Veel van onze huidige beken liggen op plekken waar van nature geen meanderende beken kunnen voorkomen, omdat het verhang en de stroomsnelheid te gering zijn om te leiden tot de daarvoor benodigde erosie en sedimentatie. In plaats daarvan kwamen meer diffuse afvoersystemen voor, waar afvoer voor een groot gedeelte van het jaar oppervlakkig plaatsvindt door moerassige laagtes waarin niet altijd een duidelijke stroomgeul was te herkennen.

Zoals aangegeven in het voorgaande hoofdstuk biedt herstel van dergelijke diffuse afvoersystemen de mogelijkheid om de afvoer van water te dempen en te zorgen voor meer gelijkmatige afvoer in benedenstroomse gebieden. Maar herstel van diffuse afvoersystemen biedt óók de mogelijkheid om een systeemtypen te herstellen die uit ons land al lang geleden zijn verdwenen en die een belangrijke bijdrage kunnen leveren aan biodiversiteit van het beekdallandschap. Dat leidt tot de vraag hoe diffuse afvoersystemen er in een meer natuurlijke situatie uit zien en hoe ze functioneren.

Hoofdvragen waarop in dit hoofdstuk zal worden ingegaan zijn:

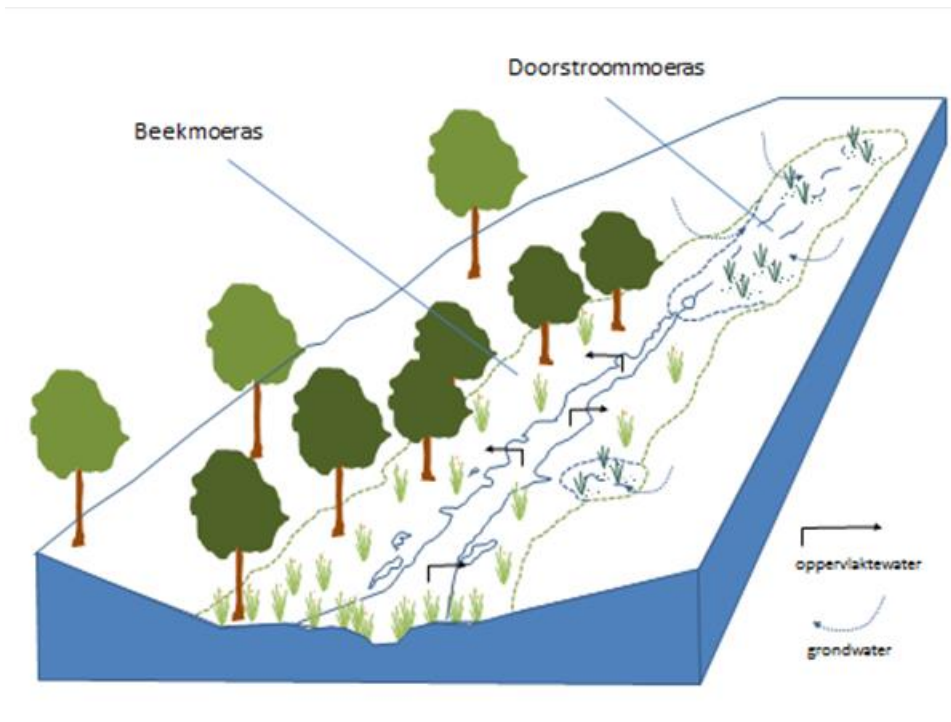
- Hoe zien diffuse afvoersystemen er uit in een meer natuurlijke situatie en welke aanvulling kunnen ze bieden op bestaande biodiversiteit in Nederland?
- Waar liggen potenties voor ontwikkeling van soortenrijke diffuse afvoersystemen?

Daarbij is een diffuus afvoersysteem gedefinieerd als:

'Een afvoersysteem waarin water een aanzienlijk deel van het jaar over maaiveld stroomt maar dusdanig ondiep dat het voor een belangrijk deel uit (semi)terrestrische vegetatie bestaat en waarin niet altijd een duidelijke stroomgeul vaak ontbreekt.'

Voor de beantwoording van bovenstaande vragen is gebruik gemaakt van literatuur over historische en geografische referentiesituaties. Ook is gebruik gemaakt van de ervaringen in een tweetal pilotprojecten gericht op herstel diffuse afvoersystemen, te weten de Geeserstream (Bijlage 2) en de Holmers (Bijlage 3). Voor beantwoording van de tweede vraag is mede gebruik gemaakt van de resultaten van een workshop met vertegenwoordigers van waterschappen en terreinbeheerders, waarin ze zijn gevraagd aan te geven waar naar hun inschatting binnen hun beheergebied kansen liggen voor de ontwikkeling van diffuse afvoersystemen (Bijlage 1).

Bij de beschrijving van diffuse afvoersystemen zal conform de indeling uit hoofdstuk 2 onderscheid worden gemaakt tussen grond- en oppervlaktewater gevoede systemen. Deze zullen worden aangeduid als respectievelijk doorstroommoeras en beekmoeras (Figuur 5.1). De daarbij behorende veentypen zullen worden aangeduid doorstroomveen en overstromingsveen (Tabel 5.1).



Figuur 5.1: Indeling diffuse afvoersystemen naar herkomst water (Verdonschot et al. 2016).
 Figure 5.1: Classification of diffuse drainage systems based on water origin (Verdonschot et al. 2016).

Tabel 5.1: Onderscheid binnen diffuse afvoersystemen en bijbehorende veentypen naar herkomst water.

Table 5.1: Discriminating characteristics of diffuse drainage systems and related peat types based on water origin.

	Voeding	
	grondwater	oppervlaktewater (+grondwater)
hydrologisch systeemtype	doorstroommoeras	beekmoeras
bijbehorend veentype	doorstroomveen	overstromingsveen

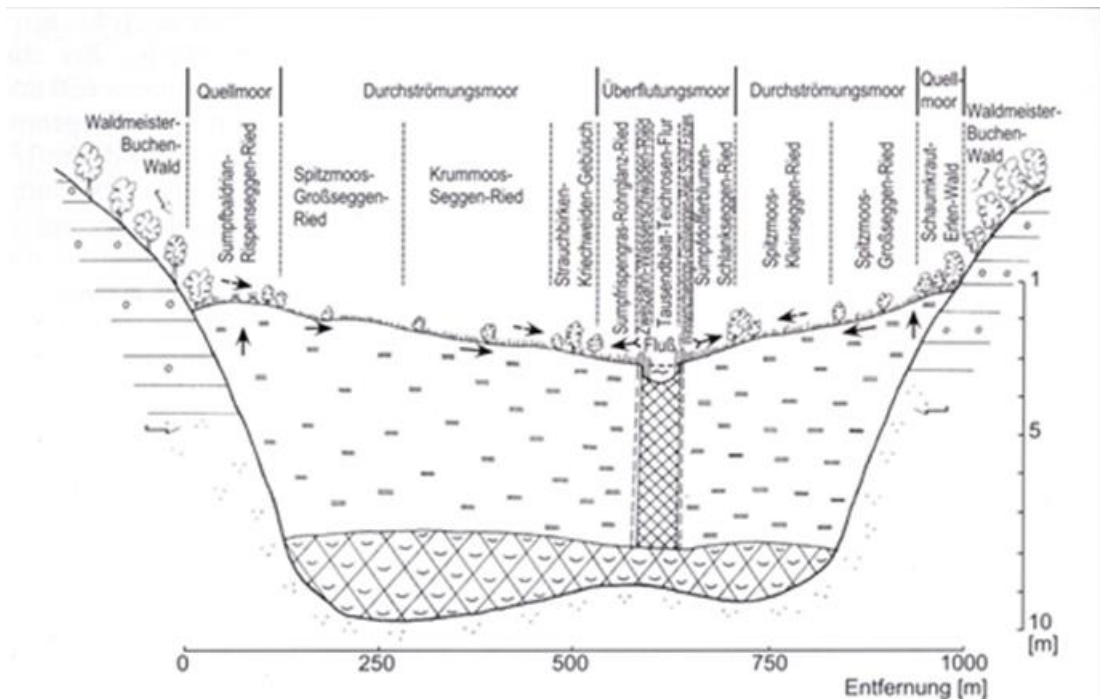
5.2 Vegetatiesamenstelling diffuse afvoersystemen in relatie tot hydrologie

De vegetatiesamenstelling van diffuse afvoersystemen hangt sterk af van de landschappelijke ligging en de daarmee samenhangend verschillen in waterdynamiek en watersamenstelling. Omdat ongestoorde diffuse afvoersystemen in Nederland niet meer voorkomen zijn we voor de beschrijving afhankelijk van voorbeelden uit het buitenland, onder meer uit Oost-Duitsland en Polen. Daarbij gebruiken we de indeling uit het overzicht van veenvormende systemen door Succow & Joosten (2001) als uitgangspunt.

Van de door Succow en Joosten onderscheiden veenvormende systemen zijn vooral doorstroomvenen en -moerassen¹ (Durchströmingsmoore) en overstromingsvenen en -

¹ 'Moor' kan zowel moeras als veen betekenen. In het werk van Succow en Joosten wordt de nadruk op het functioneren van veensystemen gelegd maar omdat we in deze studie ook (of juist) zijn geïnteresseerd zijn in de voorgaande ontwikkelingsstadia met water- en moerasvegetaties zal in dit *Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit*

moerassen (Überflutungsmoore) relevant als referentie voor diffuse afvoersystemen in onze beekdalen. Het belangrijkste onderscheid tussen beiden is de herkomst van het water: overstromingsmoerassen worden vooral gevoed door oppervlaktewater, doorstrommoerassen door grondwater. Figuur 5.2 geeft de landschappelijke ligging van beide typen moerassen/venen aan de hand van een ideaaltypisch voorbeeld voor een beekdal in het morenelandschap in Noordoost-Duitsland.



Figuur 5.2: Voorbeeld doorstromveen in beekdal Oost-Duitsland (Succow & Joosten 2001).
 Figure 5.2: Example of a flow through peat marsh in stream valley in Eastern Germany (Succow & Joosten 2001).

Kenmerk voor *doorstrommoerassen* is een permanente doorstroming met grondwater en een hoge grondwaterstand. Dergelijke situaties ontstaan op plekken waar door erosie in het verleden een freatisch pakket is 'aangesneden' met als gevolg een sterke grondwateraanvoer vanuit het aanliggende freatische pakket. Succow noemt voor Oost-Duitse doorstromvenen een toestroming vanuit aangrenzende grondmorenes variërend van 0,7 tot 3 m water per dag per meter dal lengte.

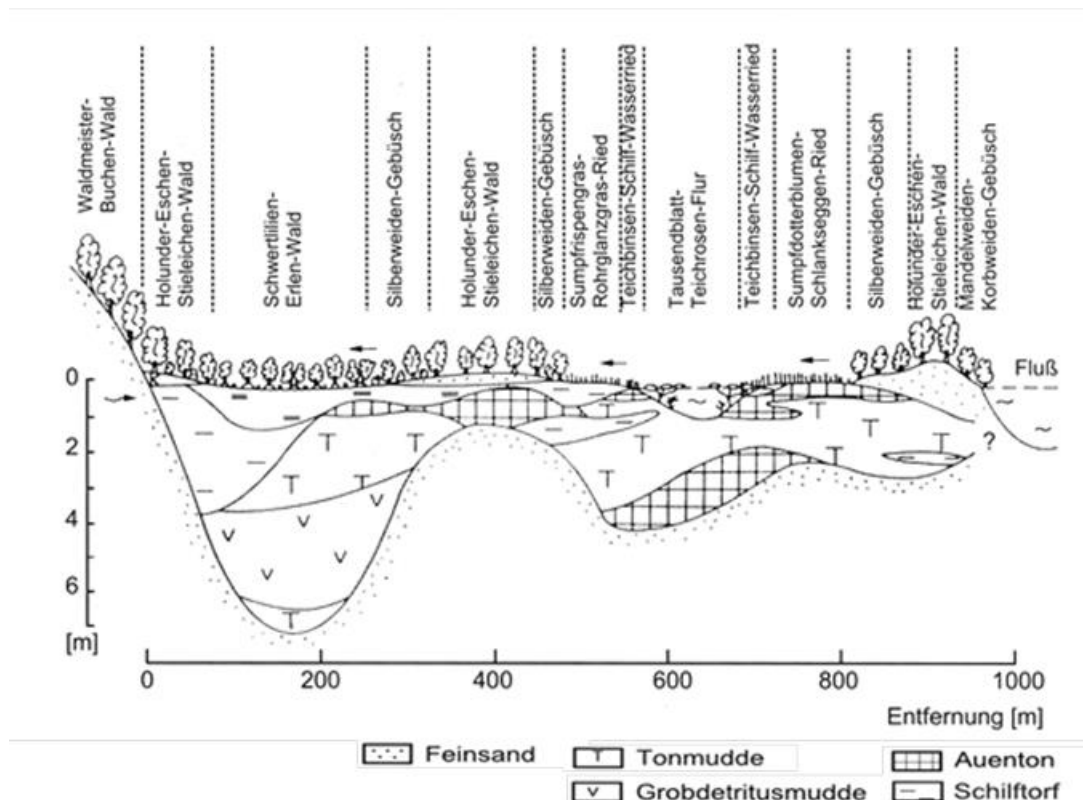
Na een eerste verlandingsfase met riet, galigaan, snavelzegge en paardenstaarten ontwikkelen zich in doorstrommoerassen mesotrofe zeggenvenen gedomineerd door kleine zeggenvegetaties met onder meer snavelzegge, slijkzegge, ronde zegge en diverse soorten 'Braunmoose' (vaak bruin gekleurde slaamossen uit onder meer de geslachten *Campyllum*, *Calliergon*, *Drepanocladus*, *Scorpidium* en *Hamatocaulis* die kenmerkend zijn voor voedselarm gebufferd water). Andere kenmerkende soorten zijn volgens Succow moerasvaren en waterdrieblad. Onder invloed van het toestromende grondwater kunnen zich dikke veenpakketten ontwikkelen. Op het moment dat het veenpakket zich verheft boven het niveau van het freatische grondwater in de omgeving stopt de grondwateraanvoer en ontstaan regenwater gevoede vegetaties gedomineerd door veenmossen. Als gevolg van de permanent natte omstandigheden treedt van nature geen bosontwikkeling op.

hoofdstuk ook vaak de bredere term 'moeras' worden gebruikt, dat zowel het eindstadium (veen) als het beginstadium (moeras) van de successie kan omvatten.

Doorstroommoerassen en -venen kunnen zowel ontstaan in afvoerloze laagtes als in zijdalen en langs de randen van beekdalen. Kenmerkend voor deze laatste situatie is een verhang van beekdalrand naar beek, die samenhangt met het verhang in grondwaterstand (Figuur 5.2). Doorstroomvenen komen in Oost-Duitsland en Polen relatief veel voor in periglaciale morenegebieden, maar meestal in gedegradeerde vorm. Grotere oppervlakten aan relatief ongestoorde doorstroomvenen komen voor in Wit-Rusland, bijvoorbeeld als onderdeel van de Prypjat-moerassen (Joosten et al. 2012).

In de ontwikkeling van een doorstroommoeras verandert het type afvoer. In het beginstadium, waarin nog weinig of geen veenvorming heeft plaatsgevonden, stroomt het uittredende grondwater geheel oppervlakkig af. In een doorstroomveen stroomt nog steeds een deel van het uittredende grondwater oppervlakkig af via slenken en geulen aan het veenoppervlak (zie pijlen in Figuur 5.2), maar neemt de invloed van grondwaterafvoer toe, al dan niet door de veenlaag of de minerale ondergrond.

In Figuur 5.2 wordt ook nog een *kwelmoeras* (Quellmoor) aan de dalrand aangegeven, dat zich van een doorstroommoeras onderscheid doordat voeding met grondwater vooral plaats vindt door opkwellend grondwater, terwijl in het doorstroomveen vooral sprake is van grondwater dat oppervlakkig door en over de bovenste veenlaag heen stroomt. Het onderscheid tussen beide systemen is gradueel, en mede afhankelijk van de mate van veenvorming: door veenvorming kan een kwelmoeras veranderen in een doorstroomveen.



Figuur 5.3: Voorbeeld overstroomingsmoeras langs de Oder (Succow & Joosten 2001).
 Figure 5.3: Example of an inundation marsh along the river Oder (Succow & Joosten 2001).

Overstroomingsmoerassen in de beekdalen hebben als gevolg van doorstroming en overstrooming met oppervlaktewater een veel voedselrijker karakter dan de grondwater gevoede doorstroommoerassen. In de door Succow beschreven voorbeelden gaat het om dalen met een duidelijke beek- of rivierloop, waarin bij lage waterpeilen oppervlakkige uitdroging kan optreden. Dit wordt genoemd als reden waarom in de Auen-Überflutungsmoore slechts een dunne laag relatief sterk omgezet broekveen ontstaat. Zoals in de volgende paragraaf zal worden beschreven kwamen in onze huidige beekdalen in het verleden echter niet altijd duidelijke beeklopen voor, en was de afvoer veel gelijkmatiger dan

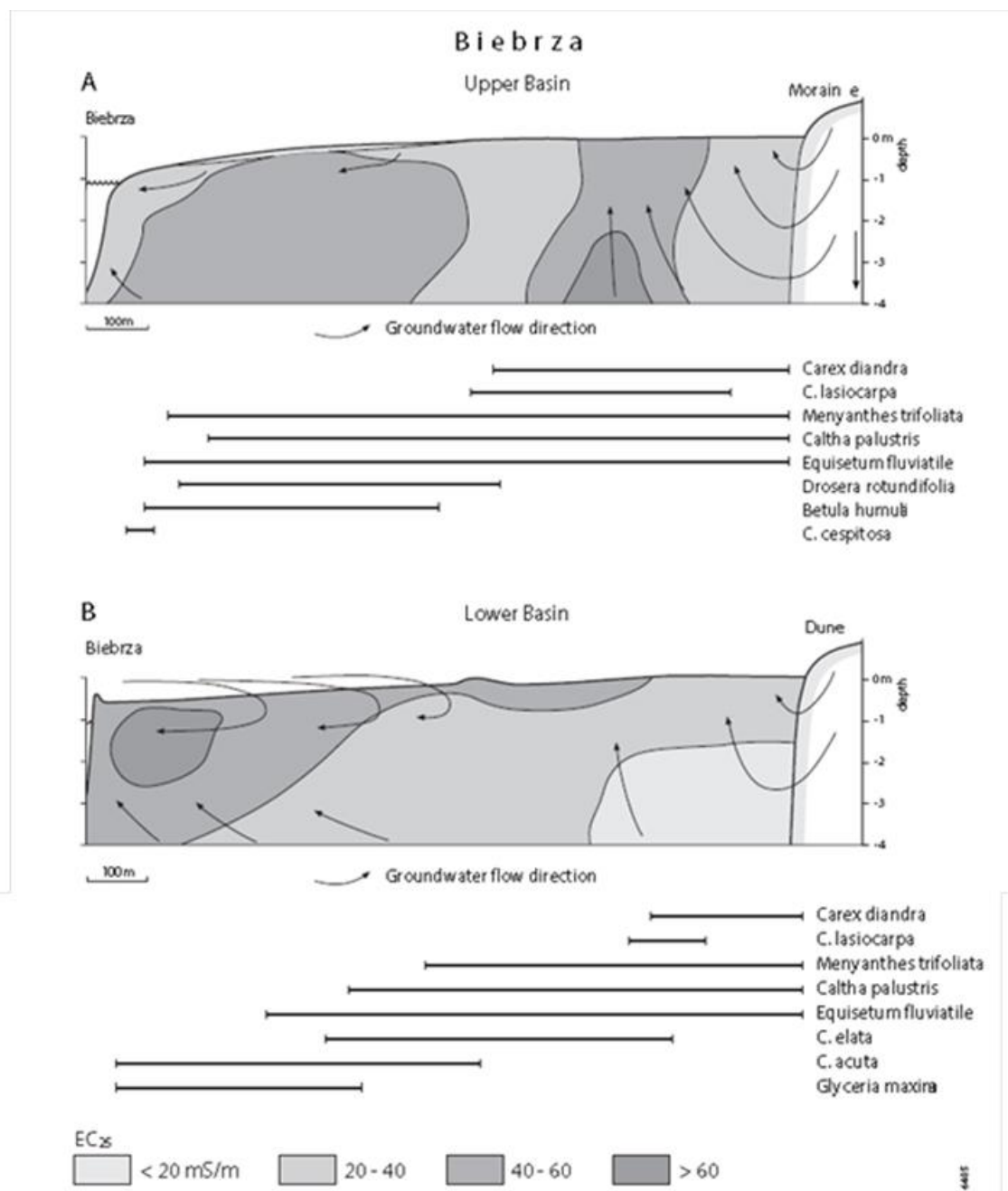
nu het geval is. Daarmee waren de voorwaarden voor veenvorming veel gunstiger dan in onze huidige beekdalen het geval is en ontstonden lokaal wel dikkere veenpakketten.

In de praktijk is de overgang tussen doorstroom- en overstromingsmoerassen gradueel en komen beide typen vaak gemengd voor. Doorstroommoerassen komen van nature voor in het voedingsgebied van beken, op de plekken waar grondwater uittreedt maar afvoer nog onvoldoende is voor de vorming van duidelijke waterlopen. Maar ook kunnen ze aan de randen van beekdalen voorkomen op plekken waar grondwater uittreedt. Een voorbeeld vormt de Biebrza in Oost-Polen, door Bootsma et al. (2000) gebruikt als hydrologische referentie voor Nederlandse beeksystemen als de Drentse Aa. Waar het rivierdal van de Biebrza in de benedenloop grotendeels bestaat uit overstromingsvlakte met voedselminnende moerasvegetaties (grote zeggenvegetaties) (Figuur 5.4), komen in de middenloop en bovenloop aan de randen van het dal en in zijdalletjes grondwater gevoede veensystemen voor die worden gedomineerd door kleine-zeggenvegetaties (Wassen et al. 1990, 1996, 2006).

Opvallend is dat de zone met minerotrofe vegetaties (kleine-zeggenvegetaties met *Carex diandra* en *C. lasiocarpa*) zich veel verder uitstrekt vanaf de dalrand dan alleen op basis van kwel zou worden verwacht. Van Loon et al. (2009) laten op basis van hydrologische modellering zien dat een dergelijk patroon alleen verklaard kan worden op basis van oppervlakkige doorstroming van het veen. In het model (met cellen van 50 x 50 m) is daarbij uitgegaan van een 3 dm dikke toplaag van het veen met een hoge doorlatendheid. Op microschaal zal de horizontale doorstroming binnen de 50 x 50 m cellen uit het model waarschijnlijk voor een belangrijke deel plaatsvinden middels oppervlakkige afvoer door slenken, waarbij water dat op de ene plek 'exfiltreert' op een andere plek weer 'infiltreert'. De woorden infiltreren en exfiltreren staan hier tussen aanhalingstekens omdat het grotendeels gaat om vrijwel horizontale stroming door een systeem waarin onderscheid tussen bodem, plantengroei en oppervlaktewater nauwelijks te maken is: het gaat hier echt om een diffuus afvoersysteem!

Een voorbeeld van een slenk in het door van Loon gemodelleerde doorstroomveen in het Biebrzadal bij Lipsk is te zien in Figuur 5.5 (rechts). Ter vergelijking wordt in het linker deel ook een zich ontwikkelende doorstroommoeras in pilotgebied de Holmers getoond (voor beschrijving pilotgebied zie Bijlage 3).

Door Bleuten et al. (2006) wordt voor een doorstroomveen langs de Ob een soortgelijk patroon beschreven als voor de Biebrza, waarbij het veen aan de voet van een helling wordt gevoed door grondwater dat vervolgens oppervlakkig over het veen afstroomt richting de rivier. Transport vindt volgens de auteurs vooral plaats door water dat over de oppervlakte van het veen tussen wortels en groene delen van planten doorstroomt. Dit wijst op een geringe doorlatendheid van het onderliggende veen. Bij hoogveen de doorlatendheid van de onderliggende veen, het catotelm, zeer gering is in vergelijking met de bovenste veenlaag, het acrotelm (5 tot 6 decimale grootteordes kleiner; Hoag & Price 1995). Over doorlatendheidsverschillen in doorstroomveen is minder bekend. Drexler et al. (1999) geven voor een klein doorstroomveen in de staat New York aan dat de doorlatendheid binnen het veenprofiel van 2,5 m slechts weinig varieert (hooguit één decimale grootteorde) waarbij juist de toplaag (0-0,5 m) relatief slecht doorlatend is.



Figuur 5.4: Dwarsdoorsneden door rivierdal Biebrza (Polen) met in bovenloop (bovenste figuur) vooral grondwater gevoede systemen en in benedenloop (onderste figuur) combinatie van grondwater gevoede systemen langs de dalrand en oppervlaktewater gevoede systemen dicht bij de rivier (Wassen et al. 2006).

Figure 5.4: Cross-sections through the valley of the river Biebrza (Poland) with in the upper course (upper figure), especially, groundwater-fed systems and lower course (bottom figure) a combination of groundwater-fed systems along the edge of the valley and surface water fed systems closer to the river (Wassen et al. 2006).



*Figuur 5.5 Slenk met Holpijp (*Equisetum fluviatile*) en Plat blaasjeskruid (*Utricularia intermedia*) in doorstroomveen bij Lipsk. Ter vergelijking, links vegetatie met Snavelzegge (*Carex rostrata*) en Loos Blaasjeskruid (*Utricularia australis*) in zich ontwikkelend doorstroommoeras in pilotgebied de Holmers (Drente).*

*Figure 5.5: Slope with water horsetail (*Equisetum fluviatile*) and flatleaf bladderwort (*Utricularia intermedia*) in a flow through marsh near Lipsk. For comparison, left-hand a vegetation with bottle sedgel (*Carex rostrata*) and aquatic bladderwort (*Utricularia australis*) in the early stage of developing flow through marsh in the Holmers (Drente) pilot study area.*

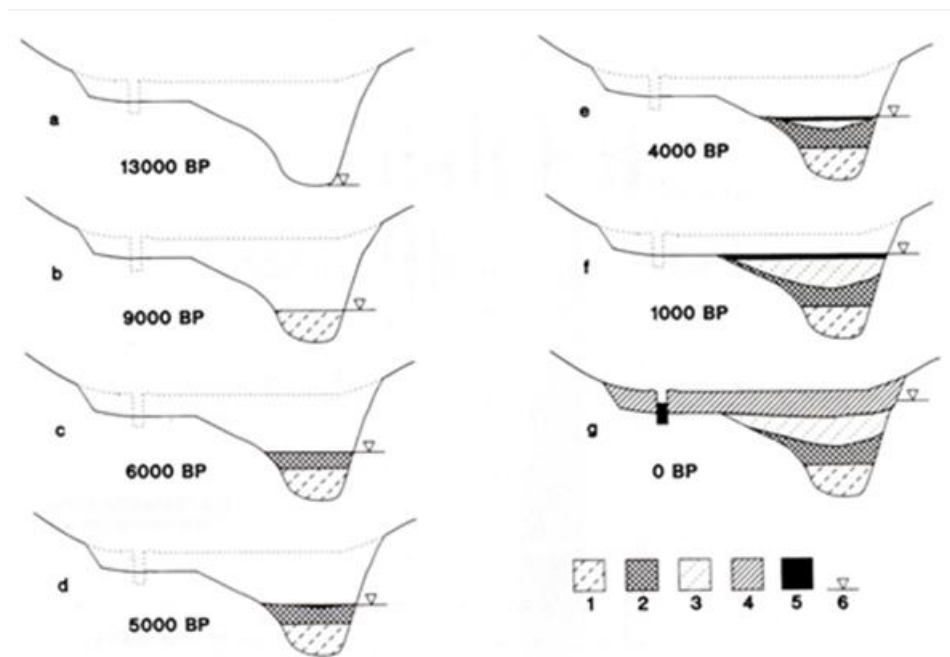
5.3 Historisch voorkomen diffuse afvoersystemen

Historische reconstructies laten zien dat diffuse afvoersystemen in de vorm van moerassen en venen een belangrijke rol hebben gespeeld in de waterafvoer vanuit de hoger gelegen zandgebieden, en dat meanderende beken die we nu als typerend beschouwen voor onze beekdalgebieden pas vrij laat in de evolutie van onze beekdalsystemen zijn ontstaan. Het tijdstip waarop de veenvorming in de beekdalen stopte en een overgang plaats vond naar meanderende beeksystemen met veel erosie en sedimentatie verschilt per gebied, van 5000 jaar geleden in Vlaanderen tot 300 jaar geleden in het oosten van de Verenigde Staten. Ontginning lijkt een belangrijke rol te hebben gespeeld in deze overgang, gezien het feit dat het moment dat de veenvorming stopt en meanderende beekdalsystemen ontstonden ook binnen een zelfde klimaatzone van gebied tot gebied sterk verschilt. Klimatologische verschillen hebben waarschijnlijk ook een rol gespeeld, maar dan mogelijk meer als 'trigger' die zorgde voor sterkere afvoer van water en sediment in gebieden die door ontginning al gevoeliger waren geworden voor erosie (Foster et al. 1999).

Onze beekdalen waren kort na de ijstijd vooral begroeid met moerasbos en moeras waarin niet altijd een duidelijke beekloop te herkennen was. De meanderende beken zoals we die nu in Nederland kennen zijn waarschijnlijk pas vrij recent ontstaan onder invloed van de mens. Huybrechts en Verbruggen (1994) geven een beeld van de ontstaansgeschiedenis van de in Vlaanderen voorkomende kleinere rivieren en beken dat waarschijnlijk ook voor een groot deel van de Noord-Brabantse beken representatief is. De Vlaamse rivieren en beken zijn, net als veel Nederlandse beken, ontstaan in dalen die zijn gevormd aan het einde van de laatste ijstijd. Als gevolg van verdwijnen van de permafrost trad toen een sterke erosie op die leidde tot het ontstaan van vele meters diep ingesneden 'paleovalleien' die in de daaropvolgende periode deels weer zijn opgevuld met sediment (Figuur 5.6).

Aan het begin van het Holoceen, ca. 10.000 jaar geleden, ontstond onder de invloed van een gematigd oceanisch klimaat een dichte bosvegetatie en nam de erosie en sedimentatie sterk af. Er ontstond een stabiel rivierregime met een beperkte oppervlakkige afwatering en een belangrijke voeding via vertraagde grondwaterafvoer. Beeklopen en rivieren waren niet langer als zodanig herkenbaar, in plaats daarvan was sprake van een diffuus afwateringssysteem. Door de permanent natte moerassige omstandigheden konden zich in de dalen veen vormen. De vegetatie werd aanvankelijk gedomineerd door wilgen, vanaf ca. 6.500 jaar geleden (BP) werd de Els (*Alnus glutinosa*) de dominante soort. Vanaf het einde van het Atlanticum (ca. 5.000 BP) nam de invloed van de mens toe. Volgens Huybrechts en Verbruggen was het kappen van bos een belangrijke oorzaak voor de sinds die periode toegenomen vernatting en hernieuwde erosie en sedimentatie.

Op het Noord-Nederlandse keileemplateau is de veenvorming veel langer doorgegaan dan in Zuid-Nederland. Volgens Makaske et al. (2015) vond in het beekdal van de Drentse Aa veenvorming plaats tot in de Middeleeuwen. Dat hangt waarschijnlijk samen met de late ontginning van het gebied in vergelijking met Zuid-Nederland. Het veen in het beekdal van de Drentse Aa bestaat uit een afwisseling van broekveen en zeggenveen, wijzend op een afwisseling in tijd en ruimte van broekbossen en open zeggenvegetaties. Volgens de auteurs kwamen in de boven- en middenloop van de Drentse Aa vooral grondwater gevoede doorstroomvenen voor, naar de benedenloop overgaande in overstromingsmoerassen gedomineerd door grassen, grote zeggen en moerasbos. In het veenprofiel komen ook zandige veenlagen en zandlagen voor die wijzen op de aanwezigheid van vroegere stroomgeulen. Door de lage stromingsenergie kwam echter geen meandervorming op gang en bleven de stroomgeulen beperkt tot smalle door veen begrensde stroomgeulen.



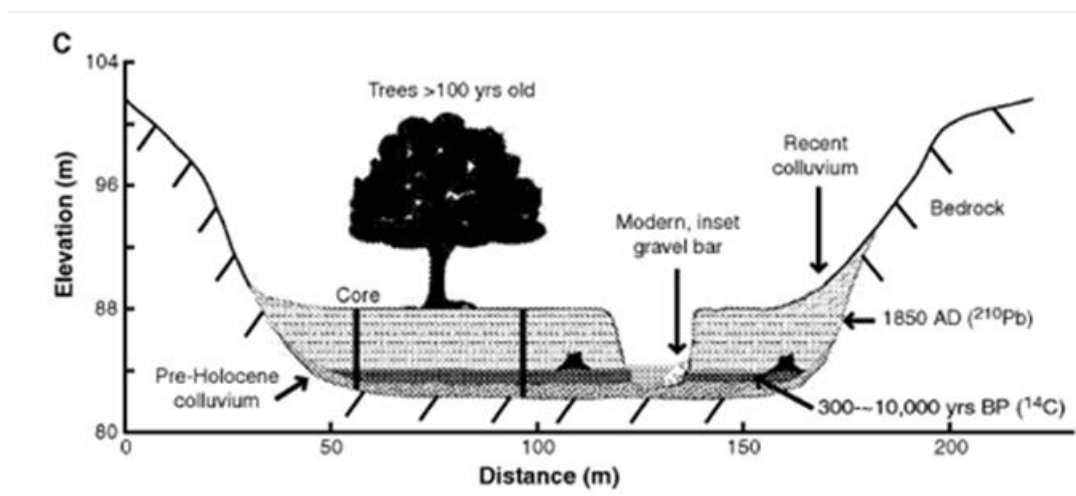
Figuur 5.6: Ontwikkeling van het rivierlandschap van de Markvlakte (Huybrechts & Verbruggen 1994). 1 zandige leem, 2 veen, 3 klei, 4 leem, 5 water. Gestippeld: huidige maaiveld.

Figure 5.6: Development of the river Mark landscape (Huybrechts & Verbruggen 1994). 1 sandy loam, 2 peat, 3 clay, 4 loam, 5 water. Dotted: current ground level.

Door Dirx (1998) wordt voor het Reestdal een soortgelijke ontwikkeling beschreven. Na de ijstijd, in het boreaal, verloor de Reest haar vlechtende karakter en begon de beek te meanderen. Vanaf het Subboreaal trad sterke veenvorming op en stopte de meandering weer. In de bovenloop ontstonden hoogveencomplexen en werd de waterafvoer sterk gedempt. Elzenbroeken maakten plaats voor berkenbroeken doordat het systeem meer regenwaterafhankelijk werd. In de middenloop en benedenloop verdronken de elzenbroeken

door de stagnerende afvoer als gevolg van veenvorming rond Giethoorn en Wannerperveen. In plaats daarvan ontstond een mozaïek van elzenbroeken en zeggenmoerassen, met de elzenbroeken vooral direct langs de geultjes waar nog enige ontwatering plaatsvond. Pas in de middeleeuwen wordt het beekdal enigszins ontwaterd om het als hooiland te kunnen gebruiken. Daarmee stopt de veenvorming. Doordat ook de venen in het stroomgebied werden ontgonnen, eerst voor boekweitbrandcultuur en later (vanaf de zeventiende eeuw) voor turfwinning, komen er weer piekafvoeren en kan opnieuw enige meandering en vorming van oeverwallen gaan optreden.

In het oostelijk deel van de Verenigde Staten (Maryland, Pennsylvania) is de veenvorming in de rivier- en beekdalen veel langer voortgegaan dan in West-Europa. Walter & Merritts (2008) geven aan dat tussen 10.000 en 300 jaar geleden sprake was van vrij stabiele omstandigheden. Op basis van de laagopbouw, aanwezige plantenresten en de beschrijvingen door de eerste kolonisten concluderen ze dat er sprake was van brede moerassige vlaktes gedomineerd door elzenbroekbos met daarin smalle (<1m) vlechtende stroompjes en ketens van poelen met regelmatige 'overbank flow'. De aanleg van dammen door bevers heeft mogelijk bijgedragen aan het moerassige karakter van de beekdalen en het ontbreken van duidelijke stroomgeulen.



Figuur 5.7: Geschematiseerde ontwikkeling beekdalen in het oostelijk deel van de Verenigde Staten (Walter & Merritts 2008).

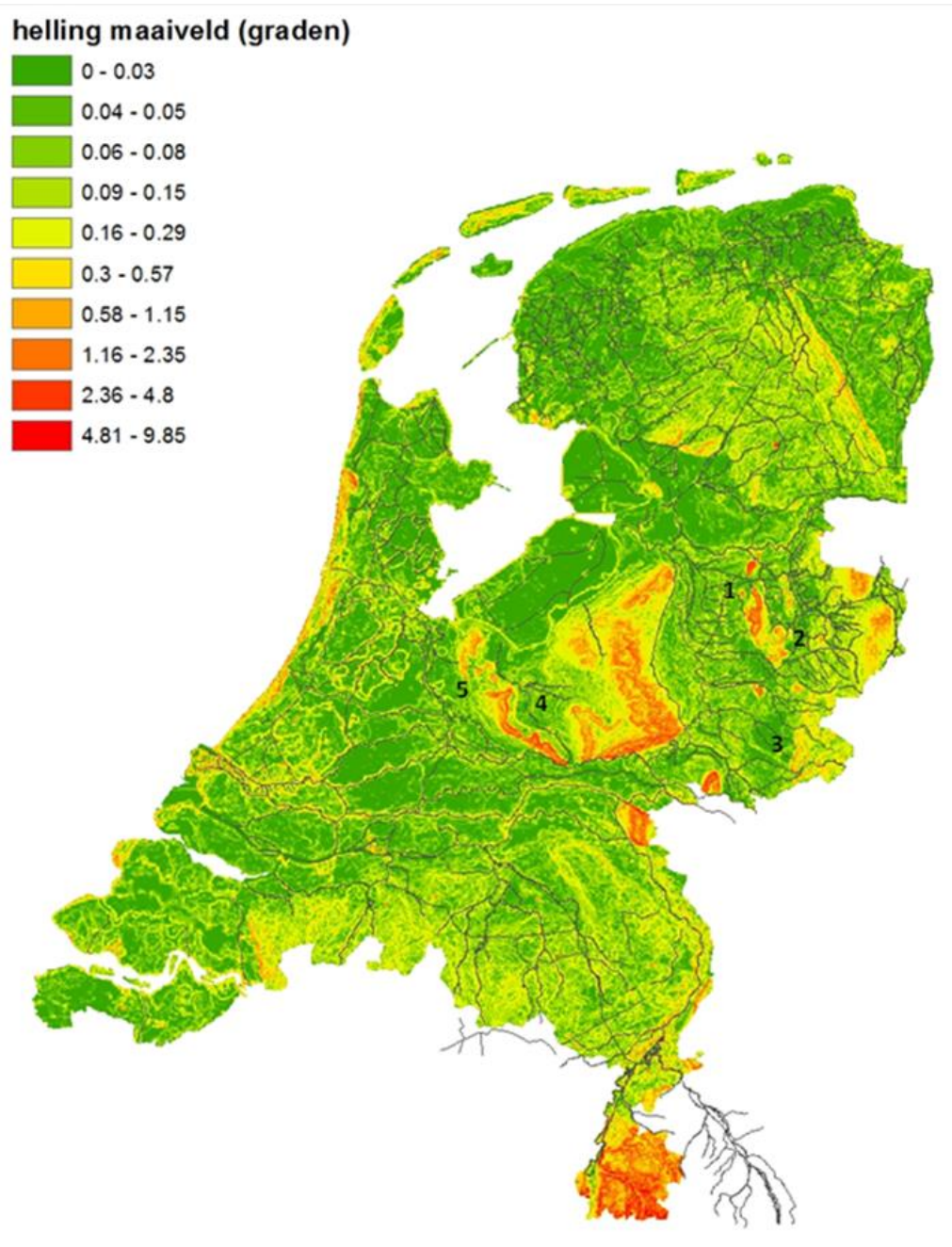
Figure 5.7: Scheme of development of stream valleys in the eastern part of the United States (Walter & Merritts 2008).

Dit beeld veranderde drastisch als gevolg van ontbossing en de aanleg van dammen ten behoeve van watermolens. In eerste instantie werden er achter de dammen grote hoeveelheden sediment afgezet. Nadat de dammen in onbruik raakten trad een sterke insnijding plaats van de beeklopen in het recent gevormde sediment (Figuur 2). Opvallend is dat veenvorming hier ook plaats vond in vrij sterk hellende gebieden. Het verhang in de onderzochte beken/beekdalen wordt door Walter & Merritts beschreven als 'moderate', maar is met een verhang van 1 tot 4 meter per kilometer voor Nederlandse begrippen hoog.

Naast de kleinere doorstroomvenen in de flanken en bovenlopen van beken kwamen vooral in Midden- en Oost-Nederland tot in het recente verleden (tot ongeveer halverwege de vorige eeuw) in vlakke gebieden aan de voet van stuwwallen en plateau's ook uitgestrekte veengebieden voor die zijn ontstaan onder de invloed van opkwellend grondwater, en die tenminste ten dele het karakter moeten hebben gehad van doorstroomvenen zoals beschreven in paragraaf 5.2 (Figuur 5.8).

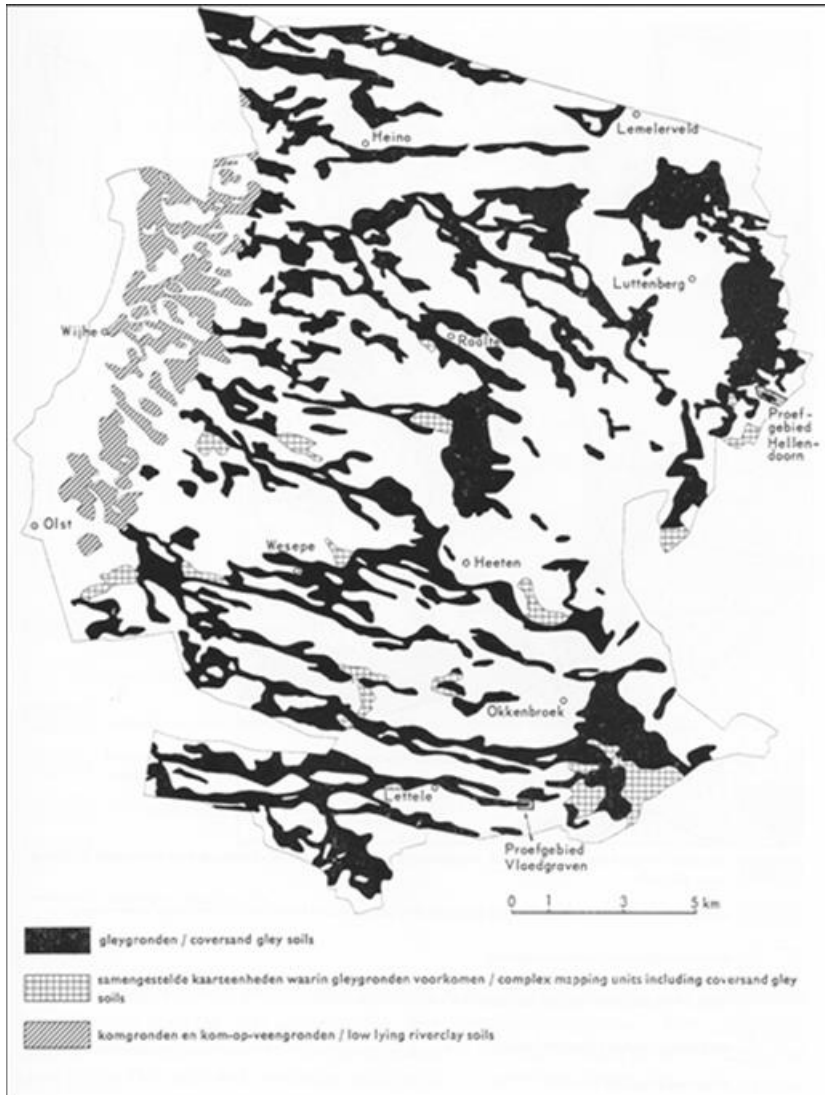
Zo lagen rond 1850 ten westen van de Sallandse Heuvelrug rondom Luttenberg nog een aantal grote moerasgebieden (Schandbroek, De Brand, Dalmsholte en Hellendoorns broek) die tenminste voor een deel uit doorstroomveen moeten hebben bestaan (Runhaar et al. 2011) (gebied 1 in Figuur 5.8). Pas met de aanleg van het Overijssels kanaal in 1855 kon het gebied voldoende worden ontwaterd om deze gebieden te ontginnen. In hoeverre deze

leken op de doorstroomvenen zoals beschreven in Succow & Joosten (2012) is niet duidelijk, daarvoor zijn de historische beschrijvingen te summier. Grotere door baserijk grondwater gevoede venen kwamen ook voor aan de oostzijde van de Sallandse Heuvelrug en aan weerszijden van de stuwwal van Rijsen (gebied 2 in Figuur 5.8), waaronder de Enterven en het Elzenerveld (Runhaar, et al. 2003).



Figuur 5.8: Indeling van Nederland naar helling van het maaiveld (graden). Uitgestrekte grondwater gevoede (doorstroom)venen kwamen in het verleden vooral voor in vlakke gebieden aan de voet van stuwwallen en plateau's. Nummers geven gebieden besproken in tekst.

Figure 5.8: Classification of the Netherlands according to ground level slope (degrees). Extensive groundwater-fed (flow-through) peatlands have occurred in the past in flat areas at the foot of ice-pulled ridges and plateaus. Numbers indicate areas in text.



Figuur 5.9: Verspreiding beekerdgronden ('gleygronden') in Salland (Knibbe 1969).
Figure 5.9: Distribution of sandy hydroearth soil ('gleisoil') in Salland (Knibbe 1969).

Behalve in de moerasgebieden aan de flanken van Sallandse Heuvelrug kwamen doorstroomvenen waarschijnlijk ook voor in de vele in oost-west richting naar het IJsseldal aflopende dalvormige laagtes die kenmerkend zijn voor Salland. De laagtes worden gekenmerkt door het voorkomen van beekerdgronden, een bodemtype dat ontstaat onder invloed van kwel met ijzerrijk grondwater (Figuur 5.9). De laagtes liggen tussen dekzandruggen die zijn gevormd onder invloed van overheersende westenwinden in de ontstaansperiode. Volgens Spek et al. (2010) bestond de begroeiing van de dalvormige dekzandlaagtes uit een afwisseling van natte broekbossen en open moerasvegetaties. Op plekken waar het water stagneerde en regenwaterlenzen konden ontstaan hebben zich daarnaast een aantal hoogveengebiedjes kunnen ontwikkelen. In de laagtes kwamen geen waterlopen voor, maar in natte perioden heeft waarschijnlijk wel oppervlakkige afvoer plaatsgevonden door en over het aanwezige veen. De laagtes zijn al de late middeleeuwen ontwaterd door de aanleg van weteringen die het water afvoeren naar de IJssel (Spek et al. 1996).

In de Achterhoek kwamen door grondwater gevoede venen voor aan de voet van de Oost-Nederlands Plateau tussen Aalten en Groenlo (gebied 3 in Figuur 5.8), waaronder het Aaltense Goor. Aan de oostzijde van de Utrechtse Heuvelrug kwamen grondwater gevoede venen voor in het westelijk deel van het Vechtplassengebied (gebied 4 in Figuur 5.8) (Van Loon et al. 2009b), en aan de oostflank in het zuidelijk deel van de Gelderse Vallei (gebied 5 in Figuur 5.8). Maar ook in andere delen van Nederland moeten soortgelijke grondwater

gevoede venen hebben gelegen, bijvoorbeeld aan de randen van het Drents-Friese plateau en aan de voet van oude Maasterrassen in midden-Limburg.

5.4 Betekenis voor natuurbehoud en mogelijkheden voor ontwikkeling

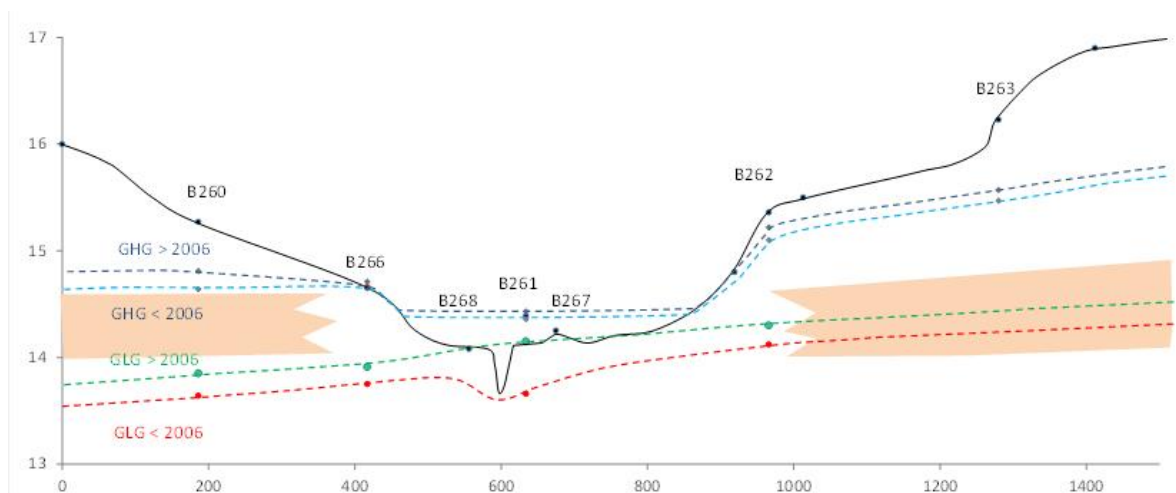
In hoeverre diffuse afvoersystemen zijn te herstellen en in welke mate herstel bijdraagt aan vergroting van de biodiversiteit verschilt per type systeem en per gebied.

Grondwater gevoede *doorstroommoerassen* zijn potentieel zeer waardevol voor het natuurbehoud. Dat hangt niet alleen samen met de grote diversiteit binnen doorstroommoerassen, maar ook met het feit dat ze vrijwel geheel uit Noordwest-Europa zijn verdwenen en soorten daardoor zeer zeldzaam zijn geworden. Dat verklaart het grote aantal op Nederlandse en/of Europese schaal bedreigde plantensoorten dat voor dit systeemtype kenmerkend is.

Dat ze zo sterk zijn achteruitgegaan hangt samen met hun grote gevoeligheid voor ontwatering. Herstel van grootschalige systemen zoals die in Salland en in de Achterhoek ooit voorkwamen is dan ook niet erg reëel. Het gaat om grote gebieden (tientallen vierkante kilometers) met een goed doorlatende ondergrond waar zelfs een beperkte ontwatering al een sterk drainerend effect heeft en leidt tot het verdwijnen van de benodigde grondwatervoeding. Waar wel goede mogelijkheden liggen voor herstel van doorstroommoerassen is in de bovenlopen van beken, en dan vooral op plekken waar ooit een beekloop is gegraven om grondwater gevoede moerasgebieden te ontwateren. Het voorbeeld van de *Holmers* (Figuur 5.10) laat zien dat het mogelijk is door verondieping van de beekloop, dempen van sloten in de omgeving en het stuwen van de waterpeilen op de overgang naar het agrarische natuurgebied mogelijk is een situatie te creëren die qua hydrologie veel lijkt op de beschrijving van een doorstroommoeras/doorstroomveen in Succow & Joosten. Belangrijk is dat hier door een constante grondwateraanvoer een permanent natte en gebufferde situatie is geschapen. Als gevolg daarvan treedt geen verdere successie op richting moerasstruweel en moerasbos, en zijn de omstandigheden gunstig voor het ontstaan van kleine zeggenvegetaties en de vorming van zeggenveen.

Het zal lang niet overal mogelijk zijn om de voor vorming van mesotrofe doorstroomvenen optimale hydrologische omstandigheden te creëren. De beperkte gronddruk in Drenthe heeft ongetwijfeld bijgedragen aan het succes van het herstelproject in de Holmers. De inventarisatie van herstelprojecten (Bijlage 1) laat zien dat het (in de rest) van Nederland ook kansen liggen om maatregelen te nemen die nodig zijn om goed ontwikkelde, mogelijk slechts dynamische, eutrofe doorstroommoerassen te ontwikkelen. Toch is op veel plaatsen hydrologische winst te behalen.

Vaak is het niet mogelijk om ontwatering in en rond het gebied voldoende te verminderen omdat afwatering afgestemd dient te blijven op landbouwgronden die liggen binnen het beoogde projectgebied maar niet konden worden aangekocht of geruild. Dat was bijvoorbeeld een reden waarom de beoogde ontwikkeling van een diffuus afvoersysteem in het gebied Sang en Goorkens niet mogelijk bleef en ambities noodzakelijkerwijs zijn bijgesteld tot ontwikkeling van grondwater gevoede blauwgraslanden en broekbossen. Op kleinere schaal lijken voldoende mogelijkheden te liggen voor de ontwikkeling van kleine grondwater gevoede veentjes, zoals in de Strijper Aa en een deel van de Geeserstream (Bijlage 2, Bijlage 4).



Figuur 5.10 Grondwaterstandsverloop in dwarstransect Holmers op basis peilbuisgegevens. GHG en GLG aangegeven in situatie voor en na opzetten stuwpeil begin 2006. In roze is bij benadering ligging keileem aangegeven. Verdere toelichting in bijlage 3.

Figure 5.10: Cross-sectional patterns of groundwater flow in the Holmers. GHG and GLG indicated in situation before and after water level raise at the beginning of 2006. In pink, approximate location of boulder clay. Further explanation see Annex 3.

Zoals aangegeven in paragraaf 5.3 is veenvorming in de beekdalen al lang geleden gestopt. Daarmee zijn echter vegetaties en soorten die kenmerkend zijn voor beekmoerassen met bijbehorende overstromingsvenen niet of slechts gedeeltelijk uit ons land verdwenen. In de Nederlandse beekdalen komen verspreid over Nederland op kwel gevoede plekken nog kleine oppervlakten aan natte dotterbloemhooilanden en grote-zeggenvegetaties voor waarin soorten die kenmerkend zijn voor natuurlijke beekdalen zich hebben kunnen handhaven. Langs de Drentse Aa, Reest, Overijsselse Vecht en de Dommel komen op kleine schaal nog dotterbloemhooilanden en grote-zeggenvegetaties voor die regelmatig overstromen met beekwater en qua waterregime en soortensamenstelling veel lijken op meer natuurlijke overstromingsvenen zoals die bijvoorbeeld voorkomen langs de Bierbrza (Runhaar en Jansen 2004). Ook Elzenbroekbossen die kenmerkend zijn voor natuurlijke niet door de mens beïnvloede beekdalsystemen komen in beekdalen en laagten in het dekzandgebied nog vrij veel voor. Hoewel de meeste soorten en vegetatietypen die kenmerkend zijn voor oppervlaktewater gevoede beekdalmoerassen nog steeds in Nederland voorkomen is hun verspreiding beperken en wordt een aantal soorten die afhankelijk zijn van periodieke inundatie met een mengsel van beekwater en grondwater, zoals Kruipende moerasscherm (*Apium repens*) en Waterlepeltje (*Ludwigia palustris*), nog steeds (ernstig) bedreigd.

Herstel van meer natuurlijke beekmoerassen in midden- en benedenlopen van beken wordt vooral bemoeilijkt door het feit dat ze sterk worden beïnvloed door waterbeheer en landgebruik in bovenstroomse gebieden. Voor meer natuurlijke diffuse afvoersystemen met actieve veenvorming zou herstel idealiter moeten plaatsvinden vanaf de bron, waarbij eerst de bovenstroomse gebieden worden aangepakt en daarna de benedenstroomse gebieden. Dat is echter in de praktijk maar gemakkelijk te realiseren. De meest kansrijke locaties daarvoor zijn bovenlopen in het Drentse Aa gebied waar door vernattingmaatregelen de veendegradatie is gestopt en herstel van natuurlijke veenvormende beekdalmoerassen binnen bereik ligt (Emsen et al. 2016, Aggenbach et al. 2015). In de meeste gevallen zal beekherstel Aanvoer van water vanuit genormaliseerde bovenstroomse gebieden zal er meestal toe leiden dat de waterdynamiek en de nutriëntenaanvoer veel groter zijn dan in natuurlijke situaties, zoals dat bijvoorbeeld het geval is in de Geeserstream (Bijlage 2). Daar zien we dat vooral hoog-productieve moerasvegetaties ontstaan met soorten als Pitrus, Lisdodde en Tandzaad. Ook in het waterbergingsgebied de Onlanden bij Groningen zien we dat in de delen die overstromen met beekwater voedselrijke moerasvegetaties ontstaan. Voor fauna hoeven de hogere dynamiek en hoge productiviteit niet per sé nadelig te zijn. In

de Onlanden is het aantal water- en moerasvogels sterk toegenomen, met soorten als Roerdomp, Porseleinhoen, Kleinst waterhoen, Watersnip, Snor en Baardman. Ook hebben zich hier meerdere Otters gevestigd en is het aantal Waterspitsmuizen sterk toegenomen (Van Boekel et al. 2017 in prep.).

In een workshop met natuurbeheerders en ecologen werkzaam bij waterschappen is ook de vraag gesteld waar ze kansen zien voor ontwikkeling van diffuse afvoersystemen, niet alleen rekening houdend met landschappelijke ligging maar ook met aansluiting bij bestaande plannen en haalbaarheid. Daaruit kwamen een groot aantal mogelijke locaties naar voren (Bijlage 1). De inventarisatie vooral was bedoeld om de waterbeheerders zelf te laten denken over de mogelijkheden in hun beheergebied, daarom zal hier niet verder worden ingegaan op de fysieke en bestuurlijke haalbaarheid van de projecten. De workshop liet wel zien dat er vanuit ecologen werkzaam bij waterschappen veel interesse bestaat in de mogelijkheid om meer diffuse afvoersystemen te ontwikkelen op plekken waar van nature geen echte beken voorkomen.

6 Genuanceerd herstellen beekdalprofiel

6.1 Inleiding

Het genuanceerd herstellen van het beekdalprofiel gaat veel verder dan het verkleinen van het beekprofiel en het weer laten meanderen van de beekloop. Het genuanceerd herstellen van het beekdalprofiel stoelt op vijf uitgangspunten (Verdonschot et al. 2012): 1) een ecologische stroomgebiedsbenadering, 2) het verbinden van de beek met het beekdal en het infiltratiegebied, 3) het verminderen van de afvoerdynamiek, 4) het waarborgen van continue stroming en 5) het in balans zijn van hydrologische en morfologische processen. In de eerste helft van de vorige eeuw zijn beken in verschillende fasen steeds drastischer gekanaliseerd, genormaliseerd en gereguleerd. In de eerste fase van herstel werden vooral accoladeprofielen aangelegd, vaak bleef het natte dwarsprofiel redelijk gehandhaafd. Bij genuanceerd herstellen wordt gestreefd naar een sterk verondiept en versmalt nat dwarsprofiel.

De regulatie van beken heeft geleid tot een bakjes model. Ieder stuwpaand kan beschouwd worden als een bakje waarin weinig verval zit en wat aan het einde bij de stuw over stroomt. Het verval was uit de beekloop genomen en verplaatst naar het hoogteverschil bij de stuw. Bij het genuanceerd herstellen wordt gestreefd naar een continue verhanglijn in het lengteprofiel waarbij stuwen zoveel mogelijk komen te vervallen.

In het accoladeprofiel werd het, meestal smalle, winterbed gezien als een brede natuurvriendelijke oever. Bij het genuanceerd herstellen van het beekprofiel is ruimte voor inundatie en wordt de inundatiezone beekmoeras. Dit betekent dat de land-water overgang van abrupt omgezet wordt in een kleinschalige dwarsgradiënt.

Een smal, ondiep dwarsprofiel met mogelijkheid tot inunderen maakt van een drainerende beek een beek met gedempte afvoer. De demping kan nog verder versterkt worden met maatregelen in het infiltratiegebied (een voorbeeld is het dichten van alle sloten en greppels op de Stippelberg) en het ontwikkelen van diffuse afvoersystemen (zie hoofdstuk 4). Daardoor wordt water langer in de ondergrond van het stroomgebied vastgehouden wat van een abrupt drainerende beekloop leidt tot het ontstaan van een grootschalige landschapsgradiënt.

De hoofdvragen die in dit hoofdstuk beantwoord gaan worden zijn:

- Hoe ziet een natuurlijk beekdalprofiel eruit?
- Wat betekent verondiepen van het beekprofiel?
- Hoe kan de weglengte van de beek worden vergroot en waarom?
- Hoe ziet een netwerk van beken er nu uit en hoe zag dat eruit?
- Hoe kunnen beek en dal worden verbonden en tot welke effecten leidt dat?
- Waar zit de balans tussen hydromorfologische dynamiek en stabiele habitat heterogeniteit?
- Wat zijn de basisbouwstenen van een ecologische systeemanalyse?

6.2 Referentiebeeld

6.2.1 Laaglandbeken in Polen

Inleiding

Door gewijzigd landgebruik, drainage van het stroomgebied en herinrichting van de waterlopen (normalisatie, kanalisatie en regulatie) hebben veel Nederlandse beken een zeer dynamisch afvoerpatroon gekregen. Dit patroon wordt gekenmerkt door een lage basisafvoer, hoge piekafvoeren en perioden met stilstaand water (gestuwde systemen) of droogval. Hierdoor is stromingsminnende flora en fauna grotendeels uit de beken verdwenen, zijn de verbindingen met het dal verbroken en zijn veel ecosysteemdiensten, zoals waterzuivering, verloren gegaan. Dit roept de vraag op hoe stroomgebieden en beekdalen van laaglandbeken er onder meer oorspronkelijke omstandigheden uit zouden hebben gezien. Klopt het referentiebeeld van diffuus afvoerende deelgebieden, zoals moerassen en broekbossen die verbonden zijn door ondiepe en smalle beken, voor onze Nederlandse laagbeken?

Om het referentiebeeld in te vullen is gezocht naar situaties in het buitenland waar de systeemcondities vergelijkbaar zijn aan onze laaglandgebieden en waar drainage grotendeels ontbreekt, de beek een oorspronkelijk profiel heeft en waar nog water vast gehouden wordt in begeleidende moerassen en broekbossen.

Om de hydrologische, morfologische en ecologische processen in meer oorspronkelijke laaglandbeekdalsystemen te begrijpen zijn gekwantificeerde gegevens van met Nederlandse situaties vergelijkbare laaglandbeken nodig. Daarvoor is gezocht naar bestaande literatuur en data waar eventueel nieuwe doelgerichte analyses op uitgevoerd kunnen worden.

Vlek (2001) vergeleek macrofaunadata uit Nederlandse beken met data van beken in Polen, Duitsland en Denemarken en concludeerde dat:

- Verschillen in soortensamenstelling veroorzaakt worden door een verschil in de mate van natuurlijkheid en niet door typologische of geografische oorzaken.
- De typologische indeling van de Nederlandse langzaam stromende laaglandbeken naar dimensie niet overeenkomt met een indeling van meer natuurlijke laaglandbeken.

Ook Nijboer (2005) kwam op basis van een veldonderzoek in de stroomgebieden van de Grabia, Czarna, Gać, Rawka, and Pilica in de centrale laagvlakte nabij Łódź (Polen) tot de conclusie dat minder dan 5% van de taxa niet in Nederland voorkomen en slechts twee taxa daarvan talrijker zijn. Voldoende reden om de beken uit de centrale laagvlakte in Polen als referentie te mogen gebruiken.

In 2012 is door de Universiteit van Łódź, Alterra, Wageningen Universiteit en Universiteit Utrecht een meer gedetailleerd onderzoek verricht in centraal Polen, vooral in de beken Grabia (819.5 km², lengte 81.1 km), Korabiewka (een zijbeek van de Rawka)(1192 km², lengte 97 km), Gać en Slomianka (beide zijbeken van de Pilica).

Het doel van dit onderzoek was de hydrologische, morfologische en ecologische milieuomstandigheden voor macrofauna in beeld te brengen, met speciale aandacht voor ruimtelijke variatie in stroming en habitat. De volgende parametergroepen zijn onderzocht: substraten, beekmorfologie, stromingspatronen, waterpeil (continu), temperatuur en macrofauna samenstelling. De resultaten van dit onderzoek zijn in dit project vergeleken met vergelijkbare gegevens verzameld in een selectie van Nederlandse laaglandbeken die bestudeerd zijn in het project Beekdalbreed Hermeanderen (Verdonschot et al. 2012). Uit deze vergelijking wordt een beeld verkregen van de referentie voor de Nederlandse situatie.

Resultaten

De meeste Nederlandse laaglandbeken liggen in intensief agrarisch gebied met ruim 60% of meer van het areaal in landbouwkundig gebruik. Ook het stroomgebied van de Grabia is in (extensief) landbouwkundig gebruik (63%). De Slomianka en de Gać stromen door een veel groter areaal bos- en natuurgebied. De gemiddelde diepte verschilt sterk tussen de diepere Grabia, de ondiepere Korabiewka en Slomianka en de zeer ondiepe Gać. De Grabia is niet

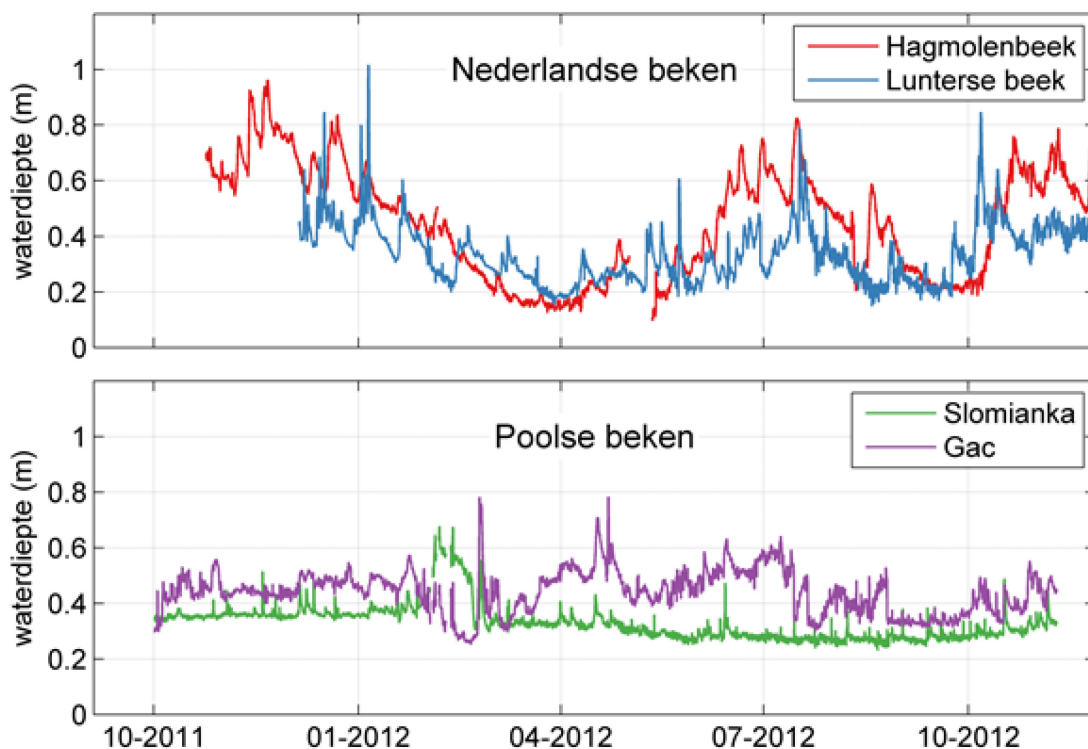
alleen een grotere laaglandbeek maar is ook de meest beïnvloede. Echter de Slomianka en de Gać blijken van deze 4 beken de meest natuurlijke. Het waterpeil is in deze twee meer natuurlijke Poolse beken continu gemeten en vergeleken met twee Nederlandse beken (Figuur 6.1). Tussen beide landen vallen twee verschillen op:

- In de Nederlandse beken is een duidelijke seizoensfluctuatie te zien met een hoog peil in de winter en een laag peil in de zomer.
- In de Nederlandse beken is de korte termijn fluctuatie in het peil groter dan in de Poolse beken.

Beide kenmerken duiden, naast menselijke beïnvloeding, op het regenachtig karakter van de Nederlandse laaglandbekken. De Nederlandse beken reageren meer direct en sterker op de neerslag. Dit patroon wordt ondersteund wanneer de gemiddelde waterpeilwisselingen worden uitgezet, in de Nederlandse beken zijn deze wisselingen groter dan in Poolse beken (Figuur 6.2). Hierbij moet wel in acht worden genomen dat het peil mede afhankelijk is van de breedte en het potentiële inundatie oppervlak. Dit is in Polen aanwezig en groter waardoor wisselingen in peil ook veel geringer zijn. Tegelijk is dat ook het belangrijkste sturende proces voor beekbiodiversiteit.

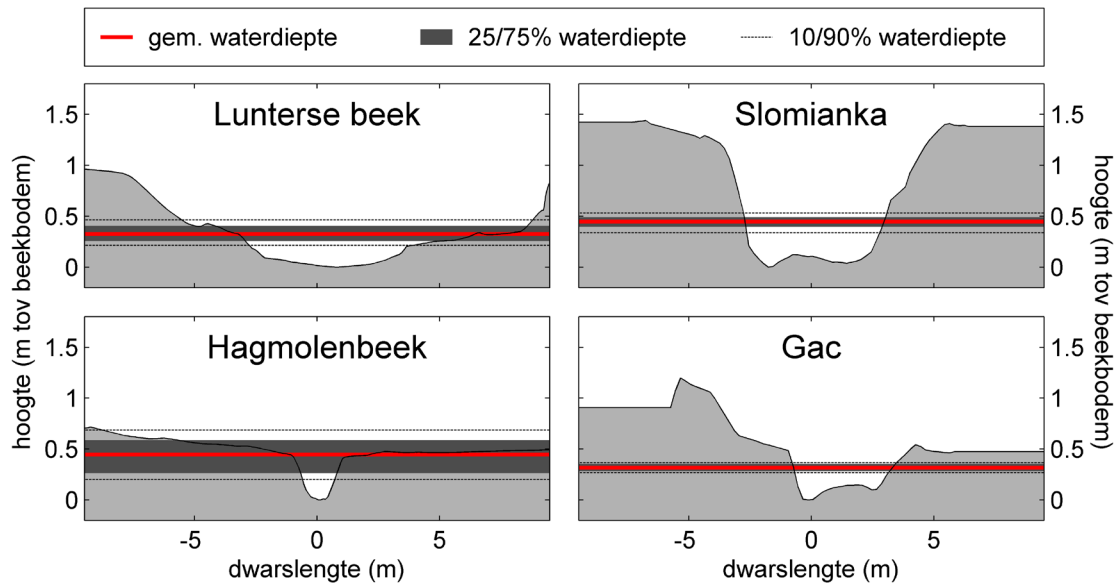
De ruimtelijke stromingsvariatie is in de Poolse beken groot (Figuur 6.3) terwijl de gemiddelde stroomsnelheid relatief laag is (10-20 cm/s)(Figuur 6.4).

De breedte - diepte verhouding blijkt in Poolse beken veel groter dan in de Nederlandse beken wat betekent dat meer natuurlijke beken breder en ondieper zijn dan morfologisch aangepaste beken.



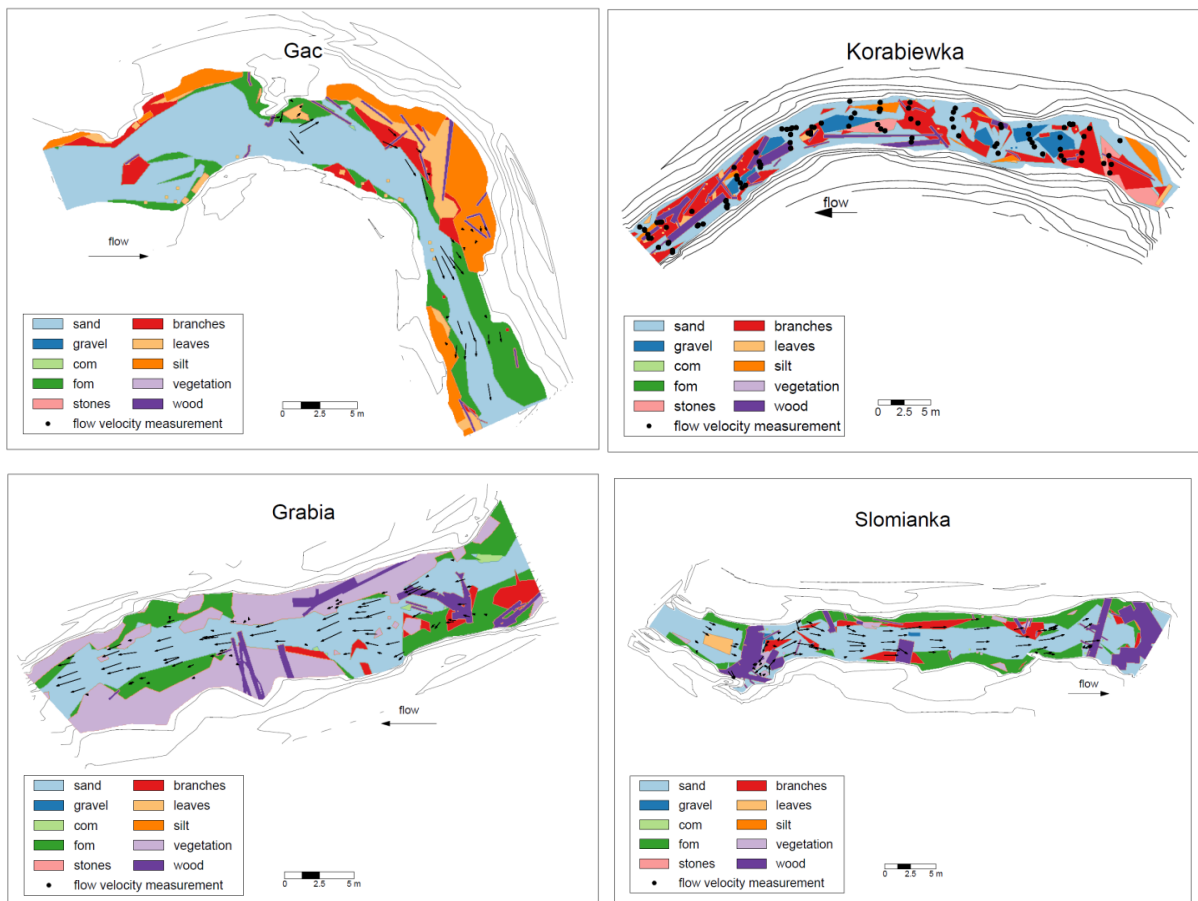
Figuur 6.1: Het verloop van de waterdiepte in de Hagsmolenbeek en Lunterse beek (Nederland) en Slomianka en Gać (Polen).

Figure 6.1: The changes in water depth in the streams Hagsmolenbeek and Lunterse beek (The Netherlands), and Slomianka and Gać (Poland).



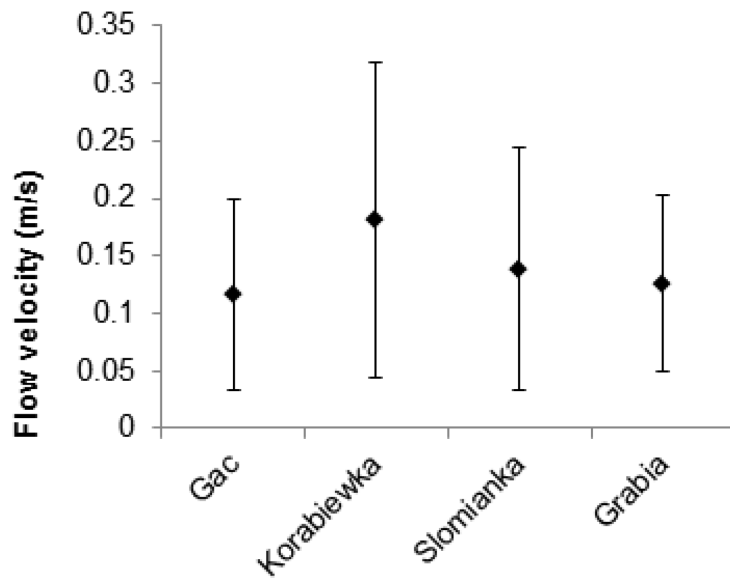
Figuur 6.2: De gemiddelde waterdiepte en de wisselingen in de tijd (in 25/75 en 10/90 percentiel) in twee Nederlandse (Hagmolenbeek en Lunterse beek) en twee Poolse beken (Gac en Slomianka).

Figure 6.2: The average water depth and the changes over time (in 25/75 and 10/90 percentile) in two Dutch (Hagmolenbeek and Lunterse beek) and two Polish streams (Gac and Slomianka).

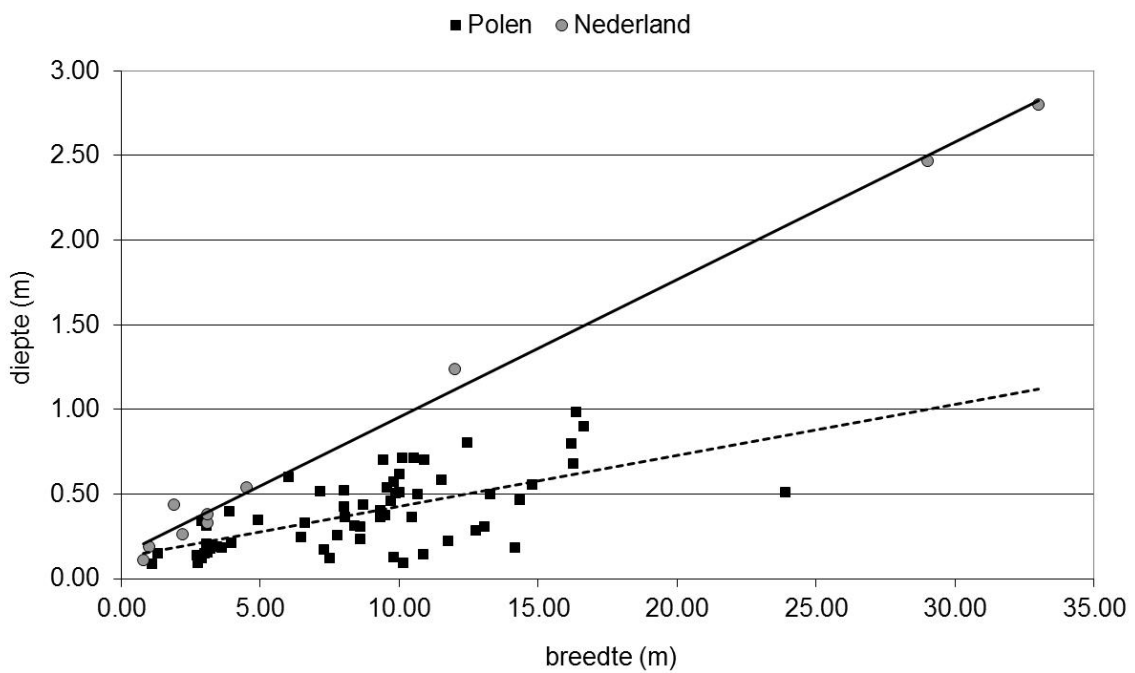


Figuur 6.3: Stromingspatronen in de Gać, Grabia, Korabiewka en Slomianka.

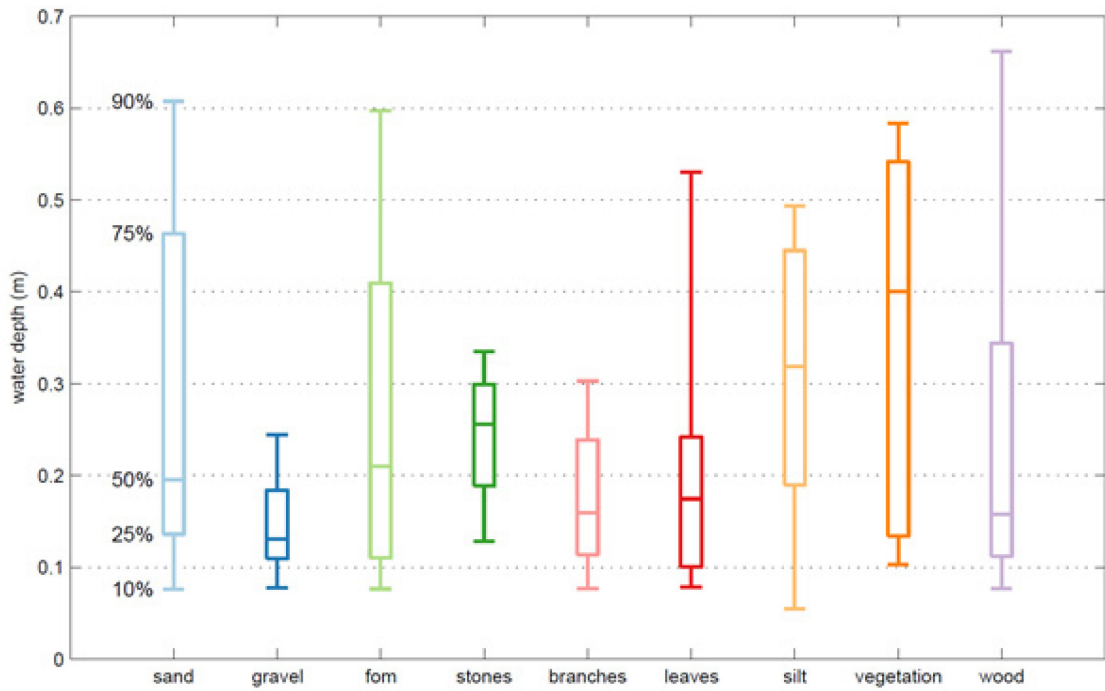
Figure 6.3: Current velocity patterns in the streams Gać, Grabia, Korabiewka en Slomianka.



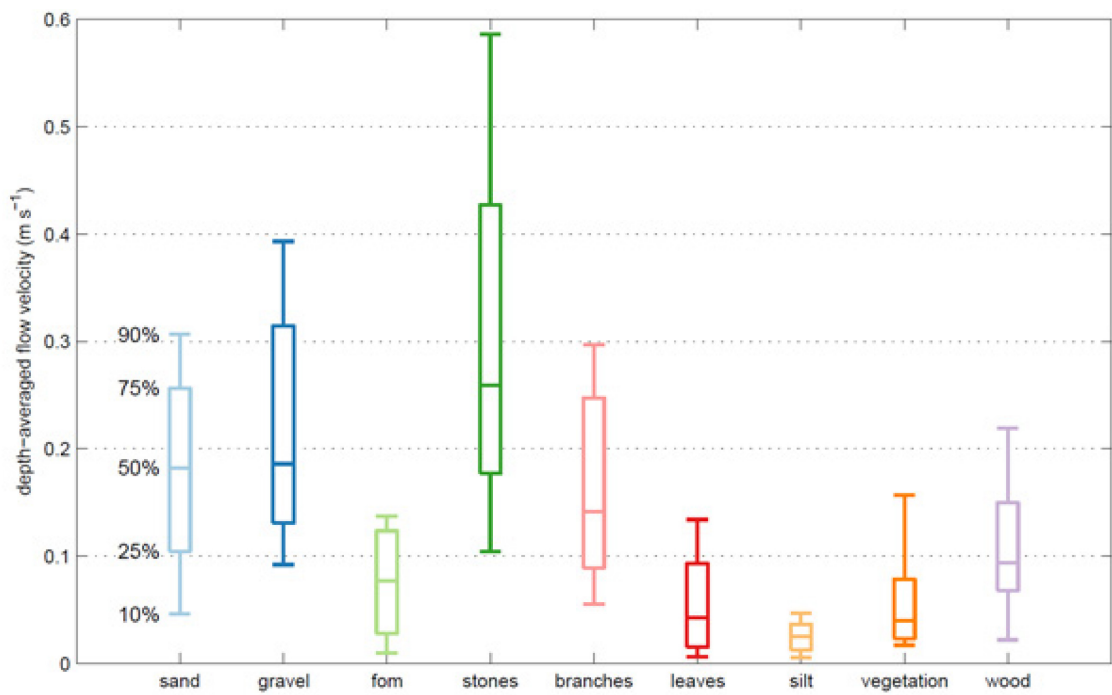
Figuur 6.4: De gemiddelde stroomsnelheid in de Gać, Grabia, Korabiewka en Slomianka.
 Figure 6.4: The average current velocity in the streams Gać, Grabia, Korabiewka en Slomianka.



Figuur 6.5: De breedte:diepte verhouding in Nederlandse en Poolse beken.
 Figure 6.5: The width:depth ratio in Dutch and Polish streams.



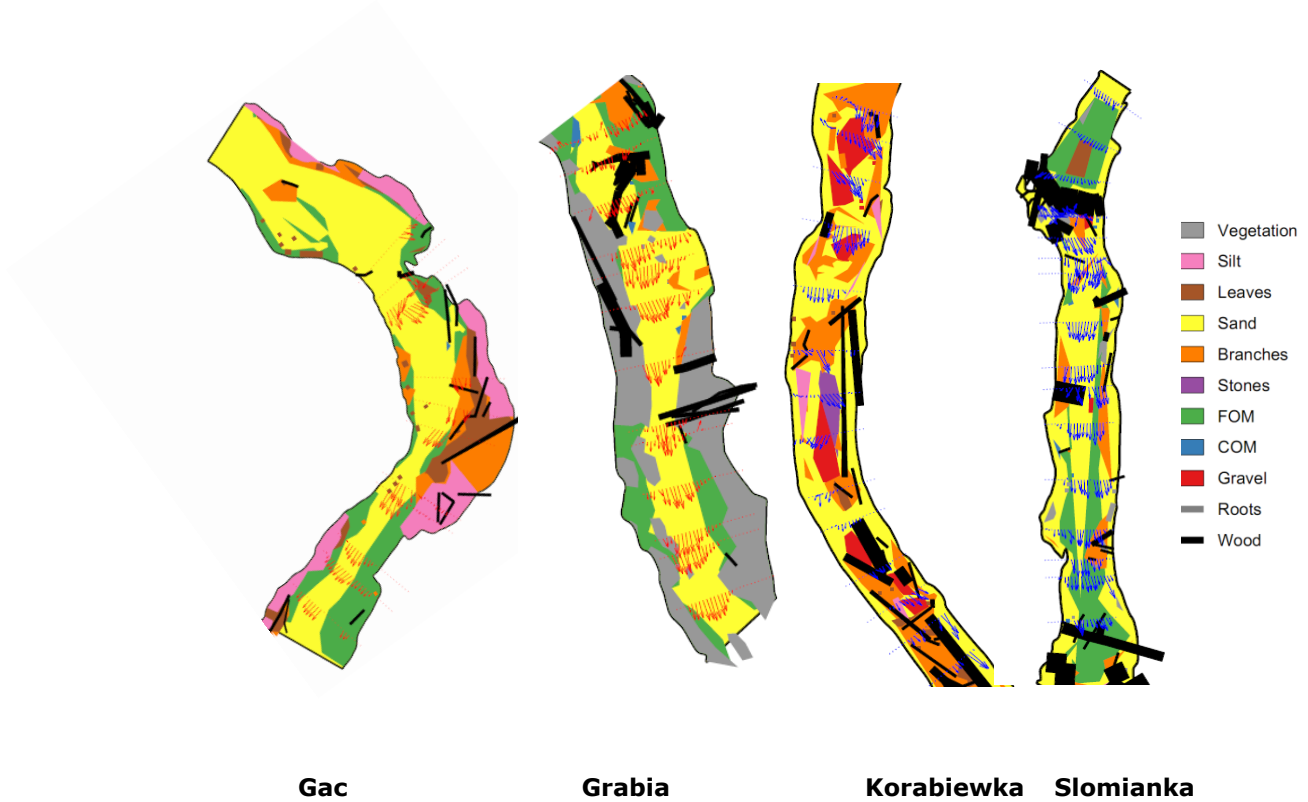
A



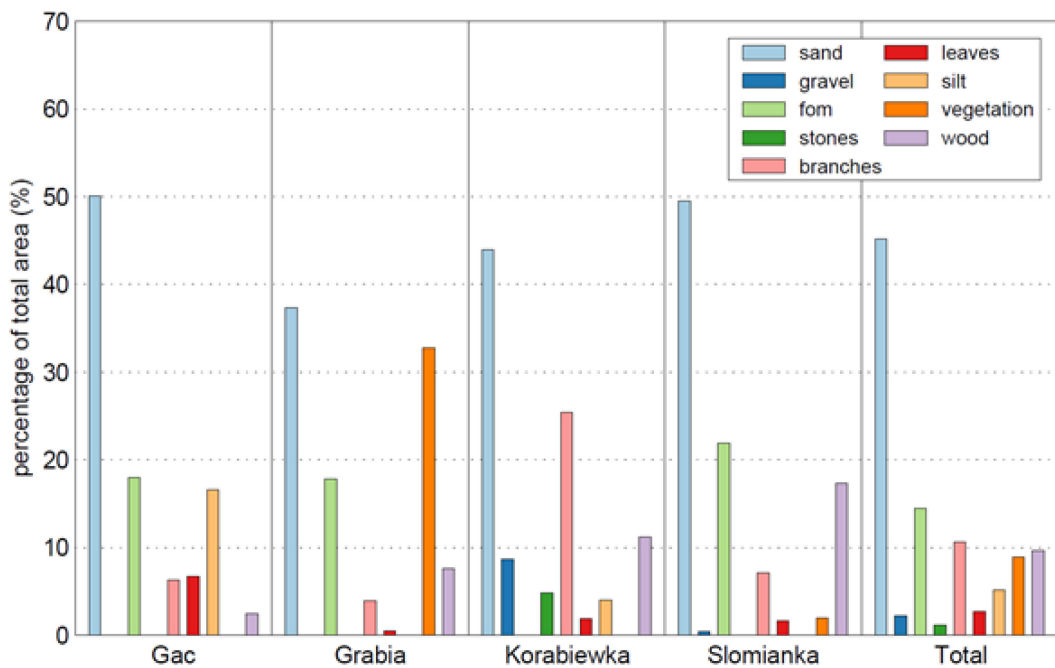
B

Figuur 6.6: De waterdiepte (A) en gemiddelde stroomsnelheid (B) per substraat berekend op basis van alle Poolse gegevens uit de beken Gać, Grabia, Korabiewka en Slomianka.

Figure 6.6: Water depth (A) and average flow velocity (B) per substrate calculated based on all Polish data from the streams: Gać, Grabia, Korabiewka and Slomianka.



*Figuur 6.7: Substraatpatronen in de Gać, Grabia, Korabiewka en Slomianka.
 Figure 6.7: Substrate patterns in the streams: Gać, Grabia, Korabiewka en Slomianka.*

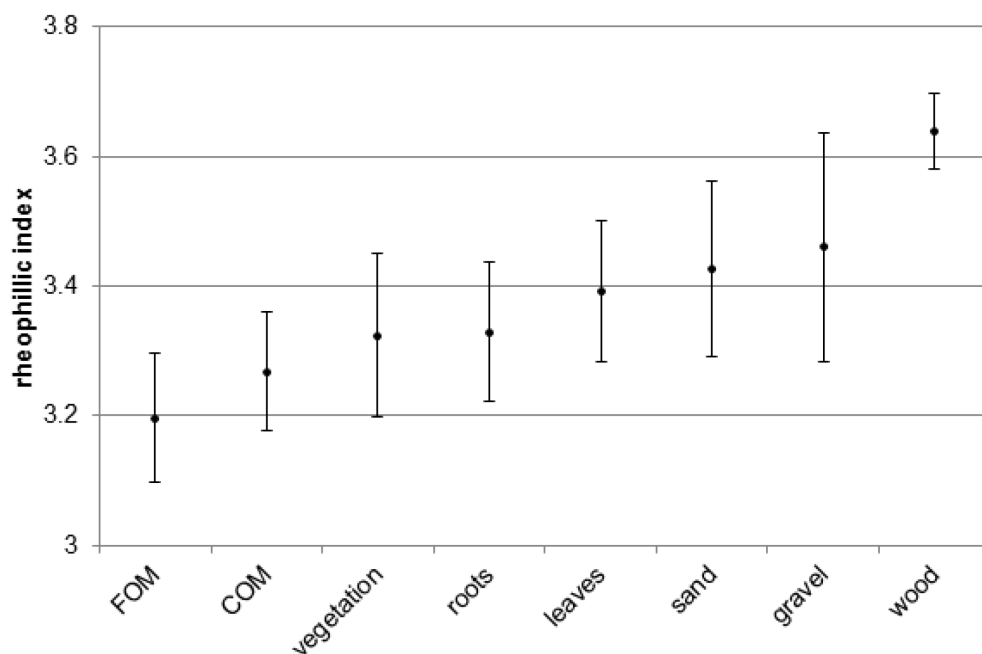


*Figuur 6.8: Aandeel en totaal gemiddelde van de verschillende substraten in de Gać, Grabia, Korabiewka en Slomianka.
 Figure 6.8: Share combined total average of the different substrates in the streams Gać, Grabia, Korabiewka and Slomianka.*

De waterdiepte hangt nauwelijks samen met het substraat, de variatie is vooral een gevolg van het aantal waarnemingen en de beek waarin betreffend substraat meer voorkomt (Figuur 6.5). De stroomsnelheid hangt echter duidelijk samen met het substraat. De grove substraten komen zoals verwacht voor bij hogere gemiddelde snelheden (Figuur 6.5).

Het meest opvallende kenmerk van de Poolse beken is dat ze veel dood hout bevatten, dat dit hout verspreid is over de bodem en oevers en dat er rondom het hout en grote variatie aan substraten aanwezig is (Figuur 6.6 en Figuur 6.7). Zand neemt in alle Poolse beken 40-50% van de beekbodem in (Figuur 6.8). De Grabia heeft een groot aandeel waterplanten en slib terwijl in de Slomianka veel dood hout aanwezig is en in de Korabiewka veel takken. Grind is alleen in de Korabiewka van belang. FOM is in alle Poolse beken een belangrijk substraat (10-20%).

De macrofauna laat zien dat er een directe relatie bestaat tussen het voorkomen van stromingsminnende macrofauna (uitgedrukt in de rheofilie-score) en harde of grovere substraten (Figuur 6.9). Eerder zagen we al dat dit verband ook direct relateert aan de gemiddelde stroomsnelheid.



Figuur 6.9: De gemiddelde macrofauna rheofilie-score per substraat berekend over de vier Poolse beken (Gać, Grabia, Korabiewka en Slomianka).

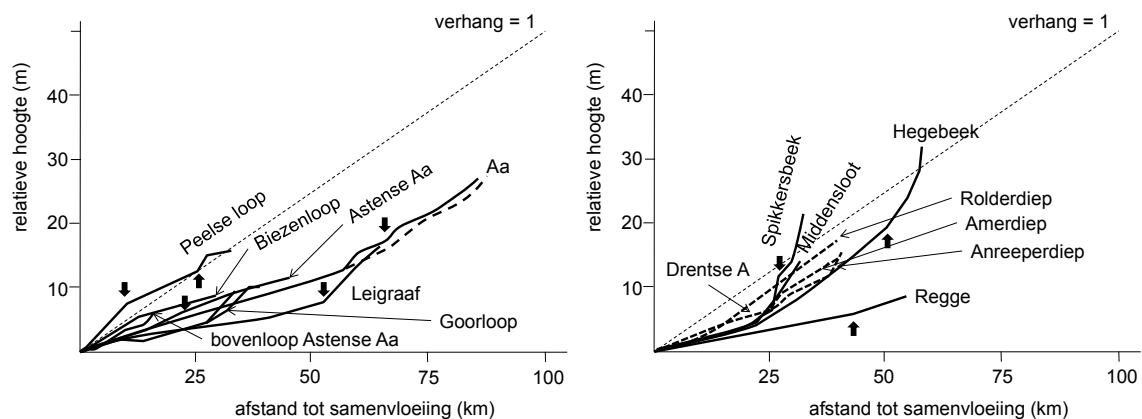
Figure 6.9: The average macrofauna rheophily score per substrate calculated over the four Polish streams (Gać, Grabia, Korabiewka and Slomianka).

Verhang en dalvorm

Voor de Nederlandse laaglandbeken zijn hoogteverschillen en terreinhelling bepalend voor het voorkomen van beek- en moerastypen. De terreinhelling varieert bij laaglandbeken van bijna 0 tot 1.25 m/km in de dekzandplateau's van de Pleistocene gronden en bij heuvellandbeken >6.25 m/km in de glaciële stuwwallen en het Zuid-Limburgs plateau (de Vries 1974). De vaak geringe terreinhelling van onze laaglandbeken leidt tot moeras en veenvormende omstandigheden (de Vries 1994). Met het neerslagoverschot in Nederland zijn grote delen van de Pleistocene gebieden te vlak om afvoerende beken te vormen. Zeker in die delen waar depressies en laagten in het landschap voorkomen. Daardoor hadden de Pleistocene gebieden in het verleden ook een hoog watervasthoudend vermogen. Op plaatsen waar ruggen en dalen elkaar afwisselen en waar de ruggen door beken worden doorsneden ontstond een afwisseling van smallere (in de doorsneden ruggen) en brede (in de dalen) beektrajecten (Stegewerns 1991). De bredere trajecten ontwikkelden zich tot

doorstroommoerassen. Ook op plaatsen waar knikken in de verhanglijn optreden ontstonden vaak doorstroommoerassen (Figuur 6.10).

In het algemeen is het beeld van Nederlandse natuurlijke beekdalen bestaande uit door beken verbonden moerassen als oorspronkelijk te beschouwen.



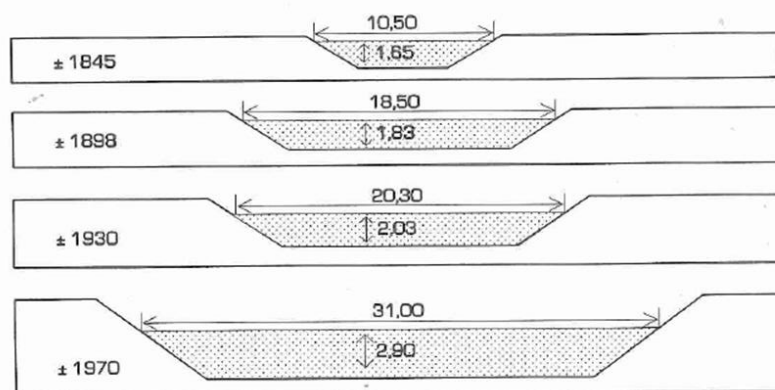
Figuur 6.10: De verhanglijnen van beken in het stroomgebied van de Aa (Noord-Brabant)(links) en de Regge (Twente)(getrokken lijnen rechts) en Drentse Aa (Drenthe)(gearceerde lijnen rechts). De dikke pijlen geven voorbeelden knikken in de verhanglijnen weer (Faber 1972).

Figure 6.10: The bottom slope of streams in the Aa (North Brabant) (left), Regge (Twente) (drawn lines on the right), and Drentse Aa (Drenthe) catchments (shaded lines on the right). The thick arrows show examples of nods in the slope (Faber 1972).

Het dwarsprofiel van het beekdal speelt eveneens een rol bij de vorming van doorstroommoerassen. Hoe vlakker en breder een dal hoe groter de kans op een breed doorstroommoeras. Bevers kunnen hier nog een belangrijke bijdrage aan hebben geleverd.

6.3 Verondiepen beekprofiel

De beekdimensies zijn de laatste 200 jaar sterk veranderd (Figuur 6.11). Werd eerst het profiel vergroot om water sneller af te voeren, daarna werden stuwen geplaatst om de (grond)waterstand te beheren.



Figuur 6.11: Veranderingen in het dwarsprofiel van de Berkel in de periode 1845-1970 (de Jong 1982).

Figure 6.11: Changes in transversal profile of the river Berkel over the period 1845-1970 (de Jong 1982).

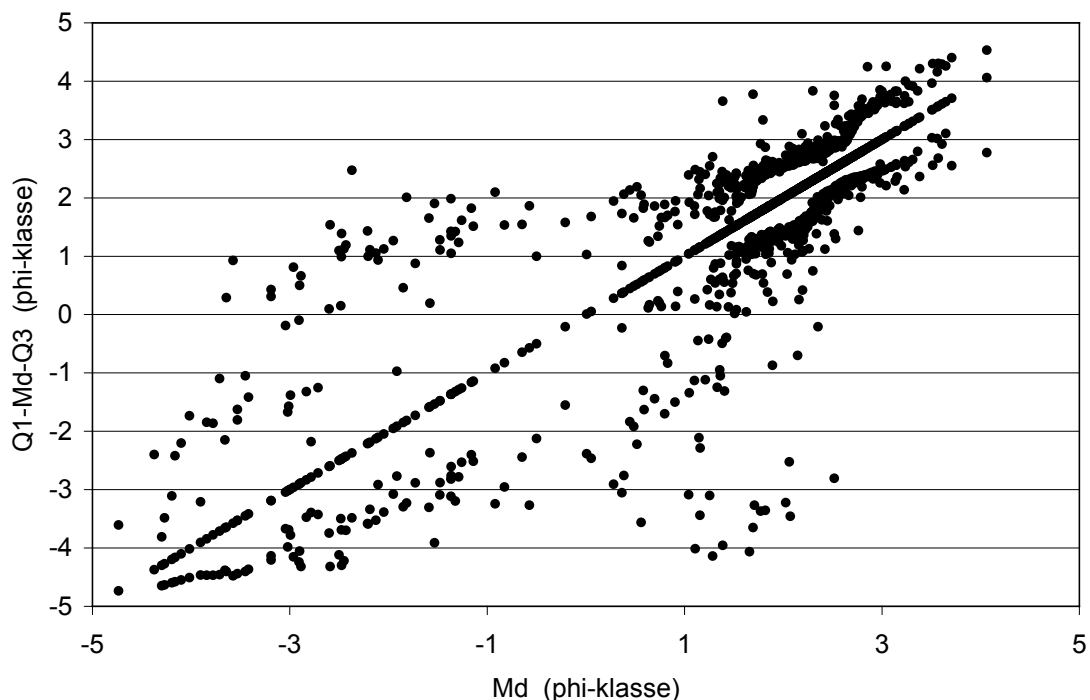
Bijvoorbeeld voor de Berkel betekende dit een toename in beekbreedte met een factor 3 en een toename in diepte met een factor 2. Het doorstroomprofiel werd daarmee een factor 5 groter. Door deze profielvergroting in combinatie met intensief onderhoud ging veel stromings- en structuurvariatie en daarmee beekbiodiversiteit verloren.

Tegelijk zijn in het stroomgebied veel sloten gegraven en is drainage aangebracht. Dit leidde en leidt tot versnelde afvoer van water en ook een vergrootte aanvoer van slib en nutriënten naar de beek.

De keerzijde van deze profielvergroting is de verandering in de erosie-sedimentatie balans. In een natuurlijke beek neemt de breedte en diepte toe gaande naar benedenstrooms en bij een continue aanvoer van sediment treedt een dynamisch morfologisch evenwicht op. Het dynamische in deze evenwichtstoestand bestaat uit steeds optredende kleinschalige morfologische veranderingen. Essentieel in deze situatie zijn het continue kleinschalig optredende sedimenttransport en de fijschalige erosie-depositie processen langs de gehele beeklengte.

Wanneer de sedimentvracht in een beek wordt onderbroken, zoals gebeurd door een zandvang, een harde bodem of een stuw, dan treedt in de beek 'sedimenthonger' op. De beek gaat na deze onderbreking sediment eroderen, achter een stuw uit de bodem na de stuw, waardoor de beek zich hier insnijdt, de beek wordt dieper. Degelijke processen treden vaak na beekherinrichting op en voltrekken zich binnen 2-10 jaar (Eekhout & Hoijsink 2014). Oevererosie treedt veel minder snel op omdat de oevervegetatie de beekoever vastlegt. Een volledig ontwikkelde kruidlaag legt de bovenste 30 cm bodem vast (Wynn et al. 2004). Struiken en bomen hebben een nog veel grotere en diepere vastlegging.

Bij het verkleinen van een beekprofiel moet zowel rekening worden gehouden met de sedimentvracht en de oeverbegroeiing. Bij aanleg in een maagdelijke bodem moet een ontwikkelingstijd in acht worden genomen waarbinnen vaak wel erosie-sedimentatie processen optreden. Die zijn echter steeds tijdelijk van aard. Daarnaast treedt bij profielverkleining een verhoging van de stroomsnelheid en de bodemschuifspanning (Shields parameter). Een hogere bodemschuifspanning kan leiden tot sedimenttransport. De kritische waarde waar boven sedimenttransport plaats vindt is afhankelijk van de mediane korrelgrootte.



Figuur 6.12: Resultaten van korrelgrootte-analyses van ruim 250 bodemmonsters uit verschillende Nederlandse beken. De phi-klasse van de Q1 (25-percentiel), de Md (mediaan) en de Q3 (75-percentiel) van de korrelgroottesamenstelling van een monster is uitgezet tegen de phi-klasse van de mediane korrelgrootteklasse (Md) van dat monster.

Figure 6.12: Results of grain size analyzes of >250 soil samples from Dutch streams. The phi class of the Q1 (25 percentile), phi class, Md (median) and Q3 (75 percentile) of sample grain size composition are plotted against the phi class of the median grain size class (Md) of that sample.

De Nederlandse laaglandbeken hebben veelal een mediane korrelgrootte van (zeer) fijn tot mediair zand ((0.063) 0.125 – 0.5 mm) (Figuur 6.12). Het bodem verhang varieert in Nederland tussen de 0.25 en 1.0 m/km, behalve in de heuvels van Zuid-Limburg, enkele terrasranden en de stuwwallen (Tabel 6.1: Gemiddelde terreinhelling en hoogteligging van enkele pre-pleistocene, pleistocene en holocene gebieden (Van der Hoek & Higler 1993).).

Tabel 6.1: Gemiddelde terreinhelling en hoogteligging van enkele pre-pleistocene, pleistocene en holocene gebieden (Van der Hoek & Higler 1993).

Table 6.1: Average terrain slope and altitude of some prePleistocene and Pleistocene and Holocene areas in the Netherlands (Van der Hoek & Higler 1993).

	gem. terrein- helling (m/km)	hoogteligging (m + NAP)
<u>pre-Pleistoceen</u>		
Zuid-Limburgs Plateau	6,25	100-300
Oost Nederlands Plateau	1,25	20-50
<u>Pleistoceen</u>		
Glaciale Plateau-rand van Drenthe	0,66	0-10
Glaciale Plateau van Drenthe	0,29	10-20
Fluviatiele Plateau van West-Brabant	0,80	0-20
Kempisch Plateau	1,00	5-50
Peelhorst	1,00	10-50
Zuidelijk dekzandgebied	0,66	5-20
Oostelijk dekzandgebied	0,25	0-20
Stuwwallen (glaciaal): Veluwe (>20m+NAP)	10,00	20-100
Gelderse Vallei	0,80	0-20
<u>Holoceen</u>		
Algemeen	0,10	6-1
Duinen (Pleistoceen)	>2,00	5-40

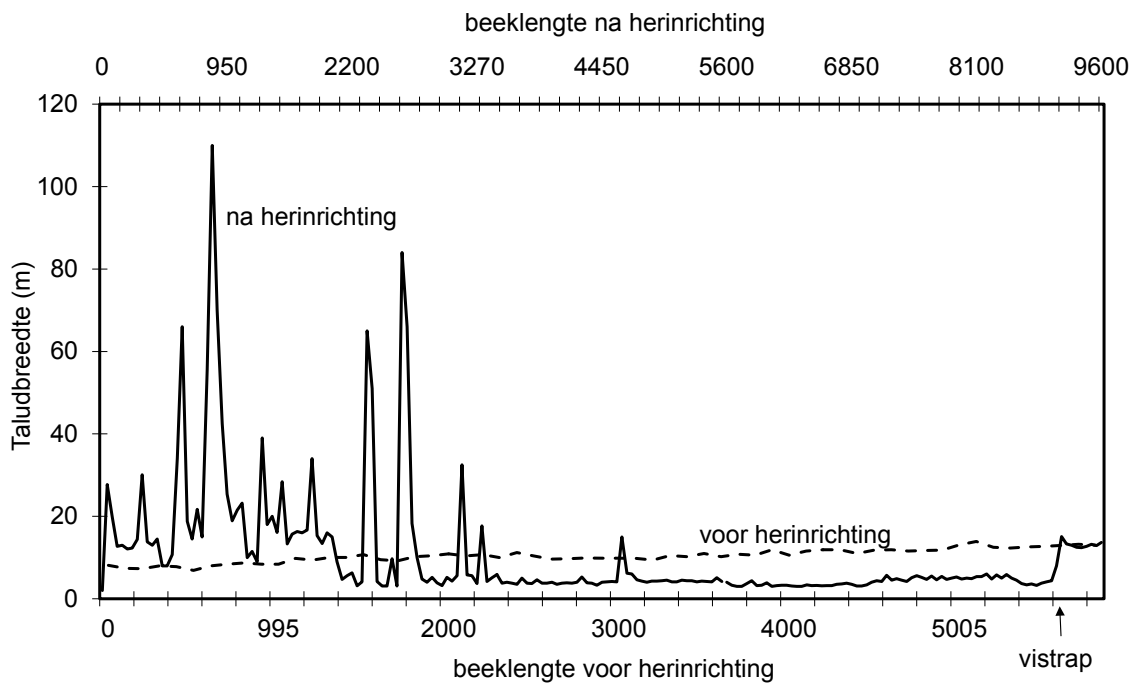
Om het beekprofiel te verkleinen, verondiepen en versmallen, in verschillende inrichtingsmaatregelen mogelijk, zoals het graven van een nieuwe bedding, het direct opvullen van de bestaande bedding door zandstort of het geleidelijk aanvullen van de bestaande bedding door zandsuppletie.

6.3.1 Voorbeelden van aanleg van een nieuwe bedding

Twee voorbeelden, respectievelijk afgeleid van de casus Geeserstroom en Hagmolenbeek, geven inzicht in een verkleind profiel.

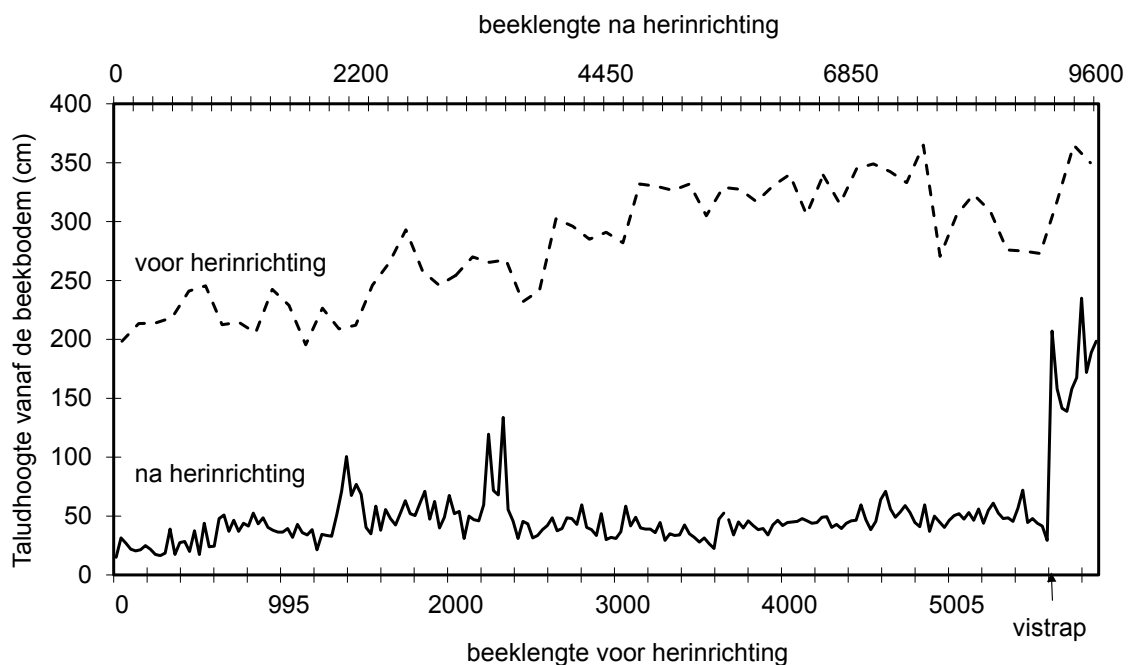
Casus: Geeserstroom

Voor de Geeserstroom is een profiel ontworpen op basis van de criteria: 1) de beek volgt het laagste punt in het dal, 2) bij 50 % afvoer is het peil 20 cm boven laagste maaiveld, 3) het profiel is relatief breed en ondiep en 4) de beek volgt de kronkels uit de periode rond 1900.

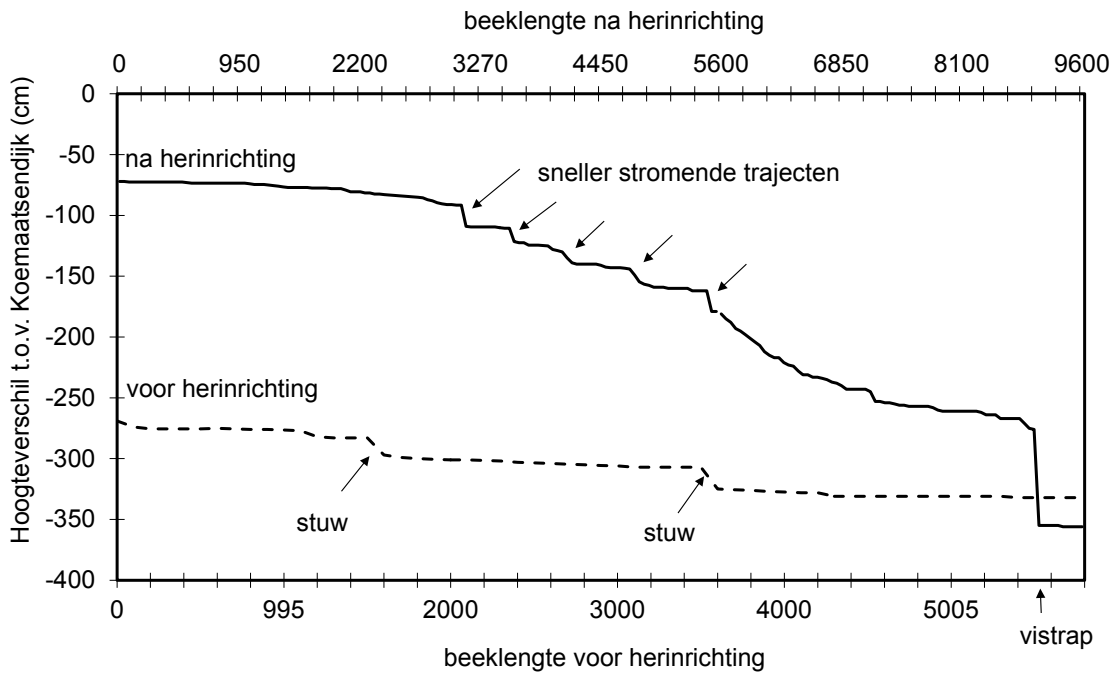


Figuur 6.13: Taludbreedte Geeserstream. De gestippelde lijn geeft de situatie weer voor herinrichting in 2005, de doorgetrokken lijn de situatie vlak na herinrichting in 2006.
Figure 6.13: Width (at bankfull discharge) of the Geeserstream. The dotted line shows the situation before restoration in 2005, the solid line the situation immediately after in 2006.

Voor aanleg in 2005 en na aanleg in 2006 zijn taludbreedte en beekbodemoogte t.o.v. maaiveld gemeten. Na aanleg is de taludbreedte, in vergelijking tot de oorspronkelijke breedte, alleen in de bovenloop (waar een slenk i.p.v. een beek is aangelegd) breder en verder benedenstrooms smaller (Figuur 6.13). Ook de diepte is na aanleg zeer veel kleiner dan ervoor (Figuur 6.14).



Figuur 6.14: Taludhoogte Geeserstream. De gestippelde lijn geeft de situatie weer voor herinrichting in 2005, de doorgetrokken lijn de situatie vlak na herinrichting in 2006.
Figure 6.14: Bank height of the Geeserstream. The dotted line shows the situation before restoration in 2005, the solid line the situation immediately after in 2006.



Figuur 6.15: Bodemhoogte van de Geeserstream ten opzichte van de bovenzijde van de Koemaatsendijk voor het hele traject van de beek. De gestippelde lijn geeft de situatie weer voor herinrichting in 2005, de doorgetrokken lijn de situatie vlak na herinrichting in 2006. Opvallende trajecten of structuren zijn ingetekend (stuw, snel stromende stukken en vistrap).

Figure 6.15: Relative height of the streambed of the Geeserstream (relative to the top of the Koemaatsendijk) for the entire course of the stream. The dotted line shows the situation before restoration in 2005, the solid line the situation immediately after in 2006. Noticeable stretches or structures are indicated by arrows (weirs, fast-flowing stretches and fish ladder).

De eerste kilometers slenk blijken ook nauwelijks verval te bezitten (Figuur 6.15). Omdat het gebied bovenstrooms van de herinrichting is verworden tot een 70 cm diepe plas treedt geen aanvoer van water meer op waardoor de nieuwe bovenloop in de eerste jaren droog stond en de laatste jaren door peilverhoging gevuld is met terug stromend water.

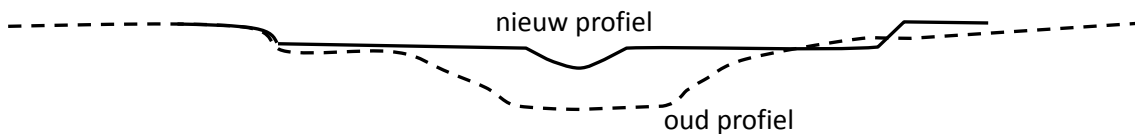
Tussen het moment kort na aanleg (2006) en 2016 is het dal frequent geïnundeerd en verruigd. Er is tot 2016 géén onderhoud aan de nieuw gegraven beek uitgevoerd. Dit heeft tot gevolg gehad dat delen van de beek en het beekdal inmiddels zijn dichtgegroeid met helofyten, zoals riet, grote lisdodde, grote egelskop en liesgras. Deze begroeiing is vooral terug te vinden in het midden traject op de beekdelen met minder verval (zie pijlen in Figuur 6.15). Een extra reden is dat bij aanleg van de beekbodem niet de verhanglijn is gevolgd maar het maaiveld. Hierdoor zaten er verhogingen in de verhanglijn en trad stuwings op waardoor de vegetatie in deze bijna stilstaande trajecten zich sterk kon uitbreiden. De ervaringen in de Geeserstream met het ondiepe, brede profiel zijn dat 1) grondwaterstandsverhoging in combinatie met inundatie geleid heeft tot moerasvorming in het dal, 2) bij te gering verhang en lokale stuwings een klein profiel snel dichtgroeit en leidt tot een beekmoeras, en 3) altijd bij aanleg een aflopende verhanglijn moet worden gevolgd ongeacht de maaiveldhoogte omdat deze traag stromende laaglandbeken niet de 'kracht' hebben om zelf het profiel uit te slijten.

Casus: Hagmolenbeek

Bij de herinrichting van de Hagmolenbeek zijn voor het nieuw te graven profiel de volgende criteria gehanteerd:

- Beekdal mag (moet) weer overstroomd (frequentie: 10-20 dagen per jaar / ½ Q).
- Klein basisprofiel t.b.v. stroming (met circa 85% verkleind t.o.v. het oude profiel).

- Het 'zomer'profiel wordt sterk versmald en verondiept t.b.v. anti-verdroging (circa 40 cm diep).
 - De verhanglijn wordt aangepast (het lengteprofiel is 20% langer door meandering).
- Met dit profiel komt de beekbodem circa 1 m omhoog t.o.v. de oude situatie (Figuur 6.16). Deze herprofilering is uitgevoerd in 2010.



Figuur 6.16: Het profiel van de Hagmolenbeek voor (oud) en na (nieuw) herinrichting.

Figure 6.16: The transversal profile of the stream Hagmolenbeek before (old) and after (new) restoration.

Kort na de aanleg van het kleine profiel traden vooral in bochten lokaal processen van erosie (afkalving) en sedimentatie (zandafzet) op. De beek veranderde van een stilstaand kanaal ($V < 0.05$ m/s) naar een stromend water ($V = 0.15-0.25$ m/s) met variatie in stroomsnelheden. Hierbij bleken de werkelijke peilen bij hogere afvoeren hoger dan aanvankelijk verwacht en traden vaker overstromingen op. De grondwaterstanden in het hele beekdal stegen fors, vooral in de zomerperiode. Hierdoor herstelden zich de kwelzones met bijbehorende vegetatie in de flanken. De diversiteit aan aquatische fauna nam toe en er was een verschuiving naar een stromingsminnend visbestand.

Zoals ook in de Geeserstream trad een snelle groei op van water- en oever/moerasvegetatie met dominantie van enkele soorten (pitrus, waterpest, lisdodde, etc.). De sterke plantengroei werd in de eerste jaren intensiever gemaaid ('overgangsbeheer').

6.3.2 Voorbeeld van zandsuppletie

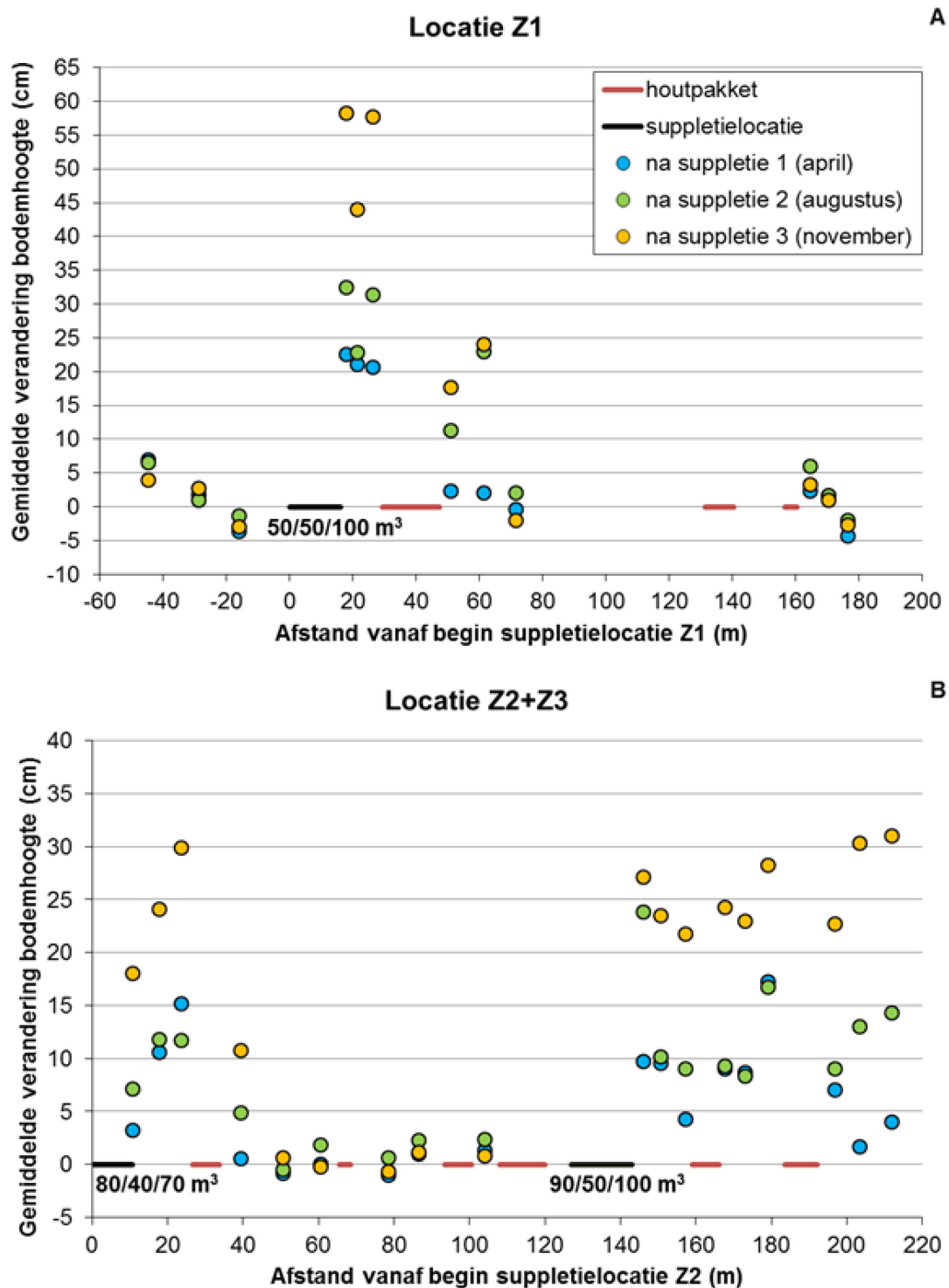
Casus: Hierdense beek

Fysische effecten

Zandsuppleties kunnen op twee manieren worden uitgevoerd. De meest natuurlijke methode is een berg zand met de voet op de gemiddelde waterlijn storten en de hogere afvoeren de voet van de zandberg laten eroderen, transporteren en sedimenteren. Alternatief is het zand op een locatie (deels) in de beek storten en het water haar werk laten doen.

In de Hierdense beek is de tweede methode toegepast. Uit de metingen aan drie zandsuppletie locaties in 2015 bleek dat de benedenstroomse invloed van een suppletie in eerste instantie bepaald wordt door de aanwezigheid van houtpakketten (Verdonschot et al. 2015). Deze houtpakketten vormen drempels (vaste punten in het bodemverhang) die de maximaal haalbare bodemhoogte bepalen. Het zand sedimenteert voor deze 'drempel' en vult de bodem aan richting bovenstrooms (Figuur 6.17 en Figuur 6.18). Wanneer er meer zand wordt aangevoerd dan dit maximum, dan wordt dit zand over/door het houtpakket heen verder naar benedenstrooms getransporteerd, tot het een nieuw houtpakket tegenkomt en het proces van aanvulling opnieuw begint. Uiteraard spelen de dimensies van de beekbedding hierbij ook een rol.

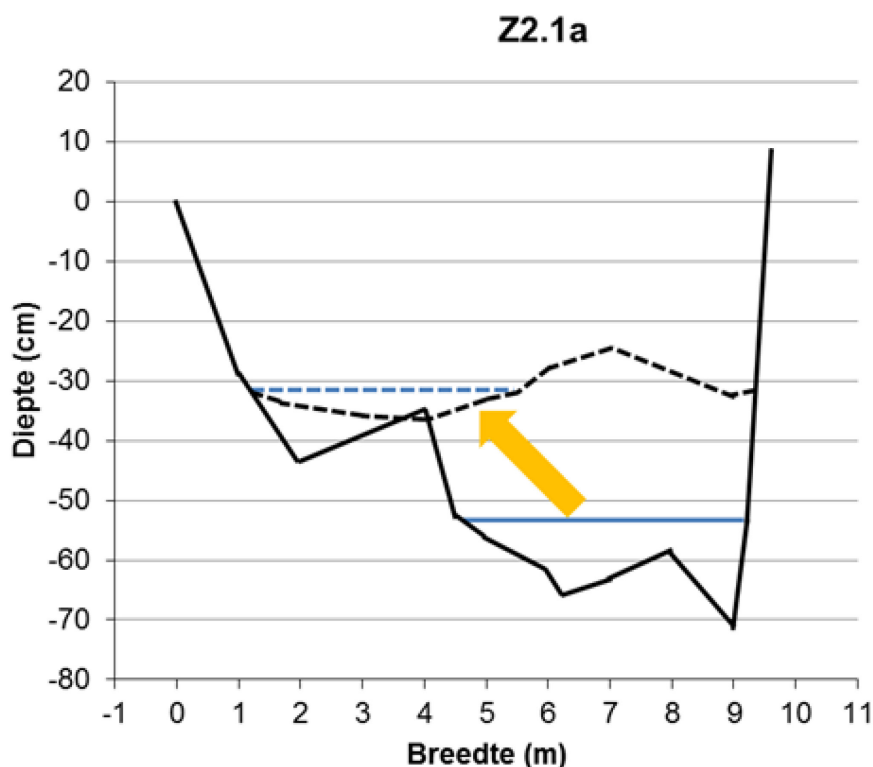
De drempelwerking verschilde per houtpakket, afhankelijk van de hoogte en mate van verdichting. Dit laatste werd bijvoorbeeld duidelijk zichtbaar in november 2015 op suppletielocatie waar ophopingen van afgevallen bladeren zorgden voor extra drempelwerking en zand invang, waardoor de bodem gemiddeld 53 cm omhoog kwam ten opzichte van de situatie aan het begin van het jaar. Op deze locatie ontstond met de bodemophoging uiteindelijk de gewenste verbinding tussen de beek en het dal en werd het beekdal bij hogere afvoeren geïndeerd. Op langere termijn zal het gevolg hiervan zijn dat de dynamiek in de stroomgeul kleiner zal worden, omdat de kracht van het water bij piekafvoeren gedempt wordt door de kleinere loopjes en geïndeerde zones in het dal. Dit heeft weer het gevolg dat het zand minder kans heeft te eroderen, waardoor dus een zelfversterkend effect optreedt. Op de andere twee locaties was de gemiddelde ophoging lager, respectievelijk 24 en 26 cm en bleef er een grote afstand tussen het maaiveld en de beek.



Figuur 6.17: Veranderingen in gemiddelde bodemhoogte in 3 beektrajecten in de Hierdense beek in 2015; telkens gemeten 1 maand nadat suppletie had plaatsgevonden ten opzichte van de situatie 1 maand voor de eerste suppletie in 2015. De getallen onder de zwarte lijnen (positie suppletielocaties in het beektraject) geven een schatting van de hoeveelheid ingebracht zand. Het aantal meetpunten in de dwarsprofielen bedroeg gemiddeld 3,3 in Z1, 7,2 in Z2 en 4,6 in Z3.

Figure 6.17: Changes in average streambed height in 3 stretches of the Hierden stream in 2015; measurements took place each time 1 month after sand addition and are plotted relative to the situation 1 month before the first addition in 2015. The numbers below the black lines (position addition locations in the stream stretch) provide an estimate of the amount of sand introduced. The number of measurements in the cross profile was on average 3.3 in stretch Z1, 7.2 in Z2 and 4.6 in Z3.

Wanneer suppleties in combinatie met houtpakketten uitgevoerd worden, is het belangrijk dat deze pakketten ook daadwerkelijk als een drempel fungeren. Uitgaande van een vlechtwerkstructuur (Verdonschot et al. 2012) moet een pakket voldoende verdicht zijn om zand te kunnen vasthouden, idealiter tot op een niveau dat er een verbinding ontstaat tussen de beek en het dal (water op maaiveld), terwijl dit niet te veel ten koste mag gaan van de doorstroming, omdat dan de positieve effecten van hout op bijvoorbeeld de biologie en de substraatdifferentiatie teniet gedaan worden. Deze balans vraagt nog om een nadere kwantificering.



Figuur 6.18: Bodemophoging en geulverlegging benedenstrooms van een suppletielocatie in de Hierdense beek. Ononderbroken lijnen duiden de situatie in oktober 2014 en de stippellijnen het bodemprofiel en waterlijn (blauw) in november 2015 na suppletie.

Figure 6.18: Rise of the streambed and change of the stream pathway downstream of a sand addition site in the Hierden stream. Continuous lines indicate the situation in October 2014 and dotted lines the bottom profile and waterline (blue) in November 2015 after addition.

De beïnvloede benedenstroomse beeklengte na twee jaar suppleren varieerde op de onderzochte locaties in de Hierdense beek tussen de 47 en 135 m bij een ingebracht volume zand van 220-340 m³. De metingen lieten zien dat het zand langzaam in stroomafwaartse richting schoof: de dwarsprofielmetingen lieten duidelijke verschillen zien tussen de opgehoogde en de niet opgehoogde dwarsprofielen en in het veld was altijd duidelijk een zandtong zichtbaar in de beek, die de overgang tussen het beïnvloede en niet beïnvloede deel van de beek aangaf. Er waren geen visuele aanwijzingen voor grootschalig transport van zand door de kolom, omdat benedenstrooms van de zandtongen geen zones met verstrooid zand aanwezig waren. Dit is echter niet met metingen van transport van sediment op verschillende hoogtes in de waterkolom gevalideerd. Op één locatie was zichtbaar dat wanneer de afstand tussen houtpakketten relatief groot was en er dus geen drempelwerking optrad, het zand zich sneller en verder naar benedenstrooms verplaatste. Toch was deze verplaatsing niet dusdanig dat dit grote risico's voor benedenstrooms met zich meebracht, zoals ongewenste aanzandingen; bij het eerstvolgende houtpakket stopte de zandtong weer. Anderzijds heeft de relatief geringe mobiliteit van het zand (tenminste binnen de meetperiode) tot gevolg dat suppleren op grote afstand van een doeltraject, bijvoorbeeld

omdat een locatie niet bereikt kan worden met machines, weinig effectief is. Deze effectiviteit wordt ook nog eens verminderd wanneer er houtpakketten aanwezig zijn tussen doeltraject en de suppletielocatie. Deze drempels moeten dan eerst overwonnen worden voordat het zand het doeltraject kan bereiken. Samenvattend bleek dat de door de suppletie beïnvloede beeklengte relatief klein is en afhankelijk van de afstand tussen de aanwezige houtpakketten.

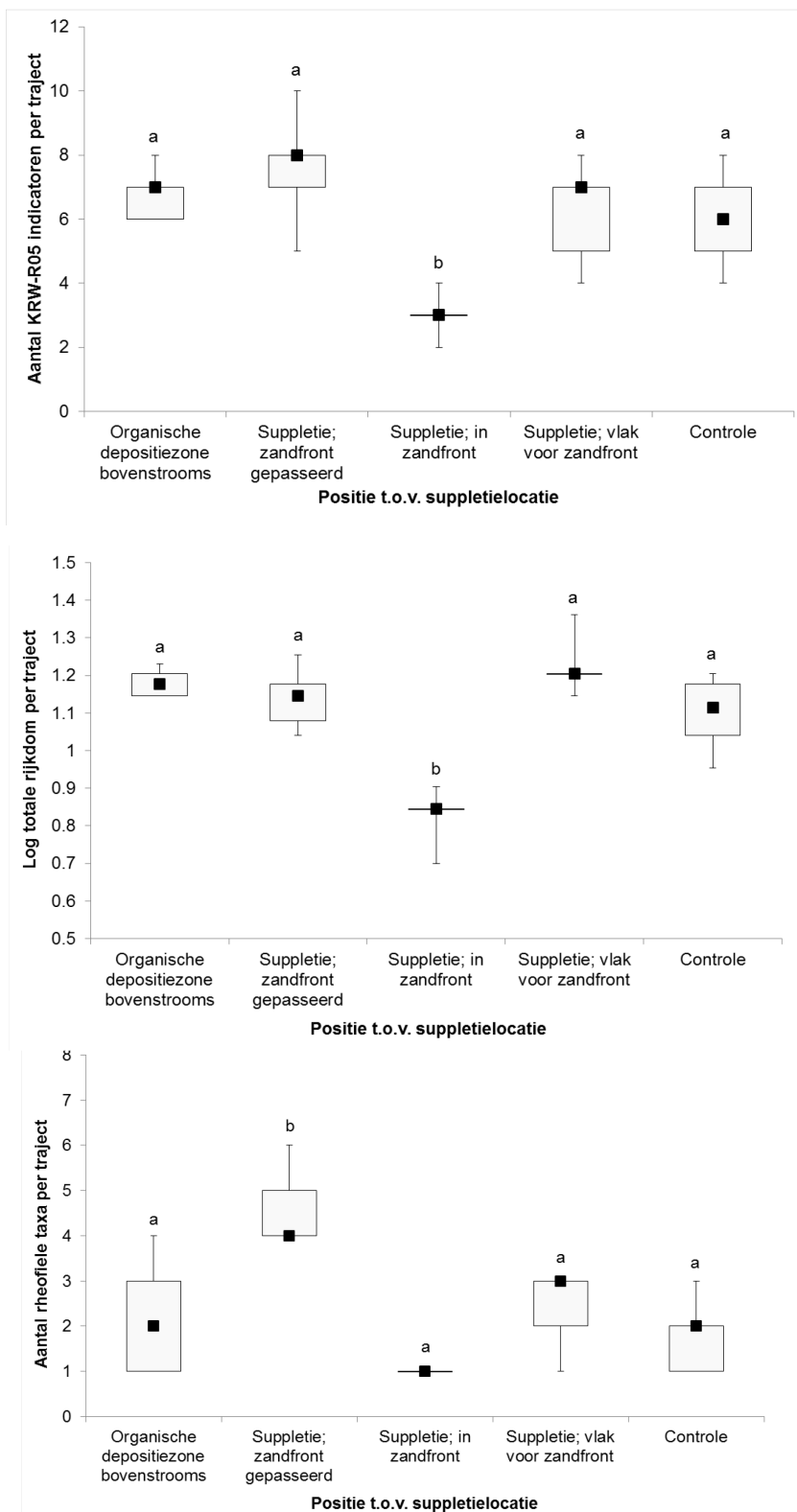
Opvallend was dat bijna de helft van het gesuppleerde volume zand na het inbrengen verdween, waarschijnlijk als gevolg van veranderingen in de pakking van de zandkorrels. Bij het bepalen van de benodigde volumes bij een zandsuppletie is het dus belangrijk hiermee rekening te houden, zodat de juiste volumes gesuppleerd worden. De pakking van het zand bleek hoog; een vergelijking van de indrukbaarheid van de bodem tussen verschillende beektrajecten liet zien dat niet de zandtong, maar vooral de organische depositiezone bovenstrooms de suppletielocaties een zeer zachte bodem had.

Biologische effecten

In de Hierdense beek is ook onderzocht of de zandsuppletie effect had op de aanwezige macrofauna. In de zandtong die ontstond na suppletie werden vier maanden na de tweede suppletie van 2014 lagere aantallen macrofauna taxa en KRW-indicatoren gevonden. Dit geeft aan dat macrofauna verstikt of verdreven wordt door de zandsuppletie. Daarbuiten, inclusief de zone waar het zandfront al gepasseerd was, weken de aantallen niet af van de controle. Een herhaling van de metingen op de locaties in het zandfront nog eens vier maanden later liet een herstel van de levensgemeenschap zien; er treedt 'rijping' op van het systeem. Er is dus duidelijk sprake van kolonisatie vanuit de omliggende, niet beïnvloede delen van de beek; via de lucht (volwassen insecten), via drift vanuit stroomopwaarts gelegen populaties of door dieren die zich actief naar de nieuw gevormde plekken hebben verplaatst (Figuur 6.19).

Gezien deze bevindingen is het dus belangrijk dat er altijd trajecten in de beek onaangetast blijven, zodat deze als bron van kolonisten kunnen dienen voor de beïnvloede trajecten. De zogenoemde veerkracht van het systeem ('resilience') moet op peil blijven, omdat de situatie in de zandtong negatief is voor de beekmacrofauna (maar weinig soorten in staat zijn de suppletie te weerstaan; de zogenoemde 'resistance' is laag). Er moet dus naar gestreefd worden de zandtong in omvang zo beperkt mogelijk te houden ten opzichte van de totale beeklengte. Als er van de in de Hierdense beek gemeten benedenstroomse beeklengtes met een impact van de suppleties wordt uitgegaan dan gaat het om een beïnvloeding die ligt tussen de 4 tot 12% van de totale beeklengte (op basis van de 7 suppletielocaties en een beeklengte van 8 kilometer). Naast de keuze van de beeklengte waarover gesuppleerd wordt en de hoeveelheid materiaal dat wordt ingebracht, kan de grootte van de zandtong worden bepaald aan de hand van de afstand tussen houtpakketten of andere structuren die als drempel kunnen fungeren.

De suppletie heeft geleid tot een verhoging van de substraatheterogeniteit en de stroomsnelheid op plekken waar het zandfront gepasseerd is. Stromingsminnende soorten macrofauna profiteerden van deze situatie. Op de plekken waar het zandfront gepasseerd was, ontstond een mozaïek van verschillende substraten (gedomineerd door zand, grind, fijne en grove detritus en hout) en lag de stroomsnelheid hoger dan in de andere trajecten. Opvallend was de vorming van grindbedden. Dit grind was meegekomen met het plagzand en werd door het water gesorteerd, waardoor het als zwaarste materiaal op de plek van inbrengen achterbleef. Submerse vegetatie, met name waterranonkel, werd ingevangen in de snelstromende delen door het hout en kwam daar tot ontwikkeling. In de macrofaunamonsters van deze trajecten werden relatief veel stromingsminnende soorten aangetroffen, die blijkbaar in staat waren deze plekken binnen vier maanden te koloniseren. Hoe de situatie zich op de langere termijn ontwikkelt, wanneer er niet telkens een 'pioniersituatie' ontstaat door nieuwe suppleties is nog niet onderzocht.



Figuur 6.19: Effecten van de zandsuppletie op macrofauna voor A) de totale taxarijkdome en B) het aantal positief kenmerkende taxa voor KRW-type R5 per traject. C) het aantal rheofiele (stromingsminnende) taxa ($n = 5$). Boxen geven het 25-75% percentiel weer rondom de mediaan (zwarte vierkant) en de lijnen de minimum en maximum waarde. De gemiddelden voor trajecten met verschillende letters zijn significant verschillend.

Figure 6.19: Effects of the sand addition on macroinvertebrates for A) total taxon richness and B) number of positive indicative taxa for WFD type R5 per stretch. C) The number of rheophilic (flow-preferrent) taxa ($n = 5$). Boxes show the 25-75% percentile around the median (black square) and the lines the minimum and maximum value. The mean for stretches with different letters are do differ significantly.

Beektrajecten met een organische bodem van fijne en grove detritus, zoals deze voor de suppleties al aanwezig waren over grote trajecten en nieuw zijn ontstaan als gevolg van de opstuwung van water net bovenstrooms de suppletielocaties bleken vergelijkbare aantallen taxa en KRW indicatoren te bevatten in vergelijking met andere trajecten. Belangrijk hiervoor was de bevinding dat het zuurstofgehalte van het beekwater vlak boven de bodem relatief hoog was (meetpunt met de laagste waarden hadden een gemiddeld verzadigingspercentage van 71%) en geen grote fluctuaties tussen dag en nacht optraden. Perioden met zuurstoftekorten traden dus niet op in de organische trajecten, zelfs niet in een relatief diep deel van beek. Dit ondanks zomerse omstandigheden met een luchttemperatuur van maximaal 25°C in de meetperiode. De depositie van organisch materiaal in de stagnerende zone bovenstrooms de suppletie had geen negatieve effecten op de levensgemeenschap van de Hierdense beek.

De doelen van het Hierdense beek project waren het opvullen van diepe putten in de beekbodem en het verbinden van beek en beekdal. Het onderzoek met de zandsuppletie en het inbrengen van dood hout heeft laten zien dat de zandtong zich traag stroomafwaarts verplaatst. Om de gestelde doelen op korte termijn te bereiken, is het dus efficiënter zand te suppleren op die plekken waar dit nodig is in plaats van verder bovenstrooms en de stroming het werk te laten doen.

Zuurstofmetingen en macrofaunabemonsteringen hebben laten zien dat het opvullen van de diepe putten in de beekbodem eigenlijk geen meerwaarde heeft, omdat deze organische zones zowel typische beeksoorten bevatten (KRW-indicatoren voor het type R5) als dat het zuurstofniveau in de zomer vlak boven de bodem voldoende hoog is voor de levensgemeenschap. De grootste ecologische winst is dus te bereiken op plekken waar bodemophoging op korte termijn leidt tot verbinding tussen de beek en het beekdal; of de plekken waar de beek het snelst op het niveau van het maaiveld gebracht kan worden. De combinatie houtpakketten (die als bodemdrempel fungeren) en zandsuppletie zal hier relatief snel tot resultaat leiden.

6.4 Verbinden van beek en dal

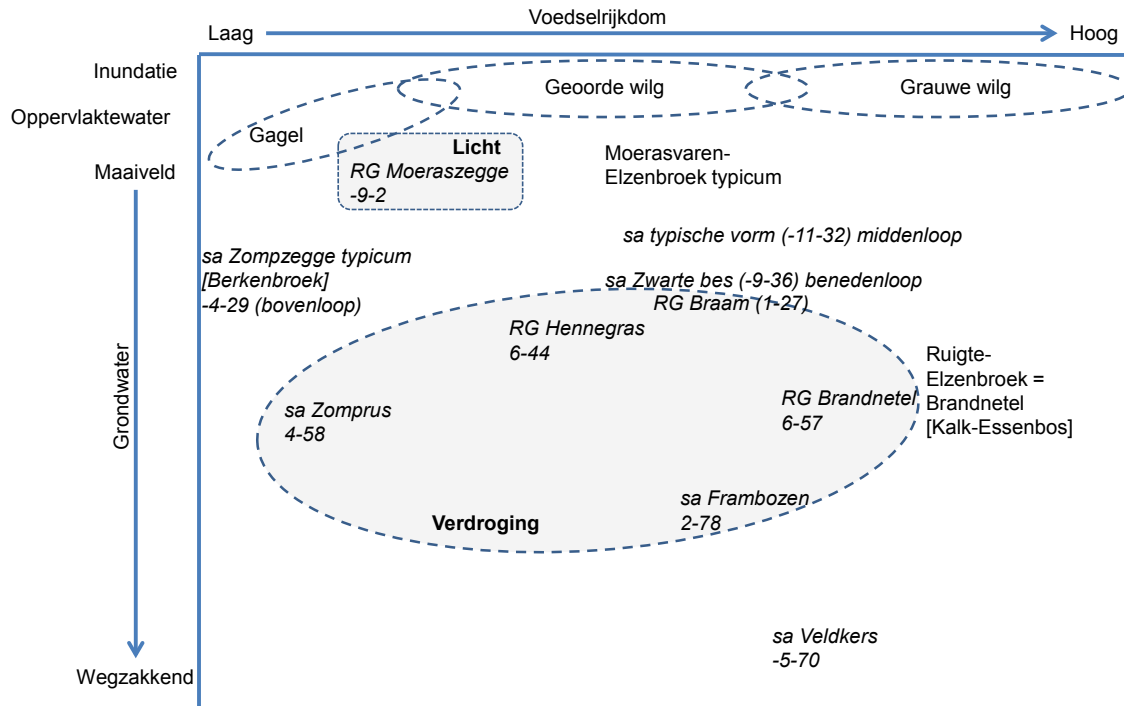
Al eerder in dit hoofdstuk bleek dat beekherstel hand-in-hand gaat met inundaties van het beekdal. Feitelijk is een belangrijk streven van beekdalherstel het herstellen van de land-water overgang of natte dwarsgradiënt. De geleidelijke overgang van beek naar droog dal draagt een hoge biodiversiteit en is belangrijk voor verschillende ecosysteemdiensten zoals waterveiligheid.

Casus Geeserstroom

In 2015 zijn voor het beekdal van de casus Geeserstroom oppervlaktewaterstanden en grondwaterstanden verzameld. Samen met kaarten van de drooglegging bij een lage en een hoge afvoer van Waterschap Vechtstromen zijn kaarten afgeleid met lage en hoge grondwaterstanden (Figuur 6.21 Figuur 6.22). De grondwaterstandskarten geven globale beelden van de standen die rond de GLG en GHG op kunnen treden. Mogelijk zijn de standen in sommige kwelzones wat te laag en de lage standen op de plekken met keileem, als de grondwaterstanden tot daaronder wegzakt, wat te hoog. In meer uitzonderlijke gevallen komen er lagere grondwaterstanden voor dan de berekende lage grondwaterstanden. Het gaat om hooguit een klasse verschil.

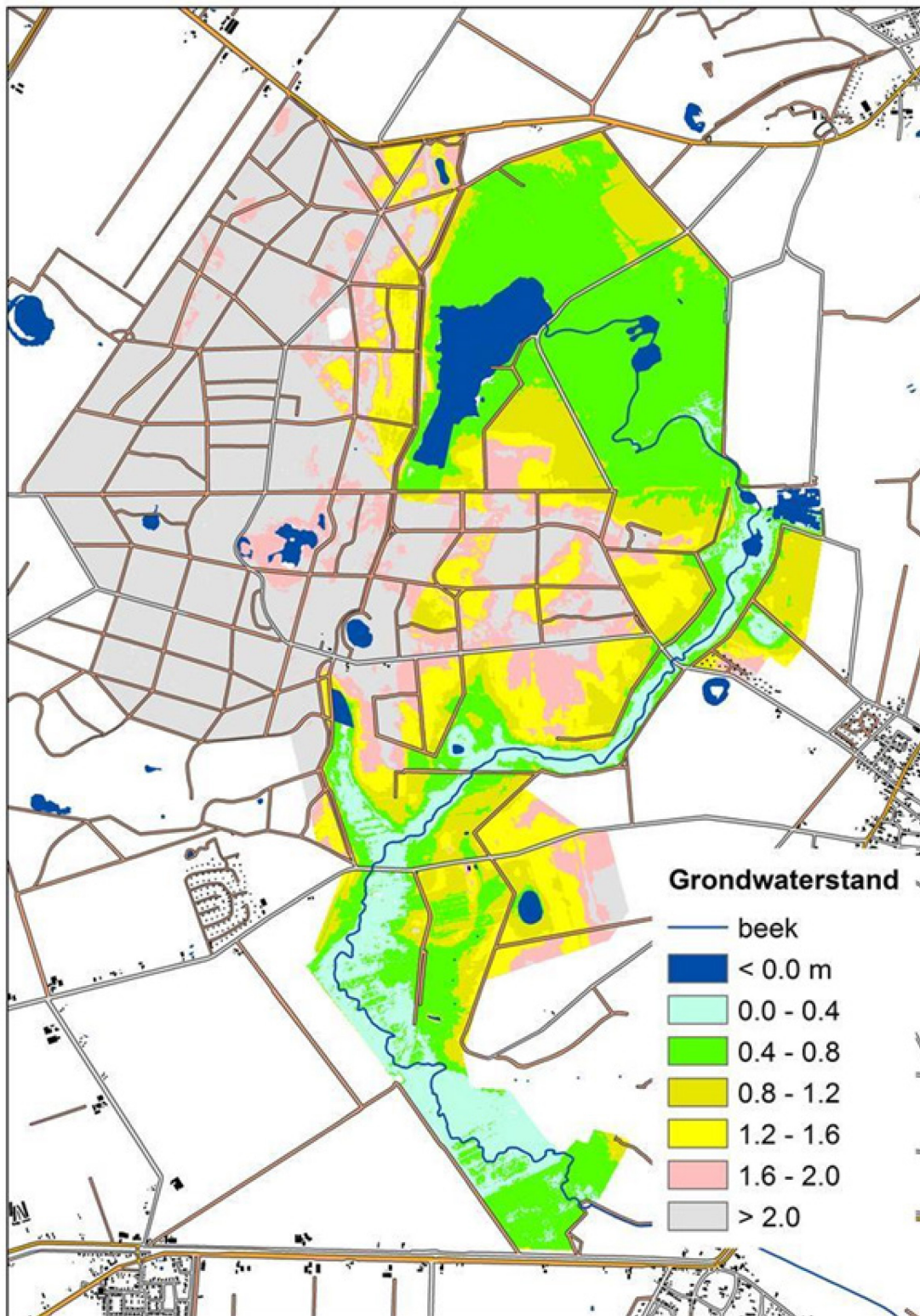
De combinatie bodemtype, hoge en lage grondwaterstand en voedselrijkdom (nabij de beek en in het inundatiegebied is steeds van hypertrofie uitgegaan) is 'vertaald' naar de potentieel natuurlijke bosvegetatie in het dal van de Geeserstroom (Tabel 6.2, Figuur 6.20). De belangrijkste indelingen van broekbossen zijn die van van der Werf (1991), De Fré & Hoffmann 2002) en Runhaar et al. (2013). De laatste indeling sluit direct aan op de 'Vegetatie van Nederland'. Op basis van gemiddelde grondwaterstand en voedselrijkdom is voor de in beekdalen relevante broekbostypen een samenhang gemaakt (Figuur 6.20). Met dit schema is het mogelijk de broekbossen die in het dal van de Geeserstroom te verwachten

zijn in te vullen. De verdeling van de bostypen in de richting loodrecht op de beekloop geeft een goed beeld van hoe de potentiële dwarsgradiënt eruit zou kunnen zien en ook hoe breed of smal die in het landschap is.

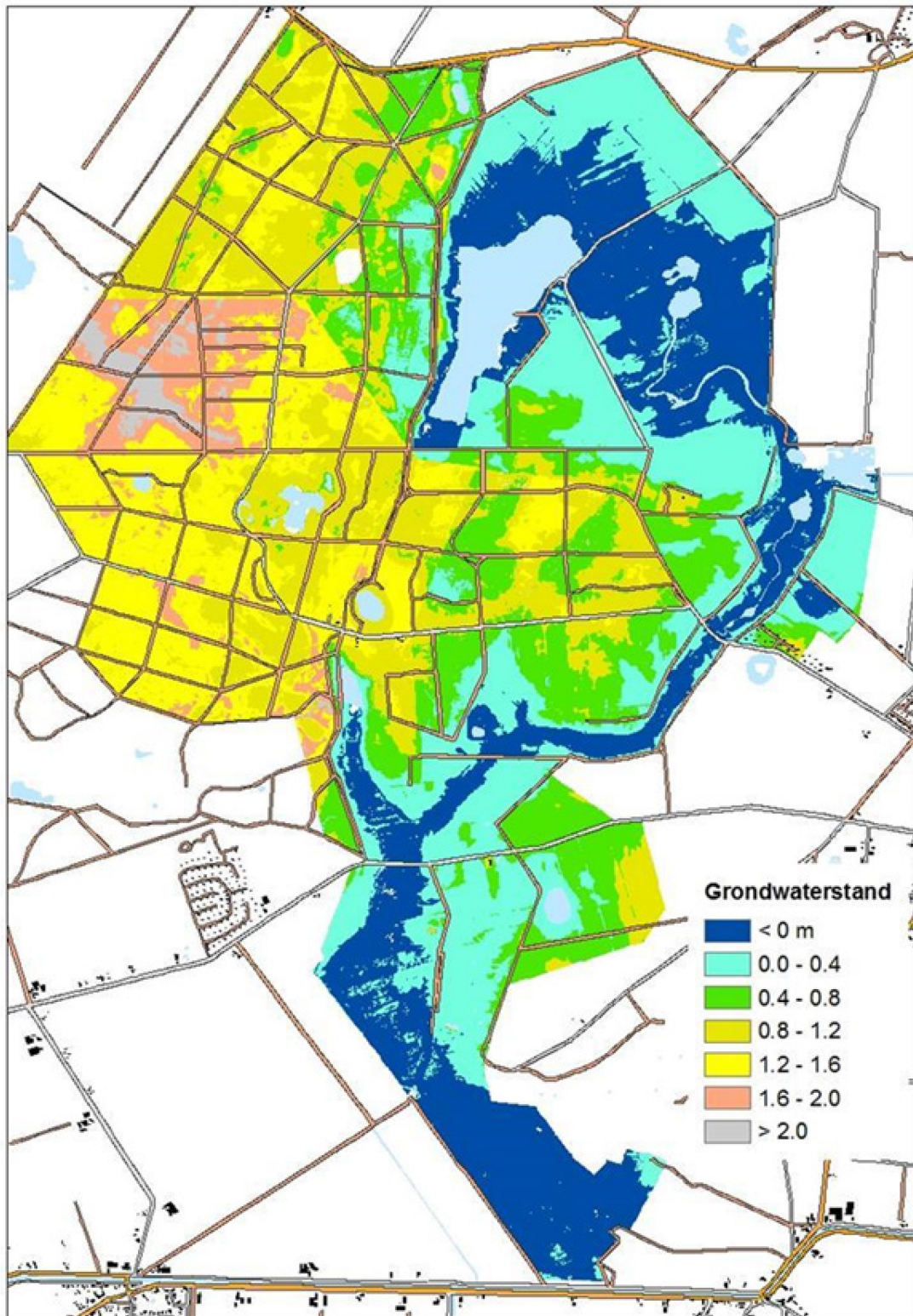


Figuur 6.20: Samenhang tussen de verschillende voor beekdalen relevante elzenbroekbossen, de wilgenbossen en het gagelstruweel (cijfers GHG, RG = rompgemeenschap, sa = subassociatie).

Figure 6.20: Coherence between the various alder swamp, willow swamp and bog myrtle swamp forests (GHG, RG = rudimentary community, sa = subassociation).



*Figuur 6.21: Lage grondwaterstanden in het stroomgebied van de Geeserstream.
Figure 6.21: Low groundwater tables in the Geeserstream catchment.*

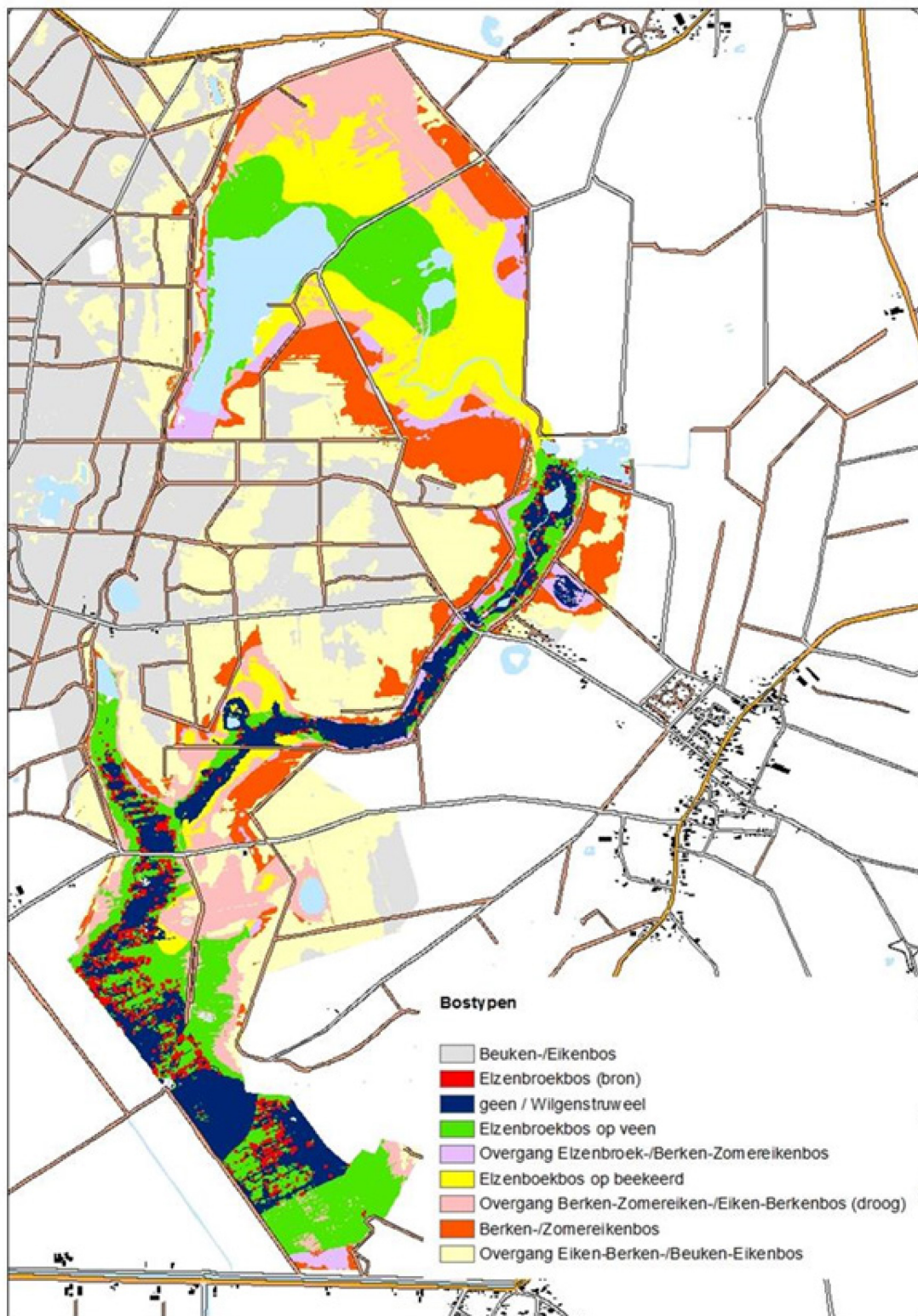


*Figuur 6.22: Hoge grondwaterstanden in het stroomgebied van de Geeserstream.
 Figure 6.22: High groundwater tables in the Geeserstream catchment.*

Tabel 6.2: Bodemtype, gemiddelde grondwaterstand in zomer en winter voor en na de ingreep (zie paragraaf 3.6) en te verwachten potentieel natuurlijke (broek)bosvegetatie in het dal van de Geeserstroom.

Table 6.2: Soil type, average groundwater level in summer and winter before and after the restoration (see paragraph 3.6) and expected potential natural (swamp)forest vegetation in the Geeserstroom valley.

Bodemtype	Voormalige Gt	Nieuwe grondwaterstand	Te verwachten broekbostype
Moerige eerdgrond/ Broekeerdgrond vWzt (Wz1), fvWzt	GHG <40 GLG 80-120	'brongebied' GHG <0 GLG 0-40 >< Bollema nabij loop GG <0 verder af van loop GG 0-40	Elzenbroek: RG Brandnetel (overgaand in RG Braam en op kwelplekken sa Zwarte bes en typische vorm) Geen broekbos en plekken Wilgenstruweel: Geoorde wilg Elzenborek: RG Braam
Beekeerdgrond met lemig fijn zand (fpZg23t, pZg23(t), fpZg23x) (Pz1)	GHG <40 GLG 80-120	nabij loop GHG <0 GLG 0-40 nabij loop GG <0 dalrand GHG 0-40 GLG 40-80	Elzenbroek: RG Brandnetel (overgaand in Rg Braam en op kwelplekken sa Zwarte bes en typische vorm) Geen broekbos en plekken Wilgenstruweel: Geoorde wilg Elzenbroek: sa Framboos
Madeveengrond ((f)aVz(t)) (V2)	GHG <0 GLG 50-80	nabij loop GHG <0 GLG 0-40 nabij loop GG <0	Elzenbroek: RG Brandnetel (overgaand in Rg Braam en op kwelplekken sa Zwarte bes en typische vorm) Geen broekbos en plekken Wilgenstruweel: Geoorde wilg
Laarpodzol (cHn23x) (Hn5/6)	GHG <40 GLG >120	GHG 0-40 GLG 40-80 GHG 40-80 GLG 80-120 GHG 120-160 GLG >200	Elzenbroek: RG Hennegras (minder dynamisch) en overgaand in RG Framboos (meer dynamisch) Berken-Zomereikenbos (vochtiger) Eiken-Berkenbos (droger) Beuken-Eikenbos
veldpodzolgronden (Hn21) (Hn3/4)	GHG 80-140 GLG >120	GHG 40-80 GLG >80	Berken-Zomereikenbos (vochtiger) Eiken-Berkenbos (droger)



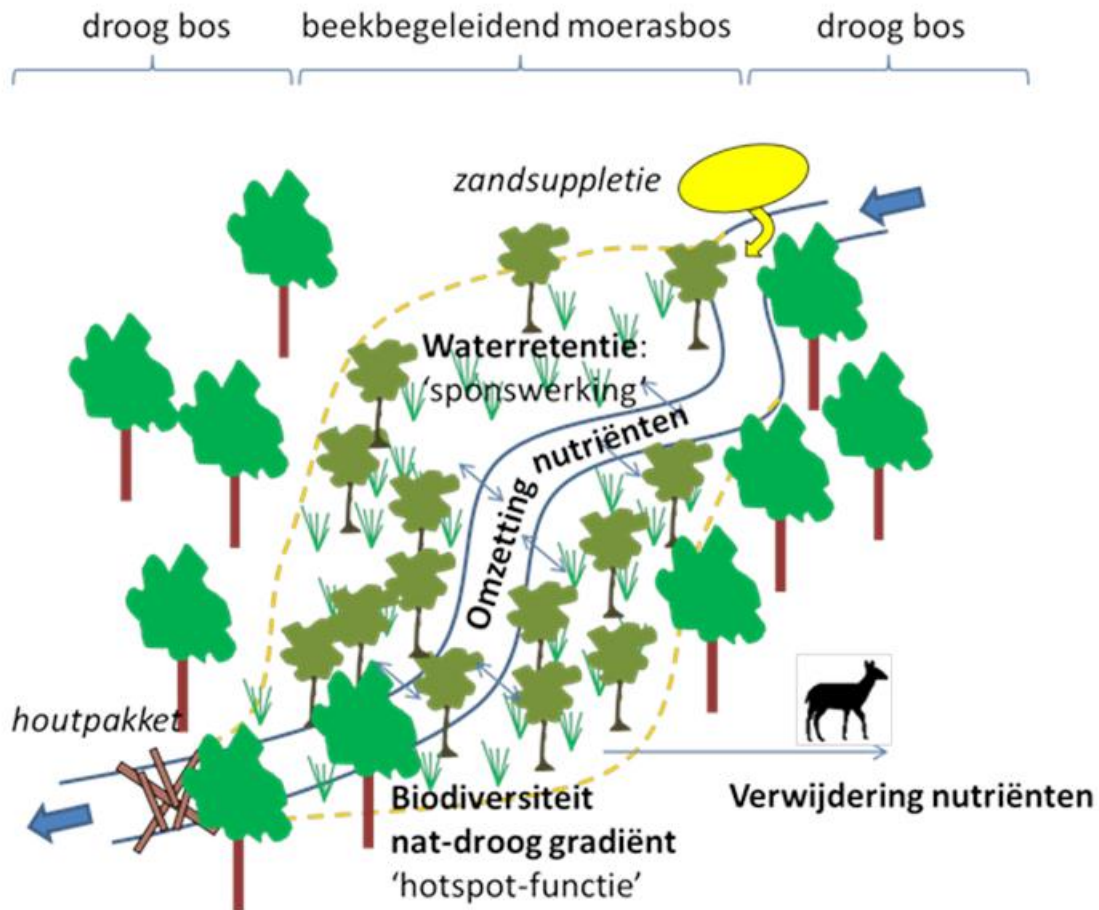
Figuur 6.23: De potentiële bostypen in het dal van de Geeserstream.

Figure 6.23: Potential forest types in the valley of the stream Geeserstream.

Casus Hierdense beek

Het verbinden van beek en beekdal is inmiddels op een suppletielocatie in de Hierdense beek geslaagd. Door de verbinding is de oeverzone vernat en zijn nat-droog gradiënten met een duidelijk zichtbare verandering in de oevervegetatie en vegetatie verder van de beek af ontwikkeld. Waarschijnlijk heeft dit ook positieve consequenties voor de rest van de levensgemeenschap, zoals ongewervelden (habitat en voedsel) en (grote) zoogdieren (voedsel) in het hogerop gelegen droge bos. Deze veranderingen worden op dit moment echter niet goed gekwantificeerd. Uiteindelijk zou deze vernatte zone kunnen veranderen van een droog bos naar een beekbegeleidend bos (elzenbroek), zoals dit ook in het verleden aanwezig was. Echter, zaailingen moeten wel de kans krijgen te kiemen en zich te ontwikkelen. Gezien de hoge dichtheden aan wild in het Leuvenumse bos is dit nog wel een aandachtspunt, omdat te hoge graasdruk ervoor kan zorgen dat een beekbegeleidend bos niet tot ontwikkeling kan komen. Deze ontwikkelingsrichting zou verder onderzocht moeten worden. Voordeel van een goed ontwikkeld beekbegeleidend bos is, naast de hoge biodiversiteitswaarde, dat deze zones optreden als een 'spons'; water wordt langer vastgehouden, waardoor het bos kan worden ingezet als buffer van afvoerpieken en voor waterconserving in perioden van droogte (Figuur 6.23). Verder heeft het beekbegeleidend bos een open bladerdak, waardoor meer licht de beek kan bereiken dan bij beschaduwing door bijvoorbeeld beuk of eik. Ook ontstaan open plekken op de natste locaties, omdat bomen hier niet stand kunnen houden. Dit leidt tot plaatselijke waterplantenontwikkeling (bijv. meer velden met waterranonkels) in de beek, wat weer positief doorwerkt op de aquatische levensgemeenschap, omdat het habitat, voedsel en schuilplaatsen biedt voor bijvoorbeeld macrofauna en vis. Op grotere open plekken ontstaat een moeras. Deze moerassen kunnen een belangrijke invloed uitoefenen op de nutriëntengehalten in de beek (Figuur 6.24). De metingen lieten bijvoorbeeld zien dat er tijdens afvoerpieken nog altijd te hoge fosfaatgehalten gemeten worden in de beek. Deze voedingsstoffen kunnen door moerasvegetaties worden afgevangen, zeker wanneer door begrazing van de moerasvegetatie door groot wild een deel van de biomassa afgevoerd wordt verder het bos in. Op zijn beurt stimuleert de mest van de dieren weer de productie in het verder voedselarme droge bos. Dit proces zou verder gekwantificeerd kunnen worden door gericht metingen uit te voeren in de nieuw ontstane moerassen wat betreft nutriëntenbudgetten (waar worden voedingsstoffen opgenomen en dalen de nutriëntengehaltes tijdens piekafvoeren) en de mate van sponswerking van verschillende delen van het gebied (waar wordt het water het meest efficiënt vastgehouden).

In twee situaties is verbinding tussen beek en beekdal niet goed mogelijk: daar waar de beek zeer diep ligt omdat daar een voormalig stuifduin doorgraven is en op plekken waar wallen langs de (gekanaliseerde) beek opgeworpen zijn. Suppleren heeft dan weinig zin, omdat het maaiveld niet bereikt kan worden met de huidige maatregelen. Alternatief voor het suppleren van zand in de beek zou hier het plaatselijk in de beek schuiven van de wallen zijn, waardoor de beek hoger in het landschap komt te liggen en de bovengenoemde verbinding tussen beek en beekdal hersteld kan worden. In het geval van de stuifduinen kan bekeken worden of de beek een meer natuurlijkere weg zou kunnen volgen door de laagtes die al in het gebied aanwezig zijn.



Figuur 6.24: Schematisch overzicht van de functies en ecosysteemdiensten van met de beek verbonden laagtes.

Figure 6.24: Scheme of ecosystem functions and services of the inundation areas in the stream valley.

6.5 Balans in hydromorfologische processen en heterogeniteit

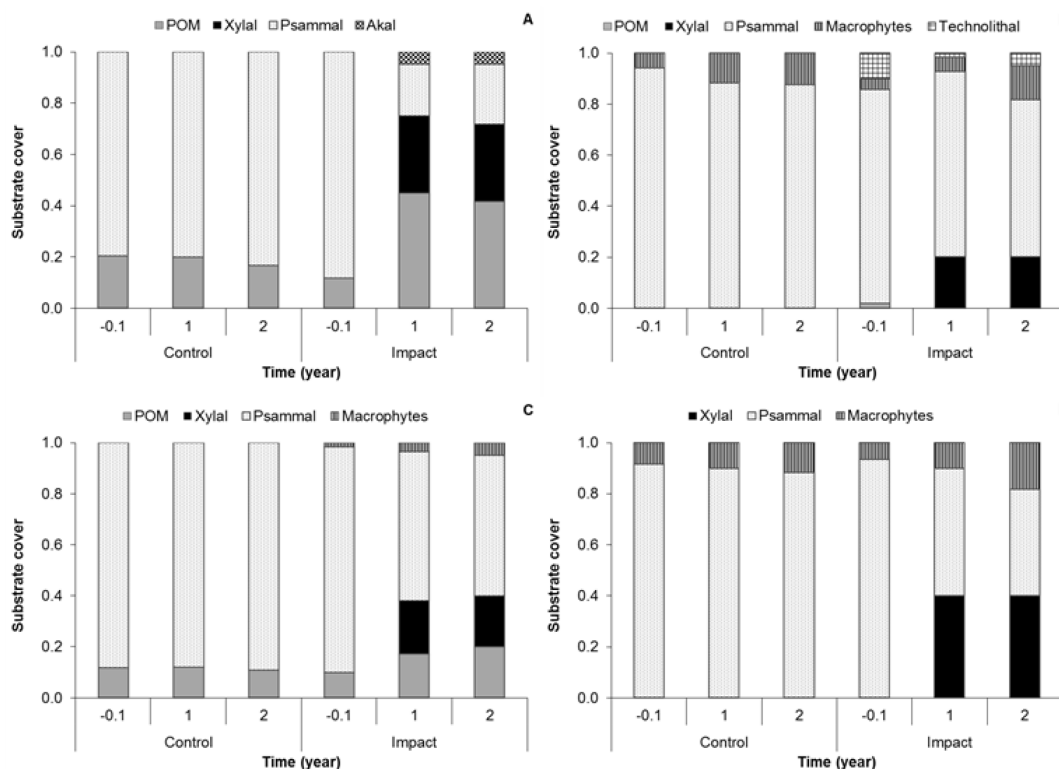
Nederlandse beken kennen nauwelijks grootschalige morfologische dynamiek, maar wel kleinschalige morfodynamiek (Eekhout & Hoijtink 2014). Op kleine ruimtelijke en temporele schaal vinden veranderingen plaats in de bodemhoogte, zo ontstaan en verdwijnen stromingskuilen en vormen zich zandribbels waarachter organisch materiaal wordt afgezet (Eekhout & Hoijtink 2014). Juist objecten in de beek dragen in belangrijke mate bij aan kleine ruimtelijke en temporele veranderingen of dynamiek. Objecten zoals waterplanten of pakketten dood hout in een beek verlagen de gemiddelde stroomsnelheid en verhogen de lokale turbulentie. Beide processen hebben direct invloed op de waterafvoer, het transport van opgeloste stoffen en 'zwevende' deeltjes, en de substraatpatronen in en rondom nabij het object (Chambers et al. 1992; Sand-Jensen 1998). Aan pakketten met dood hout is weinig onderzoek gedaan naar de hydraulische processen, meer is bekend van de processen in plantenpakketten. Beide type pakketten zijn onderling redelijk vergelijkbaar. Tussen de stengels van de macrofyten in een pakket is de stroomsnelheid laag en sedimenteren kleine deeltjes, terwijl in de open zones tussen pakketten/plukken met macrofyten hoge stroomsnelheden en erosie optreden (Sand-Jensen & Mebus 1996). Deze ruimtelijke variatie in stroomsnelheden is minder uitgesproken bij waterplanten met een ijle structuur, zoals soorten met gestroomlijnde bladeren, dan bij waterplanten met een dichte structuur. Hetzelfde geldt voor houtpakketten met een meer open structuur en dunnere takken t.o.v. een pakket met een dichte structuur en dikke stammen. Waterplanten zijn vaak wel buigzamer dan dood hout.

Het stromingspatroon in een niet begroeiende of kale beek neemt een logaritmisch patroon aan in de verticaal (van bodem naar water oppervlak). In een beek met objecten wordt de stroomsnelheidsverdeling heel anders doordat in een pakket de stroomsnelheid sterk afneemt en boven en langs het pakket juist toeneemt (Carling 1996). Door de wervelingen die langs het pakket ontstaan er grote verschillen in snelheid in de tijd (Gordon et al. 1992).

De stromingspatronen en wervelingen die in een pakket ontstaan kunnen invloed hebben op de ecologische processen, vooral verblijftijd van water en transport van opgeloste stoffen en deeltjes. Sand-Jensen & Pedersen (1999) maten een vertraging in de orde van minuten in plantenpakketten van 2-5 m. Dit betekent dat er nauwelijks tot geen effecten op productie en decompositie processen optreden. De reststroming in de pakketten zorgt ook voor voldoende uitwisselingen die microbiële groei, algenontwikkeling en macrofauna stimuleert. De lage stroomsnelheid in het pakket zorgt wel voor depositie van zwaardere deeltjes, zoals slib en fijn zand.

Belangrijker zijn de stromingspatronen en wervelingen die voor, langs en na een pakket ontstaan. Deze stromingen zorgen voor een grote ruimtelijke variatie in substraattypen en stroomsnelheden. Naast variatie in substraattypen speelt de stabiliteit van ieder type. Stabiele plekken bieden schuilplaatsen aan beekorganismen, vooral tijdens perioden van verstoringen, zoals piekafvoeren (Townsend et al. 1997).

In het project beekdalbreed hermeanderen zijn dood hout pakketten ingebracht en gemonitord op effecten op zowel substraatpatronen rondom de pakketten en op macrofauna. Deze gegevens zijn nu geanalyseerd. Voor de Hierdense beek, Lunterse beek, Tongelreep en Tungelroyse beek zijn de substraattypen in een controle traject vergeleken met een dood hout traject (Figuur 6.25). Analyse van deze data in dit project laat zien dat in alle beken een toename in substraattype en variatie optreedt.



Figuur 6.25: De verdeling van substraattypen in de Hierdense beek (A), Lunterse beek (B), Tongelreep (C) en Tungelroyse beek (D) voor en na het inbrengen van dood hout. De substraatbedekking is geschat in trajecten van 20 m rondom een pakket voor, en 1 en 2 jaar na het inbrengen.

Figure 6.25: The distribution of substrate types in the streams: Hierden stream (A), Lunterse beek (B), Tongelreep (C) and Tungelroyse beek (D) before and after the introduction of coarse woody debris. The substrate coverage is estimated over 20 m sections around a dead woody debris package before, and 1 and 2 years after introduction.

Het effect van het inbrengen van dood hout werkt ook door in de samenstelling van de macrofauna (Tabel 6.3). Er treden vaker stromingsminnende soorten op in hogere aantallen in en rondom een houtpakket.

Tabel 6.3: De respons, in termen van frequentie van voorkomen of abundantie, van macrofauna op het inbrengen van dood hout; + = een toename, 0 = geen verandering, - = een afname.

Table 6.3: The response, in terms of frequency of occurrence and abundance, of macroinvertebrates to the introduction of dead woody debris; += increase, 0=no change, -=decrease.

<i>Taxon</i>	<i>Taxonomische groep</i>	<i>Negatief effect</i>	<i>Neutraal</i>	<i>Positief effect</i>
<i>Bathynomphalus contortus</i>	Gastropoda	1	2	
<i>Bithynia</i> sp.	Gastropoda	1	2	
<i>Physa fontinalis</i>	Gastropoda			3
<i>Sphaerium</i> sp.	Bivalvia		2	1
<i>Pisidium</i> sp.	Bivalvia	1	3	
<i>Glossiphonia</i> sp.	Hirudinea		2	1
<i>Erpobdella</i> sp.	Hirudinea		1	3
Oligochaeta	Oligochaeta		1	3
<i>Asellus aquaticus</i>	Isopoda			4
<i>Gammarus</i> sp.	Amphipoda		2	1
<i>Orectochilus villosus</i>	Coleoptera			3
<i>Baetis vernus</i>	Ephemeroptera			3
<i>Caenis horaria</i>	Ephemeroptera		2	1
<i>Sialis lutaria</i>	Megaloptera		3	
<i>Chironomus</i> sp.	Diptera	1	1	1
<i>Cryptochironomus</i> sp.	Diptera	1	1	1
<i>Micropsectra</i> sp.	Diptera		2	1
<i>Microtendipes</i> sp.	Diptera	1	2	
<i>Prodiamesa olivacea</i>	Diptera		2	1
Ceratopogonidae	Diptera		3	1
<i>Conchapelopia</i> sp.	Diptera		2	2
<i>Polypedilum</i> sp.	Diptera			4
<i>Simulium</i> sp.	Diptera		1	3
<i>Hydropsyche</i> sp.	Trichoptera			3
<i>Lype</i> sp.	Trichoptera			3
<i>Mystacides</i> sp.	Trichoptera	1		2
Limnephilidae	Trichoptera	1	1	2

6.6 Stofstromen

Overstroming en doorstroming met beekwater heeft grote invloed op de nutriëntenhuishouding in het beekdal doordat met het beekwater nutriënten worden aangevoerd. Dat kan niet alleen in de beek maar ook in de aangrenzende beekdalvlakte leiden tot verhoging van de productiviteit (eutrofiëring). Aanvoer van nutriënten kan plaatsvinden in opgeloste vorm en in de vorm van nutriënten gebonden aan slib. Behalve door externe eutrofiëring (aanvoer nutriënten door de beek) kan inundatie en aanvoer van redox actieve stoffen ook leiden tot interne eutrofiëring, het dat wil zeggen het vrijkomen van nutriënten uit de overstroomde bodem. Verder dient onderscheid te worden gemaakt

tussen overstromingen, waarbij bij grote afvoeren de beek uit zijn oevers treedt, en doorstroming, waarbij water gedurende een groot deel van het jaar oppervlakkig wordt afgevoerd en er geen duidelijke stroomgeul aanwezig is.

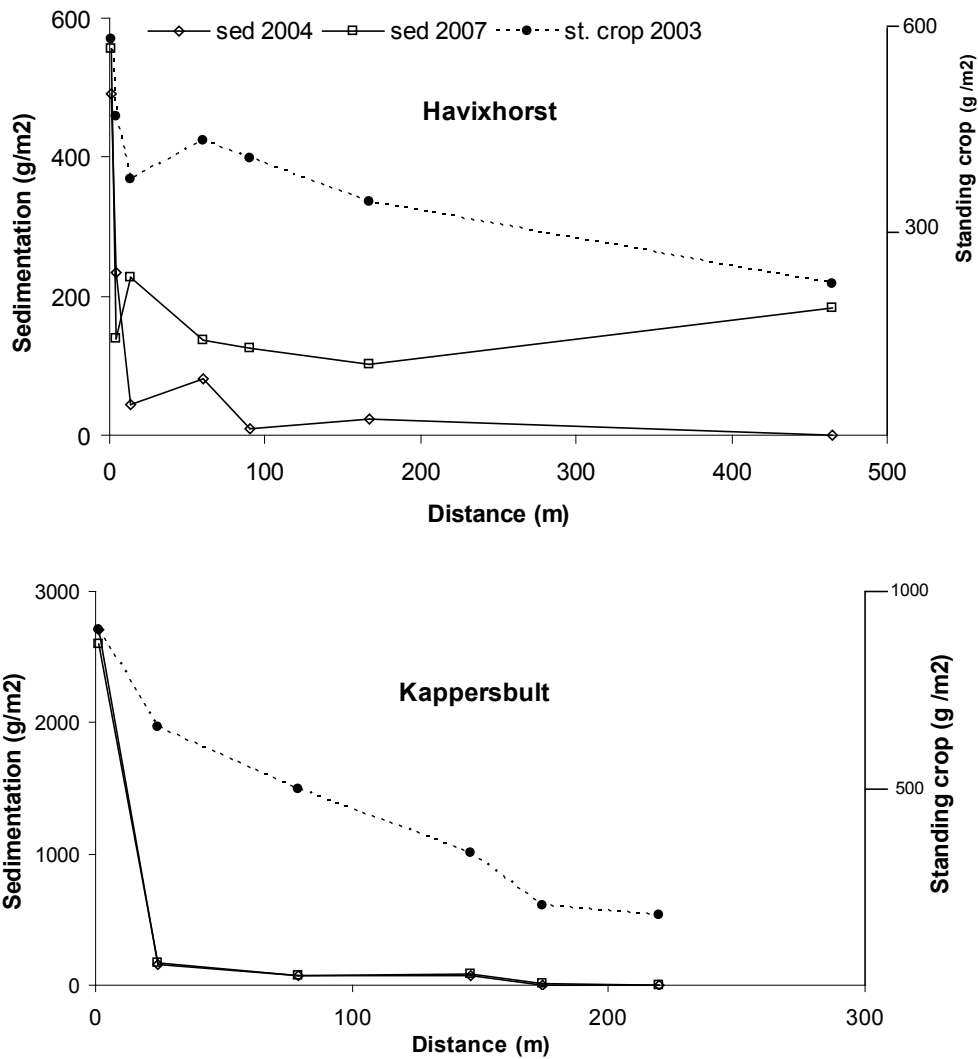
Overstromingen vinden normaliter plaats tijdens piekafvoeren, op het moment dat veel slib van de bodem wordt opgewerveld. Dit slib wordt bij inundatie afgezet in het beekdal. Slib kan verdeeld worden in zwaardere en lichtere primaire deeltjes. De laatste bestaan vooral uit geflocculeerde organische deeltjes (Walling & Woodward 2000). De slibafzetting in het geïnundeerde beekdal hangt samen met de vracht in het beekwater (m.a.w. de bovenstroomse toevoer a.g.v. het langdgebrauk) (Asselman et al. 2003), de inundatie frequentie (Middelkoop et al. 2002), de turbulentie en stroomsnelheid in de inundatievlakte die afhankelijk is van onder meer de waterdiepte tijdens de inundatie en de mate van doorstroming (Thonon et al. 2005), de topografie van de overstromingsvlakte (Thonon 2006) en de inundatieduur (Moody & Troutman 2000). Uit het feit dat naar schatting driekwart van het aangevoerde slib niet tot benedenstrooms komt (Thonon 2006), kan worden afgeleid dat veel slib achterblijft in de overstromingsvlakte en daarmee potentieel een belangrijke eutrofiëringsbron vormt. Het meeste sediment, en dan vooral de grotere deeltjes, wordt afgezet dicht langs de rivier, waar de sterkste afname in stroomsnelheid optreedt (Figuur 6.26).

Hoeveel voedingsstoffen met het sediment worden aangevoerd is moeilijk te zeggen omdat hiernaar in regionale wateren nog maar weinig onderzoek is gedaan. Onderzoek in Denemarken (Kronvang 2003) laat zien dat bij overstroming met het sediment vele tientallen kilogrammen fosfaat per hectare (tot 65 kg P/ha) kunnen worden afgezet. Mitsch e.a. (1979) vonden een aanvoer van 36 kg P/ha in een moerasgebied aan de Cache-river, een zijrivier van de Ohio. Olde Venterink e.a. (2002) noemen hoeveelheden van 5 tot 20 kg P/ha en 11 tot 45 kg N/ha die bij een overstroming van de IJssel met het slib werden aangevoerd (Tabel 6.4). Daarbij werden de grootste hoeveelheden gemeten op plekken met een structuurrijke vegetatie waar veel slib wordt ingevangen.

Tabel 6.4: Hoeveelheden N en P die bij eenmalige overstroming van de IJssel met het slib werd aangevoerd. Uit: Olde Venterink e.a. 2002.

Structuurtype	N (kg/ha)	P (kg/ha)
Landbouw grasland	11	4.6
Semi-landbouw grasland	16	8.4
Riet	45	19.1
Bos	16	6.8

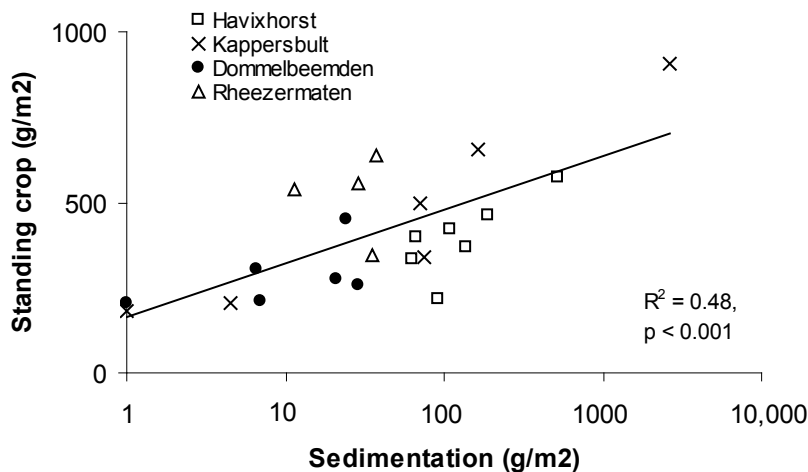
Door Sival et al. (2010) is onderzoek gedaan naar de hoeveelheid nutriënten die met sediment wordt afgezet in een aantal Nederlandse beekdaltrajecten. Ze komen tot schattingen die uiteenlopen van 0,1 to 50 kg/ha voor P en van 0,4 tot 92 kg/m² voor N.



Figuur 6.26 Afzetting van sediment in 2004 en 2007 (Sival et al. 2010) en de standing crop van hooilandvegetaties in 2003 (Runhaar en Jansen 2004) afgezet tegen de afstand tot de beek in de Havixhorst (Reestdal) en de Kappersbult (Drentse Aa).

Figuur 6.26: Deposition of sediment in 2004 en 2007 (Sival et al. 2010) and the standing crop of hayland in 2003 (Runhaar en Jansen 2004) in relation to the distance to the stream in the areas of 'de Havixhorst (Reestdal)' and the 'de Kappersbult (Drentse Aa)'.

Tussen de hoeveelheid sediment die wordt afgezet bij overstroming en de productiviteit van de vegetatie bestaat een duidelijke relatie, waarbij patronen in sedimentafzetting worden weerspiegeld in patronen in productiviteit (Figuur 6.27). In de door Runhaar en Jansen (2004) en Sival et al. (2010) onderzochte beekdaltrajecten kan bijna de helft van de variatie in de productiviteit van de vegetatie (gemeten aan de standing crop van hier aanwezige hooilandvegetaties) worden verklaard uit ruimtelijke verschillen in sedimentatie.



Figuur 6.27: Relatie tussen hoeveelheid sediment die wordt afgezet bij overstroming en de gewasproductie (afgeleid uit de standing crop) van hooilandvegetaties in een viertal Nederlandse beekdaltrajecten. Gebaseerd op gegevens Runhaar en Jansen (2004) en Sival et al. (2010).

Behalve met het slib worden bij overstromingen ook in het water opgeloste voedingsstoffen aangevoerd in de vorm van nitraat, ammonium en fosfaat. De hoeveelheden die op deze manier worden aangevoerd zijn echter beperkt, zeker wanneer rekening wordt gehouden met het feit dat slechts een deel van deze nutriënten in het gebied achterblijft. Het merendeel zal bij het leeg stromen van een gebied weer worden afgevoerd. Door Oldeventerink wordt voor een aantal beekdalgraslanden langs de Dommel en de Zwarte Beek een maximale jaarlijkse input van 0.1 tot 4.3 kg N/ha en 0.01 tot 0.71 kg P/ha berekend in een situatie waarin al het water in het gebied achterblijft. Omdat een groot deel van het water na de overstroming weer wordt afgevoerd zal de hoeveelheid in werkelijkheid nog lager zijn. Door Kemmers en Sival (2004) worden voor bevoeiingen langs de Reest en de Dommel en bij de Zijdebrug (Krimpenerwaard) aanvoeren berekend van 0.05 tot 0.2 kgP/ha en iets meer dan 1 kg N/ha bij waterdiepte van 10 cm. Voor de Dommelbeemden wordt door Olde Venterink (Olde Venterink et al. 1999; Olde Venterink 2000) aangegeven dat de nutriëntenbijdrage in opgeloste vorm door overstroming nihil was ten opzichte van de bijdrage uit de atmosferische depositie en mineralisatie bij water verzadigde bodems m.a.w. in de winterperiode

In het geval van doorstroommoerassen is de invloed van met het water aangevoerde nutriënten uiteraard groter dan bij overstroming, omdat de plantengroei hier gedurende een groot deel van het jaar in direct contact staat met het doorstromende beekwater, met een permanente aanvoer van nutriënten. Waar in een stromende beek eutrofiëringseffecten vaak beperkt zijn omdat een groot deel van de nutriënten naar benedenstrooms wordt afgevoerd, is er in doorstroommoerassen vanwege de geringe stroomsnelheid ruim voldoende gelegenheid voor de plantengroei om nutriënten op te nemen en is het eutrofiërend effect van de aangevoerde nutriënten dus groter.

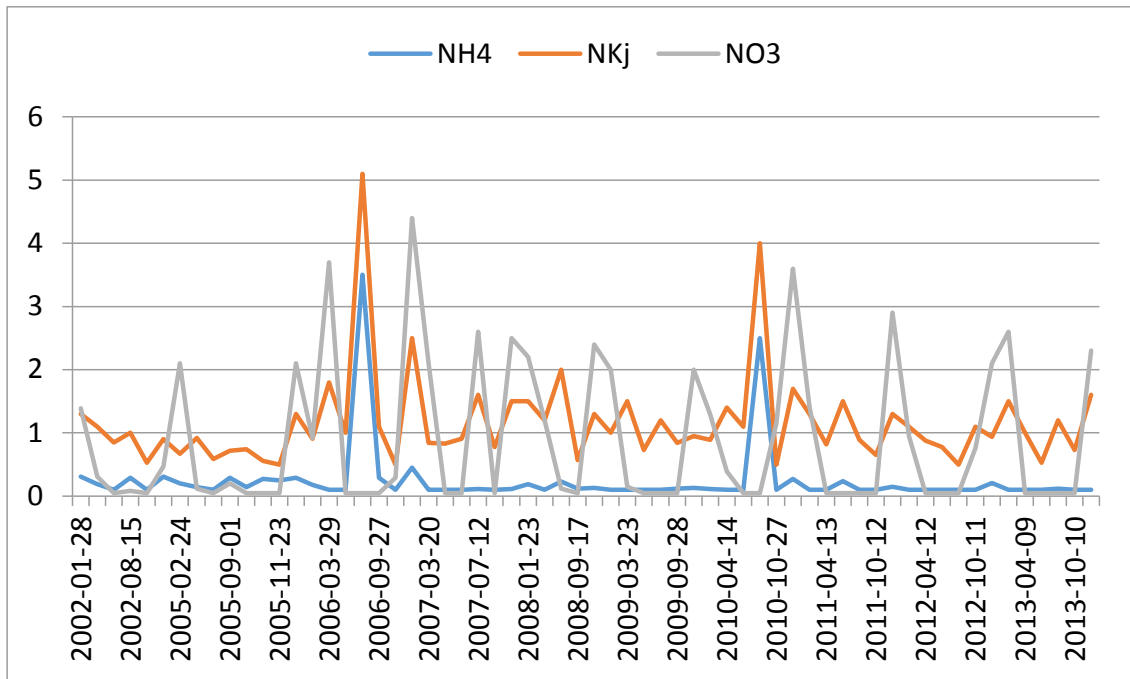
In welke mate interne eutrofiëring door overstroming en met overstromingswater aangevoerde stoffen van invloed zijn op de productiviteit van de vegetatie is minder duidelijk. Inundatie-experimenten met bodemmonsters uit overstromings/bevoeiingsgebieden (Reest, Dommel, Zijdebrug; Kemmers e.a. 2003) (Overijsselse vecht, Loeb en Lamers 2003) laten zien dat inundatie bij temperaturen van 15 tot 20 °C binnen enkele dagen tot enkele weken leidt tot een duidelijke stijging van ijzer- en fosfaatconcentraties in het bodemvocht. De fosfaatmobilisatie als gevolg van het ontstaan van reducerende omstandigheden is sterk temperatuurafhankelijk is. Bij een temperatuur van 5 °C is er slechts een gering effect van inundatie op ijzer- en fosfaatconcentraties. Dat betekent dat juist bij overstromingen in de zomer kans is op het vrijkomen van fosfaat.

In beekdaloverstromingsvlakten die slechts gedurende korte perioden onder water staan is de invloed van interne eutrofiering naar verwachting beperkt. In de eerste plaats wordt na droogval het fosfaat ook weer vrij snel vastgelegd, zodat de vraag is of de beschikbaarheid voor de vegetatie sterk toeneemt. Bovendien leidt een toegenomen fosfaatbeschikbaarheid alleen tot een toename van de productiviteit wanneer fosfaat beperkend is voor de plantengroei. Door Runhaar en Jansen (2004) wordt op basis van een onderzoek naar de vegetatiesamenstelling en productiviteit in een vijftal Nederlandse beekdaltrajecten geconcludeerd dat nergens binnen de overstromingsvlakten sprake is van P-beperking, waarschijnlijk als gevolg van de relatief grote hoeveelheden P die met sediment worden aangevoerd.

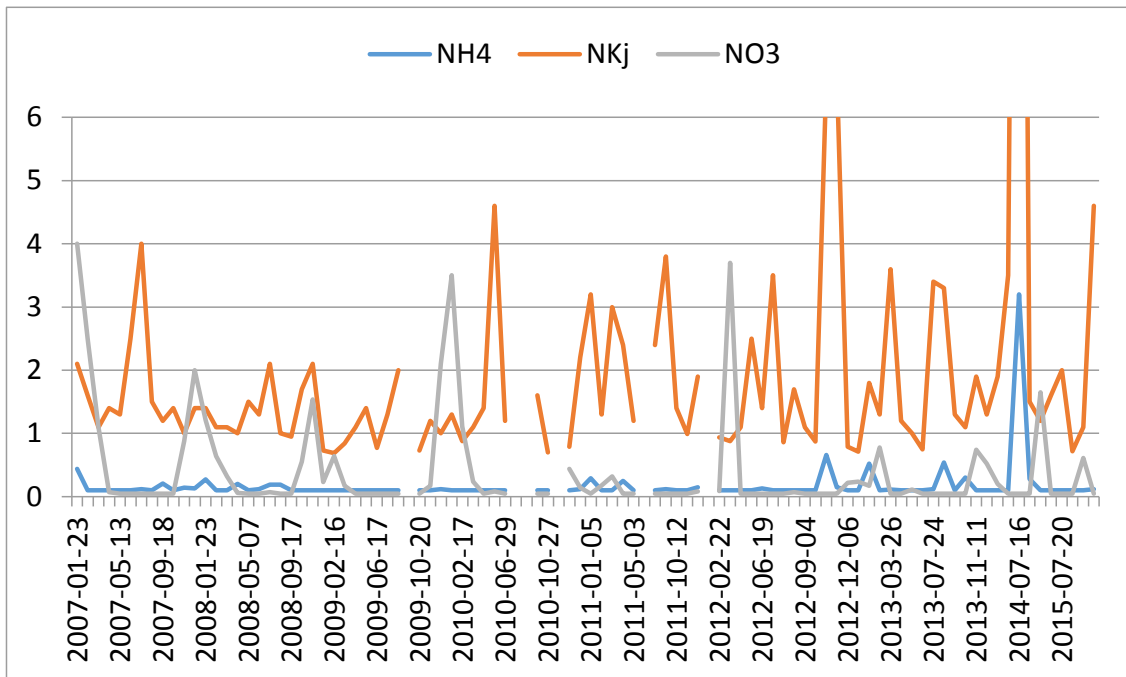
In doorstroomoerassen waarin het water gedurende een groot deel van het jaar aan of boven maaiveld staat kan interne eutrofiering als gevolg van fosfaatmobilisatie wel een belangrijke rol spelen. Zeker als het, zoals in de Geeserstream, gaat om voormalige landbouwgronden die sterk verrijkt zijn met fosfaat.

Casus Geeserstream

Naast de vraag hoeveel voedingsstoffen naar het beekdal worden getransporteerd speelt ook de vraag hoeveel uitspoeling naar de beek plaats vindt. In de Geeserstream is daarom gekeken naar de nutriënten concentraties in de tijd tussen het bovenstroomse inlaatpunt, waar voedselrijk water afkomstig vanuit een intensief landbouw gebied binnen komt, en het uitlaat punt benedenstrooms. Het verloop in het stikstofgehalte laat relatief lage ammoniumgehalten, wisselende nitraatgehalten en een Kjeldahlstikstof rond de 1.2 mg/l zien bovenstrooms, terwijl dit laatste stijgt naar circa 2.0 mg/l benedenstrooms (Figuur 6.28). Het ortho-fosfaat en totaal fosfaatgehalte is bovenstrooms lager dan benedenstrooms. Het totaal fosfaat is schommelt rond 0.13 mgP/l bovenstrooms en 0.23 mgP/l benedenstrooms (Figuur 6.29 en Figuur 6.28). De benedenstroomse toename van stikstof en fosfaat hangt mogelijk samen met uitspoeling van nutriënten uit de voormalige en nu frequent geïnundeerde landbouwgronden. De voedingsstoffengehalten duiden op hypertrofe, α-mesosaprobe omstandigheden in het beekwater.



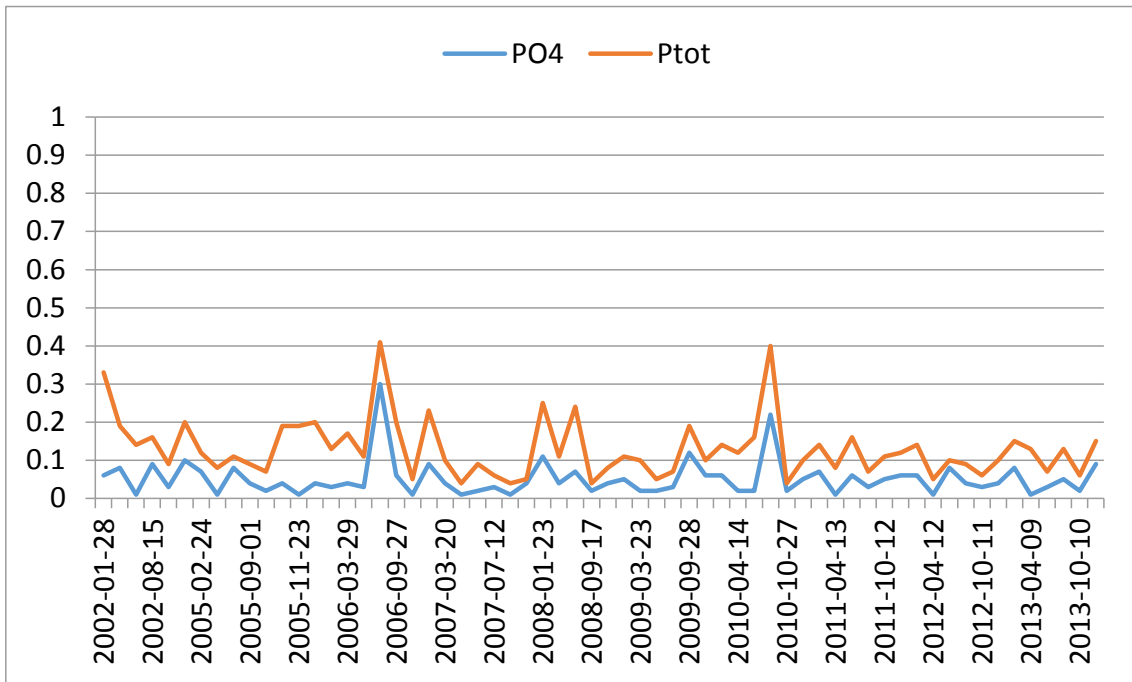
A



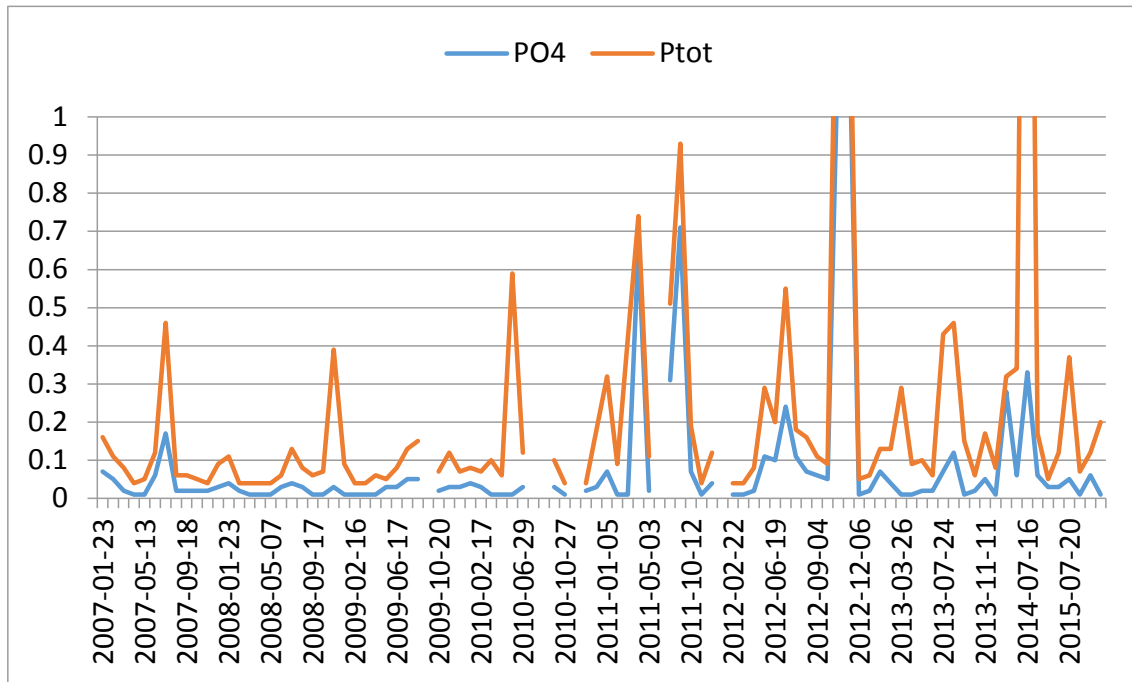
B

Figuur 6.28: Het verloop van het ammonium, nitraat en Kjehdahlstikstof (mg/l) bovenstrooms (A) en benedenstrooms (B). (Voor ligging locaties zie Bijlage 2).

Figure 6.28: Ammonium, nitrate and Kjehdahl nitrogen (mg/l) concentrations upstream (A) and downstream (B) the period 2002-2013. (For locations see Appendix 2).



A



B

Figuur 6.29: Het verloop van het ortho-fosfaat en totaal fosfaatgehalte (mg/l) bovenstrooms (A) en benedenstrooms (B) in de Geeserstream. (Voor ligging locaties zie Bijlage 2).

Figure 6.29: Ortho-phosphate and total phosphate concentrations (mg/l) upstream (A) and downstream (B) the period 2002-2013. (For locations see Appendix 2).

7 Effecten van integraal beekherstel op de beekdalfauna

7.1 Introductie

Het herstel van de beekbegeleidende zone in beekdalen — doorstroommoerassen, beekmoerassen en overstromingszones tussen de gemiddelde laagwater- en hoogwaterlijn — kan leiden tot verschillende positieve effecten, waarbij het verhogen van de biodiversiteit één van de belangrijke effecten is (Naiman & Decamps, 1997; Sabo et al., 2005). De beekbegeleidende zone herbergt zoveel biodiversiteit als gevolg van de aanwezigheid van verschillende gradiënten: droog-nat, kaal-begroeid, onbeschaduwd - beschaduwd. Daarnaast liggen deze gradiënten niet exact vast, als gevolg van veranderingen in bijvoorbeeld de afvoer van het systeem kan de ligging in ruimte en tijd veranderen: er is sprake van een zogenaamd '*shifting mosaic*'. Er zijn dus altijd verschillende successiestadia naast elkaar aanwezig op een relatief korte afstand van elkaar. Soorten profiteren hiervan, omdat meestal verschillende habitatelementen nodig zijn om hun levenscyclus te doorlopen.

De beekbegeleidende zone is op de meeste plaatsen sterk aangetast door menselijke activiteiten (Feld, 2011). De laatste jaren groeit echter het besef dat een beekdalbrede benadering nodig is om succesvol beekherstel mogelijk te maken (Verdonschot et al., 2012). Op de plekken waar in Nederland dit type herstel is uitgevoerd, bestond de aanpak uit het verwijderen van bestaande drainerende waterlopen in het beekdal, het aanpassen van het lengte- en dwarsprofiel van de loop (ondiepe slenk, twee-fasen profiel), al dan niet in combinatie met het aflaggen van de voedselrijke toplaag in het beekdal, vooral als de maatregelen in voormalige landbouwgebieden worden genomen.

Wat betreft de effecten op biodiversiteit ligt de focus op dit moment vooral op het herstel van de voor dit type systemen karakteristieke flora. Het effect van de maatregelen op de fauna is onduidelijk. Om dit beter in beeld te krijgen, is binnen het project gekeken naar de respons van de twee groepen organismen: 1.) de semi-terrestrische ongewerveldenfauna, met loopkevers en wolfspinnen als representatieve groepen en 2.) vogels. Loopkevers en spinnen zijn belangrijke indicatoren voor de ecologische kwaliteit van semi-terrestrische milieus, zoals oevers en moerassen (Rainio & Niemelä, 2003; Lambeets et al., 2009; Januschke & Verdonschot, 2016). Veel soorten binnen deze groepen zijn relatief mobiel en kunnen daardoor goed gebruikt worden om een beeld te krijgen van de situatie in de nieuw ontwikkelde systemen. Vogels zijn gekozen omdat ze op een hoger schaalniveau gebruik maken van het beekdallandschap; vaak wordt het hele beekdal gebruikt (ruimtegebruik beslaat hectares) in plaats van een specifiek microhabitat van een aantal vierkante meters bij semi-terrestrische ongewervelden.

Er zijn drie Drentse beeksystemen bestudeerd waarin beekdalbrede maatregelen zijn genomen. De Holmers (Amerdiep) is een kwel gevoed doorstroommoeras (zie Bijlage 3). In 2000 is hier over een relatief grote oppervlakte een project van start gegaan, waarbij landbouwgrond is omgevormd naar een diffuus afvoersysteem. De bovengrond is circa 30 cm afgegraven (tot de onderliggende minerale grond) en de afwaterende watergangen zijn gedempt. Het gebied heeft zich inmiddels ontwikkeld tot een mesotroof doorstroommoeras (waarin de beek als een slenk in het landschap ligt) omzoomd door natte heide en broekbos. Het dal van de Geeserstream is in 2005-2006 heringericht met als doel destijds gekanaliseerde slootbeek om te vormen naar een moerasbeek (zie Bijlage 2). Hiervoor is de oude loop gedempt en een nieuw ondiep en zwak meanderend profiel gegraven. Verder zijn

afwateringssloten in het beekdal gedempt. Verschil met de Holmers is dat er een bredere beekloop aanwezig is, en dat het water voedselrijker is omdat het naast kwelwater ook een grote component oppervlaktewater afkomstig van bovenstroomse landbouwgronden bevat. In het beekdal van de Slokkert (Peizerdiep) is in 2012-2014 de gekanaliseerde loop omgevormd naar een meanderende loop met een twee-fasen-profiel en zijn sloten in het beekdal verondiept, gedempt of afgedamd (zie Bijlage 5). Doel hiervan was meer water vast te houden in het bovenstroomse gebied. Net zoals in de Geeserstream is het water vrij voedselrijk.

De samenstelling van de loopkever- en wolfspinnenfauna van de drie gebieden is in juni 2015 en 2016 bestudeerd. Om een beeld te krijgen van het effect van de maatregelen op de fauna is telkens naast het herstelde systeem een ander, niet-hersteld, traject in hetzelfde beekstelsel gekozen dat diende als controle. Er is onderzocht of de herstelmaatregelen leidden tot een toename van habitatspecialisten ten opzichte van de niet-herstelde controletrajecten. Om een beeld te krijgen van de broedvogels in de herstelde beekdalen zijn broedvogelinventarisaties van het herstelproject Geeserstream en Holmers/Halkenbroek (Amerdiep) bestudeerd.

Tabel 7.1: Beschrijving van de onderzoekslocaties. H: herstel, C: controle.

Table 7.1: Characteristics of the study sites. H: restored section, C: non-restored control section.

Beek		Locatie-naam	x	y	Landgebruik	Beektype
Amerdiep	H	Holmers	238.451	547.772	Natuur (moeras, heide)	Doorstroommoeras
	C	Achterste Maden	238.140	549.697	Agrarisch (grasland)	Gekanaliseerde en genormaliseerde beek
Geeserstream	H	Geeserstream t.h.v. Tilweg	241.963	530.564	Natuur (moeras, nat grasland extensief begraasd)	Moerasbeek
	C	Loodiep t.h.v. Luimastukken	242.191	527.665	Eenzijdig agrarisch (grasland), eenzijdig bebouwd (tuin/bos)	Gekanaliseerde en genormaliseerde beek met eenzijdig een n.v.o.
Peizerdiep	H	Slokkert	224.859	561.784	Natuur (nat grasland)	Beek met twee-fasen-profiel
	C	Schipsloot	222.796	565.083	Eenzijdig agrarisch (aardappels), eenzijdig bosperceel	Gekanaliseerde en genormaliseerde beek

7.2 Methode

7.2.1 Semi-terrestrische fauna

In ieder traject (3 beeksystemen, 1 hersteld en 1 controle traject per beekstelsel; Tabel 7.1, Figuur 7.1) zijn 10 potvallen geplaatst (potdiameter 5 cm), verdeeld over een oeverlengte van circa 50 m. De vallen werden telkens in de overstromingszone gezet (tussen waterlijn en maaiveldhoogte), zo dicht mogelijk bij de waterlijn. Iedere val werd gevuld met Renner-vloeistof (mengsel van ethanol, water, azijnzuur, glycerol, scheutje afwasmiddel om oppervlaktenspanning te verlagen) en afgedekt met een dekseltje tegen de regen en om te voorkomen dat amfibieën en kleine zoogdieren in de val terecht kwamen. De potvallen werden geplaatst op 12 juni 2015 en 22 juni 2016. Na een week werden de vallen opgehaald, gesorteerd en de vangst geconserveerd in ethanol tot verdere verwerking. De vangsten werden op naam gebracht, vrijwel altijd tot op soort, met uitzondering van juveniele wolfspinnen.

Vervolgens is een koppeling gemaakt tussen de vangsten en de mate van habitatbinding op basis van de literatuur (loopkevers: Turin, 2000; Desender et al., 2008, Muilwijk et al., 2015, spinnen: <http://srs.britishspiders.org.uk/>, <http://www.araneae.unibe.ch>). Er is onderscheid gemaakt in drie verschillende habitatgroepen: 1) de groep stenotope (= sterk gebonden aan) oever- en moerassoorten (SOM), dit zijn de habitatspecialisten. 2) de groep eurytope (= in veel verschillende habitats voorkomend) soorten van een breed scala aan natte tot vochtige terreinen en ten slotte 3) overige soorten, dit zijn soorten uit droge milieu's zoals akkers bossen en heide, die in feite geen binding hebben met het onderzochte habitattype. Omdat loopkevers mobiel zijn, worden vaak soorten aangetroffen die toevalligerwijs in een dergelijk habitat terecht zijn gekomen. Echter, te veel van deze soorten wijst op storing in het milieu.

De effecten van beekherstel op de verschillende groepen is geanalyseerd aan de hand van de Osenberg response ratio (Osenberg et al., 1997). De response ratio is aangepast om te kunnen delen door waarde 0. Deze dimensieloze maat maakt het mogelijk het effect van herstel op verschillende parameters direct te kunnen vergelijken (Januschke & Verdonschot, 2016):

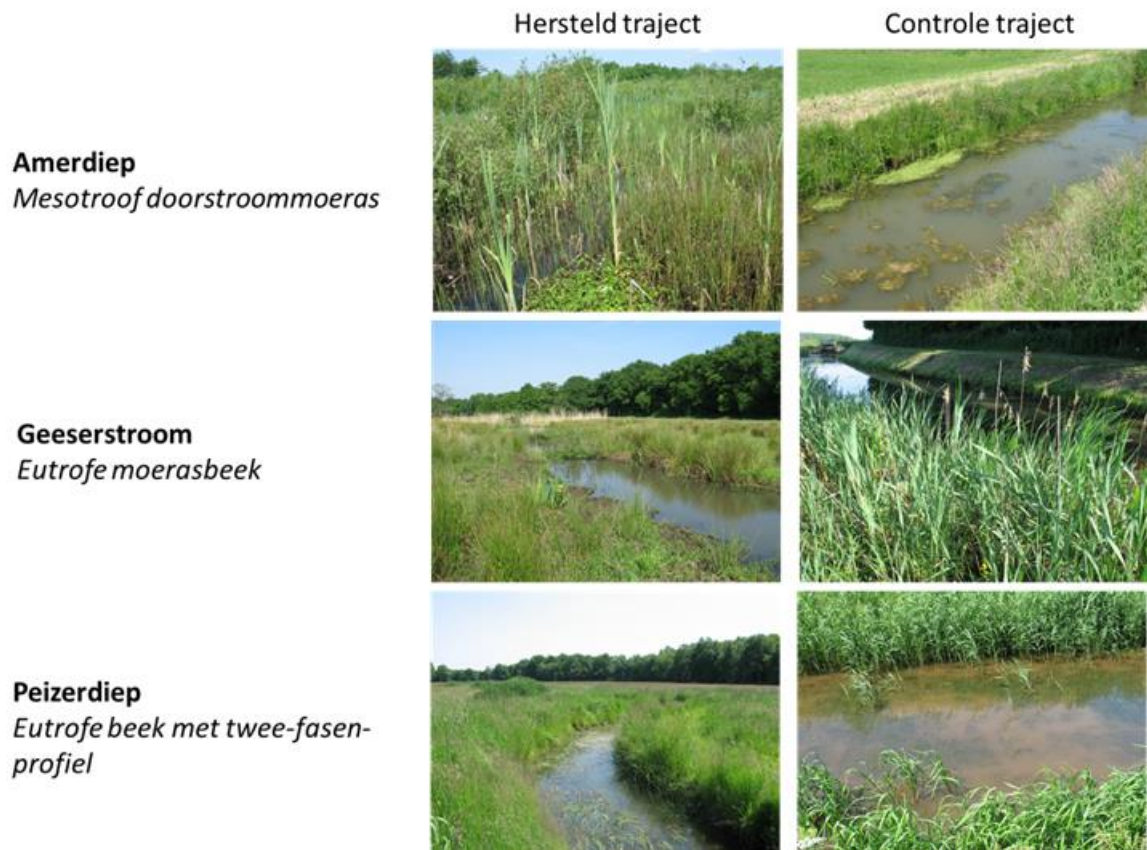
$$r_m = \ln \left(\frac{1+X_H}{1+X_C} \right)$$

waarbij X_H and X_C de waarden voor de parameters gemeten in de herstelde en de controletrajecten zijn. Een r_m groter dan nul geeft een positief effect van herstel weer, een getal kleiner dan nul een negatief effect. Significantie van het effect is bepaald met een t-test ($P < 0.05$).

Om een inschatting te maken van de toestand van de herstelde locaties in vergelijking met semi-natuurlijke locaties is een vergelijking gemaakt met de loopkever- en wolfspinnenvangsten gedaan in juni-juli 2011 in kleine zeggenmoerassen in beekdalen in Nederland, België, Duitsland en Polen (Aggenbach et al., 2014). Omdat er in dit onderzoek meer potvallen zijn geplaatst en de vangtijd verschilde tussen de locaties, zijn de vangsten gestandaardiseerd naar 10 potten en 14 vangdagen om een directe vergelijking met de in dit onderzoek verzamelde data mogelijk te maken. Met behulp van Non Metric Multidimensional Scaling (NMDS) ordinatie techniek is de mate van dissimilariteit (Bray-Curtis) tussen de levensgemeenschappen op de verschillende locaties bekeken.

7.2.2 Broedvogels

De broedvogelsamenstelling van de herstelde trajecten van de Geeserstroom en het Amerdiep zijn vergeleken op basis van broedvogelinventarisaties. Alleen de soorten van ecologische groepen die gebonden zijn aan zoet water (Sierdsema, 1999) zijn opgenomen in de vergelijking. Voor het Amerdiep is de inventarisatie van Van Manen (2011) gebruikt, deze is in 2010 uitgevoerd, 8 jaar na de start van de werkzaamheden in het gebied. Voor het herstelproject de Geeserstroom is een inventarisatie uit 2015 gebruikt (Van Dijk & Kleine, 2016). Deze inventarisatie is 10 jaar na de start van de werkzaamheden uitgevoerd.



Figuur 7.1: Overzicht van de onderzoekslocaties. In ieder stroomgebied is een hersteld en een bovenstrooms gelegen niet hersteld controletraject onderzocht.

Figure 7.1: Overview of the study sites. In each watershed paired restored (left) and non-restored control sections (right) were selected.

7.3 Resultaten en discussie

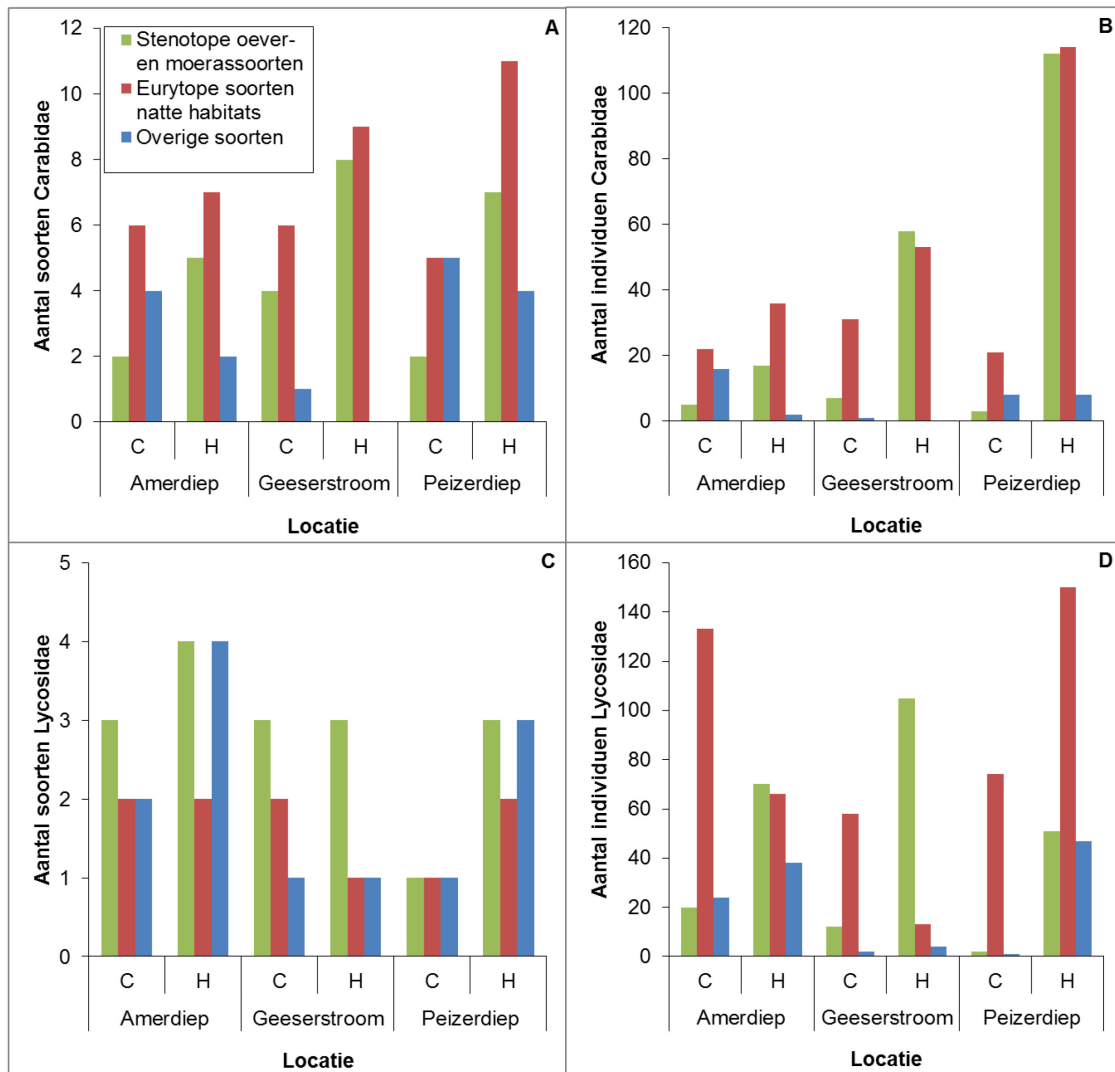
7.3.1 Semi-terrestrische ongewervelden

In totaal zijn 42 soorten loopkevers (514 individuen) en 11 soorten wolfspinnen (870 individuen) aangetroffen op de onderzoekslocaties (Tabel 7.2, Tabel 7.3; Figuur 7.2). Voor zowel de loopkevers ($n = 15$) als de wolfspinnen ($n = 4$) was 36% van de aangetroffen soorten gebonden aan oevers en moerassen. Voor loopkevers waren de overige soorten vooral soorten van vochtige en natte habitats ($n = 16$) en in mindere mate soorten van overige habitats ($n = 11$), terwijl bij de wolfspinnen de overige habitats een groter aandeel innamen ($n = 5$ overig tegen $n = 2$ eurytope soorten van natte habitats).

De herstelmaatregelen hadden een positief effect op stenotopie soorten van oevers en moerassen (Figuur 7.3); voor loopkevers op de soortenrijkdom ($t = 6.42$, $df = 2$, $P = 0.023$) en voor wolfspinnen op het aantal individuen dat bij deze groep hoorde ($t = 4.35$, $df = 2$, $P = 0.049$). Deze bevinding is in lijn met de indicatieve rol die deze dieren spelen in het evalueren van de ecologische toestand in beekherstelprojecten (Januschke & Verdonschot, 2016).

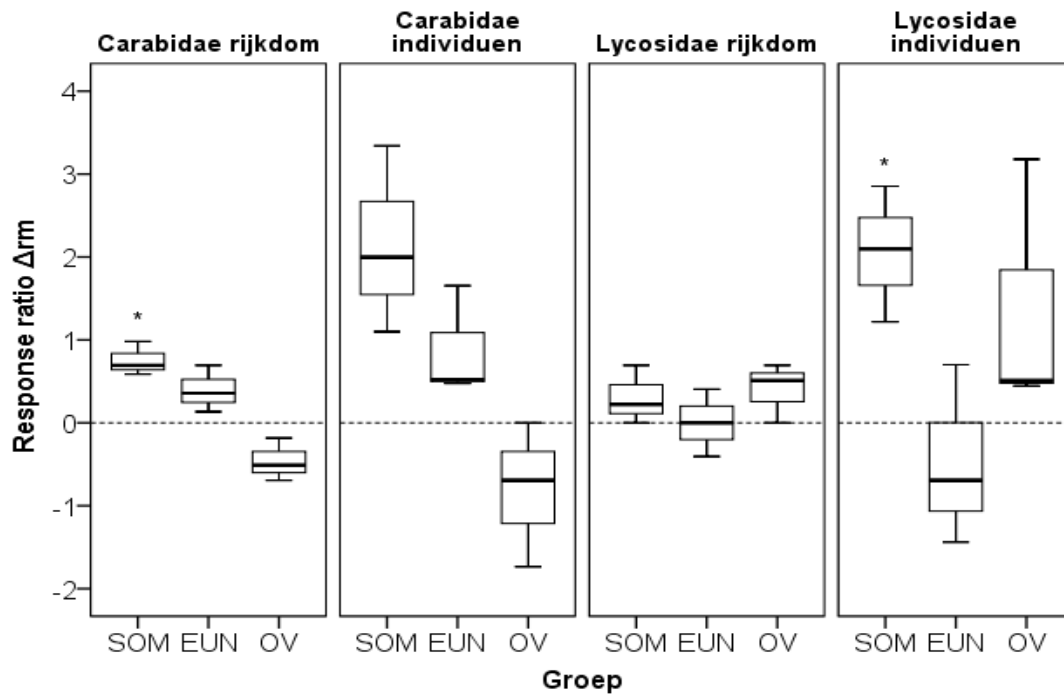
Wanneer de dissimilariteit in de samenstelling van de loopkeverlevensgemeenschappen op de verschillende locaties werd vergeleken, bleek dat er grote overeenkomsten waren tussen de herstelde locaties van de Geeserstream en het Peizerdiep, terwijl het Amerdiep (Holmers) afweek (Figuur 7.4). De niet-herstelde controletrajecten verschilden allemaal van elkaar. Voor wolfspinnen was het niet mogelijk een dergelijk diagram te construeren, omdat er geen weergaven waren die significant afweken van een random patroon in de data.

Tenslotte is er een vergelijking gemaakt tussen de samenstelling van de gemeenschappen op de herstelde locaties met die van verschillende beekdalen met natuurlijke kleine zeggenvegetaties in Nederland en omliggende landen. De gemeenschappen van loopkevers en wolfsspinnen op de herstellocatie van het Amerdiep (Holmers) leken sterker op de semi-natuurlijke situatie dan de andere twee herstellocaties (Figuur 7.5). Wat betreft de algemene soorten bleken er aanzienlijke overeenkomsten in soortensamenstelling te zijn (Tabel 7.3).



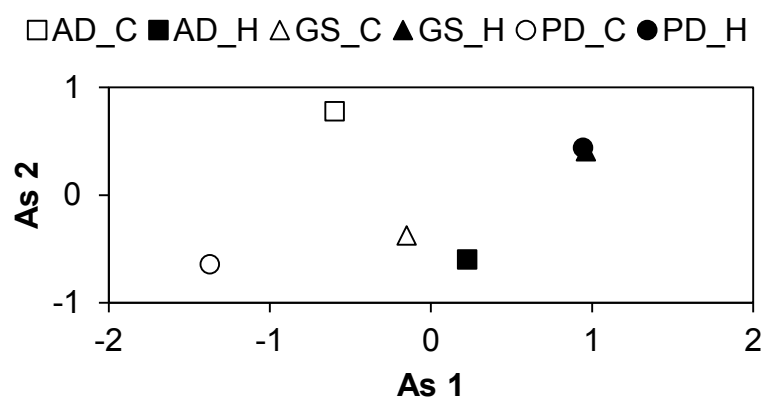
Figuur 7.2: Aantal soorten en individuen van op de onderzoekslocaties (C: controletraject, H: hersteltraject) aangetroffen Carabidae (A, B) en Lycosidae (C, D) verdeeld over stenotopie oever- en moerassorten, eurytopye soorten van vochtige tot natte habitats en overige soorten, wat soorten van andere terreintypen betreft zoals droge graslanden, heiden en bossen. De vangsten van 2015 en 2016 zijn bij elkaar opgeteld.

Figure 7.2: Number of species and individuals recorded at the study sites (C: non-restored control section, H: restored section) of Carabidae (A, B) and Lycosidae (C, D) divided into habitat groups: riparian and/or marshland specialists (green bars), generalists of moist to wet habitats (red bars) and species of dry habitat types (blue bars), such as arable lands, forests and heathlands. Pitfall catches of 2015 and 2016 are summed.



Figuur 7.3: Effecten van beekherstel op de soortenrijkdom en de activiteitsdichtheid van loopkevers en wolfspinnen op basis van de response ratio Δr_m naar Osenberg et al. (1997). Mediaan, box 25-75% percentiel, whisker: spreiding zonder outliers, * significant verschillend van nul bij $P < 0.05$ (t-test). Een response ratio van nul wil zeggen dat er geen verschil is tussen het herstelde en het controletraject, een positieve waarde geeft een toename in het herstelde traject weer en een negatieve waarde een afname. Habitatgroep: SOM = stenotope oever- en moerassoorten, EUN = eurytope soorten van vochtige tot natte habitats, OV = overige soorten van andere habitattypen.

Figure 7.3: Effects of restoration on Carabidae and Lycosidae richness and abundance (activity density) using the response ratio Δr_m modified after Osenberg et al. (1997); Median, Box: 25-75%, Whisker: non-outlier range; * = differences from zero are significant at $P < 0.05$ (t-test). SOM: riparian and/or marshland specialists, EUN: generalists of moist to wet habitats, OV: species of dry habitat types.



Figuur 7.4: Non Metric Dimensional Scaling diagram (2-D solution, final stress 0.0) van de Carabidae gebaseerd op de Bray-Curtis dissimilarities tussen de verschillende locaties. AD: Amerdiep, GS: Geeserstream, PD: Peizerdiep, C: niet-hersteld controle traject (open symbolen), H: hersteld traject (zwarte symbolen).

Figure 7.4: Carabidae non-metric multidimensional scaling plot of sites based on Bray-Curtis dissimilarities (2-D solution, final stress 0.0). Abbreviations: AD: Amerdiep, GS: Geeserstream, PD: Peizerdiep, C: non-restored control section (open symbols), H: restored section (closed symbols).

Tabel 7.2: Loopkevers en wolfspinnen verzameld op de onderzoekslocaties. De abundantie is de som van de vangsten in de tien potvallen per traject voor 2015 en 2016. Habitatgroep: SOM = stenotope oever- en moerassoorten, EUN = eurytope soorten van vochtige tot natte habitats, OV = overige soorten van andere habitattypen.

Table 7.2: Overview of the Carabidae and Lycosidae recorded at the study sites.

Abbreviations: C: non-restored control section, H: restored section, SOM: riparian and/or marshland specialists, EUN: generalists of moist to wet habitats, OV: species of dry habitat types.

Soort	Aantal individuen per traject						Habitat groep
	Amerdiep		Geeserstroam		Peizerdiep		
	C	H	C	H	C	H	
Loopkevers (Carabidae)							
<i>Anthracus consputus</i>	1						SOM
<i>Acupalpus exiguus</i>						1	SOM
<i>Acupalpus flavicollis</i>		4					SOM
<i>Agonum emarginatum</i>	2	4	1	15		24	EUN
<i>Agonum fuliginosum</i>		4	3		9		EUN
<i>Agonum marginatum</i>				3			EUN
<i>Agonum sexpunctatum</i>						1	EUN
<i>Agonum thoreyi</i>			1				SOM
<i>Agonum versutum</i>		1		4			SOM
<i>Agonum viduum</i>	4	7	4	41		10	SOM
<i>Amara famelica</i>						2	OV
<i>Bembidion articulatum</i>				1			SOM
<i>Bembidion bruxellense</i>						2	EUN
<i>Bembidion guttula</i>	3					2	EUN
<i>Bembidion illigeri</i>					1		SOM
<i>Bembidion properans</i>	1						OV
<i>Bembidion quadrimaculatum</i>					1		OV
<i>Bembidion varium</i>				1			SOM
<i>Carabus granulatus</i>		6		8		6	EUN
<i>Chlaenius nigricornis</i>	1			2		2	EUN
<i>Clivina fossor</i>					1		EUN
<i>Dyschirius tristis</i>				4			SOM
<i>Elaphrus cupreus</i>					2	3	SOM
<i>Elaphrus riparius</i>				6			EUN
<i>Harpalus rufipes</i>						4	OV
<i>Loricera pilicornis</i>				2	1	9	EUN
<i>Nebria brevicollis</i>	12						OV
<i>Nebria salina</i>		1			1		OV
<i>Oodes helopioides</i>		2	1	4		6	SOM
<i>Poecilus versicolor</i>	1					1	OV
<i>Pterostichus anthracinus</i>			1	1		84	SOM
<i>Pterostichus diligens</i>		1					EUN
<i>Pterostichus melanarius</i>			1		4	1	OV
<i>Pterostichus minor</i>	7	14	9	2	4	5	EUN
<i>Pterostichus nigrita</i>	8	2	16	14	6	55	EUN

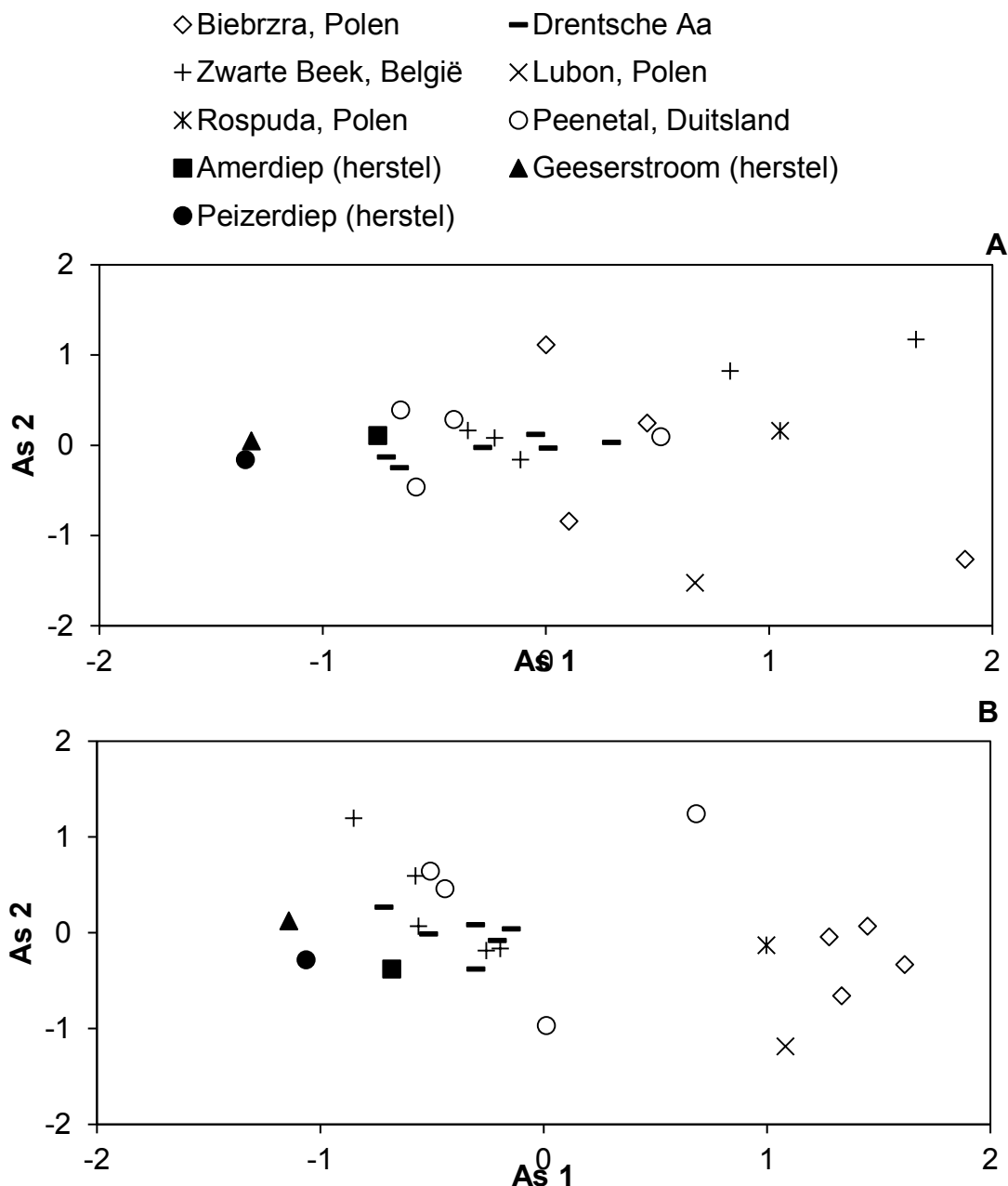
Soort	Aantal individuen per traject						Habitat groep
	Amerdiep		Geeserstroam		Peizerdiep		
	C	H	C	H	C	H	
<i>Pterostichus rhaeticus</i>		3		2		7	SOM
<i>Pterostichus vernalis</i>	1		1			6	EUN
<i>Pterostichus niger</i>		1			1		OV
<i>Stenolophus mixtus</i>		5	1	1		2	EUN
<i>Stenolophus skrimshiranus</i>						1	SOM
<i>Stomis pumicatus</i>					1		OV
<i>Trechus obtusus</i>	2						OV
Wolfspinnen (Lycosidae)							
<i>Alopecosa cuneata</i>		1				1	OV
<i>Arctosa leopardus</i>	3	13	4	8		3	SOM
<i>Pardosa amentata</i>	13	9	2	13		97	EUN
<i>Pardosa palustris</i>	2	3				4	OV
<i>Pardosa prativaga</i>	22	28	2	4		42	OV
<i>Pardosa pullata</i>		6					OV
<i>Pirata piraticus</i>	11	19	7	80	2	43	SOM
<i>Pirata piscatorius</i>		7	1	17			SOM
<i>Pirata tenuitarsis</i>	6	31				5	SOM
<i>Piratula hygrophila</i>	120	57	56		74	53	EUN
<i>Trochosa terricola</i>					1		OV
Totaal # soorten Carabidae	12	14	11	17	12	22	
Totaal # individuen Carabidae	402	509	153	535	138	672	
Totaal # soorten Lycosidae	7	10	6	5	3	8	
Totaal # individuen Lycosidae	321	449	111	406	87	415	

Ondanks dat het positieve effect van herstel in alle drie de projecten zichtbaar is, wijkt het herstelproject in de Holmers (Amerdiep) dus duidelijk af van de andere twee onderzochte herstelprojecten. Hiervoor zijn verschillende verklaringen mogelijk. Ten eerste ontwikkelt de Holmers zich richting een doorstroommoeras en niet richting een moerasbeek (zoals de Geeserstroam) en heeft daardoor andere hydrologische kenmerken: permanent nat over een grote oppervlakte moeras ten opzichte van een sterke opdeling in beekloop, beekmoeras en overstromingszone in de moerasbeek. Aangezien de semi-terrestrische fauna sterk reageert op het vochtgehalte van de bodem en de inundatieduur en -frequentie, heeft dit grote invloed op de samenstelling van de levensgemeenschap (Turin, 2000). Ten tweede is de situatie in de Holmers voedselarmer dan in de andere twee projecten. Dit wordt onderstreept door de vergelijking met de levensgemeenschap van kleine zeggenmoerassen uit het onderzoek van Aggenbach et al. (2014), die laat zien dat de fauna van de Holmers ook meer lijkt op de semi-natuurlijke matig voedselrijke situatie in kleine zeggenmoerassen. Een lagere voedselrijkdom heeft tot gevolg dat zich een ander type vegetatie (open, laag, mossen) en daarmee structuur en bijvoorbeeld microklimaat ontwikkelt in vergelijking met voedselrijke omstandigheden (ruigere en hogere vegetatie, minder licht dringt tot de bodem door). Juist deze microklimatologische omstandigheden zijn een andere belangrijke sturende factor voor de ongewerveldenfauna (Turin, 2000).

Tabel 7.3: Meest talrijke soorten Carabidae en Lycosidae (>1% van de totale abundantie) op de beekdalherstellocaties (n = 3) en semi-natuurlijke kleine zeggenmoerassen in beekdalen (n = 22). Grijze balken geven overlappende soorten aan.

Table 7.3; Most common Carabidae and Lycosidae (>1% of total abundance) at the restored sites (n = 3) and at semi-natural peatland fen sites (n = 22). Species present in both groups are marked in gray.

Herstellocaties			Semi-natuurlijke locaties		
Taxonnaam	Habitatgroep	%	Taxonnaam	Habitatgroep	%
Loopkevers					
<i>Agonum fuliginosum</i>	EUN	1	<i>Agonum lugens</i>	SOM	1
<i>Chlaenius nigricornis</i>	EUN	1	<i>Loricera pilicornis</i>	EUN	1
<i>Harpalus rufipes</i>	OV	1	<i>Pterostichus vernalis</i>	EUN	1
<i>Acupalpus flavicollis</i>	SOM	1	<i>Agonum fuliginosum</i>	EUN	2
<i>Dyschirius tristis</i>	SOM	1	<i>Elaphrus cupreus</i>	SOM	3
<i>Agonum versutum</i>	SOM	1	<i>Pterostichus nigrita</i>	EUN	3
<i>Elaphrus riparius</i>	EUN	2	<i>Carabus granulatus</i>	EUN	7
<i>Pterostichus vernalis</i>	EUN	2	<i>Pterostichus minor</i>	EUN	8
<i>Stenolophus mixtus</i>	EUN	2	<i>Pterostichus rhaeticus</i>	SOM	11
<i>Loricera pilicornis</i>	EUN	3	<i>Pterostichus diligens</i>	EUN	12
<i>Oodes helopioides</i>	SOM	3	<i>Agonum viduum</i>	SOM	17
<i>Pterostichus rhaeticus</i>	SOM	3	<i>Oodes helopioides</i>	SOM	27
<i>Carabus granulatus</i>	EUN	5			
<i>Pterostichus minor</i>	EUN	5			
<i>Agonum emarginatum</i>	EUN	11			
<i>Agonum viduum</i>	SOM	15			
<i>Pterostichus nigrita</i>	EUN	18			
<i>Pterostichus anthracinus</i>	SOM	21			
Wolfspinnen					
<i>Pardosa pullata</i>	OV	1	<i>Pardosa amentata</i>	EUN	1
<i>Pardosa palustris</i>	OV	1	<i>Arctosa leopardus</i>	SOM	1
<i>Arctosa leopardus</i>	SOM	4	<i>Pirata uliginosus</i>	OV	3
<i>Pirata piscatorius</i>	SOM	4	<i>Pirata tenuitarsis</i>	SOM	4
<i>Pirata tenuitarsis</i>	SOM	7	<i>Pardosa pullata</i>	OV	5
<i>Pardosa prativaga</i>	OV	14	<i>Pardosa prativaga</i>	OV	10
<i>Piratula hygrophila</i>	EUN	20	<i>Pirata piscatorius</i>	SOM	11
<i>Pardosa amentata</i>	EUN	22	<i>Piratula hygrophila</i>	EUN	12
<i>Pirata piraticus</i>	SOM	26	<i>Pirata piraticus</i>	SOM	17
			<i>Pirata latitans</i>	SOM	33



Figuur 7.5: Non Metric Dimensional Scaling diagram voor A. Carabidae (2-D solution, final stress 18.4) en B. Lycosidae (2-D solution, final stress 11.7) van de beekdalherstellocaties in Nederland en beekdalen in Nederland en omliggende landen met natuurlijke kleine zeggenvegetaties.

Figure 7.5: Non Metric Dimensional Scaling plot of A. Carabidae (2-D solution, final stress 18.4) and B. Lycosidae (2-D solution, final stress 11.7) of the three restored locations and naturally occurring peatland fens in stream valleys in the Netherlands, Belgium, Germany and Poland.

7.3.2 Broedvogels

De ecologische groepen binnen de watervogels (Dodaars-groep, Slobeend-groep, Kuifeend-groep, IJsvogel-groep) laten duidelijke verschillen zijn tussen de Geeserstroom en het Amerdiep, met respectievelijk 16 soorten en 4 soorten (Tabel 7.4). De oorzaak voor dit verschil kan worden gezocht in de voedselrijkdom van de beekdalen en in de hydrologie. De meeste soorten van de Slobeend- en Kuifeend-groep zijn gebonden aan voedselrijk en permanent open water. Aangezien de Holmers zich ontwikkelt richting een doorstroommoeras, is er niet veel open water aanwezig en dit is ook nog eens relatief voedselarm. Mogelijk wordt hierdoor niet aan de eisen van veel van de watervogelsoorten voldaan. Typische beeksoorten van de IJsvogel-groep worden in beide

systemen niet gevonden, wat niet verwonderlijk is gezien de relatief lage stroomsnelheid in doorstroommoerassen/moerasbeken en daardoor het ontbreken van erosieve kracht die bijvoorbeeld kan zorgen voor het ontstaan van steilwandjes in de buitenbocht van de beekloop.

De moerasvogels (Roerdomp-groep, Rietzanger-groep, Porseleinhoen-groep, Blauwborst-groep) en soorten van natte tot vochtige ruigtes en lage struwelen (Fazant-groep, Rietgors-groep) zijn in beide systemen meer gelijkmatig vertegenwoordigd. Er zijn 8 soorten moerasvogels in het Amerdiep-traject en 11 soorten in het Geeserstroombetraject aangetroffen en 5 soorten tegen 8 soorten ruigtevogels. Geen enkele soort in het beekdal van het Amerdiep is uniek, alle aangetroffen soorten komen ook in de Geeserstroom voor. Unieke soorten in het laatste systeem zijn snor, rietzanger, paapje, wulp, fazant en het porseleinhoen. Verschillen in vegetatie tussen beide beekdalen zou een verklaring kunnen zijn voor het ontbreken van sommige deze soorten langs het Amerdiep: de snor broedt bijvoorbeeld in uitgestrekte rietvegetaties, deze zijn langs de Geeserstroom aanwezig, terwijl in de Holmers riet alleen een zeer ijl voorkomt (Figuur 7.6). Voor natte graslandsoorten (Zomertaling-groep, Grutto-groep), die vrijwel uitsluitend gevonden zijn in het beekdal van de Geeserstroom (10 soorten tegen 2 soorten) is het vegetatietype hoogstwaarschijnlijk de belangrijkste verklaring voor het verschil; terwijl in het beekdal van de Geeserstroom diverse typen natte tot vochtige graslanden te vinden zijn, ontbreken deze vrijwel geheel langs het Amerdiep. In het geval van het porseleinhoen kan ook het jaar van de inventarisatie een rol spelen; deze soort reageert bijvoorbeeld sterk op weersomstandigheden tijdens het voorjaar. Overigens is het ook van belang dat de oppervlakte van het Geeserstroombied meer dan 3 maal zo groot als dat van het herstelde deel van het Amerdiep, grotere gebieden herbergen gewoonlijk meer soorten.

Amper voorkomend in de beekdalen zijn soorten van de Kleine plevier-groep, in deze systemen de soorten van droogvallende onbegroeide randen langs de beekloop. Alleen de naamgever van de groep werd langs de Geeserstroom gevonden; langs het Amerdiep is geen geschikt habitat aanwezig, omdat de bodem hier overal begroeid is met moerasvegetatie en mossen. Soorten van deze ecologische groep horen dan ook vooral bij systemen met meer dynamiek en de daarmee samenhangende morfologische processen die leiden tot het ontstaan van geschikt habitat, zoals de zandbanken en -strandjes in en langs riviertjes en rivieren. Hetzelfde geldt voor soorten van de Buidelmees-groep, behalve de boompieper werden geen andere soorten van boomgroepen in rietland en rivierbegeleidend bos gevonden in de beekdalen. Ook hier speelt het vrijwel ontbreken van geschikt habitat, grote bomen, een belangrijke rol. Omdat het Amerdiep is afgegraven, bevat het geen grote bomen (met uitzondering van een klein elzenbroekbos) maar vooral wilgenstruweel. In de Geeserstroom zijn de meeste grote bomen afgestorven na de vernatting van het beekdal.

Tabel 7.4: Broedvogels in de heringerichte beekdalen van de Geeserstroom (2015, telling ca. 10 jaar na herinrichting; van Dijk & Kleine, 2016) en het Amerdiep (2010, telling ca. 8 jaar na herinrichting; van Manen, 2011). Alleen soorten die horen bij zoet water-gerelateerde ecologische groepen (Sierdsema 1999) zijn weergegeven. -: niet aangetroffen; GS: Geeserstroom: deelgebieden De Marsen, Bergstukken, Roonboom (ca. 600 ha); AD: Amerdiep: Holmers, Halkenbroek (161 ha). Soorten tussen haakjes broeden (op dit moment) niet in Nederland.

Table 7.4: Breeding birds of the restored stream valleys of the Geeserstroom (2015 count, approximately ten years after restoration, van Dijk & Kleine 2016) and the Amerdiep (2010 count, approx. eight years after restoration; van Manen, 2011). Only species belonging to freshwater-related ecological groups (Sierdsema, 1999) are shown. -: not recorded, GS: Geeserstroom: De Marsen, Bergstukken, Roonboom areas (in total approx. 600 ha); AD: Amerdiep: Holmers, Halkenbroek areas (in total 161 ha). Species between brackets do not breed or have not recently bred in the Netherlands.

Ecologische groep (Sierdsema, 1999)	Soort	Habitatomschrijving (Sierdsema, 1999)	Aantal paren	
			GS	AD
Dodaars-groep	Dodaars	ondiep open water	7	1

Ecologische groep (Sierdsema, 1999)	Soort	Habitatomschrijving (Sierdsema, 1999)	Aantal paren		
			GS	AD	
voedselarm- matig voedselrijk open water	Geoorde fuut	ondiep open water	2	-	
	Wintertaling	ondiep open water	12	-	
	Zwarte stern	ondiep open water, eilandjes, drijvende waterplanten, grote insecten	-	-	
Slobeend- groep kleinschalig, ondiep (matig) voedselrijk open water	Roodhalsfuut	ondiep open water	-	-	
	Grauwe gans	water, rietvegetaties	76	-	
	Smient	ondiep open water	-	-	
	Krakeend	ondiep open water, grasland	23	-	
	Pijlstaart	ondiep open water, grasland	-	-	
	Zomertaling	ondiep (open) water, nat grasland	19	-	
	Slobeend	ondiep open water, nat grasland	16	-	
	Krooneend	ondiep open water	-	-	
	Tafeleend	(ondiep) open water	1	-	
	Kokmeeuw	open water, eilandjes, zandplaten	-	-	
Kuifeend- groep voedselrijk, open water (met of zonder waterplanten)	Visdief	ondiep open water, eilandjes, zandplaten	-	-	
	IJsvogel	schoon water, liefst stromend, steile oevers, grote wortelkluiten	-	-	
	Fuut	water, vis	6	-	
	Knobbelzwaan	water	10	2	
	Grote canadese gans	open water	6	-	
	Brandgans	water, grasland	-	-	
	Nijlgans	water, holen, grasland	16	-	
	Bergeend	water, holen	1	-	
	Mandarijneend	water, boomholtes, nestkasten	-	-	
	Wilde eend	water, grasland	174	10	
IJsvogel-groep beken	Kuifeend	water	27	-	
	Meerkoet	water	140	22	
	IJsvogel	schoon water, liefst stromend, steile oevers, grote wortelkluiten	-	-	
	Oeverzwaluw	steile oevers, zanddepots, water in nabijheid	-	-	
	Grote gele kwikstaart	schoon stromend water, open holten boomwortels bruggen e.d.	-	-	
	Waterspreeuw	schoon stromend water, open holten boomwortels bruggen e.d.	-	-	
	Kluut	open pioniervegetaties, ondiep open water	-	-	
	Kleine plevier- groep zandplaten en zandstranden bij zoet water (rivieren)	Kleine plevier	zandige pioniervegetaties, zandplaten, zoet open water	2	-
		Oeverloper	zand- en grindstranden, water	-	-
		Visdief	ondiep open water, eilandjes, zandplaten	-	-
Dwergstern		grootschalig open water, zandplaten	-	-	
	Witwangstern	ondiep open water, eilandjes, zandplaten	-	-	

Ecologische groep (Sierdsema, 1999)	Soort	Habitatomschrijving (Sierdsema, 1999)	Aantal paren	
			GS	AD
	Oeverzwaluw	steile oevers, zanddepots, water in nabijheid	-	-
Roerdomp-groep nat, vnl. overjarig rietland	Roerdomp	nat overjarig riet	10	2
	Woudaapje	nat overjarig riet	-	-
	Grote zilverreiger	ondiep open water, rietland	-	-
	Purperreiger	ondiep open water, rietland	-	-
	Lepelaar	ondiep open water, eilandjes	-	-
	Snor	nat overjarig riet	4	-
	Kleine karekiet	dicht (nat) riet	52	9
	Grote karekiet	nat overjarig riet	-	-
	Baardmannetje	overjarig rietland	-	-
Rietzanger-groep zegge-riet, nat tot verlandend vnl. overjarig	Bruine kiekendief	overjarig riet, rietruigten	-	-
	Waterral	natte rietruigten, overjarig riet	55	9
	Kraanvogel	venen en veentjes, rust	-	-
	Rietzanger	(verruigd) overjarig rietland	24	-
	Rietgors	riet en rietruigten, natte struwelen, struiken	144	57
Porseleinhoen-groep natte, lage vegetaties (vnl. zeggen; incl. gemaaid riet) met ondiep water	Porseleinhoen	nat rietland, grote zeggenvegetaties of natte ruigten	15	-
	Klein waterhoen	grote zeggenvegetaties, nat rietland	-	-
	Kleinst waterhoen	grote zeggenvegetaties, nat rietland	-	-
	Kwartelkoning	pioniervegetaties (akkers), grasland, kruidenrijk	-	-
	Waterhoen	ondiep water	59	1
	Watersnip	natte, open pioniervegetaties	16	11
	(Waterrietzanger)	grote zeggenvegetaties	-	-
Blauwborst-groep verlande rietvegetaties met struiken	Blauwborst	natte ruigten met struiken	37	16
	Sprinkhaanzanger	natte (riet)ruigten	26	12
	(Krekeltzanger)	natte struwelen	-	-
Fazant-groep ruigten, vochtig tot nat	Blauwe kiekendief	pioniervegetaties, grootschalig open	-	-
	Grauwe kiekendief	pioniervegetaties, grootschalig open	-	-
	Patrijs	pioniervegetaties (akkers), grasland, kruidenrijk	-	-
	Fazant	voedselrijke ruigten	8	-
	Watersnip	natte, open pioniervegetaties	16	11
	Wulp	open gebied, ruigten, open pioniervegetaties	2	-
	Velduil	randen, ruigten, overhoeken, grote open natuurgebieden	-	-
	Graspieper	lage vegetaties met open plekken, open gebied	42	19
	Paapje	bloemrijke ruigten en randen, vochtig tot nat	2	-
	Graszanger	grazige ruigten	-	-
	Purperreiger	ondiep open water, rietland	-	-

Ecologische groep (Sierdsema, 1999)	Soort	Habitatomschrijving (Sierdsema, 1999)	Aantal paren	
			GS	AD
Zomertaling-groep drassig, structuurrijk grasland met plaatselijk open water	Ooievaar	natte ruigten, nat grasland, oude dode bomen, kunstnesten	2	-
	Wintertaling	ondiep open water	12	-
	Zomertaling	ondiep (open) water, nat grasland	19	-
	Slobeend	ondiep open water, nat grasland	16	-
	Kemphaan	structuurrijke grazige vegetaties, nat	-	-
	Watersnip	natte, open pioniervegetaties	16	11
	Dwergmeeuw	ondiep open water	-	-
	Visdief	ondiep open water, eilandjes, zandplaten	-	-
	Zwarte stern	ondiep open water, eilandjes, drijvende waterplanten, grote insecten	-	-
	Velduil	randen, ruigten, overhoeken, grote open natuurgebieden	-	-
Grutto-groep vochtig tot drassig grasland	Gele kwikstaart	lage vegetaties met open plekken, vochtig-nat	23	-
	Krakeend	ondiep open water, grasland	23	-
	Wilde eend	water, grasland	174	10
	Kwartelkoning	pioniervegetaties (akkers), grasland, kruidenrijk	-	-
	Grutto	grazige vegetaties, nat	-	-
	Tureluur	grazige vegetaties, nat	3	-
	Paapje	bloemrijke ruigten en randen, vochtig tot nat	2	-
Rietgors-groep ruigtes en lage struwelen, veelal nat tot vochtig	Blauwborst	natte ruigten met struiken	37	16
	Paapje	bloemrijke ruigten en randen, vochtig tot nat	2	-
	Sprinkhaanzanger (Krekelzanger)	natte (riet)ruigten natte struwelen	26	12
	Rietgors	riet en rietruigten, natte struwelen, struiken	144	57
Buidelmees-groep boomgroepen in rietland, rivierbegeleiden d bos	Aalscholver	open water, vis, bomen	-	-
	Kwak	ondiep open water (stromend), bos, hoge struwelen	-	-
	Kleine zilverreiger	ondiep open water, bos, hoge struwelen	-	-
	Blauwe reiger	ondiep water, bos	-	-
	(Zwarte ooievaar)	natte ruigten, nat grasland, oud loofbos	-	-
	Zwarte wouw	open water, bomen	-	-
	Zeearend	zeer groot moerasgebied, oud bos, rust	-	-
	Visarend	open water, bomen, bos, rust	-	-
	Boompieper	open bos, bosranden, boomgroepen, bomen en open plekken	59	22
	Cetti's zanger	natte struwelen	-	-
Buidelmees	bomen/struwelen in rietland	-	-	

Ecologische groep (Sierdsema, 1999)	Soort	Habitatomschrijving (Sierdsema, 1999)	Aantal paren	
			GS	AD
	Roodmus	bosranden, boomgroepen, natte ruigten ,grasland	-	-

7.4 Conclusies

Zowel op de schaal van microhabitats als op beekdallandschap zijn positieve ontwikkelingen waargenomen in de fauna van de herstelde beekdalen. Habitatspecialisten binnen de loopkevers en wolfspinnen namen toe in de onderzochte projecten, waarbij het Amerdiep (de Holmers) wel een duidelijk andere ontwikkelingsrichting wat betreft levensgemeenschap liet zien (richting kleine zeggenmoerassen) dan de Geeserstroom en het Peizerdiep. Gezien de ontwikkeling richting een doorstroommoeras in plaats van een moerasbeek in het eerste systeem is dit ook verklaarbaar.

Ook de broedvogelstand in de beekdalen van het Amerdiep en de Geeserstroom verschilde, maar hier was de soortensamenstelling van het Amerdiep duidelijk een armere subset van die van de Geeserstroom. Dit gold sterk voor watervogels en vogels van natte graslanden, en in mindere mate ook voor soorten van moerassen. Verschillende factoren kunnen hieraan ten grondslag liggen, waarbij de aanwezige habitattypen (met name vegetatie en open water), maar ook bijvoorbeeld de herstelde oppervlakte beekdal een rol kunnen spelen.



Figuur 7.6: Overzichtsfoto beekdal van de Geeserstroom (boven) en van het Amerdiep (Holmers; onder).

Figure 7.6: Overview of the stream valleys of the Geeserstroom (top) and the Amerdiep (bottom).

8 Discussie en synthese (kennisintegratie)

8.1 Inleiding

In het onderzoek staan een drietal hoofdvragen centraal:

- *Herstel van diffuse afvoersystemen*: waar liggen mogelijkheden voor de ontwikkeling van diffuse afvoersystemen en welke bijdrage kunnen ze leveren aan biodiversiteit op nationaal schaalniveau?
- *Afvoerdemping*: In hoeverre kunnen beekherstelmaatregelen en ontwikkeling van diffuse afvoersystemen bijdragen aan het tegengaan van piekafvoeren en een toename van de basisafvoer in droge tijden?
- *Genuanceerd versmallen en verondiepen*: Wat is de effectiviteit van verschillende maatregelen gericht op afvoerdemping en het overstromingsregime, en hoe werken ze door op fauna?

In de volgende paragrafen wordt allereerst aangegeven wat we op basis van de resultaten van het onderzoek hebben geleerd ten aanzien van deze onderwerpen. In de daar opvolgende paragrafen zullen een aantal andere zaken worden besproken die met bovenstaande onderwerpen samenhangen.

In het Plan van Eisen en Wensen dat ten grondslag ligt aan dit onderzoek zijn ook een aantal detailvragen benoemd waarop het onderzoek idealiter antwoord zou moeten geven. Per vraag zal worden aangegeven in hoeverre hij kan worden beantwoord op basis van dit onderzoek, en in hoeverre aanvullend onderzoek nodig is om de vragen te beantwoorden. Vanwege het grote aantal vragen is bij de opzet van het onderzoek een inperking gemaakt tot een aantal hoofdvragen (zie hierboven). Dat betekent dat niet op alle detailvragen een even gedetailleerd antwoord gegeven kan worden.

8.2 Herstel van diffuse afvoersystemen

Bij beekherstelprojecten zoals die de afgelopen tientallen jaren zijn uitgevoerd heeft de nadruk sterk gelegen op het herstel dan wel de ontwikkeling van meanderende beeksystemen. Dit is de het type beekstelsel zoals dat tot halverwege de vorige eeuw het meeste voorkwam in Nederland en daarmee onze referentie voor een 'natuurlijke' situatie. Zoals aangegeven in hoofdstuk 5 kwamen echter van nature in onze huidige beekdalen lang niet overal en altijd meanderende beken voor, en overheersten in veel perioden en op veel plekken diffuse afvoersystemen. Dit zijn systemen waar geen scherpe overgangen bestaan tussen land en water, die (deels) een oppervlakkige afvoer hebben en waar een duidelijke stroomgeul vaak afwezig is. Diffuse afvoersystemen kunnen op basis van watertype en type voeding worden onderverdeeld in twee typen:

- Doorstroommoerassen en -venen (~Durchströmingsmoor Succow) worden overstromd cq. doorstroomd met grondwater, zijn permanent watervoerend in stroomafwaartse richting en hebben een relatief stabiele afvoer.
- Overstromings- of beekmoerassen (~Überflutungsmoor Succow) worden overstromd cq. doorstroomd met oppervlaktewater (en grondwater), zijn permanent nat en stabiliseren de afvoer.

Enkele kenmerken van diffuse afvoersystemen zijn:

	Referentie	Potentie	Betekenis
<i>Doorstroommoerassen</i>	Laagtes/rand beekdalen	Herstelbaar	Internationaal belang
	Tot 1950	Grondwater-aanvoer constant	Kenmerkende vegetaties

	Ref. O-Europa		Verdwenen NL, bedreigd EU
<i>Overstromingsmoerassen n/beekmoerassen</i>	IJstijd beekmoerassen	Moeilijk herstelbaar	Nationaal belang
	veenvorming	Stroomgebied schaal	
	Later meandering	Kenmerkende vegetaties voorkomen beperkt in NL	
	Verdwenen afh. landgebruik	Dynamisch/ eutroof	Dynamische/eutr ofe => fauna

Na de ijstijd werden veel van onze beekdalen gedomineerd door beekmoerassen waarin actieve veenvorming optrad. In noord-Nederland is dit proces tot in de middeleeuwen doorgegaan, in zuid-Nederland zijn al veel eerder meanderende beken ontstaan. Ook liggen veel bovenloopjes van beken op plekken waar laagtes met doorstroommoerassen en -venen zijn ontwaterd door een gegraven waterloop. Deze laagtes konden in omvang variëren van enkele honderden vierkante meters tot vele tientallen vierkante kilometers. Sommige van deze gebieden met doorstroomvenen zijn pas halverwege de vorige eeuw ontwaterd en ontgonnen.

Ons referentiebeeld van een meanderende beek is dus niet vanzelfsprekend, en het zou goed zijn om bij de planning van beekdalherstel ook rekening te houden met alternatieve referenties in de vorm van diffuse afvoersystemen. Dat leidt uiteraard wel tot de vraag in hoeverre het onder de huidige omstandigheden nog mogelijk is om beekmoerassen en doorstroommoerassen en -venen te ontwikkelen, en welke bijdragen deze systemen zouden kunnen leveren aan de biodiversiteit.

Het antwoord op deze vragen is sterk afhankelijk van de ligging binnen het beekdalsysteem. De pilot Holmers laat zien dat in gegraven bovenloopjes het dempen van de beekloop en daarop afwaterende sloten en greppels een effectief middel kan zijn om soortenrijke diffuse afvoersystemen te ontwikkelen. In de Holmers heeft dit geleid tot het ontstaan van een waardevol kwelgevoed doorstroommoeras waarin zich mogelijk op termijn een soortenrijk doorstroomveen gedomineerd door zeggen en bruinmossen zal ontwikkelen. Dit biedt perspectieven voor de terugkeer van vegetatietypen en soorten die op Europese schaal bedreigd worden en al geruime tijd uit Nederland zijn verdwenen of hier zeer zeldzaam zijn geworden.

Voor het ontstaan van doorstroomvenen is een voorwaarde dat er een permanente aanvoer is van grondwater. Dat vereist wel dat er voldoende mogelijkheid is om het gehele omringende infiltratiegebied te ontdoen van ontwatering, en dat het infiltratiegebied voldoende groot is en er voldoende verhang/reliëf is om te zorgen voor een permanente grondwatervoeding van lager gelegen delen. Het zal lang niet overal mogelijk zijn om net als in de Holmers een heel bovenloopstelsel van een beek om te zetten in een permanent grondwatergevoed doorstroommoeras. Maar ook in kleinere gebieden waar niet aan bovenstaande voorwaarden wordt voldaan kunnen waardevolle natte vegetaties ontstaan, zoals al blijkt uit kleinschaliger herstelprojecten in het natte zandlandschap, waar gegraven waterlopen die de laagten in infiltratiegebieden ontwateren zijn verondiept of gedempt; dit kan leiden tot waardevolle gradiëntsituaties, met zwak gebufferde doorstroomvenen, natte heides, natte heischrale graslanden en kwelgevoede moerasbossen. Herstel van diffuse afvoersystemen in gegraven bovenloopjes en oorspronggebieden van beken heeft daarom in vrijwel alle gevallen een positief effect op de biodiversiteit.

Herstel van diffuse afvoersystemen in midden- en benedenlopen heeft niet in alle gevallen positieve gevolgen voor de biodiversiteit. Dit hangt samen met het feit dat het vrijwel nooit mogelijk is om het hele bovenstroomse deel van het stroomgebied in een natuurlijke staat te herstellen, en dat er dus vrijwel altijd rekening dient te worden gehouden met aanvoer van voedselrijk water uit goed ontwaterde landbouwgebieden. Zoals het voorbeeld van de Geeserstream laat zien leidt dit tot een dynamisch en voedselrijke systeem gedomineerd door hoogproductieve en qua plantensoorten relatief soortenarme moerasvegetaties. Mits voldoende in omvang kunnen deze moerassen, mede door hun hoge productiviteit, wel van groot belang zijn voor dieren. Niet alleen voor zoogdieren (otter, bever, waterspitsmuis) en vogels (porseleinhoen, roerdomp, waterral) maar ook voor tal van insecten (loopkevers, wolfsspinnen). Omdat de effecten sterk afhankelijk zijn van de omvang van een gebied en van de uitgangssituatie (landbouw en natuur) is niet op voorhand aan te geven of ontwikkeling van diffuse afvoersystemen in midden- en benedenlopen positief of negatief zal uitwerken op de natuur. Bovendien spelen ook maatschappelijke functies zoals waterveiligheid een belangrijke rol in de afweging.

Waterberging en demping van piekafvoeren vormen in beneden- en middenlopen vaak een belangrijke reden voor ontwikkeling van diffuse afvoersystemen in de vorm van beekmoerassen. Mits voldoende groot kunnen dergelijke waterbergingsgebieden niet alleen een bijdrage leveren aan de vermindering van piekafvoeren maar ook leiden tot een verhoging van de natuurwaarde, zeker in situaties waarin er weinig mogelijkheden zijn voor ontwikkeling van waardevolle natuur.

In andere situaties zal van gebied tot gebied een afweging moeten worden gemaakt, waarin niet alleen rekening dient wordt gehouden met effecten op flora en fauna maar ook met het maatschappelijke belang van waterberging en afvoerdemping. Dat laatste is mede bepalend voor de keuze voor een meanderende beek en kwelgevoede natte broekbossen en schraallanden versus hoogproductieve en faunarijke moerassen.

Afvoerdemping

Omdat de mens al spoedig na het einde van de ijstijd zijn invloed heeft doen gelden op de landschapsvorming is het niet goed mogelijk om een goede scheiding te maken tussen invloed van klimaatveranderingen en van menselijke ingrijpen. Er is daarom geen eenduidige referentie van hoe een natuurlijk beekdalsysteem er in de huidige klimatologische omstandigheden uit zou zien. Wel duidelijk is dat de mens grote invloed heeft gehad op het functioneren van het watersysteem. Door het kappen van bos, de ontginning van venen, de verdieping en verbreding van bestaande beken en de aanleg van nieuwe beeklopen, sloten en greppels is de ontwatering en afwatering van het oorspronkelijke dekzandlandschap ingrijpend veranderd. Dit heeft geleid tot grote veranderingen in de afvoerdynamiek. Door de sterke uitbreiding van het drainagesysteem heeft een verschuiving plaatsgevonden tussen een relatief trage en gelijkmatige afvoer van het neerslagoverschot, die voor een groot deel via het grondwater verloopt, naar een relatief snelle afvoer die grotendeels via het oppervlaktewatersysteem plaatsvindt. Dit heeft geleid tot een toename van de waterdynamiek, met relatief grote afvoeren in de winter en droogval (in niet gestuwde situaties) of stagnatie en zuurstofloze situaties (in gestuwde situaties) in de zomer.

Beekherstel in de vorm van het verwijderen van stuwen in combinatie met verondieping en meandering van beken heeft tot doel om een wat natuurlijker beekdalregime te krijgen, met meer permanente stroming en meer variatie in stroomsnelheid en diepte binnen het beekprofiel en een meer natuurlijk overstromingsregime. Vraag binnen dit onderzoek was in hoeverre bestaande beekherstelmaatregelen bijdragen aan het ontstaan van een meer natuurlijke afvoerdynamiek, en in hoeverre herstel/ontwikkeling van diffuse afvoersystemen hieraan kan bijdragen.

De pilot Holmers heeft laten zien dat waterconservering in het voedingsgebied door verwijderen van waterlopen (en opzetten stuwpeil in waterafvoer) leidt tot een verschuiving

van oppervlaktewater- naar grondwaterafvoer en daarmee in potentie tot een vergroting van de basisafvoer in de beek (Amerdiep). Dat laatste treedt echter niet op omdat er een harde scheiding ligt tussen het voormalige bovenloopje (Amerdiepje) en de beek (Amerdiep); toegenomen kwel in dal van de Amerdiep wordt afgevangen door drainagesloten direct beneden de stuw die de scheiding vormt tussen voormalige Amerdiepje en het beekdal van het Amerdiep. Deze stuw was een noodzakelijke voorwaarde voor het ontstaan van een doorstroommoeras in de Holmers maar is er tevens de oorzaak van dat er geen demping van de afvoerpieken heeft plaatsgevonden. De verminderde waterbergingscapaciteit door het opzetten van peilen doet vertraagde afvoer door het dempen van waterlopen weer teniet zodat er netto geen veranderingen in afvoerpieken heeft plaatsgevonden. De les die hieruit kan worden getrokken is dat waterconservering en herstel van diffuse afvoersystemen door het dempen van (gegraven) bovenloopjes in het voedingsgebied van een beek alleen kan leiden tot de gewenste demping van de afvoerdynamiek wanneer ook de bovenloop van de beek zelf deel uitmaakt van het projectgebied voor integraal beekdalherstel.

Beekdalherstel vereist herstel van het hydrologische systeem op de schaal van het stroomgebied. Dit herstel kan niet los gezien worden van alle relevante hydrologische, morfologische, fysisch-chemische en biologische processen die in samenhang werken op lokale en stroomgebiedsschaal. Al deze fysische en ecologische processen zijn op hun beurt afhankelijk van het landgebruik in het stroomgebied dat weer door maatschappelijke processen wordt aangestuurd. Er is pas sprake van een integrale aanpak van beekdalen wanneer alle relevante biofysische en maatschappelijke processen worden betrokken. Een dergelijke integrale benadering van herstel van de aquatische en (semi-)terrestrische componenten van beekdalen is nog maar beperkt in praktijk gebracht.

Door bij hydrologisch herstel van grote naar kleine schaal te werken wordt steeds rekening gehouden met onderlinge afhankelijkheid. Als voorbeeld: maatregelen bovenstrooms die een gedempte waterafvoer bevorderen (meer afvoer in de zomer, lagere piekafvoeren) hebben het meest positieve effect omdat ze doorwerken in het hele stroomgebied.

Beekdalherstelmaatregelen op middelgrote schaal, zoals het verhogen van de beekbodem, het versmallen van de beekbedding, het ruimte geven aan inundatie en het laten ontwikkelen of aanplanten van bomen, passen bij de doelen gekozen voor de boven- en benedenstroomse delen en daarmee binnen het ontwikkelingsdoel op stroomgebiedsschaal. Inundatie bijvoorbeeld, dempt de afvoerdynamiek in de beek (grootschalige doel), biedt mogelijkheden voor kleine profielen, zodat bij lage afvoeren de beek toch blijft stromen en droog-nat gradiënten in het beekdal worden hersteld (doelen op de middelgrote schaal). Maatregelen op lokale schaal zijn meestal specifiek gericht op een plant- of diersoort of soortgroep, maar passen binnen de doelen op stroomgebiedsschaal.

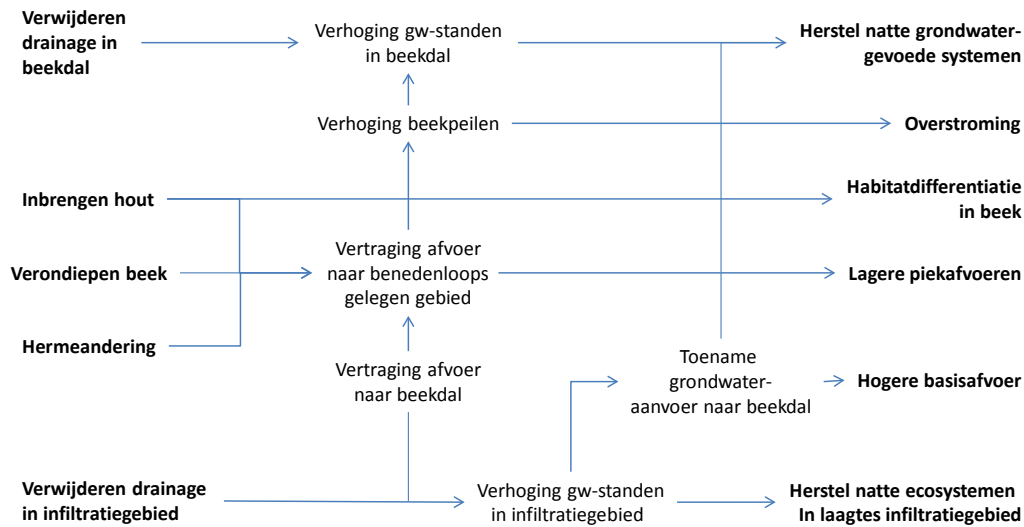
Wáár er mogelijkheden liggen om bovenstaande maatregelen uit te voeren, en wat hun effecten zijn op het ecosysteem functioneren, verschilt van gebied tot gebied. De orde van het beekstelsel is daarbij een belangrijke differentiërende factor. In bovenloopjes en kwelgebieden zal de nadruk liggen op het waterconservering in het infiltratiegebied en herstel van kwelsystemen in het oorsprongsgebied van de beek, terwijl hermeandering en herstel van overstromingsgradiënten alleen in midden- en benedenlopen relevant zijn.

8.3 Genuanceerd versmallen en verondiepen

In dit project stond het bereiken van voldoende afvlakking van piekafvoeren op beektrajectschaal door water vast houden en bergen centraal (zie ook Figuur 8.1). Om deze situatie te bereiken zijn maatregelen op stroomgebiedsschaal nodig, zoals:

1. Het dempen van de afvoerdynamiek, door:
 - het vasthouden van water door het dempen van sloten en greppels in het bovenstroomse infiltratiegebied en in het beekdal
 - het stimuleren van waterberging in de onverzadigde zone van de bodem door aanpassingen aan of verwijderen van buisdrainage (vooral in infiltratiegebieden met grotere afstand tot drainages)
 - het verondiepen van de beek, verhogen van de hydraulische weerstand door meandering en door inbreng van hout
2. Het ontwikkelen van diffuse afvoersystemen door de aanleg van retentiegebieden; bijvoorbeeld: waterbergingslaagtes, moerassen, diffuse afvoersystemen en tijdelijke retentiebekkens.
3. Het verondiepen en versmallen van over-gedimensioneerde dwarsprofielen, bijvoorbeeld door het verkleinen van duikers en het installeren van knijpstuwen in het ont- en afwateringstelsel van landbouwgebieden

Het is een belangrijke hoofdvraag in welke mate deze maatregelen, die respectievelijk ingrijpen op 1) de drainage-infrastructuur, 2) de waterretentie-oppervlakken en 3) de beekmorfologie, in zowel de infiltratie- als de beekdalzones, bijdragen aan het vertragen van de beekafvoer en de biodiversiteit in de verschillende laaglandbeekdalsystemen in Nederland.



Figuur 8.1 Maatregelen gericht op het verhogen van het grondwaterpeil voor beekdalherstel en demping afvoer voor beekherstel, en hun beoogde effecten op het functioneren van het watersysteem.

Figure 8.1: Measures aimed to raise the groundwater level for stream valley restoration and reduce discharge dynamics to restore the stream, and their aimed effects on the functioning of the water system.

Het hoofddoel van het project 'integraal natuurherstel in beekdalen' was na te gaan in hoeverre ingrepen in het watersysteem, zoals het verwijderen van drainagemiddelen in beekdalen en infiltratiegebieden, het water vasthouden en diffuus afvoeren en het verondiepen en hermeanderen van beken bijdraagt aan een gedempte afvoerdynamiek. De theoretische bouwstenen om het doel te bereiken bestonden uit een integratie van het 5-S-model, het DPSIRR concept, de werking van landschapsfilters en de habitat templates. De praktische stappen waren als volgt vertaald:

- Een integrale ecologische systeemanalyse van de processen in het stroomgebied, het 5-S-model volgend.
- Het begrijpen van alle versturende invloeden geanalyseerd volgens het DPSIRR principe.
- Het stellen van realistische/passende ontwikkelingsdoelen voor het stroomgebied en daar binnen voor individuele trajecten door de relatie milieu-soorten op verschillende schalen te leggen (landschapsfilters toe te passen).
- Het selecteren van kosten-effectieve maatregelen.
- Het monitoren van de effecten en het bijsturen daarvan.

8.4 Inventarisatie beekdalherstelprojecten

Deze studie is gestart met het verkennen van bestaande projecten om na te gaan in hoeverre er al integraal aan beekherstel wordt gewerkt en om die studies te selecteren die voldoende interessant zijn om nader en aanvullend te monitoren en om de effecten te evalueren; de zogenaamde pilotstudies. Begonnen is met een groslijst van projecten waarin volgens opgave van waterschappen sprake is van integraal beekdalherstel en herstel verder gaat dan alleen herstel van de bestaande beek. Er is een groot aantal beek- en beekdalherstelprojecten uitgevoerd of nog lopend:

Aantal projecten	
Ruw totaal aantal projecten	93
Totaal aantal projecten	58
In planfase	10
In uitvoering	9
Uitgevoerd	32

Hydrologische metingen	
afvoermetingen	18
grondwaterbuizen	14
grondwater+afvoer	10
voor+na gw+afvoer	4
aquatisch en terrestrisch effect	0

Toch zijn er weinig studies die hydrologisch herstel centraal hebben staan:

Maatregeltype	Aantal
Ontwikkelen diffuus afvoersysteem	8
Herstel hydrologie beekdal (versterken infiltreren door dempen/stuwen van sloten, greppels)	8
Water bergen (inundatiegebied aanleggen)	12
Vertraagd afvoeren (hermeanderen, verondiepen, versmallen)	26
Vertraagd afvoeren en vrij inunderen (moerasbeek)	2

De inventarisatie is primair uitgevoerd om relevante pilotprojecten te kunnen selecteren (zie hoofdstuk 3). Uit de inventarisatie kan echter ook een aantal aanvullende conclusies worden getrokken. In de eerste plaats valt op dat ontwikkeling van diffuse afvoersystemen slechts zelden een expliciet doel is van de projecten, en waar het plaatsvindt vooral als onderdeel van waterberging. De grote meerderheid van de projecten is gericht op hermeanderen, verondiepen, en versmallen van de beek. Dit kan worden verklaard uit het feit dat het dominante referentiebeeld van een natuurlijk beek een meanderende beek. Doel van deze studie is om duidelijk te maken dat er meer referentiebeelden mogelijk zijn, en dat een meanderende beek niet altijd het meest natuurlijke hoeft te zijn.

In de tweede plaats valt op dat er maar weinig projecten zijn waarin de hydrologische veranderingen zodanig worden gemonitord dat het mogelijk is uitspraken te doen over de effecten van de ingrepen op de hydrologie van het beekdal. Er zijn maar vier projecten die voldoen aan de voorwaarden dat zowel voor als na de ingreep wordt gemeten, en dat zowel grondwaterstanden als afvoeren worden gemeten. Dit maakt het erg lastig om harde conclusies te trekken over effectiviteit van maatregelen.

8.5 Beantwoording van kennisvragen integraal beekdalherstel

In de offerte-aanvraag heeft de opdrachtgever de drie hoofdvragen uit het onderzoek opgesplitst in 16 kennisvragen waarop het onderzoek antwoord zou moeten geven. In het volgende de zal per kennisvraag worden aangegeven of, en zo ja welk antwoord op de vraag kan worden gegeven op basis van het uitgevoerde onderzoek. Vanwege het grote aantal vragen konden niet alle kennisvragen in dezelfde mate van detail behandeld worden, en is niet voor alle vragen voor de beantwoording uitgegaan van ervaringen uit dit onderzoek. Wel zijn in die gevallen antwoorden afgeleid uit bestaande literatuur en ervaringen in andere projecten.

Onderdeel 1: Heterogene en diffuse afvoersystemen

1. *Welke biodiversiteit (flora, fauna, ecosysteemtypen) levert herstel van heterogene en diffuse afvoersystemen op voor zowel aquatische als terrestrische componenten?*

Zoals in het voorgaande aangegeven kan in bovenloopjes en in oorspronggebieden van beken het dempen van gegraven waterlopen leiden tot een herstel van diffuse afvoersystemen die worden gekenmerkt door aanvoer en uitreden van grondwater. In situaties waarin permanente aanvoer van grondwater plaatsvindt kunnen daarbij waardevolle doorstroommoerassen ontstaan, die op termijn door verlanding en successie kunnen overgaan in doorstroomvenen. Dat is een ecosysteemtype dat op Europese schaal behoort tot een van de meest bedreigde type ecosystemen, dat uitzonderlijk rijk is aan kenmerkende trilveensoorten, waaronder soorten die al langere tijd uit Nederland zijn verdwenen of hier uiterst zeldzaam zijn geworden. Maar ook bij een minder grote periodieke aanvoer van grondwater kunnen waardevolle voedselarme gebufferde tot zwak gebufferde ecosystemen ontstaan, zoals natte heischrale graslanden, blauwgraslanden en broekbossen.

In midden- en benedenlopen van beken is de biodiversiteitswinst bij het herstel of ontwikkeling van diffuse afvoersystemen minder groot. De voor natuurlijke beekmoerassen kenmerkende vegetaties (broekbossen en -struwelen, zeggenmoerassen) zijn weliswaar ten opzichte van het verleden sterk in oppervlakte achteruitgegaan, maar komen op kleinere schaal nog steeds in meer of goed ontwikkelde staat voor in beekdalen en aangrenzende laagveengebieden. Daar komt bij dat de waterdynamiek en de productiviteit meestal veel groter zijn dan in natuurlijke situaties, als gevolg van aanvoer van vervuild oppervlaktewater uit goed ontwaterde en intensief bemeste bovenstroomse gebieden. Voor fauna kunnen de resulterende dynamische en hoog-productieve gebieden wel van belang zijn. Mits voldoende groot kunnen dynamische moerassystemen voor met name zoogdieren en vogels en zeker voor veel ongewervelden van groot belang zijn.

2. *Welke invloed heeft het overstromingsregime op de overleving van soorten en daarmee op de soortensamenstelling van de fauna? Speelt de vegetatiestructuur van de ondergroei en microtopografie een belangrijke rol bij de invloed van overstroming op de fauna?*

Het overstromingsregime heeft zowel op de schaal van microhabitats als op beekdallandschap positieve effecten op de fauna van herstellende beekdalen. In de studie aan wolfsspinnen en loopkevers bleken de habitatspecialisten toe te nemen, waarbij het Amerdiep (de Holmers) wel een duidelijk andere ontwikkelingsrichting wat betreft levensgemeenschap liet zien (richting kleine zeggenmoerassen) dan de Geeserstream en het Peizerdiep. Deze afwijkende ontwikkelingsrichting door het ontstaan van een richting een doorstroommoeras in plaats van een moerasbeek verklaart deze trend. Naast de aard van het ontwikkelende overstromingsgebied (doorstroommoeras of moeras) en de daarin ontwikkelende habitats (vegetatiestructuur en microtopografie) speelt ook het herstellende oppervlakte beekdal een rol, met name voor vogels.

3. Leidt overstroming in heringerichte gebieden tot eutrofiëring door meer input van nutriënten via slibafzetting?

Zoals aangegeven onder vraag 1 leidt overstroming met voedselrijk oppervlaktewater in combinatie met demping/verondieping van waterlopen over het algemeen tot het ontstaan van hoogproductieve moerasvegetaties. In welke mate aanvoer van nutriënten met slib daarin een rol speelt is op basis van bestaande gegevens niet goed aan te geven. Eerder onderzoek naar de productiviteit en soortensamenstelling van regelmatig overstroomde beekdalgraslanden liet zien dat afgezet beekslib daar de belangrijkste aanvoerbron was van nutriënten. Daarbij ging het echter om situaties die nooit intensief landbouwkundig zijn gebruikt en die slechts gedurende beperkte perioden (hooguit enkele weken per jaar met beekwater) overstroomden. Bij ontwikkeling van beekmoerassen op voormalige landbouwgronden, zoals in de Geeserstroom, hebben we te maken met een heel andere condities omdat de plantengroei vrijwel het gehele jaar in direct contact staat met doorstromend beekwater. Daardoor kunnen planten met oppervlakkige beworteling nutriënten direct uit het doorstromende oppervlaktewater opnemen. Waar de bemeste bovengrond niet is verwijderd kan permanente inundatie bovendien leiden tot het ontstaan van anaerobe condities die leiden tot het vrijkomen van fosfaat. Deze combinatie van factoren zorgt er waarschijnlijk voor dat in [de onderzochte beekmoerassen]/[in de Geeserstroom] de productiviteit zo hoog is. Het is echter niet aan te geven wat het relatieve aandeel van de verschillende nutriëntenbronnen is. Dat is alleen te achterhalen door arbeidsintensieve balansstudies waarin nutriëntenfluxen tussen verschillende compartimenten in de tijd worden gevolgd.

4. In hoeverre verschillen sleutelfactoren in heringerichte gebieden met diffuse afvoersystemen met die in ongestoorde systemen en in hoeverre zijn die factoren te beïnvloeden met inrichting en beheer?

Heringerichte gebieden met diffuse afvoersystemen verschillen van ongestoorde systemen doordat ze:

- vaak zijn ontwikkeld op gronden die in het verleden intensief zijn bemest,
- de waterdynamiek vaak groot is omdat ze onder invloed staan van beekwater dat wordt aangevoerd uit bovenstrooms gelegen goed ontwaterde gebieden,
- en het beekwater over het algemeen veel rijker is aan nutriënten dan in een geheel natuurlijke situaties.

Door het afgraven van de aangerijkte toplaag kunnen de negatieve effecten van vroegere bemesting worden tegengegaan. De pilotgebieden Holmers en Halkenbroek laten de effectiviteit van deze maatregel zien. Waar in de Holmers na afgraving een mesotroof doorstroommoeras is ontstaan, is in het overigens vergelijkbare Halkenbroek de ontwikkeling blijven steken in een productieve Pitrusruigte.

Het tweede en derde probleem, de grotere dynamiek en de aanvoer van nutriënten met het beekwater, zijn veel moeilijker op te lossen. Deze problemen zijn in theorie te voorkomen door gehele stroomgebieden herin te richten, waarbij ook in het gehele bovenstrooms gelegen voedingsgebied ontwatering en landbouwkundig gebruik worden verminderd of weggenomen. Dat is in de praktijk eigenlijk alleen mogelijk in kleinere bovenstroomgebiedjes zoals in de Holmers. En zelfs daar lukt het vaak niet om alle landbouwkundig gebruik en ontwatering in het voedingsgebied te verwijderen: ook in de Holmers ligt in het natuurgebied nog een goed gedraineerde landbouwenclave die een relatief grote invloed heeft op de waterhuishouding in het gebied.

In midden- en benedenloopsituaties is het voedingsgebied vele malen groter, en is het geen reële optie om alle ontwatering en landbouwkundig gebruik uit het voedingsgebied te willen verwijderen. Zoals aangegeven in hoofdstuk 5 wijzen historische gegevens er op dat natuurlijke beekmoerassystemen zeer gevoelig zijn voor ingrepen in landgebruik en ontwatering, wat waarschijnlijk een belangrijke reden is dat ze in grote delen van west-Europa al in een vroeg stadium zijn verdwenen. Alleen in Drentse Aa gebied, waar sprake is van relatief grote en aaneengesloten arealen aan natuur in en rond de beekdalen, en waar de gronddruk voor Nederlandse begrippen laag is, bestaan misschien mogelijkheden om op

termijn gehele bovenloopsystemen met aangrenzende middenlopen weer in een min of meer natuurlijke staat terug te brengen en veenvorming weer op gang te brengen. Vanuit veiligheidsoverweging bestaat juist in midden- en benedenlopen van beken de grootste behoefte aan waterberging. Hier liggen dus ook de beste mogelijkheden om ontwikkeling van diffuse afvoersystemen te koppelen met andere belangen, zoals veiligheid en waterzuivering. Omdat het niet haalbaar is om het gehele bovenstroomse gebied her in te richten zal geaccepteerd moeten worden dat bij dempen of verondiepen van bestaande beeklopen beekmoerassen zullen ontstaan met een overstromingsdynamiek en productiviteit die veel groter is dan in natuurlijke beekdalen en overstromingsvlakten. Het voorbeeld van de Onlanden, een waterbergingsgebied van honderden hectaren ten zuiden van Groningen, laat zien dat bij een dergelijke oppervlakte ondanks de aanvoer van relatief voedselrijk water uit goed ontwaterde bovenstroomse gebieden toch een soortenrijk systeem met veel kritische moerassoorten kan worden ontwikkeld (ref..). Voorwaarde is dan wel dat bergingsgebieden voldoende groot zijn, zodat pieken in waterstanden worden afgevlakt en er ruimte is voor het ontstaan van gradiënten in voedselrijkdom binnen de gebieden. Het gaat hier om nieuwe vormen van 'wildernisnatuur' die zijn aangepast aan de meer dynamische en voedselrijkere condities in dergelijke waterbergingsgebieden, die zullen afwijken van onze historische en geografische referenties voor beekdalen. Ze zullen in sommige opzichten meer lijken op dynamische moerassystemen uit het rivieren- en zeekleigebied dan op systemen die horen bij niet door de mens beïnvloede beekdalen, en deels zullen ze ook een geheel eigen karakter hebben. Mits voldoende groot kunnen ze ook ruimte bieden aan een aantal kritische moerassoorten onder de vogels en zoogdieren waarvoor voldoende ruimte en aaneengeslotenheid een belangrijke voorwaarde is.

5. Wat is voor natuur de meerwaarde van heterogene en diffuse afvoersystemen ten opzichte van de huidige situatie en welke natuurwaarden kun je ermee verliezen? Deze vraag dient ook beschouwd te worden voor broekbossen, overgangs- en trilvenen, grote zeggenmoerassen, dotterbloemgraslanden en overstromingsgraslanden.

De grootste natuurwinst bij de ontwikkeling van diffuse afvoersystemen valt te halen in bovenloopsystemen. Hier ontstaan bij dempen van gegraven bovenloopjes, greppels en sloten goede mogelijkheden voor het ontstaan van mesotrofe grondwatergevoede systemen, zoals overgangs- en trilvenen en kwelgevoede bronbossen. De meer eutrofe systemen, zoals grote-zeggenmoerassen, dotterbloemgraslanden en broekbossen, komen van nature optimaal voor in ongestoorde beekmoerassen zoals die in Nederland tot in de middeleeuwen voorkwamen in midden- en benedenlopen van beken. Zoals hierboven aangegeven is het echter moeilijker om beekmoerassen te herstellen zoals die in de verre historie in Nederland voorkwamen. Als gevolg van aanvoer van voedselrijk water uit bovenstrooms gelegen goed ontwaterde landbouwgebieden zullen ze vrijwel altijd een dynamischer en productiever karakter hebben dan de historische en geografische referenties. In hoeverre ontwikkeling van deze meer dynamische beekmoerassen leidt tot een toe- of afname van de natuurwaarde hangt erg af van de lokale context en van de bestaande natuur in de uitgangssituatie. In vergelijking met een goed ontwaterd en intensief landbouwkundig beekdal met een gekanaliseerde beek kan ontwikkeling van een voedselrijk en productief beekmoeras een grote winst opleveren in termen van biodiversiteit en natuurlijkheid. De hydrologische winst wordt in ieder geval gehaald. In een situatie waarin ontwatering en landgebruik minder intensief zijn, en veel semi-natuurlijke landschapselementen voorkomen, zoals broekbosjes en natte hooilanden, kan ontwikkeling van diffuse afvoersystemen echter ook leiden tot een aantasting van bestaande natuurwaarden. Welke inrichting wordt gekozen bij beekdalherstel en -ontwikkeling in midden- en benedenlopen van beken is mede afhankelijk van de maatschappelijke functies die het gebied heeft, waaronder de functie waterberging, en van de uitgangssituatie. Daarnaast speelt ook beleving een belangrijke rol. Voor veel mensen vormen half-natuurlijke beekdalen met een meanderende beek en een afwisseling van weilanden, hooilanden en broekbosjes de referentie voor een natuurlijke beekdallandschap, en niet een ontoegankelijk moerasgebied met veel wilde dieren

(waaronder muggen). In de Geeserstroom speelt dit een belangrijke rol in de weerstand van veel bewoners van het gebied.

6. *Waar kunnen heterogene en diffuse afvoersystemen worden ontwikkeld, rekening houdend met de huidige en toekomstige grond- en oppervlaktewaterhuishouding en inrichting van het stroomgebied? Belangrijk aspect is hierbij in hoeverre in beekdalsystemen zonder waterloop volledige droogval gaat optreden en in hoeverre zulke systemen in de zomer en vroege najaar nog stromend water over het maaiveld hebben.*

In bovenloopjes en oorspronggebieden kunnen diffuse afvoersystemen relatief makkelijk worden hersteld door demping van de meestal gegraven beekloop en sloten en greppels. Er van uitgaande dat het voedingsgebied voldoende groot is en het mogelijk is ontwatering en bemesting in het voedingsgebied geheel of grotendeels te stoppen kunnen hier waardevolle oligotrofe en mesotrofe gebufferde systemen worden ontwikkeld. De meeste natuurwinst is te boeken in gebieden waar als gevolg van hoogteverschillen en omvang van het voedingsgebied het dempen van gegraven waterlopen leidt tot een permanente aanvoer van grondwater, zoals in pilotgebied de Holmers. Op basis van historische gegevens en bodempatronen is vaak goed te achterhalen in hoeverre laagtes in het oorspronggebied van beken in het verleden onder invloed hebben gestaan van grondwateraanvoer, en welk type systemen hier in het verleden zijn voorgekomen. Dat laatste is aanwijzing voor het type systeem dat verwacht kan worden na verwijdering van ont- en afwatering.

Bij ontwikkeling van diffuse afvoersystemen in midden- en beneden kunnen geen algemene richtlijnen worden gegeven waar ontwikkeling van deze systemen kansrijk is, omdat hier meer factoren meespelen bij de keuze voor het type inrichting, waaronder de geschiktheid van het gebied voor waterberging en de noodzaak voor waterberging in verband met veiligheid in benedenstroomse gebieden.

In hoeverre in beekdalsystemen zonder waterloop volledige droogval gaat optreden is sterk afhankelijk van de omvang van het gebied en de afvoerdynamiek van het bovenstrooms gelegen deel van de beek. In gebieden met een voldoende omvang, aanvoer in de zomer van oppervlaktewater uit het bovenstroomse gebied en aanvoer van grondwater uit aangrenzende infiltratiegebieden is volledige droogval onwaarschijnlijk. Demping van waterlopen en remming van de afvoer door dichte moerasvegetaties leidde in pilotgebied de Geeserstroom tot vrijwel permanent natte omstandigheden, ook in de zomer. Hier is eerder sprake van te natte dan van te droge condities. Droogval kan optreden in situaties waarin:

- gebied klein is en waterberging als gevolg daarvan gering is,
- goed ontwaterde en bemalen gebieden in de omgeving leiden tot wegzijging van water, aanvoer van beekwater van bovenstrooms in de zomer zeer gering is. Het is echter twijfelachtig of situaties die aan deze voorwaarden voldoen nog wel onder de noemer 'integraal beekdalherstel' mogen worden gebracht.

7. *Welke inrichtingsaspecten zijn belangrijk? Leidt extensief of geen beheer tot kleinschalige variatie in eerder genoemde natuurtypen en tot de ontwikkeling van broekbos uit grasland? Bijkomend doel van deze inrichting is het meer geleidelijk ontwikkelen van robuuste, beheervrije natuur. Is tijdens de inrichtingsfase eventueel een grotere beheerinspanning (overgangsbeheer) nodig?*

In hoeverre extensief of geen beheer leidt tot het ontstaan van broekbos is sterk afhankelijk van de waterhuishouding. In permanent natte, grondwatergevoede systemen kunnen trilvenen en overgangsvenen ontstaan die zich onder natuurlijke omstandigheden kunnen ontwikkelen en handhaven zonder maaibeheer of begrazing. Het is echter niet zeker of dat bij de huidige hoge stikstofdepositie ook het geval is. In pilotgebied de Holmers lijkt na opzetting van de peilen de ontwikkeling van struwelen te zijn gestagneerd en is er sprake van een achteruitgang van het eerder ontstane broekbos. Het is echter te vroeg om nu al te

kunnen concluderen dat bij gelijkblijvende waterhuishoudkundige condities zich ook zonder aanvullend beheer trilveenvegetatie zullen ontwikkelen waarin bomen en struiken slechts een beperkte rol spelen.

Hoe hoogproductieve en dynamische waterbergingsgebieden met beekmoerassen zich in de toekomst zullen ontwikkelen valt op basis van de huidige ervaringen nog niet aan te geven.

In pilotgebied Geeserstream wordt de ontwikkeling van bos en struweel geremd door begrazing. In het Halkenbroek wordt de ontwikkeling van broekbos nu nog geremd doordat elzen en wilgen zich in de ontstane dichte pitrusvegetatie slecht kunnen vestigen.

Verwachting is echter dat bij afwezigheid van beheer zich op langere termijn hier zich alsnog broekbos zal ontwikkelen: op open plekjes langs de resterende waterloop kan nu al opslag van jonge elzen worden waargenomen. Bij permanent natte omstandigheden zullen in grotere waterbergingsgebieden ongetwijfeld moerassige delen overblijven die worden gedomineerd door zeggenvegetaties en moerasruigtes, zeker in situaties waarin bevers actief bijdragen aan stuwing van water en verwijdering van bomen. Het is echter nog te vroeg om aan te kunnen geven welke verhouding zal ontstaan tussen open water, moeras en moerasbos op langere termijn is te verwachten in situaties zonder beheer.

Overgangsbeheer is niet nodig wanneer voorafgaande aan de vernatting een eventueel aanwezige voedselrijke toplaag wordt verwijderd. Wanneer deze toplaag niet is verwijderd is het zeer de vraag of overgangsbeheer zinvol is omdat (a) bij vernatting mogelijk meer nutriënten vrijkomen dan met beheer kunnen worden afgevoerd, en (b) beheer onder zeer natte omstandigheden problematisch is. Wanneer gestreefd wordt naar onbeheerde natuur betekent dat in voedselrijke en productieve moerasgebieden dat de sturingsmogelijkheden gering zijn, en we moeten accepteren dat de natuur zich zelf in een door ons niet te voorspellen richting zal ontwikkelen.

Onderdeel 2: Gedempte afvoerdynamiek

8. Welke morfologie en hydrodynamiek ontstaat er als gevolg van (gecombineerde) herprofilering, andere ingrepen in de waterhuishouding van het beekdal en ingrepen die afvoercharacteristieken van het stroomgebied beïnvloeden?

In het geval de aanpak stroomgebiedbreed is en er een, voor het stroomgebied, slimme combinatie van maatregelen wordt gekozen, is het waarschijnlijk mogelijk de basisafvoer te verhogen en piekafvoeren te laten afnemen. Er zijn echter geen voorbeelden van Nederlandse beeksystemen waarbij over een lange periode metingen zijn uitgevoerd voor en na het toepassen van een dergelijk breed pakket aan maatregelen.

De morfologie behorende bij deze gedempte afvoersituatie is ook nog niet veldexperimenteel bepaald. Wel gaan we er van uit dat de morfologie stabiel is en er alleen micromorfologische processen optreden. Ook gaan we bij inundatie mogelijkheden uit van een profiel wat onregelmatig is en voldoende ruim is dat lage zomerafvoeren niet stagneren.

9. Welke grenswaarden ten aanzien van hydrodynamiek van stromend en inonderend water zijn essentieel voor ecologische herstelprocessen voor (semi-) aquatische componenten in de beeklopen en in het beekdal?

Harde grenswaarden zijn voorlopig nog niet te geven. Het zou vanuit hydrologisch oogpunt goed zijn om hierover meer kwantitatieve informatie te verzamelen, zodat (ge)hydrologische analyses beter afgestemd kunnen worden op de vragen vanuit de aquatische ecologie.

Kwalitatief zijn enkele grenswaarden te omschrijven. Aquatische ecologisch moeten beken altijd stromen. Dat betekent dat lage zomerafvoeren niet tot stagnatie mogen leiden.

Stagnatie van meer dan 1 week heeft al gevolgen voor stromingsminnende fauna. Langere stagnatie in combinatie met slibafzetting op de bodem doet de zuurstofgehalten dalen tot onder kritieke grenswaarden voor waterorganismen. Aan de andere zijde van het spectrum mogen piekafvoeren niet hoger worden dan circa 6-maal de basisafvoer. Boven die waarden gaan habitats verloren en spoelen dieren en planten uit.

In het beekdal hangen de eisen aan hydrodynamiek van stromend en inonderend water af van het type beekdalsysteem en de nagestreefde natuurdoelen. In laag-dynamische

beekdalsystemen waarin wordt gestreefd naar herstel van vegetaties die passen in onze historische referentie voor beekdalen met meanderende beken en een extensief landgebruik (broekbossen, natte schraalgraslanden, grote zeggenvegetaties en dotterbloemhooilanden) horen licht ontwaterde condities waarbij in het beekdal de grondwaterstandsfluctuaties gering zijn door aanvoer van grondwater uit omringende infiltratiegebieden. Aanvoer van kwel is voor al deze vegetaties een belangrijke randvoorwaarde (Runhaar en Hennekens 2015). Eisen aan overstromingsregime zijn afhankelijk van het type vegetatie dat wordt nagestreefd. Grote zeggenvegetaties en dotterbloemhooilanden zijn, mits grondwatergevoed en met een hooguit ondiep wegzakkende grondwaterstand in de zomer, ook bij de huidige waterkwaliteit (die afwijkt van de historische referentie vanwege hogere gehalten aan nutriënten) goed bestand tegen regelmatige overstroming met beekwater. Voorwaarde is dat de perioden met overstroming niet langer dan enkele weken duren en vooral optreden in winter en het vroege voorjaar. In regelmatig overstroomde graslanden en moerasruigtes komen bovendien een aantal soorten voor die juist positief lijken te reageren op overstroming, zoals Langbladige ereprijs, Draadrus en Moeraskartelblad (Runhaar en Jansen 2004).

Wanneer wordt gestreefd naar laagproductieve vegetaties zoals natte schraalgraslanden dient regelmatige overstroming met voedselrijk beekwater echter te worden tegengegaan. Met name blauwgraslanden lijken erg gevoelig voor overstroming met voedselrijk beekwater: In regelmatig overstroomde beekdalen komen ze hooguit fragmentarisch voor aan de uiterste rand van het beekdal. Aanvoer van fosfaat met beekslib lijkt de voornaamste oorzaak voor de gevoeligheid van blauwgraslanden voor overstroming (Runhaar en Jansen 2004). Voor natuurlijke beekmoerassen zoals die tot in de middeleeuwen voorkwamen in de Noord-Nederlandse beekdalen is een voorwaarde dat er een zeer constante aanvoer van schoon en voor onze begrippen nutriëntenarm beekwater plaatsvindt, met hooguit geringe schommelingen in waterstand en stroomsnelheid. Herstel van dergelijke laag-dynamische moerassystemen is in het huidige Nederland met zijn intensieve landgebruik en ontwatering nog een grote uitdaging. Toch hebben de waterbeheerders voor verschillende regio's kansrijke gebieden aangeduid. Het starten met kleinschalig hydrologisch herstel is dus mogelijk.

10. Met welke inrichtingsmaatregelen kan deze gedempte afvoerdynamiek worden bereikt?

Waarschijnlijk is dit mogelijk door de volgende typen maatregelen toe te passen op stroomgebiedschaal: reduceren van ont- en afwatering, verbeteren van de infiltratiecapaciteit van bodem en ondergrond, verlengen van beeklengte, verondiepen/versmallen van beekprofiel.

Uit het onderzoek blijkt dat de kansen op hydrologisch herstel van het afvoerregime het grootst zijn bij het vasthouden van regenwater in de infiltratiegebieden. Het in deze gebieden verwijderen van ont- en afwatering versterkt de infiltratie enorm en leidt tot verhoging van grondwaterstanden. Juist waar droge bodem extra water kan vasthouden en waar in laagte in het landschap oppervlaktewater mag achterblijven liggen de grootste kansen. De verbetering van de infiltratiecapaciteit draagt bij aan het versterken van vasthouden, ook onder landbouwgronden. Wegverlenging en profielverkleining van beken draagt tenslotte bij aan het vertragen en bergen. Deze profielaanpassingen kunnen alleen als in het dal ook inundatie mogelijk is.

Belangrijke kanttekening hierbij is dat het toekomstige klimaat leidt een toename van piekbuien en langere drogere perioden. Het is van belang om deze prognoses mee te nemen bij het ontwerpen van maatregelen voor het aanpassen van het stroomgebied. Gezien deze verandering in de verdeling van neerslag is het waarschijnlijk des te relevanter dat maatregelen worden genomen om de afvoerdynamiek te dempen.

Onderdeel 3: Genuanceerd verondiepen en versmallen

11. Met welke 'subtiele' en minder desastreuze technieken (zoals zandsuppletie) kunnen beddingen het beste worden verondiept en versmald, uit oogpunt van behoud van beekorganismen en herstel van de waterhuishouding op systeemchaal binnen een afzienbare termijn? Aandachtpunten zijn daarbij het stoppen van schoningsbeheer, bovenstroomse zandsuppletie, ophogen door inbrengen van hout en de invloed van mitigerende maatregelen zoals beschaduwing en aanleg bufferzones t.b.v. behoud van beekorganismen.

De zandsuppletie-experimenten in de Hierdense beek hebben laten zien dat gedoseerd suppleren, in beektrajecten waar vooraf dood houtpakketten zijn aangebracht, leidt tot een korte termijn achteruitgang van de beekgemeenschap maar dat soorten binnen circa 3 maanden terugkeren naar de locatie. Daarna is een verrijking van de gemeenschap waargenomen. De lange termijn effecten zijn nog niet bekend. Deze wijze van zand suppleren heeft aantoonbaar geleid tot in eerste instantie het verhogen van de beekbodem en in tweede instantie tot een 'natuurlijke' versmalling van de bedding door oevererosie mogelijk door externe factoren geïnitieerd. Hydrologische waarnemingen en modelberekeningen hebben inmiddels laten zien dat >60% van het water niet meer het benedenstroomse punt bereikt maar inzijgt en daarmee het grondwater aanvult. De verwachting is dat het grondwater geleidelijk wordt aangevuld en dat daardoor de mate van inzijging enigszins afneemt. Echter dit is nog niet feitelijk vastgesteld. De waterplanten blijken zich door de verondieping sterk te hebben uitgebreid vooral in trajecten waar moerasvorming in het beekdal optreedt.

Het onderzoek heeft ook aangetoond dat het stoppen met het maaien van waterplanten niet direct leidt tot sterke waterpeil verhogingen. Waterplanten zijn buigzaam en buigen wanneer er water overheen gaat stromen, hoe hoger de waterdruk hoe verder de waterplanten buigen. Het buigen van waterplanten leidt tot een vermindering van de weerstand.

Het onderzoek heeft ook laten zien dat het inbrengen van dood hout op zichzelf al leidt tot een verhoging van de biodiversiteit op en rondom het pakket.

Mitigerende maatregelen zoals beschaduwen en aanleggen van bufferzones zijn niet direct onderzocht. Wel is uit ander onderzoek gebleken dat beschaduwen leidt tot het afkoelen van het beekwater. Lange meetreeksen op een groot aantal locaties in Europa heeft laten zien dat bij een afwisselende beschaduwing over trajecten van 500 m tot 1 km het beekwater voldoende afkoelt om een natuurlijke beschaduwde beek te benaderen in temperatuurregime.

Bufferzones beschermen beken tegen het inspoelen van nutriënten, organisch materiaal en mineraal slib. Zo hebben bufferstroken bestaande uit bos en met een breedte > 25 m een rendement van 80-100% voor stikstofverwijdering. Het hoogste rendement treedt in de eerste 10 meter op.

12. Zijn er tijdens deze geleidelijke herinrichting extra beheerinspanningen nodig (overgangsbeheer)?

Er is geen doelgericht onderzoek naar het overgangsbeheer verricht. Wel kunnen uit de meestal jonge casussen patronen worden herkend. In de casus Geeserstream is het beheer van de watergang >10 jaar achterwege gelaten waardoor de helofyten- en moerasvegetaties de traag stromende, eutrofe beekloop in een open landschap plaatselijk konden overgroeien en er stagnatie in de afvoer optrad. Echter dit gebeurde alleen op plaatsen waar een zogenaamde knik in het landschap zat, m.a.w. waar de beekbodem niet af maar over korte afstand opliep. Hieruit blijkt dat zelfs een eutrofe, traag stromende beek in een open landschap zichzelf in stand kan houden. Het beekdal is begraasd. Hier nam de begrazing echter af door de stijgende grondwaterstand. Het dal is na >10 jaar te nat geworden voor begrazing. Nu ligt de optie voor om toch geen open landschap maar een moerasbos te laten ontwikkelen. Les bij deze ontwikkeling is dat in de ontwikkelde moeraszode veel moeilijker elzenbroek is te ontwikkelen dan op kale bodem. Het wordt aanbevolen dergelijke keuzen bij de aanvang van een herinrichting te nemen zodat niet extra hoeft et worden ingegrepen.

De casus Hierdense beek vindt plaats in een groot bosgebied. Omdat inundatie, erosie en sedimentatie alle ruimte hebben is geen overgangsbeheer nodig. Wel betekende de veranderingen in grondwaterstanden dat het padenstelsel in het dal verlegd moest gaan worden. Om weerstand bij de recreanten te voorkomen wordt het aanbevolen om hier bij aanvang rekening mee te houden.

13. Bieden deze technieken voldoende vernattingsmogelijkheden voor de semi-aquatische en terrestrische component op afzienbare termijn?

Om deze vraag te beantwoorden zijn in de casussen Peizerdiep, Geeserstream en Holmers achtereenvolgens twee jaar de loopkevers en spinnen van de beekoever en het dal gemonitord. Op de schaal van microhabitats en beekdallandschappen zijn positieve ontwikkelingen waargenomen in de fauna van de herstelde beekdalen. Habitatspecialisten binnen de loopkevers en wolfspinnen namen toe in de casussen, waarbij de Holmers wel een duidelijk andere ontwikkelingsrichting wat betreft levensgemeenschap liet zien. De ontwikkeling richting een kleine zeggenmoeras (diffuus afvoersysteem) in plaats van een moerasbeek is dit ook verklaarbaar.

Ook de broedvogelstand in de beekdalen van de Holmers/Halkenbroek en de Geeserstream lieten beide positieve ontwikkelingen zien, maar verschilde. De samenstelling van broedvogels in de Holmers/Halkenbroek was armer dan die in het Geeserstroombdal. Dit betrof vooral watervogels en vogels van natte graslanden, en in mindere mate ook soorten van moerassen. De verschillen in aanwezige habitattypen (met name vegetatie en open water) en het oppervlak hersteld dal speelt hierbij hoogstwaarschijnlijk een rol.

14. Is er een meerwaarde van geleidelijke herinrichting t.o.v. abrupte herinrichting (zoals hermeanderen, dempen van de waterloop) en verkort geleidelijk beheer de herkolonisatietijd en voorkomt het de intrede van invasieve soorten?

Naar schatting kost de ontwikkeling van een meer stabiele gemeenschap circa 20-40 jaar. Veel bewijs voor deze stelling is er niet (zie o.a. Feld et al. 2011). Tegelijk blijkt uit vergelijkend onderzoek dat een systeem resetten (tot maagdelijke grond afgraven) of een systeem omvormen ongeveer evenveel ontwikkelingstijd kost. Daarentegen brengt omvorming veel minder risico's met zich mee op vestiging van exoten en verlies van reeds aanwezige, indicatieve soorten. Bij omvorming komen veel minder niches vrij waardoor exoten weinig kans krijgen zich te vestigen. Soorten die al aanwezig zijn hebben veel meer tijd om zich verplaatsen en mogelijk elders in hetzelfde omgevormde gebied een niche te vinden.

15. Hoe duurzaam zijn betreffende technieken mede in relatie tot het afvoerregime?

Bij alle casussen wordt water langduriger in de bodem vast gehouden. Ook dragen de maatregelen zoals beschreven bij aan demping van de afvoer, dus een stabiel afvoerpatroon. Beide hydrologische veranderingen passen binnen de natuurlijke processen van betreffende stroomgebieden en zijn daarmee zowel duurzaam als robuust. De maatregelen zoals in de casussen getoond sluiten aan bij het principe 'Building with nature'.

16. Vraag 2 en 3 van onderdeel 1 zijn hier ook relevant.

- *Welke biodiversiteit (flora, fauna, ecosysteemtypen) levert herstel van heterogene en diffuse afvoersystemen op voor zowel aquatische als terrestrische componenten?*
- *Welke invloed heeft het overstromingsregime op de overleving van soorten en daarmee op de soortensamenstelling van de fauna? Speelt de vegetatiestructuur van de ondergroei en microtopografie een belangrijke rol bij de invloed van overstroming op de fauna?*

Uit de casus Holmers/Halkenbroek bleek dat grondwatergevoede doorstroommoerassen in potentie zeer waardevol zijn voor het natuurbehoud en de biodiversiteit. Binnen

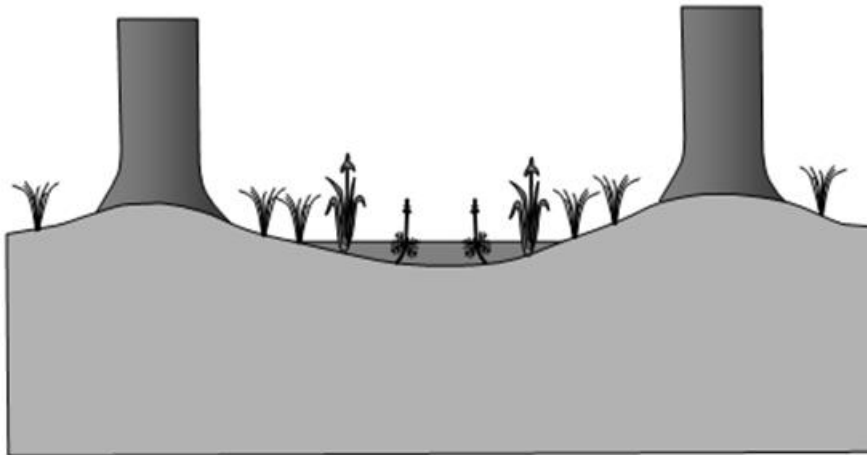
doorstroommoerassen bestaat een grote diversiteit. Daarnaast zijn doorstroommoerassen vrijwel geheel uit Noordwest-Europa verdwenen en zijn typische soorten daardoor zeer zeldzaam geworden. Dit kan onder andere worden afgeleid uit het grote aantal op Nederlandse en/of Europese schaal bedreigde plantensoorten dat voor dit systeemtype kenmerkend is. Ook de casus Geeserstream laat zien dat de weliswaar eutrofe biodiversiteit sterk is vergroot ten opzichte van de voorheen aanwezige randnatuur in het intensieve landbouwgebied.

Er is geen specifiek onderzoek gedaan naar de effecten van het overstromingsregime op de aanwezige fauna. Volgens Wissinger (1999) zijn de belangrijkste vier componenten van het hydrologisch regime in moerasbossen voor de fauna 1) de duur van inundatie/droogval, 2) de frequentie, amplitudo en tijdstip in het jaar van inundatie/droogval, 3) de voorspelbaarheid van het optreden van inundatie/droogval, en 4) de specifieke omstandigheden tijdens inundatie/droogval (bijv. stroming, waterkwaliteit en zuurstofgehalte).

Uit de literatuur blijkt dat de ondergroei en microtopografie een belangrijke rol spelen in relatie tot de hydrologie. Het optreden van zowel overstroming met grond- en/of oppervlaktewater als periodieke uitdroging sturen direct de samenstelling en verspreiding van soorten binnen het moerasbos (Mendelsson & Batzer 2006).

Moerasbossen of broekbossen kunnen zich ontwikkelen op een groot aantal verschillende substraten, mits de hydrologische situatie permanent nat en bij voorkeur kwel gevoed is. Moerasbossen zijn semi-aquatische milieus, gekenmerkt door de continue aanwezigheid van gradiënten van de waterfase tot droge bodem in ruimte. Deze gradiënten kunnen voorkomen op verschillende landschappelijke schaalniveaus (Runhaar et al. 2013):

1. Beekdallandschap: van laaggelegen natte moerasbosdelen naar hogere droge randen beekdal.
2. Moerasbos: afwisseling van vrijwel permanent water bevattende poelen, oude meanders en greppels en droge hogere terreindelen.
3. Habitat: Stamvoeten en omgevallen bomen liggen ver boven bosbodem en vormen zo permanent droge habitats, zelfs bij volledige inundatie.



Figuur 8.2 Kenmerkend voor moerasbossen is de afwisseling van natte en droge delen waardoor op korte afstand aan terrestrische en aquatische omstandigheden aangepaste soorten voor kunnen komen (Runhaar et al. 2013).

Figure 8.2: Characteristic of swamp forests is the variation of wet and dry parts, which may cause species adapted to terrestrial or aquatic conditions at short distance from each other (Runhaar et al., 2013).

Op de schaal van het beekdallandschap dragen de overgangen van de moerasbossen naar drogere bostypen bij aan de hoge biodiversiteit. Binnen het moerasbos bestaat meestal een afwisseling van droge en (vrijwel) permanent natte delen. De stamvoeten van elzen spelen

een belangrijke rol in het ontstaan van mesostructuren (Van der Werf, 1991), doordat de stamvoet en het begin van de horizontale wortels over het algemeen boven de waterspiegel uitsteken. Het mozaïek van hoogteverschillen dat hierdoor wordt gecreëerd leidt tot de beschikbaarheid van vochtgradiënten: relatief droog op de stamvoet en nat in de laagtes tussen de bomen (Figuur 8.2). Windworp en veenafbraak dragen hier verder aan bij. Door de afwisseling aan natte en droge milieus kunnen op korte afstand typische waterdieren en -planten voorkomen naast typisch terrestrische soorten. Beide habitats herbergen hun eigen soorten, en ook de overgang tussen beide typen is soortenrijk. Daarnaast maken veel soorten gebruik van zowel het aquatische als het terrestrische milieu tijdens de verschillende fases van hun levenscyclus.

Aangezien inundaties en droogval veel voorkomende verschijnselen zijn in moerasesystemen hebben zowel aquatische als (semi-)terrestrische ongewervelden in de loop van de evolutie een breed scala aan aanpassingen ontwikkeld om hier mee om te gaan (Williams 1996, Adis & Junk 2002, Mendelsson & Batzer 2006).

9 Uitwerking voor de praktijk

9.1 Ecologische stroomgebiedsbenadering

9.1.1 Stroomgebiedsbrede ecologische systeemanalyse (SESA)

Een stroomgebiedsbrede ecologische systeemanalyse van de processen in en het functioneren van een stroomgebied begint met het begrenzen van het stroomgebied en het opstellen van interactieschema's. De vorm van landschap (geomorfologie), het beekdal en de beek (lengte en dwarsprofiel) vormen de ruimtelijke basis begrensd door de hydrologische eenheid.

De analyse van de processen in en het functioneren van een stroomgebied wordt hanteerbaar gemaakt door per S uit het 5-S-Model aan deelanalyse uit te voeren en vervolgens de resultaten in de ecologische analyse te combineren om zo ook de samenhang en de daaruit voortkomende gevolgen in beeld te brengen. Het gaat bij een integrale benadering om de componenten van het systeem (systeemvoorwaarden, hydrologie, beekmorfologie, waterkwaliteit en planten en dieren) in samenhang en naar de bestaande hiërarchieën te beschouwen. Het belangrijkste kenmerk van een interactieschema is de samenhang tussen componenten (5-S-en) en tussen operationele landschapseenheid / deelstroomgebied, beekdal en beektraject in de tijd (schalen). De interacties worden in termen van processen en stromen van water en stoffen in de tijd en de ruimte beschreven.

Casus: Tungelroyse beek

In de casus 'systeemanalyse van de Tungelroyse beek' is een stroomgebiedsbrede ecologische systeemanalyse (SESA) ontwikkeld en nader uitgewerkt. De analyse in de Tungelroyse beek was gebaseerd op een aantal belangrijke uitgangspunten:

- Het 5-S-Model wordt als leidend uitgangspunt gebruikt.
- Ruimtelijk wordt het stroomgebied opgedeeld in operationele landschapseenheden. Dit zijn delen van het stroomgebied met een relatief homogene combinatie van systeemrandvoorwaarden (geohydrologie, geomorfologie) en huidig gebruik en (potenties van) waterstromen.
- Er wordt vooral aandacht gegeven aan processen en minder aan toestandsvariabelen.
- Voor de ecologie wordt vooral aandacht gegeven aan de ecologische sleutelfactoren en -processen.
- Voor het vaststellen van menselijke beïnvloedingen wordt vooral op het niveau van stressoren gekeken.
- Sleutelprocessen op verschillende schalen en de daaruit voortkomende toestand van sleutelfactoren vormen de basis voor de verkenning van mogelijkheden om bij te sturen of toestanden verder te verbeteren.

De integrale ecologische systeemanalyse doorliep in de Tungelroyse beek 7 hoofdvragen om te komen tot een realistische aanpak (Verdonschot 2015):

8. *Wat zou hier zonder mens (op hoog schaalniveau) zijn?* (m.a.w. een analyse van de systeemrandvoorwaarden en potentieel natuurlijke ecosystemen)
9. *Wat is hier?* (m.a.w. een analyse van de actuele hydrologische, morfologische, chemische en biologische processen)
10. *Wat kan hier zijn?* (m.a.w. een analyse van de gewenste biotische en abiotische, incl. de toekomstige ontwikkelingen in drukken/stressoren, processen om te komen tot realistische doelen)
11. *Wat knelt hier?* (m.a.w. een analyse van de verschillen tussen vragen 2 en 3 in het licht van de richting die volgt uit vraag 1)

12. *Wat zijn de mogelijke oplossingen?* (m.a.w. met welke ingrepen (maatregelen) kunnen welke sturende processen kunnen de benodigde sleutelfactoren op orde brengen)
13. *Wat is haalbaar?* (m.a.w. welke van de beoogde ingrepen zijn haalbaar (realistisch) en leveren het gewenste effect op)
14. *Wat zijn de alternatieven?* (m.a.w. itereer de vragen 5 en 6)

9.1.2 Integraal beekherstel en ecosysteemdiensten

Maatregelen of aanpassingen op stroomgebiedsschaal (zoals water vasthouden in infiltratiegebieden) en de effecten hiervan hebben invloed op andere (grootschalige) economische en sociaal-maatschappelijke processen en activiteiten in het gebied. Het implementeren van maatregelen voor integraal natuurherstel in beekdalen kan dan ook niet los worden gezien van (regionale) beleidsplannen van Waterschap, Provincie en gemeenten in het stroomgebied. Het is van belang de benodigde maatregelen tijdig in te brengen in de besluitvormingsprocessen die ten grondslag liggen aan het beleid.

Casus: Grote Molenbeek

Het doel van de casus Grote Molenbeek is het opstellen van een strategie om te komen tot een optimale invulling van het doorstroommoeras Grote Molenbeek - Rieterdijk, rekening houdend met interacties in de directe omgeving en het stroomgebied. Voor dit project lichten we uit deze casus de aspecten die samenhangen met de ecosysteemdiensten.

Ecosystemen kunnen verschillende goederen en diensten leveren. Het is gebruikelijk ze in verschillende categorieën te verdelen (de Groot 2002):

- 1) Productiediensten = het vermogen van ecosystemen om te voorzien in goederen, zoals schoon gebruikswater, drinkwater, hout, energie, voedsel.
- 2) Regulerende diensten = het vermogen om processen te reguleren, zoals waterzuivering, waterberging, verkoeling, bodemvruchtbaarheid, erosiebestrijding, plaagonderdrukking, bestuivers, koolstofvastlegging.
- 3) Culturele diensten = het leveren van culturele diensten, zoals groene recreatie, natuurlijk erfgoed.

Het omvormen van genormaliseerde beken tot doorstroom- en beekbegeleidende moerassen betekent dat het oppervlak functionerend ecosysteem en de intensiteit van het functioneren per kilometer beek sterk toeneemt. Dit heeft positieve gevolgen voor de samenstelling en abundantie van flora en fauna, zoals vis en waterplanten diversiteit en voor de biochemische samenstelling van het water. Het heeft ook positieve gevolgen voor de processen in beek en beekdal, zoals verkorting van de spiralen in omzetting van voedingsstoffen (benedenstrooms gerichte cycli van omzetting van fosfaat en stikstof), opslag van organisch materiaal in de bodem, verhoging van het beekmetabolisme en versterking van de afbraak van toxische stoffen. Kortom deze omvorming heeft een grote positieve invloed op de ecosysteemdiensten die beek en beekmoeras leveren aan de lokale, regionale en globale omgeving. Belangrijke ecosysteemdiensten zijn:

- Klimaat mitigatie
- Buffering
- Waterregulatie en watervoorraad, grondwaterbescherming
- Afbraak van materiaal/stoffen
- Regulering van voedingsstoffencycli
- Habitat, refugium, verbinding
- Bodemvorming en bescherming
- Recreatie
- Esthetische en welzijn, landschappelijke kwaliteit
- Economische waardeverhoging
- Bestuivers

Het herstellen van ecosysteemdiensten betekent het herstellen van het ecosysteem functioneren, vaak op grotere schaal.

De ecosysteemdiensten van vooral beken beekdalen ingericht als beeksystemen met beekbegeleidende moerassen kunnen als volgt worden getypeerd:

- Beekmoerassen voorkomen dat diffuse verontreinigingen bestaande uit voedingsstoffen, organisch materiaal (meststoffen) en toxische stoffen de beek bereiken; een afbraak- en bufferende werking.
- Naast voorkomen versterken de ontwikkelde moerassige beekdalen de omzettingsprocessen van diffuse en puntlozingen, waardoor de benedenstroomse effecten afnemen; een zuiverende functie.
- Het moerasbos beschermt het water intrekgebied; een regulatie-, voorraad- en beschermende functie.
- Beekbegeleidende houtige gewassen verminderen de licht- en uv-inval wat algen en plantengroei beperkt, en het koelt het beekwater, wat de koude gevoelige dieren ten goede komt. Het beekmoeras herbergt een hoge biodiversiteit aan planten en dieren en verbindt in dwars- en lengterichting andere ecosystemen; een habitat, refugium en verbindings- en natuur functie waar ook bestuivers van profiteren.
- Beekmoerassen leggen koolstof vast, wat bijdraagt aan de vermindering van de effecten van klimaatverandering.
- Het beekbegeleidend bos zorgt voor een continue toevoer van organisch materiaal (hout, blad, CPOM, FPOM, DOM) naar de beek, wat het natuurlijk functioneren van het beekstelsel en de habitatvariatie in beek en beekdal versterkt; een afbraak en stoffen regulerende functie.
- De beekhabitatvariatie in combinatie met een brede structuurrijke overstromingszone zorgt op haar beurt weer voor stromingsvariatie, afvoervertraging en versterkt de inzijging; een bijdrage aan waterveiligheid.
- Uitbreiding van het beekecosysteem naar een moerassig beekdalecosysteem verbindt water en land in de dwarsrichting en verrijkt het landschap; een recreatieve, esthetische, welzijns-, landschappelijke kwaliteitsbijdrage. Daarnaast verhoogt dit diverse landschap de economische waarde van de regio.

9.1.3 Stroomgebiedsbrede ecologische systeemanalyse voor integraal beekherstel

In een stroomgebiedsbrede ecologische systeemanalyse voor integraal beekherstel kunnen vier stappen worden onderscheiden:

1. Beek karakterisering

Centrale vraag: Hoe werkt mijn beekstelsel?

- Op stroomgebiedsschaal
- Op beektraject schaal
- Op habitat schaal

2. Toestand van de beek

Centrale vraag: Wat is er mis met het beekstelsel?

- Welke knelpunten zijn aanwezig?
- Welke knelpunten zijn er in de nabije toekomst aanwezig?

3. Selectie van maatregelen

Centrale vraag: Hoe kan het beekstelsel worden verbeterd?

- Het doel van het herstel
- De haalbare maatregelen en alternatieven

4. Plan van aanpak

Op basis van 1-3 wordt een plan van aanpak opgesteld.

Uitwerking van de vier stappen.

Stap 1a Stroomgebiedsschaal

- 1.1 Begrens globaal het (stroom)gebied en eventueel de aanliggende (deel)stroomgebieden waarvoor de analyse wordt uitgevoerd.
- 1.2 Beschrijf de natuurlijke grond- en oppervlaktewaterstromen.
- 1.3 Bepaal welke typen oppervlaktewateren en moerassen (met en zonder menselijke aanwezigheid) aanwezig (zouden) zijn.

- 1.4 Beschrijf de geochemische samenstelling van het water.
- 1.5 Bepaal welke soorten/gemeenschappen vegetatie en fauna in de beek- en moerastypen en in de beekdalen zonder menselijke aanwezigheid in het (deel)stroomgebied voor zouden kunnen komen en hoe deze systemen zouden functioneren.
- 1.6 Beschrijf de natuurlijke processen en het systeem functioneren.

Stap 1b Beektraject schaal

- 1.7 Analyseer de huidige hydrologische, morfologische, chemische en ecologische toestand van het beektraject en het bijhorende beekdal/deelstroomgebied.
- 1.8 Beschrijf het huidige functioneren (processen).
- 1.9 Beschrijf de voorkomende soorten/gemeenschappen en hun interacties met het milieu en elkaar.
- 1.10 Diagnosticeer de ecologische sleutelfactoren. Deze kunnen van de aanwezige soorten worden afgeleid.

Stap 1c Habitat schaal

- 1.11 Leidt de ecologische sleutelfactoren af van de aanwezige soorten.
- 1.12 Bepaal de gewenste en indicatieve soorten en leidt hiervoor de ecologische sleutelfactoren.
- 1.13 Leidt de ranges en grenswaarden voor de relevante ecologische sleutelfactoren van de gewenste indicatieve soorten af. Bepaal de invloed van extremen.

Stap 2a Huidige knelpunten

- 2.1 Voer een knelpuntenanalyse uit. Bepaal de verschillen tussen de huidige en de gewenste situatie met in achtneming van de referentie. Bepaal de oorzaken of punten in processen waarop kan worden ingegrepen.
- 2.2 Stel de relatie tussen sleutel- en stuurfactoren – stressoren vast.

Stap 2b Toekomstige knelpunten

- 2.3 Voer een knelpuntenanalyse op de toekomstige situatie uit. Bepaal de verschillen tussen de toekomstige en de gewenste situatie met in achtneming van de referentie. Bepaal de oorzaken of punten in processen waarop kan worden ingegrepen.

Stap 3a Doel

- 3.1 Stel het doel in heldere, concrete, meetbare termen vast.

Stap 3b Maatregelenpakket

- 3.2 Stel vast welke stuurfactoren moeten worden aangepakt door maatregelen ten nemen om de vereiste waarden van ecologische sleutelfactoren te bereiken.
- 3.3 Stel het schaalniveau vast waarop de maatregelen het meest effectief zijn.
- 3.4 Bepaal in hoeverre met de maatregelen de ecologische doelen worden gehaald.
- 3.5 Bepaal eventuele alternatieven.

Stap 4 Plan van aanpak

- 1.1 Stel op basis van de bovenstaande analyse een realistisch plan van aanpak op.

9.1.4 Maatregelkeuze en -analyse

De afvoerdynamiek van een beek is afhankelijk van:

- De hoeveelheid water in het stroomgebied en bergingsruimte (boven- en ondergronds).
- De verdeling van het afvoerwater naar herkomst: basisafvoer, "interflow" (subsurfaceflow) en piekafvoer.
- De vertraging van de afvoergolf (morfologie, vegetatie, kunstwerken).

In het verleden heeft de mens allerlei ingrepen gepleegd die de afvoer van de beken dynamisch hebben gemaakt, zoals het aanbrengen van drainages, de kanalisatie, normalisatie en regulatie van de beken, het veranderd landgebruik en de toename van

verhard oppervlak in het stroomgebied, de toename van grondwateronttrekking en de lozingen vanuit RWZI's.

Om uiteindelijk maatregelen te kunnen selecteren die bijdragen aan het bereiken van een gedempte afvoer staan de volgende uitgangspunten centraal:

- Een ecologische stroomgebiedsbenadering.
- Het verbinden van de beek met het beekdal en het infiltratiegebied.
- Het verminderen van de afvoerdynamiek.
- Het waarborgen van continue stroming.
- Het in balans zijn van hydrologische en morfologische processen.

Waarbij de volgende onderdelen worden opgenomen in de benadering en het maatregelenpakket:

- Het verzamelen van kennis van een vergelijkbaar natuurlijk beekdal (de referentie situatie).
- Het verminderen van verhard oppervlak en dichtgeslagen bodems en verruwen van het oppervlak en aanpassen van vegetatiepatronen, zodat snelle afstroming van neerslag over land wordt vertraagd
- verbeteren van de infiltratiecapaciteit van bodem, zodat de bergingsruimte in de ondergrond beter kan worden benut.
- Verminderen van wateronttrekkingen voor beregening, drinkwater en industrie gedurende de zomerperiode.
- Afstemmen van lozingen uit RWZI's op gewenst afvoerregime
- Het verminderen van drainages in (delen van) het infiltratiegebied (aanpak van het netwerk van watergangen).
- Het verbinden van beek en dal.
- Het verlengen van de weglengte van de beek.
- Het verondiepen van het beekprofiel en het vertragen van de afvoer daarin door obstakels (inbrengen dood hout).
- Basisbouwstenen van integrale benadering zijn een gekoppelde stroomgebiedsbrede ecologische systeemanalyse met begeleidende adaptieve monitoring.

Daarom is gekozen om bovenstaande onderdelen van een maatregelenpakket per onderdeel nader uit te werken in de resultaten sectie.

9.2 Monitoren

Monitoren is het volgen van processen in de tijd, om onderweg: i) te kunnen bijsturen en ii) om te leren. Het is onmogelijk alle processen te monitoren, al was het maar om financiële redenen. Een monitoringsprogramma heeft altijd een doel.

De maatregelen die worden toegepast en de doelen die daarmee worden beoogd verschillen van project tot project en van plek tot plek. Bovendien zijn de beoogde en waargenomen effecten sterk afhankelijk van gebieds-specifieke factoren als geohydrologie, morfologie en beheer. Daarom zal het van gebied tot gebied verschillen welke variabelen dienen te worden gemeten en hoe de meetgegevens dienen te worden geïnterpreteerd. Een meetprotocol is daarom geen blauwdruk dat blindelings in alle gebieden kan worden toegepast maar is doel-, probleem- en gebieds-specifiek.

Het meetprotocol heeft een dubbele functie. In nieuwe projecten kan het gebruikt worden bij de definiëring van doelen, de afleiding van de daarbij behorende maatregelen en de opzet van een monitoringsysteem. In uitgevoerde projecten kan het worden gebruikt bij de evaluatie op basis van het vooraf gestelde doel, de verzamelde meetgegevens en de eventuele aanpassing van de monitoring.

Bij het per gebied en per project opstellen van een gebieds- en project-specifiek meet- en evaluatieprotocol kan worden uitgegaan van de volgende werkwijze:

- Het benoemen van wat de criteria zijn voor een succesvol systeemherstel ten aanzien van het betreffende systeemkenmerk.

- Het afleiden op welke systeemkenmerken de te nemen maatregelen invloed hebben.
- Het op basis van de beslisschema's afleiden welke variabelen relevant zijn om te meten i.v.m. doel(en), systeemkenmerken, maatregelen en verwachte effecten.

Op basis van het meet- en evaluatieprotocol kan worden nagaan in hoeverre kenmerken zijn veranderd in gewenste richting en in hoeverre dit heeft geleid tot veranderingen in de richting van de gewenste soortensamenstelling. Daarom omvat een meetprotocol altijd een meetschema voor de nulsituatie.

Niet alle variabelen dienen in elk gebied te worden gemeten. Wanneer de maatregel bestaat uit het inbrengen van dood hout of het graven van meanders, en er geen effecten te verwachten zijn op grondwaterstanden in het aangrenzende beekdal, zijn grondwaterstandsmetingen niet relevant voor de bepaling van de effectiviteit van de maatregel, en kan de aandacht beter gericht worden op het meten van de afvoer en de morfologie. En wanneer in het aangrenzende infiltratiegebied geen potentieel grondwaterafhankelijke laagtes voorkomen hoeft er ook niet te worden gekeken naar effecten van vernatting in het infiltratiegebied. Toch zijn bij hydrologisch gerichte maatregelen vaak de belangrijkste te monitoren variabelen in het meetprotocol:

- grondwaterstand
- kwelflux
- grond- en oppervlaktewaterkwaliteit
- beekafvoer
- morfologie
- ecologie

De laatste factor geeft de respons weer op de hydrologische wijzigingen.

Omdat er geen standaard monitorings- of meetprotocol opgesteld kan worden vanwege het gestelde doel, de specifieke situatie en de getroffen maatregelen hebben we enkele monitoringsprotocollen van de pilots als voorbeelden opgenomen.

Meer generiek is het van belang om een handreiking te ontwikkelen die gebruik kan worden voor het opstellen van een meetprotocol. Een dergelijke handreiking dient gebruikt te kunnen worden voor;

1. Het op een systematische wijze afleiden welke variabelen dienen te worden gemeten.
2. Het aangeven hoe de waarnemingen dienen te worden geïnterpreteerd.

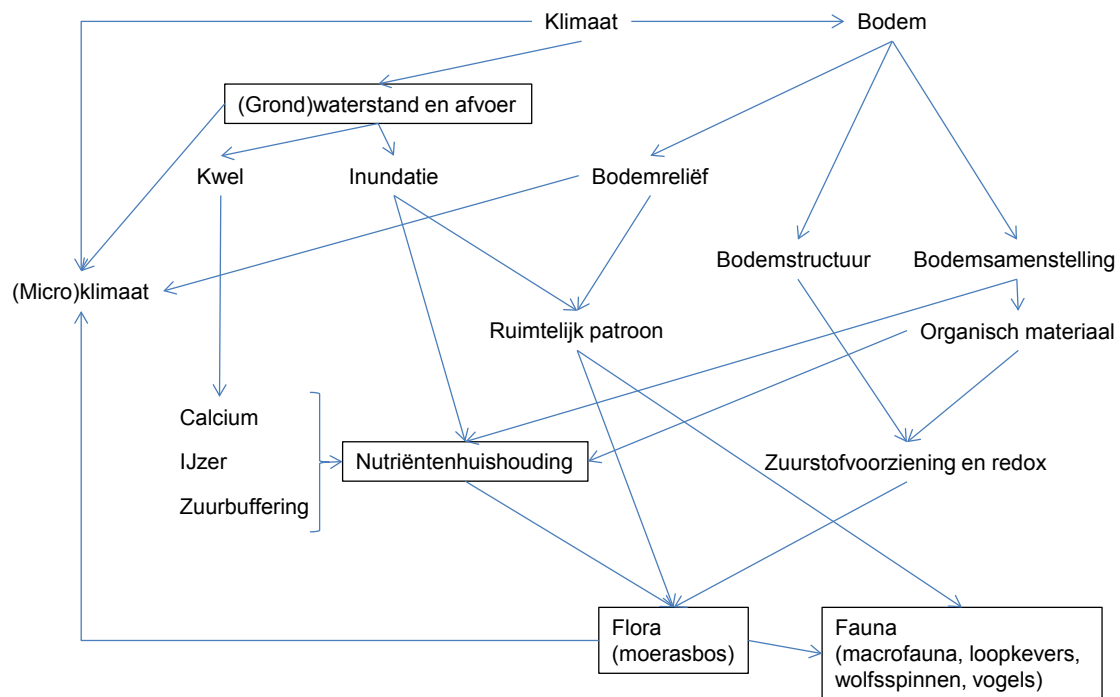
In de laatste paragraaf van dit hoofdstuk wordt hierop ingegaan.

9.2.1 Monitoring moerasbosontwikkeling Geeserstroam

Het doel van de monitoring in de Geeserstroam is het de vinger aan de pols houden of de moerasbosontwikkeling in de gewenste richting verloopt en de eutrofiëringseffecten verminderen, terwijl het af te voeren water continu naar benedenstreams kan bewegen zodat (lokaal) geen overlast situaties in het aangrenzend landbouwgebied ontstaan. Uit de belangrijkste processen in de moerasbosontwikkeling (Figuur 9.1) kunnen de belangrijkste doelen in termen van processen worden afgeleid:

- voldoende afstroming en passende grondwaterstanden
- ontwikkeling van elzenbroekbos en ruigte
- daling van de nutriëntenuitspoeling
- ontwikkelen van een laaglandbeekgemeenschap

De monitoring kan in twee categorieën worden verdeeld: monitoring ten behoeve van i) beheerdoelen en ii) ecologische ontwikkeling en kwaliteitsdoelen.



Figuur 9.1 Relatieschema van belangrijke sleutelfactoren en -processen in het te ontwikkelen moerasbos langs de Geeserstream. De blokken geven de belangrijkste te monitoren componenten aan.

Figure 9.1: Relations between key factors and processes in the swamp forest aimed along the stream Geeserstream. The blocks indicate the most important components to be monitored.

Monitoren is niet alleen het volgen van bepaalde processen in ruimte en tijd (Figuur 9.1, Figuur 9.2) maar ook het verzamelen van (soms eenmalige) informatie om de processen te kunnen verklaren. Zo kan de herkomst, de hoeveelheid en de samenstelling van het kwelwater uit de westflank worden gemeten. Ook de aanwezige hoeveelheid nutriënten kan per bodemtype en historisch landgebruik worden vastgesteld om de nalevering in te schatten.

9.2.2 Monitoring voor beheerdoelen

Waterberging

Om de hoeveelheid water dat geborgen wordt in het gebied na extreme neerslag te bepalen, is het opstellen van een waterbalans (met de termen IN: inlaat, kwel, neerslag en UIT: verdamping, wegzijging, uitstroom) voor en na de neerslagperiode nodig.

Voldoende afstroming en passende grondwaterstanden

Om de afstroming en grondwaterstanden goed in beeld te krijgen is naast een waterbalans (met de termen IN: inlaat, kwel, neerslag en UIT: verdamping, wegzijging, uitstroom) een aantal continu metingen nodig:

Afvoer: continu metingen bij de Tilweg, de zijloop uit Gees en benedenstreams, naast een ijking en daarna het registreren van de hoeveelheid water dat bij Bollema wordt ingelaten.

Grondwater: Voor het in beeld krijgen van het verloop van de grondwaterstanden zijn transecten (Figuur 9.2) met meetbuizen nodig die loodrecht staan op de beek, met 1 buis in de beek waarmee de inundatie mee wordt genomen/geregistreerd. De transecten nemen zowel het moerasbosgedeelte en de aangrenzende laaggelegen landbouwpercelen mee.

Lengte- en dwarsprofielontwikkeling beek en dal: Het lengteprofiel kan afgeleid worden aan de hand van luchtfoto's, zodat de ontwikkeling op de schaal van het hele dal gevolgd kan worden. Het dwarsprofiel wordt op enkele trajecten jaarlijks ingemeten. Tevens wordt

jaarlijks het lengteprofiel nagelopen op eventuele lokale obstakels, vooral het dichtgroeien van het dwarsprofiel moet worden vastgelegd (locatie en trajectlengte).

Vegetatieontwikkeling in de beek: De vegetatieontwikkeling in de beek wordt in de zomer opgenomen in termen van percentage bedekking van oever, emerse, drijvende en submerse plantensoorten.

9.2.3 Monitoring voor ecologische ontwikkeling en kwaliteit

Ontwikkeling van elzenbroekbos en ruigte

De ontwikkeling van elzenopslag begint bij het uitgangspunt; een spontane ontwikkeling die geïnitieerd is door plaggen, een ingezaaid beekdalgedeelte of een ingeplant gebied.

Jaarlijks kan de ontwikkeling in permanente kwadraten worden opgenomen in termen van aantal zaailingen en boomhoogte/stamdikte. Daarnaast kan gebruik worden gemaakt van luchtfoto's om de ontwikkeling over het hele dal te volgen.

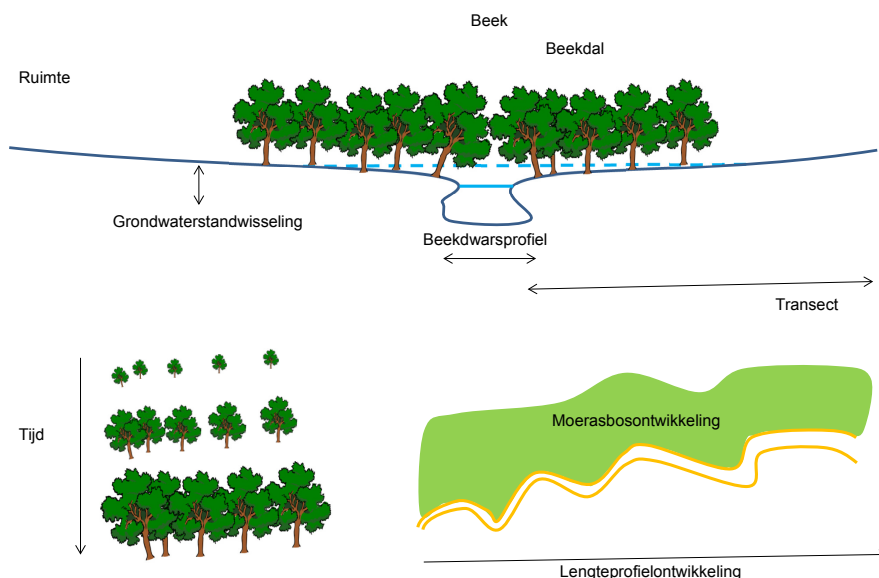
Dalen van de nutriëntenuitspoeling

De nutriëntenbelasting is momenteel nog erg hoog. Het lijkt erop dat een sterke uitspoeling uit de voormalige landbouwgronden de oorzaak is. Door het frequent meten van stikstof en fosfaat bovenstrooms gemaal Bollema, voor of na Bollema en benedenstrooms kan jaarlijks een nutriëntenbalans (termen IN: uit- en afspoeling (intern en extern), inlaat, atmosferische depositie, kwel; RETENTIE: denitrificatie en tijdelijke en permanente opslag; UIT: uitstroom vracht) worden opgesteld.

Ontwikkelen van een laaglandbeek en dal gemeenschap

De laaglandbeekgemeenschap wordt op basis van de indicatorgroep macrofauna gevolgd. Tweemaal per jaar worden op drie locaties monsters genomen waarbij telkens onderscheid gemaakt wordt tussen een deelmonster van de habitats in de beekloop en een deelmonster van de habitats het moeras. Dit kan volgens standaardnet methode of een Quick-Scan, waarbij op het oog herkenbare families worden gescoord. De gegevens worden diagnostisch geëvalueerd.

Het moeraskarakter van de dal gemeenschap wordt gemonitord op basis van loopkevervangsten. Loopkevers zijn belangrijke hydromorfologische indicatoren en daardoor goed bruikbaar om beekherstel mee te evalueren. De locaties van de loopkevervallen worden gekoppeld aan de grondwaterbuizen, m.a.w. transecten dwars op de beek tot aan de gebiedsgrens met het landbouwgebied. Mocht de vegetatie ook meegenomen willen worden (optioneel) dan worden vergelijkbare transecten met Tansley techniek opgenomen.



Figuur 9.2 Schets van de schaal in ruimte en tijd en termen die duiden op de belangrijkste te monitoren componenten van het beekdalsysteem.

Figure 9.2: Illustration of scale in space and time and key words indicating the important components of the stream system to be monitored.

9.3 Handreiking voor het opstellen van een meetprotocol

In een meetprotocol worden de volgende aspecten belicht en vragen beantwoord:

- Aanleiding: waarom dit meetprotocol?
- Probleemstelling: welk probleem wordt hoe aangepakt?
- Conceptueel ontwerp: welke processen spelen rond het probleem en de oplossing en hoe hangen die conceptueel samen?
- Doel: welk toetsbaar doel heeft het meten?
- Vragen: welke vragen worden er met de metingen hoe beantwoord?
- Afbakening: wat wordt er waarom wel gemeten en wat niet?
- Meetontwerp: hoe wordt wanneer, wat gemeten (o.a. ontwerp (BACI, CI, ...), parameters, meetmethode, meetfrequentie, tijdsplanning, financiën)?
- Kwaliteit: hoe wordt de kwaliteit van het gehele traject geborgd?
- Uitvoering: opmerkingen bij monsternamen, veldbezoeken, laboratoriumanalyses enz.
- Gegevens: hoe worden gegevens opgeslagen?
- Analyse: hoe worden de meetgegevens geanalyseerd zodat de vragen individueel beantwoord kunnen worden?
- Rapportage: hoe worden de resultaten gecommuniceerd en wat is het vervolg?

Kemmers et al. (1995) verdeelde bovenstaande aspecten bij monitoring verdroging op in de volgende onderdelen/vragen:

1. HOEZO meten / monitoren
2. WELK (eco)(deel)systeem
3. WAT te meten ((doel/indicator)variabelen)
4. HOE meten
5. WAAR meten
6. WANNEER meten
7. WIE verzamelt (dataverzameling en -opslag)

Vertaald naar dit project kunnen de volgende toelichting worden gegeven:

Ad. 1. Hoezo

Aan het opstellen van een meetprotocol voor monitoring gaat een denkproces vooraf waarbij de functie, het doel en de randvoorwaarden van monitoring aan bod dienen te komen. De functie kan sterk verschillen van bijvoorbeeld probleem signalering, controle, trendanalyse of proceskennisvergaring. Het doel kan worden ontleend aan de functie:

- De monitoring moet betrouwbare informatie kunnen leveren over de effectiviteit van de maatregel(en). Via deze informatie kan terugkoppeling plaatsvinden naar het beheer en/of het beleid, wat kan leiden tot bijstelling of voortzetting van maatregelen.
- De monitoring moet betrouwbare informatie kunnen leveren over de in processen uitgedrukte effecten die optreden na een ingreep, zoals hier hydrologische ingrepen. Proceskennis van hydrologische ingrepen op ecologie is echter nog gering.
- De effectiviteit van ingrepen en maatregelen dient te worden gerelateerd aan referentiewaarden van variabelen, waarvan de keuze nog niet goed mogelijk is.

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

- Over welke objecten is informatie gewenst en welke variabelen verschaffen informatie over de toestand van deze objecten.
- Hoe betrouwbaar, hoe nauwkeurig en binnen welke termijn moet de informatie beschikbaar zijn. Als indicatie: in de verdrogingsmonitoring koos men voor 80% zekerheid van een verandering van 10% over 5 jaar.

De specificatie van de meetdoelstellingen is afhankelijk van de nauwkeurigheid, betrouwbaarheid en detectielimieten in ruimte en tijd (bijvoorbeeld t.b.v. tijdige

terugkoppeling) en de grootte van de effecten die men wil vaststellen (bedenk dat ecologische processen traag kunnen verlopen). Specificaties van de meetdoelen hebben gevolgen voor aantallen monsters en frequentie van waarnemingen en dus voor de kosten. De specificaties van de meetdoelen kunnen worden bijgesteld om consequenties voor de kosten zichtbaar te maken en andersom kunnen vanuit een vastgesteld budget voor monitoring ook de consequenties voor nauwkeurigheid en betrouwbaarheid van het meetnet worden aangegeven (Kemmers et al. 1995).

Ad. 2. Welk

Het resultaat van iedere monitoring begint bij het stellen van de juiste, expliciete vragen. De juiste vragen leiden namelijk tot kwantificeerbare en meetbare doelen. De juiste vragen hangen samen met het begrip van het te bestuderen systeem. Een conceptueel model is een schematische weergave van hoe belangrijke componenten en processen van een (doel)systeem elkaar beïnvloeden. Daarom kan het begrip van het te bestuderen systeem het beste in een conceptueel model worden beschreven voordat het meetprotocol wordt opgesteld. In het ecologisch water- en natuurbeheer kan een ecologische systeemanalyse hierbij vaak erg behulpzaam zijn.

Het ontwikkelen van een conceptueel model aan het begin van een studie dwingt tot het formuleren van hypothesen over hoe het doelsysteem werkt en zorgt ervoor dat alle relevante componenten worden meegenomen in de opzet van het meetprotocol. Een conceptueel model helpt ook bij het verwerven van inzicht over de mechanismen die optreden tijdens/bij verandering in het systeem en het begrijpen daarvan. De centrale vragen in het conceptueel model zijn:

- Hoe functioneert het systeem (bv. beek) in relatie tot de positie die het inneemt in een
- Groter systeem (bv. stroomgebied)?
- Welke abiotische variabelen geven informatie over de toestand van het systeem?
- Hoe werken die abiotische factoren en hun intermediaire door naar de biotische factoren? Wat zijn daarbij per intermediair (deelsysteem) variabelen waaraan de toestand van het systeem kan worden afgelezen?

Het 5-S-Model zou hierbij als conceptueel denkkader behulpzaam kunnen zijn.

Ad. 3. Wat

Het systeemobject (bv. doorstroommoeras, diffuus afvoersysteem) waaraan uiteindelijk de effectiviteit van maatregelen zal worden afgelezen betreft vaak een of meerdere ecologisch indicatorgroepen. De biologische indicatoren vormen de effect variabelen in de ingreep-effectketen. Met deze respons variabelen kunnen echter veranderingen in processen niet worden vastgesteld. Een extra probleem hierbij kan zijn dat soorten vaak na-ijlen door trage kolonisatie. Om de effectiviteit van een ingreep toch (op kortere termijn) te kunnen evalueren is informatie over processen en abiotische omstandigheden vaak wenselijk.

Ad. 4. Hoe

Het is niet haalbaar om precieze richtlijnen te formuleren voor de wijze waarop geselecteerde biotische en abiotische variabelen gemeten of waargenomen moeten worden. Zowel om redenen van wetenschappelijke vergelijkbaarheid en kwaliteitsborging is het streven naar standaardisatie uiterst belangrijk. In ieder geval worden in het meetprotocol bemonsteringsmethoden en -technieken en analysemethoden opgenomen. Het precieze meetnetontwerp en de keuze van locaties van waarnemings- en bemonsteringspunten (af te leiden uit de aanwezige deelsystemen) zijn sterk afhankelijk van de aard van het te bemeten (eco)systeem, de te monitoren variabelen, de nauwkeurigheid en snelheid (zie conceptueel model met procesbeschrijvingen) waarmee veranderingen vastgesteld moeten worden. De dichtheid van een meetnet wordt afgestemd op de ruimtelijke en temporele variabiliteit om op betrouwbare wijze veranderingen in doelvariabelen te kunnen interpreteren. De te meten variabelen betreffen bijvoorbeeld: grondwaterstand, kwelflux, grond- en oppervlaktewaterkwaliteit, beekafvoer, morfologie, ecologie. Een precieze omschrijving is per meetprotocol anders.

Ad. 5. Waar

De plaats in het systeemobject (bv. doorstroommoeras, diffuus afvoersysteem) waar gemeten gaat worden hangt direct samen met waar de de effectiviteit van maatregelen aan wordt afgelezen. Indien het een of meerdere ecologisch indicatorgroepen betreft wordt de plaats van meten gerelateerd aan het voorkomen van deze indicatoren. Indien indicatoren zoals grondwaterpeil bijvoorbeeld echter effecten duiden zelfs buiten het projectgebied dan wordt daar ook gemeten.

Ad. 6. Wanneer

Belangrijk bij ieder ecosysteemherstel is inzicht te hebben in de tijdsspanne waarbinnen relevante processen verlopen. Daarboven speelt ook de dynamiek in deze processen. Er is een beeld nodig van de dynamiek voordat uitspraken kunnen worden gedaan over ontwikkelingen door genomen maatregelen. Invloeden van korte termijn veranderingen (zoals weersomstandigheden) en middellange termijn veranderingen (zoals reeksen van droge en natte jaren) moeten kunnen worden losgekoppeld van daadwerkelijke ontwikkelingen in het te monitoren systeem.

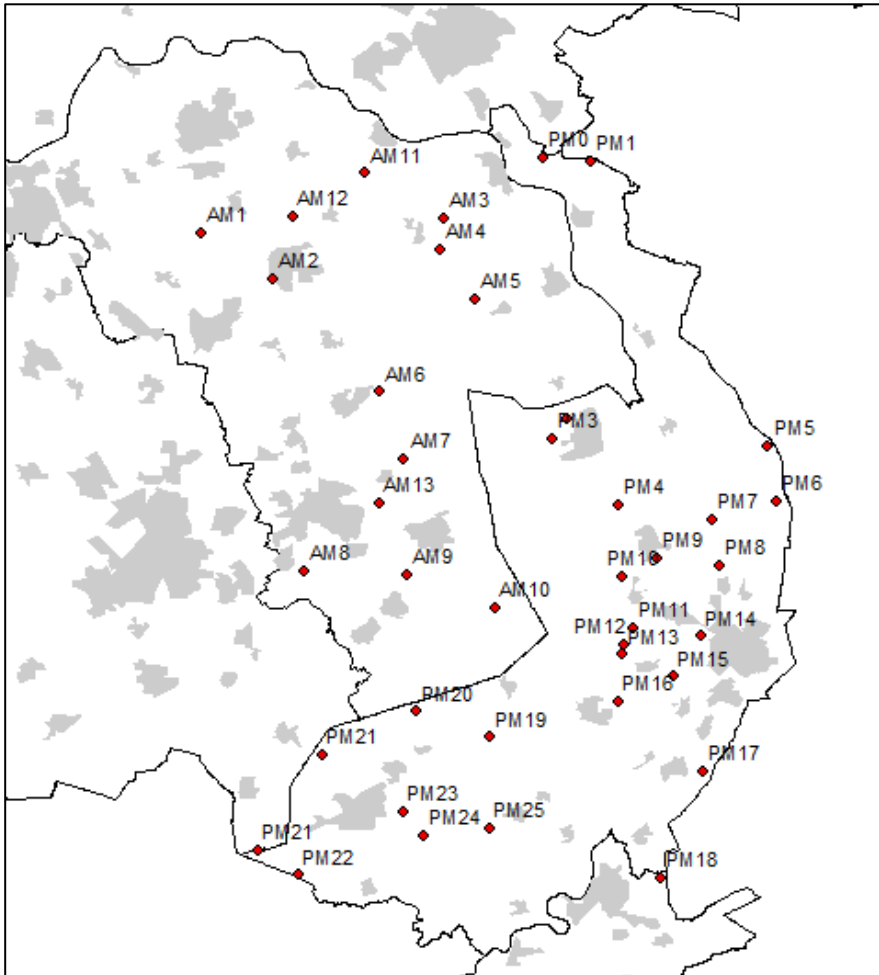
Ad. 7. Wie

Nadat het meetprotocol is opgesteld en het meetnet is ingericht komt het meten op gang. Een belangrijke randvoorwaarde om achteraf gegevens goed te kunnen analyseren en bij het meten is een vooraf (in het meetprotocol) vastgelegde wijze van dataverzameling, -opslag en -bewerking.

Gegevens verzamelen en analyseren moet efficiënt en effectief worden georganiseerd. Het is gewenst dat gegevens altijd volledig, uniform en van goede kwaliteit zijn.

9.4 Mogelijke locaties voor ontwikkeling diffuse afvoersystemen

In een workshop gehouden 11 sept. 2014 in Brüggen (Duitsland) werd aan waterschapsecologen de vraag voorgelegd waar ze op grond van aangeleverde informatie kansen zagen voor de ontwikkeling van diffuse afvoersystemen in hun beheergebied. Tabel 9.1 geeft een overzicht van aangedragen mogelijk kansrijke locaties. Tijdens de workshop zijn slechts een beperkt aantal waterschappen doorgenomen, doel van de workshop was met name om met de aanwezigen na te denken over factoren die de kansrijkdom voor ontwikkeling van diffuse afvoersystemen bepalen. Voor de twee waterschappen die het meest uitgebreid aan de orde zijn gekomen, Waterschap Aa en Maas en Peel en Maasvallei is in Figuur 9.3 *Ligging aangedragen kansrijke locaties binnen waterschappen Aa en Maas en Peel en Maasvallei*. de ligging van de locaties aangegeven.



Figuur 9.3 Ligging aangedragen kansrijke locaties binnen waterschappen Aa en Maas en Peel en Maasvallei.

Figure 9.3: Location of the promising sites within the management areas of the Water Authorities Aa and Maas en Peel and Maasvallei.

Tabel 9.1 Aangedragen kansrijke locaties

Table 9.1: Proposed promising restoration sites.

Aa en Maas	PM2	De Boterpot
AM1 Venloop	PM3	Loobeek
AM2 Wijstgronden Uden	PM4	Lollebeek
AM3 Lage en Graafsche Raam	PM5	De Hamert
AM4 Zijbeek Raam Molenheide	PM6	Straelens Broek/Maasduinen zuid
AM5 Tovense Beek	PM7	Schuitwater
AM6 Peelsche Loop	PM8	Broekloop
AM7 Wijstherstel Geneineind	PM9	Molenbeek Ham
AM8 Sang en Goorkens	PM10	Peelloop
AM9 Astense Aa	PM11	Bovenloop Molenbeek
AM10 Soeloop	PM12	Elsbeek
AM11 Hooge Raam	PM13	Aschbroek
AM12 Annabos	PM14	Everlosche Beek
AM13 Bakelsche Aa	PM15	Dubbroek
Peel en Maasvallei	PM16	Kwistbeek
PM0 St Jansberg	PM17	Onder steilrand Venlo-Roermond 1
PM1 Koningsven	PM18	Onder steilrand Venlo-Roermond 2

- PM19 Kruisvennen, Grote en Kleine Moost
- PM20 Aa bij Nederweert
- PM21 Zinkfabriek Budel
- PM21 Weerterbos
- PM22 Wijffelterbroek
- PM23 Peelvenen
- PM24 Leukerbeek
- PM25 Bovenloop Tungelroysche Beek

Drents-Overijsselse Delta

- RW1 Vledder Aa
- RW2 Reest
- RW3 Oude Vaart
- RW4 Wold of Ruiner Aa
- RW5 Oude Diep
- RW6 Elper Stroom

Vallei en Veluwe

- VV1 Barneveldsche Beek
- VV2 Hierdense Beek
- VV3 Egelbeek
- VV4 Landgoederen Brummen

Wetterskip Fryslan

- WF1 Koningsdiep

10 Literatuur

- Acreman MC & Ferguson A (2009) Environmental flows and European Water Framework Directive. *Freshwater Biology*. doi:10.1111/j.1365-2427.
- Adis J & Junk WJ (2002) Terrestrial invertebrates inhabiting lowland river floodplains of Central Amazonia and Central Europe: a review. *Freshwater Biology* 47: 711-731.
- Aggenbach CJS, Groenendijk D, Kemmers RH, van Kleef HH, Smolders AJP, Verberk CEP & Verdonschot P.F.M. (2008) Preadvies Beekdallandschappen. Knelpunten, kennislacunes en kennisvragen voor natuurherstel in beekdalen. KWR/ Alterra/ Bargerveen/ Biware/ De Vlinderstichting.
- Aggenbach CJS, Grootjans AP, Schollema PP, Hendriks P & Jager HR (2015) De waterhuishouding als bepalende factor voor natuur in de Drentse Aa. *De Levende Natuur* 116: 98-103.
- Aggenbach CJS, Verdonschot RCM, de Vries HH, Groenendijk D, Dijkstra JP & van Diggelen R (2014) Effecten van maaibeheer op kleine zeggenmoerassen in beekdalen; effecten op vegetatiestructuur, microtopografie en faunagemeenschappen. Rapport nr. Rapport nr. 2014/OBN183-BE. Directie Agrokennis, Ministerie van Economische Zaken, Den Haag. 137 pp.
- Asselman NE, Middelkoop H & Van Dijk PM (2003) The impact of changes in climate and land use on soil erosion, transport and deposition of suspended sediment in the River Rhine. *Hydrological Processes* 17(16): 3225-3244.
- Baaijens GJ, Everts H, de Bakker N & Brinckman E (2012) Landschapecologische verkenning Boswachterij Grolloo en Hooghalen. Baaijens Advies, Dwingeloo.
- Baatrup-Pedersen A, Hoffmann CC, Andersen HE, Riis T, Larsen SE, Audet J & Kronvang B (2013) Groundwater nitrogen and the distribution of groundwater-dependent vegetation in riparian areas in agricultural catchments. Submitted to *Ecological Engineering*.
- Baatrup-Pedersen A, Larsen SE, Andersen PM, Audet J, Hoffmann CC, Andersen HE, Kjaergaard C & Kronvang B (2011) Stream characteristics and implications for protected fens and meadows in riparian areas. *Freshwater Biology* 56: 1893-1903.
- Bambalov N, Kozulin A & Rakovich V (2005) Peatlands in Belarus. *Stapfia* 85, zugleich Kataloge der OÖ. Landesmuseen. Neue Serie 35: 221-232.
- Banach K, Banach AM, Lamers LPM, De Kroon H, Bennicelli RP, Smits AJM & Visser EJW (2009) Differences in flooding tolerance between species from two wetland habitats with contrasting hydrology: implications for vegetation development in future floodwater retention areas. *Annals of Botany* 103: 341-351.
- Bedford BL, Walbridge MR & Aldous A (1999) Patterns in nutrient availability and plant diversity of temperate North American wetlands. *Ecology* 80: 2151-2169.
- Berendrecht W, Snepvangers J, Minnema B & Vermeulen P (2007) MIPWA: A Methodology for Interactive Planning for Water Management, In: Oxley, L. and Kulasiri, D. (eds).
- Berendrecht WL, Snepvangers JJC, Minnema B & Vermeulen. PTM (2007) MIPWA: A methodology for interactive planning for water management. TNO. Utrecht.
- Bleuten W, Borren W, Glaser PH, Tsuchihara T, Lapshina ED, Mäkilä M, Siegel D, Joosten H & MJ Wassen (2006) Hydrological Processes, Nutrient Flows and Patterns of Fens and Bogs. pp 183-204 in: Verhoeven JTA, Beltman B, Bobbink R & DF Whigham (Eds) *Wetlands and Natural Resource Management*. Ecological Studies 190. Springer, Berlin.
- Boeye D, De Blust G, De Baere D, van Straaten D, Paelinckx D, & Verheyen RF (1990) De Belgische Kempen-Mineralenrijke kanalen door een voedselarm gebied. *Landschap* 7: 33-43.
- Bolt FJE van der, Veldhuizen AA & van Bakel PJT (2000) Verhogen van de basisafvoer van de Drentsche Aa; verkennen van mogelijke maatregelen. Alerra Research Instituut voor de Groene Ruimte. Wageningen.

- Bootsma M, Wassen M & Jansen A (2000) De Biebrza-vallei als ecologische referentie voor Nederlandse beekdalen. *Landschap*, 17(2): 113-130.
- Bregman E, Maas, G, Makaske B & Meijles E (2015) Vormgegeven door ijs, water en wind. De opbouw van het landschap. pp 18-53 in Spek T, Elerie H, Bakker J & Noordhoff I, *Landschapsbiografie van de Drentsche Aa*. Koninklijke Van Gorcum, Assen.
- Carling PA (1996) In-stream hydraulics and sediment transport. *The Rivers Handbook* (eds G Petts and P Calow), pp. 160-184. Blackwell Science, Oxford.
- Chambers PA, Prepas EE & Gibson K (1992) Temporal and spatial dynamics in riverbed chemistry: the influence of flow and sediment composition. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 10: 2128-2140.
- Cultuurtechnisch Vademecum (2000) Elsevier, Doetinchem.
- De Groot RS, Wilson MA, & Boumans RM (2002) A typology for the classification description and valuation of ecosystem functions goods and services. *Ecological economics* 41(3): 393-408.
- De Louw P (2006) *Wateratlas Twente*.
- Delft SPJ van, Runhaar J, Hoogland T & Jansen PC (2002) Verdrogingskartering in natuurgebieden Proefkartering Strijper Aa. Alterra-rapport 556-1 Alterra, Wageningen.
- Didderen K & Verdonschot P (2009) De actuele toestand van beekherstel in Nederland. *H2O* 8: 4-5.
- Dirkx GHP, Smeerdijk DG van & van Haaster H (1998) Historische ecologie van het Reestdal; een onderzoek naar historische referentiebeelden voor natuur. Assen, Drentse Landschap. Wageningen, Rapport Staring Centrum.
- Doppert JWC, Ruegg GHJ, Staalduinen CJ van & Zagwijn WH & Zandstra JG (1975) Formaties van het Kwartair en Boven-Tertiair in Nederland. In: Zagwijn, W.H. & C.J. van Staalduinen (red.), *Toelichting bij geologische overzichtskaarten van Nederland*. Rijks Geologische Dienst, Haarlem. Nederland
- Drexler JZ, Bedford BL, Scognamiglio R & Siegel DI (1999) Fine-scale characteristics of groundwater flow in a peatland. *Hydrological Processes* 13(9): 1341-1359.
- Ebbing JHJ (2015) Beschrijving lithostratigrafische eenheid. Nederlands Instituut voor Toegepaste Geowetenschappen TNO. Utrecht.
- Eekhout J & Hoitink T (2014) Morfodynamiek van Nederlandse laaglandbeken. Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer Amersfoort, Rapport 2014-15.
- Emsens WJ, Aggenbach CJ, Smolders AJ & van Diggelen R (2015) Topsoil removal in degraded rich fens: Can we force an ecosystem reset? *Ecological Engineering* 77: 225-232.
- Emsens WJ, Aggenbach CJS, Cirkel DG, Smolders AJP, Stuijffzand PJ & van Diggelen R (2016) Onderzoek aan biochemie en experimentele maatregelen voor het herstel van beekdalvenen. Rapport OBN204-BE. VBNE, Driebergen.
- Feld CK, Birk S, Bradley DC, Hering D, Kail J, Marzin A, Melcher A, Nemitz D, Pedersen ML, Pletterbauer F, Pont D, Verdonschot PFM & Friberg N (2011) From natural to degraded rivers and back again: a test of restoration ecology theory and practice. *Advances in Ecological Research* 44: 119-209.
- Foster IDL, Mighall TM, Wotton C, Owens PN, Walling DE (2000) Evidence for Medieval soil erosion in the South Hams region of Devon, UK. *The Holocene* 10(2): 261-271.
- Francis BA, Francis LK & Cardenas MB (2010) Water table dynamics and groundwater-surface water interaction during filling and draining of a large fluvial island due to dam-induced river stage fluctuations. *Water resources research*, vol 46, 2010.
- Glopper AHF de & Swierstra W (2010) Beekherstel NNP Strijper Aa Leenderstrijp. Concept versie 3, 17 maart 2010. Royal Haskoning 's-Hertogenbosch, in opdracht van Waterschap De Dommel.
- Gordon ND, McMahon TA & Finlayson BL (1992) *Stream Hydrology. An Introduction for Ecologists*. John Wiley & Sons, Chichester.
- Hammersmark CT (2008) Assessing the hydroecological effects of stream restoration. University of California. USA.
- Hendriks DMD, Kuijper MJM & van Ek R (2014) Groundwater impact on environmental flow needs of streams in sandy catchments in The Netherlands. *Hydrological Sciences Journal* 59(3-4): 1-16.

- Hendriks DMD, Kuijper MJM, van Heeringen KJ, Prinsen GF & de Louw PGB (2014) Ontwikkeling gekoppeld LGSI en SOBEK-CF model ten behoeve van BOS Dinkel. Deltares report 1206982-000.
- Hendriks DMD, Mens M, Kramer N, Borren W & Diermanse F (2015) Changing E-flows resulting from land use change and altered groundwater conditions in the Regge Catchment. REFORM. The Netherlands.
- Hoag RS & Price JS (1995) A field-scale, natural gradient solute transport experiment in peat at a Newfoundland blanket bog. *Journal of Hydrology* 172: 171-184.
- Hoogewoud J, Hunink J, Massop H & Lourens A (2011) MIPWA 2.0 Update van het topsysteem. Deltares, Delft. The Netherlands.
- Hooghoudt SB (1940) Algemene beschouwing van het probleem van de detailontwatering en de infiltratie door middel van parallel lopende drains, greppels, sloten en kanalen. No. 7 in de serie: Bijdragen tot de kennis van eenige natuurkundige grootheden van den grond. Bodemkundig Instituut te Groningen. Rijksuitgeverij Dienst van de Nederlandse Staatscourant, 's-Gravenhage. Nederland.
- Huybrechts W & C Verbruggen (1994) Rivierlandschappen in Vlaanderen; geomorfologische ontwikkeling. *Landschap* 11(2): 3-13.
- Inberg H, Loermans J & Feenstra M (2014) Vegetatie- en plantensoortenkartering Hooghalen-Grolloo 2013. Rapport nr. 14-004. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Jalink MH (1991) Effectgerichte maatregelen tegen verzuring van natte schraallanden, praeadvies Wobberribben. KIWA, Nieuwegein.
- Jalink MH, Schrama EJ & Athmer WHGJ (1997) Winplaatsonderzoek Oirschot. Nieuwegein, KIWA. Basisrapport KOA 97.074.
- Jansen AJM & Maas C (1995) Effecten van wateraanvoer op het Luttenbergerven. Rapport KOA-95.043. KIWA, Nieuwegein.
- Jansen PC, Querner EP & de Vries F (1997) Effecten van vernattingsmaatregelen op grondwaterafhankelijke natuurdoeltypen in het stroomgebied van de Drentsche Aa; studie in het kader van Natuurverkenningen 1997. DLO-Staring Centrum, Wageningen. Nederland.
- Januschke K & Verdonchot RCM (2016) Effects of river restoration on riparian ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in Europe. *Hydrobiologia* 769: 93-104.
- Jongman M (2000) Vegetatiekartering Holmers/Halkenbroek. Rapport EV 0003.0.326-2. Everts & De Vries ecologisch advies, Groningen.
- Joosten H, Tapio-Biström ML & Tol S (2012). Peatlands: guidance for climate change mitigation through conservation, rehabilitation and sustainable use. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Kemmers RH, Gieske MJM, Veen P & Zonneveld LML (1995) Standaard meetprotocol verdroging; voorlopige richtlijnen voor monitoring van anti-verdrogingsprojecten. Wageningen, NOV-Rapport 15.1.
- Knibbe M (1969). Gleygronden in het dekzandgebied van Salland. Verslagen van Landbouwkundige Onderzoeken 726. Centrum voor Landbouwpublicaties en Landbouwdocumentatie, Wageningen.
- Kok H (2016) Evaluating the effect of implemented and aspired stream restoration measures on groundwater level and stream discharge dynamics, in the Holmers and Halkenbroek area. Msc-thesis VU Amsterdam.
- Kondolf GM & Micheli ER (1995) FORUM Evaluating Stream Restoration Projects. *Environmental management* (January 1995). Springer.
- Kruse JA (2014) Aanvullend bodemonderzoek NAM-locatie Westerveld (WVT) aan de Weg naar de Binnenvelden te Grolloo. Antea group. Nederland.
- Lambeets K, Vandegehuchte ML, Maelfait JP & Bonte D (2009) Integrating environmental conditions and functional life-history traits for riparian arthropod conservation planning. *Biological Conservation* 142: 625-637.
- Lamers LPM, Loeb R, Antheunisse AM, Miletto M, Lucassen ECHET, Boxman AW et al. (2006) Biochemical constraints on the ecological rehabilitation of wetland vegetation in river floodplains. *Hydrobiologia* 565: 165-186.
- Kemmers RH, Sival FP & Jansen PC (2003) Effecten van bevoeiing op de basentoestand en nutriëntenbeschikbaarheid van natte schraalgraslanden op klei- zand- en veengronden. Rapport 534. Alterra, Wageningen.

- Kemmers RH & Sival FP (2004) Gevolgen van waterberging voor de natuur. *H2O* 25(8): 28-31.
- Kronvang, B., 2003. Functioning and importance of lowland river floodplains as sinks for sediment, organic matter and nutrients during flooding. Proceedings ECOFLOOD conference 'Toward natural flood reduction strategies', Warsaw, 6-13 sept 2003.
- Lely C (1884) Ontwerp tot verbetering van de Schipbeek in het belang der afwatering van het waterschap de Schipbeek. Zwolle.
- Loeb R & Lamers LPM (2003) The effects of river quality on the development of wet floodplain vegetations in the Netherlands. Proceedings ECOFLOOD conference 'Toward natural flood reduction strategies', Warsaw, 6-13 sept 2003.
- Lorenz AW, Jahnig SC & Hering D (2009) Re-Meandering German Lowland Streams: Qualitative and Quantitative Effects of Restoration Measures on Hydromorphology and Macroinvertebrates. *Environmental management*, January 1995. Springer.
- Louhi P, Mykra H, Paavola R, Huusko A, Vehanen T, Maki-Petays A & Muotka T (2011) Twenty years of stream restoration in Finland: little response by benthic macroinvertebrate communities. *Ecological Applications*, Vol 21, issue 6, September 2011. Ecological Society of America. USA.
- Makaske B & Maas G (2014) Handboek geomorfologisch beekherstel. Leidraad voor een stapsgewijze en integrale ontwerpaanpak. Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Amersfoort. Rapport 2015-02.
- Makaske B, Maas G., Grootjans A, Meijles E, Everts H & De Vries N (2015) Veen verschijnt en verdwijnt. Grondwaterstromen en veenvorming. pp 54-81 in Spek T, Elerie H, Bakker J & Noordhoff I, *Landschapsbiografie van de Drentsche Aa*. Koninklijke Van Gorcum, Assen.
- Manen W van (2011) Broedvogels in de Holmers, over prille bosontwikkeling in een Drents beekdal. *Drentse Vogels* 25: 2-11.
- Mendelsson IA & Batzer DP (2006) Abiotic constraints for wetland plants and animals. In: Batzer, D.P., Sharitz, R.R. (eds.) *Ecology of freshwater and estuarine wetlands*. University of California Press, Berkeley: 82-114.
- Middelkoop H, Van Asselt M, Van't Klooster SA, Van Deursen W, Kwadijk JC & Buiteveld H (2004) Perspectives on flood management in the Rhine and Meuse rivers. *River research and applications* 20(3): 327-342.
- Miller JR & Kochel RC (2008) Assessment of channel dynamics, in-stream structures and post-project channel adjustments in North Carolina and its implications to effective stream restoration. *Environ Earth Sci*, 2010. Springer-Verlag.
- Mishra AK & Singh VP (2010) A review of drought concepts. *Journal of Hydrology* Volume 391(1-2): 202-216.
- Mitsch WJ, Dorge CL & Wiemhoff JR (1979) Ecosystem dynamics and a phosphorus budget of an alluvial cypress swamp in southern Illinois. *Ecology* 60: 116-1124.
- Mohrlok U (2003) Predicting of changes in groundwater dynamics caused by relocating of river embankments. *Hydrology and Earth System Sciences*, Vol 7 issue 1, 2013. EGU.
- Moody JA & Troutman BM (2000) Quantitative model of the growth of floodplains by vertical accretion. *Earth Surface Processes and Landforms* 25(2): 115-133.
- Muilwijk J, Felix R, Dekoninck W & Bleich O (2015) De loopkevers van Nederland en België (Carabidae). *Entomologische tabellen* volume 9, EIS Nederland, Leiden.
- Naiman RJ & Decamps H (1997) The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28: 621-658.
- Nash JE & Sutcliffe JV (1970) River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles, *Journal of Hydrology* 10(3): 282-290. Elsevier.
- Olde Venterink H, Pieterse N & van der Vliet R (1999) Eutrofiering van beekdalhooidanden en de bijdrage van vervuild grondwater. *Landschap* 3: 191-206.
- Olde Venterink HGM (2000). Nitrogen, phosphorus and potassium flows controlling plant productivity and species richness: eutrophication and nature management in fens and meadows. Thesis University Utrecht.
- Olde Venterink HGM, Vermaat JE, Pronk M., Wiegman F., van der Lee GEM, van den Hoorn MW, Higler LWG & Verhoeven JTA (2002) Importance of sedimentation and denitrification for plant productivity and nutrient retention in various floodplain wetlands along the river Rhine. In: Hoekstra AY, H Olde Venterink, EFW Ruijgh & GEM van der Lee (Eds.). *Evaluation of*

- floodplain management strategies: the added value of wetland rehabilitation. IRMA-SPONGE project no.8
- Osenberg CW, Sarnelle O & Cooper SD (1997) Effect size in ecological experiments: the application of biological models in meta-analysis. *American Naturalist* 150: 799–812.
- Poelman A, Willems F, van Bakel J & Spler J (2008) Herstel hydrologisch systeem van bovenlopen van Brabantse beken. H2O 18. H2O, Den Haag. Nederland.
- Rainio J & Niemelä J (2003) Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. *Biodiversity and Conservation* 12: 487–506.
- Runhaar J, Jansen PC (2004) Overstroming en vegetatie. Vergelijkend onderzoek in 5 beekdalallocaties. Rapport 1079. Alterra, Wageningen.
- Runhaar J, Aggenbach CJS & Raterman BW (2011) Ecohydrologische Systemanalyse Luttenbergerven. Rapport KWR 2011.027. KWR, Nieuwegein.
- Runhaar J, Jansen PC, Timmermans H, Sival FP & Knol WC (2003) Historische waterhuishouding en historisch grondgebruik in het waterschap Regge en Dinkel. Rapport 801. Alterra, Wageningen.
- Runhaar J, Lucassen ECHET, Smolders AJP, Verdonschot RCM & Hommel PWF (2013) Herstel broekbossen (No. 2013/OBN169-BE, p. 135). Bosschap.
- Runhaar J, Verdonschot PFM & Groenendijk D (2011) Leefgebiedsplan Beekdalen. Provincie Noord-Brabant, Den Bosch. Verspreid via website www.brabant.nl.
- Sabo JL, Sponseller R, Dixon M, Gade K, Harms T, Hefferman J, Jani A, Katz G, Soykan C, Watts J & Welter J (2005) Riparian zones increase regional species richness by harboring different, not more, species. *Ecology* 86: 56–62.
- Sand-Jensen K & Mebus JR (1996) Fine-scale patterns of water velocity within macrophyte patches in streams. *Oikos* 76: 169–180.
- Sand-Jensen K & Pedersen O (1999) Velocity gradients and turbulence around macrophyte stands in streams. *Freshwater Biology* 42(2): 315–328.
- Sand-Jensen K (1998) Influence of submerged macrophytes on sediment composition and near-bed flow in lowland streams. *Freshwater Biology* 39: 663–679.
- Scheltinga van T (2013) Evaluatie hydrologisch meetnet beheerseenheid Hooghalen-Grolloo. Staatsbosbeheer Noord. Staatsbosbeheer Noord. Nederland.
- Schimmel H (1952) Rapport betreffende het "Goor", het "Turfgat" en de "Grote Heide" onder Maarheze-Leende. Intern rapport SBB, Utrecht.
- Schokker J, de Lang FD, Weerts HJT, den Otter C & Passchier S (2015) Beschrijving lithostratigrafische eenheid. Nederlands Instituut voor Toegepaste Geowetenschappen TNO. Utrecht.
- Sear DA (1994) River restoration and geomorphology. *Aquatic conservation*, Vol 4, issue 2, June 1994. John Wiley & Sons Ltd.
- Sierdsema H (1999) Broedvogels en beheer; het gebruik van broedvogelgegevens in het beheer van bos- en natuurterreinen. 2^e druk. SBB-rapport 1995-1, SOVON-onderzoeksrapport 1995/04. SBB/SOVON, Driebergen/Beek-Ubbergen.
- Sival FP, Ten Beest H & Engelbertink R (2010) Sedimentatie en nutriëntenaanvoer in kleine rivier- en beekdalgraslanden. Report 1064, Alterra, Wageningen.
- Snepvangers J, Berendrecht W & Massop HTL (2007) MIPWA : Methodiekontwikkeling voor Interactieve Planvorming ten behoeve van Waterbeheer. TNO, Utrecht. The Netherlands.
- Spek T, van der Velde, Hannink & Terlouw (2010) Mens en land in het hart van Salland. Bewonings- en landschapsgeschiedenis van het kerspel Raalte. Uitgeverij Matrijs, Utrecht.
- Spek T, Zeiler FD & Raap E (1996) Van de Hunnepe tot de zee. De geschiedenis van het Waterschap Salland. IJsselakademie Kampen.
- Stichting Bodemkartering (1978) Bodemkaart van Nederland 1:50.000. Toelichting bij de kaartbladen 17 West Emmen en 17 Oost Emmen.
- Stuurman R, de Louw P, Buma JT, Runhaar J, Maas GJ, Geujen C, Graafsma Y, Nijhof BSJ & Lourens A (2002) Beleidsmeetnet Verdroging provincie Noord-Brabant. Methodiek en eerste fase inrichting. Provincie Noord-Brabant, Den Bosch.
- Succow M & Joosten H (2001)(eds) *Landschaftsökologische Moorkunde*. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. Stuttgart, 2001.

- Tague C, Valentine S & Kotchen M (2008) Effect of geomorphic channel restoration on streamflow and groundwater in a snowmelt-dominated watershed. *Water resource research* 44. AGU Publications.
- Thonon I (2006) Deposition of sediment and associated heavy metals on floodplains (No. 337). Utrecht University.
- Thonon I, Roberti JR, Middelkoop H, Van der Perk M & Burrough PA (2005) In situ measurements of sediment settling characteristics in floodplains using a LISST-ST. *Earth Surface Processes and Landforms* 30(10): 1327-1343.
- Townsend C, Doledec S & Scarsbroek M (1997) Species traits in relation to temporal and spatial heterogeneity in streams: a test of habitat templet theory. *Freshwater Biology* 37(2): 367-387.
- Turin H (2000) De Nederlandse loopkevers, verspreiding en oecologie (Coleoptera: Carabidae). *Nederlandse Fauna 3*. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, Leiden. KNNV Uitgeverij, Utrecht, European Invertebrate Survey Nederland, Leiden.
- Van der Velde Y, de Rooij GH & Torfs PJJF (2009) Catchment-scale non-linear groundwater-surface water interactions in densely drained lowland catchments. *Hydrology and Earth System Sciences* 13(10): 1867-1885.
- Van der Werf S (1991) *Bosgemeenschappen. Natuurbeheer in Nederland deel 5*. Pudoc, Wageningen.
- Van Loon AH, Schot PP, Griffioen J, Bierkens MFP, Batelaan O & Wassen MJ (2009) Throughflow as a determining factor for habitat contiguity in a near-natural fen. *Journal of hydrology* 379(1): 30-40.
- Verdonschot PFM & van den Hoorn M (2010) Using discharge dynamics characteristics to predict the effects of climate change on macroinvertebrates in lowland streams. *Journal of the North American Benthological Society* 29(4): 1491-1509. DOI: 10.1899/09-154.1
- Verdonschot PFM (2010) Het brede beekdal als klimaatbestendige buffer in de veranderende leefomgeving. Flexibele toepassing van het 5-B-concept in Peel en Maasvallei. Alterra Wageningen UR. 64 pp. ISBN 978-90-327-0379-0.
- Verdonschot PFM (2015) Integraal natuurherstel in beekdalen door ontwikkeling van diffuse afvoersystemen, gedamppte afvoerdynamiek en genuanceerd beekprofielherstel: Projectplan. Alterra Wageningen UR. (Not publicly available)
- Verdonschot PFM, Besse A, de Brouwer J, Eekhout J & Fraaije R (2012) Beekdalbreed hermeanderen: Bouwstenen voor de 'leidraad voor innovatief beek- en beekdalherstel'. STOWA rapport 2012-36. STOWA, Amersfoort.
- Verdonschot PFM, Driessen JMC, Mosterdijk HG & Schot JA (1998) The 5-S-Model, an integrated approach for stream rehabilitation. In: Hansen HO & Madsen BL, *River Restoration '96, Session lectures proceedings*. International Conference arranged by the European Centre for River Restoration: 36-44. National Environmental Research Institute, Denmark.
- Verdonschot RCM, Runhaar J, Buijse AD, Bijkerk R & Verdonschot PFM (2017) Doorstroommoerassen en moerasbeken; typebeschrijvingen en ontwikkeling maatlaten voor de biologische kwaliteitselementen. *Zoetwatersystemen, Wageningen Environmental Research, Wageningen UR, Wageningen*.
- Vergers RP & Swierstra W (2010) Achtergrondrapportage modellering. Grond- en Oppervlaktewater. Technische rapportage. Royal Haskoning, Maastricht.
- Vermeulen PTM & Minnema B (2015) *IMOD User Manual*. Deltares, Delft, The Netherlands.
- Vernes R.W., J.H.A. Bosch, R. Harting, D. Maljers, J. Schokker. 2013. Data-inventarisatie, karting en parameterisatie van keileem in het MIPWA-gebied. TNO-Rapport. TNO, Utrecht. Nederland.
- von Asmuth JR (2012) *Groundwater System Identification through Time Series Analysis*. Ph.D. thesis, Technische Universiteit Delft.
- Walling DE & Woodward JC (2000) Effective particle size characteristics of fluvial suspended sediment transported by lowland British rivers. *IAHS Publication (International Association of Hydrological Sciences)* 263: 129-139.
- Walsum PEV van (2010) *SIMGRO, User's guide V7.1.0*. Wageningen, Alterra. Alterra-Report 913.2. 82 pp. The Netherlands. Walsum P.E.V. van. 2011. *SIMGRO, User's guide V7.2.5*. Wageningen, Alterra.

- Walter RC & Merritts DJ (2008) Natural streams and the legacy of water-powered mills. *Science* 319: 299-304.
- Wanders N, Hendriks DMD & van der Velde Y (2011) Combined groundwater – surface water modeling with a lumped hydrological model. Deltares report 1203833-000.
- Wassen MJ & Joosten JHJ (1996) In search of a hydrological explanation for vegetation changes along a fen gradient in the Biebrza Upper Basin (Poland). *Vegetatio* 124(2): 191-209.
- Wassen MJ, Barendregt A, Palczynski A, De Smidt JT & De Mars H (1990) The relationship between fen vegetation gradients, groundwater flow and flooding in an undrained valley mire at Biebrza, Poland. *The Journal of Ecology*: 1106-1122.
- Wassen MJ, Okruszko T, Kardel I, Chormanski J, Swiatek D, Mioduszezowski W & Meire P (2006) Eco-hydrological functioning of the Biebrza wetlands: lessons for the conservation and restoration of deteriorated wetlands. In *Wetlands: Functioning, Biodiversity Conservation, and Restoration*: 285-310. Springer Berlin Heidelberg.
- Wieberdink GL (1989) *Historische Atlas Noord-Brabant*. Chromotopografische Kaarts des Rijks 1:25.000. Den IJp, uitgeverij Robas producties.
- Williams DD (1996) Environmental constraints in temporary fresh waters and their consequences for the insect fauna. *Journal of the North American Benthological Society* 634-650.
- Wissinger SA (1999) Ecology of wetland invertebrates: Synthesis and applications for conservation and management. In: Batzer DP, Rader RB, Wissinger SA (eds) *Invertebrates in freshwater wetlands of North America: Ecology and management*. John Wiley & Sons, New York: 1043-1086.

Digital references

- Alterra Wageningen UR. 2016.
 Website: <http://www.wageningenur.nl/nl/ExpertisesDienstverlening/Onderzoeksinstututen/Alterra/Faciliteiten-Producten/Software-en-modellen/Grondwaterdynamiek/Parameters.html>. last visit at 02-08-2016
- DINOloket. 2016. <https://www.dinoloket.nl/>. last visit at 02-08-2016.
- N.v.d. Zon. 2013. Kwaliteitsdocument AHN2. Website: http://www.ahn.nl/binaries/content/assets/hwhahn/common/wat+is+het+ahn/kwaliteitsdocument_ahn_versie_1_3.pdf. Last visit: 02-08-2016.

Bijlage 1: Inventarisatie projecten gericht op demping afvoer en/of herstel van diffuse afvoersystemen

Om inzicht te krijgen in de mate waarin binnen waterschappen wordt gewerkt aan herstel van diffuse afvoersystemen en demping van de afvoer, en om een goede selectie te kunnen maken van pilotprojecten voor dit onderzoek, is aan het begin van het project een inventarisatie uitgevoerd bij een aantal waterschappen in hoog-Nederland. In eerste instantie beperkte zich dit tot een schriftelijke enquête per mail waarin werd gevraagd aan te geven:

- In hoeverre binnen het waterschapsgebied projecten waren gepland of uitgevoerd gericht op demping van de afvoer en/of herstel van diffuse afvoersystemen,
- welke type maatregelen is gepland of uitgevoerd en wat de stand van zaken is van het project (planning, voorbereiding, uitvoering en evaluatie)
- in hoeverre daarbij relevante ecologische en hydrologische variabelen worden gemonitord.

Omdat de respons laag was en het beantwoorden van de vragen en de interpretatie van de aangeleverde gegevens toch lastiger bleek te zijn dan aanvankelijk ingeschat is vervolgens bij de meeste waterschappen een aanvullend bezoek gebracht waarbij aan de hand van een vooraf rondgestuurde vragenlijst mogelijk relevante projecten werden nagelopen. In Tabel wordt aangegeven welke waterschappen en welke personen voor deze inventarisatie zijn benaderd.

Tabel B1.1: Overzicht waterschappen en contactpersonen benaderd voor selectie pilotprojecten

Waterschap	Contactpersonen
Aa en Maas	Mirja Kits
De Dommel	Ineke Barten, Anke de Glopper
Hunze en Aa's	Uko Vegter, Paul Hendriks
Noorderzijlvest	Steven Verbeek
Reest en Wieden	Dwight de Vries
Vechtstromen	Rob van Dongen
Vallei en Veluwe	Peter van Beers
Rijn en IJssel	John Lensen
Wetterskip Fryslan	..

In Tabel wordt een overzicht gegeven van de door de waterschappen zijn aangedragen omdat ze mogelijk relevant zijn voor deze studie omdat integraal beekdalherstel wordt nagestreefd en/of omdat er maatregelen zijn gepland of uitgevoerd gericht op demping van de afvoer of herstel van diffuse afvoersystemen. Met kruisjes is aangegeven wat het doel is van het project en welke maatregelen zijn uitgevoerd of gepland, uitgaande van de volgende indeling:

1 Beekherstel: verondieping en hermeandering

Deze kolom is ingevuld voor beekherstelprojecten waarin door middel van verondieping van de beek en hermeandering wordt getracht meer variatie te brengen in stroomsnelheden om zo de ecologische kwaliteit van de beken te verbeteren. Demping van de afvoer is een ondergeschikt aspect, en projecten waarin dit de enige maatregel is zijn daarom verder niet in beschouwing genomen.

2 Herstel hydrologie beekdal: peilopzet en dempen sloten

Integrale beekdalherstelprojecten waarin via peilopzet en dempen van sloten getracht wordt ook de hydrologie in het aangrenzende beekdal te herstellen. Ook hier geldt dat deze projecten alleen verder in beschouwing zijn genomen voor zover er ook sprake is van maatregelen gericht op afvoerdemping en herstel diffuse afvoersystemen.

3 Houtinbreng

Projecten waarin houtinbreng is gepland of is uitgevoerd met als doel om de afvoer van de beek te dempen.

4 Ontwikkeling diffuse afvoersystemen

Projecten waarbij wordt gestreefd naar de ontwikkeling van diffuse afvoersystemen door demping, verondieping of dicht laten groeien van de beek.

Daarnaast is in Tabel ook aangegeven in hoeverre er ook afvoermetingen beschikbaar zijn en wat de status was van het project ten tijde van de inventarisatie.

Bij de selectie van pilotgebieden zijn in eerste instantie twee gebieden geselecteerd waar sprake is van een reeds uitgevoerde project dat is gericht op een combinatie van beekdalherstel (2) en herstel van diffuse afvoersystemen (2), en waarin relatief veel is gemonitord. Op basis van deze criteria zijn de *Geeserstream* en de *Holmers* gekozen als relevante voorbeeldgebieden voor herstel van diffuse afvoersystemen in respectievelijk de middenloop van de Geeserstream en een bovenloopje van het Amerdiep. Deze gebieden voldoen niet aan het criterium dat afvoeren zowel voor- als achteraf zijn gemeten, maar aan dat criterium voldoet geen enkel project. In vergelijking met andere gebieden zijn hier wel relatief veel hydrologische metingen beschikbaar.

De selectie is uitgebreid met het *Peizer Diep* omdat het gebied goed is gemodelleerd en hier ook diverse maatregelen zijn gepland en deels ook uitgevoerd die mede tot doel hebben om de afvoer uit het gebied te dempen. Dit gaf de mogelijkheid om modelmatig een aantal maatregelen door te rekenen om te zien in hoeverre ze bijdragen aan het dempen van de afvoer en de ontwikkeling van diffuse afvoersystemen (zie hoofdstuk 5).

Op verzoek van Waterschap De Dommel is tenslotte ook de *Strijper Aa* ingebracht als pilotgebied. Hier wordt gewerkt aan een inrichtingsplan om de Oude Strijper Aa deels te dempen (in het inzijggebied) en deels om te vormen naar diffuus afvoersysteem (in het beekdal). Dit pilotproject heeft een tweeledig doel. Het moet het waterschap meer duidelijkheid over de inrichting en de monitoring die nodig om de gestelde doelen te halen en effecten van maatregelen te evalueren. Vanuit het OBN-project dient de pilot als voorbeeld hoe de inrichting en de opzet van een monitoringsysteem aan te pakken.

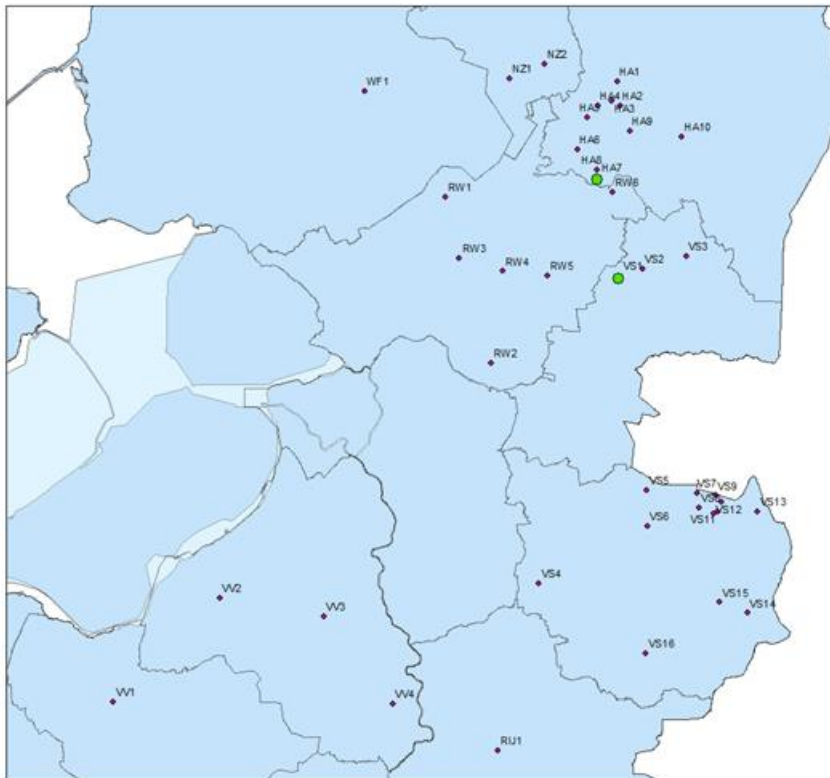
Tabel 2: Overzicht aangedragen beekdalherstelprojecten en mate waarin voor deze studie relevante aspecten aan de orde komen. Toelichting zie tekst.

Naam		beekherstel: verondieping en hermeandering	herstel hydrologie beekdal: peilopzet en dempen sloten	houtinbreng	ontwikkeling diffuse afvoersystemen	afvoermetingen?	Status *	Opmerkingen
Aa en Maas								
AM3	Lage en Graafsche Raam				X	-	0?	spontane moerasontwikkeling in eutroof water
AM6	Peelsche Loop	X		?		-	2	
AM7	Wijstherstel Geneineind		X			-	?	
AM8	Sang en Goorkens		X		(x)	-	3	ontwikkeling diffuus voersysteem niet haalbaar door strijdige functie-eisen
AM9	Astense Aa	X				-	4	
AM10	Soeloop				X	-	4	
AM11	Hooge Raam	X				-	4	
AM12	Annabos		X		?	-	3	
AM13	Bakelsche Aa	X				-	?	beekherstel in combinatie met waterberging
AM14	Vierlingbeekse Molenbeek	X				-	?	
AM15	Esperloop	X		X			4	
AM16	Lactariabeek			X			4	
De Dommel (Ineke Barten en Anke de Gloppe)								
D1	Essche Stroom noord	X	X			-	3	
D2	Essche Stroom midden	X	X			-	3	
D3	Essche Stroom zuid	X	X			-	3	
D4	Rosep	X	X	(x)		-	4	hout wordt niet meer verwijderd
D5	De Mortelen	?	?			-	0	
D6	Boktse Beemden	X	X			-	3	
D7	Dalemsstroompje	?	?		?	-	0	
D8	Tongelreep	X		X		-	4	
D9	Strijper Aa		X		X	-	1	Oude Strijper Aa deels al spontaan ontwikkeld tot diffuus afvoersysteem
D10	Diessens Broek	X	?			-	?	
D11	Baest/Spoordonk	?	?			-	?	
D12	Westelbeersche Broek	X	X			-	?	
D13	Kleine Aa	X		X			4	

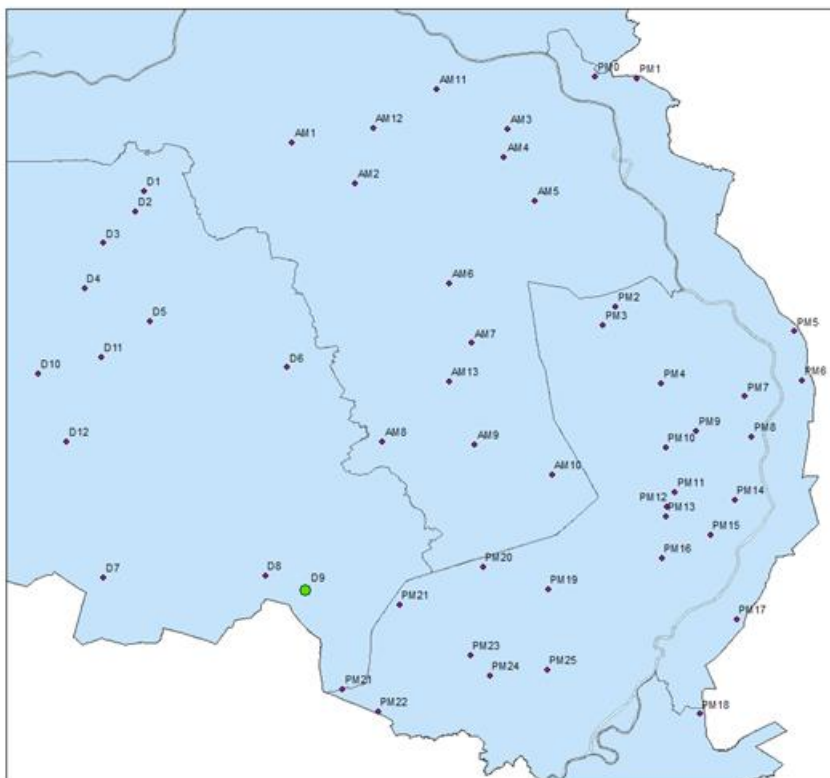
Peel en Maasvallei								
PM1	Tungelroyse beek	X		X			4	
Hunze en Aas (Uko Vegter)								
HA1	Anloër Diepje	X	X			-	?	
HA2	Scheebroeker Loopje				X	-	4	
HA3	Gastersche Diep			X		-	4	
HA4	Smalbroeker Loopje	X	X			-	?	
HA5	Deurzerdiep	?	?		?	-	2?	
HA6	Geelbroek	?	?		?	-	3?	
HA7	Holmers		X		X	+	4	
HA8	Halkenbroek				(x)	+	4	geen geld voor afgraving, blijft relatief droog
HA9	Andersche Diep	?	?			-	?	
HA10	Voortse Diep	?	?			-	?	
Noorderzijvest								
NZ1	Slokkert					-		
NZ2	Oostervoortse Diep					-		
Peizer Diep								
Reest en Wieden								
RW1	Vledder Aa	?				-	?	
RW2	Reest	X	X			-	?	
RW3	Oude Vaart	?				-	?	
RW4	Wold of Ruiner Aa	?				-	?	
RW5	Oude Diep	?				-	?	
RW6	Elper Stroom		X		(x)	-	3	in bovenloopgebied op termijn ontwikkeling diffuus afvoersysteem
Vechtstromen								
VS1	Geeserstroom		X		X	-	4	
VS2	Aelderstroom	?				-	?	
VS3	Sleener Stroom	?				-	?	
VS4	Holterberg Oost		X			-	?	
VS5	Itterbeek	?				-	?	
VS6	Zijdal Hunzerbeek	?				-	?	
VS7	Mosbeek	X	X			-	?	
VS8	Hazelbekke	X	X	X		-	?	
VS9	Brunnikhuizerbeek		X			-	?	
VS10	Spingendal		X			-	?	
VS11	Poelbeek	?				-	?	
VS12	Kersberg	?				-	?	
VS13	Gele Beek	?	?			-	?	

VS14	beken stuwwal Oldenzaal oost	X				-	?	
VS15	Jufferbeek			X		-	4	
VS16	Hagmolenbeek	X	X			-	4	
-	beken Saasveld-Gammelke	X					3	
Vallei en Veluwe (Peter van Beers)						-		
VV1	Barneveldsche Beek	?	?			-	?	
VV2	Hierdense Beek	X	X	X		-	4?	
VV3	Egelbeek	?	?			-	?	
VV4	Landgoederen Brummen	X				-	0?	
VV5	Lunterse beek	X		X			4	
VV6	Grift	X		X			4	
Rijn en IJssel (John Lensen)								
RIJ1	Hallerlaak	x	x					
RIJ2	Lieverderbeek							
RIJ3	Rode Beek bij Hummelo							
RIJ4	Koffiegoot				x			
RIJ5	Onderlaatse Laak		x					
RIJ6	Buurse beek			x				
RIJ7	Leerinkbeek			x				
RIJ8	Benedenloop Baakse beek							
Wetterskip Fryslan								
WF1	Koningsdiep	?	?			-	?	

*) **0** projectidee, **1** planfase, **2** ontwerpfase, **3** inrichting en **4** uitgevoerd



Figuur 1: Overzicht beekdalherstelprojecten noordelijke waterschappen. In groen geselecteerde pilotgebieden



Figuur 2: Overzicht beekdalherstelprojecten zuidelijke waterschappen. In groen geselecteerde pilotgebied.

Bijlage 2: Casus Geeserstroom

Achtergrond

In het kader van de 'Herinrichting Mars- en Westerstroom' zijn in 2004 in het beekdal van de Geeserstroom ingrijpende inrichtingsmaatregelen uitgevoerd, waarbij een regulier landbouwgebied is omgevormd tot een door natuurlijke waterhuishoudkundige processen aangestuurd natuurgebied met een functie voor waterberging. Het gebied is sindsdien geheel in eigendom en beheer bij Staatsbosbeheer. Het waterschap Vechtstromen is verantwoordelijk voor het waterbeheer. De belangrijkste uitgevoerde herstelmaatregelen zijn:

- Bovenstreams (Mepperhooilanden) is circa 30 hectare landbouwgebied afgegraven en vernat om moerasvorming op gang te brengen.
- Er zijn bovenstreams in De Marsen enkele ondiepe slenken gegraven om het water richting beek te sturen.
- Er is door de laagste delen van het beekdal een maaiveld volgend, ondiep beekprofiel gegraven (ca. 4 meter breed en 40 cm diep).
- Sloten en greppels in zowel beekdal als in delen van het infiltratiegebied (boswachterij Gees) zijn grotendeels gedempt om het hydrologisch regime in het beekdal optimaal af te stemmen op de natuurfunctie.
- Aan de zuidzijde van het beekdal is een bergingsgebied (Roonboom) ingericht. Dit is bedoeld om bij extreme neerslag piekafvoeren tijdelijk op te vangen, zodat het water later weer gedoseerd naar de benedenloop van het beekstelsel teruggevoerd kan worden.
- Ten behoeve van de drooglegging van het dorp Gees en een landbouwgebied ten noordoosten van het beekdal zijn twee gemalen geplaatst, resp. gemaal Oldema en gemaal Bollema.
- Er is een tweetal vispassages aangelegd en er zijn enkele poelen gegraven.

Anno 2016, meer dan 10 jaar na uitvoering, blijken een aantal ontwikkelingen af te wijken van wat destijds verwacht c.q. voorspeld werd. Achteraf zijn deze ontwikkelingen niet verrassend, aangezien veel van de ingrepen een experimenteel karakter hadden. Het streven was gericht op een zo natuurlijk mogelijke afstroming van grond- en oppervlaktewater om de verdroging door de op agrarisch gebruik gerichte waterhuishouding van het dal tegen te gaan. Hierbij waren de kansen op maximaal herstel van die waterhuishouding groot, omdat het gebied een omvangrijk en schoon intrekgebied omvat dat bestaat uit een boswachterij met een min of meer natuurlijk grondwaterregime. Er was in het plan een 19^{de}-eeuws landschap voorzien waardoor een beek (KRW-type R4-R5 m.a.w. boven- en middenloop) zou gaan stromen.

Het experiment is echter anders gelopen. Momenteel zijn in het gebied verschillende processen zichtbaar: enerzijds eutrofiëring in die delen waar meer voedingsstoffen beschikbaar zijn (door nalevering uit de bodem of door voedselrijk landbouwwater) en anderzijds de invloed van voedselarm grondwater dat zich in de vegetatie in en op de flanken van enkele delen van het beekdal manifesteert. Daarnaast heeft zich (al dan niet tijdelijk) een zeer soortenrijke moerasvogelgemeenschap gevestigd, waarvoor het gebied als broed- en pleisterplaats zeer geschikt is gebleken.

Vraagstelling

Hoewel er onmiskenbare natuurwaarden in het gebied zijn ontstaan (vooral ornithologisch) zijn er ook een aantal knelpunten die om een oplossing vragen, in ieder geval voor de waterhuishouding en mogelijk ook voor de ecologische kwaliteit.

De waterhuishoudkundige problemen hangen met drie zaken samen:

- Het geringe verhang in het bovenstroomse deel van de Geeserstroom.
- De aanleg van een maaiveld-volgende en ondiepe beek.
- De keuze om géén onderhoud aan de nieuw gegraven beek uit te voeren. Sinds de herinrichting is de beek niet gemaaid. Dit heeft tot gevolg gehad dat grote delen van de beek en het beekdal inmiddels dichtgegroeid zijn met helofyten als Riet, Grote lisdodde, Grote egelskop en Liesgras.

Om zowel de waterhuishoudkundige en ecologische knelpunten op te lossen is in opdracht van het waterschap Vechtstromen een studie uitgevoerd die nauw aansluit bij de doelen van het OBN project 'Integraal natuurherstel beekdalen' en het Wageningen Environmental Research (Alterra) project 'Building with Nature'. Verschillende onderdelen van deze studie zijn in dit rapport overgenomen.

Systeemkenmerken en toestand voor de herinrichting

Ligging

Het stroomgebied van de Geeserstroom (Figuur B2.1) ligt in het zuidoostelijke deel van Drenthe en vormt het noordelijke deel van het watersysteem Loo- en Drostendiep (Torenbeek 1999). Het Drents Plateau loopt van hier af in zuidelijke richting. Relatieve hoogtes in de omgeving zijn de hogere essen van de Mepper Dennen, Meppen, Gees, Oosterhesselen en Zwinderen en de hoogte van de Boswachterij Gees. Tussen deze hoogtes liggen aan de westzijde het beekdal van de Geeserstroom. In het noordelijk deel is het dal zichtbaar in de boswachterij en het Geeserbinnenveld. Laagtes zijn verder aanwezig in veentjes, de Zuidmaden, Mepperweiden, Bollema, in het dal van de loop door de Oude Maden en lage delen bij Gees. De Geeserstroom (hier nog Marsstroom genaamd) ontstaat in de Mepperhooilanden, Koemarsen en de Marsen en stroomt in zuidelijke richting af. Deze gebieden ontvangen water vanuit de hoger gelegen westelijke gebieden, de Boswachterij Gees, Dennekamp en in het noorden de Mepper Dennen. Het middenstroomse gedeelte ligt in de velden ten noorden van de Goringdijk, Bollema, Zeekerma en Bergstukken. De benedenstroom ligt ten zuiden van de Goringdijk in de velden Klinkerberg en Roonboom. De Geeserstroom gaat bij Zwinderen over in het Loodiep wat vervolgens afwatert in de Hoogeveense Vaart (Werkgroep Geeserstroom 2004).

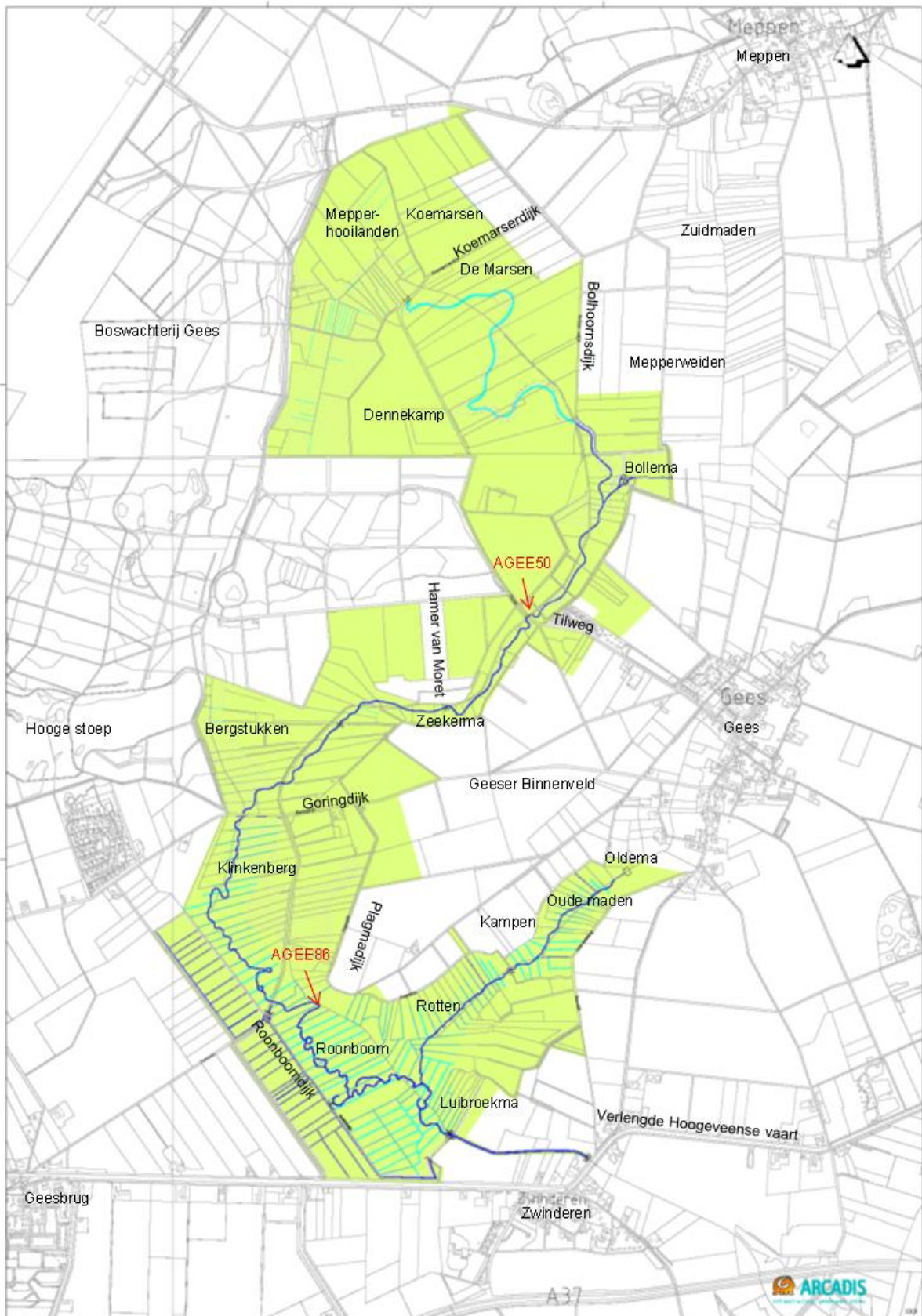
Hoogteligging

In lengterichting ziet het verloop van het verhang van de Geeserstroom er als volgt uit (Figuur B2.2; Werkgroep Geeserstroom 2004):

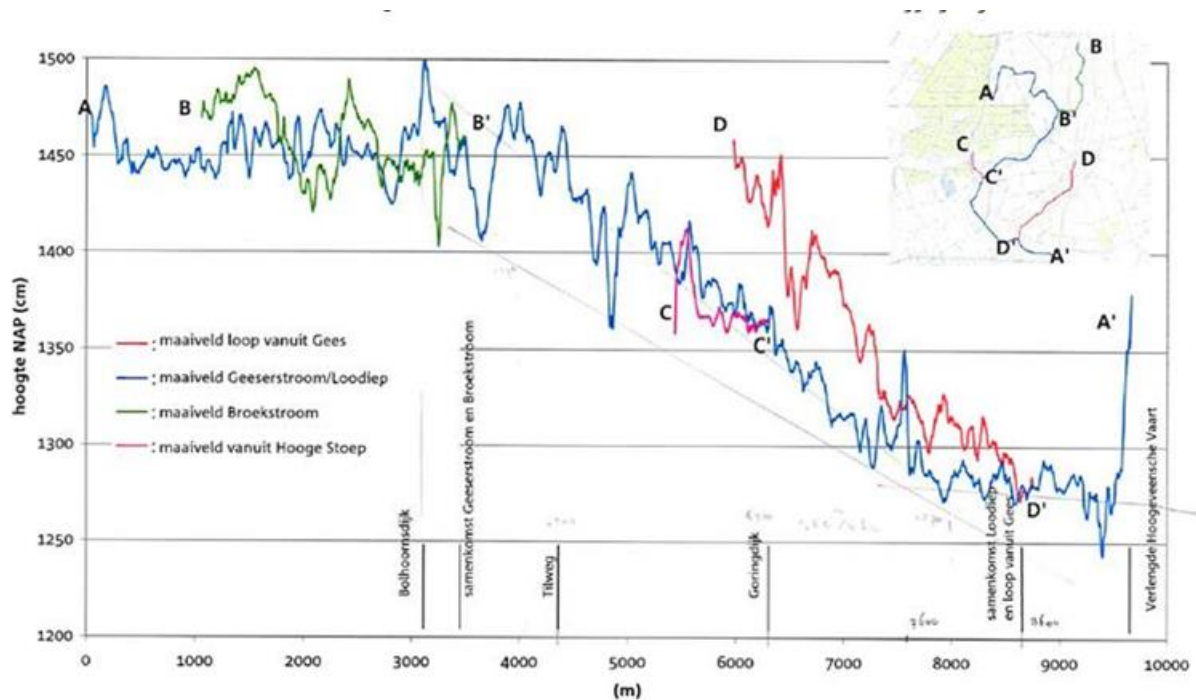
- Zeer gering in de Mepperhooilanden tot ongeveer de Tilweg.
- Vrij sterk tussen de Tilweg en een 0.5 km bovenstrooms van de samenkomst met de loop vanuit Gees is vrij sterk (45 cm/km).
- Nihil in het meest benedenstroomse deel.
- Sterk in het bovenstroomse deel van de loop vanuit Gees.
- Vrij sterk in het benedenstroomse deel van de loop vanuit Gees.

Waterhuishouding

Er vindt een grondwaterstroming plaats van het noordelijke deel van de boswachterij in de richting van de Mepperhooilanden. De Werkgroep Geeserstroom (2004) concludeert dit uit de grotere stijghoogte van de peilbuizen in de boswachterij dan in de peilbuizen in de Mepperhooilanden. De stijghoogte van de peilbuizen in de boswachterij zakt in droge perioden soms dieper weg dan de hoogte van het maaiveld in de Mepperhooilanden. Dit indiceerde het belang aan van vernatting van de boswachterij voor de kwel in de Mepperhooilanden. Het grondwater in de Mepperhooilanden, de Marsen en in het zuiden van de Roonboom heeft een lithoclien (grondwaterachtig) karakter.



Figuur B2.1: Projectgebied (groen) met Geeserstream (blauw), bemonsteringslocaties chemie (rood) en toponiemen.



Figuur B2.2: Lengtedoorsnede door de laagste delen van het Geeserstreamdal (Werkgroep Geeserstream 2004).

Maatregelen voor de herinrichting

Voorafgaand aan het herstelproject was er nog niet veel gedaan om de verstoringen in het beekdal van de Geeserstream op te heffen. Hier en daar is in de houtwallen en -singels meer structuur aangebracht om het oude karakter te herstellen. Het rioolwater overstort bij Meppen had een berg-bezinking-leiding gekregen om de vuillast te reduceren. Het bleef echter een probleem dat deze overstort in de bovenstroom van het systeem uitkomt via de Broekstroom. De rioolwater overstort van Gees zal pas minder vaak in werking treden door het afkoppelen van verharde oppervlak. Het verwachte effect is dat door een dalende overstortfrequentie bij Gees de belasting te kunnen reduceren met circa 18% (Werkgroep Geeserstream 2004). In de Boswachterij Gees worden sinds 2004 vernattingsmaatregelen uitgevoerd, deze kunnen een positief effect hebben op de kweldruk in het beekdal.

Herinrichtingsmaatregelen

Het gehele stroomgebied van de Geeserstream is in 2005 en begin 2006 opnieuw ingericht. Om het streefbeeld van een natuurlijk beekdal te benaderen was herstel nodig van:

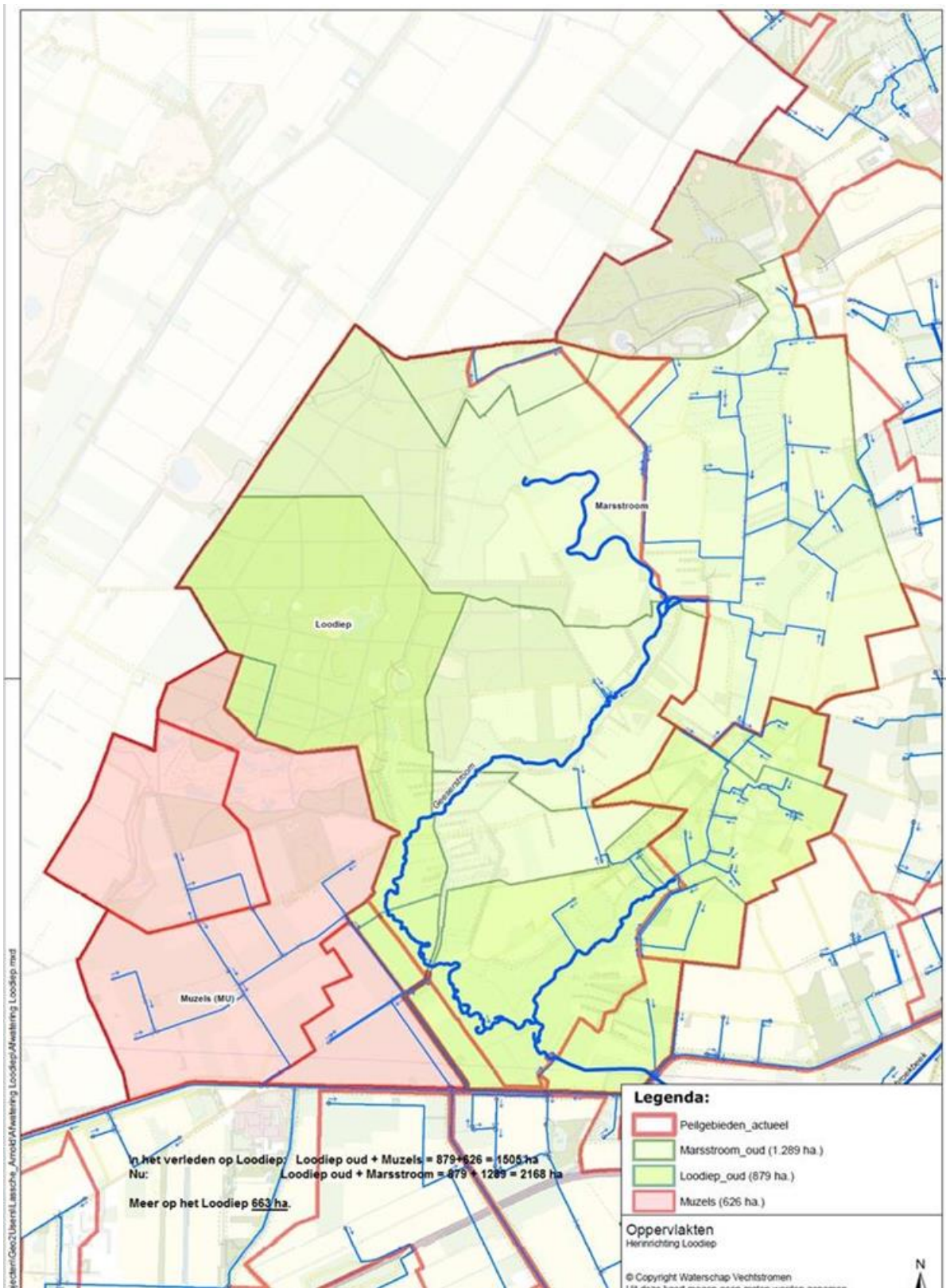
- het grondwaterniveau en grondwaterstromingen;
- de natuurlijke beekhydrologie en -morfologie;
- de reductie van de nutriëntenbelasting.

Om dit te bereiken zijn de volgende ingrepen gepland en uitgevoerd (Werkgroep Geeserstream 2004) (Figuur B2.3):

- Bijna alle watergangen van het hoofdafwateringssysteem zijn gedempt. De beek ten oosten van de Klinkenberg is ook gedempt, het water zal voortaan via het maaiveld afstromen naar de hoofdstroom.
- Het is de bedoeling dat het voedselrijke water uit de landbouwgebieden zoveel mogelijk wordt omgeleid. Het gemaal Bollema watert echter nog steeds af op de beek.
- In de velden bovenstrooms, Mepperhooilanden, Koemarsen en De Marsen, is in de laagste delen een slenk gegraven om het water af te voeren.
- Een beek is opnieuw gegraven (vanaf De Marsen tot bij de Luibroekma) als een zwak meanderend (bovenstroom) tot meanderende (benedenstroom) geul in laagste delen van het maaiveld.



Figuur B2.3: De maatregelenkaart van de Geeserstream en de waterstromen in de situatie na herinrichting (Werkgroep Geeserstream 2004).



Figuur B2.4: De huidige watergangen van de Geeserstream.

- Ten oosten van het heideveld de Hooge Stoep is een slenk gegraven voor de afwatering.
- De zijtak uit Gees is in de Oude Maden voorzien van een smal ondiep profiel dat licht kronkelt.
- Om een geleidelijke overgang van hoge waterstanden in het natuurgebied naar lage waterstanden in het omringende landbouwgebied te overbruggen, is er een stuw met een vistrap geïnstalleerd en in een strook tussen de Roonboomdijk en het landbouwgebied komt een systeem met sloten als bufferzone.
- Het beekdal heeft benedenstrooms weer een open karakter (conform het karakter van rond 1900) door het kappen van de aangeplante bossen uit de jaren '70.
- Het landschap is verfraaid door het herstellen en opnieuw aanleggen van de houtsingels en –wallen bovenstrooms en het plaatsen van landelijke hekwerken.

De voorspelling aan de hand van de eerdere beschrijvingen en de te nemen herstelmaatregelen zijn dat er bovenstrooms (de bovenste velden) een kwelwater gevoed systeem ontstaat, dat periodiek droog kan vallen. De stroomsnelheid zal matig tot gering zijn. In de middenloop zal het water bestaan uit kwelwater en de Broerstream (afvoer van overstort Meppen), hierdoor kan de waterkwaliteit slechter zijn. De stroomsnelheid zal langzaam zijn en het systeem zal niet droogvallen, maar zal wel grote peilfluctuaties kennen. De benedenloop zal een iets betere waterkwaliteit hebben door de toevoer van kwelwater en de zijtak vanuit uit Gees (indien afgekoppeld van de overstort). De beek heeft benedenstrooms een grote inundatievlakte en de stroomsnelheid is laag.

Toestand en processen na de herinrichting

Huidige waterhuishouding

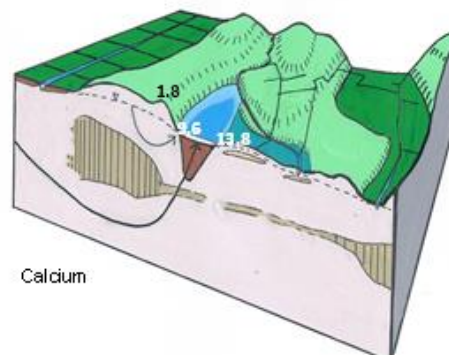
In de huidige situatie is de dichtheid aan waterlopen sterk afgenomen. De Geeserstream alleen nog uit een hoofdwatgang (Figuur B2.4). De zijstream vanaf Gees heeft nog wel enkele zijsloten die daarop afwateren. De hoofdstroom volgt het laagste punt in het dal, behalve bij de Goringdijk waar vanwege kabels en leidingen een hoger gelegen traject is aangelegd.

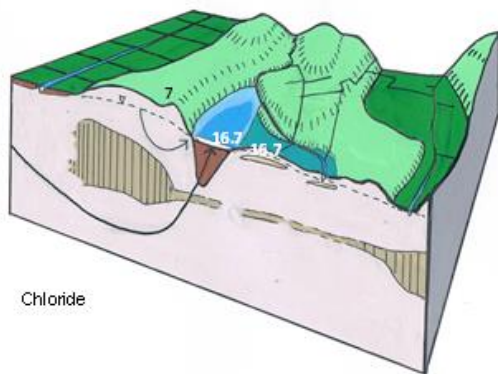
Door het uitgraven van de slenk in de Mepperhooilanden is daar een plas ontstaan. Mede door de drempel onder de Koemarsendijk is een plas ontstaan met een diepte van circa 70 cm. Het bovenste beekgedeelte tussen de plas en de inlaat van gemaal Bollema valt jaarlijks droog.

De inlaat van gemaal Bollema draagt in belangrijke mate bij aan de afvoer van de beek. Aan de zuidoost zijde van de Boswachterij Gees komt relatief veel kwel in het beekdal.

Huidige grond- en oppervlaktewater kwaliteit

Analyse van de samenstelling van het grondwater in twee raaien bovenstrooms in de Mepperhooilanden (Figuur B2.5) en benedenstrooms (Figuur B2.6) in de Bergstukken-Roonboom laat zien dat er een duidelijke variatie in grondwatersamenstelling in het landschap aanwezig is (Tabel B2.1). De infiltratie gebieden laten mineraal-arm en zuur grondwater zien en de kwelgebieden mineraalrijker, basisch en ijzerrijk grondwater. De concentraties van ammonium en vooral nitraat zijn zeer laag.

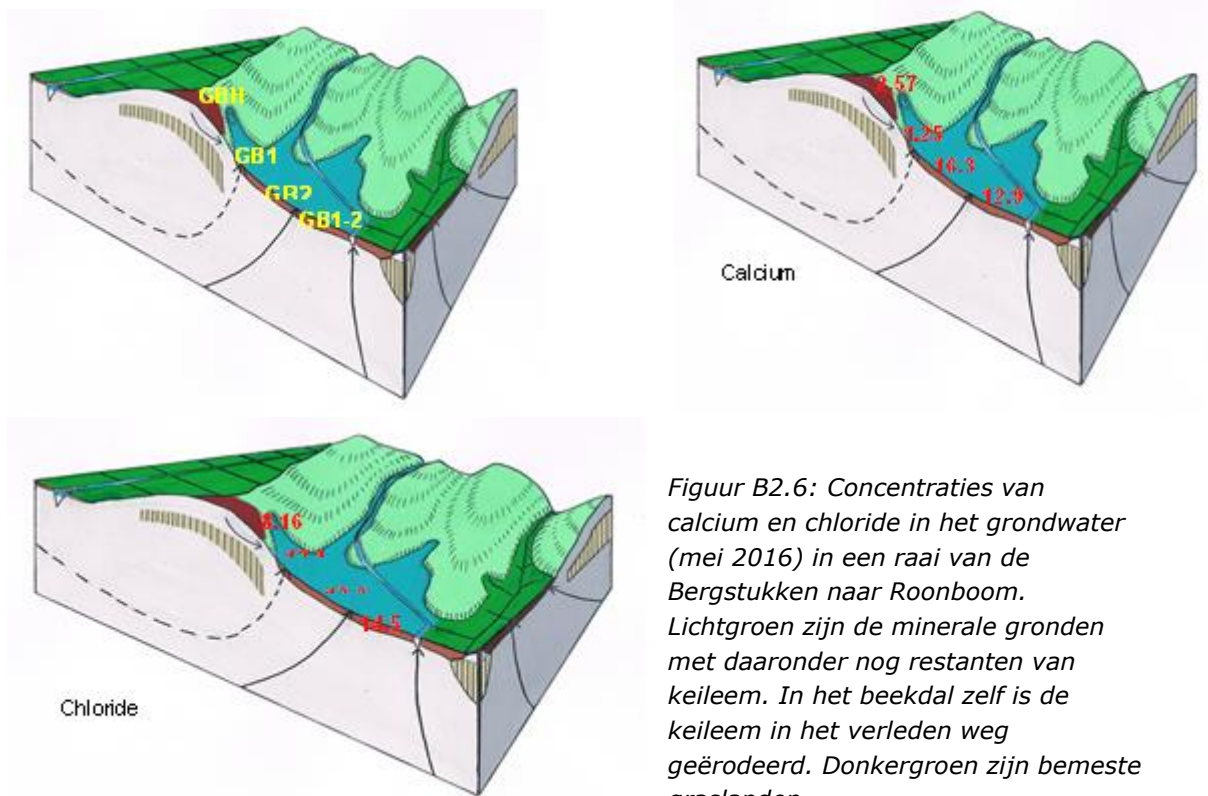




Figuur B2.5: Concentraties van calcium en chloride in het grondwater (mei 2016) in een raai in de Meppelhooilanden. Lichtgroen zijn de minerale gronden met daaronder nog restanten van keileem. In het beekdal zelf is de keileem in het verleden weg geërodeerd. Donkergroen zijn bemeste graslanden.

Echter de absolute concentraties zijn een stuk lager dan analyses die voor de ingrepen zijn genomen (Werkgroep Geeserstream 2004). Dit wijst erop dat de invloed van het neerslagwater in de bovenste bodemlagen (tot 1- 2m-mv) sterk is toegenomen. Waarschijnlijk zullen de waarden in de kwelgebieden toenemen na een langdurige droge periode, maar een voorlopige conclusie is dat de hoge waterstanden, de toestroming van baserijk grondwater bemoeilijkt.

De analyses die de Werkgroep Geeserstream (2004) heeft laten uitvoeren in oktober 1986 en juni 1987 laat zien dat kalkrijk grondwater (70-80 mg calcium per liter) aanwezig is op diverse plaatsen in het beekdal op een diepte van 5-6 meter -mv. Dit werd geïnterpreteerd als toestroming van (sub) regionaal grondwater. Dit lijkt ons een juiste interpretatie. Ondiepe buizen op 1-2 meter diepte lieten nog hogere waarden zien (calcium > 100 mg/l). De Werkgroep Geeserstream maakt geen onderscheid tussen kalkrijk (tot 80 mg/l) en zeer kalkrijk water (> 100 mg/l). Wij interpreteren de aanwezigheid van dit zeer kalkrijke grondwater als het optreden van secundaire oplossing van kalkhoudend zand in een infiltratie situatie. Sommige delen van het onderzoeksgebied (bijvoorbeeld de Meppelhooilanden zijn altijd heel nat geweest en ontkalking heeft hier maar gering plaatsgevonden. Bij het in de 50er jaren in zulke gebieden aanleggen van drainage sloten kan het infiltrerende neerslagwater in diepere lagen (1-2m -mv) veel kalk oplossen (zie bijvoorbeeld Grootjans et al. 2004).



Figuur B2.6: Concentraties van calcium en chloride in het grondwater (mei 2016) in een raai van de Bergstukken naar Roonboom. Lichtgroen zijn de minerale gronden met daaronder nog restanten van keuleem. In het beekdal zelf is de keuleem in het verleden weg geërodeerd. Donkergroen zijn bemeste graslanden.

Tabel B2.1: Samenstelling van het grondwater (in mg/l) gemeten in mei 2016 in een raai Bovenstrooms (Mepperlerhoolanden en (GA-serie) en in een benedenstrooms gebied (Bergstukken- Roonboom; GB-serie).

Parameter	code	GA-MB	GA-1	GA-2	GB-H	GB-1	GB-2	GB-1-2
pH		4.39	6.58	6.69	5.49	5.76	6.69	6.63
NO3	mg/l	0.12	0.06	0.12	0.01	0.03	0.01	0.01
NH4	mg/l	1.22	1.66	4.16	0.22	0.17	0.11	0.11
Cl	mg/l	6.95	16.72	16.67	8.16	12.11	14.54	13.27
Al	mg/l	36.84	0.32	6.35	0.39	1.26	0.18	0.57
Ca	mg/l	1.83	9.62	13.76	2.57	1.25	12.94	16.29
Fe	mg/l	1.39	20.07	1.45	0.11	0.08	1.19	8.07
K	mg/l	1.49	2.37	4.40	1.72	3.40	1.33	2.48
Mg	mg/l	2.40	6.83	9.37	0.91	0.72	4.12	5.62
Mn	mg/l	0.02	0.48	0.13	0.04	0.00	0.02	0.19
Na	mg/l	14.94	27.64	18.38	10.26	21.11	17.92	21.85
P	mg/l	0.44	1.01	0.12	0.03	0.03	0.06	0.04
S	mg/l	1.26	14.79	3.73	1.90	3.46	1.23	1.35

Huidige flora en fauna

Beekdalvegetatie

In 1999 en 2008 (Figuur B2.7) zijn door Altenburg & Wymenga vegetatiekarteringen van de Geeserstream uitgevoerd (Groeneweg 2000, van der Veen 2009). De vegetaties zijn tussen 1999 en 2008 veranderd door vier veranderingen: plaggen, beekinundatie, verschrallingsbeheer en versterkte lokale kwel. Hierdoor is de differentiatie in vegetatietypen in het gebied toegenomen. Er zijn ontwikkelingen zichtbaar in de richting van regenwaterafhankelijke vegetaties in het bovenloopgebied, grondwater gebufferde vegetaties in de kop en langs de bovenloop en Dotterbloemhooilanden direct langs de beek. Meer benedenstreams zijn in 2008 overstromingsgraslanden met Rietgrasbegroeiingen te vinden mede als gevolg van de hogere voedselrijkdom.

Macrofyten

Uit een multivariate analyse uitgevoerd op de opnames van watervegetaties in 2002, 2005 en 2007 bleek dat er niet veel verschil was in de macrofyten samenstelling tussen de jaren en de verschillende locaties in de Geeserstream (Didderen et al. 2008). Alleen week het 'bron'gebied af van alle andere locaties omdat hier het aantal plantensoorten laag was en waternavel *Hydrocotyle vulgaris* en knolrus *Juncus bulbosus* voorkwamen. Daarnaast was er een gering verschil tussen benedenstroomse monsters van voor en na de herinrichting. Voor de herinrichting kwamen soorten voor als gekroesd fonteinkruid *Potamogeton crispus*, doorgroeid fonteinkruid *P. perfoliatus*, waterzuring *Rumex hydrolapathum*, grote watereppe *Sium latifolium*, gele lis *Iris pseudacorus*, gele plomp *Nuphar lutea*, slanke waterkers *Rorippa microphylla*, kleine egelskop *Sparganium emersum*, pijlkruid *Sagittaria sagittifolia* en liesgras *Glyceria maxima* (allen waterplanten kenmerkend voor een stilstaande en voedselrijke situatie), die na de herinrichting (waarschijnlijk tijdelijk) waren verdwenen. Er was nog geen duidelijk positief effect van de herinrichting zichtbaar en waterplanten kenmerkend voor stromend water waren nog niet teruggekeerd.

In augustus 2015 is een veldbezoek gebracht aan het gebied om een indruk te krijgen van de veranderingen in vegetatie ten opzichte van de laatste kartering in 2008. Ten opzichte van 2008 is in het gehele gebied een sterke vernatting opgetreden waarbij meer open water en moerasvegetaties zijn ontstaan. De moerasvegetaties worden gedomineerd door voedselminnende soorten als Pitrus (*Juncus effusus*), Knikkend tandzaad (*Bidens cernua*) en Lisdodde (*Typha latifolia* en *angustifolia*). Aan de zuidoever van het Grote Meer (locatie c in Figuur) heeft zich onder invloed van ganzenbegrazing een bijzonder vegetatie ontwikkeld die het midden houdt tussen een pioniervegetatie van gebufferde vennen (Naaldwaterbiesassociatie) en van strangen in het rivierengebied (Slijkgroenassociatie). Opvallende soort is Vlooiënkruid (*Pulicaria vulgaris*), een soort uit het rivierengebied waarvan het zaad waarschijnlijk met ganzen is meegekomen. Op de overgang naar de hoger gelegen Boswachterij Gees ontwikkelen zich aan de westkant van het gebied meer schrale vegetatie. Aan de westzijde van het Grote meer (locaties d en e in Figuur 7) beginnen zich in de overgangszone naar de boswachterij onder invloed van zeer lokale kwel en regenwaterlenzen vegetaties van vochtige heide en zure vennen te ontwikkelen. In de Bergstukken (locaties f, g en h) ontwikkelen zich onder de invloed van lokale kwel uit het aangrenzende Geeserveld (zwak) gebufferde vennen en natte schraalgraslanden. In onderstaande wordt per deelgebied een korte beschrijving gegeven van de aanwezige vegetaties in verschillende delen van het gebied.



Figuur B2.7: Ligging locaties die zijn beschreven qua vegetatiesamenstelling.



A Beekmoeras in smalle deel van beekdal.

In geul dichte watervegetatie van Smalle waterpest (*Elodea nuttallii*), Gedoornnd hoorblad (*Ceratophyllum demersum*) en Pijlkruid (*Sagittaria sagittifolia*). In aangrenzende moerasgedeelte hoogopgaande vegetatie van Moerasandoorn (*Stachys palustris*), Liesgras (*Glyceria maxima*), Grote egelskop (*Sparganium erectum*) en Gele waterkers (*Rorippa amphibia*) (cod), met daarnaast soorten als Moerasvergeet-mij-nietje (*Myosotis scorpioides*), Slanke witte waterkers (*Rorippa microphylla*), Holpijp (*Equisetum fluviatile*) en Fioringras (*Agrostis stolonifera*) (ab), in mindere mate ook met Harig wilgeroosje (*Epilobium hirsutum*), Knikend tandzaad (*Bidens cernua*), Gewone waterbies (*Eleocharis*

palustris), Zeegroene muur (*Stellaria palustris*) en Pijlkruid (fr). Op de flanken overgaand in dras grasland met Fioringras (dom), Pitrus (*Juncus effusus*), Knikkend tandzaad (*Bidens cernua*) (ab) Mannagras (*Glyceria fluitans*) en Egelboterbloem (*Ranunculus flammula*) (fr).



B Doorstroommoeras zuidelijk van de Koemarsendijk. Moerasvegetatie in ondiep water gedomineerd door Pitrus en Knikkend tandzaad (*Bidens cernua*) (cod), met veel Grote egelskop, Holpijp en Klein kroos (*Lemna minor*) (ab). Daarnaast met Blaartrekkende boterbloem (*Ranunculus sceleratus*), Kattenstaart (*Lythrum salicaria*), Fioringras (fr) en Waterpostelein (*Lythrum portula*) (r). Op hogere delen overgaand in Pitrusruigte met op open plekken Fioringras.



C Graasplek langs oostoever Grote Meer

Korte pioniervegetatie op door ganzen begraasd gedeelte. Met Waterpostelein, Naaldwaterbies (*Eleocharis acicularis*), Borstelbies (*Isolepis setacea*), Grondster (*Illecebrum verticillatum*), Bleekgele droogbloem (*Gnaphalium luteo-album*), Vlooienkruid (*Pulicaria vulgaris*), Greppelrus (*Juncus bufonius*), Schildvruchtereprijs (*Veronica scutellata*), Kleine duizendknoop (*Persicaria minor*), Fioringras, Kantige basterdwederik (*Epilobium tetragonum*), Liggend vetmuur (*Sagina procumbens*) en Kleine leeuwentand (*Leontodon saxatilis*).

D Geplagde randzone langs zuidoever Grote Meer

Ruige vegetatie met veel Pitrus en op open plekken Zwarte zegge (*Carex nigra*), Waternavel (*Hydrocotyle vulgaris*), Zomprus (*Juncus articulatus*), Moerasrolklaver (*Lotus pedunculatus*), Wolfspoot (*Lycopus europaeus*), Akkermunt (*Mentha arvensis*), Pilvaren (*Pilulifera globulifera*), Moerasvergeetmijnietje, Gewone waterbies en Hennegras (*Calamagrostis canescens*), in meest westelijke deel wat schraler met Waterveenmos (*Sphagnum cuspidatum*), Fraai veenmos (*Sphagnum fallax*), Gewoon haarmos (*Polytrichum commune*) en Knolrus (*Juncus bulbosus*).



E geplagde randzone langs westoever Groote Meer

Vochtige heide met Ronde zonnedauw (*Drosera rotundifolia*), Zomprus, Wolfspoot, Tengere rus (*Juncus tenuis*), Dwergzegge (*Carex oederi ssp. oederi*), Pijpenstrootje (*Molinia caerulea*), Waternavel, Gewoon haarmos, Trekrus (*Juncus squarrosus*) Struikheide (*Calluna vulgaris*), Kruipwilg (*Salix repens*), Moeraswolfsklauw (*Lycopodiella inundata*), Borstelbies en Dopheide (*Erica tetralix*). Langs oever moerasvegetatie met Holpijp, Waternavel, Gewone waterbies, Grote waterweegbree (*Alisma plantago-aquatica*), Knikkend tandzaad, Gewone wederik (*Lysimachia vulgaris*), Zwarte zegge, Akkermunt, Moerasvergeet-mij-nietje en Pilvaren.



F Natte laagte in zuidelijke deel Bergstukken

Vegetatie met veel Vlottende bies (*Eleogiton fluitans*), verder met Holpijp, Waternavel, Waterdrieblad, Sterzegge (*Carex echinata*), Pitrus, Knikkend tandzaad en Drijvende waterweegbree (*Luronium natans*).



G Nat schraalland in oostrand Bergstukken

Oostelijk van de natte laagte (F) ligt op de overgang naar het hogere gelegen bos- en heidegebied een kleine-zeggenvegetatie met Sterzegge, Zwarte zegge, Dwergzegge en Blauwe zegge (*Carex panicea*), verder met Waternavel, Georde wilg (*Salix aurita*), Waterveenmos, Fraai veenmos, Gewoon veenmos (*Sphagnum palustre*), Moerasstruisgras (*Agrostis canina*), Knolrus, Trekrus (*Juncus squarrosus*), Knolrus, Pitrus, Egelboterbloem, Gewoon haarmos, Dopheide, Struikheide, Kale jonker (*Cirsium palustre*), Tormentil (*Potentilla erecta*), Moerasrolklaver en Pijpenstrootje.



H Ven in noordelijk deel Bergstukken

Ven met dichte begroeiing van Holpijp en Duizendknoopfonteinkruid (*Potamogeton polygonifolius*), verder met Grote lisdodde (*Typha latifolia*), Snavelzegge (*Carex rostrata*), Waternavel, Wolfspoot, Egelboterbloem en Pitrus.

K Moeras in Bergstukken zuidelijk van Goringdijk

Moerasgebied met Pitrus, Snavelzegge, Smalle lisdodde (*Typha angustifolia*), Gewone waterbies, Klein kroos, Knikkend tandzaad en Rietgras (*Phalaris arundinacea*), in troebel water met weinig of geen waterplanten. Langs randen met Volttende bies, Moeraswalstro (*Galium palustre*), Moerasvergeet-mij-nietje en Holpijp. Op hoger gelegen geplagd stuk met

Knolrus, Dwergzege, Waternavel, Grauwe wilg (*Salix cinerea*), Akkermunt en Moerasvergeetmij-nietje.



Macrofauna

In 2012 is een analyse verricht op de macrofauna verzameld over de periode 2004-2011 waaruit bleek dat de rheofiele soorten amper een rol in het systeem van de Geeserstream spelen na herinrichting (Verdonschot & Verdonschot 2012). De indicatie voor rheofilie stijgt niet in de loop van de tijd en in de bovenloop nam de waarde zelfs licht af. Dit beeld past bij de waarneming dat na herinrichting grote oppervlakte stagnante delen op de verschillende monsterlocaties in de beek aanwezig zijn en dat het smalle beekloopje dat zich een weg baant door de vegetatie weinig bijdraagt aan het beekarakter. Er heeft ook nog geen sterke kolonisatie van stromingsminnende soorten plaatsgevonden en er is geen sprake van een sterke populatiegroei van de al aanwezige beeksoorten. Een kleine uitzondering vormen de enkele jaren waarin een kleine opleving heeft plaatsgevonden, wat af te leiden is uit het aandeel passieve filtreerders in de macrofaunagemeenschap. Deze pieken zijn het gevolg van abundantiepieken van bijvoorbeeld *Simulium* en Dixidae. De oorzaak hiervan was waarschijnlijk een periode met hogere afvoer.

Opvallend is dat ook het aandeel waterplanten macrofauna - typerend voor kleine plantenrijke stilstaande wateren – achterblijft ondanks de grote hoeveelheid waterplanten in de beek. Waarschijnlijk is het achterblijven van het aandeel waterplanten macrofauna taxa het gevolg van de middelmatige tot vrij hoge indicatie voor slib prefererende soorten, in combinatie met de structureel hoge indicatie voor organische belasting. Deze soortengroep wijst op een ophoping van organisch materiaal en daarmee o.a. het optreden van perioden van zuurstofloosheid, wat negatief uitwerkt op zowel rheofiele soorten als de waterplanten taxa.

Zorgelijk zijn de hoge waarde in de saliniteit-index die op sommige locaties zijn gevonden. De hoge waarden duiden op plotselinge verstoringen binnen de levensgemeenschap. Wisselingen in de ionen-balans worden waarschijnlijk veroorzaakt door verschuivingen in de herkomst van het beekwater (oppervlakkige afspoeling/inlaat t.o.v. kwel). Het aantal kokerjuffer genera kent op de meeste locaties opvallende pieken en dalen. Hier is geen duidelijk patroon in te onderscheiden. Deze variabiliteit kan een drietal oorzaken hebben: 1) wisselingen in milieu-omstandigheden, 2) het toevallig vestigen van soorten die geen duurzame populaties kunnen opbouwen, en of 3) een bemonsteringseffect. Op een locatie is het aantal kokerjuffer genera na herinrichting duidelijk afgenomen; een situatie die zich tot nu toe niet heeft hersteld.

De herinrichting van de Geeserstream heeft tot 2008 nog niet geleid tot het ontstaan van een beekecosysteem met een hoge ecologische kwaliteit, gekarakteriseerd door een hoge

score voor rheofilie, hoog aantal kokerjuffer genera en haften- plus steenvliegen genera en een hoog aandeel passieve filtreerders in de levensgemeenschap. De Geeserstream had op dat moment het karakter van een organisch rijk (belast) stilstaand water.

Vissen

In 2005 is met elektro-handvissen de Geeserstream bevestigd. Er zijn soorten uit verschillende gilden verzameld:

- eurytoop baars, blankvoorn, kolblei, snoek
- 4. De soorten uit deze groep komen algemeen voor en stellen weinig eisen aan hun leefmilieu (generalisten). Enige plantengroei is wel nodig. De snoek heeft wel helder water nodig. Te lage zuurstofgehalten leiden tot sterfte.
- limnofiel vetje, zeelt
- 5. De soorten uit deze groep leven in ondiepe platenrijke wateren. Het vetje houdt wel van enige stroming.

Samenvattend duiden de gevonden soorten niet op een rheofiel systeem.

Vogels

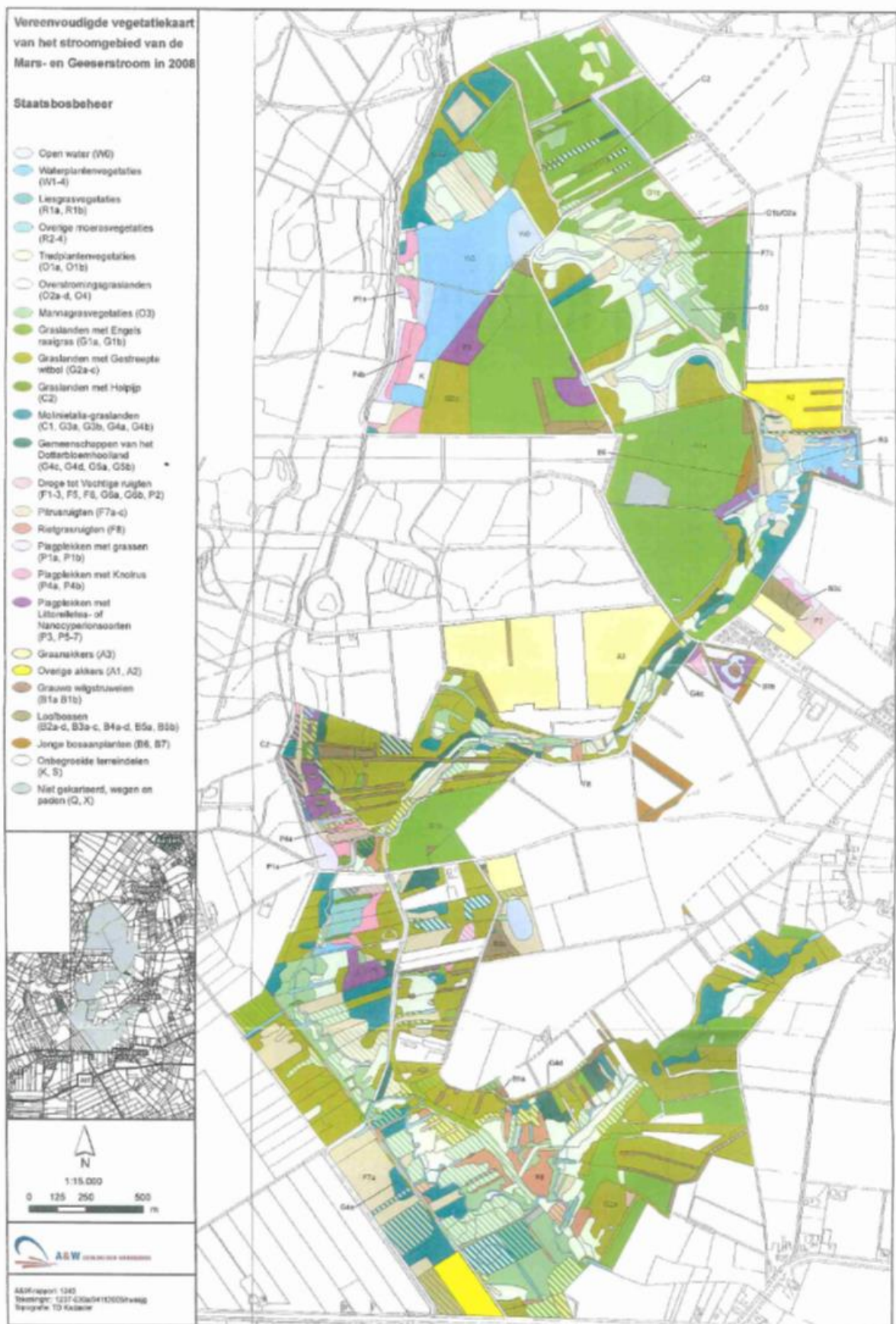
In 2015 is een vogelinventarisatie uitgevoerd en zijn de territoria geteld (zie bijlage 3).

Gebaseerd op het aantal territoria blijkt dat de meeste vogels voorkomen in loofbos, gemengd bos en naaldbos (32%). Moeras- en half open landschap gebonden vogels nemen 8% en 7% in.

Landschappelijke ontwikkelingen

Het streven was gericht op een zo natuurlijk mogelijke afstroming van grond- en oppervlaktewater om de verdroging door de op agrarisch gebruik gerichte waterhuishouding van het dal tegen te gaan. Hierbij waren de kansen op maximaal herstel van die waterhuishouding groot, omdat het gebied een omvangrijk en schoon intrekgebied omvat dat bestaat uit een boswachterij met een min of meer natuurlijk grondwaterregime. Momenteel zijn in het gebied verschillende gevolgen van de destijds geïnitieerde processen zichtbaar:

- De Geeserstream en haar dal hebben zich niet ontwikkeld tot een laaglandbeekbeek maar beginnen steeds meer kenmerken te krijgen van een doorstroom- en beekbegeleidend moeras. Een doorstroommoeras is een mengvorm van moeras en beek en vormt typologisch een overgang tussen stromend en stilstaand water in een dal met een gering verhang en een langzame stroming.
- De slenk in de geplande Mepperhooilanden is een te diepe plas geworden waar verlanding slechts mondjesmaat tot ontwikkeling komt maar waar ook ornithologische waarden zijn ontstaan.
- Het traject tussen de Koemarsdijk en de inlaat Bollema is een droogvallend bovenloopje met regelmatig terugstromend water vanuit de bergingsplas achter de inlaat van gemaal Bollema.
- De inlaat van landbouwwater door gemaal Bollema draagt bij aan de eutrofiëring. Plaatselijk aan de westzijde van de nieuwe loop en noordelijk van de Goringdijk maar ook op enkele andere plaatsen is de invloed van voedselrijker grondwater zichtbaar.
- Inundaties die vooral nutriënten mobiliseren wat leidt tot eutrofiëring.
- De vegetatie wordt grotendeels gekenmerkt door gemeenschappen van voedselrijk vochtige tot natte, geïndeundeerde grasland- en ruigte/moerasvegetaties.
- De macrofauna en vissen duiden op ondiepe, stagnerende wateren, stromingsminnende soorten ontbreken bijna overal.
- In het dal heeft zich (al dan niet tijdelijk) een zeer soortenrijke moerasvogelgemeenschap gevestigd, waarvoor het gebied als broed- en pleisterplaats zeer geschikt is gebleken.



Figuur B2.7: Vereenvoudigde vegetatiekaart van het stroomgebied van de Geeserstream (van der Veen 2009).

Bijlage 3: Casus Holmers/Halkenbroek

Inleiding

De Holmers is gekozen als voorbeeldgebied voor de ontwikkeling van diffuse afvoersystemen. Door oppervlakkige afgraving en stuwning van het water heeft zich hier in een zijdal van het Amerdiep een kwelgevoed moeras ontwikkeld dat veel kenmerken heeft van doorstroommoeras zoals beschreven in hoofdstuk 5. In deze bijlage wordt het gebied beschreven en wordt ingegaan op de ontwikkeling van de waterhuishouding en vegetatie sinds het begin van de herinrichting in 2000. Daarbij is zo veel mogelijk gebruik gemaakt van bestaande gegevens over bodem en hydrologie (DINO-loket) en vegetatie (onder meer vegetatiekarteringen uit 2000 en 2014). Omdat gegevens over oppervlaktewaterpeilen ontbraken zijn door waterschap Hunze en Aa's in 2015 een aantal extra oppervlaktewatermeetpunten ingericht in zowel de Holmers als het noordelijker gelegen Halkenbroek. In voorjaar en zomer 2015 zijn door een aantal bezoeken gebracht aan het gebied om een betere indruk te krijgen van bodem, hydrologie en vegetatie. Daarbij is één transect in meer detail beschreven op qua hoogteligging, bodemopbouw en vegetatie. Door Hendrik Kok is in het kader van zijn masteronderzoek hydrologie een hydrologische modellering uitgevoerd van de Holmers en het Halkenbroek (Kok, 2016). Resultaten uit zijn onderzoek zijn verwerkt in deze bijlage.

Gebiedsbeschrijving

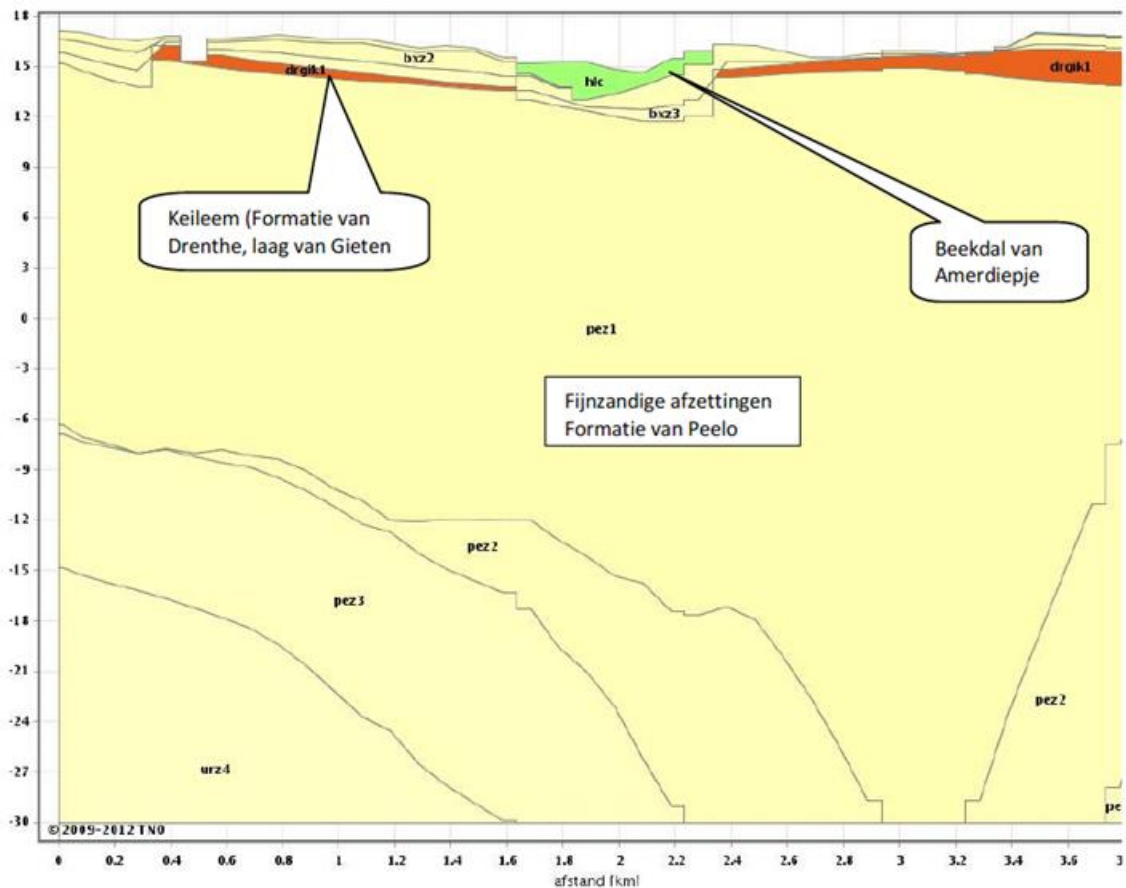
De Holmers ligt in een ondiep glaciaal erosiedal dat aan de westzijde wordt begrensd door de boswachterij Hooghalen en aan de oostzijde door de boswachterij Grolloo (Figuur). De Holmers ligt in het zuidelijke deel van het dal, in het noordelijke deel ligt het Halkenbroek. Tot 2000 werd het gebied ontwaterd door een bovenloopje van het Amerdiep. Ten oosten van het Halkenbroek ligt in de boswachterij Grolloo een slenk met daarin een aantal vennen (Halkenveen, Grolloërveen). De boswachterij vormt de waterscheiding tussen het Drentse Aa gebied en het zuidelijker gelegen gebied dat afwatert op de Beiler Stroom en het Oude Diep. De relatief hoge ligging wordt veroorzaakt door de aanwezigheid van een langgerekte zoutwig die doorloopt tot Schoonlo, en die in het verleden de bovenliggende bodemlagen heeft omhooggedrukt (Bregman et al. 2015).

In de boswachterijen bestaat de bodem uit dekzand boven keileem die is gevormd in de voorlaatste ijstijd, het Saalien (Figuur B3.2). De verspreiding en dikte van de keileemlaag is aangegeven in Figuur B3.3. In het dal van de Holmers/Halkenbroek ontbreekt de keileem en bestaat de bodem uit fluvioperiglaciale zanden die zijn afgezet in een erosiedal dat is gevormd in de laatste ijstijd, het Weichselien. Het erosiedal ligt opvallend hoog in het landschap ligt en lijkt zelfs door te lopen tot aan de zuidzijde van de waterscheiding. Daarbij moet echter rekening worden gehouden met het feit dat het landschap sinds de vorming van het erosiedal ingrijpend is veranderd. Volgens Bregman et al. (2015) stijgt de zoutwig in de ondergrond met 2,5 cm per eeuw. Gezien de vorming van het erosiedal in het vroeg-Weichselien (Stiboka, 1978; tussen 73.000 en 116.000 jaar geleden) moet het maaiveld sinds het begin van de vorming van het erosiedal ook met enkele meters gestegen zijn.

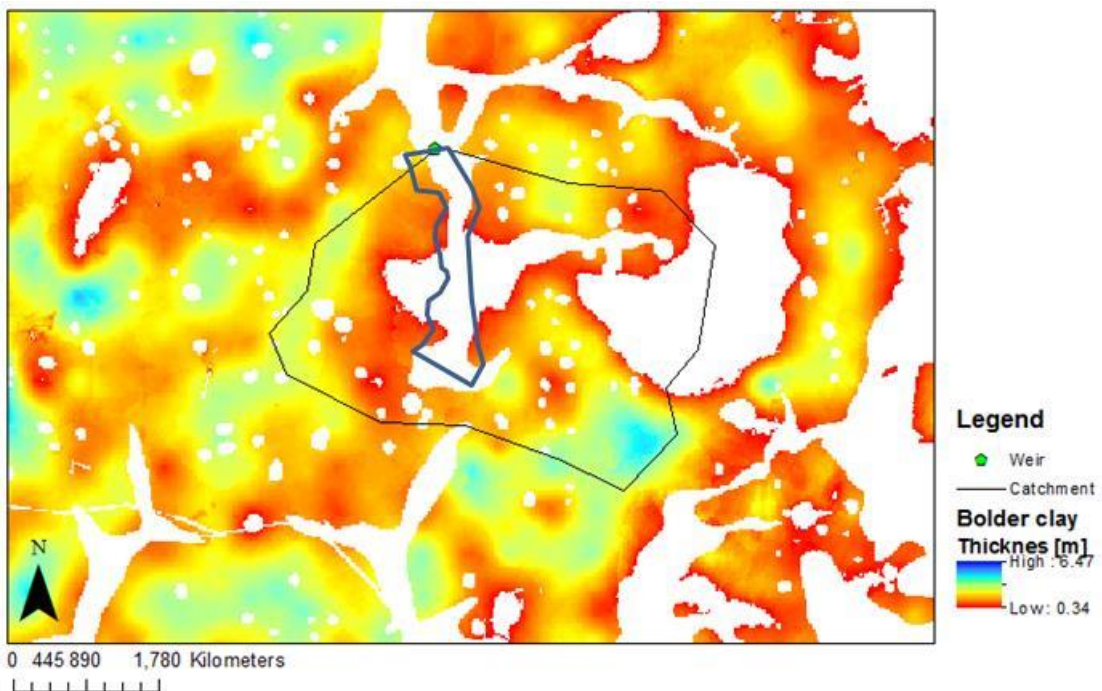


Figuur B3.1 Ligging gebied op basis topografische kaart 1995. Holmers en Halckenbroek zijn daarop nog aangegeven als landbouwgebied.

In het glaciële erosiedal heeft zich na de laatste ijstijd veen ontwikkeld dat rijk was aan ijzer (eenheid fAvz op 1:50.000 bodemkaart). In de Holmers is deze veenlaag grotendeels afgegraven, maar in het noordelijk gelegen Halckenbroek komt deze ijzerrijke veenlaag nog voor. Op de voormalige overgang van zand naar veen komt een ca. 1 dm dikke lemige laag voor waarvan de herkomst niet geheel duidelijk is. In de toelichting op de bodemkaart 1:50.000 (Stiboka 1978) wordt aangegeven dat waarschijnlijk gaat om door de wind afgezet fijn materiaal dat is verstoven in het droge midden-Weichselien. Het gaat dan om een eolische afzetting vergelijkbaar met de Brabantse Leem in Zuid-Nederland. Maar ook afzetting van verspoeld keileem wordt genoemd als mogelijk ontstaanwijze. Door Jongman (2000) wordt de leem aangeduid als beekleem, wat echter een minder gelukkige benaming is omdat er geen aanwijzingen zijn dat hier ooit een meanderende beek heeft gelegen. Bovendien zouden echte beekleemafzettingen óp en niet onder het veen moeten zijn afgezet. De ondergrond bestaat in het gehele gebied uit fijnzandige afzettingen uit de formatie van Peelo. Deze laag is onder het Holmers-Halckenbroek extra dik doordat het zand is afgezet in een tunneldal uit het Elsterien (Baaijens et al. 2012, Bregman et al. 2015).



Figuur B3.2 Geologisch dwarsprofiel door De Holmers op basis van Regis II. Ondergrond bestaat uit fluvioglaciale zanden van deformatie van Peelo (geel, pe1), daarboven ligt keileem (oranje, drgk1) en daarboven dekzand van de formatie van Bostel. In het beekdal ontbreekt de keileem en komen/kwamen aan de oppervlakte beekafzettingen voor uit het laagpakket van Singraven voor (groen, hlc). Uit: Terwischa 2013.



Figuur B3.3 Dikte van keileemlaag in omgeving Holmers-Halkenbroek. Dikke lijn: omgrenzing Holmers-Halkenbroek. Uit: Kok, 2016.

Inrichting en waterbeheer

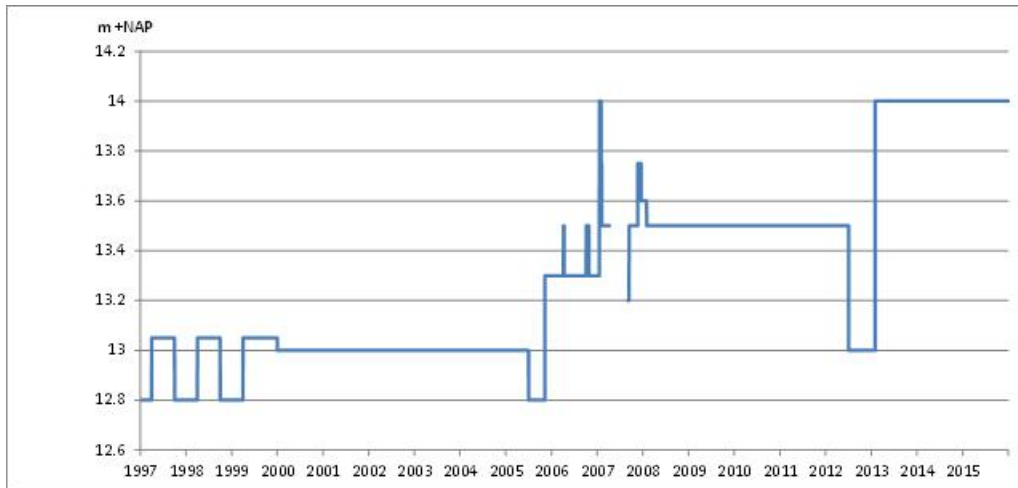
Tot eind vorige eeuw waren de Holmers en het Halkenbroek in gebruik als weilandgebied. In het kader van het Strategisch Plan 'Hart van Drenthe' is de Holmers in 2000 heringericht, waarbij de bovengrond ca. 30 cm is afgegraven tot de onderliggende minerale grond. Het Amerdiepje is verondiept en deels verlegd, en de op het Amerdiepje afwaterende sloten zijn merendeels gedempt of afgedamd, m.u.v. van een sloot die een met buizen gedraineerde landbouwenclave ontwaterd die aan de oostflank van het dal ligt (Figuur B3.6). In het omringende bosgebied liggen nog een aantal greppels en sloten die niet meer verbonden zijn met de Holmers of het Halkenbroek (zie voor overzicht figuur 9 in Kok 2016; niet aangegeven in Figuur B3.6). In het Halker Diekje, dat De Holmers aan de noordzijde begrenst, bevindt zich een duiker. Hierdoor kan het water uit de Holmers afstromen naar het noordelijker gelegen Halkerbroek.

Het Halkenbroek is de winter 2012-2013 heringericht. Daarbij is vanwege geldgebrek de bovengrond niet afgegraven en heeft de herinrichting zich beperkt tot het dempen van de sloten en het verondiepen van het Amerdiepje. Het Halkenbroek wordt door een kade gescheiden van het beekdal van het Grolloër Diep/Amerdiep.

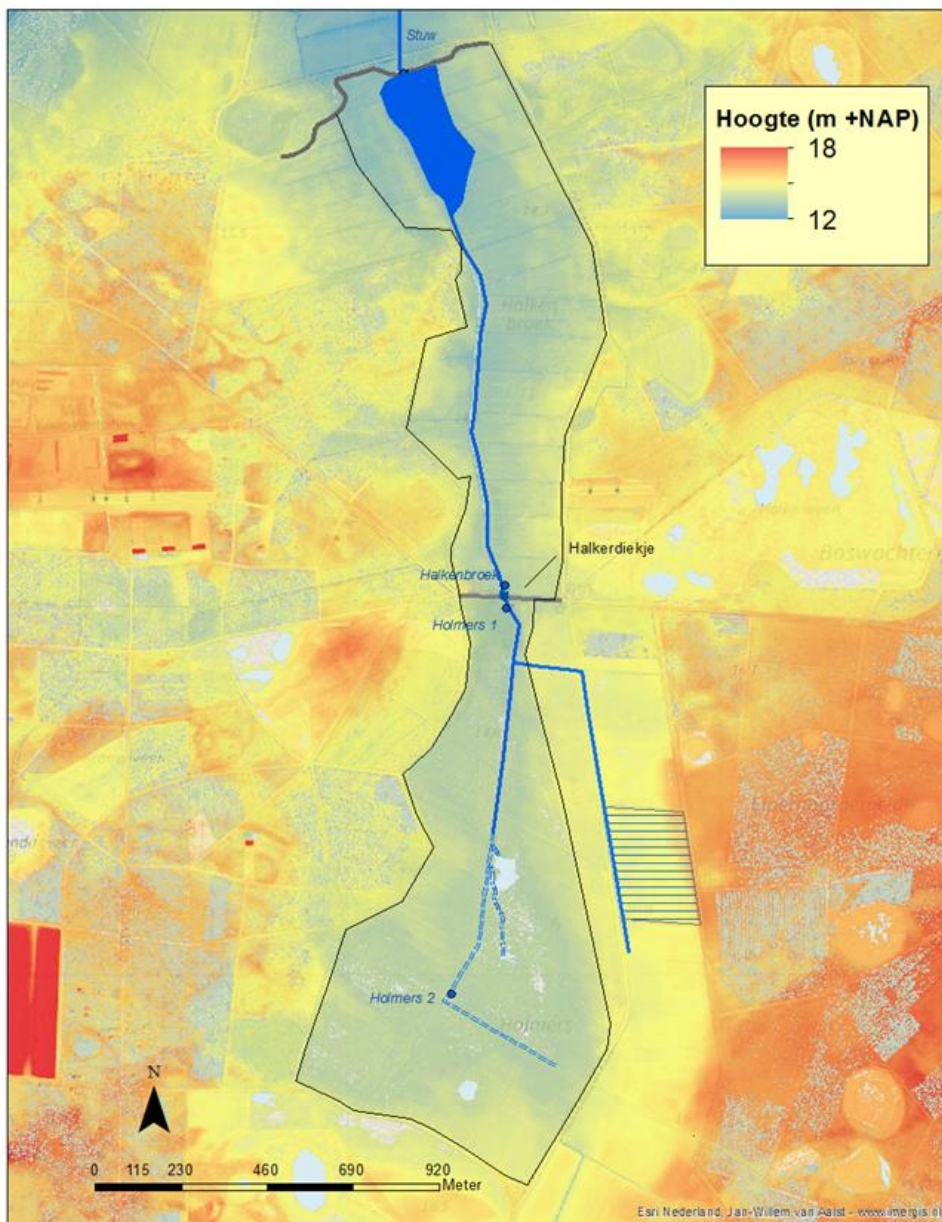


Figuur B3.4 Stuw aan noordzijde Halkenbroek

Op de overgang van de Halkenbroek naar het beekdal van het Amerdiep ligt een stuw (Figuur B3.4). Deze was tot begin 2000 ingesteld op een winterpeil van 13,05 m + NAP en een zomerpeil van 12,8 m + NAP. Na herinrichting in 2000 werd aanvankelijk overgegaan op een vast peil van 13,0 m + NAP (Figuur B3.5). Daarna werd het stuwpeil in twee fasen verhoogd naar 13,5 m + NAP (ca. 2006-2102) en 14 m + NAP (vanaf 1 februari 2013). In 2006 en 2007 varieerden de stuwpeilen sterk, en in de tweede helft van 2012 was er een periode met sterk verlaagde peilen. Na aanleg van een nieuwe stuw in 2012/2013 is in het aangrenzende deel van het Halkenbroek een waterplas ontstaan.



Figuur B3.5 Stuwpeilen bij stuw 910 aan noordzijde Halckenbroek.



Figuur B3.6 Waterbeheer Holmers en Halckenbroek. Aangegeven is de ligging van de (verondiepte en deels dichtgegroeide) waterloop en de oppervlaktewatermeetpunten. Ook aangegeven is de ligging van een gedraineerde landbouwenclave met afwateringssloot.

Tabel B3.1 Overzicht meetpunten waterstand

Meetpunt	X	Y	hoogte waterbodem (m + NAP)
Holmers 1	238419	547999	13.58
Holmers 2	238272	546943	13.98
Halkenbroek	238418	548019	13.47
Stuw	238168	549429	12.31

Hydrologie

Waterstanden en afvoeren

Waterstanden en afvoeren zijn vanaf begin 2000 gemeten meten bij de stuw aan de noordzijde van het Halkenbroek (Tabel B3.1). Daarnaast zijn te behoeve van dit onderzoek door het Waterschap Hunze en Aa's een paar oppervlaktewatermeetpunten geplaatst aan respectievelijk de noord- en zuidzijde van het Halkendiekje ('Holmers 1' en 'Halkenbroek', gemeten vanaf april 2015) en het zuidelijk deel van de Holmers ('Holmers 2', gemeten vanaf september 2015). Voor de ligging van de meetpunten wordt verwezen naar Figuur B3.6. Waterstanden zijn gemeten met een diver geplaatst in een volledig geperforeerde buis die is geplaatst in de waterloop (het restant van het voormalige Amerdiepje) die door het gebied loopt.

Grondwatermetingen

In het gebied staat een groot aantal peilbuizen die tot juni 2102 zijn bemonsterd. Door Terwischa is in 2013 een evaluatie uitgevoerd van het meetnet, en is een voorstel voor wijziging van het meetnet gedaan waarbij een deel van de bestaande peilbuizen vervalt en een beperkt aantal nieuwe meetpunten worden bijgeplaatst (Figuur B3.3).

Een deel van de meetpunten is door de provincie overgenomen en worden nu automatisch bemeten met divers. Het gaat om meetpunten in resp. het centrum en aan de oostrand van Halkenbroek en De Holmers (blauwe driehoeken in Figuur B3.3).

Tabel B3.2 Scenario's uit modelstudie Kok (2016)

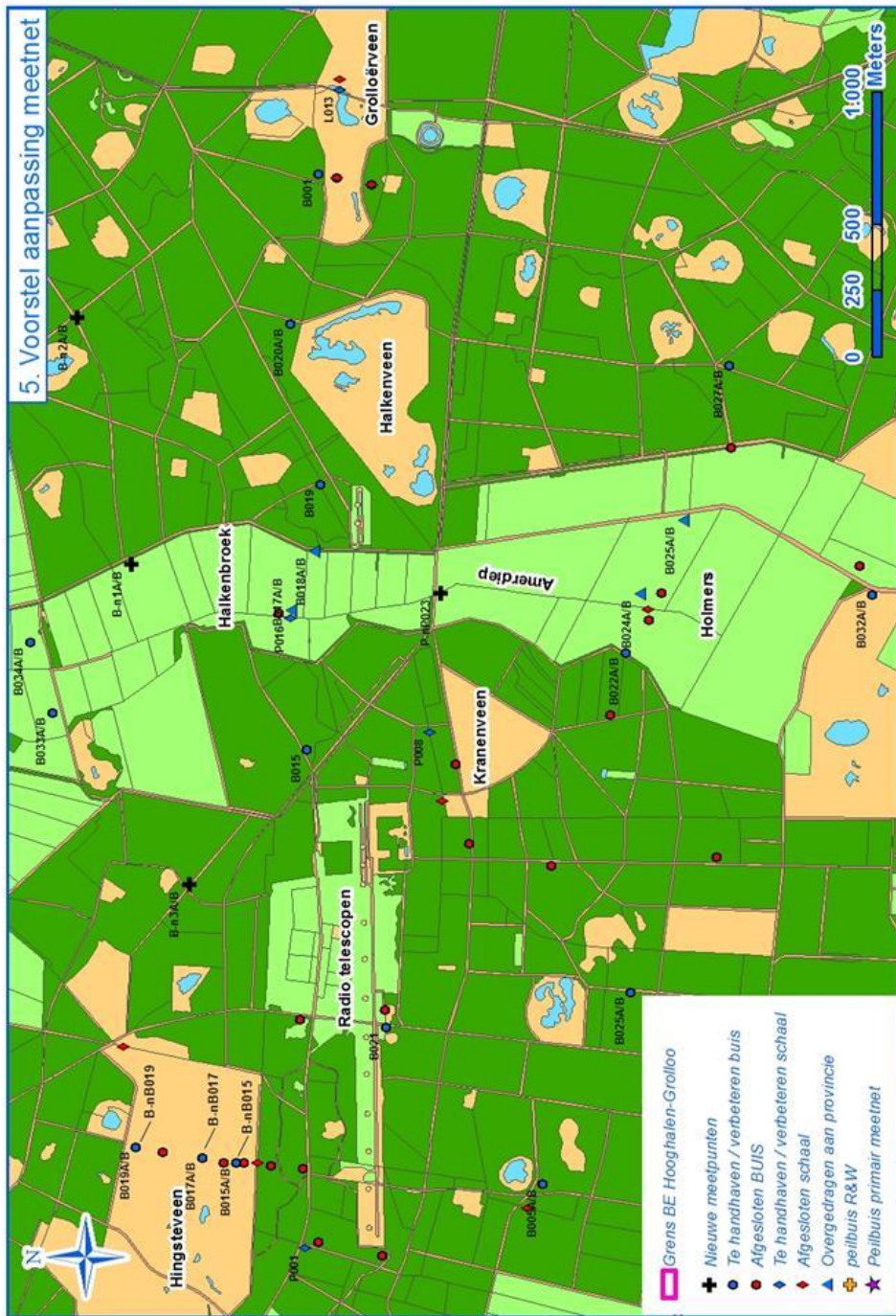
Scenario	Waterloop	Maaiveld	Stuwpeil [m + NAP]
A	oorspronkelijk	oorspronkelijk	13
B	oorspronkelijk	na afgraving	13
C	verwijderd**	na afgraving	13
D	oorspronkelijk	na afgraving	14
E	verwijderd**	na afgraving	14
F	oorspronkelijk	oorspronkelijk	12.1*
G	oorspronkelijk	na afgraving	12.1*
H	verwijderd**	na afgraving	12.1*

*) = verwijderen stuw

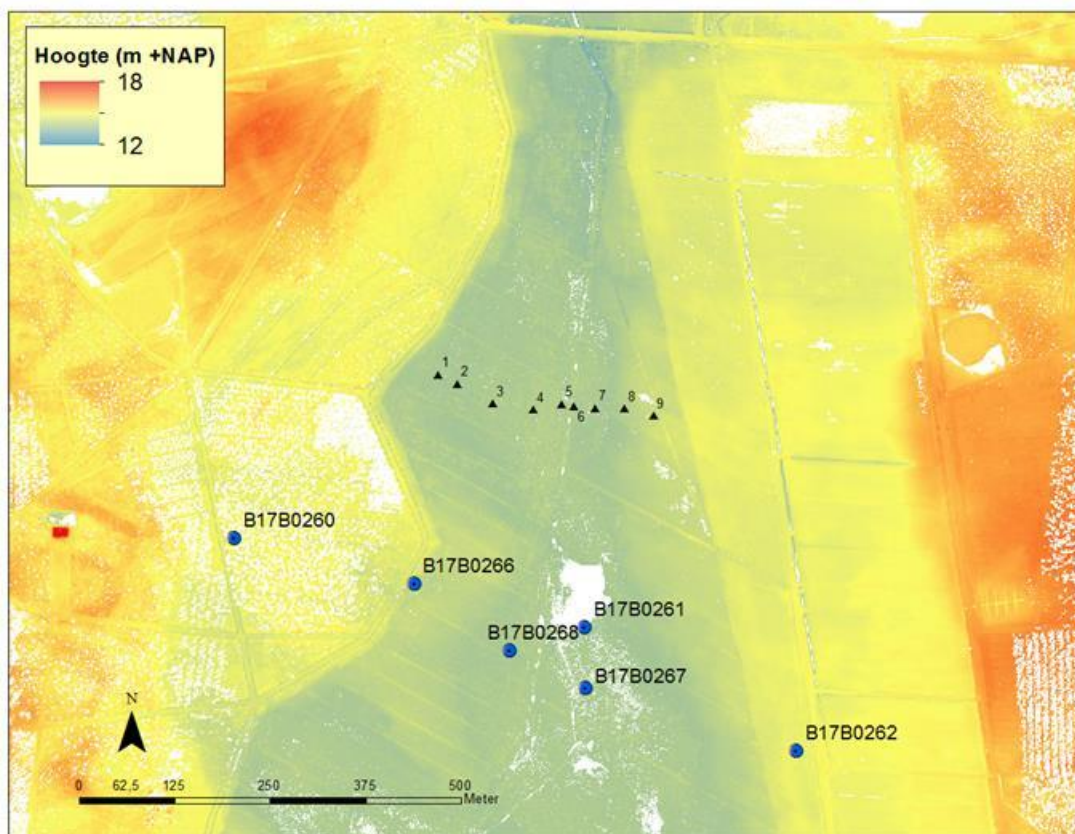
Grondwaterstandmodellering

In het kader van een masterstage bij Deltares is door Hendrik Kok een modellering uitgevoerd voor het studiegebied, gebruik makend van een lokaal verfijnde versie van het model MIPWA2.2 (Kok 2016), waarin de oppervlaktewaterhuishouding is aangepast aan de situatie na inrichting. In winter 2015-2016 zijn een groot aantal waterlopen in het studiegebied afgelopen om te bepalen in hoeverre ze nog functioneren en de diepte in te meten. De modelstudie was er vooral op gericht om te achterhalen wat de bijdrage van de afzonderlijke maatregelen is geweest op de waargenomen veranderingen in grondwaterstand en waterafvoer. Onderzocht is een aantal scenario's die verschillen in stuwpeil (12.1, 13 en

14 m +NAP) maaveld (wel of niet afgegraven) en waterloop (wel of niet verondiept). Tabel B3.2 geeft een overzicht van de onderzochte scenario's. Scenario A beschrijft de situatie tussen 2000 en 2006, scenario E de situatie na 2013.



Figuur B3.7. Voorstel aanpassing meetnet uit Terwischa 2103



Figuur B3.8. Overzicht grondwatermeetpunten en transect met punten bemonsterd op hoogte, bodem en vegetatiesamenstelling in het noordelijk deel De Holmers. Voor gegevens grondwatermeetpunten zie Tabel B3.3 .

Tabel B3.3 Gegevens grondwatermeetpunten in De Holmers. Vet: meetpunten overgenomen door provincie.

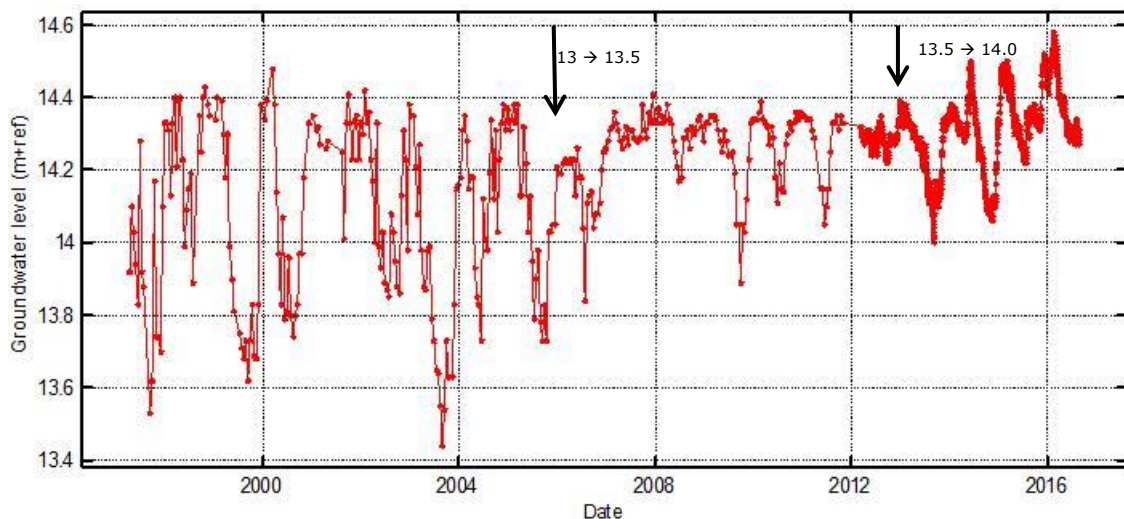
Dino1	Dino2	SBB	x_cor	y_cor	metingen in DINO
B17B0260	17BP7083	B021	237964	547347	gegevens 2000 t/m feb 2012
B17B0261	17BP7084	B024	238424	547230	gegevens vanaf 1997
B17B0262	17BP7085	B025	238702	547068	gegevens vanaf 1997
B17B0263	17BP7086	B026	238973	546888	gegevens 1997 t/m jan 2014
B17B0266	17BP7091	B022	238200	547288	gegevens 1997 t/m mei 2014
B17B0267	17BP7092	B028	238425	547150	gegevens 2000 t/m feb 2012
B17B0268	17BP7093	B029	238325	547200	gegevens 2000 t/m feb 2012

Bodem- en grondwaterkwaliteit

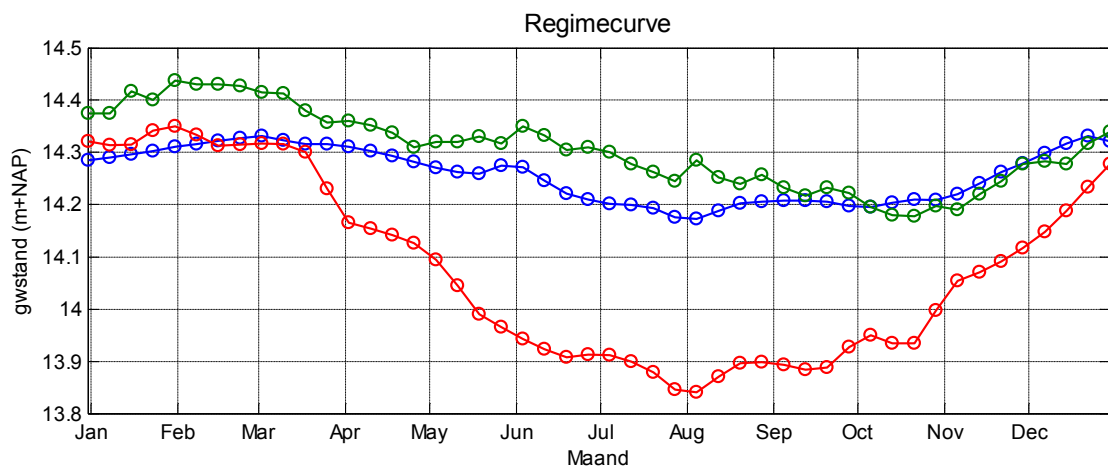
Er zijn geen systematische verzamelde gegevens over bodem- en grondwaterkwaliteit. Tijdens een verkennend onderzoek in het vroege voorjaar van 2015 werden in het noordelijk deel van de Holmers pH vrijwel overal pH waarden van rond de 6 gemeten in de onderwaterbodem (metingen op basis pH indicatorstrips Merck). Bij het OBN-experiment met introductie trilveensoorten (Emsens et al. 2016) werd in het zuidoostelijk deel van de Holmers een bodem-pH van rond de 7 gemeten. In hetzelfde gebied werden eerder in het OBN onderzoek naar effecten van plaggen (Emsens et al. 2015, 2016) een pH waarde in het bodemvocht gemeten van rond de 6,5. Het Ca- en HCO₃-gehalte van het bodemvocht was met respectievelijk gemiddeld 60 en 180 mg/l redelijk hoog.

Veranderingen in grondwaterstand

Voor een analyse van de grondwaterstandsveranderingen is vooral het transect met meetpunten door De Holmers van belang (meetpunten B17B0260 t/m 268, zie Figuur B3.8). Deze reeksen zijn geanalyseerd met behulp van het tijdreeksmodel Menyanthes (Von Asmuth, 2012). Daarbij zijn aparte modellen opgesteld voor de periode 1997-2005 en de periode 2006-2012 om rekening te houden met de veranderingen in stuwpeil tussen december 2005 (opzetten stuwpeil naar 13.5 m, zie Figuur B3.5). Bij de meetpunten B17B0261 en B17B0262, die na 2012 zijn doorgemeten als onderdeel van het provinciale verdrogingsmeetnet, is ook de periode 2013-2016 apart gemodelleerd om rekening te houden met de verandering in het stuwpeil in januari 2013 (opzetten stuwpeil naar 14.0 m). Zoals te zien in Figuur B3.9 heeft de verhoging van het stuwpeil in het Halckenbroek eind 2005 grote invloed op de grondwaterdynamiek in het centrum van de Holmers, waarbij in de periode ná 2005 de grondwaterstanden veel minder vaak en minder diep wegzakken dan in de periode daarvoor. Na de verdere verhoging van het stuwpeil in 2013 zien we een toename van de hoogste (grond)waterstanden. Uit tijdreeksanalyse blijkt deze echter vrijwel geheel te kunnen worden verklaard uit verschillen tussen bedde perioden in neerslag en verdamping. Door de stuwning zijn de fluctuaties in grondwaterstanden sterk afgenomen. De gemiddeld laagste grondwaterstand is gestegen van 13.68 naar 14.14 m + NAP, en het verschil tussen GHG en GLG is afgenomen van 69 naar 27 cm.



Figuur B3.9 Tijdstijghoogtereeks ondiepe filter B17B0261 voor de periode 1997-2016. Met pijlen zijn de momenten aangegeven waarop de stuwpeilen in het Halckenbroek zijn verhoogd.



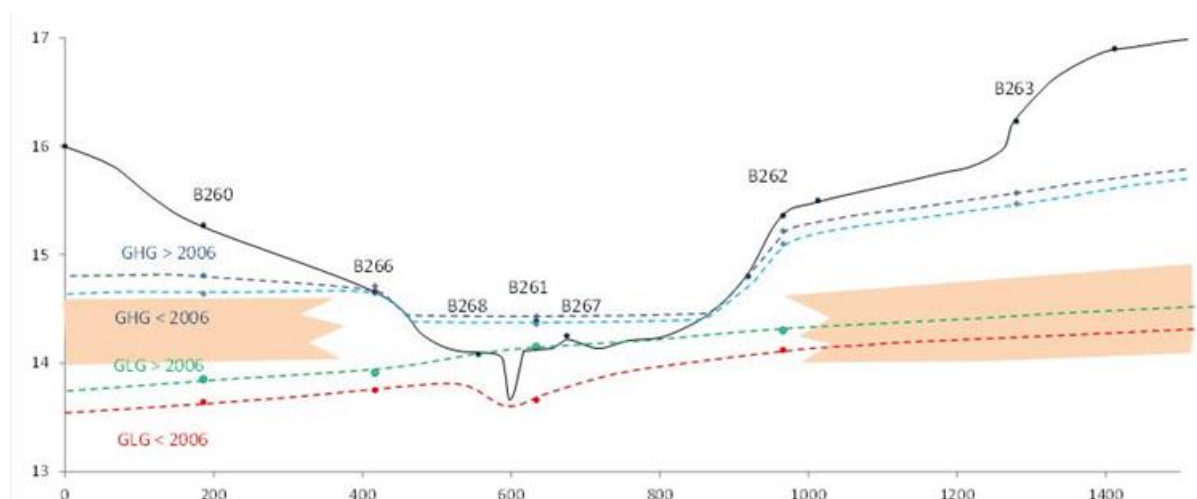
Figuur B3.10 (Grond)waterregime in het centrale deel van de Holmers (peilbuis B17B0261-1/17BP7084-1) voor en na opzetten peil aan de noordzijde van het Halckenbroek. Rood: gemiddelde regimecurve periode 1997-2005. Blauw: gemiddelde regimecurve periode 2006-2014. Groen: gemiddelde regimecurve periode 2013-2016.



Figuur B3.11 Freatische grondwaterstand (groen) en stijghoogte op ca. 5 m diepte (rood) bij meetpunt B17B0261.

Figuur B3.11 laat zien dat de stijghoogte in peilbuis B17B0261 grote delen van het jaar hoger ligt dan de freatische grondwaterstand, en dat er dus sprake is van een positieve kweldruk. In het nabijgelegen meetpunt 17BP70268 is het stijghoogteverschil nog groter, en bedraagt het merendeel van de tijd een decimeter of meer. De oorzaak van het verschil tussen deze twee buizen is niet helder.

In Figuur B3.12 wordt een beeld gegeven van het grondwaterstandsverloop in de Holmers op basis van de peilbuisgegevens t/m 2012 (Tabel B3.4). De gegevens van de peilbuizen 267 en 268 zijn weggelaten omdat er niet-verklaarbare sprongen in de reeks zitten en er van de deelperioden geen goed tijdreeksmodel is te maken.



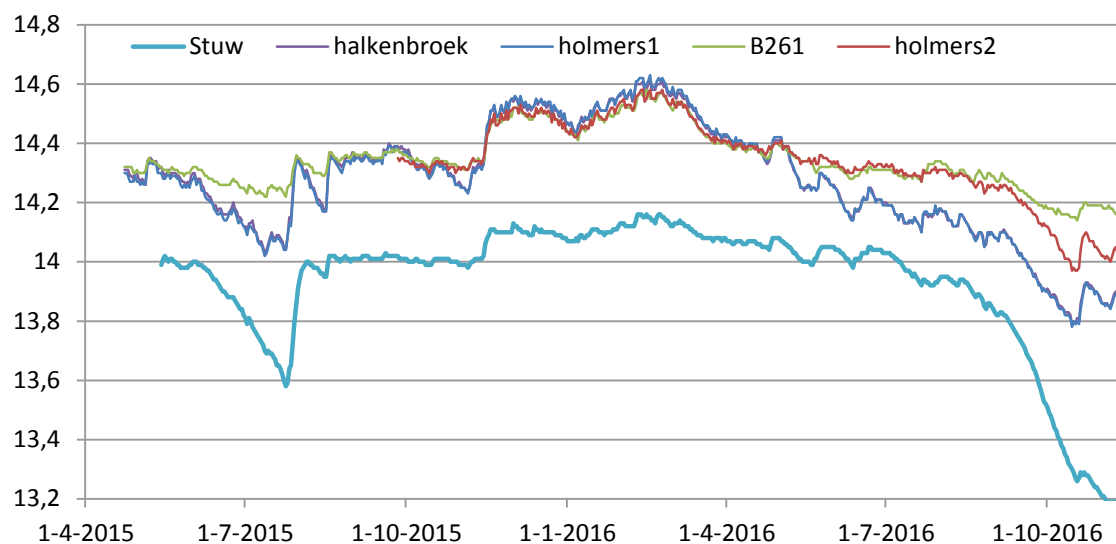
Figuur B3.12 Grondwaterstandsverloop in dwarstransect Holmers op basis peilbuisgegevens. GHG en GLG aangegeven in situatie voor en na begin 2006. In roze is bij benadering ligging keileem aangegeven.

Tabel B3.4 Gemiddelde grondwaterstanden (GHG en GLG in m +NAP) vóór en na 2006 (periode 2006-2013) middels tijdreeksanalyse gecorrigeerd voor meteorologische verschillen tussen perioden.

Buis	mv	GHG			GLG		
		voor	na	verschil	voor	na	verschil
B260	15,27	14,64	14,81	0,17	13,64	13,85	0,21
B266	14,65	14,67	14,71	0,04	13,75	13,91	0,16
B261	14,39*	14,36	14,43	0,07	13,66	14,15	0,49
B262	15,36	15,10	15,22	0,12	14,12	14,30	0,18
B263	16,23	15,47	15,57	0,10	14,21	14,41	0,20

*) maaiveld vóór afgraving

Op basis van peilbuisgegevens heeft het opzetten van de peilen in 2006 vooral effect gehad op de GLG, die in het omringend gebied met bijna 2 decimeter is gestegen. In het beekdal zelf is de gemiddeld laagste (grond)waterstand rondom de voormalige ontwateringsgeul zelfs met bijna een halve meter gestegen. De GHG is minder gestegen, gemiddeld is het verschil ca. 1 decimeter. Er zit een duidelijk verhang in de grondwaterstanden van oost naar west. Die hangt samen met het regionale verhang in zowel diepe als ondiepe grondwaterstanden die ter plaatse van de Holmers van ZO naar NW is gericht (Terwischa 2013). In de figuur is ook de ligging van de keileem indicatief aangegeven op basis boorbeschrijvingen. Indicatief, omdat de dikte van de keileemlaag op korte afstand sterk kan verschillen.

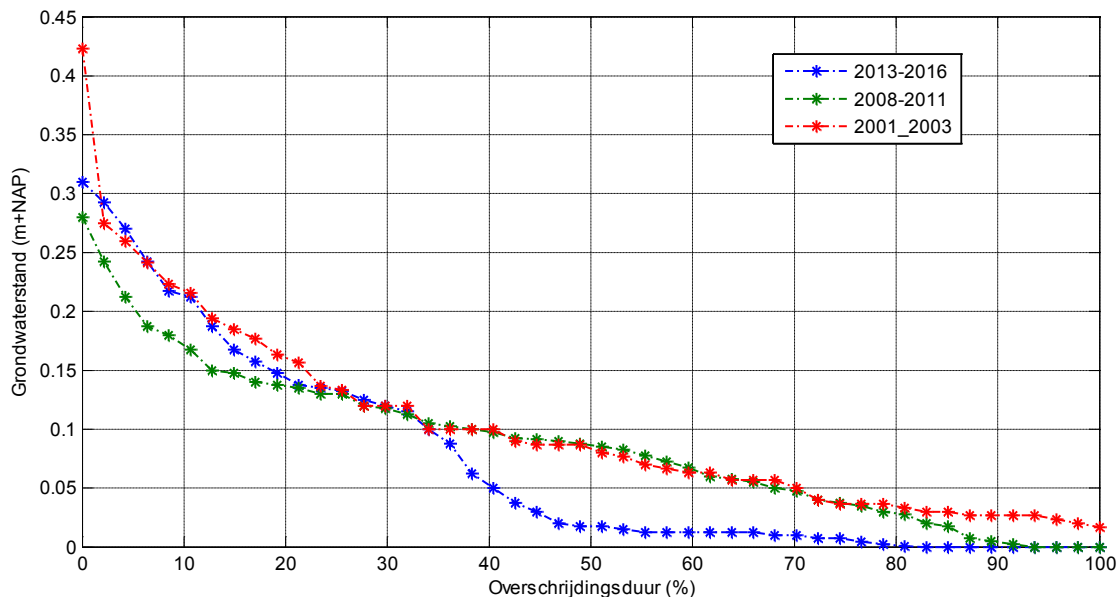


Figuur B3.13 Overzicht gemeten waterstanden tussen eind april 2015 en half november 2016. Ter vergelijking zijn ook de freatische grondwaterstanden in buis B17B0261 (halverwege de Holmers) weergegeven.

Waterstandsdynamiek

Waterstanden zijn in het gebied pas vanaf 2015 gemeten en het is dus niet mogelijk om veranderingen in waterstanden ten opzichte van de periode vóór 2006 aan te geven. In Figuur B3.13 zijn de waterstanden weergegeven zoals gemeten tussen half april 2015 en eind november 2016. Ter vergelijking zijn ook de freatische grondwaterstanden aangegeven zoals gemeten in meetpunt B0261. Zoals te zien in de figuur komen de hier gemeten grondwaterstanden in elke geval bij waterstanden van meer dan 14.30 meter in de Holmers goed overeen met de waterstanden in het zuidelijke meetpunt in de Holmers 2. In natte perioden met veel neerslag, zoals in winter 2015/2016, zijn er bijna geen verschillen in waterstand tussen de meetpunten. De waterstanden gemeten in Holmers1 en Halkenbroek liggen dan systematisch een paar cm hoger dan de (grond)waterstandsmetingen in Holmers 2 en B17B0261. De meest waarschijnlijke oorzaak is een afwijking bij de inmeting. In de droge nazomer en herfst van 2016 zien we dat de waterstanden in de meetpunten rond het Halkerdiekje (Halkenbroek en Holmers 1) veel verder wegzakken dan in het meetpunt in het

zuidelijke deel van de Holmers (Holmers 1). Dit zal ongetwijfeld samenhangen met de grotere afstromingsweerstand bij lagere waterstanden: bij waterstanden tussen 14,0 en 14,2 m + NAP vallen grote delen van het moerasgedeelte droog en vindt oppervlakkige afvoer vooral nog plaats door de half dichtgegroeide en lokaal ondiepe geul die het restant vormt van het voormalige Amerdiepje.

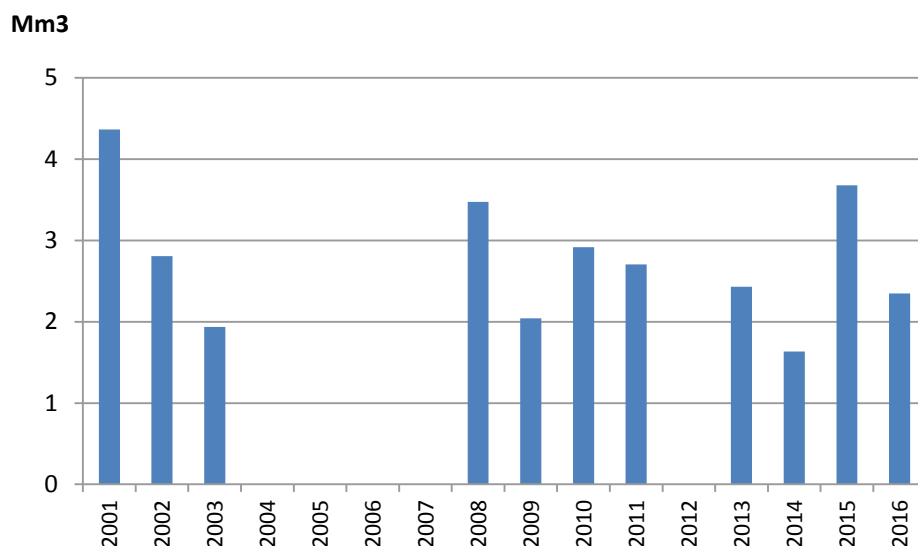


Figuur B3.14 Veranderingen in afvoerregime gedurende perioden met verschillend peilregime. Voor elke periode wordt aangegeven gedurende welk deel van de tijd een bepaalde afvoer wordt overschreden. Stuwpeilen: 2013-2014: 13.00 m +NAP, 2008-2001: 13,5 m +NAP, 2013-2016: 14.0 m +NAP.

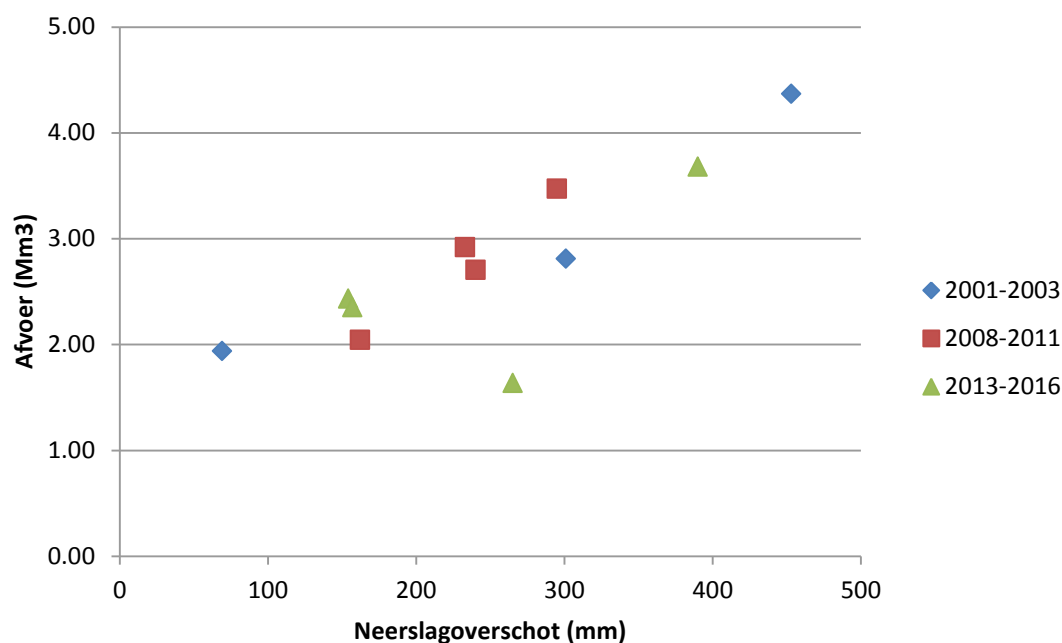
Veranderingen in afvoer

In Figuur B3.14 wordt een beeld gegeven van de veranderingen in de waterafvoerregime als gevolg van het opzetten van het stuwpeil bij de stuw aan de noordzijde van het Halkenbroek. Te zien is dat het opzetten van het stuwpeil vooral leidt tot een toename van de perioden zonder afvoer. Bij opzet tot 13.50 m+ NAP (periode 2001-2003) is het effect bescheiden, gedurende iets minder dan 10% van de tijd is er geen afvoer. Na opzet tot 14.00 m +NAP neemt de lengte van de afvoerloze periode toe tot gemiddeld 50% van de tijd. De gemiddelde afvoer neemt af van 3,0 Mm³ per jaar in de periode 2001-2003 naar 2,8 Mm³ in de periode 2009-20011 en 2,0 Mm³ in de periode 2013-2014. Omdat de verschillen tussen de jaren groot zijn (Figuur B3.15) is moeilijk aan te geven welke deel van deze afname een gevolg is van het opzetten van het stuwpeil.

Het effect van de peilopzet op de piekafvoeren lijkt niet erg groot. De hoogste afvoeren liggen in de periode 2013-2016 in dezelfde orde van grootte als die in 2001-2003. De relatie tussen afvoer en neerslagoverschot verschilt niet sterk tussen de perioden (Figuur B3.16). Uitzondering vormt de onverklaarbaar lage afvoer in 2014, toen ondanks een bovengemiddelde neerslagoverschot (265 mm) de gemeten afvoer extreem laag was (1,64 Mm³).



Figuur B3.15 Afvoeren per jaar bij stuw Halckenbroek.



Figuur B3.16 Jaarafvoeren gemeten bij de stuw Halckenbroek uitgezet tegen neerslagoverschot op basis meteo-station Hoogeveen (bron:KNMI)

Vegetatie-ontwikkeling

De vegetatie is in 2000 gekarteerd door bureau Everts & De Vries (Jongman, 2000). Het dal van het Amerdiepje bestond toen nog grotendeels uit voedselrijke graslanden. Meer recent is de vegetatie van de Holmers gekarteerd door bureau Waardenburg (Inberg et al. 2014).

In het laagste deel van de slenk heeft zich tussen 2000 en 2015 een gradiënt aan moerasvegetaties ontwikkeld (Figuur B3.17), met in het laagste deel open water en hoge moerasvegetaties van Riet en Grote en Kleine Lisdodde. In de hogere delen komen wilgenstruwelen en elzenbroekbossen voor. Op de tussengelegen plekken komen lage moerasvegetaties voor met Pitrus, Waterbies en zeggen, met Snavelzegge als meest voorkomende zeggensoort. Door Inberg et al. (2014) zijn deze tot de kleine

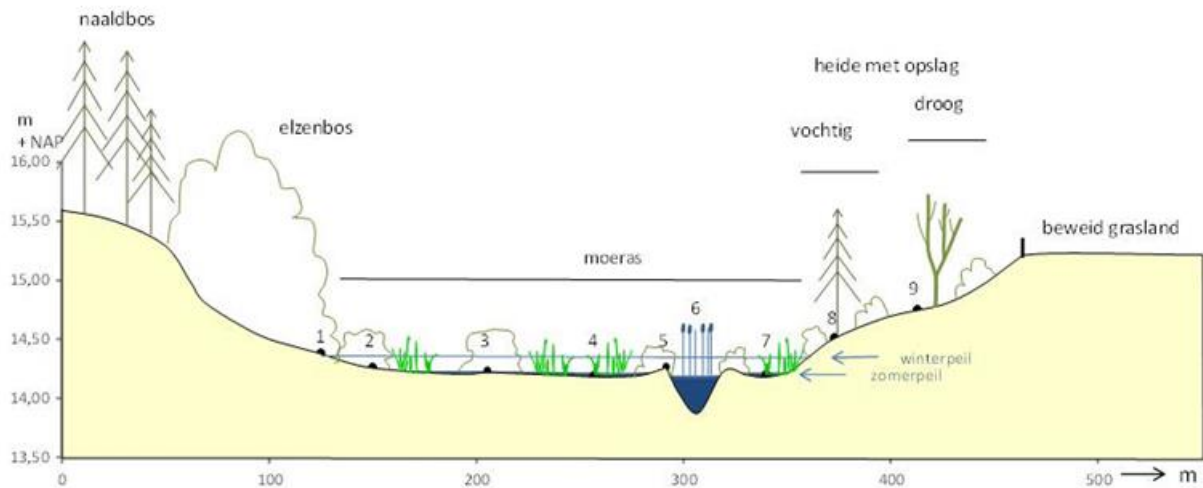
zeggenmoerassen gerekend. De aanwezigheid van Loos en/of Groot blaasjeskruid² op deze plekken wijst op permanent natte omstandigheden.



Figuur B3.17 De Holmers, uitzicht naar het zuidwesten vanuit de uitzichttoren aan het Halker Diekje. Op de achtergrond de niet begraasde slenk met een gradiënt van open water, via moerasvegetaties, naar bos en struweel.

In juli 2015 is een oost-west transect door het noordelijk deel van de Holmers in meer detail beschreven op basis van veldmetingen (Figuur B3.18). Een aantal meetpunten binnen het transect is beschreven in termen van hoogteligging, bodemopbouw en vegetatie (Tabel B3.5). De hoogteligging in de punten is bepaald met een RTK-GPS met een nauwkeurigheid van ca. 1 cm. Voor de hoger gelegen delen is uitgegaan van minder nauwkeurige hoogtecijfers uit AHN-2. Vanwege de soms dichte vegetatie moet hier rekening worden gehouden met afwijkingen van een decimeter of meer. In Figuur B3.17 is ook de ligging van het zomer- en winterpeil aangegeven zoals geschat op basis van de metingen in nabijgelegen grondwatermeetpunt B17B0261. Het waterpeil ligt in de winter (december t/m maart) gemiddeld op ca. 14.35 m +NAP, en in de zomer (augustus-september) op ca. 14.20 + NAP (Figuur B3.10). Te zien is dat de moerasige laagte in de winter minimaal enkele decimeters onder water staat, en dat het waterpeil in de zomer gemiddeld iets boven of iets onder maaiveld ligt. Met name de zomerpeilen kunnen nogal variëren van jaar tot jaar. In zomer 2014 lagen peilen ook in de zomerperiode ver boven maaiveld, om in zomer 2015 tot aan het maaiveld weg te zakken.

² Tijdens veldwerk in 2015 is hier alleen bloeiend Loos blaasjeskruid aangetroffen. Het is niet duidelijk of beide soorten in het gebied voorkomen of dat het door Inberg et al. vermelde Groot Blaasjeskruid betrekking heeft op niet bloeiende exemplaren van Loos Blaasjeskruid.



Figuur B3.18 West-oost transect door Holmers met meetpunten bodem en vegetatie. Voor ligging transect zie Figuur B3.12.

Aan de westzijde van het transect bevindt zich bos, op de hogere delen naaldbos (*Larix*), op de overgang naar het moerasgedeelte Elzenbos dat is ontstaan na de herinrichting in 2000. In het moerasgedeelte is er een mozaïek aanwezig van struweel en open vegetaties, waarbij de indruk bestaat dat de struwelen zich bevinden op de iets hogere delen. De hoogteverschillen zijn echter gering en de relatie tussen vegetatiestructuur en hoogteligging is niet systematisch onderzocht. Het struweel bestaat merendeels uit Geoorde wilg (*Salix aurita*). De open stukken in het moerasgedeelte worden gedomineerd door helofyten zoals Pitrus (*Juncus effusus*), Waterbies (*Eleocharis palustris*) en Snavelzegge (*Carex rostrata*) en moerasplanten zoals Moerasrolklaver (*Lotus pedunculatus*) en Watermunt (*Mentha aquatica*). De moslaag bestaat op de meeste plekken uit Puntmos (*Calliergonella cuspidata*). In de delen die ondiep onder water staan komt Groot/Loos blaasjeskruid (*Utricularia vulgaris/australis*) voor. Een bijzondere waarneming is die van Kruipende moerasscherm (*Apium repens*), die in het oostelijke deel van het transect (opnamepunt 7) talrijk voorkomt in de daar aanwezige moerassige laagte. In het midden van het gebied ligt een diepere slenk, het restant van het vroegere Amerdiep. Hier bestaat de vegetatie grotendeels uit Holpijp (*Equisetum fluviatile*). Aan de oostzijde van de slenk hebben zich vegetaties ontwikkeld die in Figuur B3.17 zijn aangeduid als vochtige en droge heide met opslag. Op het lagere vochtige deel (punt 8) gaat het om pioniervegetaties met Ronde zonnedauw (*Drosera rotundifolia*) en Moeraswolfsklauw (*Lycopodiella inundata*) en sporadisch Dophei (*Erica tetralix*), op het hogere deel (punt 9) om vegetaties gedomineerd door Haarmos (*Polytrichum commune*) en Struikhei (*Calluna vulgaris*). De opslag bestaat uit Wilgen, Dennen, Larixen, Berken en Populieren. Een volledig overzicht van de vegetatie in de punten 3 t/m 9 wordt gegeven in Tabel B3.5.

Het hoogste deel van het transect (punt 9) staat niet onder invloed van grond- of oppervlaktewater en de bovengrond is zuur (pH 4,3). Op de flank van de slenk is de pH van de bovengrond wat hoger (4,4 à 5) onder invloed van toestromend lokaal grondwater [en incidentele hoogwaters > 14.50 +NAP?]. Er komen veel pioniersoorten voor die kenmerkend zijn voor zeer licht gebufferde omstandigheden, zoals Dwergzegge (*Carex oederi oederi*), Moeraswolfsklauw (*Lycopodiella inundata*), Borstelbies (*Isolepis setacea*) en diverse mossoorten (*Philonotis fontana*, *Fossombronia incurva*, *Pellia endiviifolia*, *Riccardia chamaedryfolia*). In de lagere delen die onder invloed staan van oppervlaktewater ligt de pH van de bovengrond tussen de 5,3 (in de eerste 10 cm) tot 6.

Tabel B3.5 Vegetatiebeschrijvingen opnamen in west-oost transect door De Holmers.
Opnamen geordend van laag naar hoog. Voor ligging opnamen zie Figuur B3.17.

Opname	6	4	7	5	3	8	9
Hoogteligging (m +NAP)	13,90	14,19	14,20	14,24	14,28	14,51	14,75
pH 0-50 cm	6	5,5-6	5,5-6	5,5-6	5,3-6	4,4-5	4,3
Bed boomlaag/struiklaag (%)	0	0	0	100	20	30	10
Bed kruidlaag	50	90	90	40	60	60	5
Bed moslaag (%)	0	0	30	30	60	6	95
Bed. open bodem/water	50	10	5	20	0	30	2
<i>Equisetum fluviatile</i>	3						
<i>Typha latifolia</i>	2a	+	+				
<i>Phragmites australis</i>	+		+	2a	+		
<i>Lemna minor</i>	+	1		1			
<i>Alisma plantago-aquatica</i>		r	+				
<i>Stellaria palustris</i>		r	1				
<i>Oenanthe aquatica</i>		+		+			
<i>Mentha aquatica</i>		2b	2a	1			
<i>Carex rostrata</i>		2b	2a	+			
<i>Lycopus europeus</i>		2b	+	2a		+	
<i>Veronica scutellata</i>		1	1	+	1		
<i>Eleocharis palustris</i>		2a	2b	+	2m		
<i>Juncus effusus</i>		4	2a	2b	2b	2a	1
<i>Ranunculus flammula</i>		1	1	+	1	+	+
<i>Ranunculus repens</i>		+	1		2a	+	
<i>Apium repens</i>			2a				
<i>Drepanocladus aduncus</i>			2b				
<i>Cardamine pratensis</i>			1	1			
<i>Equisetum palustre</i>			2m	2a		+	
<i>Epilobium palustre</i>			+	1	1		
<i>Galium palustre</i>			2a	1	2a		
<i>Myosotis scorpioides</i>			2a	+	1		
<i>Calliergionella cuspidata</i>			2a	2b	4	1	
<i>Juncus articulatus</i>			2a		2a	1	
<i>Lotus pedunculatus</i>			+	1	1	1	1
<i>Salix aurita</i>				4	2a	2a	2a
<i>Salix cinerea</i>				3	2b		
<i>Carex nigra</i>					2a		
<i>Cirsium palustre</i>					+	+	
<i>Holcus lanatus</i>					+	+	
<i>Drosera rotundifolia</i>						2a	
<i>Lycopodiella inundata</i>						2m	
<i>Carex oederi oederi</i>						1	
<i>Isolepis setacea</i>						1	
<i>Juncus squarrosus</i>						1	+
<i>Salix repens</i>						2a	+
<i>Betula verrucosa</i>						+	1
<i>Pinus spec.</i>						+	1
<i>Polytrichum commune</i>						2a	5
<i>Hypochaeris radicata</i>						+	1
<i>Erica tetralix</i>						?	+

Overige soorten: **Opname 8:** *Lythrum salicaria* +, *Hypnum ericetorum* +, *Galium uliginosum* r, *Brachythecium rutabulum* r, *Marchantia polymorpha* 1, *Plantago intermedia* +, *Philonotis fontana* 2m, *Fossombronina incurva* 1, *Pellia endiviifolia* 1, *Riccardia chamaedryfolia* 1, *Larix spec.* +, *Campylopus introflexus* 2m; **Opname 9:** *Agrostis capillaris* 1, *Betula pubescens* +, *Larix spec.* +, *Carex ovalis* +
Opname 7: *Carex pseudocyperus* +, *Utricularia spec.* + **Opname 3:** *Mentha arvensis* 2a, *Lychnis flos-cuculi* 1, *Equisetum arvense* 1, *Carex ovalis* + **Opname 4:** *Riccia fluitans* 1, **Opname 5:** *Hottonia palustris* 1

Discussie

Verdere ontwikkeling vegetatie

Bij de inrichting van de Holmers was de verwachting dat zich hier vrij snel een broekbos zou ontwikkelen. En hoewel in de eerste jaren inderdaad een vestiging van elzen en wilgen heeft plaatsgevonden, heeft deze ontwikkeling zich niet doorgezet. Het opzetten van het stuwpeilen begin 2006 heeft daarin een belangrijke rol gespeeld. Dat heeft tot gevolg gehad

dat de Holmers een groot deel van het jaar onder water staat. Als gevolg daarvan hebben wilgen en elzen zich niet verder uit kunnen breiden. Na het verder opzetten van het stuwpeil in 2013 begint nu zelfs sterfte op te treden bij een de elzen die zich hebben gevestigd in het afgegraven gebied ten zuiden van het Halkerdiekje. Het gaat dan om de delen met een maaiveld van rond de 14.00 m +NAP of lager, die vrijwel permanent onder water staan (zie Figuur B3.13).

Vraag is hoe het gebied zich verder zal ontwikkelen. De ontstane situatie in de Holmers lijkt redelijk te voldoen aan de hydrologische voorwaarden die Succow en Joosten aangeven voor doorstroommoerassen: een permanente aanvoer en doorstroming met grondwater en weinig of geen droogval. Vraag is of de aanvoer van grondwater voldoende is om hier op termijn een ontwikkeling richting doorstroomveen mogelijk te maken. Qua structuur heeft de huidige vegetatie al veel overeenkomsten met die in natuurlijke doorstroommoerassen en -venen (Figuur B3.19). Dat geldt echter niet voor de soortensamenstelling. In plaats van voor trilvenen en doorstroomvenen kenmerkende slaapmossen wordt de moslaag nu gedomineerd door Gewoon puntmos (*Calliergonella cuspidata*). En van de voor dit soort systemen kenmerkende zeggensoorten komt alleen Snavelzegge (*Carex rostrata*) voor. Mogelijke oorzaken zijn de nog steeds relatief voedselrijke omstandigheden als gevolg van voormalig landbouwgebruik én het ontbreken van een zaadvoorraad van kenmerkende soorten.



*Figuur B3.19 Qua structuur lijken de slenken in Holmers veel op die in een natuurlijk doorstroomveen. Links: vegetatie met Snavelzegge (*Carex rostrata*) en Loos Blaasjeskruid (*Utricularia australis*) in de Holmers, rechts slenk met Holpijp (*Equisetum fluviatile*) en Plat blaasjeskruid (*Utricularia intermedia*) in doorstroomveen bij Lipsk.*

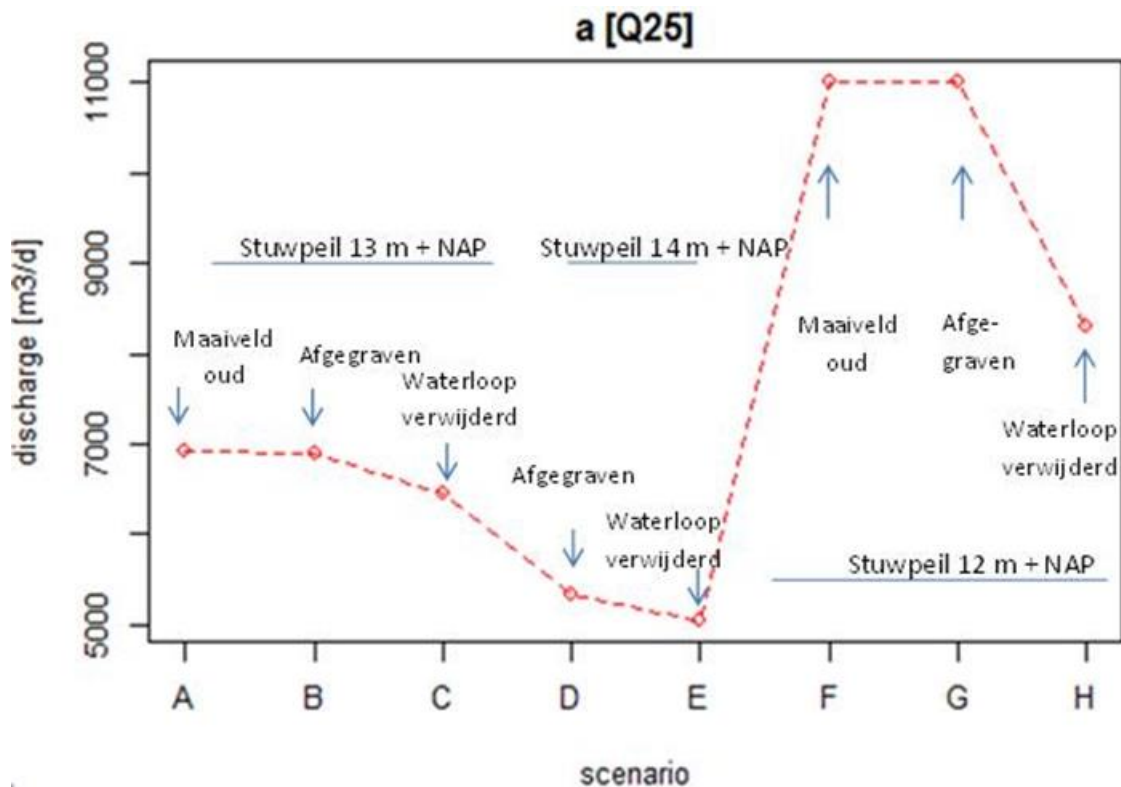
De verwachting is dat de voedselrijkdom in de loop van de tijd verder zal afnemen. Op veel plekken is al te zien dat Pitrus (*Juncus effusus*) die zich hier kort na vergraving heeft gevestigd uit de aanwezige zaadvoorraad weer achteruitgaat en wordt vervangen door Snavelzegge. Door Emsen et al. (2016) is in het zuidelijk deel van de Holmers een productiviteit van de vegetatie gemeten van 1 à 2 ton droge stof per hectare per jaar, wat bijzonder laag is. De productiviteit lijkt althans in dit deel geen beperking te vormen voor het ontstaan van mosrijke trilveenvegetaties. Alleen in en rond de afvoergeul die het restant vormt van het voormalige Amerdiepje is afgaande op de vegetatie (slecht ontwikkelde watervegetatie met veel algengroei en dominantie van Lisdodde) sprake van nog steeds zeer voedselrijke omstandigheden. Een mogelijke oorzaak is het gebruik van bemeste organische bovengrond bij het dempen van het voormalige Amerdiepje.

Om te achterhalen of het ontbreken van voor trilvenen en doorstroomvenen kenmerkende soorten wordt veroorzaakt door dispersielimitatie dan wel door andere factoren (Fe-toxiciteit, te hoge voedselrijkdom en productiviteit) is door Emsen et al. (2016) in het kader van OBN-onderzoek naar herstel van beekdalvenen een experiment uitgevoerd met de introductie van een aantal voor beekdalvenen kenmerkende zeggen- en mossoorten. Daarbij is de Holmers geselecteerd als één van de vier proefgebieden. Gekozen is voor een locatie aan de ZO rand van de Holmers waar de veenlaag slechts gedeeltelijk is afgegraven. Ingebracht zijn de zeggensoorten *Carex appropinquata*, *C. chordorhiza*, *C. davalliana*, *C. diandra*, *C. dioica*, *C. flava*, *C. lasiocarpa*, *C. lepidocarpa*, *C. limosa* en *C. pulicaris*, en de mossoorten *Calliergon giganteum*, *Campylium stellatum*, *Drepanocladus revolvens*, *Paludella squarrosa*, *Scorpidium scorpioides*, en *Tomentypnum nitens*. Het overlevingspercentage na 476 dagen bedraagt in de Holmers gemiddeld over alle soorten 88%. Daarmee lijken de condities voor tenminste een deel van de genoemde soorten geschikt te zijn, en lijkt dispersie voor deze soorten momenteel de meest beperkende factor te zijn.

Een belangrijke voorwaarde voor een verdere ontwikkeling richting doorstroomveen is wel dat de waterhuishouding redelijk stabiel blijft. Belangrijkste factoren zijn een vrijwel permanente aanvoer van grondwater en waterstanden boven maaiveld.

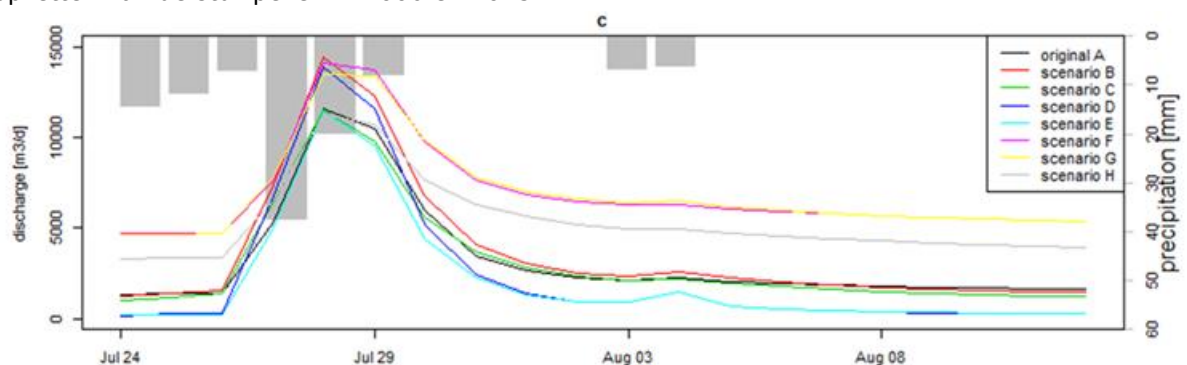
Afvoerdemping

Een belangrijke vraag in dit onderzoek is in hoeverre ontwikkeling van diffuse afvoersystemen kan bijdragen aan de demping van de oppervlaktewaterafvoer. Deze vraag is op basis van de gemeten afvoeren niet te beantwoorden. In de eerste plaats is de afvoer alleen gemeten ná de herinrichting van het gebied. Bovendien spelen in het gebied veel maatregelen door elkaar heen: afgraven, verondiepen en dempen van sloten in de omgeving, opzetten van de stuwpeilen aan de noordzijde van het gebied, et cetera. En tenslotte is bij de herinrichting van het gebied de centrale watergang (Het Amerdiepje) wel verondiept, maar niet volledig gedempt. Op basis van metingen van de bodemhoogte en de waterstand in het noordelijke deel van de afvoergeul (tussen Halkendiekje en de stuw) kan worden geconcludeerd dat niet de (soms dichte) begroeiing van Grote lisdodde, maar de bodemhoogte van deze afvoergeul het meest bepalend is voor afvoersnelheid en verhang in waterstanden (Kok 2016). Op basis van de modelberekeningen uitgevoerd door Kok kan desondanks wel iets worden gezegd over de bijdrage van de verschillende ingrepen. In Figuur B3.20 is aangegeven hoe de ingrepen van invloed zijn op de Q25, de waterafvoer die in 25% van de tijd wordt overschreden. Daaruit is te zien dat het stuwpeil verreweg de meest bepalende factor is voor de afvoer uit het gebied. Door het stuwpeil op te zetten van 13 naar 14 m +NAP is de Q25 volgens het model afgenomen van ruim 6500 naar ruim 5000 m³/dag (verschil scenario's C en E). Door het volledig verwijderen van de stuw (scenario's F, G en H) neemt de afvoer daarentegen fors toe. Uitgaande van de huidige inrichting zou de Q25 toenemen van ruim 5000 naar ruim 8000 m³/dag (verschil scenario's E en H). Verwijdering van de waterloop heeft met name in een niet gestuwde situatie een grote invloed op de afvoer. Door de stuwing heeft een verschuiving plaats gevonden van afvoer via oppervlaktewater naar afvoer via grondwater.



Figuur B3.20 Invloed van de verschillende ingrepen op de waterafvoer (Q25, afvoer die in 25% van de tijd wordt overschreden) op basis van modelberekeningen (Kok 2016).

Een afname van de afvoer wil echter niet zeggen dat ook de piekafvoeren zijn afgenomen. Stuwning kan juist leiden tot een toename van piekafvoeren doordat de (grond)waterstanden hoog zijn op het moment dat extreem veel regen valt. De modelresultaten voor een periode met extreme neerslag in juli 2015 laten zien dat in een situatie waarin de waterlopen nog functioneren de piekafvoer inderdaad toeneemt als gevolg van stuwning (Figuur B3.21, vergelijk scenario's D en F met scenario A). In scenario's waarin de waterlopen zijn gedempt is er geen toename van de piekafvoeren te zien als gevolg van opzetten van het stuwpeil (vergelijk scenario's E en H met scenario A). Dit hangt samen met het feit dat er in dit gebied demping van de waterlopen leidt tot een forse toename van bovengrondse (moerassige laagtes en vennen) en ondergrondse berging, die volgens het model voldoende is om effecten van stuwning te compenseren. Dit komt overeen met de waarneming op basis van gemeten afvoeren dat er geen sprake lijkt te zijn van een toename van piekafvoeren na opzetten van de stuwpeilen in 2006 en 2013.

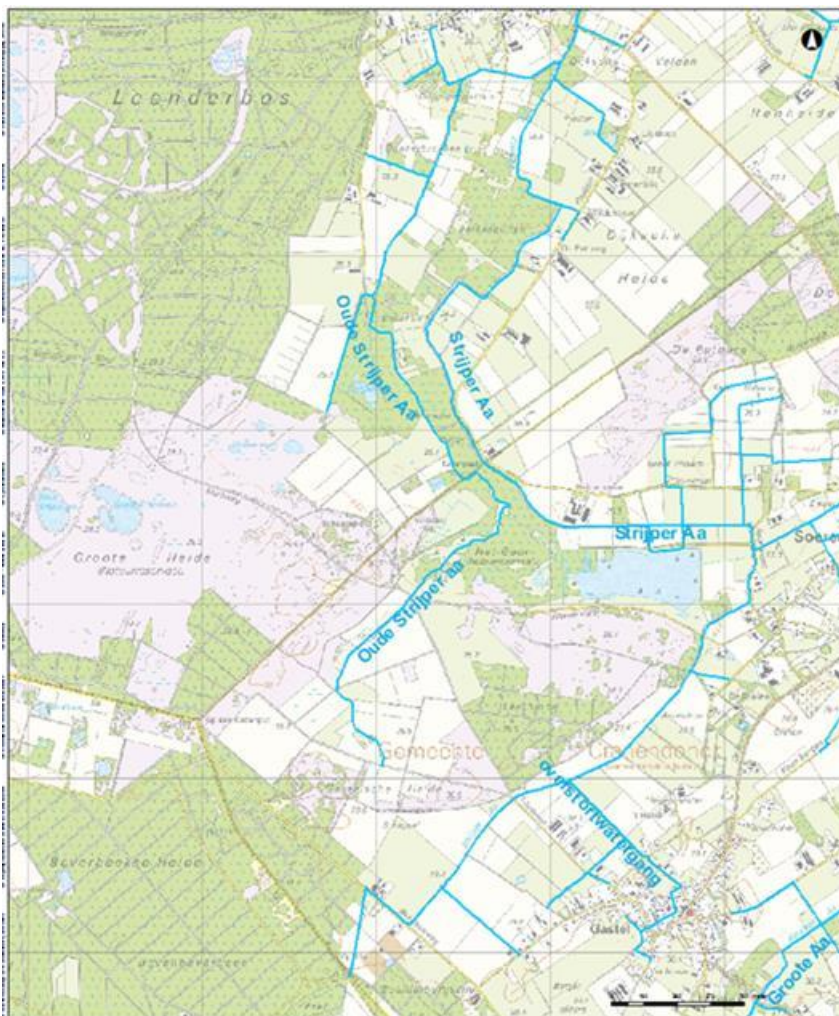


Figuur B3.21 Piekafvoeren onder verschillende scenario's voor periode met extreme neerslag in juli 2015.

Bijlage 4: Casus Strijper Aa

Inleiding

De Strijper Aa is als pilotgebied opgenomen in het OBN-project Integraal beekdalherstel. Door Waterschap De Dommel is voor deze beek een herstelplan opgesteld, waarin voor een deel van de oorspronkelijke bovenloop van de Strijper Aa, de Oude Strijper Aa, wordt gestreefd naar herstel van de oorspronkelijke situatie met een diffuus afvoersysteem. Aan het projectteam is gevraagd mee te denken over de inrichting van het gebied en de opzet van een monitoringsysteem. Hieronder wordt een korte beschrijving gegeven van het gebied, het beekherstelplan en de opzet van het monitoringsysteem voor het gebied.



Figuur B4.1 Ligging Strijper Aa en Oude Strijper Aa.

Gebiedsbeschrijving

De bovenloop van de Strijper Aa ligt in een heide-ontginningslandschap ten westen van Soerendonk (Figuur B4.1). Aan de west- en zuidzijde wordt het beekdal begrensd door Het Leender bos en de Grote Heide, in het oosten door de grotendeels ontgonnen Dijkse Heide. De ondergrond bestaat uit dekzand, waarop in de lagere delen van het beekdal een laag veen is afgezet. Kenmerkend voor het gebied zijn de geleidelijke overgangen tussen de hoger gelegen infiltratiegebieden met heidevegetaties en de in de noordelijke, laagstgelegen delen van het beekdal voorkomende kwelgevoede broekbossen.



Figuur B4.2 Topografische kaart van ca. 1900 (Wieberdink, 1989, overgenomen uit Van Delft et al. 2002).

Figuur B4.2 geeft een beeld van de situatie rond 1900. Te zien is dat de oorsprong van de Strijper Aa lag in een aantal natte laagtes in het heidegebied, die door waterlopen met elkaar zijn verbonden. Wat in figuur 1 is aangeduid als de bovenloop van de Oude Strijper Aa, is op de historische kaart te herkennen als een afwateringssloot die een aantal natte laagtes (De Weijers, Turfwater en het Goor) met elkaar verbindt. Vanuit de Dijkse Heide kwam een soortgelijke afwateringssloot via Strijper Witselven en de Grote Weijer uit in het Goor.

Door Schimmel (1952) wordt beschreven dat in het Goor goed ontwikkelde Draadzeggevegetaties voorkwamen, trilveenvormende vegetaties waarin naast de naamgevende soort Draadzegge ook de Ronde zegge voorkwam. Ook was dit gebied een van de laatste Nederlandse vindplaatsen van de Slijkzegge. Kenmerkende soorten die voor dit gebied genoemd worden door Schimmel zijn verder Zompzegge, Moerasviooltje,

Slangewortel, Waterdrieblad en Waterscheerling. Op basis van de beschrijving van Schimmel kan worden afgeleid dat als gevolg van de toevoer van lokale kwel uit de hoger gelegen heidegebieden het een zeer stabiel, permanent nat, voedselarm, zwak zuur doorstroommoeras moet zijn geweest. In het beekdal kwam in de jaren '50 een complex voor van elzenbroekbossen met Elzenzegge en Bitterzoet (Goorsche putten, De Broeken, De Putten, De Berken) en bloemrijke graslandjes die door Schimmel niet nader omschreven worden.

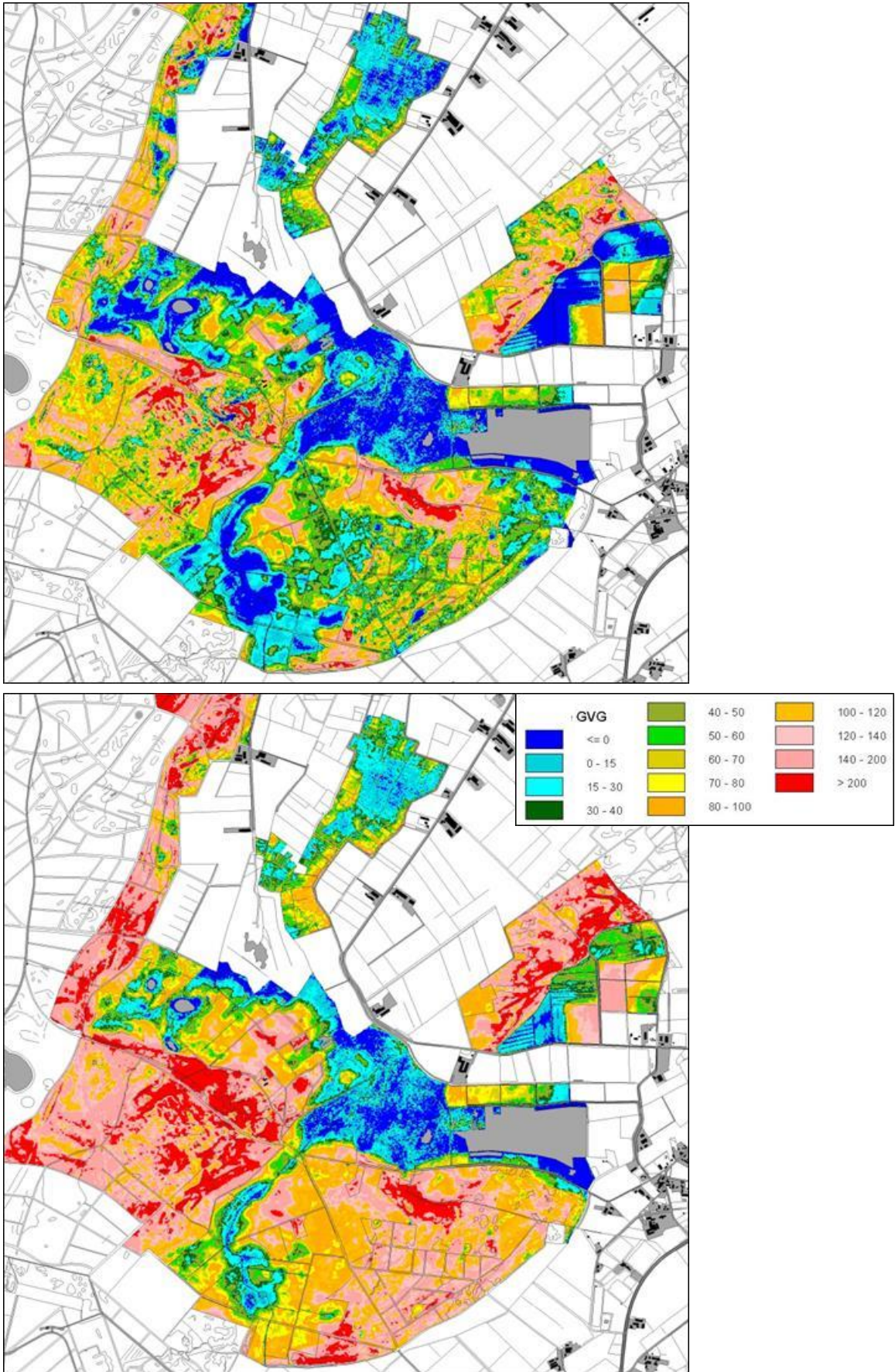
De nattere delen van de Gastelse en Dijkse Heide met de daarin gelegen vennen zijn in de eerste helft van de 20e eeuw ontgonnen en in gebruik genomen als weiland of akker. De huidige Strijper Aa is bij de ruilverkaveling in 1973 aangelegd, op veel plaatsen erg ver van de oorspronkelijke bedding (figuur B4.1). De beek is diep ingesneden waardoor deze een drainerend karakter heeft. Dit draagt bij aan verdroging van omliggende NNP/Natura 2000-gebieden. Het ten noorden van het Goor gelegen voormalige natte heidegebied met het Strijper Witselven en de Grootte Weiher vormen in de huidige situatie onder de naam Groot en Klein Witsem een agrarisch intensief gebruikte polder waarvan het water via een gemaal wordt uitgeslagen op de Strijper Aa. Het heidegebied ten zuiden van het Goor wordt nog slechts extensief agrarisch gebruikt en grote delen van het gebied zijn aangekocht ten behoeve van natuurontwikkeling.

De Oude Strijper Aa ligt geheel binnen de Natte NatuurParel Strijper Aa/het Goor, en maakt tevens deel uit van het Natura 2000 gebied Leenderbos en Grootte Heide & De Plateaux.

Hydrologie

De waterhuishouding in het gebied is onderzocht door onder meer van Delft et al. 2002 (verdrogingskartering) en Glopper & Swierstra 2010 (GGOR-rapport). Door van Delft et al. is op basis van bodemkenmerken een schatting gemaakt van de historische grondwaterstand en dat is vergeleken met de grondwaterstand op basis van een gerichte kartering (Figuur B4.3). Daaruit blijkt dat aan weerszijden van de gegraven bovenloop de grondwaterstand met bijna een halve meter moet zijn gedaald. Het graven van het bovenloopje van de Oude Strijper Aa die de laagtes ontwatert is in dit gebied ongetwijfeld de belangrijkste oorzaak van de deze grondwaterstands daling.

Voor de Goorsche Putten berekenden Verger en Swierstra (2010) een kwel flux van 1 tot 5 mm/dag.



Figuur B4.3 Gemiddelde Voorjaars-Grondwaterstand (GVG) in historische referentie (boven) en actueel (onder). Uit: Van Delft et al., 2002.

Maatregelen

In 2010 is in opdracht van Waterschap De Dommel door Glopper en Swierstra een visie opgesteld voor beekherstel in de bovenloop van de Strijper Aa ten zuiden van Leende die de basis vormt voor het beekherstelplan voor het gebied. Vanwege het stopzetten van de aankoop van gronden in 2011 is het plan toen niet verder uitgewerkt. Eind 2014 is een grote hoeveelheid grond langs de Oude Strijper Aa aangekocht door een particulier. Deze particulier zal zijn percelen omvormen van landbouw naar natuur en ecologisch inrichten conform het natuurbeheerplan van de provincie. Waterschap de Dommel krijgt hiermee de mogelijkheid om beekherstel van de Strijper Aa en de natte natuurparel (NNP) versneld te realiseren. Voor de bovenloop van de Oude Strijper Aa wordt in het herstelplan gestreefd naar de ontwikkeling van een natuurlijk diffuus afvoersysteem. In het volgende zal per deelgebied worden aangegeven welke maatregelen zijn gepland en wordt een korte beschrijving gegeven van de huidige situatie.



Figuur B4.4 Gastelse Heide, natuurontwikkeling in vochtige laagte op voormalige landbouwgrond.

Gastelse Heide

In het oorspronggebied van de Oude Strijper Aa, de Gastelse Heide, is het doel om doorstroomvennen en natte laagtes te laten ontstaan, die onder natte omstandigheden in elkaar kunnen overstromen waarbij water om uiteindelijk oppervlakkig af te stromen naar het beekdal. Om dat doel te bereiken worden ontwateringsloten gedempt of afgedamd en de bovengrond lokaal afgraven. Deze maatregelen zijn vooruitlopend op uitvoering van het beekherstelplan al voor een belangrijk deel uitgevoerd door Staatsbosbeheer (Figuur B4.4 en B4.5). Een aantal voormalige landbouwenclaves die uit de pacht zijn genomen worden weer verschaald door afplaggen en maaien afvoeren. In het gebied liggen nu nog een aantal landbouwenclaves die moeten worden aangekocht of vrij van pacht worden gemaakt. Dit moet volgens het Natura 2000 beheerplan in de komende beheerplanperiode plaatsvinden. Als dat is gerealiseerd kan het gegraven bovenloopje van de Oude Strijper Aa worden gedempt.



Figuur B4.5 Gastelse Heide, nieuw gegraven ven met Moerashertshooi.



Figuur B4.6 Dichtgegroeide loop van de Oude Strijper Aa in de Goorsche Putten.

Moeras- en broekbosgebied (Goorsche Putten)

In het zuidelijke deel van het eigenlijke beekdal, tot aan de stuw op de overgang naar de Strijper Heg, is het de bedoeling dat een diffuus afvoersysteem kan ontstaan zonder een echte beekloop. Vraag vanuit het waterschap was of en hoe de loop van de Oude Strijper Aa ten zuiden van de stuw bij de Strijper Heg het beste kan worden verkleind en verondiept. Omdat het gebied zeer nat en slecht toegankelijk is, is het hier niet mogelijk te werken met groot materieel. Omdat er geen actuele beschrijving was van dit deel van het beekdal is op 25 augustus 2015 een bezoek aan het gebied gebracht samen met de projectgroep van Waterschap de Dommel. Door de uitzonderlijke lage waterstanden in zomer 2015 was het gebied relatief goed doordringbaar. De conclusie uit het bezoek was dat er geen maatregelen nodig zijn om de beekloop te verondiepen. Doordat de beekloop al enkele decennia niet meer is geschoond is hij al grotendeels dichtgegroeid en heeft zich spontaan al een diffuus afvoersysteem ontwikkeld. Figuur B4.6 geeft een beeld van de beekloop bij een lage waterstand, met onder meer de stammen van omgevallen bomen met daarop groeiende IJle

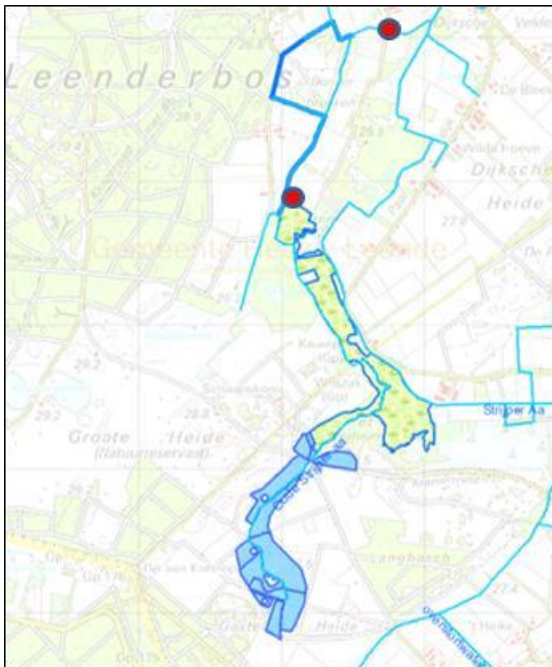
zegge (*Carex remota*). Van een echte waterloop is op dit soort plekken al nauwelijks meer sprake. In het beekdal komen goed ontwikkelde broekbossen voor met Elzenzegge (*Carex elongata*), Stijve zegge (*Carex elata*) en Waterviolier (*Hottonia palustris*). Ten westen van de voormalige loop van de Oude Strijper Aa ligt een open stuk (op historische kaart, Figuur B4.2, nog aangegeven als vochtige heide) met een drijvende veenmoslaag en langs de randen Riet en Gagel (*Myrica gale*). In het aangrenzende berken-elzenbroek komt veel Slangewortel (*Calla palustris*) voor. Op de overgang naar de Gastelse Heide komt een zeer dicht en hoogopgaand (> 2m) rietmoeras voor met onder meer Waterscheerling (*Cicuta virosa*). Dit functioneert als een natuurlijk zuiveringsmoeras voor water dat vanaf de Gastelse Heide afstroomt.

Noordelijke deel Oude Strijper Aa tot aan Strijper Aa

In het noordelijke deel van de Oude Strijper Aa wordt gestreefd naar beekherstel door middel van verondieping en meandering. Plan is om de Oude Strijper Aa om de Donkerbroeken en Dolingerputten heen te leiden, exacte locatie moet nog bepaald worden in relatie tot grondpositie en uitstraling naar huiskavels. Bij het gedeelte van omleiding van Oude Strijper Aa blijft de bestaande beek wel intact voor afwatering van landbouwpercelen, maar wordt wel gekeken of het beekprofiel kleiner en ondieper kan worden aangezien er minder water doorheen hoeft te stromen.

Monitoring

Van uit het waterschap is het doel vooral om na te gaan of maatregelen hebben geleid tot het gewenste hydrologische effect (grondwaterstand en waterkwaliteit). Een bijkomende vraag vanuit het OBN-project Integraal Beekdalherstel is in hoeverre de maatregelen leiden tot een meer gelijkmatige afvoer in het benedenstroomse deel van de Oude Strijper Aa (meer basisafvoer en lagere piekafvoeren). Hieronder wordt ingegaan op de huidige en geplande monitoring, waarin deels al rekening is gehouden met de aanbevelingen vanuit het OBN project Integraal Beekdalherstel.



Figuur B4.7 Debietmeetpunten aan de noordkant van de Goorsche Putten en aan de benedenloop van de Oude Strijper Aa.



Figuur B4.8 Stuw aan noordzijde Goorsche Putten

Debietmetingen

Debietmetingen zijn nodig om te kunnen bepalen wat de invloed van de maatregelen is op de afvoer van het stroomgebied. Leiden de maatregelen tot een gelijkmatiger afvoer, met een hogere basisafvoer in de zomer, en wat zijn de effecten op piekafvoeren? Gepland was een debietmeetpunt aan de benedenloop van de Oude Strijper Aa vlak voor de samenvoeging met de Strijper Aa (Figuur B4.7). Dit meetpunt geeft inzicht in het gecombineerde effect van beekherstel (ten noorden van de stuw op overgang Goorsche Putten naar Strijperheg) en de effecten van het dempen/dichtgroeien van de Oude Strijper Aa in het gebied ten zuiden van de stuw. Op basis van het advies vanuit het OBN-project worden nu ook afvoermetingen verricht bij de stuw aan de noordzijde van Goorsche Putten (Figuur B4.8). Het waterpeil bovenstrooms van de stuw wordt gemeten en de kruinhoogte (en kruinbreedte) van de stuw is ingemeten. Hiermee wordt de overstorthoogte (h) bepaald. Aan de hand van QH relatie van de stuw wordt nu het debiet bepaald. Daarmee kan een beeld worden gekregen van het functioneren van het diffuse afvoersysteem ten zuiden van de stuw, en de effecten van vernattings-maatregelen in de Gastelse Heide (demping bovenloop Oude Strijper Aa) en vernattingsmaatregelen aan de westzijde van de Goorsche Putten.

Waterstanden

Waterstanden worden nu alleen gemeten bij de stuw aan de noordzijde van de Goorsche Putten (zie boven). Om te kunnen bepalen of het verder dichtgroeien van de oude loop van de Oude Strijper Aa leidt tot een toename in het verhang van het waterpeil tussen stuw en Gastelse Heide zou het wenselijk zijn om ook aan de zuidkant en eventueel halverwege de Goorsche Putten te kunnen beschikken over waterstandsmetingen. Daarbij kan net als in pilotgebied Holmers (Bijlage 3) gebruik worden gemaakt van divers in volledig geperforeerde buizen die worden geplaatst in de (restanten) van de bestaande waterloop. Hiermee kan ook de (grond)waterstand worden gemeten in situaties waarin waterloop droogvalt of ophoudt te bestaan.

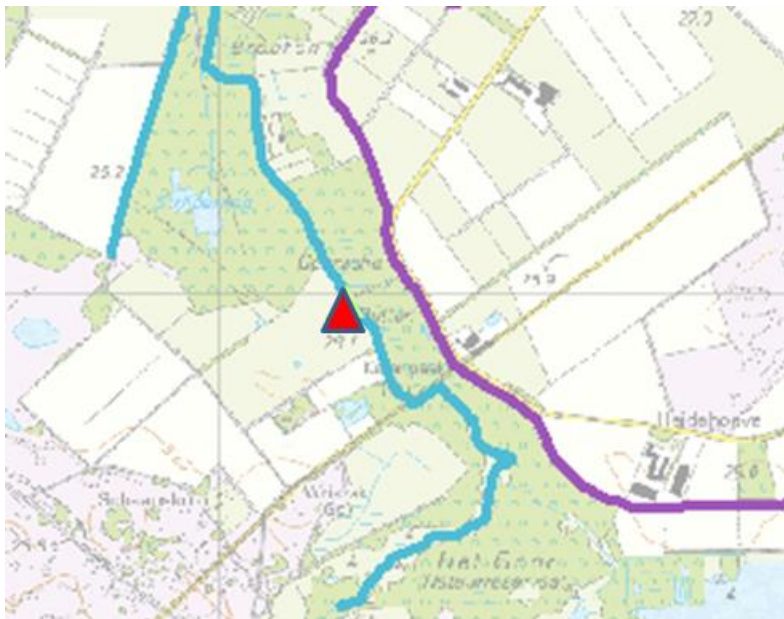
Grondwaterstanden en grondwaterkwaliteit

In het gebied van de Gastelse Heide zijn grondwatermetingen aan weerszijden van de te dempen gegraven waterloop nodig om te kunnen bepalen in welke mate deze maatregel leidt tot de beoogde grondwaterstandsstijging in het voedingsgebied van de Oude Strijper Aa. In

de directe omgeving van de gegraven bovenloop van de Oude Strijper Aa liggen geen peilbuizen die momenteel nog gemeten worden, maar er zijn wel een aantal oude meetpunten die tot 2002 of 2010 zijn gemeten. Deze zouden 'gereactiveerd' kunnen worden door op de plek van de oude meetpunten een nieuw meetpunt in te richten. Daarmee kunnen in elk geval de effecten van alle maatregelen sinds 2002/2010 worden bepaald. Of het met volledig nieuwe of gereactiveerde punten mogelijk is om ook de effecten van recente maatregelen te kunnen bepalen hangt af van de snelheid waarmee maatregelen worden genomen en het moment waarop met metingen kan worden begonnen. Om met behulp van tijdreeksanalyse effecten van maatregelen te kunnen scheiden van meteorologische verschillen tussen jaren dient zowel voor als na de ingreep minimaal 4 jaren gemeten te zijn.

In de Goorsche Putten zijn grondwaterstandsmetingen nodig om (a) te bepalen in hoeverre als gevolg van maatregelen in de omgeving de kwel in het gebied is toegenomen (toename kweldruk) en (b) in hoeverre toegenomen grondwateraanvoer en vertraagde afvoer door dichtgroeien waterloop hebben geleid tot een meer gelijkmatig grondwaterregiem met minder diep wegzakkende laagste grondwaterstanden. In het gebied liggen wel een aantal oude meetpunten in een transect dwars op het beekdal waarvan een deel gereactiveerd zou kunnen worden door op dezelfde plek een nieuwe peilbuis te plaatsen.

Op een aantal van de grondwatermeetpunten kan ook periodiek de grondwaterkwaliteit worden bepaald om bijvoorbeeld te controleren of mogelijk sprake is van aanvoer van nitraat en sulfaat als gevolg van actuele en historische nutriëntenuitspoeling.



Figuur B4.9 Ligging KRW meetpunt in Oude Strijper Aa.

Waterkwaliteit en ecologie

In de Goorsche Putten ligt een KRW meetpunt waar waterkwaliteit en ecologie (vegetatie, macrofauna) wordt gemeten ten behoeve van de ecologische beoordeling. Het huidige meetpunt ligt niet optimaal, aangezien het moerasbos alleen aan een zijde van de beek voorkomt (Figuur B4.9). Voor diffuse afvoersystemen zoals nu in de Goorsche Putten aanwezig is wordt gedacht aan een nieuw KRW watertype ('Moerasbeek') waarin rekening wordt gehouden met de specifieke omstandigheden in dit type systemen (Verdonschot et al. 2016). Vooruitlopend op formele invoering van dit type is een optie om naast de metingen op het bestaande meetpunt al vast biologische metingen (macrofauna, vegetatie) uit te voeren op een representatiever meetpunt uitgaande van het monitoringsprotocol voor doorstroommoerassen en moerasbekken (Verdonschot et al., 2016).

Bijlage 5: Evaluating the effect of stream restoration measures in the Holmers and Halkenbroek area

Long title: "Evaluating the effect of implemented and aspired stream restoration measures on groundwater level and stream discharge dynamics, in the Holmers and Halkenbroek area"

1. Introduction

The Water Framework Directive (WFD) has set goal to restore around 2000 km of streams in the Netherlands within the next 15 years (P. Verdonschot, 2015). The focus of this restoration is the alteration of the stream profile, by realizing inundation zones around the stream bed. The Dutch and European nature policy's (EHS and Natura 2000) have set goals for restoring semi-aquatic and terrestrial systems in stream valleys. The project 'Integral nature restoration in stream valleys by developing diffuse drainage systems, damping of drainage dynamics and nuanced stream profile restoration' (IRSV) aims to combine the two restoration goals to an approach for implementing restoration measures. The main goal of IRSV project is to develop knowledge and expertise on the effect of typical stream restoration measures in the Netherlands. In this study, which is part of the IRSV project, the effect of several restoration measures on groundwater and stream discharge dynamics, implemented in the headwater catchment of the Drentsche Aa stream in the Netherlands, will be evaluated. This study area functions as a pilot project for developing a more diffuse discharge system. The development of a 'diffuse discharge system' aims to smooth the groundwater-surface water interface alongside the stream profile (Verdonschot, 2015). In headwater systems the natural diffuse discharge systems are formed by swamps and wetlands with no clear groundwater-surface water interface alongside the stream. The hydrological conditions form the main condition for the development and conservation of the swamp and wetland systems. Large variations between peak discharge and baseflow conditions, droughts, as well as long periods of stagnant water are considered inhibiting hydrological conditions (Verdonschot, 2015). The development of a diffuse discharge system therefore, needs to result in (ground) water conservation and decreased discharge dynamics. In the IRSV project plan, Verdonschot (2015) indicated that the interaction between the development of a 'diffuse discharge systems', and a decrease in discharge dynamics needs to be evaluated.

In the study area, one of the headwaters of the Drentsche Aa catchment, several stream restoration measures were implemented. In the stream valley most of the drainage was removed. The incised streambed in the main stream was raised, and surface water levels were increased. In the upstream part of the valley, the Holmers area, the eutrophic peat soil was removed, creating a large inundation zone. Beside the implemented stream restoration measures, there are ambitions to implement restoration measures on the catchments flanks. The ambition is to redevelop the current mixed coniferous and deciduous forest towards a more natural forest, by removing large parts of the drainage system and returning to a more natural occurring deciduous tree type.

1.1 Previous studies

Various studies to the effect of stream restoration measures were available. However, a large part of these studies evaluate the effects of implemented stream restoration on the stream geomorphology (Miller & Kochel, 2009; Sear, 2006) and aquatic ecology (Kondolf & Micheli, 1995; Lorenz et al, 2009; Louhi et al, 2011). A limited number of studies that investigate the

hydrological effects of stream restorations were available. Hammersmark (2008) studied the hydrological effects of stream restoration measures in the Bear Creek Meadow stream in north-eastern California in the United States. The stream, catchment and climatological conditions are not comparable to the study area, but the implemented measures were. The study showed that raising the stream bed, increased the groundwater levels and decreases the magnitude of peaks, baseflow and annual runoff. Mohrlök (2003) studied the effects of changes in the stream profile on the groundwater regime in the Elbe river valley north of Magdeburg, Germany. The stream profile was altered by raising the incised stream bed and increase the inundation zones alongside the stream bed. In response to these changes, the high groundwater levels increased. The largest changes were found close to the embanked stream but were also visible further away from the stream. Mohrlök (2003) stated that the main cause on the increase in groundwater levels was the increased infiltration during storm events, in the expanded inundation zones. Tague et al (2008) studied the effects of stream restoration measures in the snowmelt dominated Trout Creek watershed in Sierra Nevada, USA. The stream restorations resulted in an increased riparian zone, raised streambed, decreased stream bed gradient and increased channel length. The results of a statistical analysis on measured data from before and after the stream restoration showed that there was a clear seasonal effect on the hydrogeological system. The study found a significant increase in stream discharge during the summer recession period and increased groundwater levels in the riparian zone. Tague et al (2008) stated that this was caused by increased storage capacity of the stream system. Francis et al (2009) found that dam controlled river fluctuations had a large effect on hydraulic head fluctuations on a large fluvial island in the Colorado River in Austin, Texas, USA. The stage height variations in the river resulted in reversed groundwater flow directions over a period of seven hours in large parts of the fluvial island.

Hendriks et al (2014) studied the effects of climatological change and anthropogenic alterations in the hydrogeological system, on baseflow and environmental flow needs. The study showed that the application of artificial drainage reduces baseflow between 25 and 30 percent in the 'Hollandse graven' and 'Merkske zuid' catchments in the Netherlands. Jansen et al (1997) studied the effect of increased surface water levels in the Drentsche Aa catchment on groundwater dynamics, using the SIMGRO model. The study showed an overall increase of groundwater levels, with the largest increase in the average lowest groundwater levels (GLG). Bolt et al (2000) studied the effect of various measures on average stream discharge and baseflow in the 'Drentsche Aa' catchment, using the DUFLOW/SIMGRO model setup. The largest increase in average discharge was calculated when the infiltration capacity in the urban areas was increased and groundwater extractions in Assen were stopped. The largest increase in baseflow was calculated when groundwater substractions at Laren and Assen were stopped, when the infiltration capacity of urban areas was increased and when the stream bottom was increased. Poelman et al (2008) found comparable results by evaluating the effects of various restoration measurements on the hydrological system of the 'Aa of Goorloop' and 'Dalemstroompje' stream systems in north Netherlands using the SIMGRO/AlterraAqua model setup. The restoration measures included the removal of drainage and stopping of irrigation near the main stream, increase surface water levels, removal of the weirs and conversion of conifers forest towards dry moorlands. The largest simulated increase on average groundwater levels were caused by: the stream restoration measures, changes to more efficient vegetation type and stopping of permanent groundwater extractions. This also reduced the peak and low discharge. Poelman et al (2008) concluded that dampening of discharge dynamics was not possible using these simulated stream restoration measures alone. The decrease in stream discharge was expected to be the result of increased percolation towards the groundwater system. Schaltinga (2013) evaluated the effects of the implemented stream restoration measures in in the Holmers area, the most upstream part of the stream valley of the study area. This study evaluated the hydrological effects based on trend analyses in groundwater levels in the study area (period 2000-2012), based on measured bimonthly groundwater levels. The results of the step-trend analysis were considered changes caused by the implementation of the restoration measures. In the

middle of Holmers valley area a clear step-trend of 15-20 cm increase was calculated. Towards the edges of the valley the calculated step-trend increase was 14-18 cm.

1.2 Problem definition

The individual effects of the implemented and aspired stream restoration measures on the groundwater and stream discharge dynamics in the study area have not been evaluated before. The study of Schalinga (2013) only quantified an average increase in groundwater levels, attributed to the combined implemented stream restoration measures in the Holmers area. In other reference studies the effect of stream restoration measures on groundwater levels and discharge dynamics, were evaluated in various catchments and under various hydrological and climatological conditions. These evaluated stream restoration measures were also not always comparable to the implemented measures in the study area. The studies of Jansen (1997) and Bolt et al (2000) evaluated the effects of various stream restoration measures in the Drentsche Aa catchment. The study of Jansen (1997) focused on evaluating the effect of increase of surface water levels, while Bolt et al (2000) evaluated the effect of combined stream restoration measures. The various studies also used various parameters to quantify the effects on groundwater levels and stream discharge dynamics. The goal of this study is to quantify the individual effects of the implemented stream restoration measures on the groundwater levels and stream discharge dynamics in the Holmers and Halckenbroek catchment.

1.3 Research questions

The main research question is:

What are the individual effects of the implemented and aspired stream restoration measures on the groundwater and stream discharge dynamics of the Holmers and Halckenbroek catchment?

To be able to answer the main research question, two sub-questions were formulated:

- *How does the hydrogeological system function and in which way could the implemented and aspired restoration measures affect this system;*
- *What are the spatial and temporal effects of the groundwater and stream discharge dynamics?*

2. Materials and method

In this chapter all the input for the research is described. To answer the first and second research question, a system analysis and model study was done receptively. In figure B5.1 the study design is shown. To understand how the implemented stream restoration measures could affect groundwater and stream discharge dynamics, the hydrogeological system was analysed using data analysis and pathline simulations of the regional hydrogeological MIPWA 2.2 model. This model was also used to quantify the spatial and temporal effect of the stream restoration measures of groundwater level and stream discharge dynamics. The results from the data analysis were also used in the validation process of the MIPWA 2.2 model. In paragraph 2.1 the study area is described. In paragraph 2.2 and 2.3 the materials and methods used in the data analysis and model study are described.

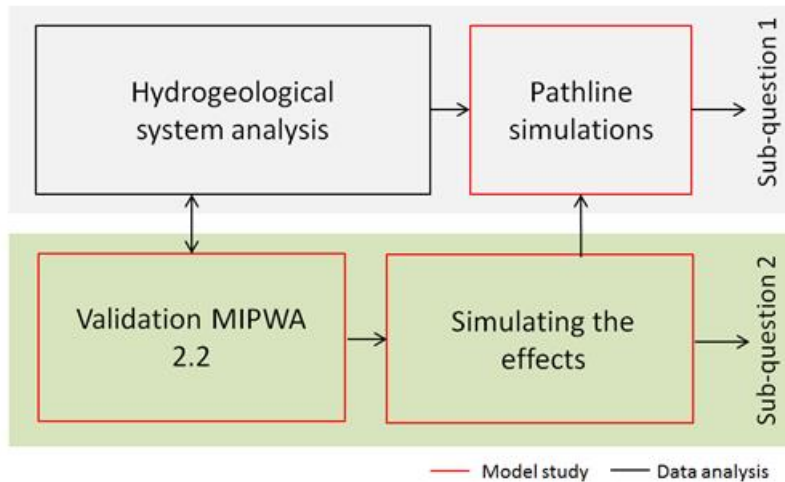


Figure B5.1: Schematisation of the study design.

2.1 Study area description

The location of the study area is shown in figure B5.2. The study area is one of the headwaters of the Drentsche Aa catchment in north of the Netherlands. The study area is situated in a shallow erosion valley; the Holmers area is the most upstream part, the Halckenbroek area is the most downstream part of the study area. The valley area is in east and western direction confined by two gentle slopes with gradients of 0.3 and 0.2 percent for the east and southern slope, respectively. The southern boundary is formed by an elevated road. Within the catchment the elevation variation is approximately 9 meter. The lowest point at 13 mNAP, is situated at the most northern part of the catchment. The highest point at 22 mNAP, is found at the top of the eastern slopes. The western slope has a maximum elevation of 17 mNAP. The catchment is situated on the slopes of the Saalien megafaults the 'Hondsrug'. The regional slope decreases in north western direction. The slopes are covered with a mix of deciduous and coniferous forests. In the Holmers part of the valley area, wetland development is taking place since the implementation of the stream restoration measures. In the Halckenbroek part of the valley area, the wetland development has not taken place yet; most part of this area is still covered with grass.

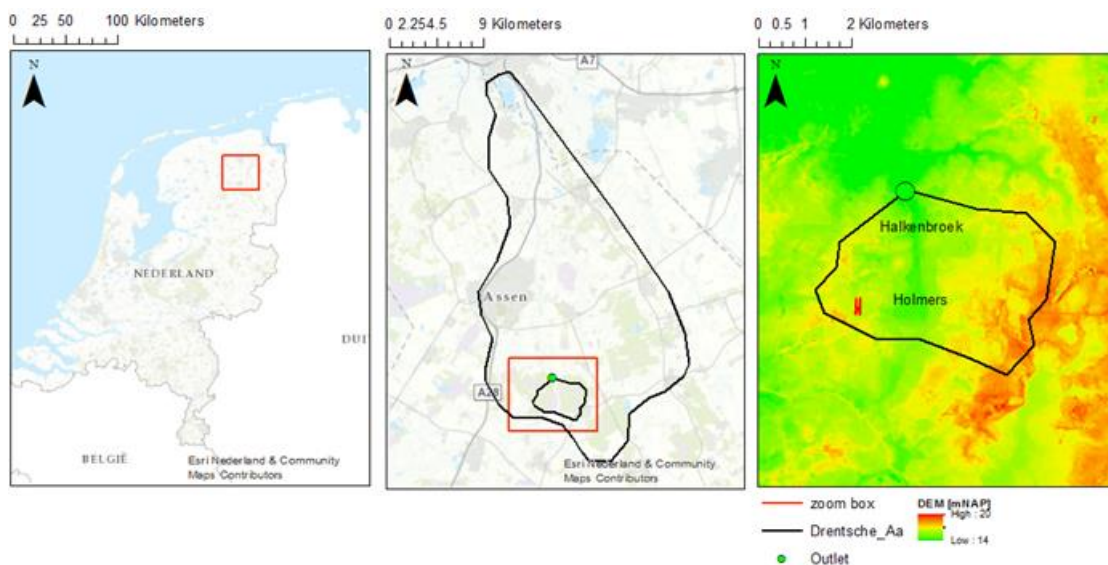


Figure B5.2: The location of the study area projected on a topographical map (left and middle) and on a DEM (right).

Geology and aquifer properties

The topsoil on the slopes at the east and west side of the valley, consist of fluvial sands on top of bolder clay deposits from the stratum 'van Gieten' of the 'formation of Drenthe'. The

formation of Drenthe consists of glacial and periglacial deposits from the Saalian period. The bolder clay deposits form the upper bound of this formation (Doppert, 1975). The fluvial sand deposits from the formation of Boxtel were deposited in the period from middle Pleistocene up to the Holocene (Schokker et al, 2015). In the valley the bolder clay deposits are absent and the fluvial deposits are directly deposited on top of the glacial deposits of the 'Peelo formation'. In the valley the Boxtel deposits are covered with peat deposits from the Holocene. This peat deposits were removed in the Holmers area as part of the stream restoration measures. The Peelo formation was deposited during the Elsterien and includes extreme fine to extreme coarse sands (Ebbing, 2003). The strata of the Peelo formation have a U-shaped spreading near the catchment. The geo-hydrological base is formed by the marine deposits of the 'Breda formation'. In figure B5.3 the stratification is shown in a west-east profile in the Holmers area.

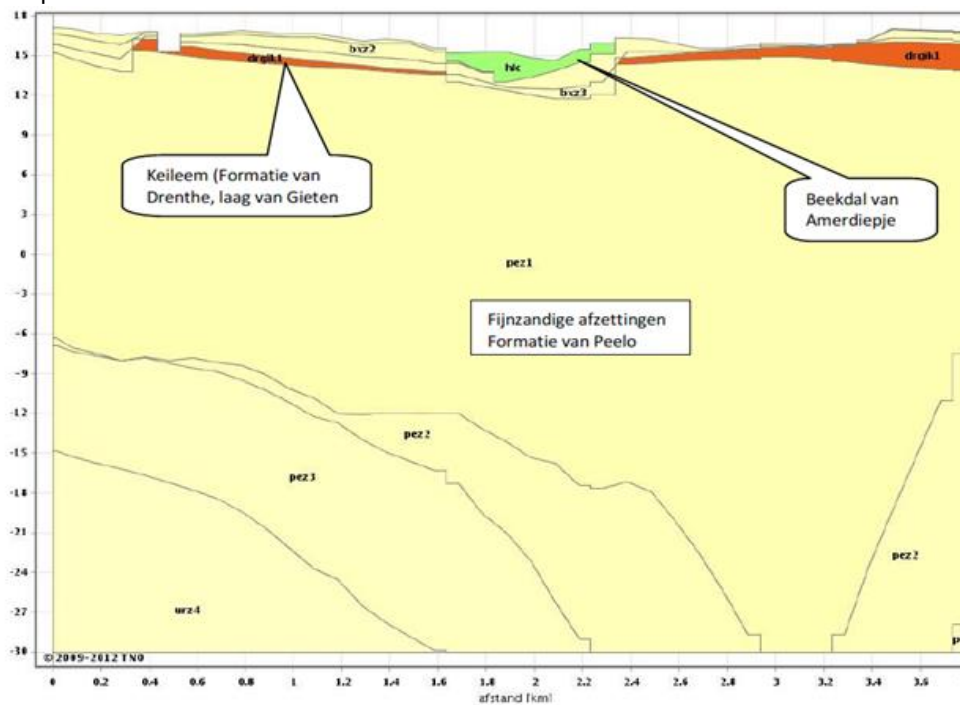


Figure B5.3: Geological west-east cross-section in the Holmers area based on REGIS II from. With the abbreviation BXZ for deposits from formation of Boxtel, DRGIK (orange) for deposits from the formation of Drenthe, PEZ for deposits from the formation of Peelo and HLC for deposits from the Holocene.

The TNO build regional hydrogeological model REGIS II v2.1 translates the lithological composition into hydrogeological layers with equal hydraulic conductance. Figure 3 shows a profile of the hydrogeological stratification in the catchment based on the REGIS II v2.1 model. Both the sandy deposits of the Peelo formation and the fluvial deposits of the Boxel formation have high K_h values and can be considered aquifers. The periglacial bolder clay deposits have a very low K_h and when present act as an aquitard, confining underlying aquifer. The aquitard can also create perched water tables in the aquifer on top of the bolder clay deposits. The perched aquifer varies in thickness within the catchment. In most part of the catchment the thickness ranges between 0.5 and 1.5 meter. The maximum thickness within the catchment is 2.5 meter. The underlying semi confined aquifer has an average thickness around 150 meters and is confined at the bottom by the top of the 'Breda formation'. Around the steam valley and at the most elevated part of the eastern flanks, the bolder clay deposits are absent. At these locations the groundwater system consists of a single aquifer.

Because of the hydrological importance of the bolder clay deposits, the characterization and parameterization in MIPWA 2.0 (REGIS II) was evaluated in. This resulted in an improved mapping and parameterization of the aquitard, which was completed by TNO in 2013 (Vernes et al, 2013). The improved version of the aquitard was implemented in MIPWA 2.1, using the

PWT module. In figure B5.4 the schematisation of the bolder clay deposits implemented in MIPWA 2.1 is shown. The Bolder clay layer is perforated by Pingo ruins from the last periglacial period. Many of the Pingo ruins now consist of small lakes where peat formation is taken place. The hydrological resistivity of the bolder clay deposits is high and depends on the thickness of the deposits (Vernes, 2013). The average thickness is 1.5 meter and decreases towards the edges of the deposits. The maximum thickness in the catchment is 3.5 meter at the eastern flanks.

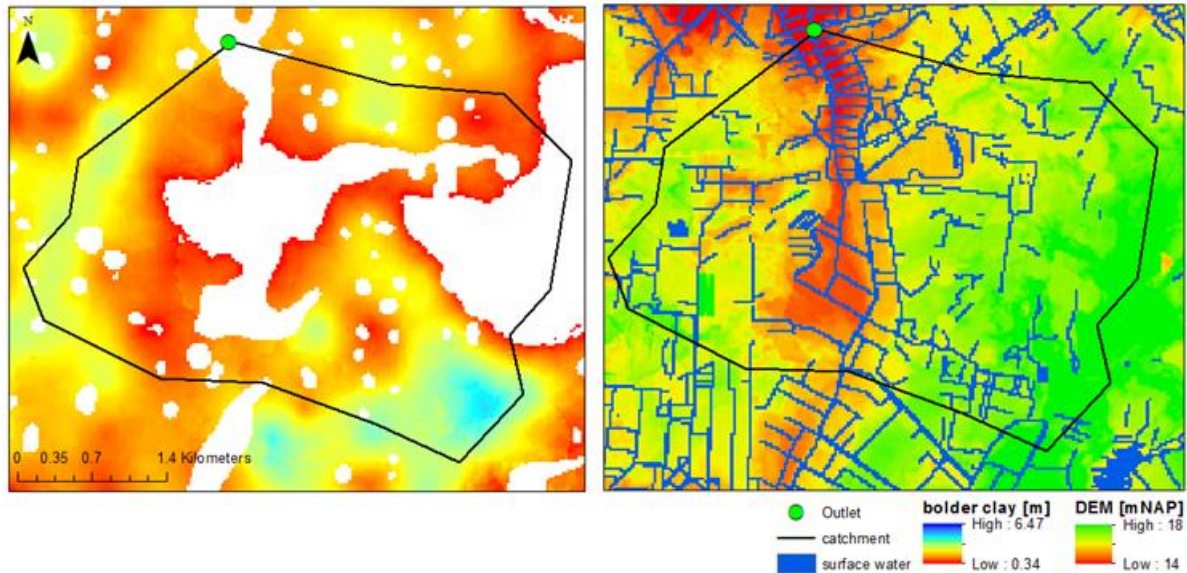


Figure B5.4: Bolder clay deposits and surface water schematisation. The left map shows the thickness of improved bolder clay schematisation based on Vernes (2013). The right map shows the surface water levels in the study area based on the MIPWA 2.2 schematisation.

Surface water

In figure 4 the spatial extend of the surface water system in the catchment is shown. The surface water system can be divided into two separate systems. The main stream system in the valley area and the drainage system on the elevated flanks of the catchment. Due to the absence of the bolder clay deposits, the main stream drains the regional aquifer system. The drainage system of the flanks mainly drains the shallow phreatic aquifer on top of the bolder clay deposits. The main stream drains in northern direction. At the outlet the discharge is controlled by a weir. In the middle of the valley, at the boundary between the Holmers and Halckenbroek area, the stream is connected via a culvert. The drainage system on the flanks consists of trenches and ditches. It is assumed that most trenches were inactive and only active during the afforestation process. A part of trenches were disconnected from the surface water system by clogging the in- and outlets of some transects.

Stream restoration measures

There were no clear record and timelines available of the implementation of the stream restoration measures. The implementations on the restoration measures could only be linked to various time periods and not to specific years. Most of the restoration measures were implemented in the Holmers area between 2000 and 2007. In between the period 2012-2013 the restoration measures in the Halckenbroek area were implemented.

During these two periods the following measures were implemented:

1. Holmers (2000-2007): In the stream valley most of the drainage system was removed. One agricultural parcel at the east side of the Holmers remained and is still drained by one ditch. In the rest of the catchment (the flanks) the drainage system was only removed at specific locations.
2. Holmers (2000-2007): The peat topsoil was removed to lower eutrophic conditions and increase the inundation zone. The removal depth ranges from 0.1 meter at the

sides, up to one meter in the middle of the valley. In the Halckenbroek area this topsoil was only removed in front of the weir.

3. Halckenbroek (2008, 2012-2013): The surface water level was increased in two stages (crest level weir); in 2008 from 13.0 to 13.5 meter and in 2013 from 13.5 to 14 meter relative to NAP (mNAP). To make the increase to 14 mNAP possible, the weir was renewed, the dyke that forms the northern boundary was increased and a drainage basin in front of the weir was excavated. This was done in the period 2012-2013.
4. Holmers and Halenbroek (2000-2007, 2012-2013): The incised streambed was raised. In the Holmers area this was done in the period (2000-2007) and in the Halckenbroek area in the period (2012-2013).

Beside the implemented stream restoration measures, there are ambitions to implement measures on the catchments flanks that were expected to have an effect on the groundwater and discharge dynamics in the study area. A large part of the study area is covered by a forestry consisting of a mix of deciduous (30 %) and coniferous (70%) trees. The national forest management institute Staatsbosbeheer plans to redevelop the forestry to a more natural forest, by removing large parts of the drainage system and returning to a more natural occurring deciduous tree type. Staatsbosbeheer would like to know what the effects of these measures would be on the groundwater and discharge dynamics.

2.2 Data analysis

To understand how the implemented stream restoration measures could affect groundwater and stream discharge dynamics, the hydrogeological system was analysed. The hydrogeological system was analysed based on geological, groundwater, surface water and climatically conditions.

Groundwater

To analyse the groundwater system and to validate the used groundwater model, a total of 34 piezometers were selected from the 'DINOloket' service from TNO. This is an open source portal where all data from the DINO database is retrievable (DINOloket, 2016). The 34 piezometers were distributed over 22 locations and selected based on the spatial distribution and available time period of the measurements. In paragraph 2.3.3 the selection of used piezometers, and validation process is further explained. To characterise the groundwater system and to develop the conceptual model, data of five piezometer locations was used. The locations represent different areas of the catchment based on the surface elevation. Unfortunately there were no observation locations available for the most elevated area in the catchment; the eastern flanks of the catchment. In figure 5 the locations of the piezometers are shown. In table B5.1 the precise location, surface elevation and representative areas are shown.

Table B5.1: The used groundwater observation locations for the groundwater analysis.

Id	X	Y	Area	Elevation [mNAP]	Represents
B17B0271	238418	546352	Holmers	15.84	Southern flank
B17B0261	238424	547230	Holmers	14.39	Stream valley
B17B0257	238361	548552	Halckenbroek	14.02	Stream valley
B17B0246	237480	547880	Halckenbroek	15.34	Western flank
B17B0273	238238	549542	Halckenbroek	13.86	Downstream

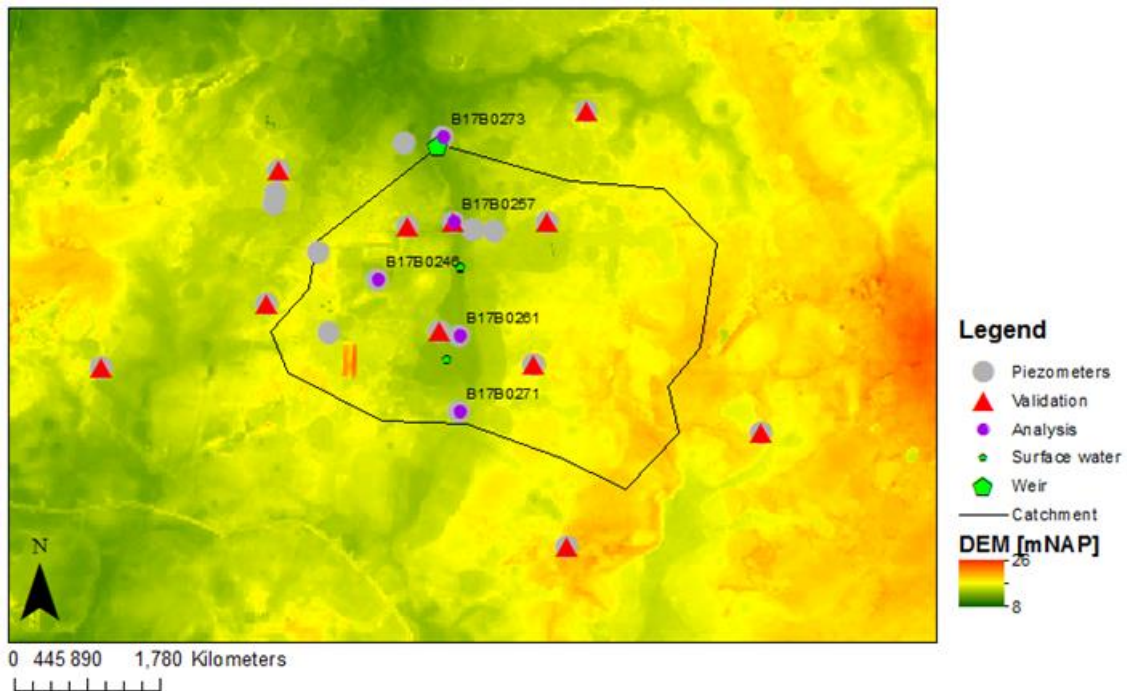


Figure B5.5: The location and use of the surface and groundwater observation points projected on the DEM. The locations used in the groundwater analysis are shown with id.

Surface water

To analyse the surface water system, the calculated discharge rates and recorded surface water levels of the Water Authority 'Hunzen en Aa' were used. These measurements were done at the weir, at the outlet of the Holmers-Halkenbroek catchment. The recorded discharge is only available since 2000. To calculate the cumulative discharge, NA-values were cleared from the dataset. For the days without recorded discharge, the discharge was linearly interpolated between the recorded discharge before and after this day and/or period. The recorded discharge flux was translated to mm of discharge using a catchment area of 13.45 km². This area was calculated with ArcGIS using the estimated catchment boundary, which is shown in figure B5.5.

Since 2015 the Water Authority installed three additional surface water observation devices, to evaluate the inhibitory effects of the culvert and swamp development, on discharge rates. The inhibitory effects were evaluated during this study. The data was also used to estimate the gradient of the surface water levels in the stream. In figure 5 the locations of the surface water observations are shown. In table B5.2 the elevation of the streambed at these locations are shown.

Table B5.2: The used surface water level observation locations in the main stream.

Id	X	Y	Stream bed [mNAP]
Holmers 1	238419	547999	13.58
Holmers 2	238272	546943	13.98
Halkenbroek	238418	548019	13.47
Weir	238168	549429	12.31

Surface water levels measurements alone cannot be used to identify processes that inhibit discharge rates. The Chezy equation for open channel flow identifies three important factors controlling discharge rate:

$$Q = A \cdot v = A \cdot C \cdot \sqrt{R \cdot i} \left[\frac{m^3}{t} \right] \quad [1]$$

With Q as volumetric discharge, A as wetted cross-section [m²], v the flow rate [m/t], C as Chezy roughness coefficient [m^{1/3}/t], R as hydraulic radius [m] and I as bottom slope [m/m].

Both the wetted cross-section (A and R), bottom slope (i) and roughness of the channel bed (C) control the discharge rate. A change in the surface water levels could be caused by either one of the factors that control discharge rates. Since only surface water levels were known, data on the bottom slope and wetted cross-section was required during a gradient surveys. For this gradient survey the Spectra Promarker 800 (Ashtech, USA) rover system was used. This system has a high accuracy of one cm.

Climatological condition

The climatological data was taken from the Dutch meteorological institute (KNMI). The used station for precipitation was number 337 in Schoonloo, east from the catchment. The used station for the Makkink reference evapotranspiration (RET) was station 279 in Hoogeveen, southwest from the catchment. For both precipitation and RET, daily summed data was used.

The RET was translated to potential evapotranspiration (PET) using crop factors from the Alterra build unsaturated zone module (MSP) from MIPWA 2.2. The crop factors depend on the grow cycle(s) of the vegetation, and can therefore vary over time and per vegetation type. In appendix 1 the calculations are shown. The landsuse map was used to calculate the percentage of coverage using ArcGIS. The used crop factors are shown for the 9 land use types that were found within the catchment. The PET was calculated using the crop factors and interception factors for the forest. For forest the interception evaporation is of great importance and is not well captured by using vegetation factors alone (Walsum, 2011). In this study therefore the interception transpiration was included in the PET as a separate flux. The measured precipitation was corrected for interception losses in forest areas. The calculations are also shown in appendix 1.

Water balance

The collected and calculated data on groundwater, surface water and climate, were used to calculate a simple water balance for various years. The water balance was used to quantify the prevailing drainage or recharge conditions within the catchment. The water balance was calculated using:

$$Deficit = \downarrow PP_{net} - \uparrow PET - \uparrow Q \mp dS \quad [2]$$

With dS as the change in storage, PP_{net} as the net precipitation, PET as the potential evapotranspiration and Q as the stream discharge

In this equation both the Deficit and dS were unknown. The yearly change in storage however, was assumed to be limited. The recorded groundwater levels showed an annual variation with low summer and high winter levels. Since there was no clear trend visible between the various years, the change in storage in the catchment was assumed to be small and negligible. The calculated deficit therefore represents changes in recharge/infiltration conditions. The calculated deficit is a conservative estimate because PET is used instead of actual evapotranspiration (AET). The calculated deficit is therefore a minimum 'deficit' which is expected to be larger in reality, because the effect inhibitory effect of soil moisture depletion is not taken into account. The water balances were calculated per year, for a total of 7 years. The 7 years represent the periods with the weir level set at 13, 13.5 and 14 mNAP respectively. To calculate the cumulative discharge NA-values were cleared from the dataset. For the days without recorded discharge the values were linear interpolated between the values, from before and after the NA period. The recorded discharge flux was translated to mm of discharge using a catchment area of 13.45 km².

2.3 Simulations using MIPWA 2.2

To quantify the spatial and temporal effect of the stream restoration measures on groundwater level and river discharge dynamics, the regional groundwater model MIPWA 2.2 was used. In this paragraph the MIPWA 2.2 model setup, validation setup

2.3.1 Model setup MIPWA 2.2

MIPWA 2.2 is an iModflow based, finite difference and spatial distributed, regional groundwater model, build for the northern part of the Netherlands. The first version was built by TNO, version 2.2 of the model was released in 2013 by Deltares. In this version the MetaSwap (MSP) and Perched Water Table (PWT) modules were added to the initial MIPWA model. Table B5.3 shows the 16 active modules in the MIPWA 2.2.

Tabel B5.3: Active modules in MIPWA 2.2 (Vermeulen et al,2015)

iModflow code	Modflow code	Module	Active model layer
cap	UZP	MetaSwap	1
bnd	BAS	Boundary condition	1-7
shd	BAS	Starting heads	1-7
kdw	BCF/LPF	Transmissivity	1-7
vcw	LPF	Vertical resistance	1-7
sto	BCF/LPF	Storage coefficients	1-7
pwt	[-]	Perched water table	1
ani	LPF	Anisotropy	1-7
wel	WEL	Well	1-7
drn	DRN	Drainge	1
riv	RIV	River	1-2
ghb	GHB	General head boundary	1-7
olf	DRN	Overland flow	1
top	DIS	Top elevation	1-7
bot	DIS	Bottom elevation	1-7
chd	CHD	Constant head	1-7

The MIPWA model consists of 7 model layers, with in the study area a maximum depth of -180 mNAP. The model schematisation was based on the TNO build hydrogeological model REGIS V II.0 (2005), and various provincial scales build groundwater models (Snepvangers et al, 2007). The REGIS resolution was 100 by 100 meter and was up scaled to the model resolution of 25 by 25 meter. The geo-hydrological base is formed by the top of the 'Breda formation'. In the initial parameterisation phase, the transitivity's and anisotropies of the aquifers, and resistances of the aquitards were based on the REGIS model. The final parameter values were set after the calibration and optimisation process. The phreatic and elastic storage coefficients were set at 0.15 and $0.1 \cdot E^{-5}$ respectively. The total spatial extend of the MIPWA model is approximately 24.000 km², the spatial extend of the sub-models is approximately 121 km². The temporal extend is 12 years, running from beginning of 1989 until end of 2001. For this period data on precipitation, potential evaporation and groundwater extraction is available. To create transient boundary conditions for the sub models domain boundaries the MIPWA model was run in its complete spatial and temporal extend. This was done at a course resolution of 250 by 250 meter. The resulting head distribution is used as a (transient) head boundary condition for the individual sub-models using the CHD package.

The theory behind the iMOD GUI, iModflow code and the MIPWA model are explained by Vermeulen et al (2015) and Snepvangers et al (2007). In appendix 2, only the modules from which the input data was adjusted during the study are explained in detail.

Bolder clay deposit schematization MIPWA 2.2

Because of the hydrological importance as stated in paragraph 2.1.1, the improved bolder clay schematisation (Vernes et al, 2013) was validated during this study. This was done by comparing the schematised distribution of the bolder clay with the bolder clay deposits found in the available geological drilling in the study area. The geological data was taken from the 'DINOloket' service of the Dutch Geological Survey TNO. A total of 1455 geological drillings were used covering a total area of 115 km². With a relative even distribution, an average

density of one drilling per 0.09 km² was available. Most of the available geological drillings have a maximum depth of approximately 5 meter below the surface level. The DINOLOket format was translated to an iMOD format and was visually analysed using the 3D tool in iMOD. To analyse the deeper geology the TNO build REGIS II v2.1 hydrogeological model was used. This model gives 3 dimensional interpretation of the hydrogeological stratification. The model has a resolution of 100 by 100 meter and near the study area based on approximately 6 drillings with a maximum depth of 200 meter below surface elevation. The used interpolation techniques to create the three dimensional geological stratification was described in the study of Vernes et al (2013).

Validation methodology

The MIPWA 2.2 model was validated using two separate periods. In figure B5.6 a schematisation of the validation process is shown. The first period (1993 until end 2001) was representative for the initial situation without the implemented stream restoration measures. This validation period was used to improve the original MIPWA 2.2 models performance, which resulted in the adjusted model version. The second period (2014-2015) was representative for the current situation. Since 2013 the stream restoration project was finished and all measures were implemented in the study area. The second period was used to evaluate the adjusted model performance with the simulation of the (combined) implemented restoration measures included.

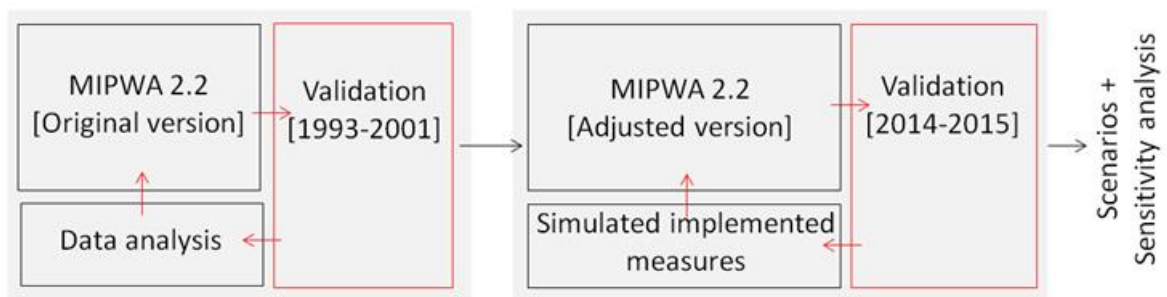


Figure B5.6: The use validation methodology in this study. On the left side the validation process without the simulated restoration measures, on the right side the validation with the simulated measures included.

Validation components

From the initial 31 groundwater head observation points as described in paragraph 2.1.2, 14 observation points were used in the validation process in validation period 1993-2001. This selection was made based on the spatial distribution, depth of the filter and completeness of the available datasets. The selected 14 observation points were distributed over 11 locations with filter depths corresponding to the first 5 model layers of the MIPWA 2.2. For the second validation period 2014 – 2015, 4 extra observation locations were used for the validation of the simulated measures. For these locations there were no records available to use in the validation period 1993-2001. In these datasets the measurements are bimonthly available. The results from iModflow were available on a daily time-step. For the validation process, the measured and simulated datasets were merged based on corresponding dates.

For the validation of the discharge flux, the available time series of the Water Authority 'Hunze en Aa' was used as explained in paragraph 2.2.2. These measurements were available at an hourly time-step in the period 2000-2015. For the validation process the hourly measurements were summed to daily totals. The simulated discharge was calculated by summing the fluxes from the OLF, DRN, RIV modules. The water balance tool from iMOD was used to calculate the volumetric OLF, DRN and RIV fluxes within the catchment boundary per time-step. The used catchment boundary was estimated based on a DEM.

Validation parameters

By plotting the actual against the modelled data a simple linear regression analysis can define the R^2 .

R^2 gives an indication of the goodness of fit for fluctuation in the modelled data. The R^2 has a range between -1 and 1, where -1 indicates a negative correlation and 1 a positive correlation (Wanders et al, 2011). When the simulated discharge is biased the R^2 can still be very high, but may not have the exact values of the observed discharge since the R^2 only accounts for the fluctuations (Wanders et al, 2011).

The Nash-Sutcliffe model efficiency (NS_{eff}) also accounts for the bias in the simulated heads and discharge and is given by:

$$NS_{eff} = 1 - \frac{\sum_{t=1}^T (Q_o^t - Q_m^t)^2}{\sum_{t=1}^T (Q_o^t - Q_o)^2} \quad [3]$$

The NS_{eff} has a range from $-\infty$ to 1, where 1 is an excellent fit and any value below 0 is worse than using the mean observed head as a model (Nash and Sutcliffe, 1970).

The NS_{lag} was developed by Wanders et al (2011) to account for problems with the NS_{eff} when daily data is fitted. Because the exact timing of the precipitation event is not known and could vary within 24 hours, the corresponding discharge peak could vary the same 24 hours and may take place in the day after the precipitation event. The formula for this parameter is given by:

$$NS_{lag} = 1 - \frac{\sum_{t=1+x}^{n-x} \min(\sum_{t-x}^{t+x} [Q_o(t) - Q_m(t)])^2}{\sum_{t=1+x}^{n-x} (Q_o(t) - Q_o)^2} \quad [4]$$

For this validation a lag-time of one day was used ($x=1$). Since the groundwater head validation is based on bimonthly values, $x=1$ would mean a lag-time of half a month. The NS_{lag} was therefore only used for the validation of the discharge.

Simulating restoration measures

The various stream restoration measures as defined in paragraph 2.1.3 were simulated in the MIPWA model. The methods of simulations are described in this paragraph, the spatial extend of the simulations are shown in figure 7.

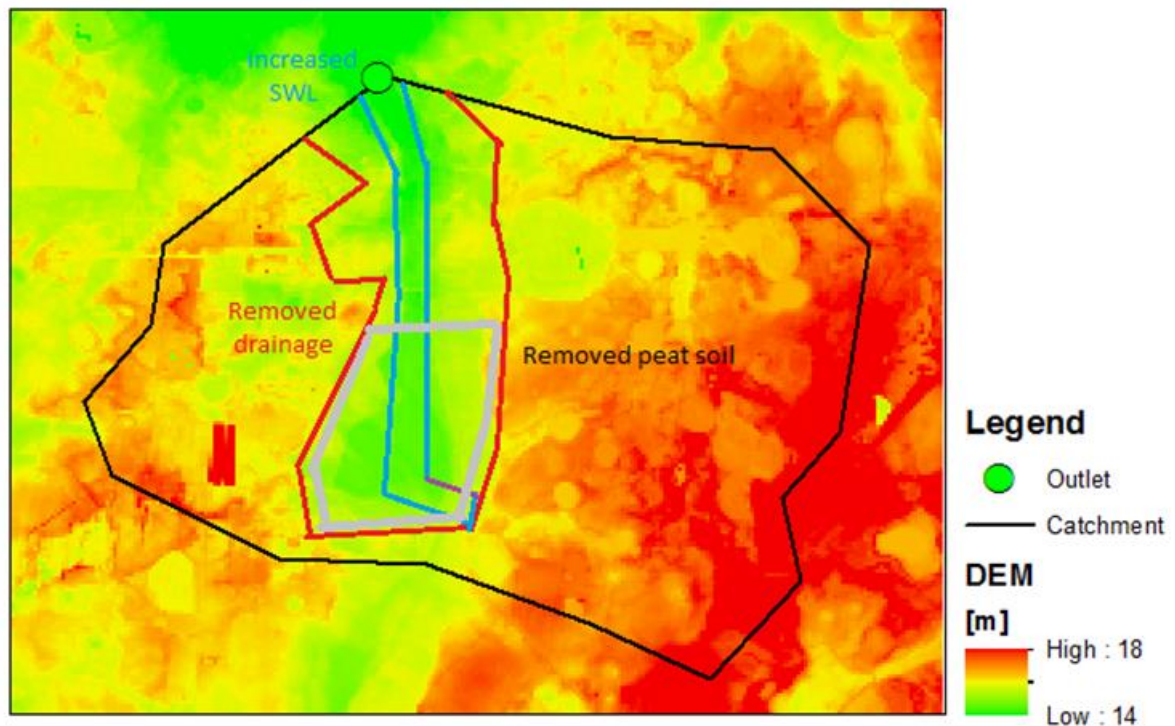


Figure B5.7: Spatial extend of the simulated stream restoration measures. Removal of peat soil in Holmers area

To simulate the changes in elevation due to the removal of the peat topsoil in the Holmers area, the surface elevation maps in the MetaSWAP (MSP) and Overland flow (OLF) module were adjusted. Since there is no data available on the removed peat depth, both the AHN-1 and AHN-2 DEM were used to estimate the changes in elevation. The gathering period of the AHN-1 DEM, was 1996-1997 around the study area (Zon, 2013). The gathering of the AHN-2 DEM was done in 2012 around (Zon, 2013). The top soil excavations in the Holmers area were executed in the period 1999-2002. The AHN-1 therefore represents the pre-excavating conditions. During this study the AHN-1 DEM was filtered using the same iMOD tool and parameters as described by Snepvangers et al (2007). The filtered AHN-1DEM was implemented in the valley area, for the model runs before 2013. This 'pre 2013 DEM' was also used for the elevation input in the MSP module.

Increased stream bed level

Rising of the stream bed is expected to have a quantitative effect when groundwater levels drop below the stream bed. In the river packages of iMODFLOW, the surface water level in the stream is specified as input. When groundwater level drop below this level, drainage stops and infiltration starts. Because the Holmers are is the most upstream part of the catchment, surface water levels in the stream are expected to decrease with decreasing groundwater levels, until the stream bed is reached. This requires iMODFLOW to maintain a water balance for the surface water system. This is currently not possible with the river packages.

Changes in weir levels

To simulate the effects of the increased weir levels, the water level in the main stream was increased. The spatial effect of the increased weir levels was expected to be limited to surface water system in the valley area. The surface water levels on the elevated flanks increase towards a maximum of approximately 17 mNAP at the eastern flank. Only in the valley area surface water levels below 14 mNAP were found. The surface water level gradient in the main stream was based on the measurements that were done in 2015 (see paragraph 2.2.2).

To evaluate the effect of the restoration measures under natural conditions, without the weir controlling the surface water levels, the surface water gradient in the main stream was altered. The most upstream levels was set at 13.4 mNAP. The surface water levels is the most upstream part of the catchment was assumed to be equal to the stream bed. At this location the streambed elevation was 14 mNAP in 2015. Since there was no data available on raising depths of the stream bed in the mains stream, the original streambed depth was assumed to be 60 cm below current levels. For the surface water levels at the outlet of the catchment, the surface water levels downstream of the weir were used.

Removed drainage

To simulate the removal of parts of the drainage system, the corresponding drainage components from the RIV and DRN modules were deleted from the input files.

Forest conversion

To simulate the effect of changes in forest type on the ground and surface water dynamics, the land use map from the METASWAP (MSP) module was altered during this study. This map relates the various land use types to the used crop factors in the MSP module. The root zone thickness was not altered for this purpose. The root zone thickness in the MSP module is calculated based on soil and vegetation type. Changes in root zone thickness between deciduous and coniferous forest, could therefore not directly be related to changes in root zone thickness.

Simulation methods

To calculate the individual effect of the implemented stream restoration measures, various scenarios where simulated. The simulated scenarios are summarized in table B5.4. The

scenarios A-E were combined validated in the validation process as described in the previous paragraph. The effects calculated in the scenarios F-G were not validated.

Table B5.4: The simulated scenarios used to calculate the individual effect of the stream restoration measures. Above the dotted line the effects of the simulated measures were validated. The scenarios A and E are the old and current situations respectively.

Code	Scenario	Ground level	Weir level [mNAP]
A	original	AHN-1	13
B	ground level	AHN-2	13
C	removed stream	AHN-2	13
D	weir level	AHN-2	14
E	removed stream	AHN-2	14
F	removed weir	AHN-1	12.1
G	ground level	AHN-2	12.1
H	removed stream	AHN-2	12.1

To calculate the effects of the aspired stream restoration measures on the flanks of the catchment a sensitivity analysis was done by simulating various percentages of drainage removal and forest type conversion. For these simulations the current situation (scenario E) was used as starting point. The simulated scenarios are shown in table B5.5. The effects calculated in these scenarios were not validated.

Table B5.5: The simulated scenarios used in the sensitivity analysis.

Code	Location	Coniferous [%]	Drainage flanks [%]
E1	east flank	-50	-
E2	east flank	-100	-
E3	west flank	-50	-
E4	west flank	-100	-
E5	catchment	-100	-
E6	east flank	-	-50
E7	east flank	-	-100
E8	west flank	-	-50
E9	west flank	-	-50
E10	catchment	-	-100
E11	catchment	-100	-100

Evaluating groundwater and stream discharge dynamics

The validated MIPWA 2.2 model was used to simulate the effects of the stream restoration measures. The simulated effects on groundwater levels and discharge rates were evaluated using various dynamics parameters and at various locations in the catchment.

Spatial groundwater dynamics

The spatial groundwater level dynamics were quantified using the traditional groundwater dynamics parameters (Alterra WUR, 2016), average highest (GHG), average lowest (GLG) and average spring groundwater (GVG) levels. To calculate the GHG, GLG and GVG levels, the iMOD GXG function was used. This function uses the groundwater levels on the 14th and 28th of every month to find the three highest and lowest groundwater levels per year. These values were averaged over the 10 years of the simulated measurements. The GVG is calculated using the groundwater levels on the first of April, at the beginning of the growing season. These groundwater levels were also averaged over the 10 years of simulated measurements.

To evaluate the effect of changed GHG and GLG levels on the regional aquifer, seepage conditions for GHG and GLG levels were calculated. The seepage pressure head was

calculated by subtracting the GHG and GLG levels of model layers 1 from the GHG and GLG levels of model layer 2. The changes in seepage conditions were compared to change in the simulated discharge.

Temporal groundwater dynamics

The duration plot is considered a method to characterise temporal groundwater dynamics (Alterra WUR, 2016). Mohrlök (2003) also used the groundwater duration plots to evaluate changes in groundwater dynamics. The duration plot shows the groundwater levels relative to the number of days that these groundwater levels were exceeded within a set period. This is shown in the first plot of figure B5.8. The duration plots however, do not show how groundwater levels are exceeded over time. The duration plot only shows the percentage of time a groundwater level is exceeded within the set period. In this study the exceedance events were used to evaluate the variability of groundwater exceedance over time. The exceedance events were calculated for the relative high and low groundwater levels using the 25th and 75th percentile value respectively. The high (H_{25}), and low (H_{75}) groundwater levels represent groundwater levels that are exceeded for 25 and 75 per cent of the time. These high and low percentile values are comparable with the high and low flow parameters, defined in the study of Hendriks et al (2015).

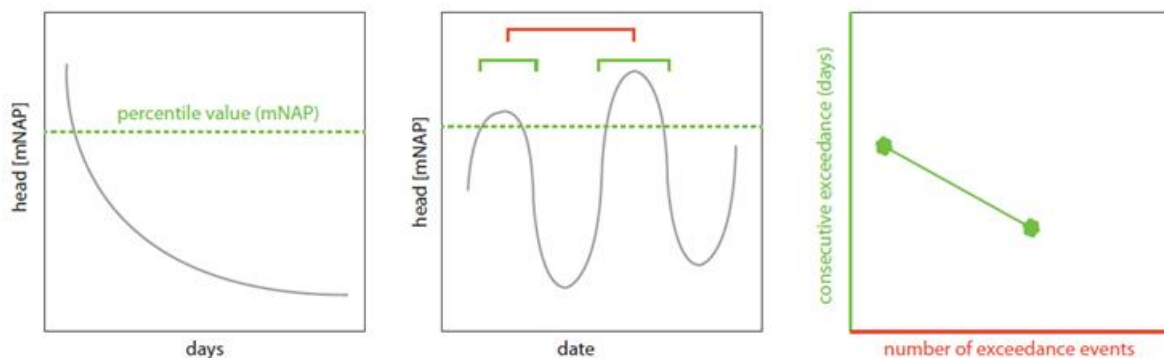


Figure B5.8: Methodology of to evaluate the number and duration of exceedance events. On the left the percentile is calculated by plotting all groundwater levels for high to low. The percentile value is used to calculate the events where the percentile value is equalled or exceeded. In the right plot, the number of events is plotted relative to the duration of exceedance.

In figure 8 the methodology for calculate the exceedance event plots is shown. Based on the duration plots, the high and low groundwater levels were found. These values were used to evaluate the number and duration of times this value was exceeded during the set period. An increase of the number of events shows that the groundwater levels become more variable over time, while an increase in duration of events shows that groundwater levels variation decreases over time. Since this analysis is based on percentile values the high and low groundwater levels change for every timeserie that is analysed. The change in high and low groundwater levels can be used to evaluate how the variations range of the groundwater regime changes. An increase of decrease in both high and low groundwater levels means that the system becomes wetter or more dry respectively. When only the high or low groundwater level change, or change in opposite direction, the variation range of the groundwater dynamics is changed.

Runoff dynamics

The spatial variability of surface water runoff was evaluated using, the simulated overland flow fluxes. For every scenario run the OLF and RIV fluxes were summed. The maps with the total OLF fluxes per grid cell were evaluated relative to the original situation. For every scenario a ratio between the total flux from the OLF and RIV module was calculated, to evaluate the contribution of overland flow to the total stream discharge. From the maps with the summed OLF fluxes the total area from which the OLF flux originates was calculated. This was done to evaluate if changes in OLF flux are related to changes in area from which the OLF flux is generated.

Stream discharge dynamics

The temporal dynamics of the simulated stream discharge were evaluated using the same high and low exceedance levels and events. To evaluate the discharge dynamics the same 25th and 75th percentile value was used to quantify the high and low discharge rates respectively. To evaluate the dynamics of the catchment as a complete hydrological system, the impuls-response of the catchment was evaluated using a hydrograph. This was done for a precipitation event in a relative dry (2013) and in a relative wet year (2015).

Pathline simulations

To evaluate the interaction between the regional groundwater flow and surface water system in the catchment, pathline simulations were done. The iMODPATH function of iMOD was used to perform pathline simulations. The simulations were done using the adjusted version of the MIPWA 2.2 model. The three dimensional flow fields from the iMODFLOW simulations were used as input for the pathline simulations using the iMODPATH function. This function uses particle tracking to simulate the pathlines. The particles were injected at the surface level and within the catchment boundaries. The particles had a lateral distribution of 100 meters. The input period was 1992-2011, with a time step of 14 days. The flow field of the input period was repeated to a total running time of 300 years.

3. Results

3.1 Data analysis

In this paragraph the results of the data analysis are shown. The results of the groundwater and surface water system analysis and calculated water balance are shown in the sub-paragraph 1, 2 and 3 respectively.

Groundwater system

Based on the hydrogeological model REGIS II v2.1, the groundwater system could be divided into two main aquifer systems. The shallow phreatic aquifer on top of the bolder clay deposits and a deeper and more regional semi-confined aquifer below these deposits. When the bolder clay deposits are absent, the groundwater system consists of a single aquifer system. The regional aquifer could therefore be both phreatic and confined, depending on the presence of the bolder clay deposits. Figure B5.9 shows the location and recorded groundwater levels of four piezometers in the catchment. At the locations B17B0246 and B17B0271, bolder clay deposits are present. Here the top and lower filters represent the hydraulic heads in in shallow phreatic and semi-confined regional aquifer respectively.

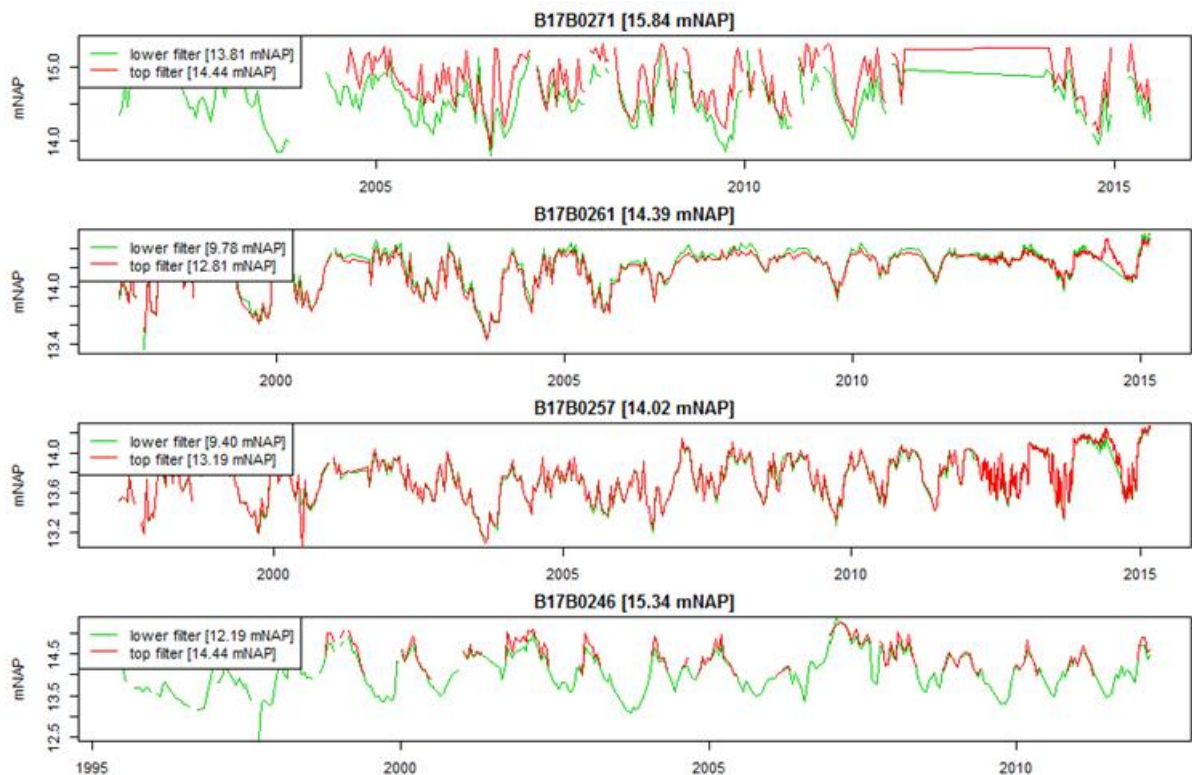


Figure B5.9: The locations of 5 groundwater observation locations plotted on the DEM of the catchment. Below the map, the recorded groundwater levels for four piezometers are shown. Behind every graph title, the ground level elevation is shown. Behind the filter classification the elevation of the top of the filter is shown. The recorded groundwater levels at location B17B0273 are not shown in this figure.

The recorded groundwater heads at locations B17B0261 (Holmers area) and B17B0257 (Halkenbroek area) show that in the valley area seepage conditions occur. In the middle of the Holmers area the seepage conditions occur throughout the year. In the middle of the Halkenbroek area, seepage conditions occur for shorter periods of time. The head differences between the top and lower filter is smaller in the Halkenbroek area. Terwischa (2013) found a south-east groundwater head gradient in the regional aquifer. Since this groundwater gradient is comparable to the elevation gradient, seepage conditions were expected to be equal in the Holmers and Halkenbroek area. The relatively low seepage pressure in the

Halkenbroek area could be caused by the forced surface water level by the weir. At location B17B0261 (Holmers area) the groundwater dynamics are changed in 2006. The increased groundwater levels are most likely caused by the removal of the drainage system in the Holmers area. At location B17B0257 (Halkenbroek area) the groundwater dynamics are not changed much after 2006. The average groundwater levels seem to increase slightly (around 20 cm) from 2008. This could be caused by the increased surface water levels in 2008 (50 cm increase to 13.5 mNAP).

At location B17B0271, the most elevated and upstream part of the Holmers valley, infiltration conditions occur throughout the years. At this location and at location B17B0246 (west flank), bolder clay deposits must be present according to the geological map. It is however unclear if the upper filter of location B17B0271 is located in, or just under the bolder clay deposits. The measured groundwater levels do not seem to be affected by the top of the bolder clay deposits during dry summer period. At location B17B0246 (west flank) this lower boundary to the groundwater levels at the upper filter is clearly visible. During the dry summer periods the thin aquifer on top of the bolder clay dries out, and groundwater level could not be measured anymore at the top filter. At both elevated locations there are no clear changes in the groundwater dynamics visible in time.

Surface water system.

The surface water system can be divided into two separate systems; the main stream system in the valley area and the drainage system on the elevated flanks of the catchment. Due to the absence of the bolder clay deposits, the main stream drains the regional aquifer system. The drainage system of the flanks mainly drains the shallow phreatic aquifer on top of the bolder clay deposits. In the map of figure 9 the spatial extent of the surface water system and the surface water level measuring locations are shown. The main stream drains in northern direction. At the outlet the discharge is controlled by a weir. In the middle of the valley, at the boundary between the Holmers area and Halkenbroek area, the stream is connected via a culvert. The drainage system on the flanks consists of trenches and ditches. It is assumed that most trenches are currently inactive and only active during the afforestation process. A part of trenches were disconnected from the surface water system by clogging the in- and outlets of some transects. In figure 10 the discharge, surface and groundwater levels are shown. The used groundwater observation locations are located in the stream valley, close to the main stream.

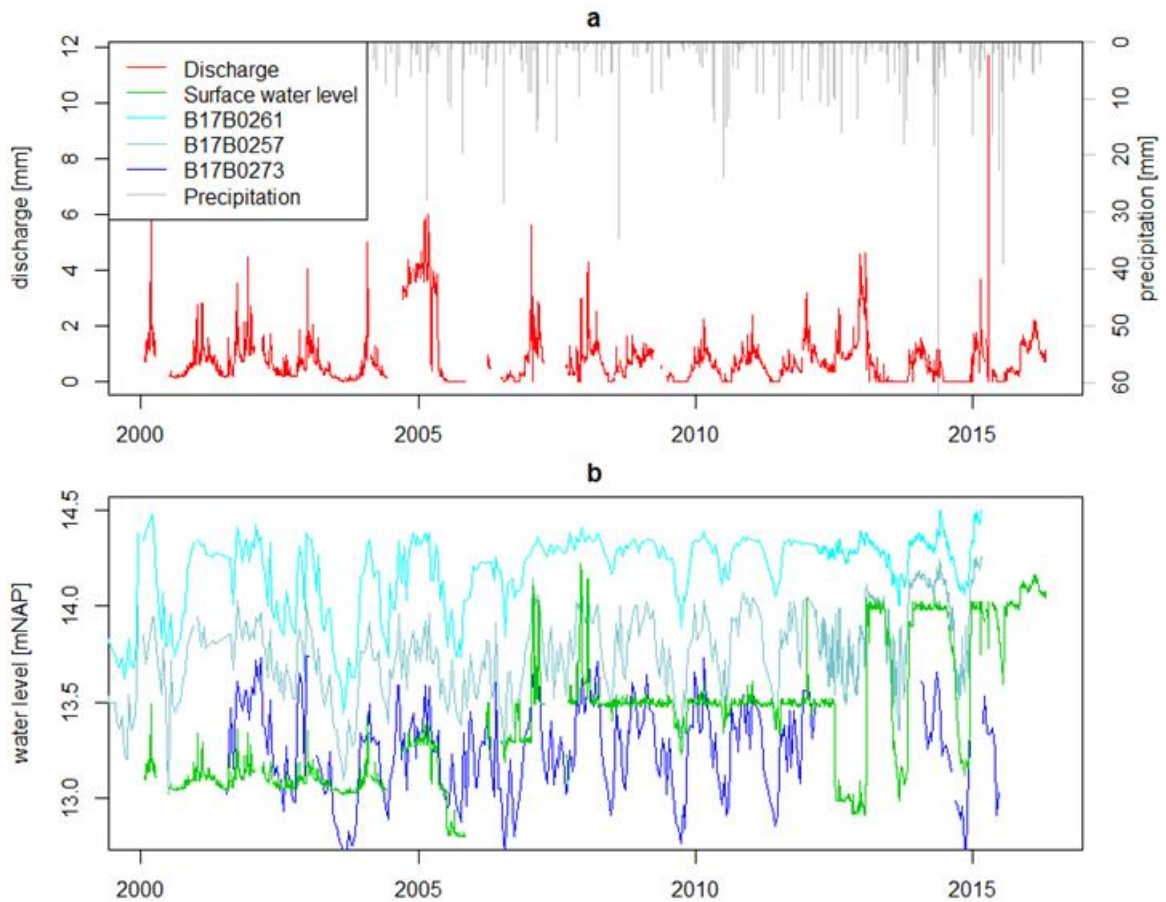


Figure B5.10: Plot a: Observed discharge and precipitation. Plot b: The recorded surface water levels at the outlet and groundwater levels recorded in the valley area. The locations of the weir and groundwater observation location are shown in figure 9.

Discharge data, and precipitation time series are shown in plot a of figure B5.10. In plot b of figure 10 the surface water levels at the weir are shown together with groundwater levels from locations in the stream valley. In 2008 and 2013 the weir level was increased to 13.5 and 14 m NAP. Starting from 2013 the surface water levels drop up to one meter during the summer periods. These large surface water level fluctuations are not recorded before. In the period before 2008, when the weir level is set at 13 m NAP, the surface water level fluctuation appears to be mainly seasonal. When the weir level was increased to 13.5 mNAP, the fluctuation range decreased and surface water levels remain relative constant over time. From 2013 on, the weir level was set to 14 mNAP and the fluctuation range increases to approximately one meter. During these low surface water levels, there is no recorded discharge at the outlet of the catchment. The minimum 'low surface water levels' seem to increase over the years 2013-2015. The groundwater levels in the Halckenbroek (B17B0257) and just downstream of the weir (B17B0273) show the same decreasing water levels. The groundwater level measurements downstream of the weir have a poor temporal resolution.

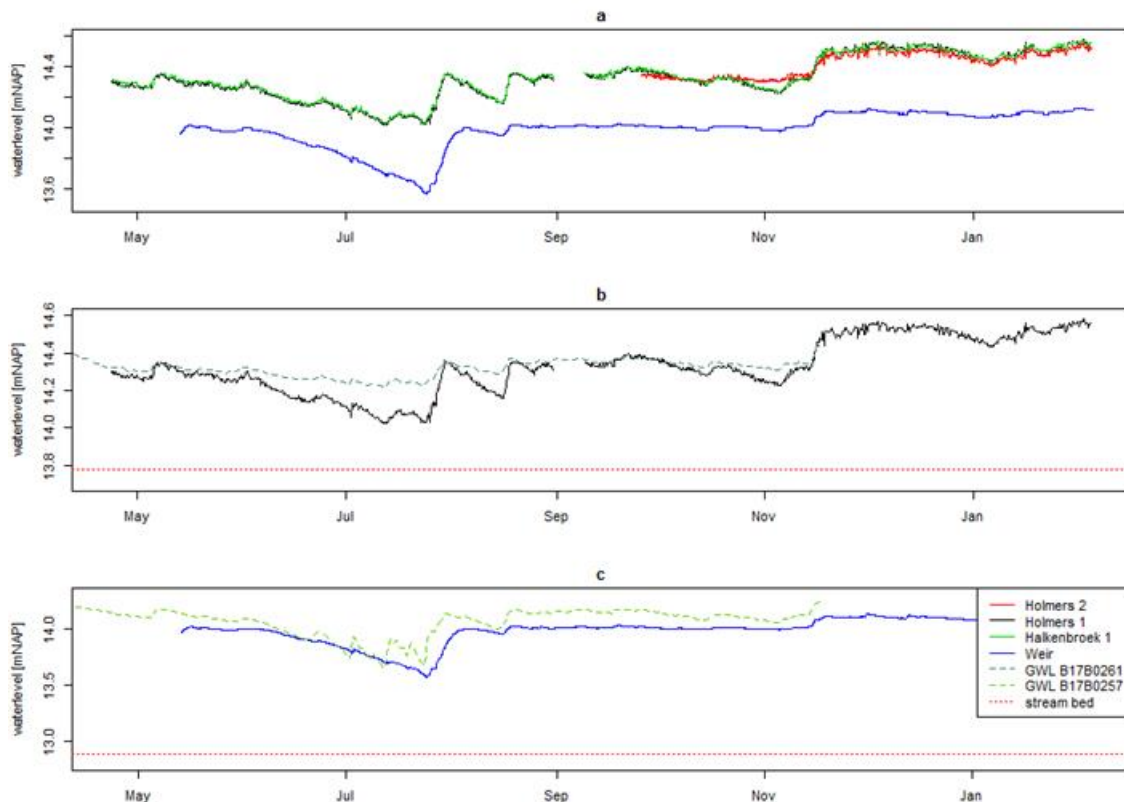


Figure B5.11: The recorded groundwater and surface water levels for 2015. Plot a: the surface water levels measurement for all four locations are shown. In plot b the groundwater and surface water levels in the Halkenbroek are shown. Plot c: the groundwater and surface water levels in the Holmers area are shown. In red the elevation of the stream bottom is shown for the two locations.

Since May 2015 the Water Authority measures the surface water levels at three additional locations in the main stream, beside the weir. The surface water observation locations are situated in the middle and most northern part of the Holmers area, and the most western part of the Halkenbroek area. In figure B5.11 the measured surface water levels are shown (plot a), as well as the groundwater levels and surface water levels in the Holmers area (plot b) and Halkenbroek area (plot c). The surface water level gradient in the stream profile is relative small in the Holmers area (between Holmers 1 and 2) and large in the Halkenbroek area (between Halkenbroek and the weir). The measurements at 'Holmers 2' seem to be incorrect. The surface water levels are always lower than at location 'Holmers 1', indicating drainage in southern direction. Most likely this is due to incorrect calibration to NAP. The plots b and c of figure 11 show that the observed groundwater levels rarely drop below the surface water levels and never below the stream bed in 2015. The groundwater response to surface water levels in the Halkenbroek area is much stronger than in the Holmers area. This could be caused by the relatively small seepage pressure in the Halkenbroek area, as discussed in paragraph 3.1.2.

Main stream surface water level gradient

The surface water level measurement location 'Holmers 1' and 'Halkenbroek' were located directly upstream and downstream of the culvert respectively. The measurements show equal surface water levels and variations over time. Since all Chezy parameters (equation 1) in the culvert were expected to be constant, the culvert should have no inhibitory effect on the discharge rates. The measurements in the Halkenbroek area show a relative large surface water gradient in the main stream. During fieldwork a gradient survey was done to map the stream bed profile of the main stream in the Halkenbroek area. In figure B5.12 the results of this survey is shown.

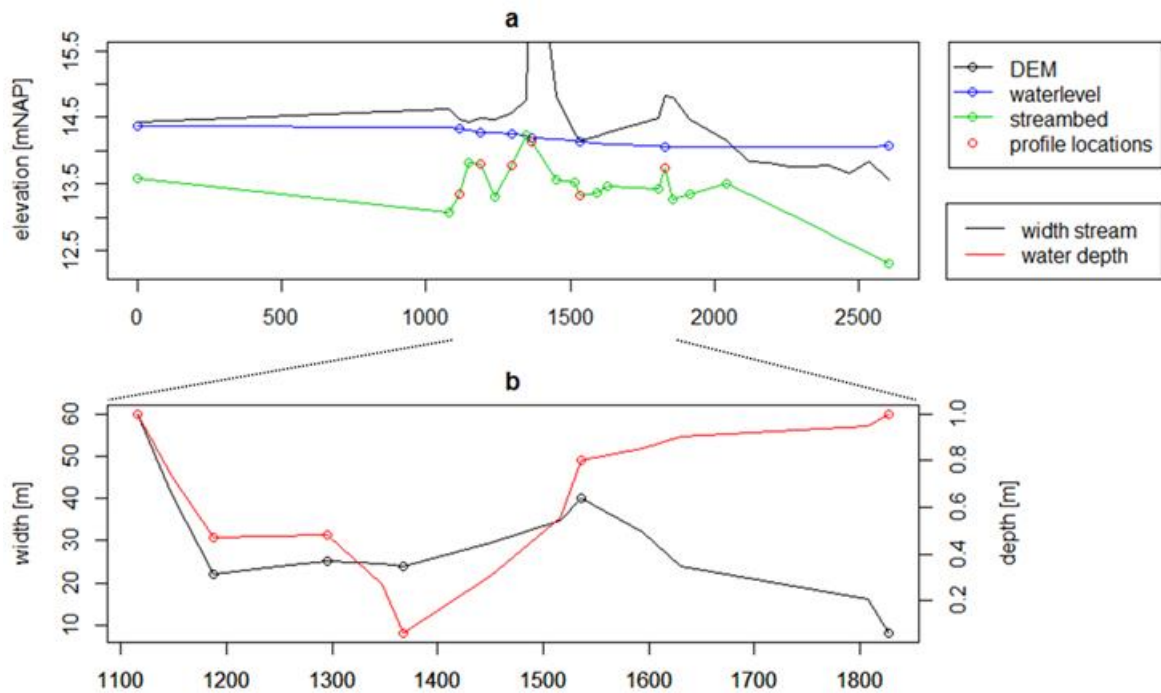


Figure B5.12 the stream profile and surface water levels measured during the gradient survey. Plot a: west-east profile in the valley area. The profile starts at location 'Holmers 2' and ends at the outlet of the catchment. The red points are locations where cross-sections of the streambed were made. The width and water depth measured in the cross-sections are shown in plot b.

In plot a of figure 12 the south-north profile of the stream is shown, with location 'Holmers 2' as starting point and the weir as endpoint of the profile. During the measurements the surface water level difference between the weir and location 'Halckenbroek' was 30 cm. Plot b of figure 12, shows the measured water depth relative to the stream bottom and maximum width of the wetted cross-section. The measured profiles are shown in appendix 3. The results show that the largest surface water level variation occurs between 1150 and 1350 meter. Between location 1350 and 1400 the stream profile area is at a minimum. The profile between 1100 and 1800 meter was relatively dense and equally overgrown with vegetation. This means that the Chezy roughness coefficient (equation 1) did not change much between 1100 and 1800 meter. The cause of the steep surface water level gradient between 1150 and 1350 therefore is therefore expected to be caused by changes in the wetted cross-section (A and R), or bottom slope (i).

Water balance

To evaluate changes in the hydrological system a simple water balance for various years was made. In table B5.6 the totals water balance fluxes are shown. Since the PET was used, the deficit is a conservative estimate, because the inhibitory effect of soil moisture depletion is not taken into account.

Table B5.6: the compiled water balances for 7 years. The comparability are based on wet (W), moderate (M) and dry (D) climatological conditions (PP-PET). The $Q=NA$ stands for days of missing data and $Q=0$ stands for days without recorded discharge. For the days with missing data, the records were filed based on linear interpolation between the period before and after the period of missing data.

Year	PP [mm]	PET [mm]	Q [mm]	comparability	Q=NA [days]	Q=0 [days]	Deficit [mm]
2001	1010	564	340	W	0	0	106

2003	692	632	153	-	0	21	-93
2010	868	586	228	D	3	54	53
2011	922	572	211	M	2	57	140
2013	883	572	193	D	6	186	118
2014	901	597	125	M	16	189	178
2015	1074	561	230	W	39	78	283

The years 2001-2003, 2010-2011 and 2013-2015 represent the periods with the weir level set at 13, 13.5 and 14 mNAP respectively. 2003 is an exceptional dry year. This resulted in a negative deficit, indicating drainage from the regional aquifer. The recorded discharge in 2015 is missing discharge data for 39 days and is therefore less reliable than other years. All other years resulted in a positive deficit, indicating average infiltrating conditions within the catchment. The years 2001/2015, 2010/2013 and 2011/2014 can be considered climatological comparable based on their summed PP and PET. Despite the comparable climatological conditions the measured discharge differs between these years. From 2013 the discharge fluxes become smaller despite the comparable input. The number of days that the recorded discharge becomes zero also increases dramatically. The climatological conditions in 2013, 2014 and 2015 are increasingly wet. This could be the cause of the reduced surface water level drop mentioned in previous paragraph.

3.2 Validating MIPWA 2.2

The original submodel 239 of the MIPWA model was run for the period 1993-2001. The original sub-models spatial extend is 121 km² excluding the used buffer zone of 2.5 km. In figure 16 the models spatial extend and location is shown. Appendix 4 shows the results of the validation analysis for the 15 validation points. In table B5.7 the summarised version is shown.

The relative high R² indicates a good fit to the head dynamics over time. The overall performance of the MIPWA model is poor, indicated by negative values for NS_{eff}. The simulated daily discharge fluxes are relative accurate with a NS^{lag} of 0.8. The low values for NS_{eff} are caused by the relative dry groundwater conditions that are simulated by the MIPWA model. The average bias is around -65 cm. There seems no difference between the model layers, in all layers the offset reaches a maximum average of -1 meter. The validation data for all individual locations are shown in appendix 4. Here the data for three locations is shown. The locations are selected based on variation of surface elevation. Figure B5.13 shows the time series for 3 locations.

Table B5.7 Validation results of submodel 239 for the period 1993-2001.

Location	Layer	Measurements	R ²	N _s	N _s ^{lag}
Groundwater	5	122	0.22	-5.35	
Discharge	1	611	0.48	0.27	0.82

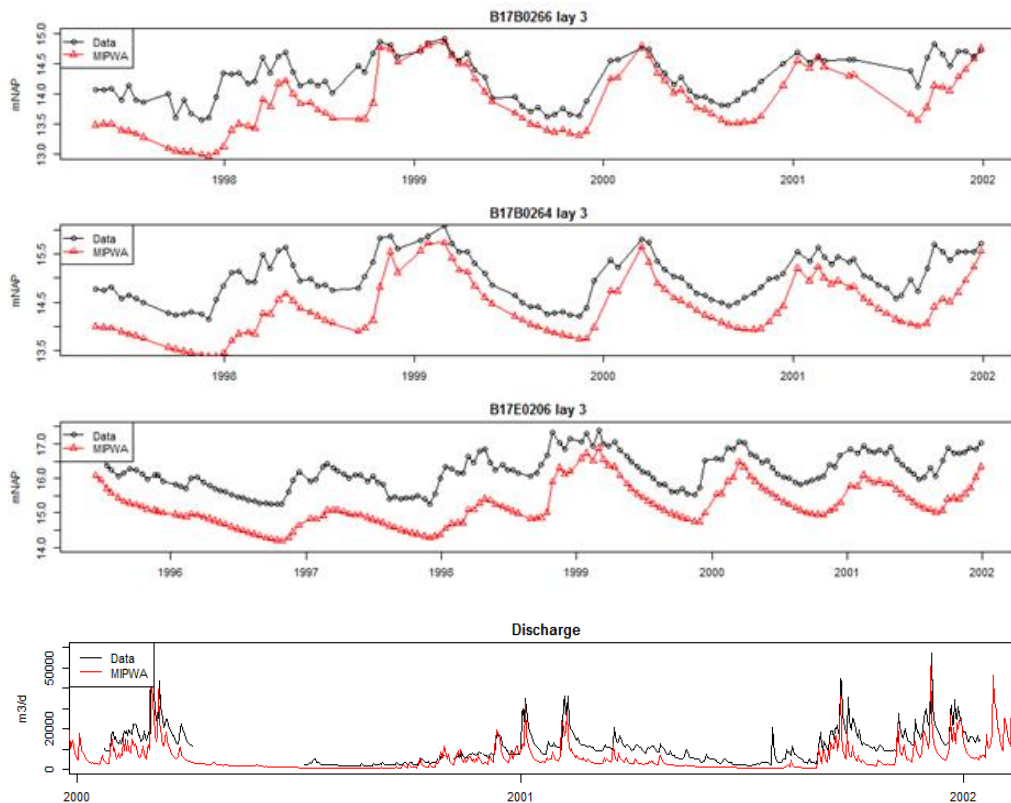


Figure B5.13: Recorded and simulated head for three locations in the catchment, using the original submodel 239 from MIPWA2.2. Location B17B0266 has the lowest surface elevation and is located in the middle of the Holmers area. Location B17B0264 and B17E0206 are located on the eastern flanks and have a surface elevation of 16.8 and 17.6 mNAP respectively.

The three time series show that the simulated groundwater head is most realistic in the lower elevated valley area, and increasingly to low, towards the elevated flanks. The groundwater levels in the summer periods are underestimated in the valley area. On the most elevated location the dynamics seems to be simulated more realistic. The total underestimation at this location is the large and is constant over time. The simulated discharge is relative realistic with a N_S^{lag} of 0.82, but is still lower than the measured discharge flux at the weir. For this study various adjustment were made to improve the models performance.

Bolder clay deposits schematisation

During this study, the schematised distribution of the bolder clay deposits in the study area was evaluated using all available geological drillings. In figure B5.14 two cross sections with both the schematised bolder clay distribution and data from the available geological drillings are shown. In appendix 6 two extra cross-sections are shown. The cross-sections show that the schematised distribution implemented in MIPWA 2.1 is accurate. At all of the areas where the bolder clay layer is schematised, the deposits were found in the geological drillings. Both the top and bottom of the schematisation seems to correspond with data from the geological drillings. Since most drillings were relative shallow, the evaluation of the schematised bottom of the deposits was less accurate.

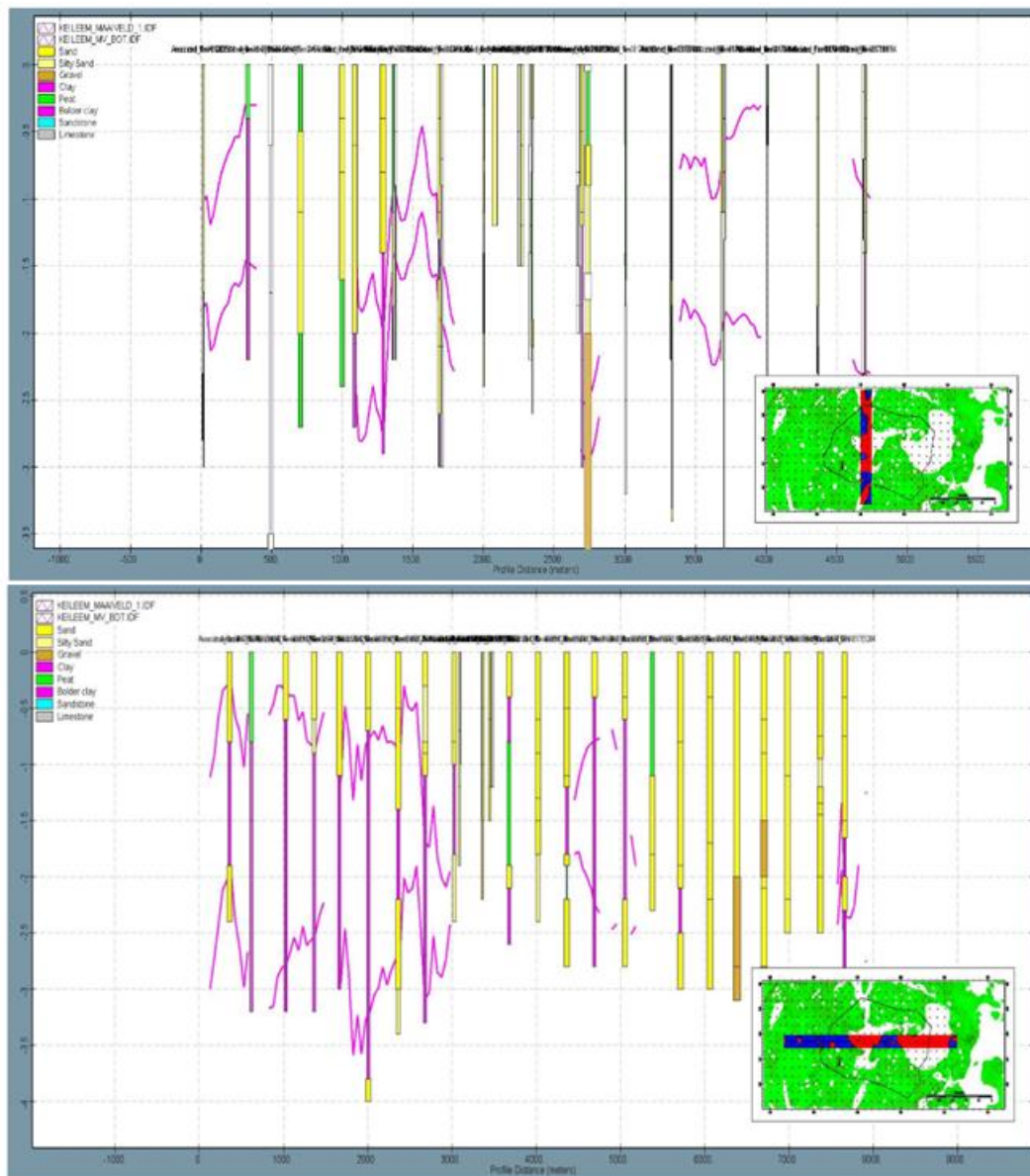


Figure B5.14: Geological cross-sections used in the bolder clay deposits schematisation validation. In the bottom right corner of the two figures the position of the cross-section is shown in the small maps.

Around the stream valley the bolder clay deposits are absent. The geological drillings showed that here, various patches of peat and gravel deposits are present. The relative low and high K_h of these deposits are schematised in the transitivity of model layer 1. However, The REGIS II v2.1 based schematisation in MIPWA 2.2 represents the Holocene deposits as a single unit with comparable K_h . These small scale variations are not schematised accurately in MIPWA. No adjustments to the models geological schematisation were made.

Adjustments to MIPWA 2.2

The MIPWA 2.2 model runs between the period 1989 and 2001. Transient input data on precipitate, evaporation and groundwater extraction is only available for this period. For this study the running period was extended until the end of 2015. For this new period only transient data on precipitation and evaporation was available. To develop the extended MIPWA model, the CHB conditions were adapted.

Extended sub models domain

To study the influence of the boundary conditions on the simulated heads in the study area, the 239 sub models spatial domain was run with two different stationary boundary levels. The boundary conditions were set using the GHG and GLG, which differ by approximately one

meter at the models domains. Figure B5.15 shows the relative difference between the calculated heads using the AHG and AHG boundary conditions for three location in the sub model domain.

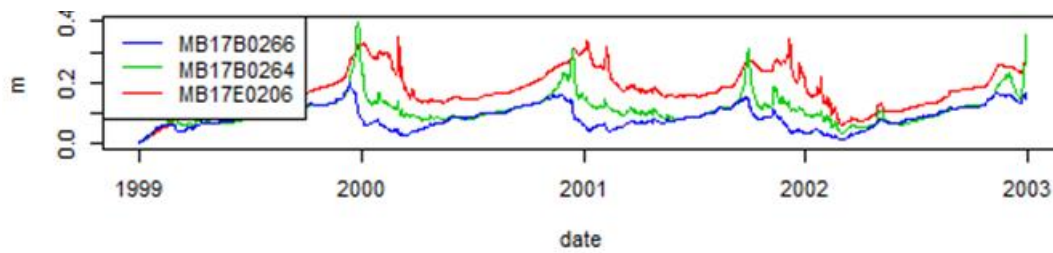


Figure B5.15: The relative difference in calculated head using the GHG and GLG levels as boundary conditions. The differences are shown for three locations within the model domain. The plotted differences are relative to each other (GHG-GLG).

The results showed that in the valley area the effect of the boundary conditions were at a minimum and increased towards the boundary of the models domain. The effect seemed to be seasonal for all 3 locations. Based on these results the spatial extend of the model was increased from 121 km² to 176 km². Due to computing times, the spatial extend could not be increased much further. To further decrease the effect of the boundary conditions, transient CHB boundaries were used for the extended version of the model. In figure B5.16 the spatial extend of the new sub models domains is shown. Plot b of figure B5.16 shows that the spatial extend of the BND boundary includes the surface elevation of saalian megaflute the 'Hondse rug'. This was important to accurately simulate the groundwater flow in the regional aquifer, and thus in the boundary conditions of the sub-models domain.

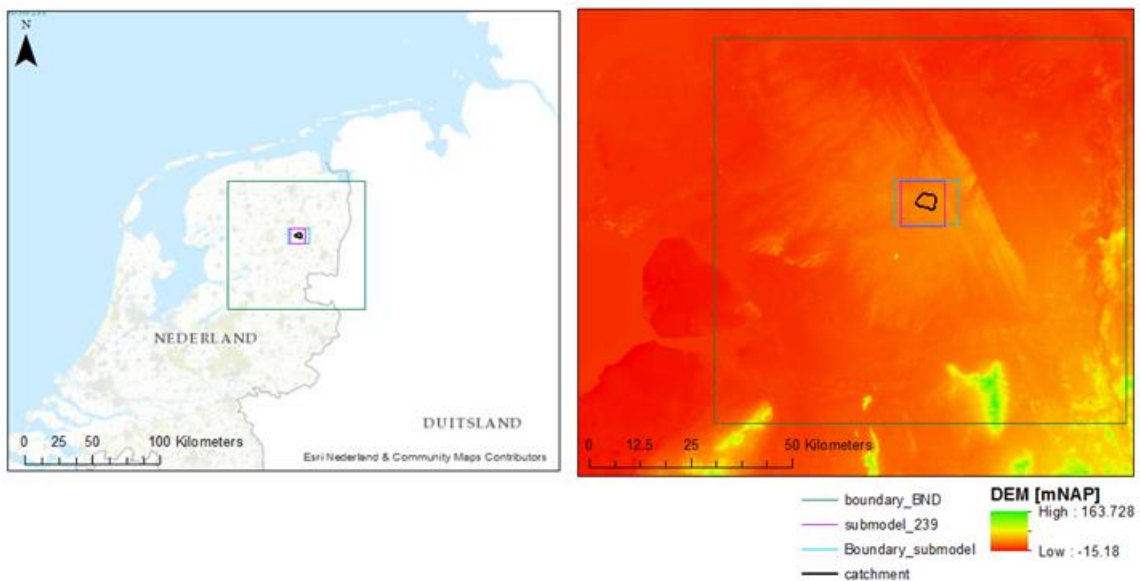


Figure B5.16: Spatial extend of the sub models and BND domain projected on a topographical map (left) and on a DEM (right).

Extended transient boundary conditions

For the extended MIPWA 2.2 model the boundary conditions needed to be extended. Since the use of constant head boundary conditions showed to have a clear effect on the calculated groundwater heads within the catchment, new transient boundary conditions were needed. The original CHB conditions were based on a low resolution run of the full spatial and temporal extend of the MIPWA model (see chapter 2.3.1). Since this data is not available for the period after 2001, another low resolution run was done to estimate the CHB conditions for the extended period (>2001). This was done for an area of approximately 10.000 km² around the study area. In figure 16 the spatial extend of the CHB domains is shown. Due to the large spatial extend, the influences of the boundary conditions were assumed neglect able and set constant. The initial starting head of the original model were used as Dirichlet

boundary condition. The effect of groundwater extraction was omitted because there was no data available for this period. The new simulated CHB conditions were compared to the original CHB conditions for a location in the middle of the catchment (B17B0266). This showed that the new simulated boundary conditions were comparable to the original CHB. The effect of groundwater extractions on groundwater heads within the catchment could therefore be considered neglectable.

The first runs using the original MIPWA 2.2, showed that the model underestimates the groundwater levels and discharge flux. During the completion of MIPWA 2.0 the model was validated for the last time for the full spatial extend. In the study of Hoogewoud et al (2011) the groundwater dynamics were evaluated using the AHG and ALG. The study shows that around the study area the groundwater levels are both over- and underestimated up to 1 meter. In the full spatial extend, the model underestimates the groundwater levels with an average offset of -0.25 meter (Hoogewoud et al, 2011). The underestimation of the original MIPWA run could therefore be the results of underestimations in the CHB conditions. For the extended MIPWA version, an addition of 1 meter was applied to the new CHB conditions to improve the models performance. The addition was applied to model layer 2 until layer 7. Model layer 1 proved to be unaffected by its own boundary conditions. This is most likely caused by the fact that this model layer has no thickness at various locations in the study area.

Adjusted surface water levels

In the period before 2000 the crest level at the weir was set at a winter and summer level of 12.8 and 13 mNAP. The MIPWA model includes these dynamics by changing between summer and winter levels at the first of April and October. However the summer and winter levels used in MIPWA 2.2, are identical within the catchment. The surface water level in the main stream is assumed to be fixed at 13 mNAP, and has no gradient towards the weir location. All other surface water elements had a gradient in the surface water levels that was comparable to the gradient in surface elevation. This discrepancy in surface water gradients is most likely due to differences in the used data source. The data for the main stream must be originating from the 'legger' and the rest of the surface water element should be based on the AHN-filtering of the surface elevation.

Based on the surface water level measurements in the main stream the gradient was set at 0.013 percent. For the extended MIPWA version this gradient was used to calculate the surface water levels in the main stream. This was done by using the known weir levels and using the gradient to calculate the water levels upstream of the weir. Based on data from the water board, winter and summer weir levels of 12.8 and 13 mNAP were used for the period before 2000. For the period 2000 – 2005 a fixed summer and winter level of 13 mNAP was used. For the period after 2013 a fixed weir level of 14mNAP was used. The intermediate period 2008-2013, when the weir level was set at 13.5 mNAP was not used in the validation period. The used gradient was based on measurements from May 2015, the gradient therefore only represent the surface level gradient when the weir level was set at 14 mNAP. Since there was no data available for the earlier periods the gradient was assumed to be equal for all periods.

Adjusted Surface level elevation

For model runs up to 2007 the AHN-1 DEM was used for the Holmers valley. The AHN-1 DEM was taken from the TNO website with a resolution of 25 by 25 meter. The AHN-1 DEM was smoothed using the iMOD ahn filter. The smoothing settings were set equal to the original MIPWA smoothing procedure as described by Snepvanger et al (2007).

Adjusted groundwater extractions

In the groundwater models sub domain, two groundwater extraction points were situated. At one location just downstream of the catchment, the Dutch Petroleum Company (NAM) extracted groundwater in the period 1993 – 2005 (Kruse, 2014). In the original MIPWA 2.2

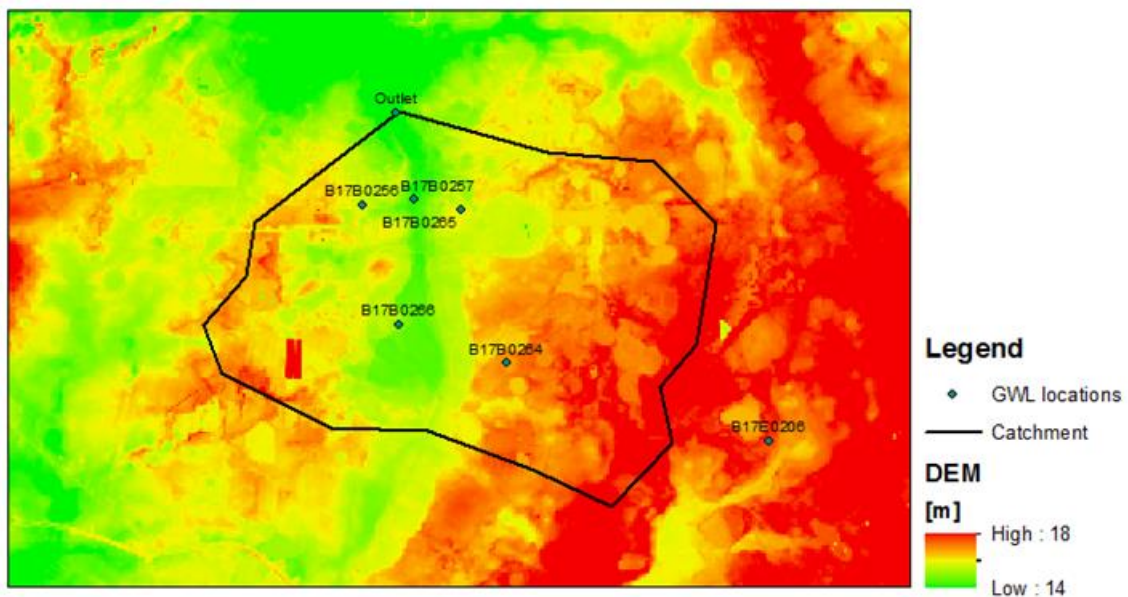
model, this extraction was only simulated in the year 2001. For the validated version, the extraction rate from 2001 was used for the full period (1993 – 2005). A second extraction was located near the city Beilen in the south west corner of the sub models domain. These drinking water extractions (Provincie Drenthe, 2011) were assumed no to change over time. The extraction rates from the period before 2001 were also used in the extended model version.

Results adjusted MIPWA model

The adjusted MIPWA model was run for the same period 1993-2001. The adjusted sub-models spatial extend is 176 km². Due to the extended spatial extend there was no buffer zone used. Appendix 4 shows the results of the validation analysis for the 15 validation points. In table B5.7 the summarised version is shown.

Table B5.7: summarised results for the validation of the original and adjusted MIPWA versions. Here layer stands for the number of used layers and n stands for the used validation moments.

MIPWA version	Location	Layer	Average n	R ²	N _s	N _s ^{lag}
Original	Groundwater	5	122	0.22	-5.35	
	Discharge	2	611	0.48	0.27	0.82
Adjusted	Groundwater	7	122	0.82	0.43	
	Discharge	2	611	0.52	0.02	0.30



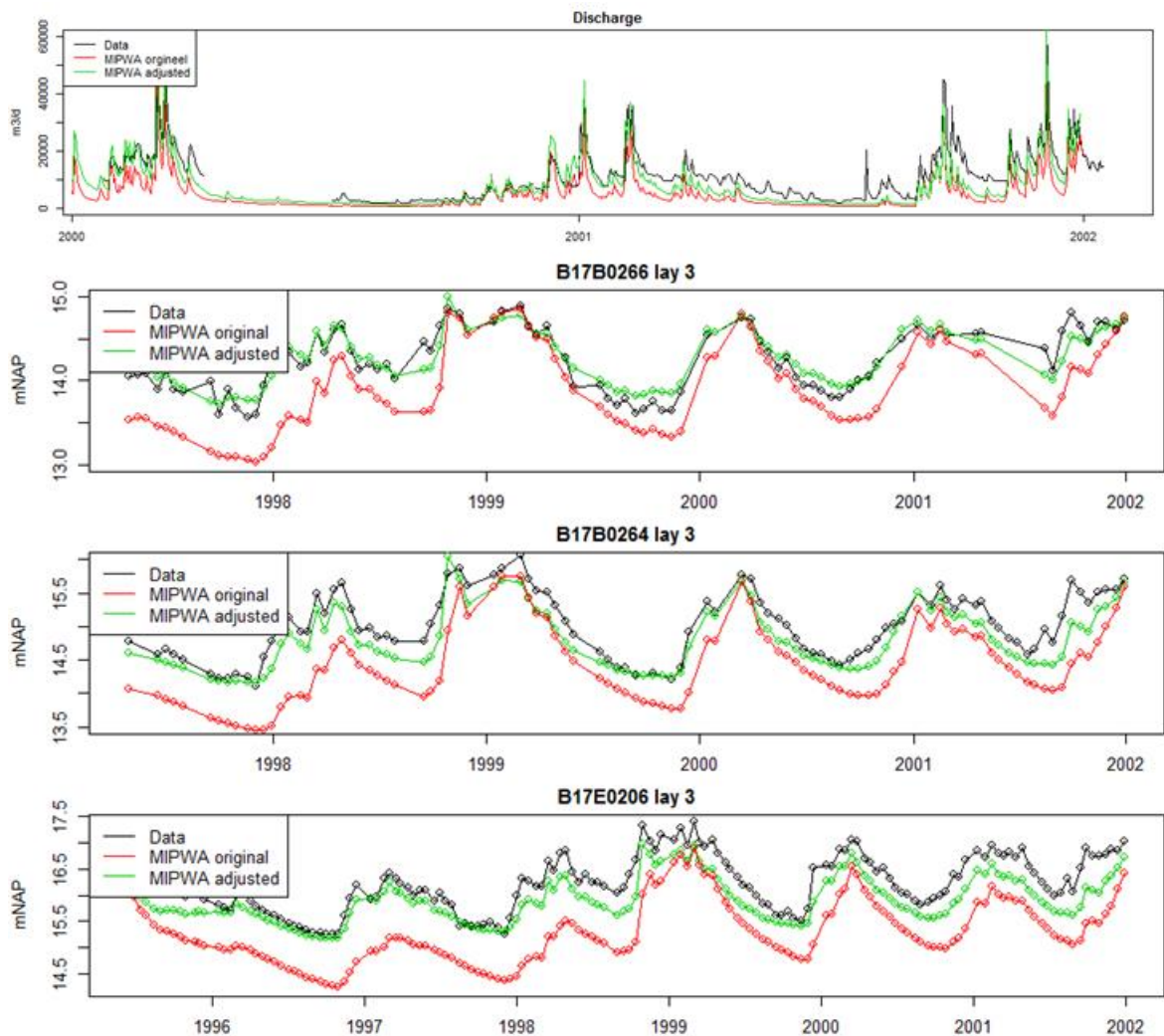


Figure B5.17: Recorded and simulated head for three locations in the catchment, using the original and adjusted MIPWA2.2 version. The locations are shown on the map on top. Location B17B0266 has the lowest surface elevation and is located in the middle of the Holmers area. Location B17B0264 and B17E0206 are located on the eastern flank.

The overall performance of the adjusted model increased relative to the original version. The R^2 for groundwater levels was increased to 0.82, indicating a good correlation to the measured data. Also the N_s increased from a negative value to 0.43, indicating a much better fit with the measured data. Figure B5.17 shows the timeseries for the same three locations as used in the validation of the original version. The adjusted model simulated the groundwater heads much more realistically. The simulated groundwater levels are improved in the lower elevated Holmers area (B17B0266), the elevated eastern flanks (B17B0264) and the most elevated location on the eastern flanks, outside the catchment. The magnitude of the simulated discharge decreased relative to the original model. This is probably the result of the increased stream levels within the catchment.

Results adjusted MIPWA model with simulated measures

To validate the simulation of the implemented restoration measures, the adjusted model version with these measures included, was validated again for the period 2014 – 2015. In paragraph 2.3.4 the simulation of the implemented measures were explained.

The adjusted models was run for the period 2014 - 2015 and run without implementing the restoration measures. After this run the simulated restoration measure were implemented, and the model was run for the same period again. For this validation period, location B17B0096 was excluded from the validation due to the relative high bias in simulated and measured data. In appendix 5 the measured and simulated groundwater levels area shown. From 2010 the groundwater levels decrease on average by one meter and the measuring

sequence increases to a measurement per day. This is probably due to increased groundwater extractions at the Beilen location. Since this validation point was located far outside the catchment area and the effects of the increased groundwater extractions are not visible in the catchment, this validation point was excluded. Appendix 4 shows the results of the validation analysis for the 15 validation points. The validation showed no noticeable difference between the two simulations. This means that the groundwater system in the sub-models domain is not affected much by the simulated stream restoration measures. Because most stream restoration measures were simulated in the stream valley, an extra validation was done using only validation locations in the stream valley, with relative shallow screen levels. The shallow screen levels correspond to the model layers 2 and 3. The results of this second validation in period 2014-2015 were shown are shown in Appendix 4. In table B5.8 and figure B5.18 the summarised version is shown. The locations are shown in figure B5.17.

Table B5.8: Summarised results for the validation of the adjusted MIPWA version, with and without the implemented measures. Here layer stands for the number of used layers and n stands for the used validation moments.

MIPWA	Location	Location	layer	average n	R ²	NS	NS _{lag}
Adjusted	Average	Groundwater	2	130	0.85	0.6	
	Discharge	Discharge	1	673	0.47	-0.08	0.74
measures	Average	Groundwater	2	130	0.85	0.67	
	Discharge	Discharge	1	673	0.5	0.08	0.76

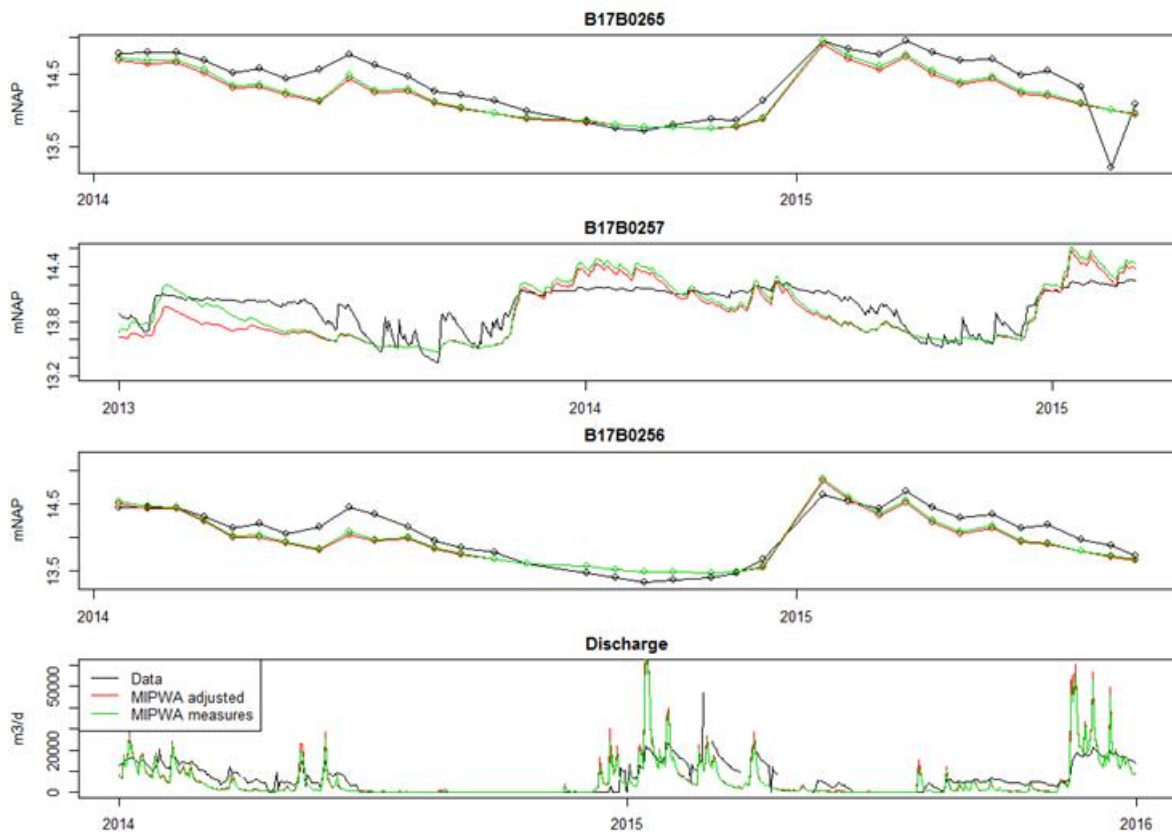


Figure B5.18: Results of validation with and without simulated stream restoration measures, for the period 2013 – 2015. The validation locations are shown for model layer 3.

In the stream valley area, the adjusted model with the simulated measures included, performance better than the adjusted version without the implemented measures. The improved performance is noticeable around the stream valley, in the model layers 2 and 3. This is because the improvment in model performance was only noticeable for the second validation in the period 2014-2015. The groundwater dynamics is simulated well in both model versions, and is not altered when restoration measures are simulated. This is shown

by the R2 of 0.85 for both model versions. The overall performance is better for the version with the restoration measures included; this is shown with an N_s coefficient of 0.67. The simulated discharge dynamics are simulated best when restoration measures are implemented. The R² of 0.5 is comparable with the R² of 0.52 of the validation in period 1993-2001. Overall the discharge is simulated much better than during the validation in period 1996 – 2001; this is shown by a n_s^{lag} of 0.74/0.76 versus 0.3 for the period 1996 – 2001. This improved performance could be due to the fact that surface water levels could be simulated based on actual measurements for this period. It could also mean that the increased deficit found in paragraph 3.1.3 is caused by an increased leakage flux at the north boundary of the catchment. This could be the results of the activities in the Halckenbroek area in the period 2012 – 2013.

Overall the effects of the simulated stream restoration measures were not noticeable on the larger scale of the sub models domain. The simulated stream restoration measures only increased the models performance in the top 3 model layers and around the stream valley.

3.3 Results simulations

Pathline simulations

To better understand the hydrogeological system, pathline simulations were executed using the adjusted MIPWA 2.2 model. The results of these simulations are summarised in two crosssections and are shown in figure B5.19. In the aquifer the groundwater flow is directed in north-western direction. This is due to the elevation gradient, which increases in east-western direction towards the top of the 'Hondsrug'. From a depth of -80 m NAP the flow becomes more vertical. This is due to the relative high K_{sat} of the deposits just on top of the hydrogeological base.

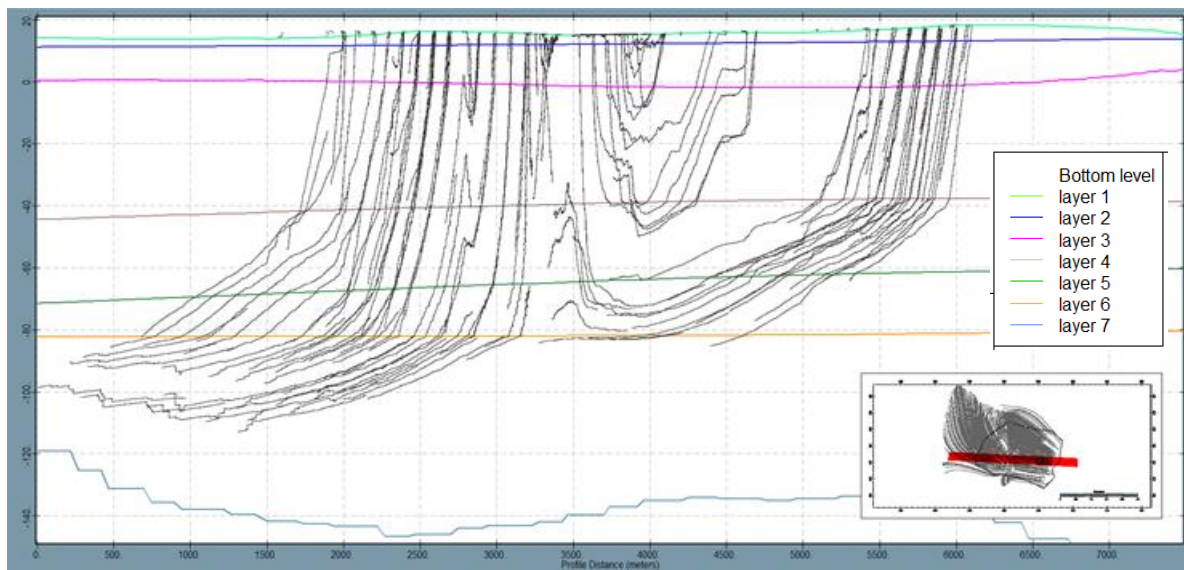


Figure B5.19: Simulated flow paths using the validated MIPWA 2.2 model. The path lines start at ground elevation within the catchment boundary. The horizontal colored lines represent the bottom of the seven model layers.

The main recharge areas are formed by the catchment flanks and the main drainage area is the stream valley. Infiltrating precipitation at the western flank and the north part of the eastern flank, exit the catchment via the regional aquifer. This part of the regional aquifer is not drained by the surface water system of the catchment. Surface water in the main stream originates from a maximum depth of -80 mNAP. The south part of the eastern flank and the valley area itself, are the most important recharge areas for the main stream. Most of the drained groundwater in the main stream is expected to originate from within the catchment. Within the stream valley seepage conditions are dominant in both the Holmers and Halckenbroek area.

Results scenario's

The simulated scenarios were evaluated based on spatial and temporal groundwater levels and stream discharge dynamics parameters as described in the paragraph 2.3.6.

Spatial effect groundwater dynamics

In figure B5.20 the simulated GHG and GLG are shown. The simulated GVG are shown in Appendix 7. The effects on GVG are comparable to the effects on the GHG. The spatial extend of the effects seems to be limited to the valley area. The removed top soil in the Holmers area, and removal of the drainage in the valley area (scenario B and C) resulted in increased GHG and GLG levels in the valley area. The increased surface water levels resulted in a clear increased GHG and GLG levels in and around the main stream. When in the current situation (scenario E) the surface water levels and drainage is removed the increase in GHG and GLG levels is comparable to scenario D. In scenarios F-H the effect of removing the weir at the outlet of the catchment are shown. The removed weir resulted in decreased groundwater levels in the valley area and at the flanks where bolder clay deposits are absent (scenario F). The effects are larges in the Halkenbroek area. The effects are small at the flanks where bolder clay deposits area present. The scenarios G and H show that the removal of the peat top soil (scenario G) and drainage (H) could compensate decreasing GHG and GLG levels to a large extend.

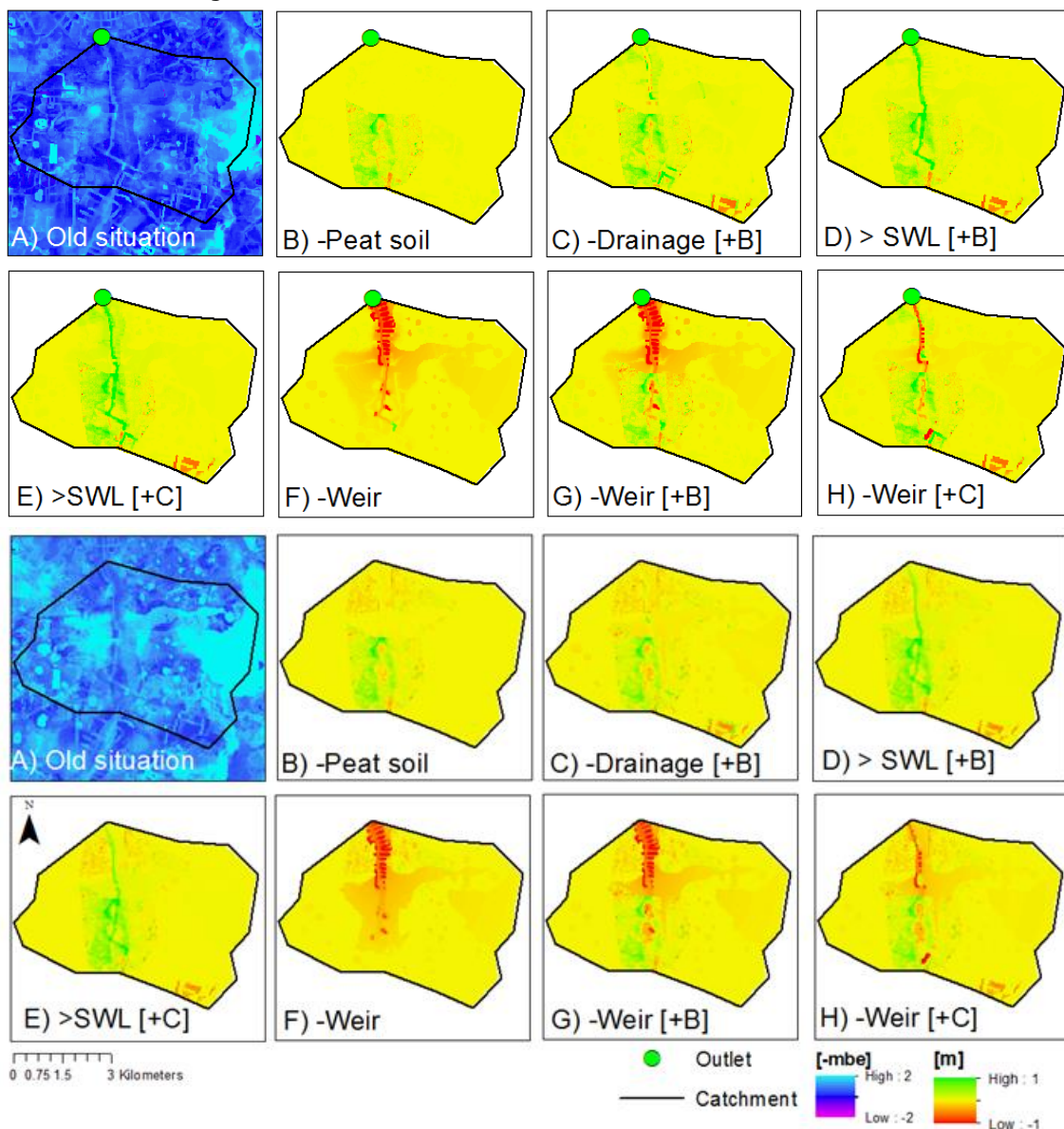


Figure B5.20: Simulated GHG (top) and GLG (bottom) levels for the various scenarios. The

original situation (A) is shown relative to ground level elevation; the scenarios B till H are shown relative to the original situation.

In figure B5.21 the distribution of GHG and GLG depths within the catchment are shown. The distributions of GVG depths are shown in appendix 7. The scenarios where the drainage is removed (scenarios C, E, H) and when the weir level in the main stream is increased (scenario D) resulted in increased density of shallow groundwater levels (up to 0.3 meter). This corresponds with the maps shown in figure 20. Most shallow GHG and GLG levels are found in the valley area. The removal of the weir (scenario F) resulted in increased deeper groundwater levels density (up to 2 meter). The removal of the peat soil (scenarios B and G) has limited effects on the groundwater depth distribution.

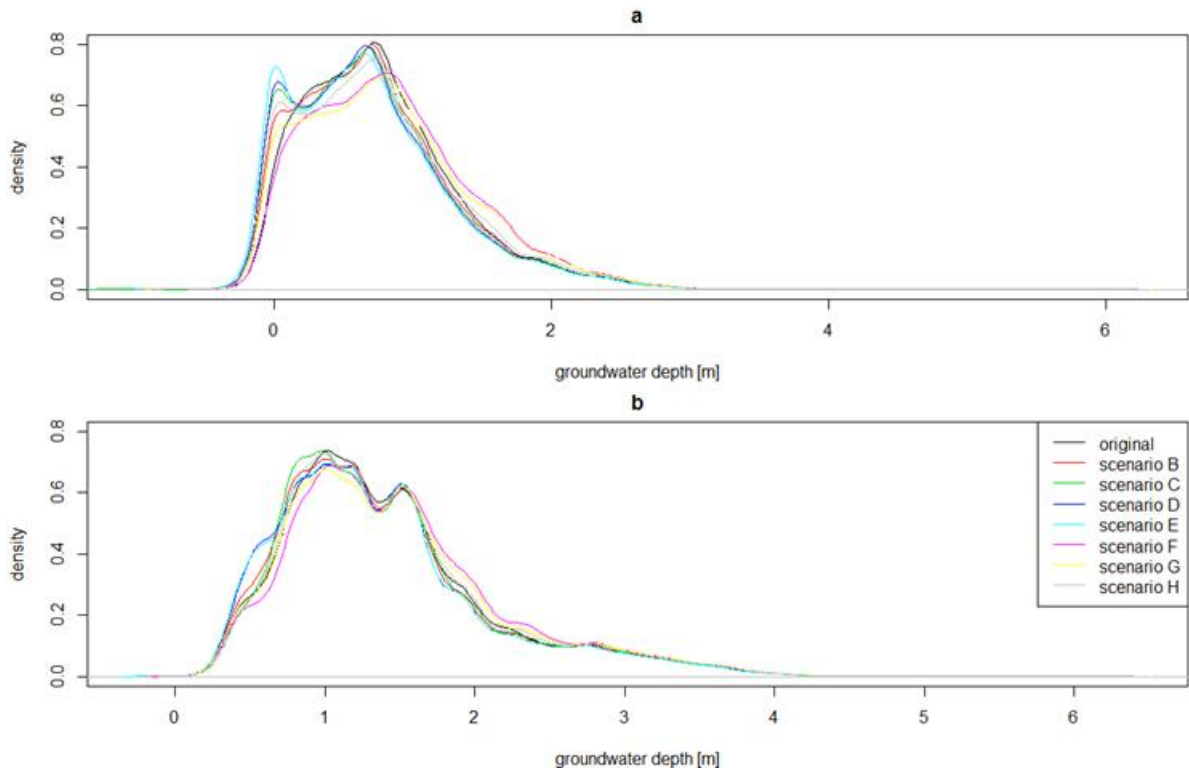


Figure B5.21: Density distribution plots for GHG (a) and GLG (b) depths for the various scenarios.

In figure B5.22 the seepage pressure heads for GHG and GLG conditions are shown. The largest seepage conditions in the original situation are found in the streambed of the main stream. The largest infiltration conditions are found on the valley flanks, where bolder clay deposits are present. The increased surface water levels (scenarios D and E) therefore decrease the seepage conditions. The decreased surface water levels due to the removed weir (scenario F), results in decreasing seepage condition in stream in the valley area. Figure 20 showed that at locations where bolder clay deposits were present the GHG and GLG levels were not affected. Since the main stream drains the regional aquifer the GHG and GLG levels in the regional aquifer decreased. This resulted in increasing infiltration conditions at the catchment flanks where bolder clay deposits are present. Again the implemented stream restoration measures could compensate this relatively well (scenarios G and H).

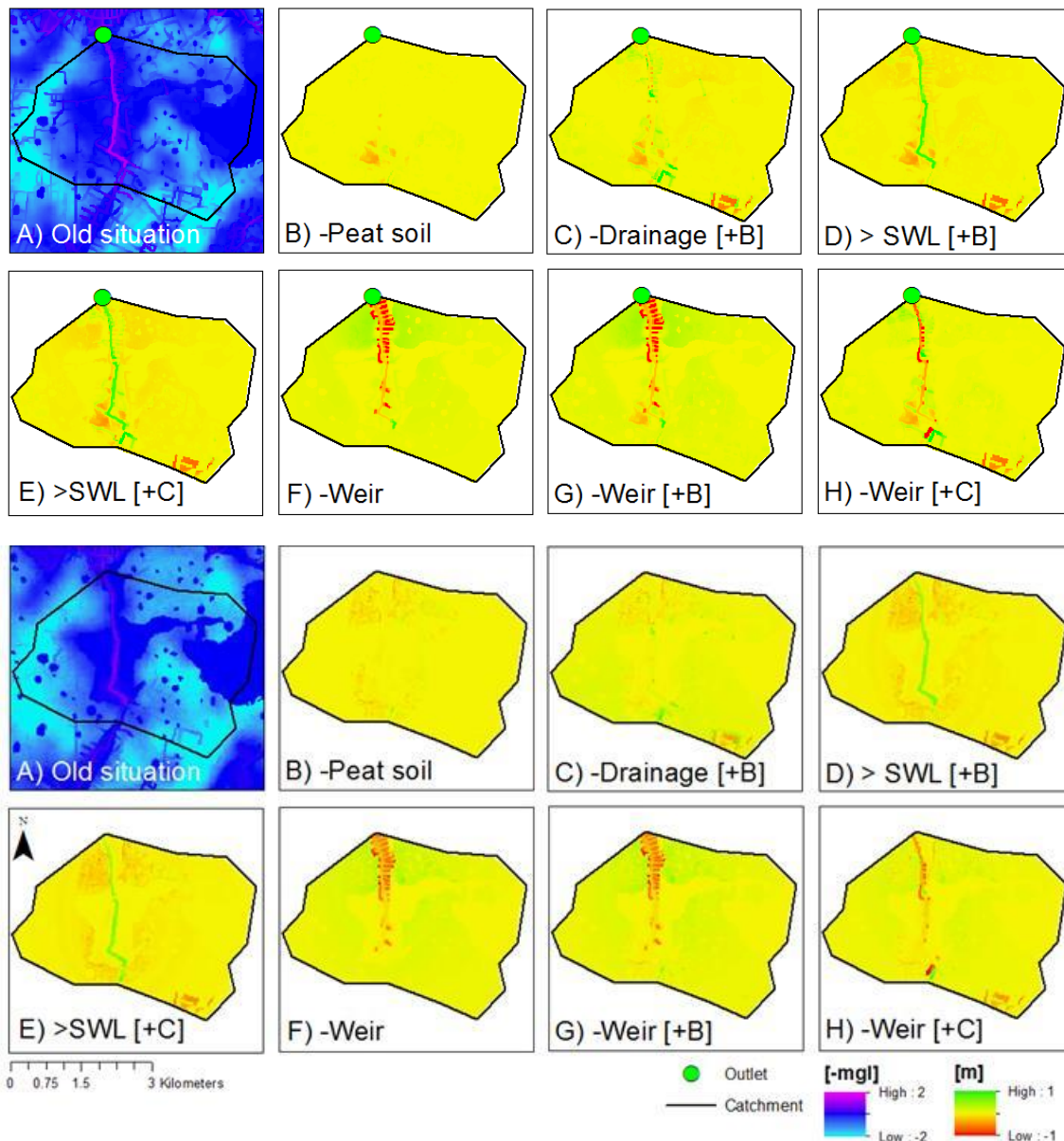


Figure B5.22: Simulated seepage conditions for GHG (top) and GLG (below) levels for the various scenarios. The original situation (A) is shown relative to ground level elevation; the scenarios B 1till H are shown relative to the original situation. A positive change indicated a decrease in seepage conditions.

Temporal effect groundwater dynamics

In figure B5.23 the high (H25) and low (H75) groundwater levels for the various locations and scenarios are shown. The shallow groundwater levels in the valley area respond strongest to the various scenarios. The response is minimal at locations WF-2 and EF-2. At these locations bolder clay deposits are present. The relative thick deposit layer (2.35 m) at location WF-2 makes it relative insensitive to the simulated restoration measures in the valley area. At location EF-2 the deposits have a thickness of 0.59 meter. At this location there is a dampened response visible in the high groundwater levels. For the low groundwater levels there is no response visible anymore. All other locations show the same response to the various scenarios. All restoration measures resulted in increased high and low groundwater levels when the weir system was in place (scenarios A-E). The response is larges in the valley area and smallest at location EF_2. At this location the thin layer of bolder clay deposits is present. The removal of the weir (scenario F) resulted in the largest decrease of high groundwater levels. When the peat soil and the drainage were removed (scenarios D and E) the high groundwater levels increased relative to scenario F. However, the groundwater levels in scenario H are still lower than in the current situation (scenario E).

The response of the low groundwater levels is comparable to the responses of the high groundwater levels. The low groundwater levels at locations WF-2 and EF-2 do not response to the various scenarios anymore. This is due to the bolder clay deposits, presence at these locations. In the situation where the weir is removed (scenarios F, G and H) the high groundwater levels decrease, while de low groundwater levels increase. This shows that the variation range of the groundwater level fluctuations decreased for these scenarios.

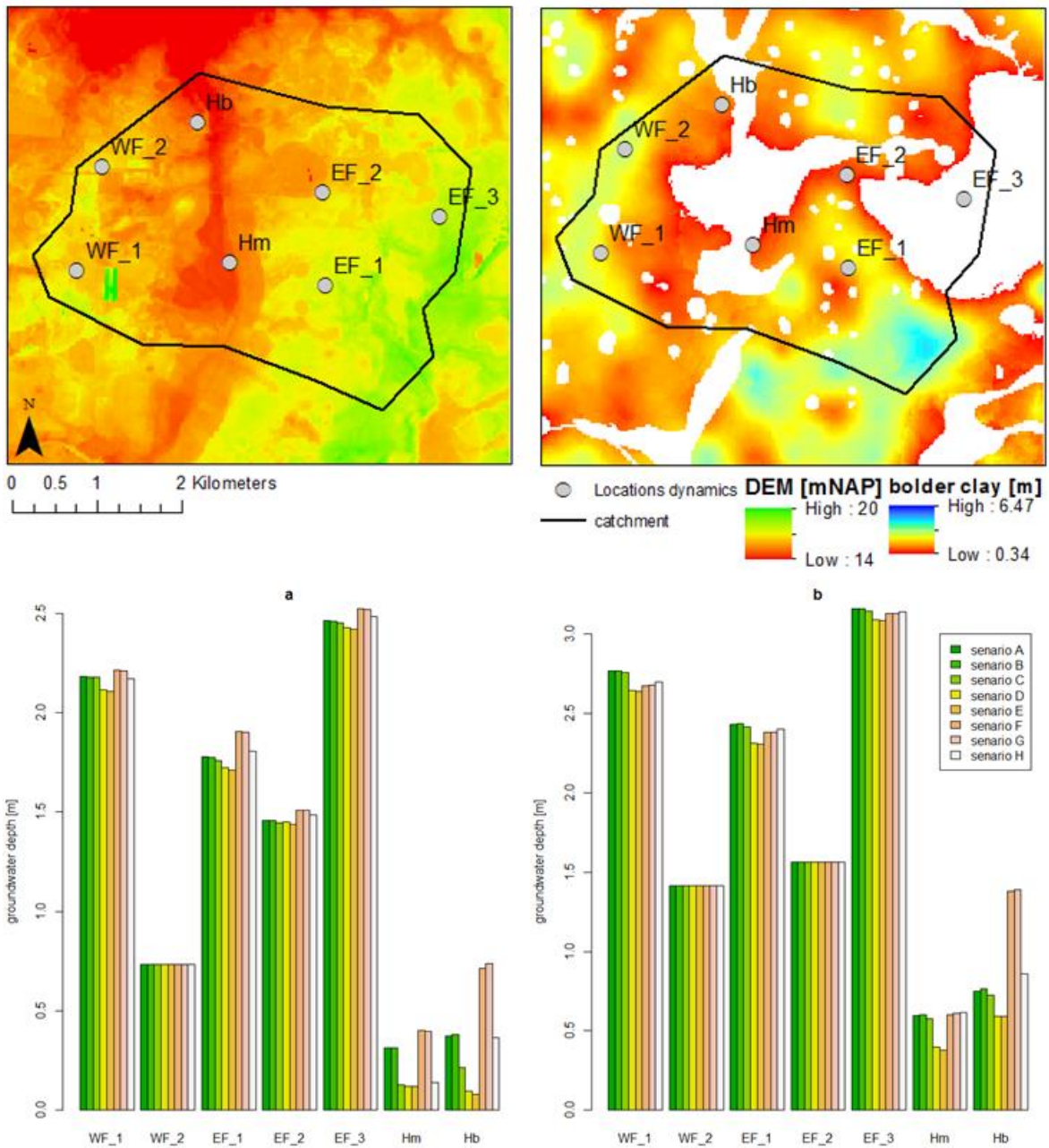


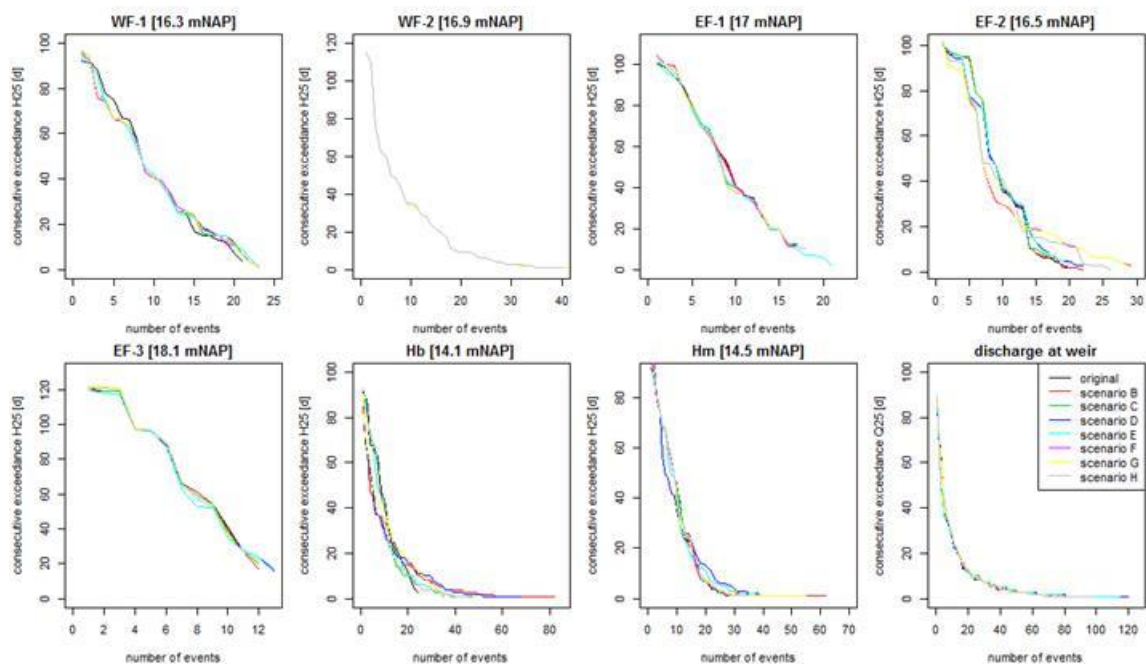
Figure B5.23: The groundwater levels for high (a) and low (b) groundwater levels for the various scenarios and locations. The locations are shown in the two maps on the top. Left the location projected on a DEM, on the right sight the locations are plot relative to the bolder clay deposits.

In figure B5.24 the exceedance events for the high (H25) and low (H75) groundwater levels are shown. At location WF-2 there are no changes in the groundwater dynamics visible. On the catchment flanks the duration and occurrence of the H25 events is not changed much for the various scenarios. Only at location EF-2 the number of events increases in response to the removal of the weir (scenarios F-H). The response is lowest for scenario H. In the valley area, there is a clear response to the various scenarios. All implemented stream restoration

measures (scenarios B-E) resulted in an increase number of events. The largest increased was from 20 to 80 events, when the peat soil in the Holmers area was removed (scenario B). The maximum duration of the events did not change much. Only when the weir is removed (scenario's F-H) the number of events increased and the duration of events decreased.

For the low groundwater level events the effects on the catchment flanks are more visible for the locations WF-1 and EF-2. At location WF-1 only the situation where the weir, peat soil and drainage is removed (scenarios F and G) resulted in decreased maximum duration of events. At location EF-2 the maximum duration of events changed for the various scenarios. The removed drainage with weir levels at 14 mNAP and with the weir removed (scenarios E and H) resulted in increased maximum duration. The scenarios C, D, F and G resulted in a decreased maximum duration. In the scenario C the drainage was removed (weir level 13 mNAP), scenario D the surface water level increased (weir levels at 14 mNAP) and scenarios F and G the weir and peat soil was removed respectively. In the valley area the change in the low number of exceedance events were comparable to the high exceedance events. Scenarios B-E resulted in much more events (from 30 up to 60 events), scenarios F-G resulted in a smaller increase of events. The number of events is also affected strongest in the valley area.

Overall the effects of the restoration measures (scenarios A-E) seem to be limited to the valley area, and resulted in increased events of short during high groundwater levels. The effects of the removed weir (scenarios F-H) has a larger spatial extend.



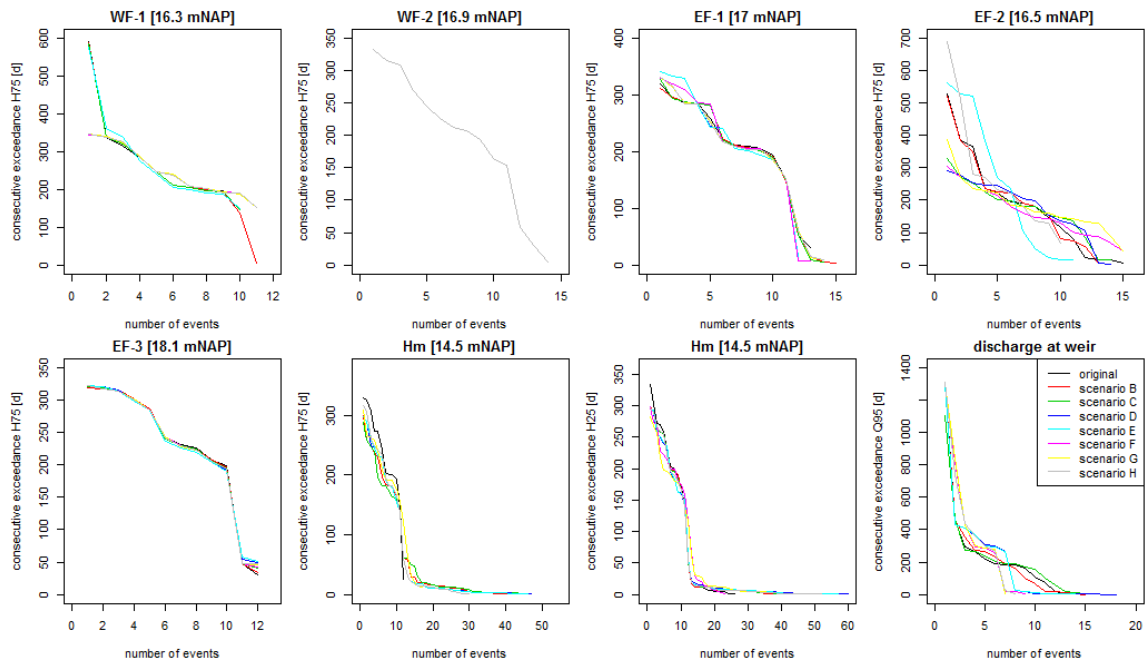
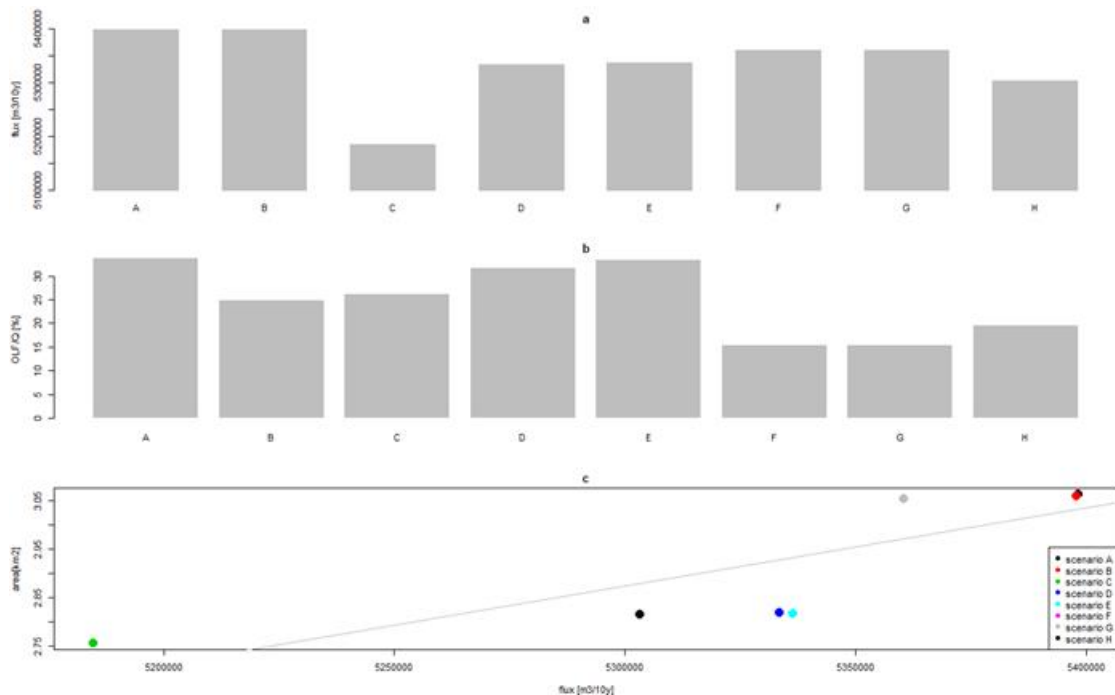


Figure B5.24: The number and duration of exceedance events for high (top) and low (bottom) groundwater levels for seven the various locations.

Runoff dynamics

In plot a of figure B5.25 the cumulative OLF fluxes for the various scenarios are shown. For all scenarios the OLF flux decreases relative to the old situation. The summed OLF flux decrease is large when the peat soil and drainage is removed and weir levels are at 13 mNAP (scenario C). The corresponding map shows that despite the overall decrease in OLF flux, the OLF flux increases in large parts of the area. In plot b of figure 25 the OLF flux is shown relative to the total stream discharge flux. In the scenarios where the drainage is removed (scenarios C, E and H) the relative contribution of OLF to the total discharge increases. Because the total OLF fluxes for these scenarios decreased (plot a figure 25), the relative increase in the OLF to total discharge ration, is due to decreasing discharge totals. Plot c of figure B5.25 shows the relation between the summed OLF flux and area from which the flux is generated. Generally a decrease of the summed OLF flux resulted in a decrease of area from which the OLF flux is generated.



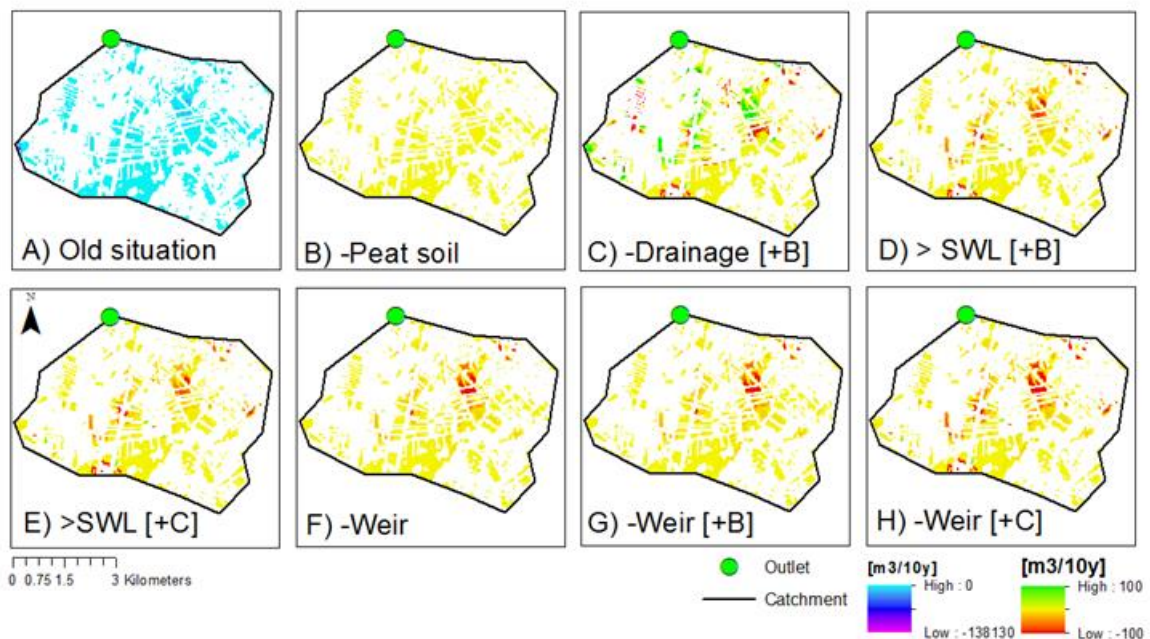


Figure B5.25: On top the maps with the spatial distributions of the OLF fluxes for the various scenarios. plot a shows the summed OLF flux for the catchment area, for the various scenarios. Plot b shows the OLF flux relative to the total stream discharge flux. Plot c shows the relation between the OLF flux and the total area where OLF flux is generated.

Temporal effect stream discharge dynamics

In figure B5.26 the high (H25) and low (H75) discharge rates and exceedance events are shown. The simulated restoration measures resulted in decreasing high and low discharge rates (plot a and b of figure 26). The current situation (scenario E) has the smallest discharge rates. In the scenarios with the weir in place (scenarios A-E) the increased weir level to 14 mNAP resulted in the largest decrease of discharge rates. The removal of the weir (scenario F) resulted in the largest increase of discharge rates. The removal of the drainage in this situation (scenario H) resulted in the largest decrease of all scenarios. The removal of the peat soil in the Holmers area (scenario's B and G) has the smallest effect on discharge rates. The exceedance events for the high (plot c, figure 26) and low (plot d, figure 26) discharge rates do not vary much for the various scenarios.

When the peat soil is removed (scenario B), the weir level is increased to 14 mNAP, and drainage is removed (scenario D and E) the number of high and low event increased. The increase of events is largest when the weir level is increased to 14 mNAP (scenario D). When the weir is removed (scenarios F-H) the numbers of events decrease. The decrease is largest when only the weir is removed (scenario F) and smallest when also the peat soil and drainage is removed (scenario H). The maximum duration of events only changed for the low discharge rates (Q-75). Here scenarios C-E resulted in a decreased maximum duration. The removal of the peat soil in the Holmers area (scenario B), the drainage in the valley area (scenario C, E and H) and the increase of surface water levels in the main stream (scenario D), resulted in an increase of the number of events. The removal of the weir (scenario F) resulted in a decrease of the number of events; resulting in a net decrease of events for scenarios G and H.

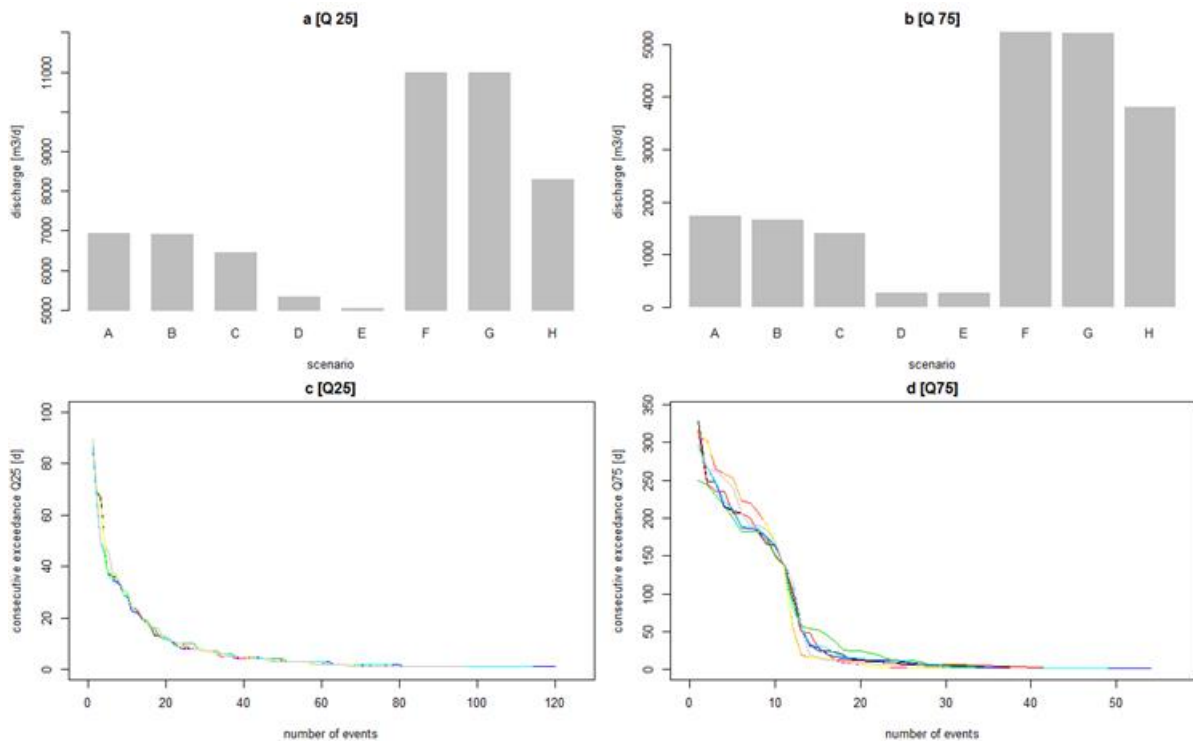


Figure B5.26: On top the high and low discharge rates for the various scenarios. On the bottom the high and low discharge rate exceedance events for the various scenarios.

In figure B5.27 the cumulative discharge fluxes and two rain event hydrographs are shown. The removal of the peat soil (scenario B) has limited effect on the cumulative discharge. In the other scenarios with the weir in place (scenarios C-E) the cumulative discharge decreases. The removal of the weir (scenario F) results in almost a doubling of the cumulative discharge. Only the removal of the drainage (scenario H) could compensate this large increase partly. The results of the cumulative discharge fluxes correspond with the seepage conditions shown in figure 27. The decreasing discharge fluxes are caused by the decreasing seepage conditions. The increased groundwater levels, decrease seepage conditions and therefore decrease the discharge flux from the regional aquifer. The large increase of discharge for scenarios (F-H) seems to be mostly fed from the regional aquifer. The decreasing seepage conditions in figure 22 are the result of decreasing hydraulic head in the regional aquifer, caused by the increased drainage by the main stream.

These increased discharge fluxes are also visible in the two hydrograph plots. The time top peak is not changed for the various scenarios under dry (b) and wet (c) climatological conditions in 2013 and 2015 respectively. Under dry conditions (plot b, figure 27) there is a clear separation between the peaks of the scenarios with the weir levels at 13 and 14mNAP and scenarios with the weir removed (scenarios A-C, D-E and F-G). This separation is not clear under wetter conditions (plot c, figure 27). The conditions before and after the rain events are clearly separated for both years.

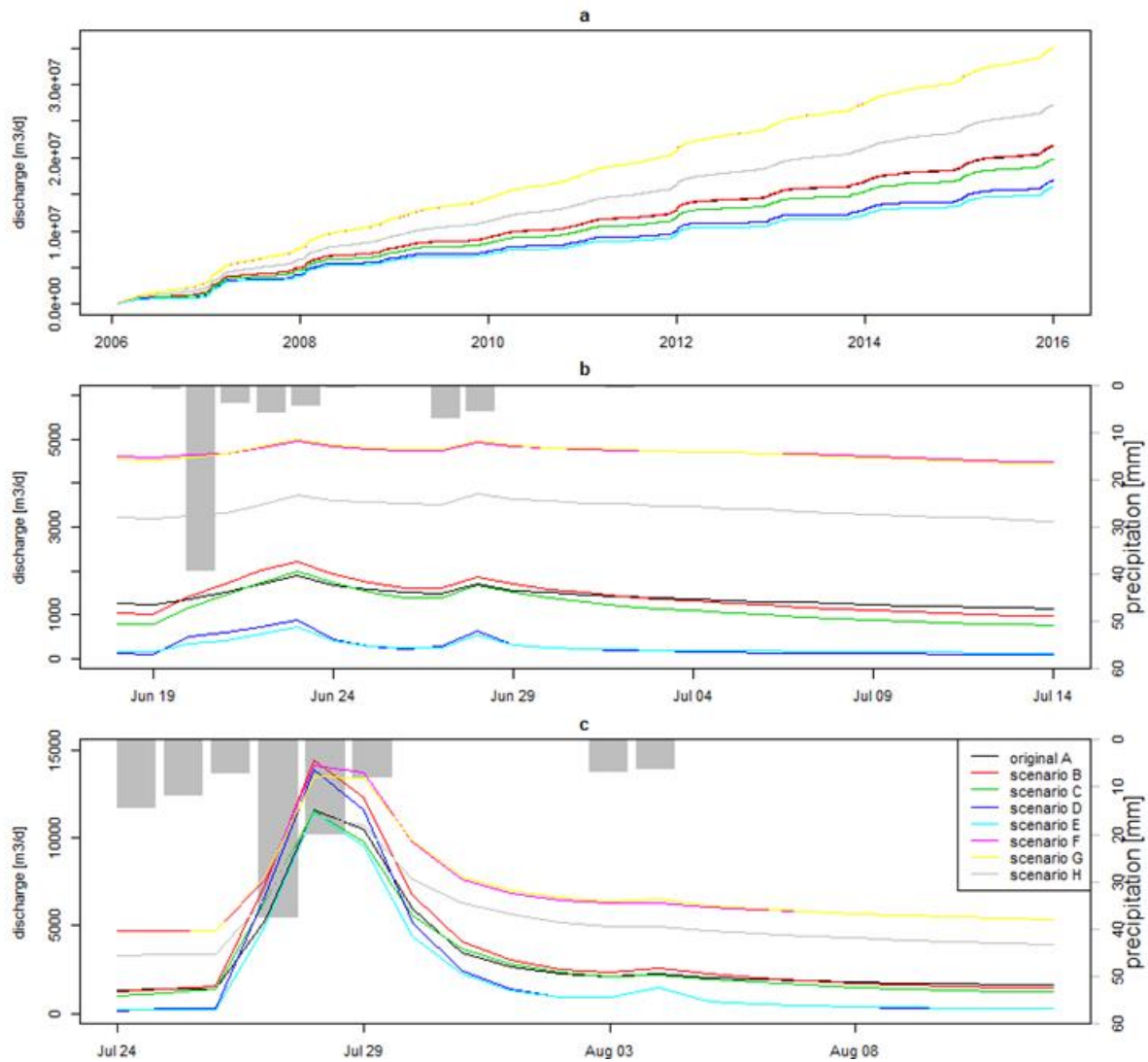


Figure B5.27: Discharge rates for the various scenarios. a: the cumulative discharge fluxes. B: hydrograph for 2013. C: hydrograph for 2015.

In table B5.9 the peak intensity relative to the initial conditions is shown. The relative peak intensity of the scenarios with the weir levels at 13 and 14mNAP and scenarios with the weir removed (scenarios A-C, D-E and F-G) show again a clear separation in relative peak intensity and initial discharge rates. The separation in peak discharge rates does not show the same clear separation. The variations in relative peak intensity therefore mainly depend on changes in the initial conditions.

The removal of the drainage only resulted in a lower relative peak intensity when the weir level is set at 14 mNAP. When the weir level is set at 13 mNAP and when the weir is removed, the removal of the drainage does not change the relative peak intensity. Under dry conditions it even increases the peak intensity slightly. The removal of the peat soil in the Holmers area only has a result when the weir level is set at 13 mNAP. When the weir is removed, the removal of the peat soil has no effect on the relative peak intensity. The initial conditions are highest when the weir is removed and lowest when the surface water level is increased to 14 mNAP. Under dry climatological conditions the peak levels show the same separation. Under wetter climatological conditions the peak intensities are comparable.

Table B5.9: the calculated relative peak intensity based on the data shown in figure 27. On top the relative intensity for 2013, at the bottom the relative intensity for 2015.

Scenario	A	B	C	D	E	F	G	H
Initial Q [m ³ /d]	1250	1030	798	110	151	4610	4550	3230
peak Q [m ³ /d]	1880	2210	1990	886	736	4960	4990	3760

intensity [Q_p/Q_i]	1.5	2.1	2.5	8.1	4.9	1.1	1.1	1.2
Initial Q [m ³ /d]	1310	1220	996	138	167	4670	4650	3320
peak Q [m ³ /d]	11600	14400	11500	13900	11400	14100	13500	11300
intensity [Q_p/Q_i]	9	12	12	101	68	3	3	3

Results sensitivity analyses

The simulated scenarios for the sensitivity analysis were evaluated based on spatial and temporal groundwater levels and stream discharge dynamics parameters as described in the paragraph 2.3.6. The results of the sensitivity analyses are shown in appendix 8. In this paragraph the largest effects will be summarised.

Spatial effect groundwater dynamics

The largest effect on GHG, GLG and GVG levels were simulated when the drainage on the flanks was removed. The spatial extend of the effect corresponds with the spatial extend of the simulated measures; all measures simulated on the flanks resulted in increased GHG, GLG and GVG levels on the flanks. In figure 28 the distribution of GHG and GLG levels are shown for the various scenarios. The simulated effects are strongest for the GHG. The conversion towards a deciduous forest has no clear effect on the GHG levels. The removal of the drainage (E5 till E11) has a clear effect on GHG levels. The scenarios E7 and E10-E11 have the largest effect. This is caused by the fact that those scenarios have the largest area of removed drainage.

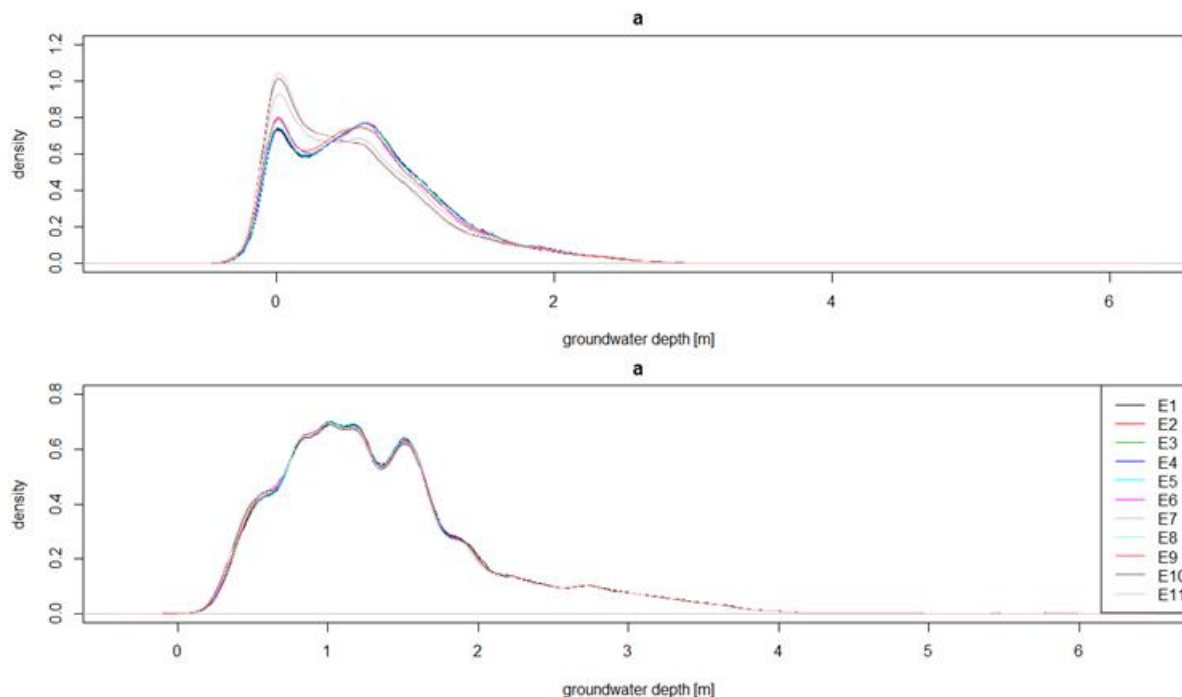


Figure B5.28: Density distribution plots for GHG (a) and GLG (b) depths for the various scenarios.

In map 1 and 2 of figure 29 the changes in GHG levels and seepage conditions are shown for the situation where all drainage on the flanks is removed (scenario 10). The changes are relative to the current situation (scenario E). At locations where bolder clay deposits were present the increase in GHG, GLG and GVG is limited to the locations of the removed drainage. At locations where no bolder clay is present the increased GHG, GLG and GVG levels have a larger spatial extend. This is because the aquifer on top of the bolder clay is relatively thin. Since the spatial extend of the effect of the drainage system depends on the thickness of the aquifer (Hooghoudt, 1940), the spatial extend of the effects of the removal is also limited in a thin aquifer

The removal of the drainage resulted in increased GHG levels on the catchment flanks. The seepage pressure however, is both increased and decreased relative to the current situation. This is caused by changes in GHG levels in the regional aquifer (model layer 2). In maps 3 and 4 of figure B5.29, the change in seepage pressure in model layer 2 and the bolder clay schematisation are shown respectively. At locations where drainage is removed and bolder clay deposits absence (or very thin) the GHG levels change in both aquifers. This increase in the regional aquifer results in increased seepage pressures at locations where the GHG levels were not changed in the top aquifer.

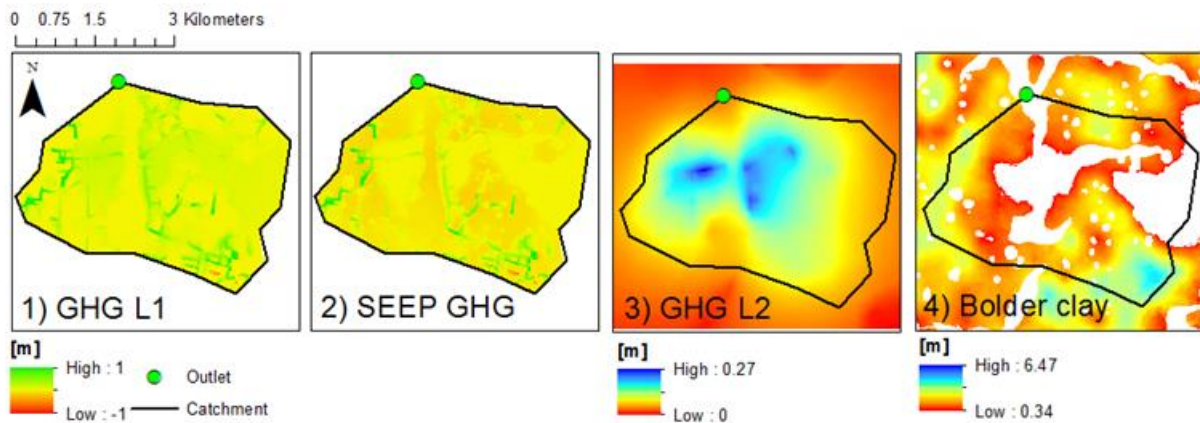


Figure B5.29: Changes in GHG levels and seepage pressure relative to the current situation, for simulations where all drainage is removed from the flanks.

Temporal effect groundwater dynamics

The high (25) and low (H75) groundwater levels increase most for the scenarios E7 and E10-E11. The high groundwater levels are affected more than the low groundwater levels. The forest conversion (E1-E5) has a limited effect on the high and low groundwater levels. Only the high groundwater levels decreased a little, when all forest in the catchment was converted. The spatial extend of the effect corresponds with the spatial extend of the simulated measures. The number of exceedance events did not change much for the various scenarios.

Runoff dynamics

The conversion of the forest (scenarios E1-E5) resulted in a decrease of summed OLF flux. The removal of the drainage in scenario scenarios E7 and E10-E11 resulted in an increase of the summed OLF flux. Generally the decrease of the summed OLF flux resulted in a decrease of area from which the OLF flux is generated. Generally the OLF in the Holmers valley area decrease while the OLF at the catchment flanks increases.

Temporal effect stream discharge dynamics

The high (Q25) and low (Q75) discharge rates are most affected by the removal of the drainage on the east flank. The largest effect is reached when all drainage was removed on the catchment flanks. The duration of exceedance events is not changed for high and low discharge rates. The number of events only changes for low discharge rates.

The cumulative discharge shows that the forest conversion (scenario E1-E5) increases the cumulative discharge. The removal of the drainage on the flanks resulted in decreasing cumulative discharge. The removal of drainage on the east flank (scenario 7) has the largest individual effect. The total removal of the drainage resulted in the largest decrease of discharge. The time to peak did not change for the various scenarios. The relative peak intensity increased when the drainage was removed at the east flank (scenarios E6 and E7) and in the complete catchment (scenarios E10 and E11). This is mainly due to the reduced initial discharge rates. The conversion of the forest (scenarios E1-E5) and removed drainage on the west flank (scenarios E6 and E7) had limited effect on the relative peak intensity.

4. Discussion

4.1 System analysis

To answer the first research question a system analysis was done. The first research question was: How does the hydrogeological system function and in which way could the restoration measures affect this system?

Conceptual model hydrogeological system

Based on the covered data analysis a conceptual model of the hydrogeological system could be made. The conceptual model is shown in figure B5.30. The groundwater system can be divided into two aquifer systems and three hydrological zones. The two aquifers are formed by the relative thin aquifer on top of the bolder clay deposits and the thicker, regional aquifer below. In most parts of the stream valley, the top of the east aquifer and at the pingo ruins, the bolder clay deposits are absence and the groundwater system consist of a single aquifer. Some parts of the thin top aquifer dry out during summer periods (location B17B0246), while other parts remain saturated throughout the year (location B17B0271).

The first hydrogeological zone is formed by the valley area, where seepage conditions occur throughout the year in both the Holmers and Hakanbroek area. Due to the southeast head gradient in the regional aquifer, the seepage pressure is larges in the Holmers area. The second and third hydrological zones are formed by the two flanks, where recharge conditions occur. A part of this recharge is drained by the surface water system on the flanks. The rest of the percolating precipitation becomes recharge of the regional aquifer. The percolating flux is large when bolder clay deposits are absent and the groundwater system consists of a single aquifer. The western and the north-eastern flanks are main recharge areas for the regional aquifer. The south part of the eastern flank is the recharge area of the main stream. The surface water system can be divided in two separate systems as well. On the catchment flanks the drainage system mainly drains the thin top aquifer. In the stream valley the groundwater system consist of a single aquifer and the main stream directly drains the regional aquifer. The drainage of the catchment flanks are expected to drain into the main stream system. However, there is revered flow possible at the lower elevated parts of the catchment flanks. This could be happening when some parts of the thin aquifer on top of the bolder clay deposits dry out during summer periods. The water drained by the main stream is expected to originate from within the catchment. There is no, or limited water drained from outside the catchment.

Due to the shallow bolder clay deposits the spatial extend of the implemented measures depend on the location where they are implemented. Stream restoration measures implemented in the valley area have a direct effect on the regional aquifer. When ground water and surface water levels are changed here, the spatial extend of the effect is expected to be larger than when implemented on the valley flanks. When stream restoration measures are implemented in the aquifer on top of the bolder clay deposits the spatial extend is expected to be limited to this area.

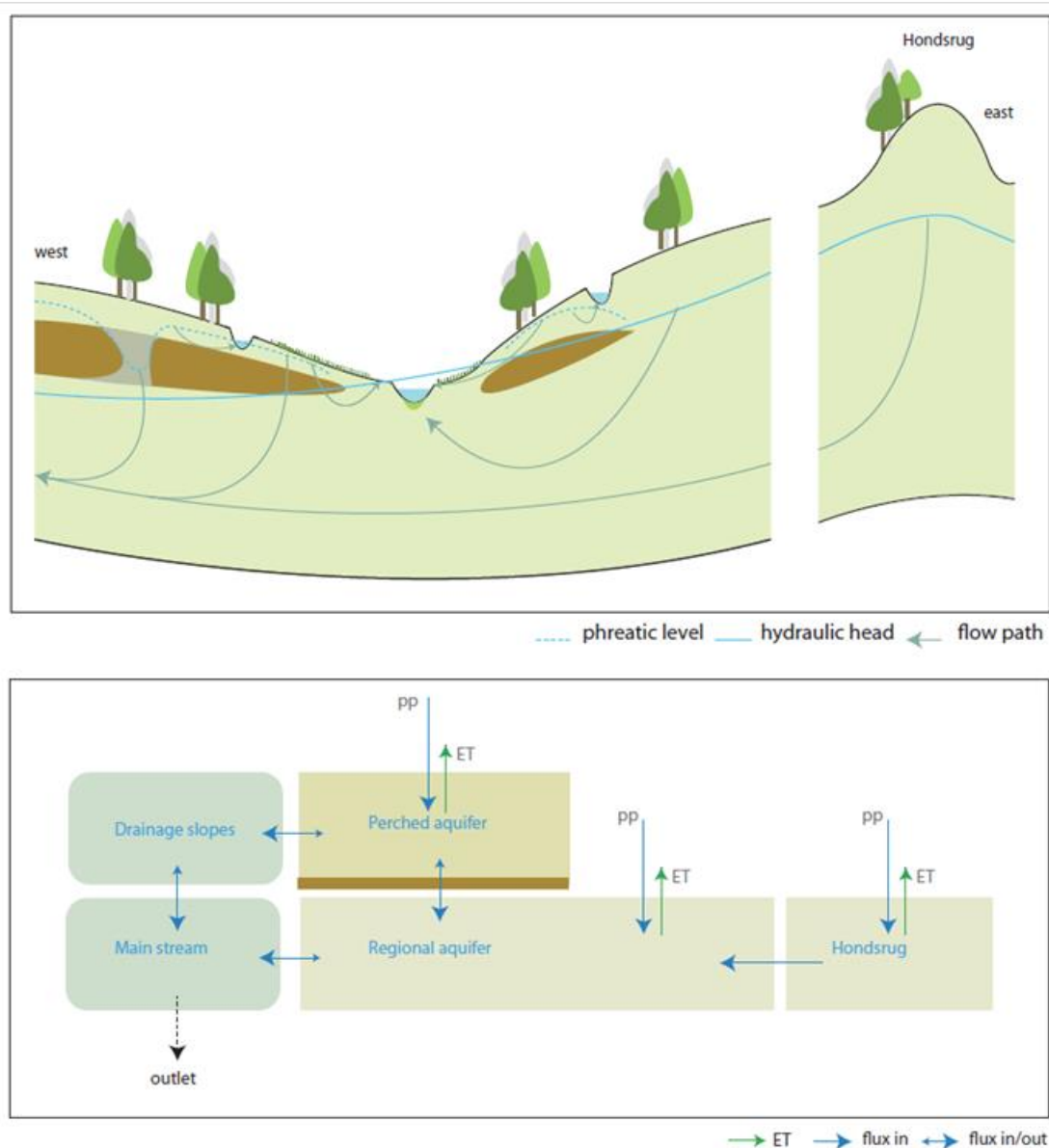


Figure B5.30: Conceptual model with corresponding cross-section of the geo-hydrological system of the catchment. On top the cross-section with the two aquifer system in separate colour. The dark colour represents the bolder clay deposits.

Changes surface water dynamics

Since the 2013, the redevelopment of the Halckenbroek was finished and all stream restorations were implemented, the surface water levels in the main stream drop up to one meter during summer periods. The decreasing surface water levels go together with decreasing yearly stream discharge totals. In 2014 and 2015, the maximum surface water level drop decreases. However, this increase in surface water levels is most likely caused by the increasing wetter climatological conditions over these years. The decreasing surface water levels in the main stream never drop below the stream bed, during the measurement period. This means that there is always drainage from the groundwater system.

The decreasing stream discharge and surface water levels can be a result of the increased surface water levels in 2012/2013. The increased surface water levels can decrease the seepage conditions from the regional aquifer. The reduced discharge rates can lead to decreasing surface water levels during the summer. However, in this situation the decreasing surface water levels are also expected to result in increasing seepage condition; and therefore increasing discharge and surface water levels during the dry periods.

The decreasing stream discharge and surface water levels can also be the result of leaking conditions, caused by the redevelopment of the Halckenbroek area. The construction of the new weir, dyke and inundation zone in front of the weir could have resulted in an increased infiltration/percolation capacity. However, the groundwater levels downstream of the catchment (B17B0273) show the same response as the surface water levels. If there was an increase in leakage via the groundwater system, the groundwater levels downstream of the weir are expected to increase. The measurements at location B17B0273 however, have a very poor temporal resolution, and therefore miss small changes in groundwater level fluctuations. The leakage flux can also be drained directly behind the new constructed dyke at the northern boundary of the catchment. The leakage would then result in an increased surface water discharge behind the weir.

4.2 Individual effects stream restoration measures

To answer the second research question simulations were done using the MIPWA 2.2 model. The second research question was: What are the spatial and temporal effects of the implemented and aspired stream restoration measures on groundwater and river discharge dynamics?

Removed peat soil Holmers area

Groundwater system

The removal of the peat topsoil was simulated with the weir level in the main stream at 13 mNAP and in the situation where the weir is removed. Generally, the removal of the peat topsoil in the Holmers area resulted in local increased GHG, GLG and GVG levels. This resulted in a small increase in seepage conditions in the Holmers area. The simulated changes are mainly the result of decreasing the distance between the groundwater and ground level elevation. The increase in ground water levels was limited.

The high and low groundwater levels show a minimum increase; indicating that the variation range did not change. The high and low groundwater level exceedance events showed a large increase in the number of small events when the weir level was set at 13 mNAP (scenario C); indicating that the variability of groundwater levels fluctuations increased relative to the original situation. The number of events did not change much in the situation where the weir was removed (scenario G). The increased variability is caused by the reduced unsaturated zone thickness. The thinner unsaturated zone has a lower unsaturated storage capacity. The reduced buffering capacity in the unsaturated zone leads to a more direct flux towards the saturated zone, increasing the variability of groundwater level fluctuation. In the situation where the weir is removed (scenario G), this effect is not visible because the removed weir decreased the groundwater levels, and therefore increasing the unsaturated zone thickness. The decrease caused by the removal of the peat soil has therefore no, or limited effect.

Surface water system

The total OLF flux and cumulative discharge did not change in response to the removal of the peat soil. This is because the groundwater level variation was not changed much. The high and low discharge rates also show a minimum increase; indicating that the variation range did not change. The high discharge rate exceedance events for scenario B increased; indicating an increased variability in discharge rates. This is also shown in the increased relative peak intensity in response to a rain event. These changes are caused by the reduced storage capacity in the unsaturated zone as explained before. The number of exceedance events and relative peak intensity did not change in the situation where the weir is removed (scenario G).

Effectiveness restoration measure

The removal of the topsoil in the Holmers area could have a positive effect on the development of a diffuse discharge system because it results in a smoothing of the

groundwater-surface water interface. This smoothing however is the result of the decreasing ground levels. The reduced groundwater depths in the valley area, create favourable condition for the development and conservation of the swamp and wetland systems. The only disadvantage of this measure is that the relative peak intensity of stream discharge increases. This is considered an inhibitory effect for the development of a diffuse discharge system.

Removed drainage in valley area

Groundwater system

The removal of the drainage system in the stream valley was simulated using weir levels at 13 and 14 mNAP and when the weir was removed. In the situation where the weir is present the removal of the drainage increased GHG and GVG levels around the locations where drainage is removed (scenarios C and E). The GLG levels are not affected much. This is most likely due to the fact that the main stream is the dominant drainage system in the valley area, because of the lowest surface water elevation. During GLG conditions the groundwater levels drop below the (relative higher) surface water levels of the drainage system, and drainage is stopped. This drainage system therefore does not control the GLG levels. Because only the GHG levels are affected, the fluctuation range of groundwater levels increases. The removed drainage with the weir in place resulted in increased high and low groundwater levels. The increase is large when the weir level is set at 13 mNAP. The increase is minimal when the weir level is set at 14 mNAP. The effects are large in the valley area. Because both high and low groundwater levels are affected, the variation range of the groundwater level fluctuations did not change much. In both situations the removed drainage resulted in an increased number of exceedance events in the valley area. This indicated that the increased groundwater levels resulted in an increased variability of groundwater level fluctuations. Again this is likely caused by the decreasing unsaturated zone thickness.

In the situation where the weir is removed, the removal of the drainage increased the GHG, GLG and GVG levels (scenario H). When the weir was removed (scenario F) the GHG, GLG and GVG levels decrease in a large part of the catchment. The removal of the drainage system (scenario H) would compensate this effect for a large extend. The spatial extend of the effect of the removal drainage, is therefore the largest in this situation. Interestingly the removal of the drainage now has also an effect on the GLG and low groundwater levels. This is due to the fact that for these simulations the surface water levels in the drainage system were also given a gradient corresponding to the gradient in the main stream. Because of the lower surface water levels, they now also affect the GLG levels. When they are removed it has an effect on both GHG and GLG levels. The high and low groundwater levels increase in the valley area. On the catchment flanks the high groundwater level increase, while the low groundwater levels decrease slightly. The high and low groundwater exceedance events did not change. The variability therefore was not changed under these conditions.

Surface water system

The removal of the drainage decrease the OLF flux, but increase the relative contribution of OLF to the total discharge flux. The increase in the relative contribution is largest when the weir is removed and small when weir levels are set at 13 and 14 mNAP. The removal of the drainage decreased the high and low discharge rates. Again the relative decrease is smallest when the surface water level in the main stream is high (scenario E). This reduction is caused by the decreased seepage condition in the stream valley. The removed drainage increased the groundwater levels and therefore decreased the seepage conditions. The removal of the drainage, with the weir level in place, resulted in an increased number of high and low exceedance events, and thus an increased variability of discharge rate fluctuations. In the situation where the weir was removed the number of high and low exceedance events, and thus the variability of discharge rates fluctuation, did not change. This corresponds with the variability in groundwater fluctuation found in the previous paragraph. The removal of the drainage also reduces the cumulative discharge. Again the effect is large when the weir is removed and small with the weir level at 14 mNAP. The time to peak in response to a rain

event did not change. The relative peak intensity only decreased (relative to scenario D) when the weir level was set at 14 mNAP. In the two other situations the removal of the weir does not change the relative peak intensity much.

The study of Hendriks et al (2014) found that the baseflow decreased in response to the application of artificial drainage in the catchment. This study however showed a decrease in high, low and cumulative discharge in response to removing the drainage system. However, the baseflow (95th percentile) is not directly comparable to the low discharge rate (75th percentile) used in this study. But since the reduction in baseflow found by Hendriks et al (2014) should be the result of reduced storage capacity in the groundwater system, the results can be considered comparable. In this study the removal of the drainage resulted in increased groundwater levels in the stream valley. This (ground) water conservation increased the storage capacity in the groundwater system. The increased groundwater levels and reduced discharge rates in response of removed drainage were also found by Poelman et al (2008). Poelman et al (2008) concluded that the removal of drainage did not dampen the discharge dynamics because both high and low discharge decreased in his study. This study however showed that the variation range did not change much, but that the variability in groundwater level and discharge rates fluctuation, as well as the relative peak intensity in response to a rainfall event changed.

Effectiveness restoration measure

The removal of the drainage system is an effective stream restoration measure for the development of a diffuse discharge system, because the removal of the drainage resulted in a smoothing of the groundwater-surface water interface. A possible negative effect would be that the reduced unsaturated zone thickness resulted in an increased variability of groundwater level and discharge rate fluctuations. The increased variation between peak and baseflow conditions is considered a negative condition for the development of a diffuse discharge system (Verdonschot, 2015). Overall the magnitude and spatial extend of the effects seem to depends on the initial conditions in the main stream. When the surface water levels in the main stream are high (weir at 14 mNAP) the additional effect of removing the drainage system is limited, because the increased weir levels have the same effect as the removal of the drainage. The only additional effect is that the relative peak intensity is decreases. The effect of removing the drainage system is large when the weir is removed. The removal of the drainage is an effective method to counteract the effects of the removed weir for a large part. However, the hydrological conditions never return completely to the old situation.

Changes in weir levels

Groundwater level dynamics

The increased weir level in the main stream (to 14 mNAP) resulted in increased GHG, GLG and GVG levels. In response to the increased groundwater levels, the seepage conditions in and around the main stream decreased. The removal of the weir resulted in strong decreased GHG, GLG and GVG levels in the catchment. This decrease is large in the Halkenbroek area, but also clearly visible at the catchment flanks. At location where the bolder clay deposits are present, there is no effect on GHG, GLG and GVG levels. The increased surface water levels in the main stream resulted in increased high and low groundwater levels in the stream valley. The removal of the weir resulted in decreasing high and low groundwater levels in the stream valley and at the catchment flanks. The decrease is larges in the stream valley. When the weir level was increased to 14 mNAP the number of high and low exceedance event increased in the valley area. When the weir was removed the number of events did not change much. The duration of events did not change for both scenarios. Again the increased variability in groundwater level fluctuation seems related to the reduced storage in the unsaturated zone.

Surface water dynamics

The increased weir level, and removal of the weir resulted both in lower OLF fluxes. This reduction is large when the weir level is increased to 14 mNAP. The high and low discharge rates decrease when the weir level is increased. The number of high and low exceedance events increased, while the duration of the events did not change much. This indicated that the variability of discharge rate fluctuations increased. Under these conditions the low discharge rates are close to zero. This indicates that periods of stagnant water in the main stream occur. This is also what measurement at the outlet of the study area show since 2012. When the weir is removed the high and low discharge rates increase more than 50 percent. The number and duration of exceedance events did not change much. This indicated that the variability in discharge rate fluctuations did not change. This is because the variability in groundwater level fluctuations also did not change for this scenario. The cumulative discharge almost doubles when the weir is removed. The relative peak intensity however, is largest when surface water levels are set at 14 mNAP and lowest when the weir is removed.

The simulated effects of the increased surface water levels on the groundwater level are comparable to the results of Jansen et al (2008), Poelman et al (2008) and Schalinga (2013). However, the found increase in groundwater levels in the study of Schalinga (2013) was considered the result of the combined measures implemented between 2000 and 2012 in the Holmers area. The increased weir level to 13.5 mNAP was one of the implemented measures in this period. The simulated effect on discharge is comparable to the findings of Poelman et al (2008). Poelman et al (2008) showed that the combined measures: increased surface water levels, removed drainage and stopping of irrigation, resulted in decreasing peak and low flow stream discharge rates. Poelman et al (2008) concluded that dampening of discharge dynamics was not possible using these simulated stream restoration measures alone. This study found the same decrease in discharge rates when surface water levels were increased. It was also found that the relative peak intensity in response to a rain event actually increased due to the low initial conditions.

Effectiveness restoration measure

The removal of the weir almost doubles the discharge rates in the main stream and decreasing groundwater levels in large parts of the catchment. This would not lead to the aspired smoothing of the groundwater –surface water interface and water retention. The removal of the weir also resulted in decreased range of groundwater level variations and a decreased relative peak intensity in response to a rain event. These are considered positive condition for the development of a diffuse discharge system. The increased weir level to 14 mNAP resulted in a smoothing of the groundwater-surface water interface and overall wetter hydrogeological conditions in the stream valley. The stream restoration measure can therefore be considered effective in the development of the diffuse discharge system. However, the large increase in the relative peak intensity in response of a rain event would be considered a negative condition for the development of diffuse discharge system. To decrease the relative peak intensity in stream discharge, the drainage system should also be removed.

Raising incised streambed level

The raising of the incised streambed in the main stream of the catchment, is expected to have a hydrological effect when the surrounding groundwater level drops below the elevation of the stream bed. This effect however, could not be simulated using the currently available surface water packages for iMODFLOW. Raising of the stream bed is expected to have a quantitative effect when groundwater levels drop below the stream bed. In the river packages of iMODFLOW, the surface water level in the stream is specified as input. When groundwater level drop below this level, drainage stops and infiltration starts. Because the Holmers are the most upstream part of the catchment, surface water levels in the stream are expected to decrease with decreasing groundwater levels, until the stream bed is reached. This requires iMODFLOW to maintain a water balance for the surface water system. This is currently not possible with the river packages.

The increased stream bed is expected to have limited effect in the study area, because of the presence of the weir. Surface water levels never seem to fall below the stream bed. However, it would be interesting to evaluate the effects of this stream restoration measure in a more natural system, where surface water levels fluctuate more freely. This could be done at the larger scale of the Drentsche Aa catchment. The studies of Hammersmark (2008), Mohrlök (2003) and Tague et al (2008) showed that the increased stream bed results in increased groundwater levels and decreased discharge rates. Hammersmark (2008) however, found that both the peak and baseflow rates decreased, while Mohrlök (2003) found that the baseflow rates increased in response to the increased stream bed.

Aspired forest conversion and drainage removal on catchment flanks

Groundwater level dynamics

The conversion to a more natural deciduous forest has limited effect on the hydrological system. The removal of the drainage on the catchment flanks resulted locally in increased GHG and GVG levels. The removal of the drainage at locations where bolder clay deposits are present, the spatial extend of the increased GHG and GVG is limited. This is because the aquifer at these locations is relatively thin. This limits the spatial extend of the effect of the drainage, and thus also the removal of it. At locations on the catchment flanks, where bolder clay deposits are not present, the groundwater levels in the regional aquifer were also increased. This resulted in increased seepage conditions at the locations where GHG and GVG were not affected in the top aquifer.

The high groundwater levels are mainly affected on the catchment flanks. The effects on low groundwater levels are limited throughout the catchment. This is most likely caused by the relative shallow drainage depths at the catchment flanks. During summer periods the groundwater levels already drop below the drainage levels of the stream. The removal of this drainage system therefore has limited effect on the low groundwater levels. Because only the GHG and high groundwater levels are increased, the range of groundwater level variation also increased. The removal of the drainage system did not change the number and duration of the exceedance events much. This is most likely because at the catchment flanks the deeper groundwater depths are found. The increased GHG and GVG levels therefore do not reduce the thickness of the unsaturated zone enough to reduce the storage capacity in the unsaturated zone.

Surface water dynamics

The conversion of the forest resulted in decreasing OLF fluxes relative to the current situation (scenario E). The removal of the drainage resulted in increased OLF fluxes. The high and low discharge rates increase slightly when the forest is converted and decrease when the drainage system is removed. The discharge rates response most to the removed drainage on the east flank. This could be because the east flank covers almost 50 percent of the catchment. The number of events only changes for low discharge rates. The removal of the drainage system reduced the total discharge and reduced the relative peak intensity in response to a rain event. The time to peak was not changed relative to the current situation.

The effects calculated in this study could be an addition to the findings of Poelman et al (2008). Poelman et al (2008) found that the conversion of coniferous forest to dry moorlands show a large increase in average groundwater levels and discharge rates. This study showed that the conversion of coniferous forest towards a deciduous forest has limited effect on groundwater levels and discharge dynamics.

Effectiveness restoration measure

The removal of the drainage on the catchment flanks does not result in the aspired smoothing of the groundwater –surface water interface in the valley area. The removal of the drainage further reduces the cumulative discharge. This could lead to stagnant water in the valley area. This could be considered a limiting condition in the development of a diffuse

discharge system. The removal of the drainage however also result in water retention at the catchment flanks, more diffuse runoff via overland flow and reduced relative peak intensity in response to a rain event. These are all positive conditions for the development of a diffuse discharge system.

4.3 Study limitations

In this study a regional groundwater model was used to simulate the effects of the individual restoration measures. The hydraulic processes in the surface water system could not be simulated using this model. The assumption was that in this relative small catchment the hydraulic effects could be neglected when using a daily interval. It is questionable if this still works for larger catchment or when the time discretion becomes smaller. The validation showed that the adjusted MIPWA model performs well on a daily time interval. However, the simulated groundwater levels were more accurate than the simulated discharge rates.

The effect of the increased stream bed level could not be evaluated using the MIPWA 2.2 model. The current available river module does not vary the surface water levels in response to the groundwater conditions. This is needed to accurately evaluate the effects of the increased stream bed level.

The summed OLF flux was used to evaluate the spatial dynamics of runoff. The results showed that the OLF module did not simulate the large inundation zones in the valley area accurately. Fieldwork showed that large parts of the valley area are inundated during the winter period. The gradient survey showed that these inundation zones are mainly the results of changes in surface water levels in the mainstream. This is also why the OLF module does not simulate these zones accurately.

The currently available river modules for iModflow do not adapt the surface water levels in response to the groundwater conditions and hydraulic conditions in the surface water system. To simulate the effects of these inundation zones a coupled and spatial distributed surface-groundwater model should be used.

The equation of Darcy was used to evaluate the cause of the surface water level gradient in the Halckenbroek area. It was found that the decrease in stream bed profile and/or gradient were the main cause of the surface water level gradient. The Darcy equation however, is a very simple equation describing open channel flow. The findings in this study therefore are a first estimate into the cause of the surface water level gradient. For a more accurate evaluation it is advised to use a hydraulic surface water model.

The temporal groundwater and stream discharge dynamics were quantified based on high and low levels and exceedance events. The high and low levels were based on percentile values from duration plots. Mohrlök (2003) also used the groundwater duration plots to evaluate changes in groundwater dynamics. The use of high and low discharge rates to quantify discharge dynamics has been done before by Hendriks et al (2015). The use of the corresponding high and low exceedance events was not done before as far as known. This technique gives a better insight in how the variation in groundwater levels or discharge rates change over time. It was sometimes difficult to evaluate the importance of changes in the duration and/or number of events.

5. Conclusions

What are the individual effects of the implemented and aspired stream restoration measures on the groundwater and stream discharge dynamics of the Holmers and Halckenbroek catchment?

The removal of the peat soil in the Holmers area has the smallest effect on the groundwater levels and stream discharge dynamics. In the Holmers valley area the groundwater depth

was reduced due to the lower ground elevation. This decreased the storage capacity of the unsaturated zone, which increased the relative peak intensity of stream discharge in response to rain events. This also increased the variability of groundwater level and discharge rate fluctuation. When the weir is removed and surface water levels in the main stream are low, the effects on the relative peak intensity and variability of groundwater level and discharge rate fluctuation is limited.

The removal of the drainage system in the valley area, resulted in increased groundwater levels and a decreasing cumulative stream discharge. The high and low groundwater levels and variability of groundwater level fluctuations increased. The removal of the drainage decreases the cumulative discharge, high and low discharge rates, and increased the variability of discharge rate fluctuation. The relative peak intensity only decreased when the initial surface water levels in the main stream were high. Overall the magnitude and spatial extend of the effects depend on the initial conditions, and presence of shallow bolder clay deposits. When surface water levels in the main stream are high the additional effect of the removed drainage is smallest and only visible in the valley area. When the weir is removed and the surface water levels in the main stream are low, the additional effect of the removed weir is much larger and visible at the catchment flanks, where bolder clay deposits are absent.

The increase of the weir level in the main stream resulted in an overall increase of groundwater levels in the valley area. The increased groundwater levels, reduced the storage capacity in the unsaturated zone and therefore increased the variability in groundwater level fluctuations. The increased surface water levels decreased the seepage conditions in the main stream, reducing the cumulative discharge, and high and low discharge rates. The increased variability in groundwater level fluctuation also increased the variability of the discharge rate fluctuations. The relative peak intensity in response to a rain event, showed the largest increase of all stream restoration measures.

The removal of the weir resulted in decreasing high and low groundwater levels in the stream valley. The variability in groundwater level fluctuations did not change much, because the unsaturated zone storage capacity was not reduced. The decreased surface water levels in the main stream resulted in a large increase of cumulative discharge and high and low discharge rates. The variability in discharge rate variations also did not change much. The relative peak intensity in response to a rain event decreased and is lowest for all restoration measures.

The changes simulated for the aspired stream restoration measures were evaluated relative to the current situation and not to the old situation as with the implemented measures. The aspired conversion of the coniferous forest to a more water efficient deciduous tree type had minimal effect on the groundwater levels and stream discharge dynamics. The average groundwater levels did not change and only the high groundwater levels decreased a little, when all forest in the catchment was converted. The variability of groundwater level and discharge rate variations did not change. The cumulative discharge was reduced a little. The relative peak intensity in response to a rain event did not change.

The removal of the drainage on the catchment flanks resulted in an increased of average, high and low groundwater levels at the locations where the forest was converted. The variability of groundwater level and discharge rate variations did not change. The largest spatial extend of increased groundwater levels was simulated when the complete drainage in the catchment was converted. The removed drainage resulted in a decrease of discharge and high and low discharge rates. The relative peak intensity in response to a rain event decreased.

5.1 Outlook

For further research

The results of this study can be used to better understand the effects of various stream restoration measures, on the dampening of groundwater level and stream discharge dynamics. The simulated results in groundwater levels and discharge dynamics could be used to further assess the effect on (aquatic) ecology.

After this relative small scale study in a headwater of the Drentsche Aa catchment, the study could be scaled up to the full catchment scale. This study showed that the adjusted MIPWA model could simulate the effects of stream restoration measures on a small scale accurately. The next step would be to evaluate the model's performance on a full catchment scale. It is important to evaluate the scalability and generalizability of the findings of this study. This study already showed that the magnitude of the effects depends on the initial conditions in the study area. It is therefore important to evaluate if these conditions can also be generalised.

At this relative large catchment scale, hydraulic processes in the surface water system cannot be neglected anymore. It is therefore recommended to use a coupled groundwater and hydraulic surface water model. The effects of the increased stream bed and the dynamic behaviour of stream water levels and spatial extent could not be simulated using the current MIPWA model setup. This would be possible if a groundwater-surface water model would be used. This model setup could also be used to evaluate the effects of stream restoration measures in more detail and at a smaller time discretisation. With the used timescale of one day, the hydraulic effects in the study area could be neglected. When using a smaller time discretisation, the hydraulic effects could not be neglected anymore.

To better evaluate the processes that inhibit stream discharge, and cause the surface water level gradient in the main stream, a hydraulic study should be conducted. The findings in this study therefore are a first estimate into the cause of the surface water level gradient. For a more accurate evaluation it is advised to use a hydraulic surface water model. The results of the field survey of this study could be used as input of this model.

For Water Authority Hunze en Aa's and Staatsbosbeheer

The surface water measurement in the most upstream part of the Holmers area (location Holmers 2) show that the measured surface water level are always lower than the measured surface water levels downstream, in the Halkenbroek area (location Halkenbroek 1). This is however not possible, and does not correspond what was measured in the field. The deviation is most likely caused by a false calibration to NAP. It is recommended to recalibrate this location to NAP.

The results of the data analysis in this study showed that since the redevelopment of the Halkenbroek area, the surface water levels decrease up to one meter during the summer periods. This could be the result of leaking conditions, caused by the activities that took place for the redevelopment of the Halkenbroek area. The leaking surface water could become recharge to the regional groundwater system, or could be drained just behind the northern boundary of the catchment. To evaluate if the decreasing surface water levels are the result of increased recharge towards the groundwater system, extra groundwater monitoring location need to be installed at the northern boundary of the Halkenbroek area. To evaluate if the leaking surface water is drained behind the northern boundary of the catchment, the discharge from the seepage ditches needs to be evaluated.

The results of the sensitivity analysis showed that the conversion of the forest alone would have minimal effect on the groundwater level and stream discharge dynamics. Only the removal of the drainage system resulted in increased groundwater levels at the catchment flanks, and decreasing stream discharge. The groundwater levels in the stream valley are not

affected much by the implemented measures on the catchment flanks. It is advised to redevelop the east flank first. The redevelopment of the east flank is expected to have the largest effect, because this area covers 50 percent of the total catchment.

For other Water Authorities

This study showed that the magnitude and spatial extend of the effect, of implemented stream restoration measures, depends on the geology and initial hydrological conditions in the catchment. This study showed that the removal of the drainage has a limited additional effect when the weir level was increased to 14 mNAP. The study also showed that since the weir level was increased the surface water levels never seem to drop below the stream bed, indicating that the increased stream bed has limited effect in this situation. The spatial extend of the effect is limited by the present of the shallow bolder clay deposits. It is therefore advised that in the future, the effects are evaluated before the restoration measures are implemented.

Bijlage 6: Casus Peizerdiep

1. Beknopte beschrijving Peize stroomgebied

Geologie, geomorfologie en bodem

Landschappelijk gezien maakt het stroomgebied deel uit van het Drentse (keileem) plateau. In dit keileemplateau is het Oostervoortsche Diep ingesneden en heeft daar een beekdal gevormd. Grenzend aan het beekdal liggen zones met hoge zandgronden (Looakkers, Peesterveld en Ankehaarveld).

Het Drents plateau is ontstaan gedurende het Pleistoceen, welke zich kenmerkt door een opeenvolging van ijstijden (glacialen) en warmere perioden (interglacialen). Men name de laatste drie ijstijden Elsterien, Saalien en Weichselien zijn voor een groot deel bepalend geweest voor de vorming van het Drentse landschap.

Tijdens het Elsterien werden in Noord-Nederland, door een smeltende ijskap, grove zanden en grinden afgezet (Formatie van Peelo). Plaatselijk is in geul -en komvormige depressies zogenaamde potklei afgezet. Deze potklei is binnen het gebied op een diepte van minder dan 40 cm of tussen 40 en 120 cm, aangetroffen (op basis van bodem- en geologische kaart). Gedurende het Saalien was Nederland gedurende langere tijd door landijs bedekt. Door stuwning van het ijs is, in combinatie met de afzetting van het zogenaamde keileem of grondmorene (Formatie van Drenthe), een keileemvlakte gevormd: het Drents plateau. Smeltwater dat zich vanuit het plateau een weg naar beneden zocht erodeerde op verschillende plaatsen het keileem waardoor (beek)dalen werden uitgesneden. Een van de indertijd gevormde afwateringsgeulen vanaf het Drents Plateau vormen tegenwoordig de basis van de te onderzoeken van het Oostervoortsche Diep.

Tijdens de laatste ijstijd, het Weichselien bereikte het landijs Nederland niet. Er heerste in het gebied periglaciale condities, waarbij hellingafzettingen (groeve grindhoudende zanden), fluvioperiglaciale afzettingen (onder andere matig fijn zand) en eolische (dekzand) afzettingen ontstonden. Vaak werden beekdalen opgevuld met fluvioperiglaciale afzettingen. Ook ontstonden op verschillende plaatsen in de regio dobben, waarin zich veen ging vormen. Met name de eolische (dekzand) afzettingen zijn wijd verspreid. Doordat in het open landschap de wind vrij spel had, werden grote hoeveelheden zand verplaatst en elders dekkend afgezet. Binnen het plan- en onderzoeksgebied ligt het dekzand op veel plaatsen in de vorm van ruggen en koppen aan of nabij het oppervlak (vaak zijn hieronder keileemruggen aanwezig).

Het Pleistoceen eindigt met een klimaatverbetering: het Holoceen. Het afsmelten van de ijskap leidde tot een snelle stijging van de zeespiegel, waardoor het eerder drooggevalen Noordzeebekken overstroomde en de kustlijn gedurende het Holoceen richting de huidige kust opschoof. Als gevolg hiervan steeg ook het grondwater, die in combinatie met toegenomen neerslag en stagnatie van de waterafvoer in de beekdalen veengroei tot gevolg had. Deze Holocene opvullingen van de beekdalen worden tot de Formatie van Singraven gerekend.

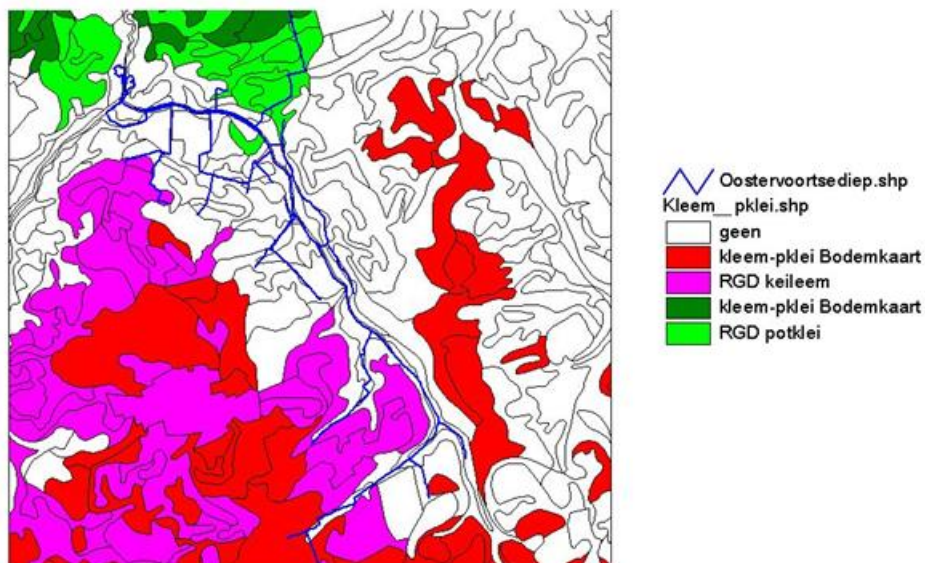
Het stroomgebied bestaat voornamelijk uit Pleistocene (dekzand)gronden, met dekzandruggen- en koppen, oeverwallen en rivierduinen. Hier komen met name podzolgronden voor (zoals Veldpodzolgronden (Hn21) en Laarpodzolgronden (Hn23)). Ook kalkloze -en kalkhoudende zandgronden worden hier aangetroffen. Plaatselijk, zoals bij Langelo, Peest en Norg, komen op de (veld)podzolgronden cultuurdekken (essen) voor; Hoge zwarte enkeerdgronden (zEz21-VI).

Op de overgang tussen de zandgronden en de veengronden (zowel op de overgang van het noordelijk gelegen veengebied en het Drents Plateau als op de overgang van de veengronden in de beekdalen naar de zandgronden) komen moerige gronden voor (vWp)

(bijvoorbeeld moerige podzolgronden (vWpx-V). Plaatselijk worden moerige eergronden aangetroffen (zWz-II). Bron informatie: Rapportage Grondwater, Bart de Jong (060206)

Geohydrologie

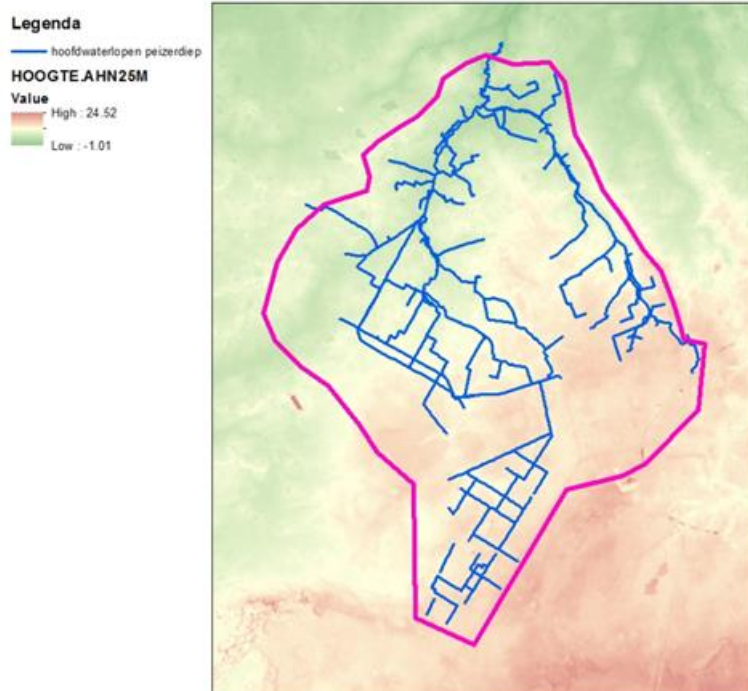
De geohydrologische opbouw van het gebied dient in samenhang te worden beschouwd om de effecten van grondwaterstandsveranderingen te bepalen. De deklaag bestaat grotendeels uit dekzand die gerekend wordt tot de Formatie van Twente. Deze matig fijne zanden hebben een gemiddelde doorlatendheid (k-waarde) van 2,5 m/dag. Lokaal komen rond het diep venige of moerige gronden voor. De dikte van deze afzettingen is beperkt. In de berekeningen worden deze afzettingen meegenomen in de drainageweerstand. In de ondergrond van het onderzoeksgebied komen al dan niet de slechtdoorlatende afzettingen voor van de Formatie van Peelo of de keileem die gerekend wordt tot de Formatie van Drenthe: potklei en keileem. In onderstaande figuur zijn de keileem en potklei voorkomens weergegeven (Figuur B6.1).



Figuur B6.1: Verbreiding keileem en potklei in het Peize stroomgebied (bron: Rapportage Grondwater, Bart de Jong (060206)).

De onder de deklaag aanwezige watervoerende lagen hebben een totale dikte van 150 meter. In de grondwaterkaart zijn geen scheidende lagen aangegeven in dit pakket. Uit pompproeven komt een KD waarde naar voren die varieert van 3000 tot 5000 m²/dag. Dit over de gehele diepte van het pakket. Omdat de doorlatendheid van de bovenste lagen in het water voerend pakket de meest bepalende afzettingen voor de effecten in de deklaag, houden wij een doorlatendheid van 20 m/dag aan. Bron informatie: Rapportage Grondwater, Bart de Jong (060206).

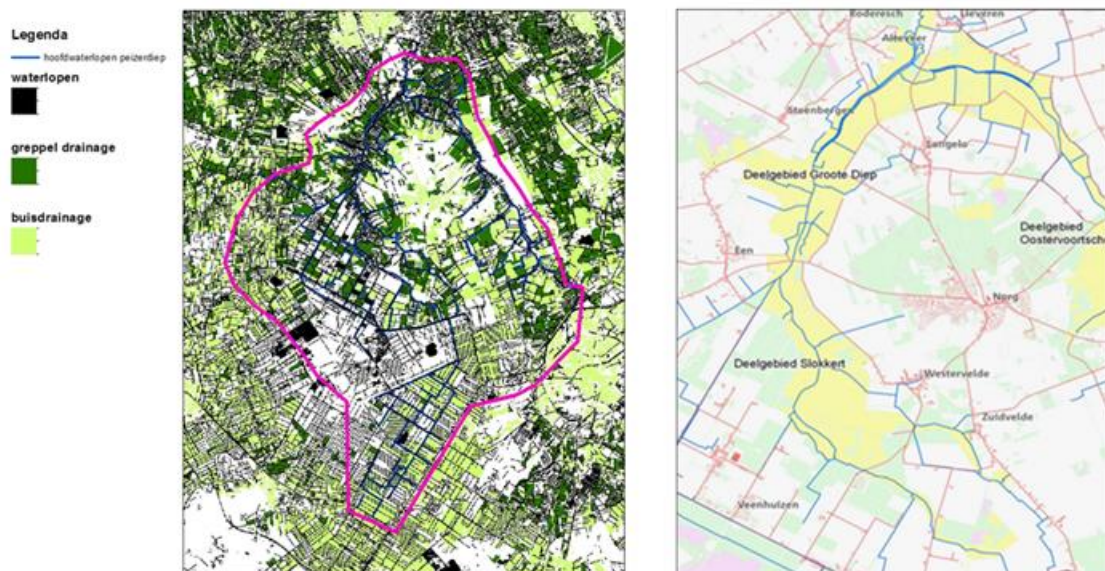
Figuur B6.2 geeft een overzicht van de hoogteligging: het hoogteverschil bedraagt ongeveer 25 m, met de hoogste delen van het gebied in het zuidoosten, aflopend IN noordwestelijke richting naar hoogtes rond NAP.



Figuur B6.2: Hoogteligging van het in het Peize stroomgebied (AHN).

Oppervlaktewater

In Figuur B6.3 zijn de waterlopen van het Peizerdiepsysteem weergegeven. De afbeelding links geeft een overzicht van alle waterlopen en drainagemiddelen. Zichtbaar is dat groter delen van het stroomgebied sterk ontwaterd worden door sloten, greppels en buisdrainage. De afbeelding rechts geeft een overzicht van de hoofdwaterlopen van het stroomgebied.



Figuur B6.3: Drainagesysteem van het Peize stroomgebied. Links: total overzicht van alle drainagemiddelen (buisdrainage, greppels, sloten, hoofdwaterlopen); Rechts: hoofdwaterlopen.

Geplande Herstelwerkzaamheden in Peize stroomgebied

Een aantal herstelwerkzaamheden zijn gepland in het Peize stroomgebied (zie onderstaande lijst). Echter, deze werkzaamheden zijn relatief lokaal aan de waterloop. Naar verwachting

zal het effect op een toename van diffuse systemen (oppervlakkige afvoer) en de afvoerdynamiek relatief beperkt zijn.

- Oostervoortse Diep fase 1 (2008-'09) Volledig nieuwe loop gegraven, smaller en ondieper dan de gekanaliseerde loop. Oude loop waar mogelijk gedempt. Deel ligt er nog tbv landbouw.
- Oostervoortse Diep fase 2 (2011) Volledig nieuwe loop gegraven, smaller en ondieper dan de gekanaliseerde loop
- Slokkert fase 1 (2012) Vrijwel volledig nieuwe loop gegraven, smaller en ondieper dan de gekanaliseerde loop. Tweede arm afgekoppeld, voor meer stroming.
- Slokkert fase 2 (2013) Volledig nieuwe loop gegraven, smaller en ondieper dan de gekanaliseerde loop. Oude loop ligt er nog, omdat dempen zou leiden tot te grote verhoging van de grondwaterstand.
- Grote Diep (2013) Volledig nieuwe loop gegraven, smaller en ondieper dan de gekanaliseerde loop

De effecten van deze ingrepen op de grondwaterstand zijn in beeld gebracht door Bart de Jong (rapportage "EFFECTEN OP DE GRONDWATERSTAND BEEKHERSTEL OOSTERVOORTSCHE DIEP", 2006).

2. Methode en technieken

In de studie in het kader van het project Integraal Natuurherstel Beekdalen, wordt niet gekeken naar kleinschalige maatregelen, maar wordt een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd naar de effecten van stroomgebiedbreed maatregelen. Hiervoor wordt verschillende scenario's doorgerekend met het regionale grondwatermodel MIPWA. De resultaten worden geëvalueerd op basis van ruimtelijke resultaten van grondwaterstand, kwel en drainageflux. Ruimtelijk gedistribueerd geohydrologisch model MIPWA

MIPWA is het grootschalige en gedetailleerde grondwatermodel voor Noord-Nederland dat is ontwikkeld in opdracht van een groot aantal waterpartners uit het gebied (drinkwaterbedrijven, provincies, waterschappen, gemeenten en DLG). Het bestrijkt de noordelijke provincies Groningen, Friesland, Drenthe en Overijssel. Het instrument wordt ingezet bij verschillende studies, zoals GGOR, planstudies, vergunningverlening en scenario ontwikkeling voor bijvoorbeeld structuurvisies of waterbeheerplannen.

Het rekenhart van MIPWA bestaat uit een integratie van iModFlow (grondwaterstroming verzadigde zone) en MetaSWAP (processen in de onverzadigde zone; Van Walsum & Groenendijk, 2008). De ondergrondschematisatie van MIPWA is gebaseerd op informatie in REGIS en lokale informatie van de waterpartners. Daarnaast maken informatie over grondwateronttrekkingen, waterlopen en drainage, maaiveldhoogte, landgebruik en vegetatie onderdeel uit van de MIPWA database. Het grondwatermodel wordt gevoed door meteorologische meetreeksen (neerslag en verdamping), rekt op dagbasis over de periode 1989 – 2001 en heeft een ruimtelijke resolutie van 25x25 meter. Meer informatie over MIPWA is te vinden in de volgende rapporten:

- "MIPWA 2.0, update van het topsysteem" (Deltares, 2011. Rapport 1201954-000-BGS-0006)
- "MIPWA 2.1, update keileem" (Deltares, 2014. Rapport 1203634-000-BGS-0004.
- "MIPWA 2.2; vervangen van CAPSIM door MetaSWAP" (Deltares, 2015. Rapport 1201867-001-BGS-0001).

Relevante modelparameters

Hieronder een toelichting van de relevante parameters. De onderstaande figuur (Figuur 4) geeft een schematisch overzicht van de parameters zoals geschematiseerd in het grondwatermodel.

Freatische grondwaterstand

Veranderingen van de freatische grondwaterstand hebben effect op grondwaterafhankelijke terrestrische natuur en landbouw. Daarnaast kan een verandering van de freatische grondwaterstand effect hebben op bodemdaling en funderingen. De verandering van de freatische grondwaterstand is in beeld gebracht met stationaire en niet-stationaire modelberekeningen. In het geval van de stationaire berekeningen is dit één waarde per modelcel (want één stationaire tijdstap). Voor de niet-stationaire berekeningen is per gridcel de gemiddeld laagste en gemiddeld hoogste grondwaterstand (GLG en GHG), berekend op basis van de tijdreeks van modeluitvoer (1998-2006). De uitvoer voor een aanloop periode van twee jaar (1996-1998) wordt niet getoond omdat het grondwatermodel tijdens deze periode nog geen hydrologisch evenwicht heeft bereikt en daardoor nog geen goede weergave geeft van de effecten.

Kwelflux

De modelparameter kwelflux betreft de opwaarts gerichte waterflux (FLF) over de bovenste slecht doorlatende modellaag (SDL1). Verandering van de kwelflux is voornamelijk relevant voor grondwaterafhankelijke en kwelafhankelijke terrestrische natuur. De verandering van de kwelflux is in beeld gebracht met niet-stationaire modelberekeningen. Hiervoor is per LSW de jaargemiddelde flux en de gemiddelde flux gedurende de drie zomermaanden (juni-juli-augustus) berekend. Reden om de kwelflux specifiek voor de zomerperiode in beeld te brengen, is dat deze periode cruciaal is voor de kwelafhankelijke vegetatie. Wanneer de FLF flux omlaag gericht is, wordt dit wegzijging genoemd. Op de schaal van LSW's is er over het algemeen sprake van een netto kwelflux. De LSW's met netto wegzijging worden in deze studie buiten beschouwing gelaten.

Drainageflux

De modelparameter drainageflux betreft de waterflux vanuit het grondwater naar het oppervlaktewater en is een combinatie van de waterflux via de bodem van de waterlopen (RIV), de waterflux via maaiveld bij hoge grondwaterstanden (OLF) en de waterflux via de buisdrainage en greppels (DRN). De snelle afvoer van regenwater dat direct afstroomt over waterverzadigd oppervlak ("hortanian overland flow") is niet meegenomen in deze flux. De drainageflux bepaalt voor een belangrijk deel de watervoerendheid en stroming van waterlopen, vooral tijdens droge perioden. Een verandering van de drainageflux is relevant voor aquatische natuur en voor de landbouw, wanneer gebruik gemaakt wordt van beregening uit oppervlaktewater. De verandering van de drainageflux is in beeld gebracht met niet-stationaire modelberekeningen. Hiervoor is per LSW de jaargemiddelde drainageflux en de gemiddelde drainageflux gedurende de drie zomermaanden (juni-juli-augustus) berekend. Reden om de drainageflux specifiek voor de zomerperiode in beeld te brengen, is dat deze periode cruciaal is voor de aquatische ecologie (voldoende watervoerendheid en stroomsnelheid). Daarnaast is er vanuit de landbouw vooral in deze periode behoefte aan oppervlaktewater voor beregening.

Figuur 4: Schematische weergave van de modelparameters freatische grondwaterstand, kwelflux en drainageflux. WVP = watervoerend pakket; SDL = slecht doorlatende laag.

Modelscenario's

Met deze gevoeligheidsanalyse willen we nagaan wat de brandbreedte is om de egeohydrologische situatie in het gebied te veranderen door grootschalige, stroomgebiedsebrede ingrepen te doen. In welke mate kan het voorkomen van oppervlakkige afstroming (t.b.v. diffuse systemen) worden gestimuleerd en hoe verandert de afvoerdynamiek als gevolg van dit type maatregelen.

Voor dit doel zijn vier scenario's doorgerekend:

1. Referentie situatie (huidige situatie in MIPWA model)
2. Buisdrainage verwijderend
3. Alle antropogene waterlopen verwijderd
4. Alle antropogene waterlopen verwijderd & landgebruik naar natte natuur

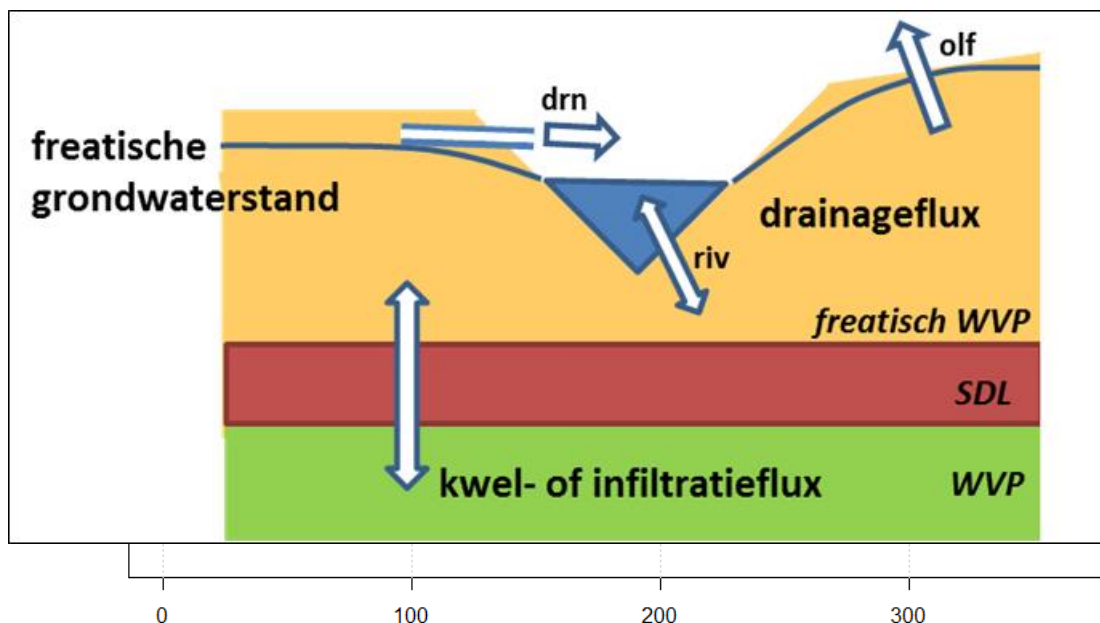
3. Modelvalidatie

Een selectie van droge en natte jaren is gemaakt voor de validatie van de totale afvoer van het Peize stroomgebied. Aangezien het meetpunt Alteveerstuw het dichtstbij het uitvoerpunt van het Peize stroomgebied ligt, is dit meetpunt gekozen om de validatie op uit te voeren. Wel moet worden opgemerkt dat de beschikbare dataset van dit punt loopt van 2002 t/m 2014 en de modelresultaten zijn gebaseerd op een tijdreeks van 1989 t/m 2001. Daarom is er gekozen om uit beide datasets een vergelijkbaar gemiddeld nat jaar en een gemiddeld droog jaar te kiezen. Daarbij zijn we tot de selectie gekomen zoals beschreven in Tabel B6.1. De neerslagsommen zijn op basis van KNMI data. Voor de debietsommen is het van belang te weten dat de er data ontbreekt voor het jaar 2003. Dus de totale sommen zijn niet geheel accuraat.

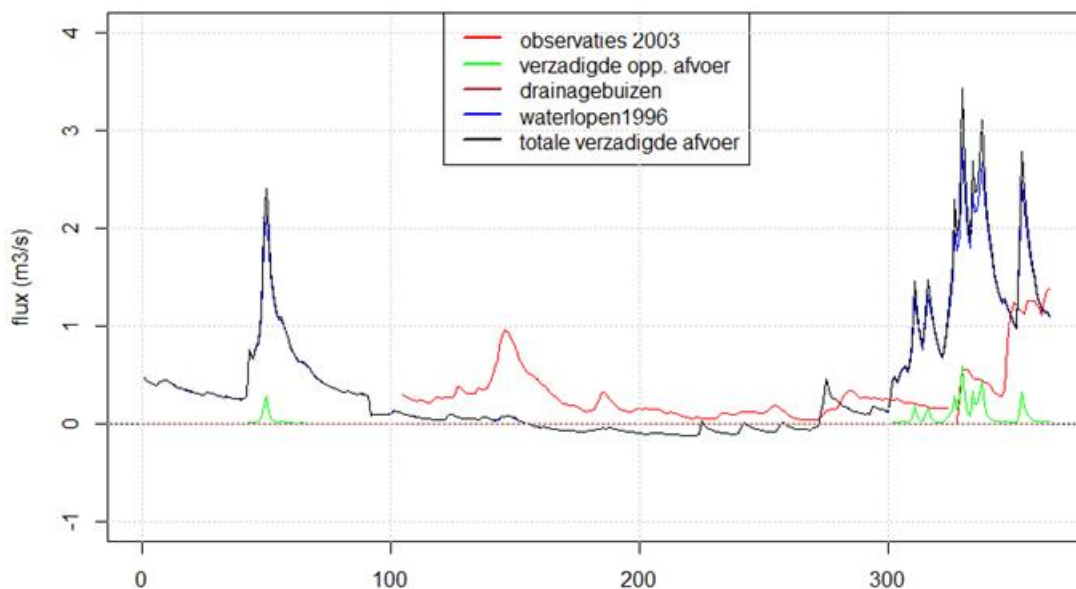
Table B6.1: Resultaten van de modelvalidatie met afvoergegevens voor nat jaar en droge jaren

	Mode			Observatie		
	Jaar	Neerslagso m	Debietso m	Jaar	neerslagso m	Debietso m
Nat	1994	929 mm	544 m ³ /s	2007	962 mm	464 m ³ /s
Droog	1996	631 mm	137 m ³ /s	2003	654 mm	79 m ³ /s
	1989	654 mm	198 m ³ /s (58 m ³ /s)			

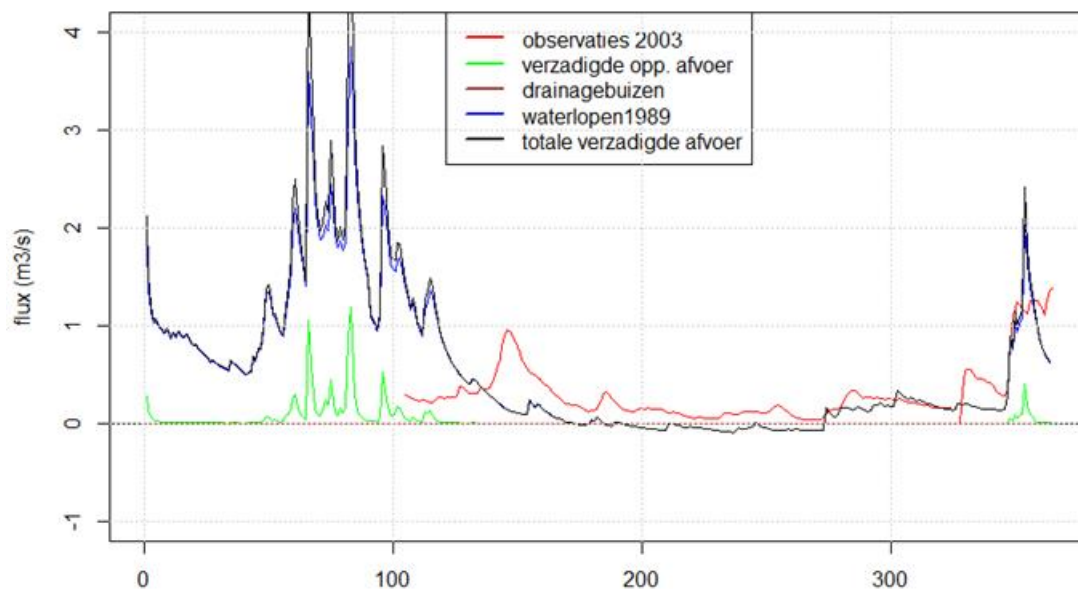
Onderstaande figuren tonen tijdseries van de gemeten en gemodelleerde afvoer van een nat jaar (Figuur B6.5) en een droog jaar (Figuur B6.6 en Figuur B6.7). Ondanks dat de jaren niet overeenkomen laten de figuren zien dat de orde grootte van de gemodelleerde afvoer tijdens natte en droge perioden redelijk goed overeenkomt met de gemeten afvoerdebieten.



Figuur B6.5: Validatie van het afvoerdebiet [m³/s] met de observaties van 2007 en de modelresultaten van 1994 (natte situatie).



Figuur B6.6: Validatie van het afvoerdebiet [m^3/s] met de observaties van 2003 en de modelresultaten van 1996 (droge situatie).



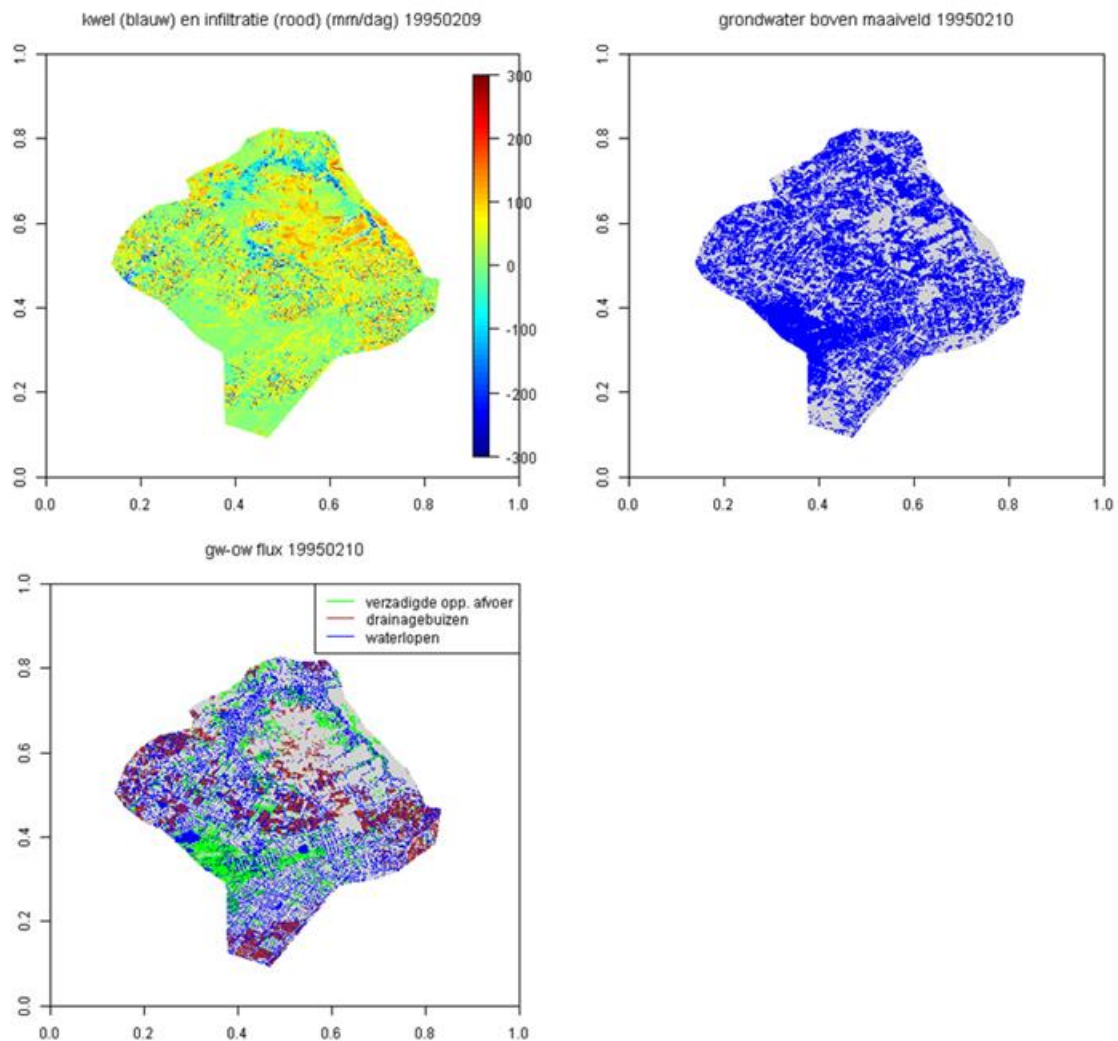
Figuur B6.7: Validatie van het afvoerdebiet [m^3/s] met de observaties van 2003 en de modelresultaten van 1989 (droge situatie).

4. Resultaten

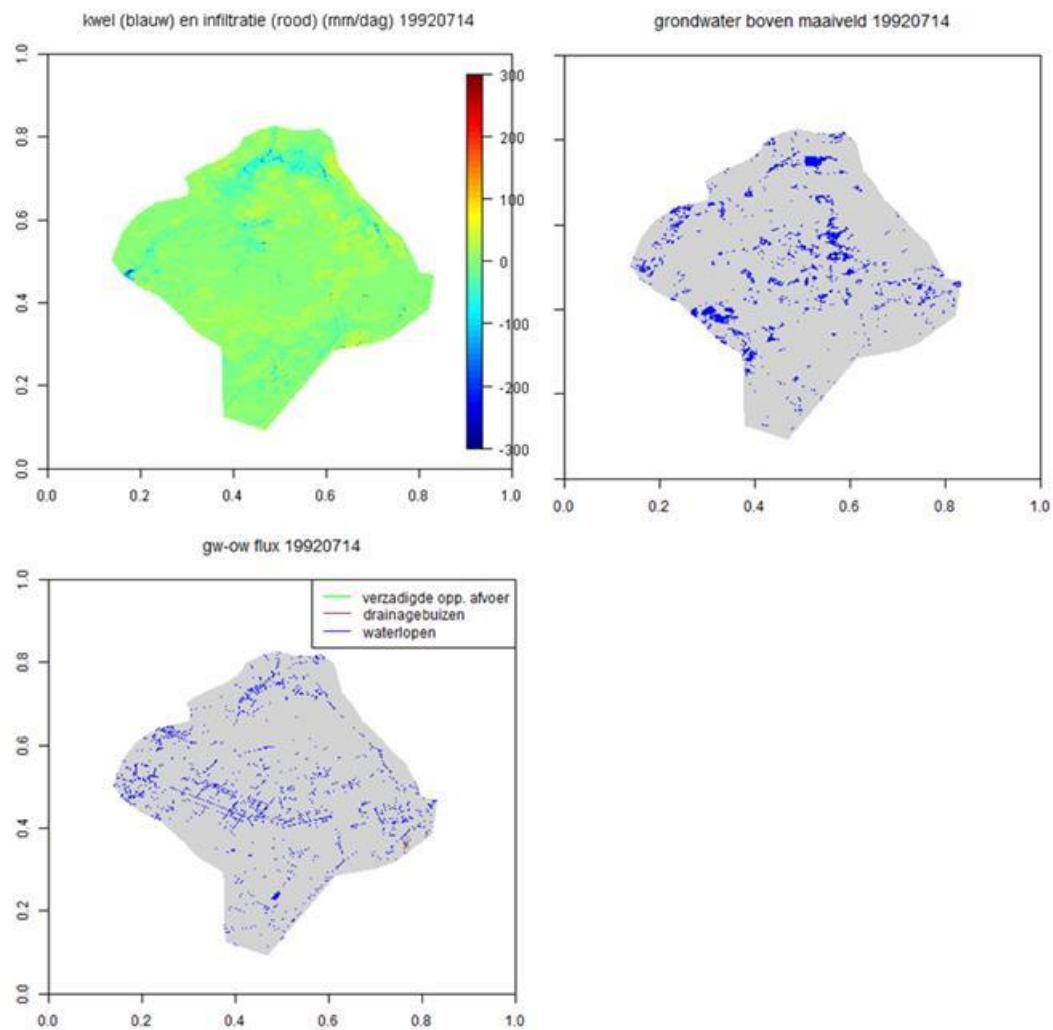
Huidige situatie

Om een ruimtelijk beeld te geven van de hydrologische toestand van het gebied is voor een natte (10 februari 1995; Figuur B6.8 en een droge dag (14 juli 1992; Figuur B6.9) in de modelperiode de verticale flux over de eerste scheidende laag (wegzijging/kwel), de grondwaterstand boven maaiveld en de informatie over de drainage flux afgebeeld. Zichtbaar is dat in een natte periode in de hoge delen van het gebied relatief veel infiltratie plaatsvindt en in de laagste delen (beekdalen) de kwelflux sterk is. In de droge perioden is vooral de mate van infiltratie in de hoge delen lager, maar is ook de kwelflux in lage delen beperkter. Daarnaast is zichtbaar dat, volgens het grondwatermodel, in natte perioden in veel delen van het gebied het grondwater (iets) boven maaiveld komt als gevolg van verzadigde

oppervlakkige afvoer en in lager gelegen kleine waterlopen (greppels, sloten). Ook vindt er in natte perioden veel afvoer plaats via drainagebuizen. In droge perioden wordt door het grondwatermodel slechts op enkele plekken water boven maaiveld getoond in de lager gelegen delen van het systeem. Afvoer van grondwater wordt alleen gegenereerd via de kleine waterlopen (greppels, sloten).

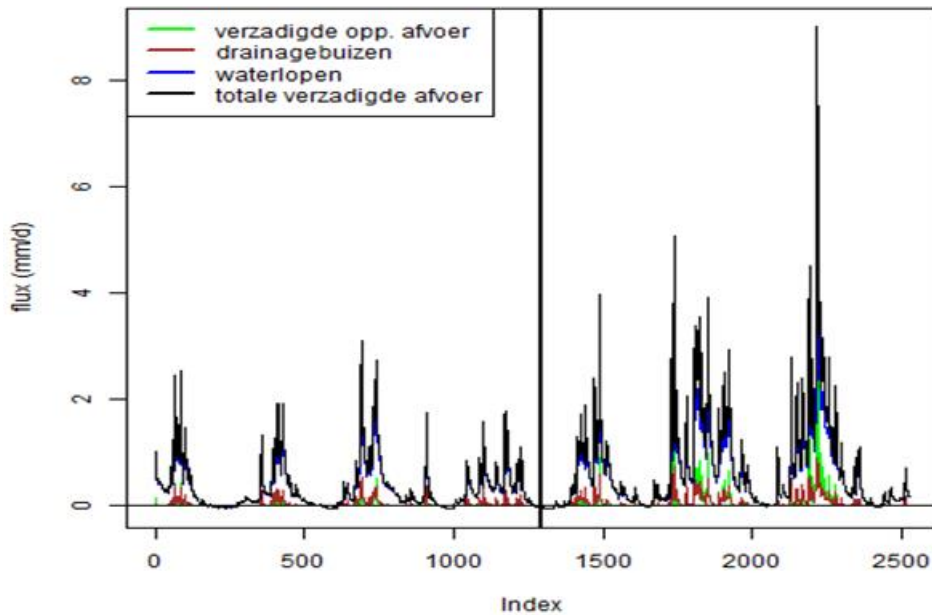


Figuur B6.8: Hydrologische situatie in het Peize stroomgebied op een natte dag (10 februari 1995): wegzijging/infiltratie flux (linksboven), grondwaterstand boven maaiveld (rechtsboven), dominante route drainageflux (linksonder).



Figuur B6.9: Hydrologische situatie in het Peize stroomgebied op een droge dag (14 januari 1992): wegzijging/infiltratie flux (linksboven), grondwaterstand boven maaiveld (rechtsboven), dominante route drainageflux (linksonder).

Uit de paragraaf over modelvalidatie is af te leiden dat de afvoer gegenereerd vanuit het grondwater een zeer groot deel van de totale afvoer omvat. Figuur B6.10 toont het verloop van de grondwaterbijdrage aan de afvoer van het Peizesysteem over de modelperiode 1998 – 2001. Deze bijdrage kan in natte perioden oplopen tot meer dan 5 mm/dag, ofwel meer dan 12 m³/s. Zichtbaar is dat de meeste grondwater via de waterlopen (beek, sloten, greppels) in het tot afvoer komt. In natte perioden levert ook de verzadigde oppervlakkige afvoer op land en drainagebuizen van grondwater een bijdrage.



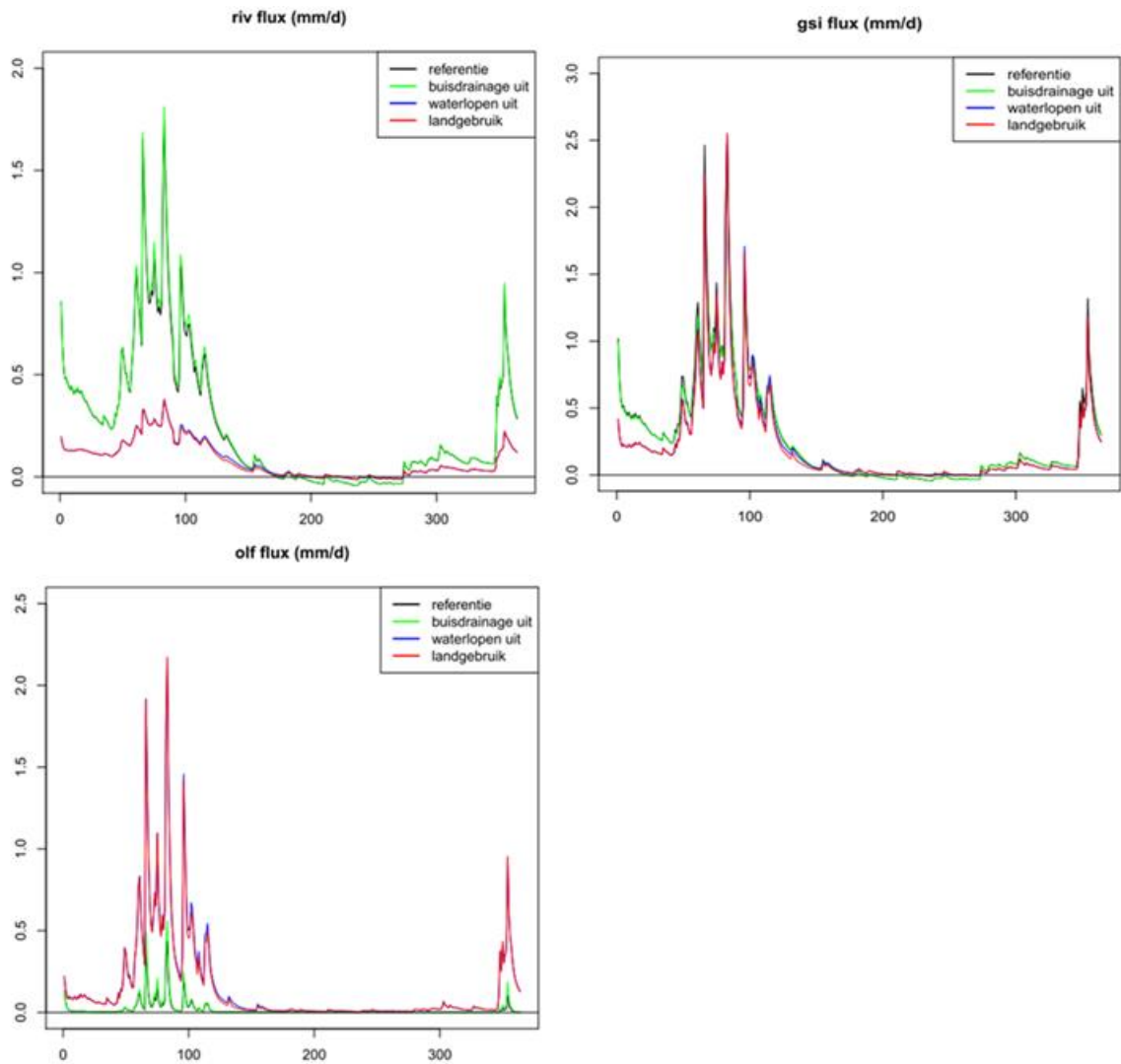
Figuur B6.10: Tijdserie van de fluxen die de afvoer van grondwater naar oppervlaktewater weergeven over de modelperiode 1989 – 2001.

Resultaten scenario-analyse

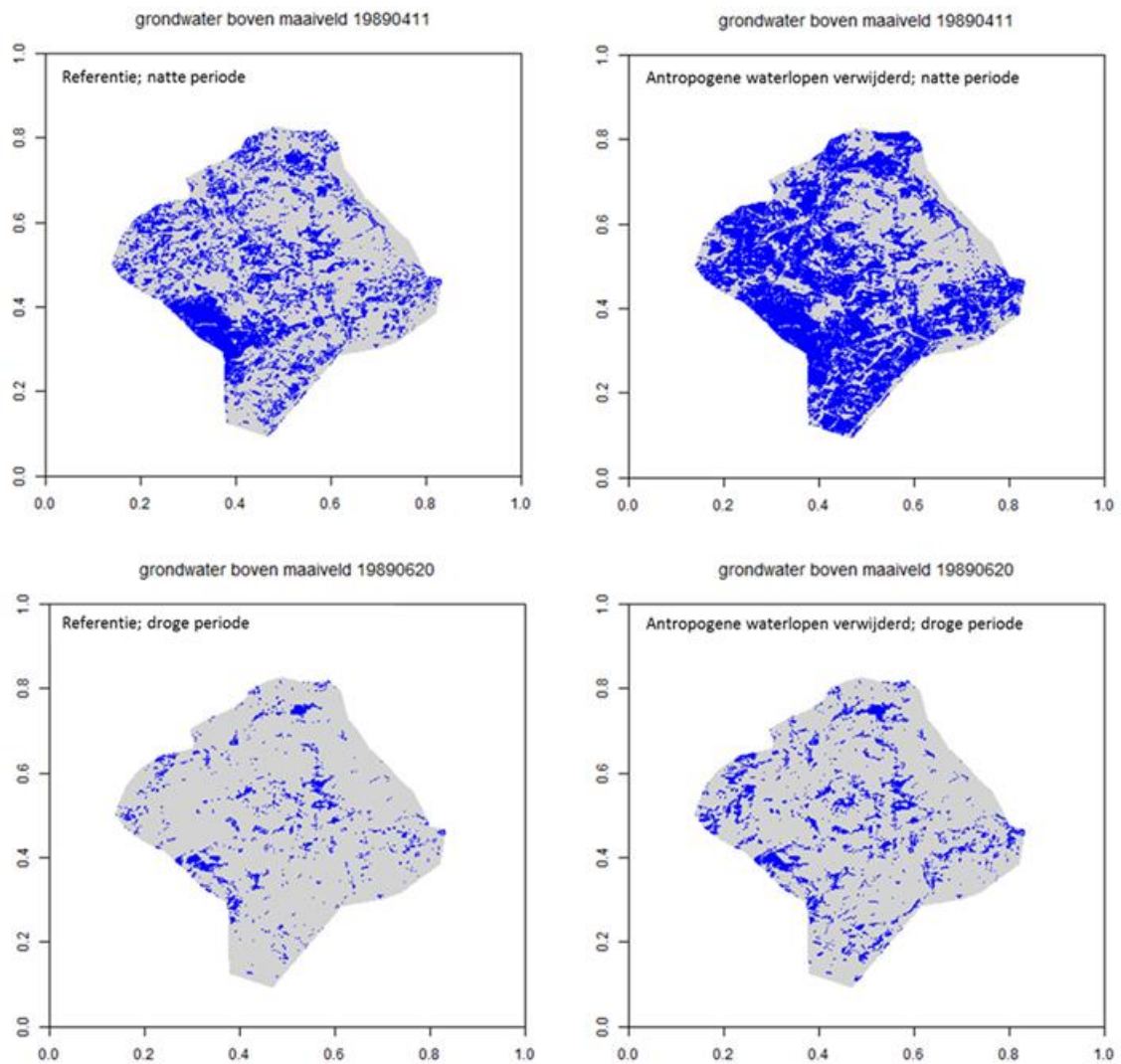
Scenarioanalyse

In de figuren B6.11 zijn de resultaten van de scenarioanalyse afgebeeld als tijdreeksen. Zichtbaar is dat in het geval dat "alleen" de buisdrainage wordt verwijderd uit het systeem er weinig veranderd aan de afvoer en de verdeling over de afvoer via waterlopen en via verzadigde oppervlakkige afvoer. Het model laat zien dat op sommige momenten de totale afvoer vanuit het grondwater iets hoger is dan in de huidige situatie (referentiescenario). In het scenario waarbij alle antropogene waterlopen zijn verwijderd neemt de afvoer via waterlopen, logischerwijs, sterk af. De afvoer via verzadigde oppervlakkige afvoer neemt anderzijds sterk toe en compenseert grotendeels de afname van afvoer via de waterlopen. De modelscenario's laten zien dat de verdeling van de totale afvoerflux vanuit het grondwater slechts zeer beperkt verandert ten opzichte van de huidige situatie (referentie scenario). In het scenario waarin, naast het verwijderen van antropogene waterlopen, ook het landgebruik wordt veranderd zijn de resultaten vergelijkbaar met de situatie waarin "alleen" de antropogene waterlopen zijn verwijderd.

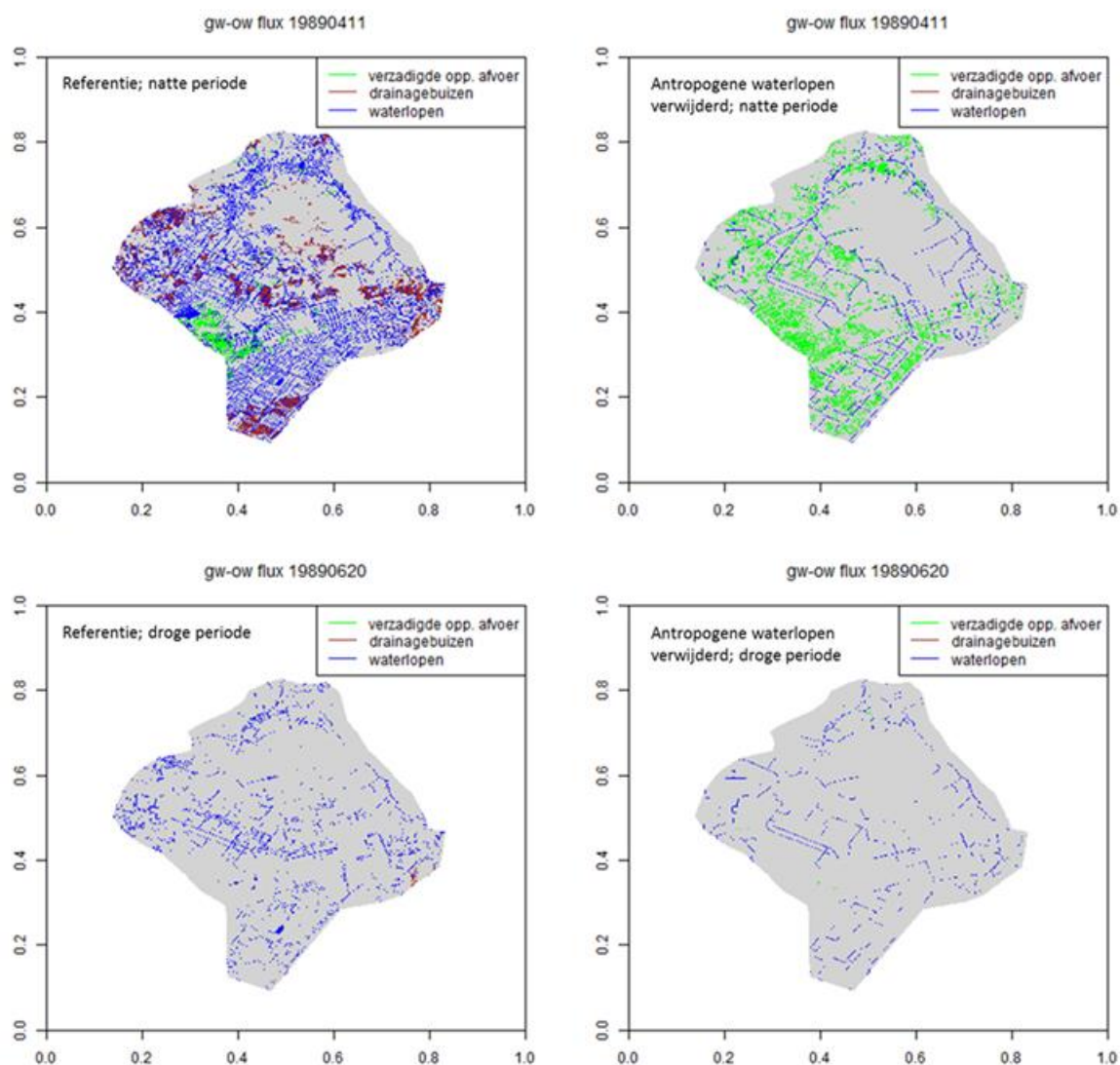
De sterke afname van afvoer via de gegraven waterlopen zorgt voor een stijging van de grondwaterstand. Het model laat zien dat in deze scenario's de grondwaterstand in grotere delen van het gebied aan of boven maaiveld komt (Figuur B6.12). Daarnaast is tijdens natte periode sprake van verzadigde oppervlakkige afvoer, voornamelijk in het westen en zuiden van het stroomgebied (Figuur B6.13).



Figuur B6.11 Tijdseries van modelresultaten van scenarioanalyse voor de gsi-flux via waterlopen (linksboven), de gsi-flux via verzadigde oppervlakkige afvoer (linksonder) en de totale gsi-flux. (Voor de drainageflux is geen aparte figuur opgenomen omdat deze voor alle scenario's behalve het referentiescenario nul is over de gehele periode.)



Figuur B6.12: grondwaterstand aan of boven maaiveld voor een dag tijdens een natte periode (11 april 1989; boven) en een dag tijdens een droge periode (20 juni 1989; onder) voor de huidige situatie (links) en het scenario waarin alle antropogene waterlopen zijn verwijderd (rechts).



Figuur B6.13: Afvoer van grondwater naar het oppervlaktewater voor een dag tijdens een natte periode (11 april 1989; boven) en een dag tijdens een droge periode (20 juni 1989; onder) voor de huidige situatie (links) en het scenario waarin alle antropogene waterlopen zijn verwijderd (rechts).

5. Conclusies en discussie

Een belangrijke conclusie van deze studie is dat in een systeem als het Peize stroomgebied de afvoer voor het overgrote deel gevoed wordt vanuit het grondwater. In de loop van de tijd is in het een uitgebreid en gedetailleerd afvoersysteem aangelegd om het land geschikt te maken voor landbouw en bewoning. Dit heeft ertoe geleid dat de grondwaterstanden zijn verlaagd en dat het grondwater via de watergangen aan het oppervlak komt en afstroomt in plaats van via verzadigde oppervlakkige afvoer en diffuse afvoersystemen. De scenario-analyse laat zien dat wanneer alle antropogene watergangen worden verwijderd, dit een zeer groot effect heeft op de wijze waarop het grondwater tot afvoer komt. Alleen het verwijderen van buisdrainage heeft een beperkt effect op de afvoer en zal alleen lokaal leiden tot een toename van verzadigde oppervlakkige afvoer.

Wat met het beschikbare model niet meegenomen kon worden, zijn de effecten die optreden aan het oppervlak na de exfiltratie van het grondwater als verzadigde afvoer. Grondwater dat direct wordt gedraineerd en afgevoerd via waterlopen bereikt relatief snel het

uitstroompunt van het Peize stroomgebied. De snelheid waarmee verzadigde oppervlakkige afvoer de beek en het uitstroompunt van het Peize stroomgebied bereikt, is afhankelijk van meer factoren zoals de ruwheid van het oppervlak, vegetatie en bodemgesteldheid. Dit proces zal meer tijd in beslag nemen dan afvoer via waterlopen. Daarnaast is het mogelijk dat een deel van het water opnieuw infiltreert naar het grondwater, of dat verdamping plaatsvindt. Het effect van deze processen is de afvoerpieken bij het uitstroompunt worden verlaagd en uitgesmeerd over de tijd. Ten gevolge hiervan neemt de basisafvoer toe. In deze studie was het helaas niet mogelijk om dit in een modelanalyse te vatten. In de studie "Sensitivity analysis discharge dynamics Dinkel catchment" (Bijlage 8 van dit rapport) is een dergelijke analyse wel in meer detail uitgevoerd.

Bijlage 7: “Historical Assessment of Streamflow Dynamics in the Regge catchment”

Introduction

Groundwater is a major element of the water balance in most catchments and river basins. The quality and quantity of the groundwater influence surface waters and influences the ecological functions of surface waters (Hendriks et al., 2014). In many European catchments, a significant part of groundwater bodies are in a less than optimal condition and the supply of groundwater to surface waters is disturbed, both in terms of quantity and quality (Acreman and Ferguson, 2009). In this paper the changes in ecological flows (e-flows) in the Regge catchment are assessed over a 47 year period (1956–2003) using data series of meteorology, discharge, groundwater, and recordings of land use change and alterations to the river system. The goal of our study was to determine if changes in e-flows were the result of climatic changes or land use changes and altered groundwater conditions.

Description of the Regge River and its catchment

The Regge catchment (87.4 km²) is situated in the eastern part of the Netherlands and has a temperate marine climate: P of 800 - 850 mm/yr, T of 9.3 - 9.9 °C, ET of 560 - 570 mm/yr (KNMI). The basin is characterized by a north western slope of 35 to 65 m. The geohydrological structure in the western part consists of thick, aquiferous sediments that reach a depth of approximately 150 m and are intervened by impermeable clay deposits. The geohydrological base in the eastern part reaches to a depth between 10 - 20 m below the surface and is determined by small scale terminal moraines and a low infiltration capacity (De Louw, 2006). Agriculture represents the main land use in the area (60%). Other parts of the catchment are characterized by rural, small scale forest and nature area. Larger urban areas exist in the central part of the catchment (De Louw, 2006).

Data acquisition and analyses

In this study we combined meteorological data with geohydrological data and historical information of anthropogenic alterations in the catchment. Below information on data acquisition is summarized and in Table B7.1 an overview is given of all available data that were used in this study. An overview of measurement locations is given in Figure 1. In order to determine the relative importance of climate change, change in groundwater conditions, and land use changes, the following data analyses were performed:

- Analysis of changes in e-flows by calculating of flow parameters relevant to e-flows over time (Verdonschot and Van den Hoorn, 2010): mean discharge, median (Q50) discharge, high flow parameters (Q25 and Q5), low flow parameters (Q95 and Q75), and flow variability (Q95/Q5, Q75/Q25, Q95/Q50, and Q75/Q50);
- Climate change analysis based on available meteorological data, consisting of calculation of groundwater recharge as well as standard indexes of precipitation and evapotranspiration (Mishra, 2010);
- Analysis of changes in groundwater conditions independent from climatic effects using impulse-response modelling of groundwater data series (Berendrecht, 2004);
- Statistical trend testing of the time series of flow parameters, climatic parameters, and groundwater by Student's t-tests. Significantly non-stationary trend lines ($p < 0.05$) were considered to have a significant increasing or decreasing trend. Due to a data gap between 1985 and 1990 and change of measurement techniques, all tests were performed for the period 1956-1985 and 1990-2003 separately;
- Finally, a time-line of the anthropogenic alterations in the catchment was made for the period 1950 - 2010.

Table B7.1: Summary of meta-data of the available meteorological, geohydrological and historical observations from the Regge catchments.

Data type	Number of locations	Location	Measurement frequency	Measurement Period	Source
Precipitation	1	Almelo	daily	1951-2012	KNMI
Evapotranspiration	1	De Bilt	daily	1902-2012	KNMI
Groundwater level < 20 m -surf	13	see map (fig. 4)	daily to two times per month	1951-2012	TNO (DINO)
Groundwater level 20 - 30 m -surf	7	see map (fig. 4)	daily to two times per month	1949-2005	TNO (DINO)
Discharge measurements	2	Archem	daily	1956-2003	Waterboard Regge and Dinkel, Province Overijssel
Changes in water management	--	--	--	~1934-1995	Waterboard Regge and Dinkel
Changes in stream morphology	--	--	--	1924-1995	Waterboard Regge and Dinkel
Changes in landuse	--	--	once per year (31 december)	1951-2012	statistical office Netherlands
Population development	6	Almelo, Enschede, Hellendorn, Borne, Haaksbergen , Hengelo	once per year (31 december)	1951-2012	statistical office Netherlands

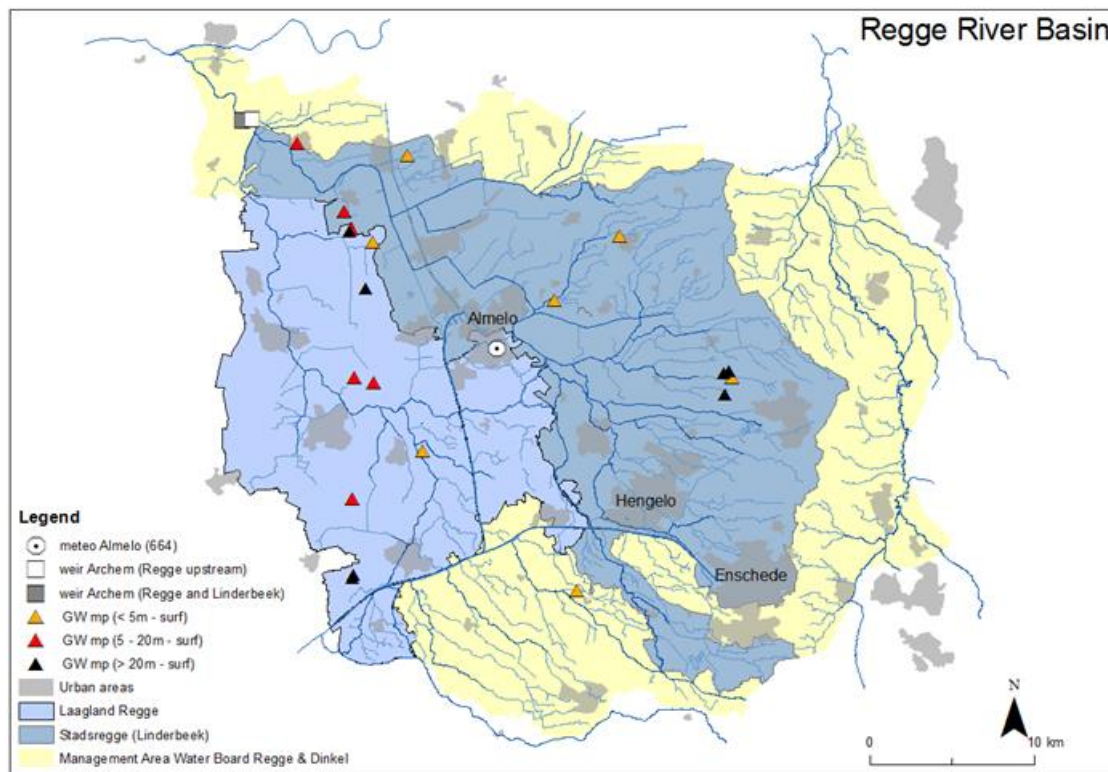


Figure B7.1: Regge catchment with its' main sub-catchments, streams, urban areas, and measurement locations of meteorological station, weirs for discharge measurements, and groundwater level observations.

Results data analyses

The graphs in Figure B7.2 display the annual values of the flow parameters and variability of the discharge from the Regge catchment. The first measurement period (1956 – 1983) showed a decrease of high flows (Q5 and Q25). During the second period, mainly low flows (Q95 and Q75) increased. The mean discharge of the Regge River showed no trend over the first or second measurement period. Flow dynamics decreased for both periods, indicating that the yearly discharge of the stream consisted increasingly of base flow. Figure B7.3 shows the standard indexes of P (SPI) and ET (SEI) calculated on decadal basis. SPI showed

no significant trend, while SEI showed a significant increasing trend over the second test period. This indicates drying conditions over the period 1990-2003. Figure B7.4 shows the time series of the residual of the groundwater level date series calculated with impulse-response modelling for the two longest groundwater level data series. Groundwater residuals significantly decreased between 1950 and 1990, and significantly increased between 1990 and 2005. In Figure B7.5 a time-line is shown of both anthropogenic alterations to streams and land-use changes since 1940. Pervious to these alterations, around 1900 activities commenced that promoted navigation and agriculture consisting of straightening and deepening of streams as well as drainage of agricultural areas and construction of weirs in streams.

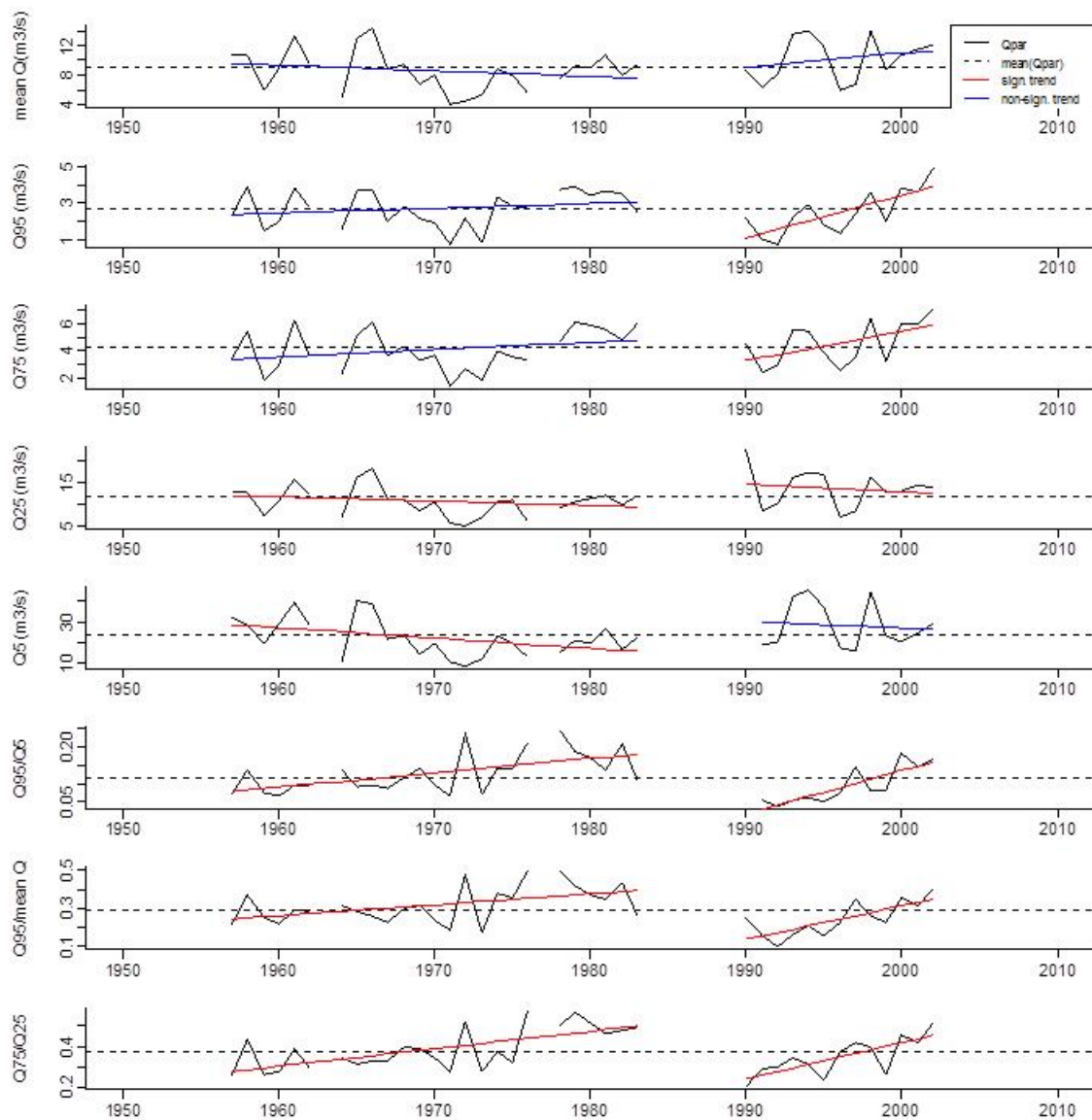


Figure B7.2: Annual values of the flow parameters and variability for the Regge catchment. Dotted lines indicate average values; red lines indicate significant trend lines; blue lines indicate non-significant trend lines.

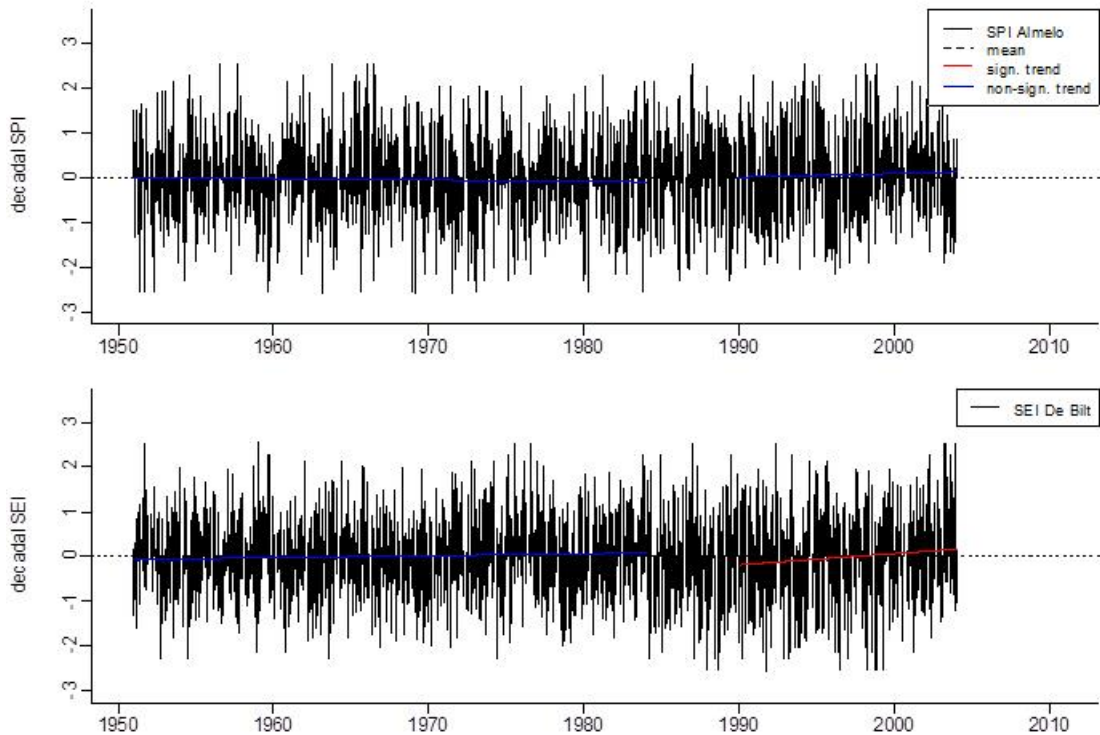


Figure B7.3: SPI (upper graph) and SEI (lower graph). Dotted lines indicate average values; red lines indicate significant trend lines.

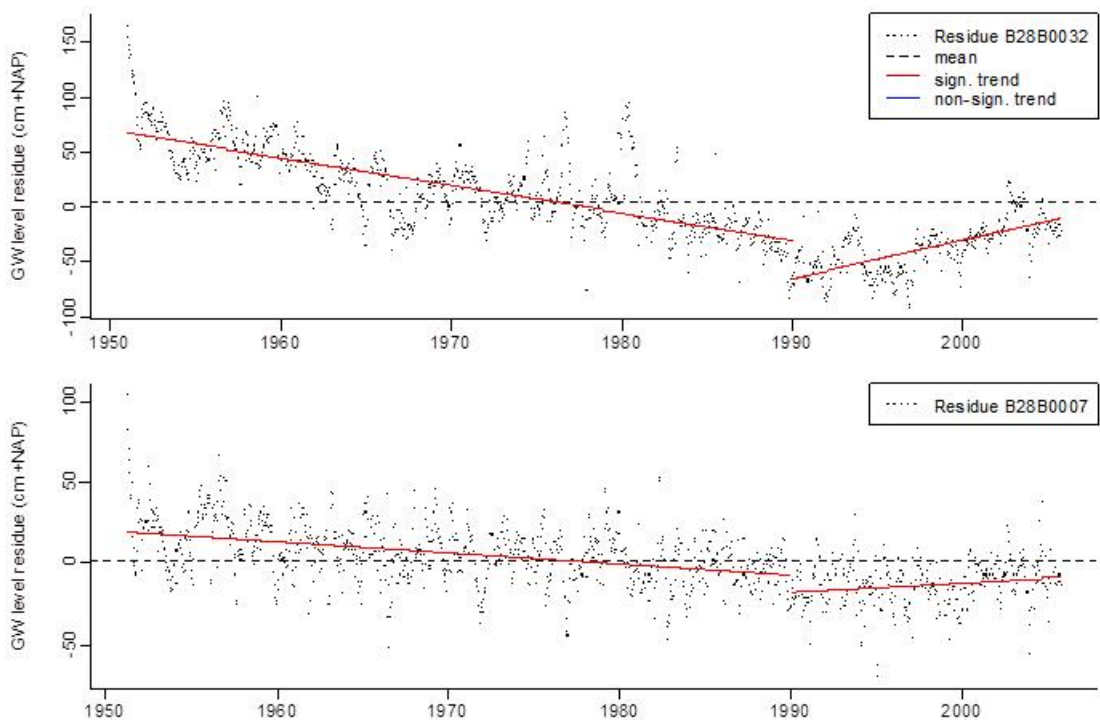


Figure B7.4: Groundwater level residuals for two groundwater level locations with longest data series. Dotted lines indicate average values; red lines indicate significant trend lines.

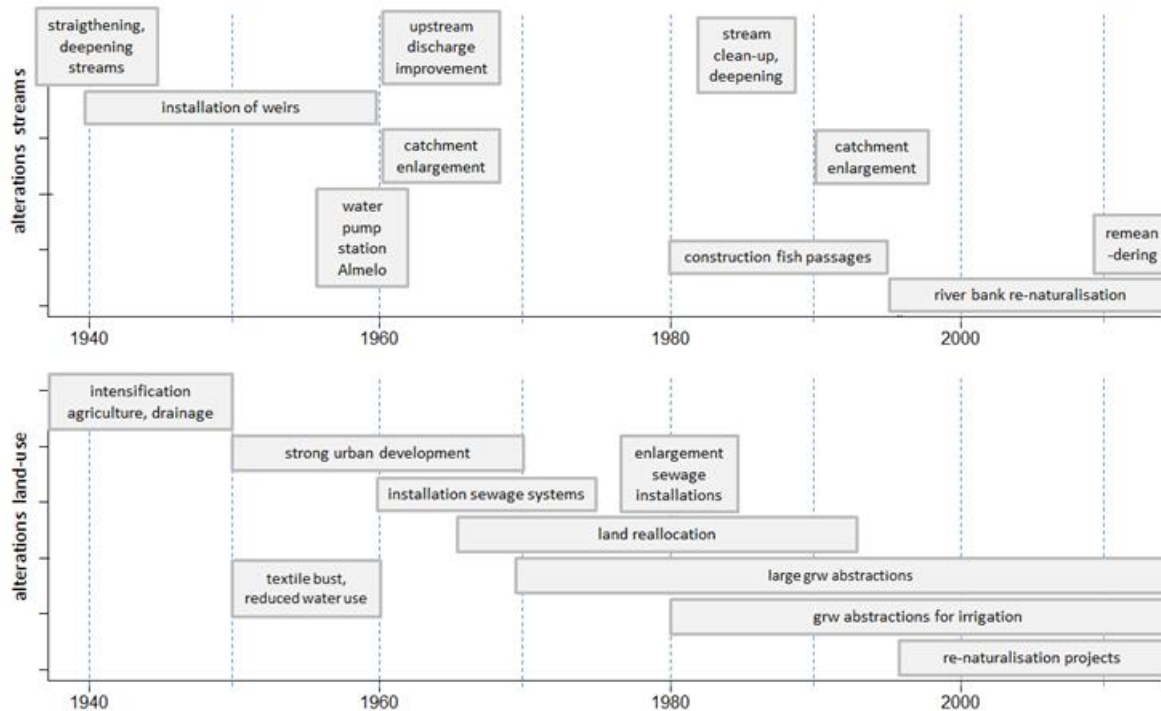


Figure B7.5: Overview of anthropogenic alterations on streams (upper graph) and land-use (lower graph) in the Regge catchment for the period 1940-2013.

Conclusions

During both periods, flow dynamics decreased and the Base Flow Index (Q95/mean discharge) increased. During the first period (1956-1985) this change in flow dynamics is mainly due to a decrease of high flows (Q5 and Q25), while during the second period (1990-2003) this change is mainly due to an increase of low flows (Q95 and Q75). P showed no significant trend for both analyses periods, while ET showed an increase during the second period (1990-2003). This limited change of meteorological conditions is reflected in the absence of significant changes in mean discharge. Since the significant long term trends in flow dynamics were probably not caused by long term meteorological changes, other causes should be present. The increase in low flows (Q95 and Q75) during the second period (1990-2003) is in accordance with the observed increase in groundwater levels. Also, the decrease in high flows during the first period (1990-2003) may have a relation with the lowering of groundwater levels over this period, as low groundwater levels enhance infiltration of rainwater and surface water into the subsoil.

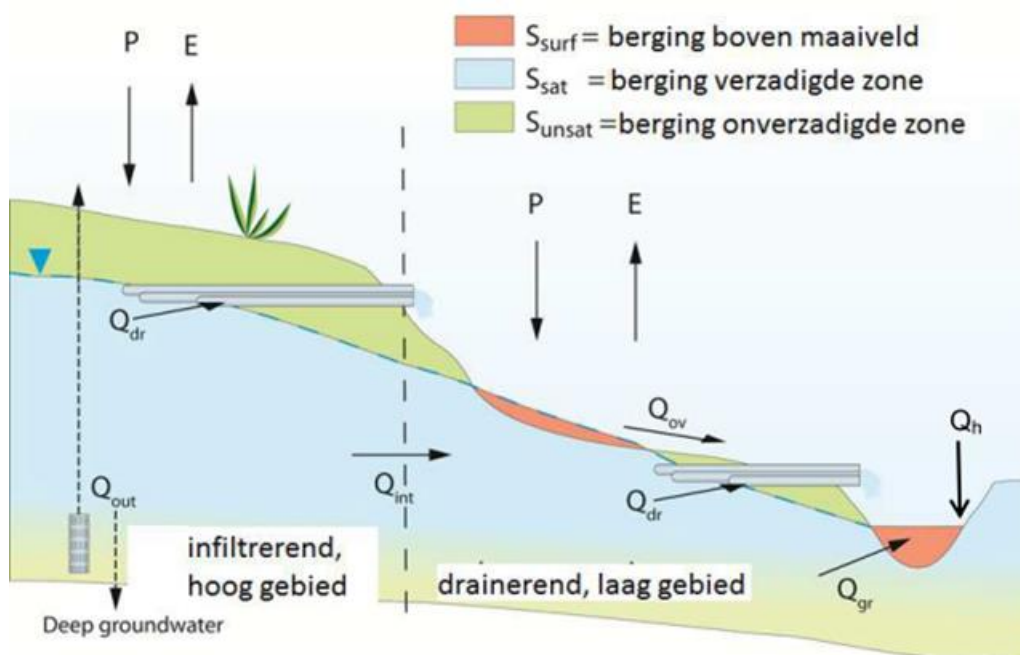
The e-flow parameters, flow dynamics and groundwater levels are probably strongly affected by the large scale changes to the catchment that occurred in the first half of the 20th century. In addition, a large part of the groundwater level decrease was most probably caused by the combined effect of groundwater abstractions for drinking water, industry and irrigation purposes (1970-2003) and land reallocation (1965-1985). The significant changes in groundwater level (increase) and low flows (increase) during the second period (1990-2003) can be linked to re-naturalization projects that took place in the catchment since the 1990's. Although no direct causal relation between the re-naturalisation and geohydrological changes could be proved, no other large scale changes in the catchment were reported that could cause such a reversal in the geohydrological condition of the catchment.

Bijlage 8: Sensitivity analysis discharge dynamics Dinkel catchment

Introduction

During the project LGSI BOS Dinkel (BOS = decision support system), LGSI RR models were developed for five sub-catchments of the Dinkel catchment. The LGSI model concept (see figure below) as well as the characteristics of the Dinkel catchment and its' sub-catchments are described extensively and will not be repeated in this memo. For more information, we would like to refer to the following previous papers and reports: Van der Velde et al. (2009) en Wanders, Hendriks and Van der Velde (2011), Hendriks et al. (2014).

The LGSI models that were built during the project were satisfactory for the purpose of the project: peak flow predictions of the Dinkel catchment. However, for scenario analyses of the effects of climate change and land use change, more insight in the functioning of the models is required. For this purpose, a parameter sensitivity analysis was carried out and the performance of the LGSI models for groundwater depth predictions was assessed. Additionally, the origin and composition of the stream discharge water (groundwater exfiltration, drain discharge, surface overland flow and hortanian overland flow) was analysed over time.



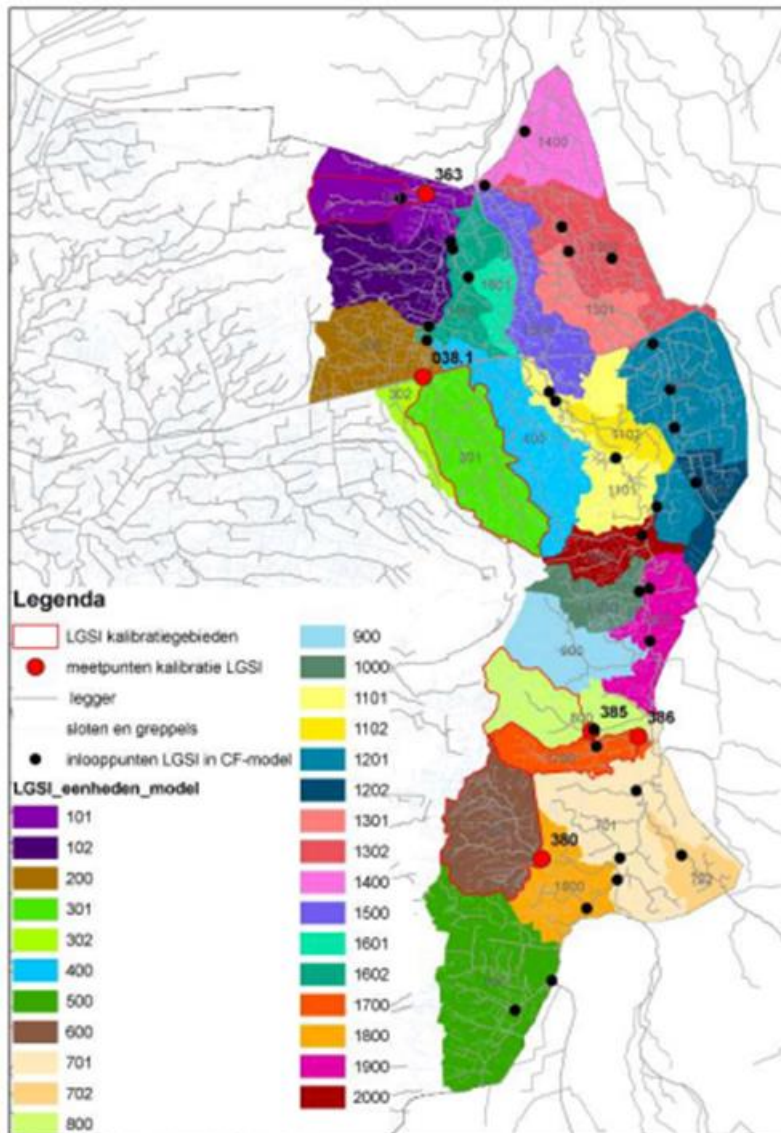
Figuur 2.1 Schematische weergave van het LGSI concept. Links staat het infiltrerende hoge deelgebied en rechts het drainerende, lage deelgebied. Toelichting afkortingen: P = neerslag; E = verdamping; Q_{dr} = afvoer via buisdrainage; Q_{out} = wegzijging naar diep watervoerend pakket en/of grondwateronttrekking; Q_{int} = kwelstroom van hoog naar laag deelgebied; Q_{ov} = oppervlakkige afstroming van zones waar grondwater boven maaiveld staat; Q_{gr} = afvoer door opkwellend water in waterlopen; Q_h = snelle afvoer tijdens regenbuien.

Methods

The sub-catchments

The Dinkel is situated in the Twente region in the east of the Netherlands. The catchment mostly consists of free draining terrain and is build-up of sandy deposits, glacial deposits (moraines), and stream valley deposits (clay, peat). A parameter sensitivity analysis of three LGSI models of the Dinkel catchment is presented. The figure below shows an overview of the Dinkel catchment with its sub-catchments. The following LGSI RR models were analysed:

- LGSI_1A for Springendalsebeek catchment (sub-catchment 101 in the figure)
- LGSI_3A for Roelinksbeek catchment (sub-catchment 301 in the figure)
- LGSI_6 for Elsbeek catchment (sub-catchment 600 in the figure)



Glue analysis LGSI models

The basis of the parameter sensitivity analysis was a GLUE analysis with very wide range of parameter values for the three models. The parameters of the LGSI models are listed in the table below. GLUE analysis gives Nash Sutcliffe efficiency (NSEff) of the fit with the measured runoff data series for each parameter combination.

For each of the three sub-catchments, 10.000 GLUE runs were done. To assess the sensitivity the parameters of the three models, the results of these GLUE analyses were presented in two ways:

- Scatterplot of parameter values and NSEff of all GLUE runs (per parameter value)
- Histograms of parameter values of all runs with NSEff > 0.5
- Time series discharge graph with the results of the 200 best runs, the run with the highest NSEff, and the median discharge of the 200 best runs.

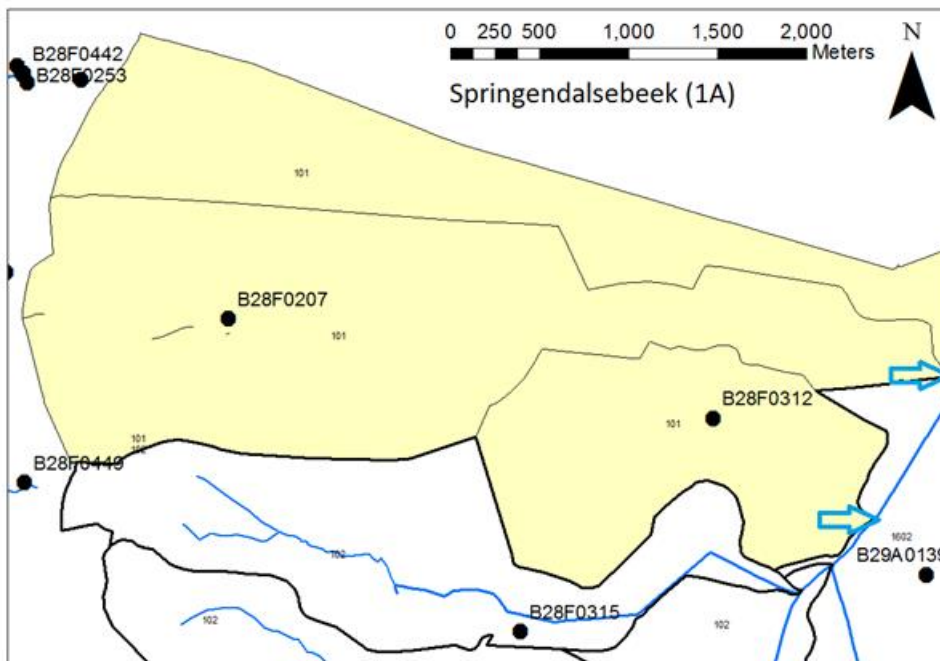
Categorie	Afkorting	Toelichting	Eenheid
Oppervlakten deelgebieden	AN	opp. N gebied	[m ²]
	AG	opp. G gebied	[m ²]
Grondwaterdiepte N gebied (drainerend)	maxsdN	max. stdev gw-diepte (N)	[m]
	minsdN	min. stdev gw-diepte (N)	[m]
	NbN	vormparameter gwd-distributie (N)	[]
	NusdmaxN	gebiedsgemidd. gwd bij MAXSD (N)	[m]
Grondwaterdiepte G gebied (infiltrerend)	aG	vormparameter gwd-distributie (G)	[]
	bG	schaalparameter gwd-distributie (G)	[]
Kwelstroming van G gebied naar N gebied	hdif	verschil in gws G en N	[m]
	cc	weerstand gw stroming G naar N	[dag]
Bodem- karakteristieken	Tets	bodemporositeit (fractie)	[]
	alp	Van Genuchten parameter 1	[m ⁻¹]
	n	Van Genuchten parameter 2	[]
	ErdN	verdamping-reductiediepte N	[m]
	EsdN	stdv verdamping-reductiediepte N	[m]
	ErdG	verdamping-reductiediepte G	[m]
	EsdG	stdv verdamping-reductiediepte G	[m]
Stromingsweerstand- den en snelle afvoer	Rex	stromingsweerstand waterlopen (N)	[dag]
	Rov	weerstand stroming maaiveld (N)	[dag]
	rdr	drainage weerstand (buisdrainage)	[dag]
	m	fractie snelle afvoer vanaf water- verzadigde bodem (gwd<0) (N)	[]
	r	fractie opp. waterlopen en innundatiegebied (N)	[]
Buisdrainage in N gebied en G gebied	DdrN	diepte buisdrainage (N)	[m]
	DdrG	diepte buisdrainage (G)	[m]
	fAsdN	fractie <i>niet</i> gedraineerd opp (N)	[]
	fAsdG	fractie <i>niet</i> gedraineerd opp (G)	[]
Wegzijging/ onttrekking	QWout	wegzijging en/of gw-onttrekking	[mm/dag]
Initiele grondwater- diepten N en G	Ngw1	initiele gwd grondwatermodel N	[m]
	Ggw1	initiele gwd grondwatermodel G	[m]

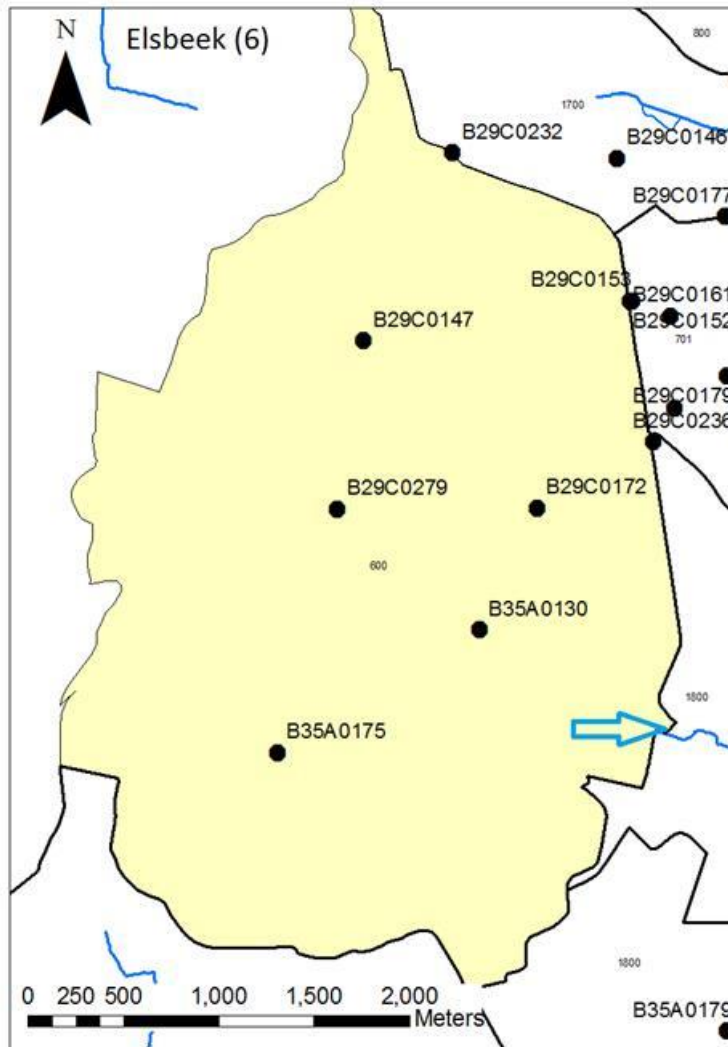
Composition LGSI discharge sources

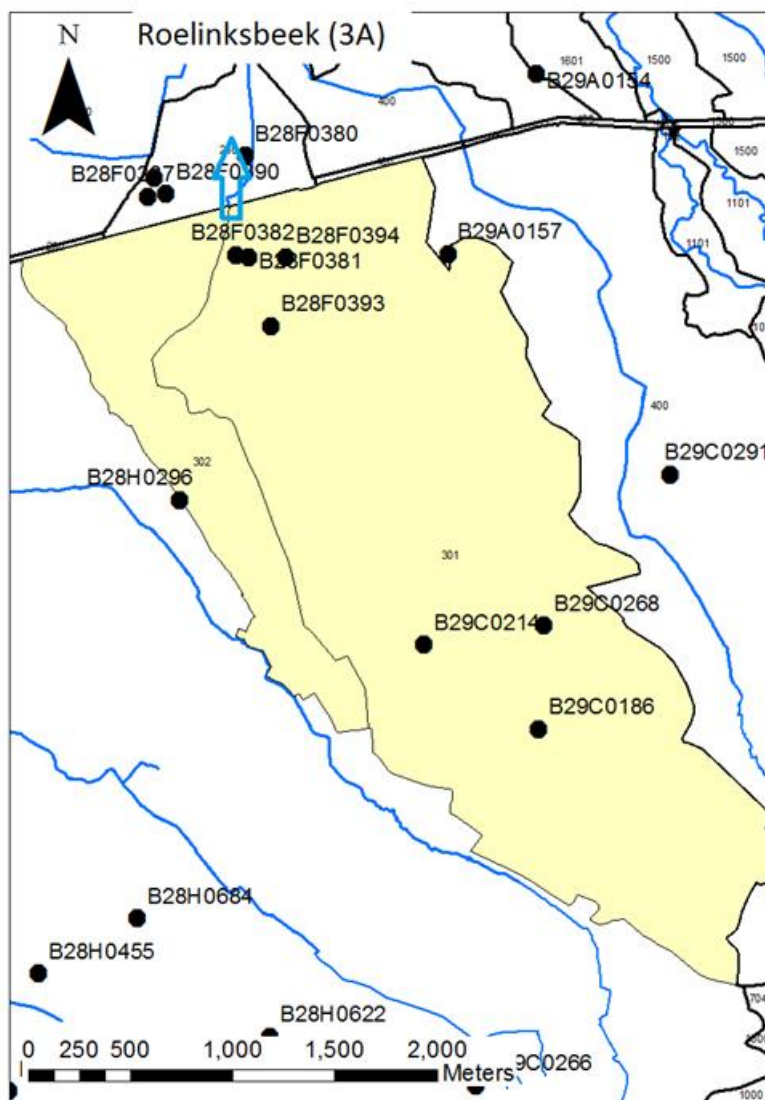
The LGSI concept distinguishes between various sources of discharge: groundwater exfiltration in streams, drain discharge, saturated overland flow and hortanian overland flow. The distribution over these water sources depends mainly on the groundwater depth conditions and the extent and depth of drainage in the catchment. For the Roelinksbeek catchment (LGSI_3A), the origin and composition of the stream discharge water was analysed over time. Results are presented as discharge per source in mm/hr as as fraction of the total discharge per hour.

Performance of LGSI groundwater depth predictions

For each of the three LGSI models, the performance of the groundwater depth was analysed. This was done by plotting time series groundwater depth graph with the results of the 200 best runs, the run with the highest NSeff, and the median discharge of the 200 best runs. For comparison and assessment of the performance of LGSI, the average groundwater depth over time from the MODFLOW model of the sub-catchment is presented in the graph as well as groundwater depth measurements in the sub-catchment. The locations of these groundwater depth measurements are shown in the figures below.





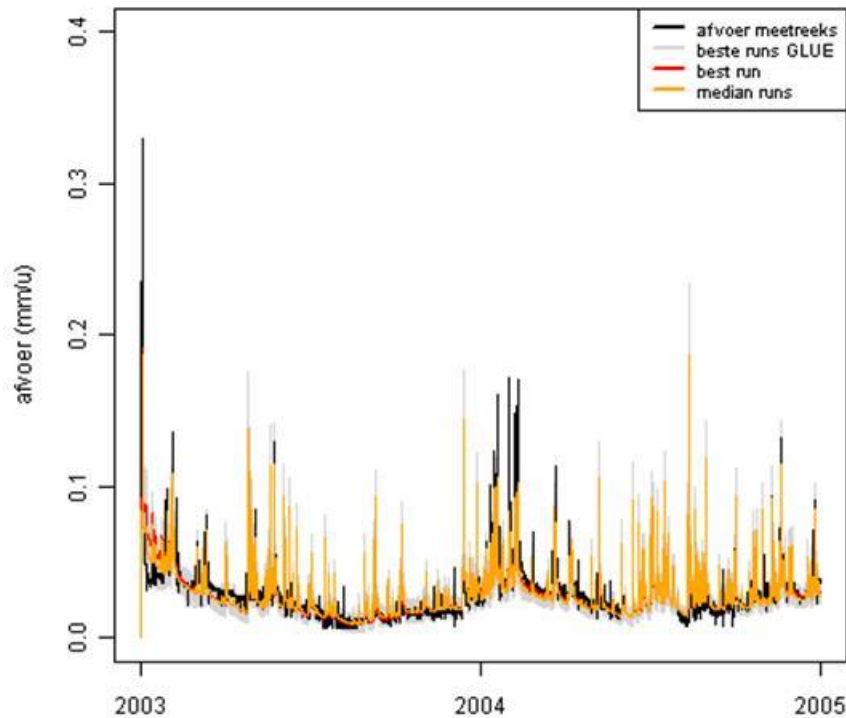


Results I - Performance LGSI discharge simulations

Performance discharge model LGSI_1A (Springendalsebeek)

The discharge simulation results of the LGSI_1A model are shown in the figure below. The LGSI model run with best fit with the runoff data has NSeff of 0.68 (red line in figure). Based on the 200 best runs (with highest NSeff), a parameter uncertainty range (grey area) was drawn. Additionally, the median of the 200 best runs was drawn (orange line in figure). It is expected that this median discharge is the best representation of the runoff over the whole two-year period.

During the project LGSI BOS Dinkel, the model run with the best fit for peak periods was selected from the 200 best runs. This model is not shown in the figure below.



Performance discharge model LGSI_3A (Roelinksbeek)

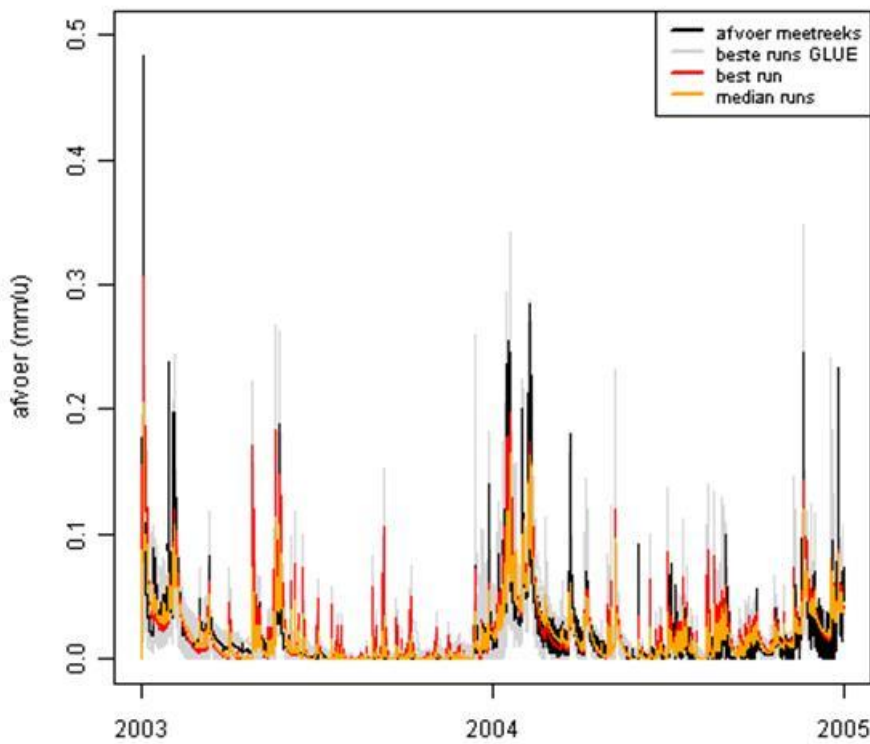
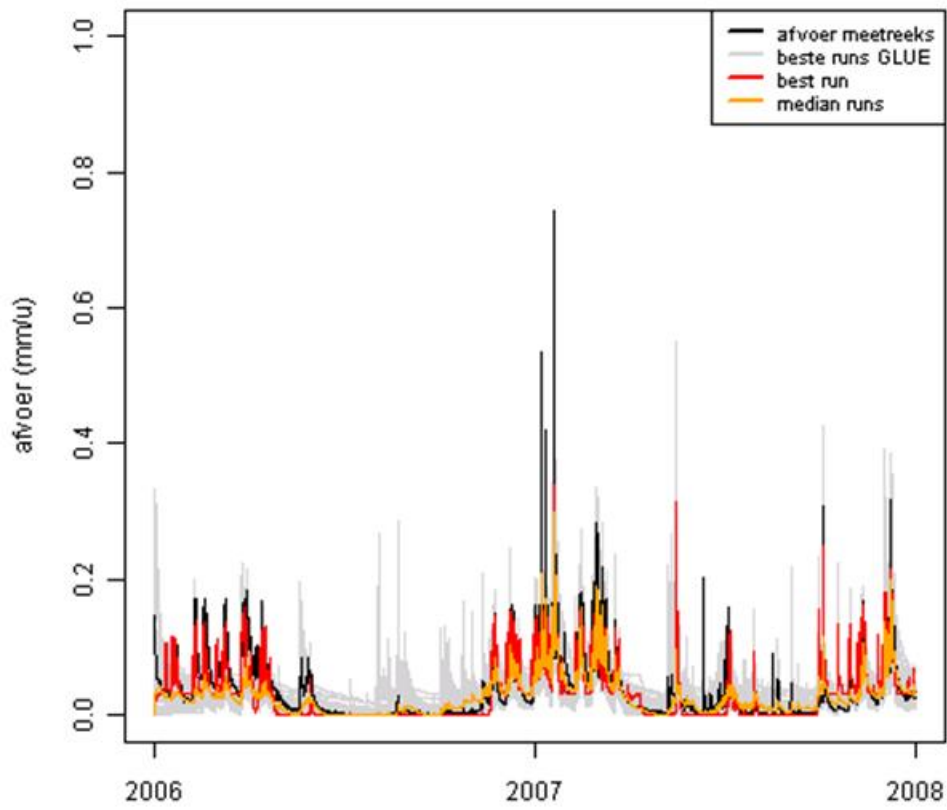
The discharge simulation results of the LGSI_3A model are shown in the figure below. The LGSI modelrun with best fit with the runoff data has NSeff of 0.71 (red line in figure). Based on the 200 best runs (with highest NSeff), a parameter uncertainty range (grey area) was drawn. Additionally, the median of the 200 best runs was drawn (orange line in figure). It is expected that this median discharge is the best representation of the runoff over the whole two-year period.

During the project LGSI BOS Dinkel, the model run with the best fit for peak periods was selected from the 200 best runs. This model is not shown in the figure below.

Performance discharge model LGSI_6 (Elsbeek)

The discharge simulation results of the LGSI_6A model are shown in the figure below. The LGSI modelrun with best fit with the runoff data has NSeff of 0.63 (red line in figure). Based on the 200 best runs (with highest NSeff), a parameter uncertainty range (grey area) was drawn. Additionally, the median of the 200 best runs was drawn (orange line in figure). It is expected that this median discharge is the best representation of the runoff over the whole two-year period.

During the project LGSI BOS Dinkel, the model run with the best fit for peak periods was selected from the 200 best runs. This model is not shown in the figure below.



Results II - LGSI Parameter Sensitivity Analysis

The results of the parameter sensitivity analysis are shown in the table below. For each of the three LGSI models, a colour is given to the parameter in case a local optimum was found in the scatter plots (all GLUE runs included) and in case a local optimum was found in the histogram plots (only "good" runs included).

It can be observed from the table that the following parameters show sensitivity for all three model areas: hdif (average difference in phreatic head between 'gamma' and 'normal' area), cc (flow resistance groundwater from 'gamma' to 'normal' area), Tets (soil porosity), alp (soil parameter Van Genuchten), DdrN (drain depth in 'normal' area), and fAsdN (fraction non-drained 'normal' area). This indicates that deep seepage flux, soil permeability, and drainage characteristics have the strongest effect on the runoff dynamics of the three catchments. For each of the three catchments some other characteristics show local optima in the sensitivity analyses:

For the Springendalsebeek catchment (LGSI_1A) various other parameters show local optima in the sensitivity analysis: n (soil parameter Van Genuchten), Rex (resistance exfiltration groundwater), rdr (flow resistance drainage), m (fraction hortanian overland flow from saturated zones), fAsdG (fraction non-drained 'gamma' area). To a lesser extent, ErdN (ET reduction depth 'normal' area) and QWout (infiltration to deep groundwater) local optima in the sensitivity analysis.

For the Roelinksbeek catchment (LGSI_3A) also rdr (flow resistance drainage) and fAsdG (fraction non-drained 'gamma' area) show local optima in the sensitivity analysis. To a lesser extent this is the case for ErdG (ET reduction depth 'gamma' area).

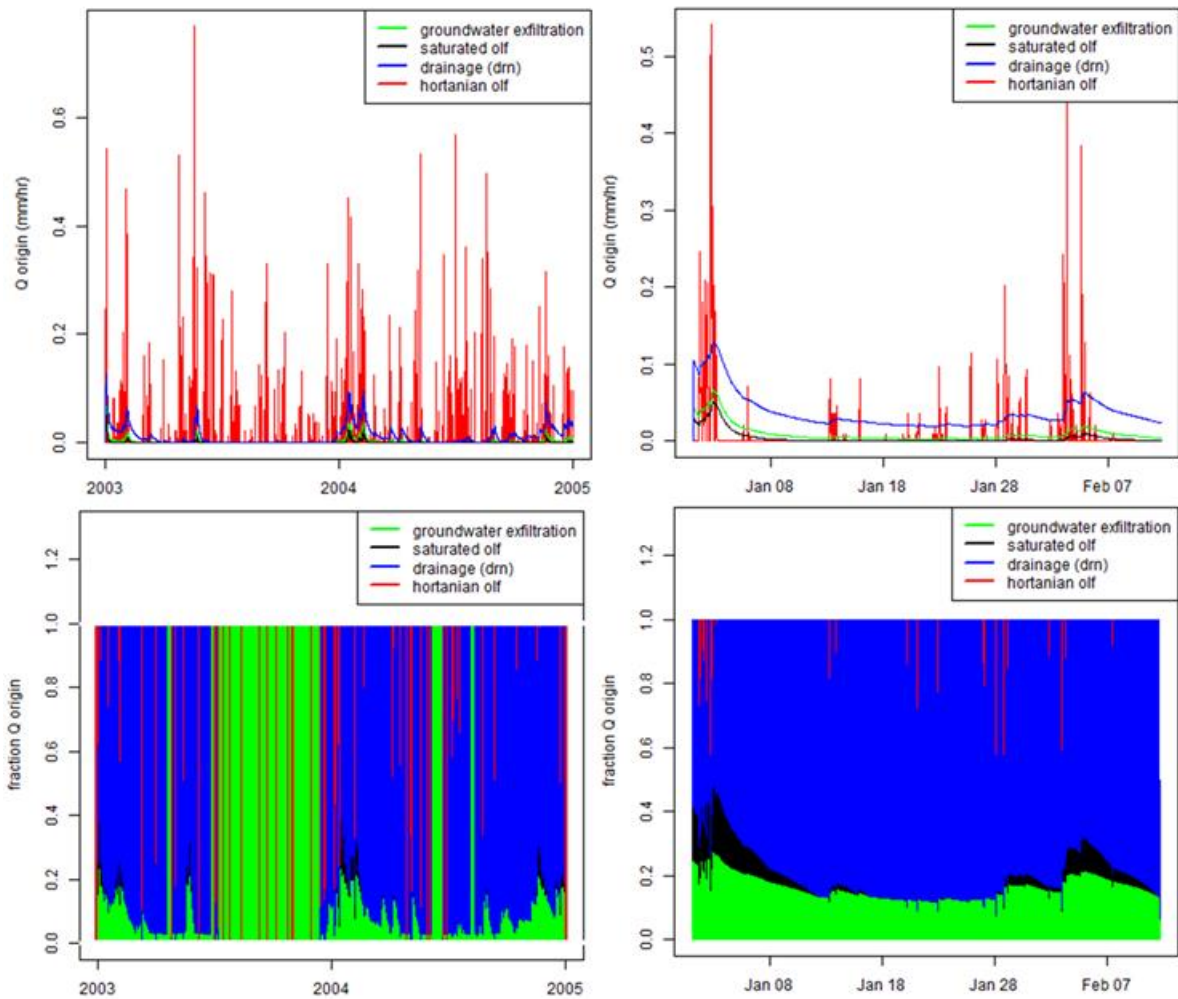
For the Elsbeek catchment (LGSI_6) some sensitivity is observed for the parameters ErdN (ET reduction depth 'normal' area), ErdG (ET reduction depth 'gamma' area), Rex (resistance exfiltration groundwater), Rov (resistance overland flow), rdr (flow resistance drainage), and r (area with permanent surface water and paved terrain).

Parameter	lgsi1A		lgsi3A		lgsi6	
	scatter plots	histograms	scatter plots	histograms	scatter plots	histograms
hdif	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange
cc	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange
Tets	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange
alp	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange
n	Orange	Orange				
ErdN		Orange				Orange
EsdN		Orange				
ErdG			Orange			Orange
EsdG		Orange				Orange
Rex	Orange					Orange
Rov						Orange
rdr	Orange	Orange	Orange			Orange
m	Orange	Orange				
r						Orange
DdrN	Orange	Orange	Orange	Orange		
DdrG						
fAsdN	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange
fAsdG	Orange	Orange	Orange			
QWout		Orange				

Results III - Composition LGSI discharge sources

For the LGSI_3A model (Roelinksbeek catchment), the sources of the discharge are visualised in the graphs below: discharge of the various sources (mm/hr) and fraction of the sources.

The two graphs on the left represent the whole two year period. The two graphs on the right represent a 40 day period in January and February of the year 2003.



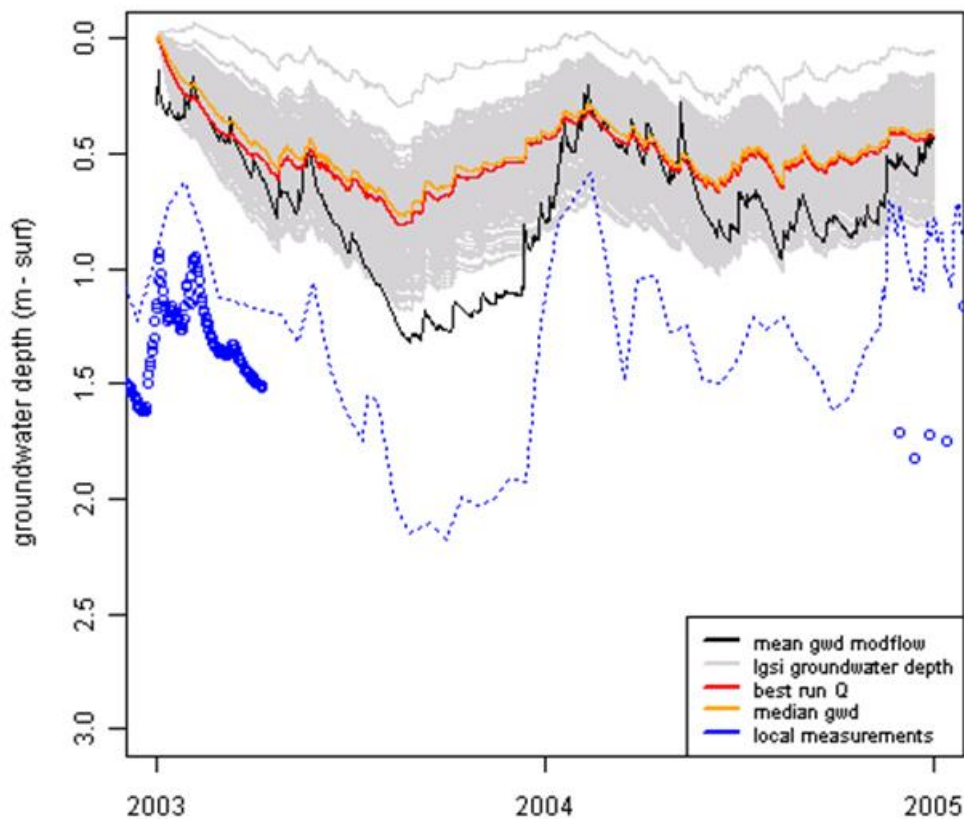
From the figures can be observed that the peak runoff is generated by the hortanian overland flow (red) after rain events, while during a large part of the year drainage water (blue) forms a large part of the total discharge. Also the water exfiltration in streams (green) and, to a lesser extent, saturated overland flow (black) form a significant part of the total discharge. During dry summer periods, with very low runoff all discharge originates from exfiltration groundwater.

Results IV - LGSI groundwater depth simulations

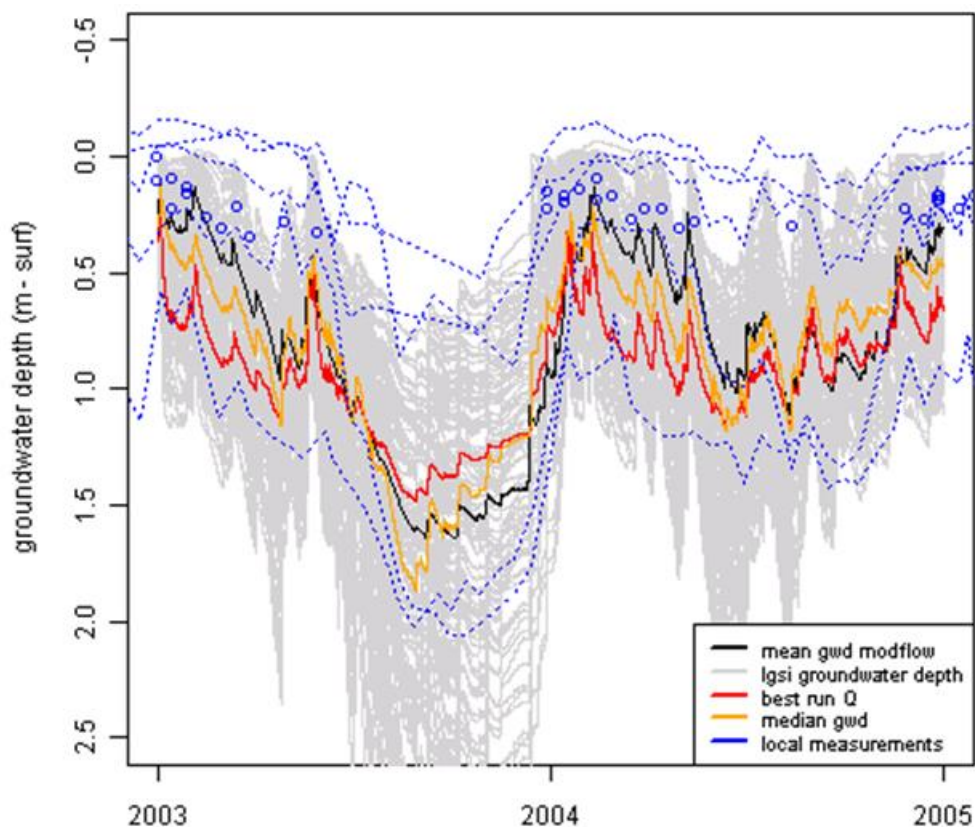
In the Figures below the results of the LGSI models for groundwater depth of the normal distributed part of the modelled catchments (wet, low lying, draining areas) are combined with the average groundwater depth calculated with the iMODflow model and available groundwater depth measurements in the catchment. The LGSI modelrun with best fit for runoff is shown in red. Based on the 200 best runs (with highest NSEff for runoff), a parameter uncertainty range was drawn (grey area) was drawn. Additionally, the median of the groundwater depth of the 200 best runs was drawn (orange line in figure)

Performance groundwater depth model LGSI_1A (Springendalsebeek)

For the LGSI_1A model it can be observed in the figure below that the LGSI results show a shallower groundwater depth than the iModflow model. However, the groundwater model is known to be too dry for the iced-pushed ridge of the Springendalsebeek catchment.



Groundwater depth measurements show even deeper groundwater levels than the iModflow model. However, with only two groundwater level locations in this area with strongly varying geology and groundwater levels, the representativeness of the measurements for the whole catchment cannot be guaranteed. The groundwater level measurements probably represent the gamma distributed part of the modelled catchment (dry, high, infiltrating areas). Hence, no conclusions can be drawn about the performance of the LGSi model based on the measurements.

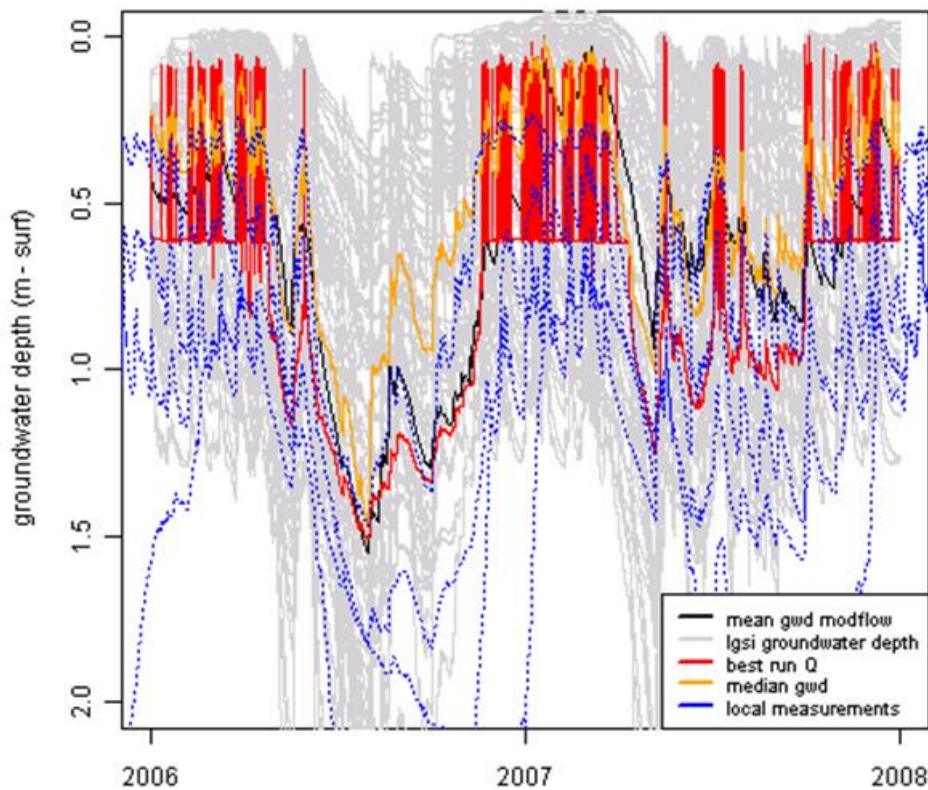


Performance groundwater depth model LGSI_3A (Roelinksbeek)

For the LGSI_3A model it can be observed in the figure below that the LGSI results show slightly deeper groundwater levels than the modflow model. However, the groundwater model is known to be too dry for the iced-pushed ridge of the Springendalsebeel catchment. Groundwater depth measurements show groundwater levels in the range of the LGSI model uncertainty range.

Performance groundwater depth model LGSI_6 (Elsbeek)

Comparing LGSI_6 with the iMODflow model results, it can be observed in the figure below that the groundwater depth of the "best" LGSI model run shows slightly deeper groundwater levels under dry conditions and higher, strongly fluctuating groundwater levels under wet conditions. However, the groundwater model is known to be too dry for the iced-pushed ridge of the Springendalsebeek catchment. Part of the groundwater depth measurements show groundwater levels in the range of the LGSI model uncertainty range. Part of the groundwater depth measurements show lower groundwater levels. These groundwater level measurements probably represent the gamma distributed part of the modelled catchment (dry, high, infiltrating areas).



Conclusions and recommendations

Parameter sensitivity

The parameter sensitivity analysis indicated that the runoff dynamics of three sub-catchments in the Dinkel catchments is strongly affected by the deep seepage flux, soil permeability, and drainage characteristics of the sub-catchments. For each of the three catchments, sensitivity is observed for some additional parameters.

Sources of discharge

The analysis of discharge composition showed that the peak runoff is generated by the hortanian overland flow (red) after rain events, while during a large part of the year drainage water (blue) forms the largest part of the total discharge. During dry summer periods, with very low runoff all discharge originates from exfiltrating groundwater (base flow).

LGSI groundwater depth simulations

The analysis of LGSI for groundwater depth simulations showed that LGSI performs reasonably for this purpose. Groundwater depth predictions can be a very useful addition to discharge prediction in BOS systems, as it provides information on the water storage capacity in the subsurface of a catchment preceding a rainfall event.

Scenario analysis of restoration measures

These results indicate that discharge source and dynamics can be altered by measures that affect the (sub-)catchment wide groundwater conditions (groundwater levels and seepage flux), soil permeability and drainage characteristics. Probably, the composition of the discharge sources plays a key role in changing the discharge dynamics. A scenario analyses that explores the possibilities of such measures and their effect in discharge composition and dynamics, would be an interesting next step of this research.

LGSI parameters based on groundwater measurements

In addition, the analysis showed that when groundwater measurements represent the catchment groundwater depth and dynamics well, they show good similarity to the modflow and LGSI results for groundwater depth. This suggests that using measured groundwater depth time series could be used to parameterise LGSI model, provided that they represent the catchment. During further research a comparison should be made between parameter values derived on the spatially distributed modflow model and parameter values derived from measured groundwater level depth time series.

ontwikkeling+beheer natuurkwaliteit

o+bn

Het Kennisnetwerk Ontwikkeling Beheer Natuurkwaliteit:

- is een onafhankelijk en innovatief platform waarin beheer, beleid en wetenschap op het gebied van natuurherstel en -beheer samenwerken;
- ontwikkelt en verspreidt kennis met als doel het structureel herstel en beheer van natuurkwaliteit.