



## Inundatieregime kievitsbloemhooilanden langs het Zwarte Water





Watercycle Research Institute

# Inundatieregime kievitsbloemhooilanden langs het Zwarte Water

december 2014

© 2014 KWR

Alle rechten voorbehouden.

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand, of openbaar gemaakt, in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, mechanisch, door fotokopieën, opnamen, of enig andere manier, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de uitgever.

# Colofon

**Titel**

Inundatieregime kievitsbloemhooilanden langs het Zwarte Water

**Opdrachtnummer**

A400194

**Rapportnummer**

KWR 2014.105

**Projectmanager**

Martin De Haan

**Opdrachtgever**

Provincie Overijssel

**Kwaliteitsborger**

Aggenbach, C.J.S.

**Auteur(s)**

J. Runhaar, B.R. Raterman en W.J. Zaadnoordijk

# Inhoud

<b>1</b>	<b>Inleiding</b>	<b>7</b>
1.1	Achtergrond en doelstelling	7
1.2	Opzet onderzoek	7
1.3	Opzet rapport	7
1.4	Begeleiding	8
<b>2</b>	<b>Vereisten kievitsbloemhooilanden</b>	<b>9</b>
2.1	Inleiding	9
2.2	Overzicht beschikbare kennis	9
2.3	Discussie	11
2.4	Conclusie	11
<b>3</b>	<b>Waterstandsregime Zwarte Water</b>	<b>12</b>
3.1	Inleiding, methode	12
3.2	Veranderingen in waterregime vanaf 1876	13
3.3	Conclusies	17
<b>4</b>	<b>Inundatieregime uiterwaarden Zwarte Water</b>	<b>18</b>
4.1	Inleiding en methode	18
4.2	Resultaten	20
4.3	Vergelijking ruimtelijke voorkomen kievitsbloemhooilanden met berekende inundatieduur	24
4.4	Conclusies	26
<b>5</b>	<b>Intern waterbeheer buitenlanden Zwarte Water</b>	<b>27</b>
5.1	Inleiding	27
5.2	Intern waterbeheer per gebied	29
5.3	Mogelijke invloed balgstuw op inlaatmogelijkheid in voorjaar	30
5.4	Conclusies	31
<b>6</b>	<b>Effecten veranderingen peilregime IJsselmeer</b>	<b>32</b>
6.1	Inleiding	32
6.2	Invloed waterpeil Zwarte Water op grondwaterstand in uiterwaarden Zwarte Water	32
6.3	Mogelijke effecten op kievitsbloemhooilanden	36
6.4	Conclusies	37
<b>7</b>	<b>Discussie</b>	<b>38</b>
<b>8</b>	<b>Conclusies en aanbevelingen</b>	<b>42</b>

<b>9</b>	<b>Literatuur</b>	<b>45</b>
	<b>Bijlage 1 Intern waterbeheer buitenland Zwarte Water</b>	<b>47</b>
	<b>Bijlage 2 Veldcheck hoogte kades</b>	<b>50</b>
	<b>Bijlage 3 Waterbeheer en grondwaterregime Langenholte</b>	<b>55</b>

# 1 Inleiding

## 1.1 Achtergrond en doelstelling

De uiterwaarden langs het Zwarte Water omvatten een van de grootste populaties van de Kievitsbloem in Europa. Dit vormde mede reden voor de aanwijzing van de uiterwaarden van het Zwarte Water als Natura-2000 gebied. Doelstelling is een uitbreiding van het oppervlakte aan vossenstaartheooilanden (H6510B), het habitattype waartoe de kievitsbloemhooilanden langs het Zwarte Water behoren.

In de PAS-gebiedsanalyse voor de Uiterwaarden van het Zwarte Water en de Vecht wordt geconcludeerd dat er nog veel vragen zijn over de inundatiefrequentie van de kievitsbloemhooilanden. Regelmatige overstroming met rivierwater en slibafzetting worden algemeen gezien als belangrijke voorwaarden voor de ontwikkeling en instandhouding van kievitsbloemhooilanden. Het is echter onduidelijk of de huidige inundatiefrequentie nog wel voldoende is. In de PAS-gebiedsanalyse wordt het gebrek aan informatie over de huidige inundatiefrequentie genoemd als kennisleemte. Opvulling van deze kennisleemte is nodig om goed onderbouwde lokale herstel- en inrichtingsplannen op te kunnen stellen. Daarom is door de provincie aan KWR gevraagd om op basis van huidige maaiveldshoogten en gemeten waterstanden een beeld te geven van de actuele overstromingsfrequentie van de kievitsbloemhooilanden. Daarbij is ook de vraag gesteld in hoeverre de aanleg en ingebruikname van een balgstuw bij Ramspol mogelijk heeft geleid tot een afname in inundatieduur en -frequentie.

Aanvullend is aan KWR gevraagd een verkenning uit te voeren van de mogelijke effecten van aanpassingen in het peilbeheer van het IJsselmeer. Een mogelijke klimaatadaptatiemaatregel is om het IJsselmeer te gebruiken als zoetwaterbuffer, waarbij het waterpeil meer zal fluctueren. In de huidige situatie is sprake van een streefpeil van -0,4 m NAP in winter en -0,2 m NAP in zomer. Gevraagd is aan te geven wat de mogelijke effecten zijn van een peilverandering waarbij wordt overgegaan op een flexibel peilbeheer met peilfluctuaties in de zomer van 20 cm tot 50 cm.

## 1.2 Opzet onderzoek

Voor de bepaling van het huidige inundatieregime is gebruik gemaakt van waterstandsgegevens verzameld door Rijkswaterstaat (meetpunten Zwartsluis en Monding van de Vecht) in combinatie met hoogtegegevens afkomstig uit het AHN. Het inundatieregime is bepaald voor de periode 2003-2012, dat wil zeggen na de aanleg van de balgstuw bij Ramspol. Historische waterstandsgegevens (1857-2012) zijn gebruikt om een beeld te geven van de veranderingen in peilregime in het Zwarte Water in de afgelopen anderhalve eeuw.

Om te kunnen bepalen in hoeverre veranderingen in inundatieregime zullen doorwerken op de grootte en vitaliteit van kievitsbloempopulaties moet bekend zijn hoe inundaties doorwerken op de verspreiding en groei van kievitsbloemen. Hiervoor is gebruik gemaakt van het overzicht in Heinen en Bremer (2007) en het indicatorenrapport over de uiterwaarden (Aggenbach 2002), aangevuld op basis van een beperkte aanvullende literatuuranalyse. Ook is nagegaan welke relatie bestaat tussen het huidige inundatieregime en het voorkomen van kievitsbloemhooilanden in de uiterwaarden van het Zwarte Water.

Om een beter beeld te krijgen van het interne waterbeheer in de uiterwaarden van het Zwarte Water en de knelpunten die de natuurbeheerders daarbij ondervinden is een bezoek gebracht aan Staatsbosbeheer (Jeroen Bredenbeek) en aan Landschap Overijssel (Jacob v.d. Weele, Martien Knigge, Kristian Oene en Hans Dijkstra). Het Waterschap Groot-Salland is gevraagd om aanvullende informatie over waterbeheer in die uiterwaardgebieden die in beheer zijn bij het waterschap. Voor het bepalen van de effecten van veranderingen in peilbeheer op de grondwaterstand is gebruik gemaakt van grondwaterstandsgegevens afkomstig uit DINO.

## 1.3 Opzet rapport

In het volgende hoofdstuk (Hoofdstuk 2) wordt allereerst ingegaan op de eisen die kievitsbloemen en kievitsbloemhooilanden stellen aan standplaatscondities, en hoe deze eisen samenhangen met overstroming door rivierwater. In de daaropvolgende hoofdstukken (hoofdstukken 3 en 4) wordt

ingegaan op het vroegere en het huidige waterregime van het Zwarte Water en op de berekening van de inundatieduur in de uiterwaarden van het Zwarte Water. Ook wordt in hoofdstuk 4 aangegeven welke relatie bestaat tussen het berekende inundatieregime en het ruimtelijk voorkomen van kievitsbloemhooilanden. In hoofdstukken 5 en 6 wordt ingegaan op het interne waterbeheer in de uiterwaardgebieden langs het Zwarte Water en op de mogelijke effecten van peilverandering in het IJsselmeer. Het rapport wordt afgesloten met een discussie (hoofdstuk 7) en een hoofdstuk met conclusies en aanbevelingen (hoofdstuk 8).

#### **1.4 Begeleiding**

Het project is begeleid door een begeleidingsgroep bestaande uit de volgende personen:

- Gerben Tromp (Waterschap Groot-Salland).
- Jeroen Bredenbeek (Staatsbosbeheer),
- Jacob van der Weele (Landschap Overijssel),
- Piet Bremer (Provincie Overijssel).

Projectleiding was in handen van Thomas van der Meij van de provincie Overijssel.



## 2 Vereisten kievitsbloemhooilanden

### 2.1 Inleiding

Een belangrijke vraag in deze studie is in hoeverre het huidige inundatieregime in de uiterwaarden van het Zwarte Water voldoet aan de vereisten die kievitsbloemen en kievitsbloemhooilanden stellen. In dit hoofdstuk wordt aangegeven wat die vereisten zijn. Daarbij is uitgegaan van het overzicht in Heinen en Bremer (2007), aangevuld met enkele andere bronnen.

### 2.2 Overzicht beschikbare kennis

De Kievitsbloem (*Fritillaria meleagris*) is in west-Europa (vrijwel) beperkt tot de benedenlopen van rivieren, op plekken die regelmatig overstromen, of althans in het verleden overstroonden. Er worden in de literatuur verschillende redenen genoemd waarom overstromingen van belang zouden zijn voor de soort, waarbij geschikte kiemingsvoorwaarden en de aanvoer van nutriënten het meest worden genoemd. Ook de verspreiding van zaad kan een reden zijn voor de binding van kievitsbloemen aan overstroemde standplaatsen. De soort vormt gevleugelde zaden, die dank zij het bezit van luchtholten op het water blijven drijven (Weeda, 1991). Volgens Velthorst & Groenenboom (2001, in Heinen en Bremer) is sedimentatie belangrijker dan inundatie vanwege de verspreiding van zaad. De soort kan zich handhaven zonder inundatie, maar zich niet hervestigen buiten de reikwijdte van ouderplanten.

Voor kieming van zaad zijn volgens Corporaal (1990, in Heinen en Bremer) open, vochtige bodems met een vegetatiebedekking van 35 – 50 % nodig. Hoge grondwaterstanden en winterse inundaties kunnen bijdragen aan de openheid van de vegetatie. Bremer (2012) vermeldt een sterke verjonging bij de Agnietenberg na inundaties in de winter van 2007/2008. Als mechanismen via welke overstroming de openheid van de vegetatie beïnvloedt noemt Bremer het afzetten van dun laagje lutum, het afsterven van een deel van bovengrondse groene vegetatie, en het afsterven van moslaag (Bremer, schriftelijke med.).

Volgens Heinen en Bremer (2007) is het van belang om de grondwaterstand na het groeiseizoen tot eind maart -half april hoog te houden. Dat remt de groei en zorgt voor een open vegetatiestructuur waarin een minder concurrentiekrachtige soort als Kievitsbloem zich kan handhaven. Langdurig hoge grondwaterstanden in het groeiseizoen zijn echter ongewenst omdat dat kan leiden tot schimmelziekten. Door Dortel (2008) wordt voor de groeiplaatsen langs de Loire als een belangrijke voorwaarde genoemd dat na een overstroming de grondwaterstanden weer voldoende snel dalen, zodat de bovengrond voldoende geaereerd is. Volgens Velthorst & Groenenboom (2001, in Heinen en Bremer) kan langdurige inundatie leiden tot kleine steriele planten. Een observatie van Van der Weele (schriftelijke mededeling) is dat onder (te) natte omstandigheden de kievitsbloem makkelijk een jaartje kan overslaan om in droge jaren weer volop te bloeien.

Een goede nutriëntenbeschikbaarheid vormt eveneens een belangrijke voorwaarde voor kievitsbloemen, en omdat met slib ook nutriënten worden aangevoerd kan dat eveneens een reden vormen voor de binding van kievitsbloemen aan overstroemde standplaatsen. Van bolgewassen bekend is dat ze voor een goede groei en vruchtzetting veel kalium nodig hebben. Daarom wordt door Van de Broek et al. (2010) verondersteld dat met name de beschikbaarheid van kalium een beperkende factor vormt voor de kievitsbloem. Het verschil in achteruitgang tussen twee groeiplaatsen in de omgeving van de Reeuwijkse Plassen wordt door hen verklaard uit het feit dat op de stabiele standplaats de kaliumgehalten van het bodemvocht na inundatie met regenwater veel hoger zijn dan op de standplaats waar de soort sterk achteruitgaat. Omdat ook de gehalten aan N en P veel hoger liggen op de stabiele standplaats kan uit zijn gegevens echter niet worden afgeleid dat het specifiek kalium is dat de groei van de kievitsbloem beperkt. Hooguit vormt de studie een bevestiging dat te sterke verschraling en verzuring ongunstig zijn voor de soort.

Door Loeb et al. (2009) is voor een tweetal kievitsbloemhooilanden bij resp. Zwartsluis en Huis Den Doorn door middel van bemestingsproeven nagegaan welke nutriënt beperkend is. Daaruit blijkt dat in beide gevallen N beperkend is, en dat er mogelijk co-limitatie door K optreedt bij Huis Den Doorn. De waarnemingen door Loeb et al. zijn echter te beperkt om na te gaan of, en in welke mate, kaliumgebrek een rol speelt in de uiterwaarden van het Zwarte Water.

Het beheer vormt eveneens een belangrijke factor voor het voorkomen van kievitsbloemen. De soort komt vooral voor in hooilanden, begrazing wordt daarom over het algemeen gezien als ongunstig voor deze soort. Een Zwitserse studie naar de resterende Zwitserse groeiplaatsen (Heger & Druart 2012) suggereert dat (tijdelijke) begrazing niet altijd negatief hoeft te zijn. De hoogste dichtheid aan Kievitsbloemen werd in deze studie gevonden in een perceel dat al enkele jaren werd begraasd door koeien. Een meer open structuur als gevolg van begrazing wordt genoemd als meest waarschijnlijke oorzaak. Of de soort zich echter ook kan handhaven bij langdurige begrazing is echter de vraag. Door Van den Broek et al. (2010) wordt betreding door vee bij najaarsbeweiding genoemd als factor die kan bijdragen aan de openheid van de vegetatie.

In Nederland komt de soort voornamelijk voor op klei-op-veenbodems. Het is niet duidelijk of er een direct oorzakelijk verband is met het voorkomen op veenbodems. De binding aan veenbodems kan ook samenhangen met het feit dat in Nederland veen-op-kleibodems het meest voorkomende bodemtype vormen op de (in het verleden) periodiek overstroomde delen langs de benedenlopen van rivieren. In het stroomgebied van de Loire, in west-Europa het belangrijkste gebied voor de Kievitsbloem, komt de soort voor op minerale bodems (mond. med. Aggenbach).

In de uiterwaarden van het Zwarte Water komt de Kievitsbloem voornamelijk voor in vossenstaarthooilanden (*Alopecurion*), en wel binnen het naar deze soort vernoemde Kievitsbloem-associatie (*Fritillario-Alopecuretum pratensis*). Naast de Kievitsbloem komen er in de vegetatie veel algemene soorten van vochtige hooilanden voor, zoals Grote vossenstaart en Scherpe boterbloem. Een opvallende soort is de Gulden boterbloem (*Ranunculus auricomus*), die buiten de bossen vrijwel alleen in dit graslandtype voorkomt. De Kievitsbloem kan elders ook in open bossen en bosranden voorkomen, zoals in de omgeving van Gouda (Van den Broek et al. 2010) en langs de Loire (schrift. med. Camiel Aggenbach).

Binnen de kievitsbloemassociatie worden een aantal subassociaties onderscheiden (*cynosuretosum*, *typicum* en *calthetosum*), die onderling vooral verschillen qua hoogteligging en hydrologie (Tabel 1). Daarbij komt de subassociatie *calthetosum* voor op de natste en vaakst overstroomde standplaatsen, en de subassociatie *cynosuretosum* op de droogste en minst frequent overstroomde standplaatsen.

Tabel 1 Indeling subassociaties van het *Fritillario-Alopecuretum pratensis* naar overstromingsduur en vochttoestand in Ecologische Vereisten Natura 2000 (Runhaar et al. 2009).

Subassociatie	Overstroming			Vochttoestand		
	regelmatig	incidenteel	niet	zeer nat	nat	zeer vochtig
<i>cynosuretosum</i>	1	2	1			2
<i>typicum</i>	2	2	1	1	2	2
<i>calthetosum</i>	2	2		2	2	

2 = optimaal, 1 = suboptimaal

Overstroming		Vochttoestand	
<i>regelmatig</i>	jaarlijk of tweejaarlijks	<i>zeer nat</i>	tot ver in groeiseizoen onder water staand, vegetatie gedomineerd door hygrofyten, GVG < 0*
<i>incidenteel</i>	minder dan 1x per 2 jaar	<i>nat</i>	deel van het groeiseizoen plas-dras, regelmatige anaerobie, vegetatie gedomineerd door hygrofyten, GVG 0-25 cm *
<i>niet</i>	nooit	<i>zeer vochtig</i>	incidentele anaerobie door hoge grondwaterstanden, vegetatie gedomineerd door mesofyten, GVG 25-40 cm*

\*) GVG-waarden alleen relevant voor binnendijkse standplaatsen met een regelmatig seizoensgebonden grondwaterregime, minder relevant voor buitendijkse standplaatsen

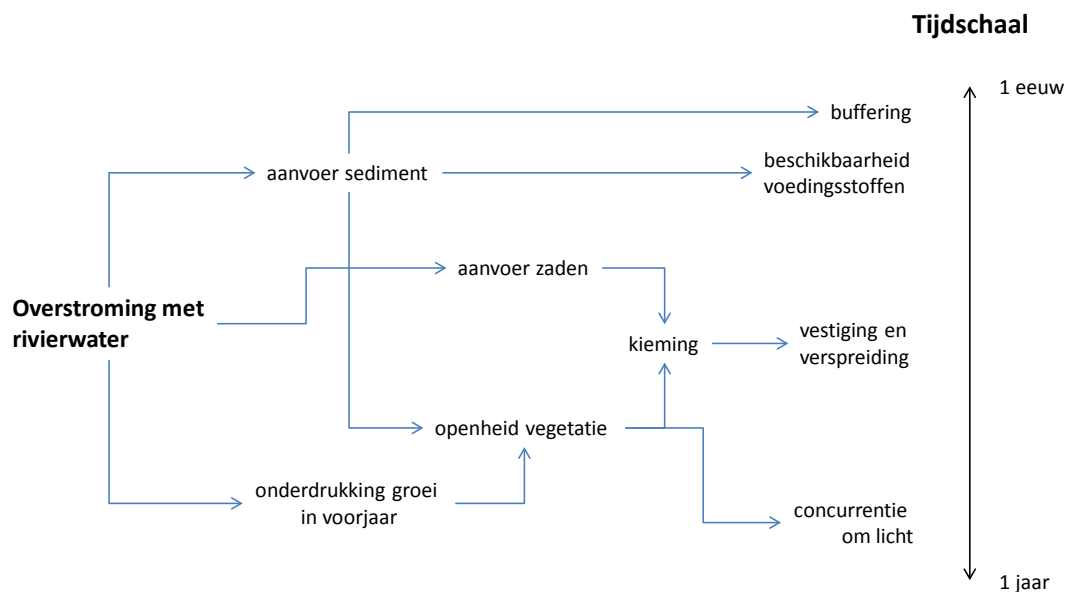
Volgens Aggenbach et al. (2002) komt de subassociatie *typicum* voornamelijk voor op standplaatsen die tot 10 dagen onder water staan in het groeiseizoen, en tot 20 dagen gedurende het hele jaar, en de subassociatie *calthetosum* op standplaatsen die tot 20 dagen onder water staan in het groeiseizoen, en tot 30 dagen gedurende het hele jaar. Daarbij wordt geen onderscheid gemaakt tussen overstroming met

rivierwater en inundatie met regenwater. Van beide subassociaties wordt aangegeven dat ze ook vaak voorkomen op standplaatsen die niet of slechts incidenteel overstromen. Door HaskoningDHV (2013) wordt een overstromingsduur van 11-20 dagen genoemd als optimum voor kievitsbloemhooilanden langs de IJssel (Scherenwelle).

Voor buitendijks gelegen Kievitsbloem terreinen is volgens Corporaal et al. (1993, in Heinen en Bremer 2007) een inundatiefrequentie van eens in de tien jaar gewenst, terwijl door Van Dobben (1992, in Heinen en Bremer 2007) gebieden die twee tot viermaal per jaar worden geïnundeerd worden genoemd als terreinen met de hoogste dichtheid aan Kievitsbloemen.

### 2.3 Discussie

Uit voorgaande blijkt dat overstroming met rivierwater een belangrijke voorwaarde is voor de duurzame instandhouding van kievitsbloemhooilanden. Tevens is duidelijk dat de relatie tussen overstroming en het voorkomen van kievitsbloemen zeer complex is. Overstroming werkt merendeels indirect in op de plantengroei, via zaadverspreiding, aanvoer van nutriënten, aanvoer van basen en openheid van de vegetatie. Omdat de relatie tussen overstroming en kievitsbloemen indirect is, en dus mede afhankelijk van andere factoren, is geen eenduidige 'harde' relatie te verwachten tussen inundatieduur of -frequentie en het voorkomen van kievitsbloem(grasland)en. Dat verklaart waarschijnlijk de grote spreiding in inundatieduren waarbij kievitsbloemgraslanden worden aangetroffen of die volgens verschillende auteurs optimaal zouden zijn. Ook is het belangrijk te beseffen dat de snelheid waarmee processen doorwerken op de vegetatie sterk verschilt. Sommige processen (aanvoer zaad, bevorderen openheid vegetatie) werken door op een tijdschaal van een seizoen of enkele jaren. Sedimentatie en bodemvorming kunnen ook na tientallen jaren of zelfs meer dan een eeuw nog van invloed zijn op de vegetatiesamenstelling (Figuur 1).



Figuur 1 Mechanismen via welke overstroming met rivierwater van invloed is op het voorkomen en de concurrentiekracht van Kievitsbloemen. Rechts de tijdschaal waarmee processen doorwerken op de vegetatie.

### 2.4 Conclusie

- Overstroming met rivierwater is een bepalende factor voor het wel of niet voorkomen van kievitsbloemen en kievitsbloemhooilanden.
- De relatie tussen overstroming en vegetatiesamenstelling is merendeels indirect en afhankelijk van veel andere factoren. Daarom dient er rekening mee te worden gehouden dat er geen eenduidig, overal geldend 'hard' verband is te verwachten tussen mate van overstroming en het voorkomen van kievitsbloemen.

## 3 Waterstandsregime Zwarte Water

### 3.1 Inleiding, methode

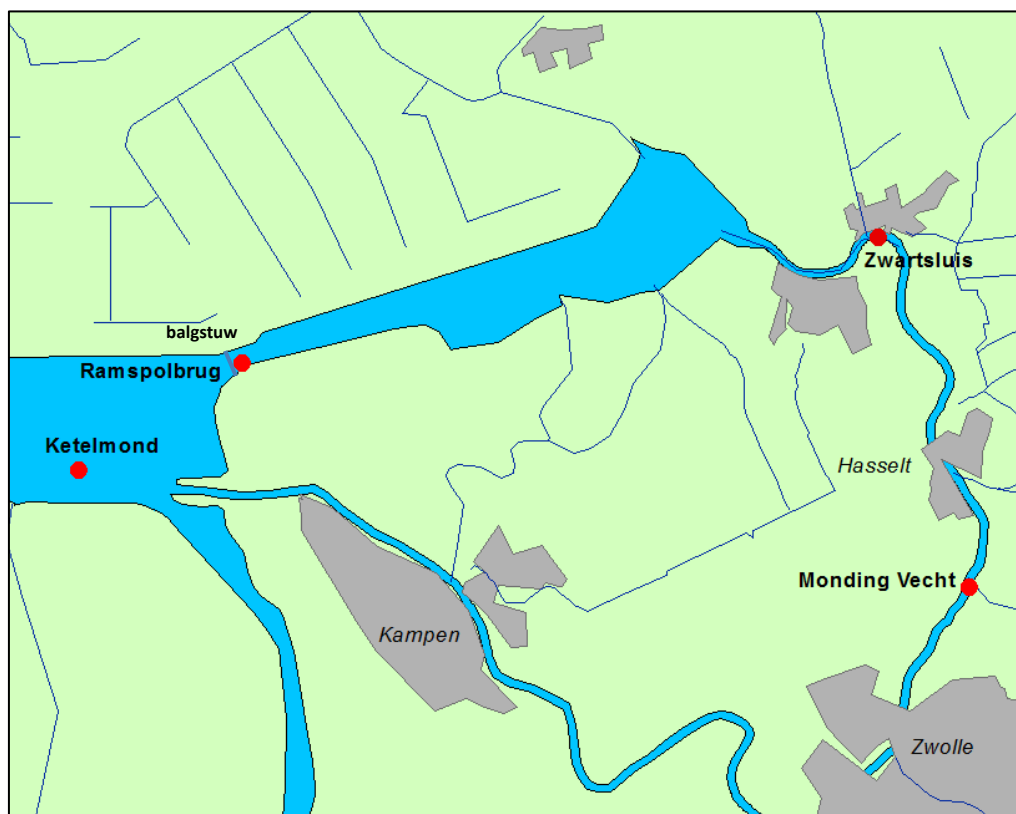
Om een beeld te krijgen van het actuele inundatieregime en van mogelijke veranderingen in het inundatieregime is gebruik gemaakt van waterstandsgegevens van het Zwarte Water en het Ketelmeer. In Tabel 2 is aangegeven welke waterstandsreeksen zijn gebruikt in de analyse.

Tabel 2 Gebruikte meetreeksen

Meetpunt	metingen per dag	metingen per uur
Monding Vecht	(1985-1995)*	1995-2012
Zwartsluis	1876-1985	1995-2012
Ramspolbrug	-	1990-2012
Ketelmond	-	2005-2012

\* incompleet en daarom weggelaten uit de analyse

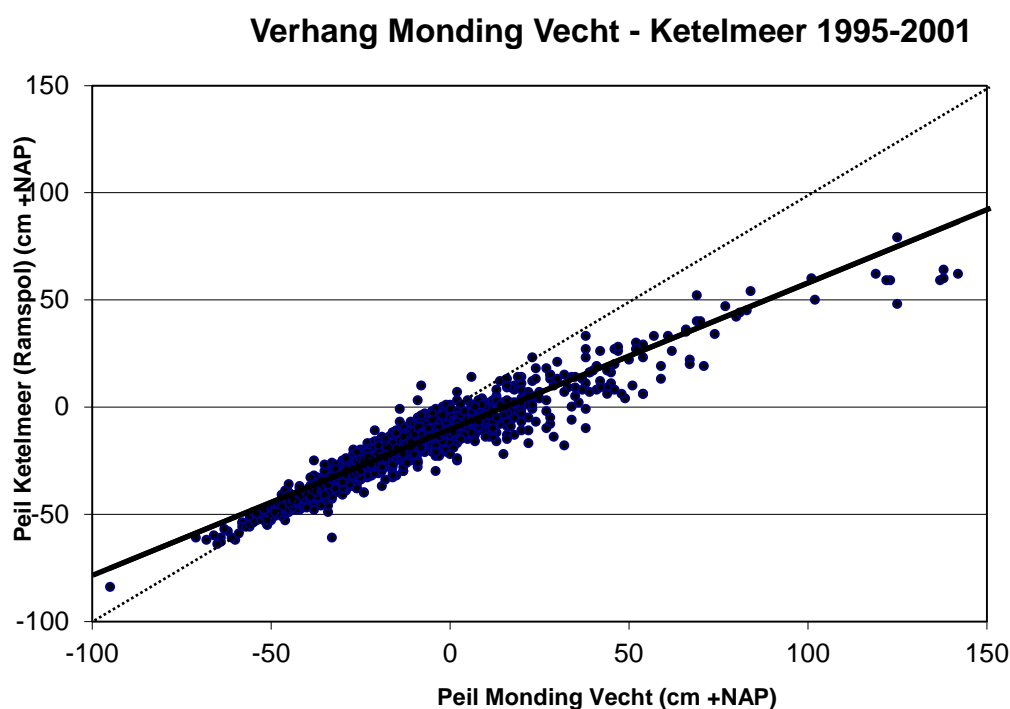
De peilen in het Zwarte Water worden door Rijkswaterstaat op een tweetal meetpunten gemeten, te weten bij de Monding van de Vecht en bij Zwartsluis (Figuur 2). Tot 1995 zijn de standen dagelijks gemeten, daarna op uurbasis. De gegevens van de Monding van de Vecht over de periode t/m maart 1995 zijn zeer incompleet en zijn uit de analyse weggelaten. De analyse van de veranderingen in het peilregime van het Zwarte Water is daarom grotendeels gebaseerd op de waarnemingen van meetpunt Zwartsluis. Hier is vanaf 1876 gemeten. Voor de onderlinge vergelijkbaarheid zijn de gegevens vanaf 1995 op uurbasis omgezet naar gegevens op dagbasis, door de metingen van 8.00 uur te gebruiken (vergelijkbaar met de dagelijkse metingen tot 1995). Om een indruk te krijgen van de mogelijke invloed van de balgstuw bij Ramspol is gebruik gemaakt van de meetpunten Ramspolbrug en Ketelmond, respectievelijk voor en na de balgstuw gelegen. Van het meetpunt bij Ketelmond zijn meetgegevens beschikbaar vanaf maart 2005, van meetpunt Ramspolbrug vanaf september 1990.



Figuur 2 Ligging meetpunten waterstanden

In het IJsselmeer zelf gelden streefpeilen van -0,4 m NAP in winter, en -0.2 m NAP in zomer. Tussen Monding Vecht en Ramspol bedraagt het verhang in de periode 1995-2001 maximaal 80 cm bij waterstanden bij de Monding Vecht van bijna anderhalve meter +NAP (Figuur 3).

Het verhang binnen het Zwarte Water, vanaf Monding Vecht tot Zwartsluis, is maximaal 40 cm bij hoogwaterstanden van meer dan 120 cm boven NAP in de Monding in de Vecht (Figuur 10). Een groot deel van het jaar ligt het peil in het Zwarte Water echter onder NAP, en is er nauwelijks of geen verhang.



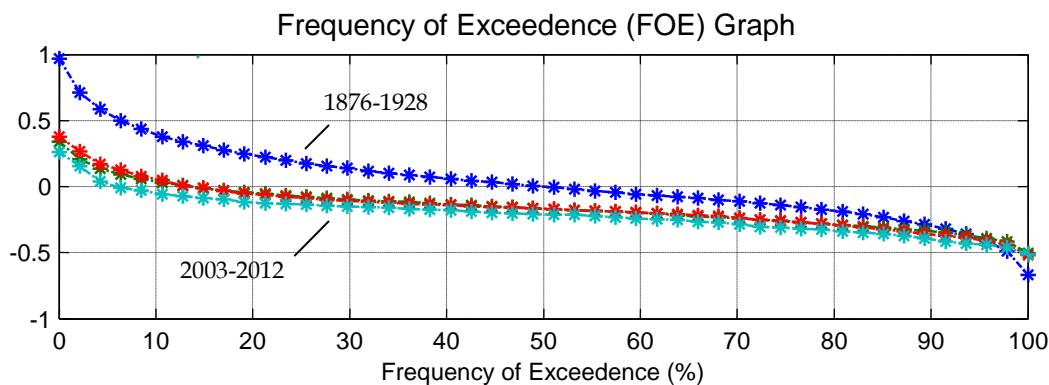
Figuur 3 Relatie tussen peil Ketelmeer bij Ramspol en peil Zwarte Water bij Monding Vecht voor de periode 1995-2001. Zware lijn: regressielijn. Gestippelde lijn: niveau waarbij peilen in beide meetpunten gelijk zijn. Bij lage standen (rond de -0,3 m NAP) is er vrijwel geen verhang tussen het Zwarte Water bij Monding Vecht en het Ketelmeer bij Ramspol.

### 3.2 Veranderingen in waterregime vanaf 1876

Omdat de waterstanden in het Zwarte Water bij Zwartsluis vanaf 1876 dagelijks zijn gemeten is het mogelijk om veranderingen in waterregime over de laatste anderhalve eeuw te bepalen. In Figuur 4 is voor een aantal perioden het waterregime grafisch weergegeven in de vorm van overschrijdingsduurlijnen (aantal dagen per jaar dat een waterstand wordt overschreden. Daarbij zijn de volgende deelperioden onderscheiden:

- 1876 t/m 1928 (vóór de afsluiting van de Zuiderzee) (blauw)
- 1933 t/m 1980 (na afsluiting Zuiderzee) (groen)
- 1980 tot 2001 (vóór ingebruikname balgstuw) (rood)
- 2003 t/m 2012 (na ingebruikname balgstuw) (lichtblauw)

Groundwater level (m-ref)



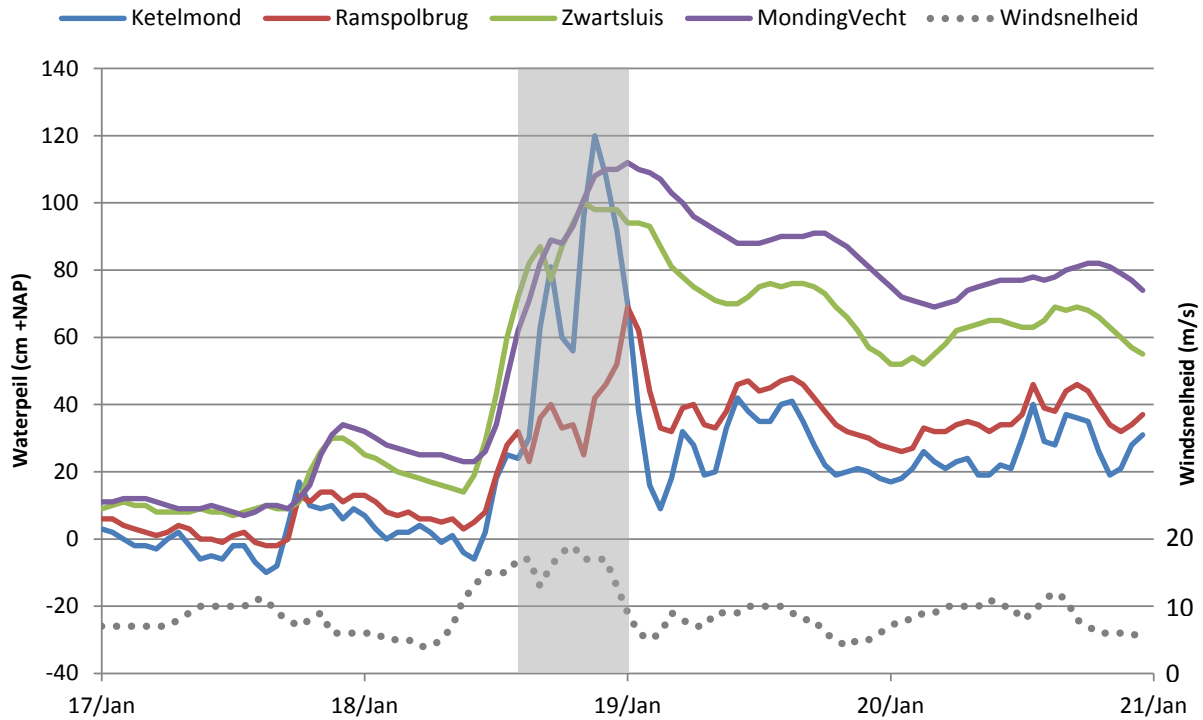
*Figuur 4 Overschrijdingsduur waterpeilen in Zwarte Water bij Zwartsluis voor verschillende perioden. Waterpeilen in m + NAP. Donkerblauw: 1857-1928, groen:1933-1980, rood:1980-2001, lichtblauw:2003-2012. De duurlijnbundel voor de periode 1933-1980 (groen) wordt vrijwel geheel overdekt door de duurlijnbundel voor de periode 1980-2001 (rood) en is daardoor nauwelijks zichtbaar.*

Zoals in de Figuur 4 te zien heeft de aanleg van de Afsluitdijk een groot effect gehad op de hoogste waterstanden in het Zwarte Water. Waar vóór 1928 peilen van meer dan een halve meter boven NAP nog zeer frequent voorkwamen (ca. 7% van de tijd), komen dergelijke hoge waterstanden na 1932 nog slechts incidenteel voor.

In de periode tussen 1932 en 2001 lijken zich geen grote veranderingen te hebben voorgedaan: de regimecurves voor de periode 1933-1980 en 1980-2001 vallen grotendeels samen (Figuur 4).

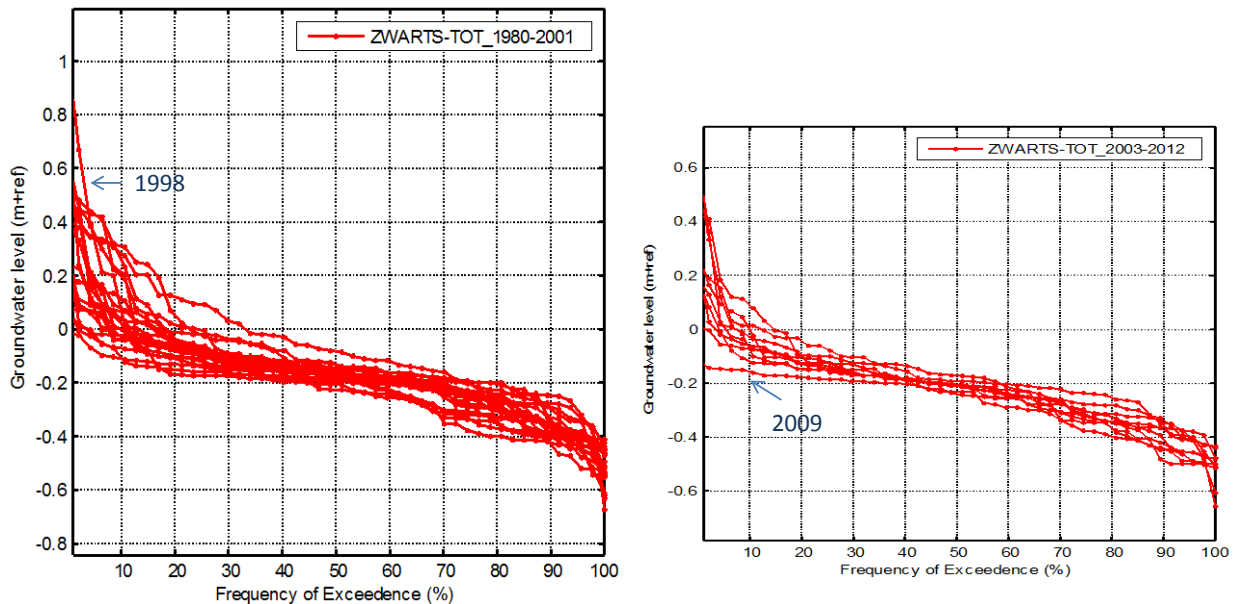
Eind 2002 werd de balgstuw bij Ramspol in werking gesteld. Deze sluit de toegang tot het Zwarte Meer af wanneer de peilen in het Ketelmeer hoger liggen dan > 50 cm + NAP én het peil in Zwarte Meer lager staat dan in Ketelmeer (en er dus sprake is van instroming). Tot en met 2012 is de balgstuw negen keer gesloten geweest, testsluitingen niet meegerekend (informatie Waterschap Groot-Salland). In de meeste gevallen ging het om kortdurende sluitingen van enkele uren bij standen die hooguit enkele centimeters boven de 50 cm + NAP uitkwamen. Langduriger sluitingen bij waterstanden in het Ketelmeer van een meter of meer hebben plaatsgevonden in februari 2004 (7-9 februari), 18 januari 2007 en 5 januari 2012.

In Figuur 5 is het peilregime in de onderzochte meetpunten weergegeven tijdens de sluiting van de balgstuw in januari 2007. Door een westerstorm werd toen het water in het Ketelmeer hoog opgestuwd. Te zien is dat als gevolg van de sluiting de peilen bij de Ramspolbrug (achter de balgstuw) minder hoog worden dan in het Ketelmeer. Het effect is het grootst aan het begin van de sluitingsperiode. Aan het einde zien we het omgekeerde effect: terwijl in het Ketelmeer de peilen al weer dalen stijgen de peilen bij Ramspolbrug juist door stuwings van de afvoer van de Vecht. De sluiting van de stuw heeft een duidelijke invloed gehad op de peilen in het Zwarte Meer: waar bij meetpunt Ketelmond de waterstanden zijn opgelopen tot maximaal 120 cm +NAP, is de stijging bij Ramspolbrug beperkt gebleven tot 69 cm +NAP. In hoeverre de sluiting ook invloed heeft gehad op de peilen in het Zwarte Water is minder duidelijk. De waterpeilen bij Zwartsluis en Monding Vecht blijven tijdens de sluitingsperiode stijgen, om pas weer te dalen na het einde van de storm en de opening van de balgstuw. De peilen blijven relatief hoog in de dagen na sluiting, mede als gevolg van een aanhoudende harde westenwind.



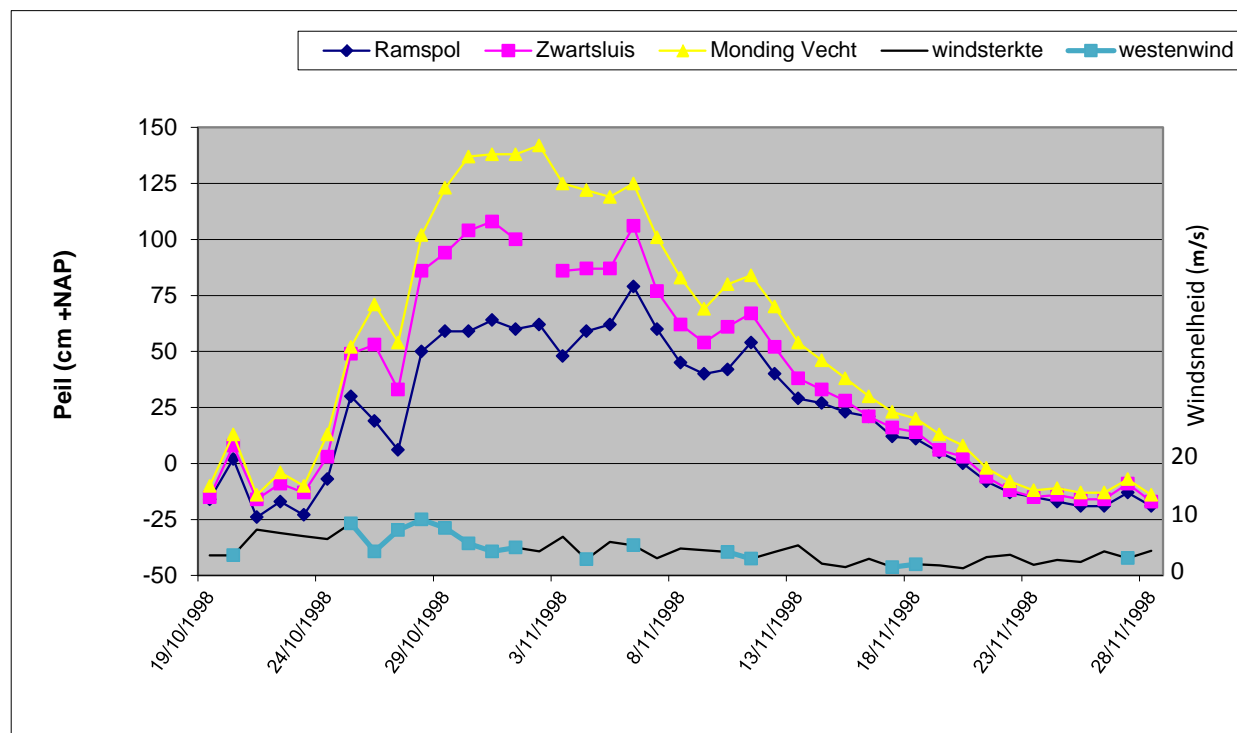
Figuur 5 Waterpeilen Ketelmeer en Zwarte Water tijdens periode met stuwung, januari 2007. Met grijs aangegeven periode dat balgstuw gesloten is geweest. Gestippeld aangegeven uurgemiddelde windsnelheid (m/s).

Na de aanleg van de balgstuw verandert de vorm van de gemiddelde regimecurve in het Zwarte Water slechts weinig ten opzichte van de voorgaande periode, afgezien van een lichte verlaging van het gemiddelde waterpeil (Figuur 4). Wanneer wordt gekeken naar de afzonderlijke jaren (Figuur 6) zijn er echter wel een aantal verschillen te zien tussen beide perioden.



Figuur 6 Overschrijdingsduurlijnen per jaar voor resp. de periode 1980-2001 (links) en de periode 2003-2012.

Met name 1998 was een extreem jaar, met peilen die bij Zwartsluis eind oktober tot en met begin november gedurende meerdere dagen boven de 1 m +NAP lagen, terwijl de peilen bij Ramspol in die periode permanent boven de 40 cm +NAP lagen (Figuur 7). In de periode 2003-2012 kwamen dergelijke langdurige perioden met hoge waterstanden in het Zwarte Water en het Ketelmeer niet voor. Wel kwam in die periode een jaar voor met zeer lage waterstanden, te weten 2009. De peilen kwamen in die periode bij Zwartsluis slechts 19 dagen boven de -10 cm +NAP uit. Deze beide extreme jaren bepalen in sterke mate de verschillen in gemiddelde overschrijdingsduren tussen beide perioden.



Figuur 7 Peilverloop tijdens hoogwater oktober/november 1998. Onderaan (getrokken zwarte lijn) is de daggemiddelde windsnelheid aangegeven (m/s), met in blauw de perioden dat de wind uit westelijke richting kwam.

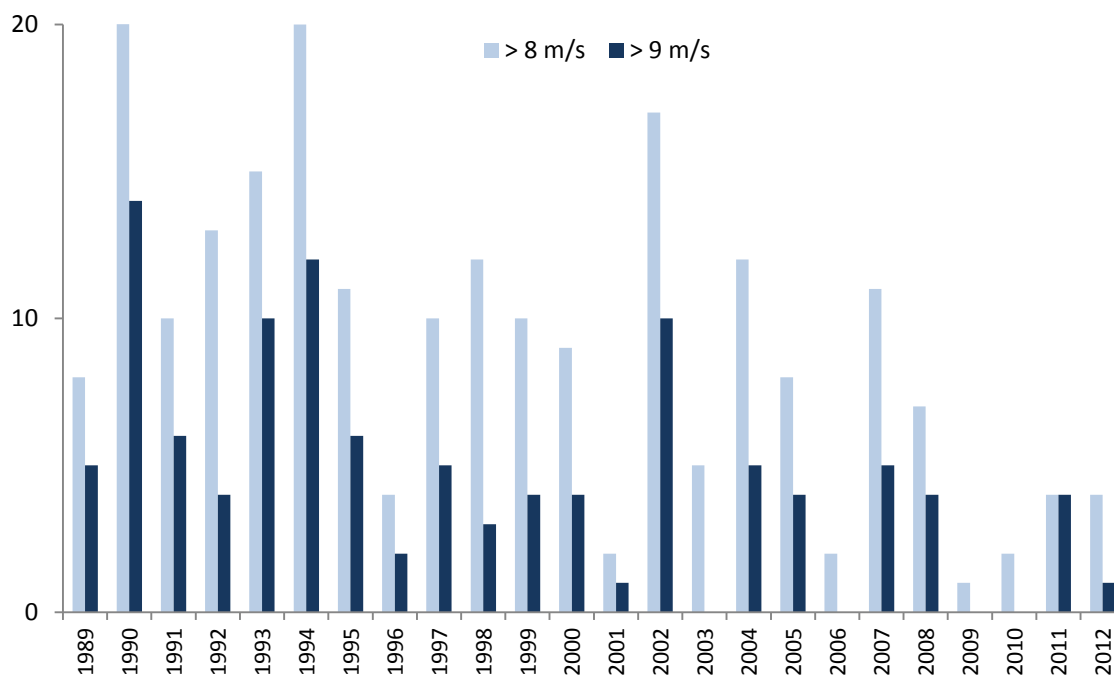
Tabel 3 Overschrijdingsduur aangegeven waterpeilen bij Zwartsluis voor periode 2003-2012 en voor periode 1980-2001.

Jaar	Aantal dagen met waterpeil hoger dan						Max. peil (cm+NAP)
	>10*	>30*	>50*	>70*	>80*	>90*	
<b>Gemiddeld 2003-2012</b>							
dagen/jaar	16,5	4,7	1,2	0,4	0,1	0,0	86
frequentie (per x jaar)	1,0	1,0	3,3	3,3	10,0	-	
<b>Referentie (1980-2001)</b>							
dagen/jaar	29,3	11,7	3,5	0,8	0,6	0,2	108
frequentie (per x jaar)	1,0	1,0	1,5	3,7	5,5	22,0	

\*) waterpeil in cm +NAP.

In Tabel 3 wordt aangegeven hoe vaak in de perioden voor (1980-2001) en na aanleg van de balgstuw (2003-2012) de in de tabel aangegeven peilen werden overschreden. Te zien is dat het aantal dagen per jaar dat de opgegeven peilen worden overschreden in de periode 1980-2001 duidelijk hoger ligt dan in de periode 2003-2012, mede als gevolg van de lange hoogwaterperiode in 1998. De overschrijdingsfrequentie is voor de meest peilen echter vergelijkbaar. Een uitzondering vormt de hoogste peilklasse (overschrijding > 90 cm +NAP). Dat komt omdat in de periode 2003-2012 het waterpeil (op dagbasis) niet hoger kwam dan 86 cm +NAP, terwijl het maximumpeil in 1998 bij Zwartsluis 108 cm + NAP bedroeg (Figuur 7).





Figuur 8 Aantal dagen met harde westenwind (maximale gemiddelde windsnelheid op uurbasis > 8, resp >9 m/s) in de periode 1989-2012, Bron: KNMI, meetpunt Marknesse.

De wind is een belangrijke factor bij het optreden van hoogwaterpieken. Bij harde westenwind treedt een stuwung op van IJsselmeerwater die leidt tot hoge peilen in het Zwarte Meer en het Zwarte Water. De genoemde langduriger sluitingen van de balgstuw (7-9 februari 2004, 18 januari 2007 en 5 januari 2012) traden op bij westenwind (windrichting tussen 240 en 330°) en maximale gemiddelde windsnelheden per uur van meer dan 9 m/s. En het extreme hoogwater in 1998 (Figuur 7) hing mede samen met een harde westenwind op 25 en 28 oktober van dat jaar.

Om na te gaan of de verschillen in windsnelheid mogelijk van invloed zijn geweest op het optreden van hoogwaterpieken vóór en na de aanleg van de balgstuw is op basis van de KNMI-meetgegevens van het meetpunt Marknesse nagegaan hoe vaak in de periode 1989-2012 harde westenwinden voorkwamen. In Figuur 8 is te zien dat het aantal dagen met harde westenwind in de periode vóór de aanleg van de balgstuw veel groter was dan daarna. Gemiddeld waren er in de periode 1989-2001 5,8 dagen per jaar met harde westenwind (meer dan 9 m/s), in de periode 2003-2012 waren dat er maar 2,3.

### 3.3 Conclusies

Als gevolg van de afsluiting van de Zuiderzee in 1932 zijn hoge waterstanden en overstromingen van de uiterwaarden van het Zwarte Water sterk afgenomen. In de periode daarna zijn geen grote veranderingen meer opgetreden in het peilregime en het optreden van hoogwaters. Wel zijn de hoogwaters in de periode na afsluiting van de balgstuw (2003-2012) licht afgenomen ten opzichte van de voorgaande periode (1980-2001). Dat lijkt mede het gevolg te zijn van verschillen in meteorologische condities tussen beide periodes, en dan met name het verschil in windsterkte. Het aantal dagen met harde westenwinden is in de periode na aanleg van de balgstuw beduidend minder dan in de periode daarvoor. Sluiting van de balgstuw bij westerstorm heeft, zoals beoogd, een duidelijke invloed op de peilen in het Zwarte Meer. In hoeverre sluiting ook van invloed is op de peilen in het Zwarte Water is uit de beschikbare gegevens niet af te leiden.

# 4 Inundatieregime uiterwaarden Zwarte Water

## 4.1 Inleiding en methode

Voor duurzame instandhouding van de kievitsbloemgraslanden in de uiterwaarden van het Zwarte Water is het van belang dat ze regelmatig overstromen. Op dit moment is niet duidelijk of dat in voldoende mate gebeurt. Om te voorzien in dit kennishiaat is een berekening gemaakt van de inundatieduur in verschillende perioden. Om te bepalen hoeveel dagen per jaar de uiterwaarden gemiddeld overstromen vanuit het Zwarte Water is gebruik gemaakt van gegevens over:

1. waterpeilen Zwarte Water,
2. hoogteligging uiterwaarden,
3. aanwezigheid van drempels in de vorm van kaden en oeverwallen.

*Ad 1)* Voor de waterpeilen is uitgegaan van de gegevens van de meetpunten Zwartsluis en Monding van de Vecht (zie vorige hoofdstuk). Gebruik is gemaakt van gegevens op dagbasis uit respectievelijk de perioden 1995-2001 en 2003-2012.

*Ad 2)* De hoogteligging van de uiterwaarden is afgeleid uit het hoogtebestand AHN1 met een resolutie van 5 x 5 m dat door de provincie is aangeleverd.

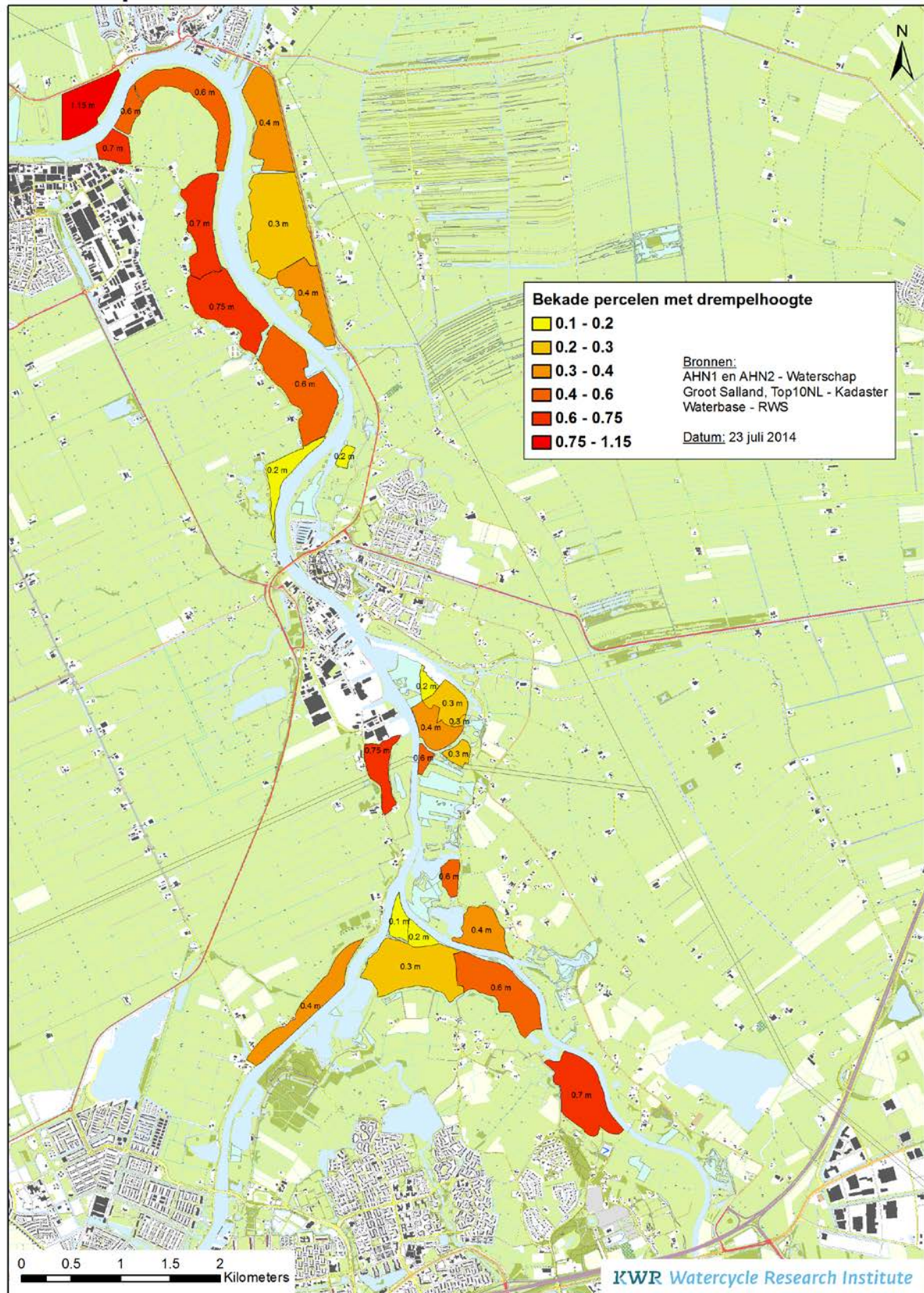
*Ad 3)* Omdat er geen leggergegevens zijn voor de uiterwaarden van de Vecht is gebruik gemaakt van het hoogtebestand AHN om de drempelhoogte te bepalen waarbij rivierwater het gebied kan instromen. Uitgegaan is van het hoogtebestand AHN2 met een resolutie van 0,5 x 0,5 m dat door Waterschap Groot-Salland is aangeleverd om de hoogte van kaden en oeverwallen te bepalen. In Figuur 9 wordt een overzicht gegeven van de bekade gedeeltes van de uiterwaarden met een schatting van de drempelhoogte op basis van het AHN2. Daarbij zijn 'kades' ruim opgevat: het gaat niet per sé om aangelegde kades, maar ook om natuurlijk terreinverhogingen die samen met aangelegde kades de instroom van water belemmeren.

### **Bepaling hoogte kades**

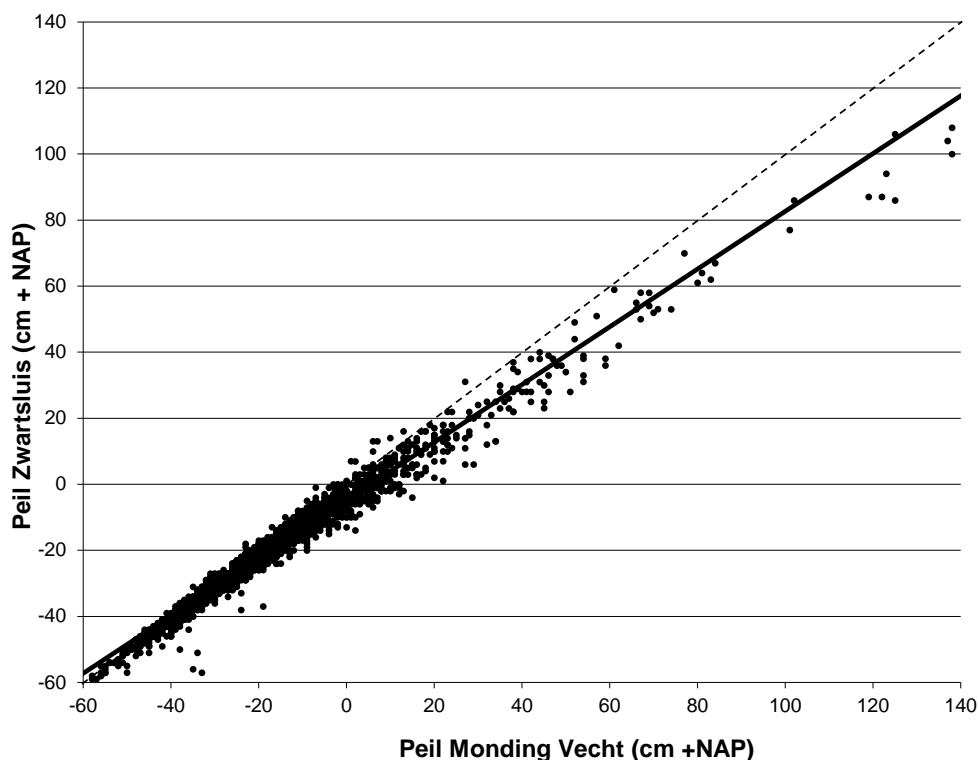
Binnen het projectgebied is een aantal bekade percelen aanwezig. Om de inundatieduur te kunnen bepalen moesten de bekade percelen worden geïdentificeerd en de kadehoogtes worden bepaald. Hiervoor is gebruik gemaakt van de lijnelementen (kade, talud, wal, dijk) uit het Top10NL bestand (bron: Kadaster). De lijnelementen vormen geen gesloten vlakken in het Top10NL bestand en zijn op veel plaatsen onderbroken. Voor de verdere analyse was het echter nodig om éénduidige vlakken te maken die de geometrie en ligging van bekade percelen beschrijven. De lijnelementen zijn daarom gecombineerd met de hoogtes uit het AHN. Omdat het AHN1 (5 m grid) onvoldoende gedetailleerd bleek is gebruik gemaakt van het AHN2 (0,5 m grid). Het verloop van de kades en bijbehorende kadehoogtes zijn visueel en handmatig bepaald. Hierna zijn vlakken gevormd die de afzonderlijke bekade percelen identificeren. De begrenzingen zijn zoveel mogelijk gebaseerd op de lijnelementen uit het Top10NL bestand. Op plaatsen waar deze ontbreken, of zichtbaar sterk afwijken van het lokale hoogteprofiel, is steeds de aangrenzende gridcel met de hoogste Z-waarde in het AHN2 aangehouden. Per bekaad perceel is de minimale kadehoogte uit het AHN2 als attribuut toegevoegd, deze vormt de drempelwaarde voor het optreden van inundatie.

Om een beeld te krijgen van de betrouwbaarheid van de op basis van AHN2 en TOP10 afgeleide kadehoogtes is in januari 2014 een veldcheck uitgevoerd, waarbij met een RTK-GPS gemeten hoogtes zijn vergeleken met de hoogtemetingen uit AHN2 (zie bijlage 2). Daaruit blijkt dat de afwijkingen gering zijn. De systematische afwijking is 1,6 cm, en de standaarddeviatie van de verschillen tussen beide metingen bedraagt 3,6 cm. Op basis daarvan kan worden geconcludeerd dat AHN2 voor de beoogde toepassing voldoende nauwkeurig is.

## Bekade percelen



Figuur 9. Ligging bekade delen van de uiterwaarden langs het Zwarte Water met de drempelwaarde van de kades zoals afgeleid uit AHN2.



Figuur 10 Relatie tussen peilen bij Monding Vecht en bij Zwartsluis met regressielijn (getrokken lijn) gebaseerd op waterstandsgegevens 1995-2001. De afstand tot de gestippelde lijn geeft het verhang aan.

De bepaling van de inundatieduur in de uiterwaarden heeft plaatsgevonden door per gridcel na te gaan op hoeveel dagen de peilen in het Zwarte Water hoger liggen dan een eventuele laagste drempel én hoger dan de maaiveldhoogte van de gridcel. Daarvoor is gebruik gemaakt van een voor dit doel geschreven Fortran-programma.

Omdat er juist bij hoge waterstanden een aantal decimeter verhang bestaat tussen de meetpunten Monding Vecht en Zwartsluis (Figuur 10) zijn de tussengelegen peilen bepaald op basis van lineaire interpolatie tussen de twee meetpunten.

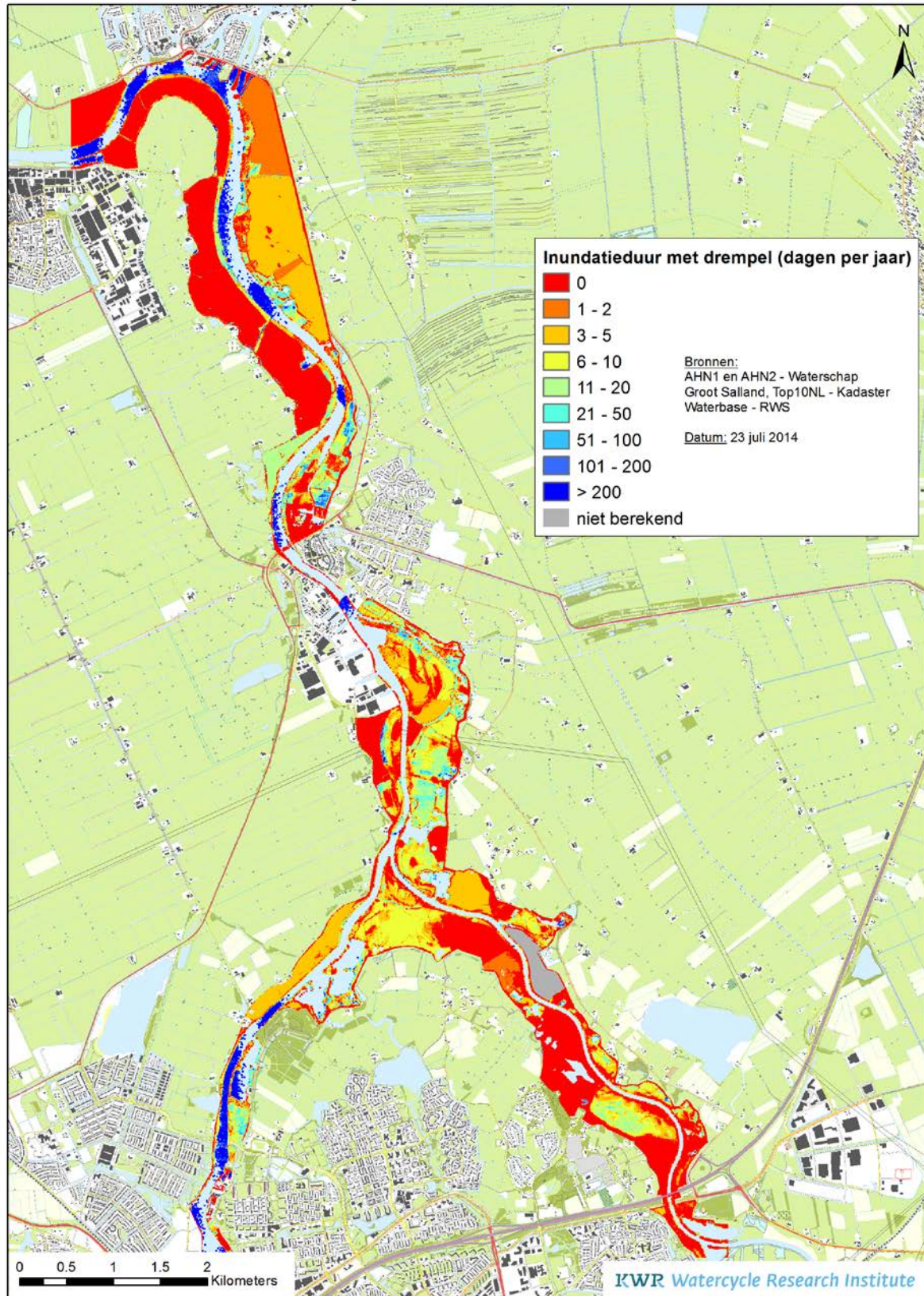
Bij de bepaling van de inundatieduur en -frequentie is geen rekening gehouden met actieve inlaat van water. In een aantal bekade uiterwaarden wordt actief water ingelaten om de graslanden te inunderen met rivierwater (zie volgende hoofdstuk). Ook is geen rekening gehouden met de tijd die nodig is om de uiterwaard te vullen.

## 4.2 Resultaten

In Figuur 11 en Figuur 12 is de berekende gemiddelde inundatieduur (dagen per jaar) weergegeven voor respectievelijk de periode 2003-2012 en de periode 1995-2001. Als gevolg van de lagere waterpeilen (zie hoofdstuk 3) is de inundatieduur in de periode 2003-2012 duidelijk lager dan in de periode vóór 2002. Het patroon in inundatieduur wordt sterk bepaald door de aanwezigheid van kades en andere terreinverhogingen. In bekade delen treden veel minder inundaties op met water uit het Zwarte Water dan in de niet bekade delen. Bovendien zijn er binnen de bekade delen geen of veel minder verschillen in inundatieduur.

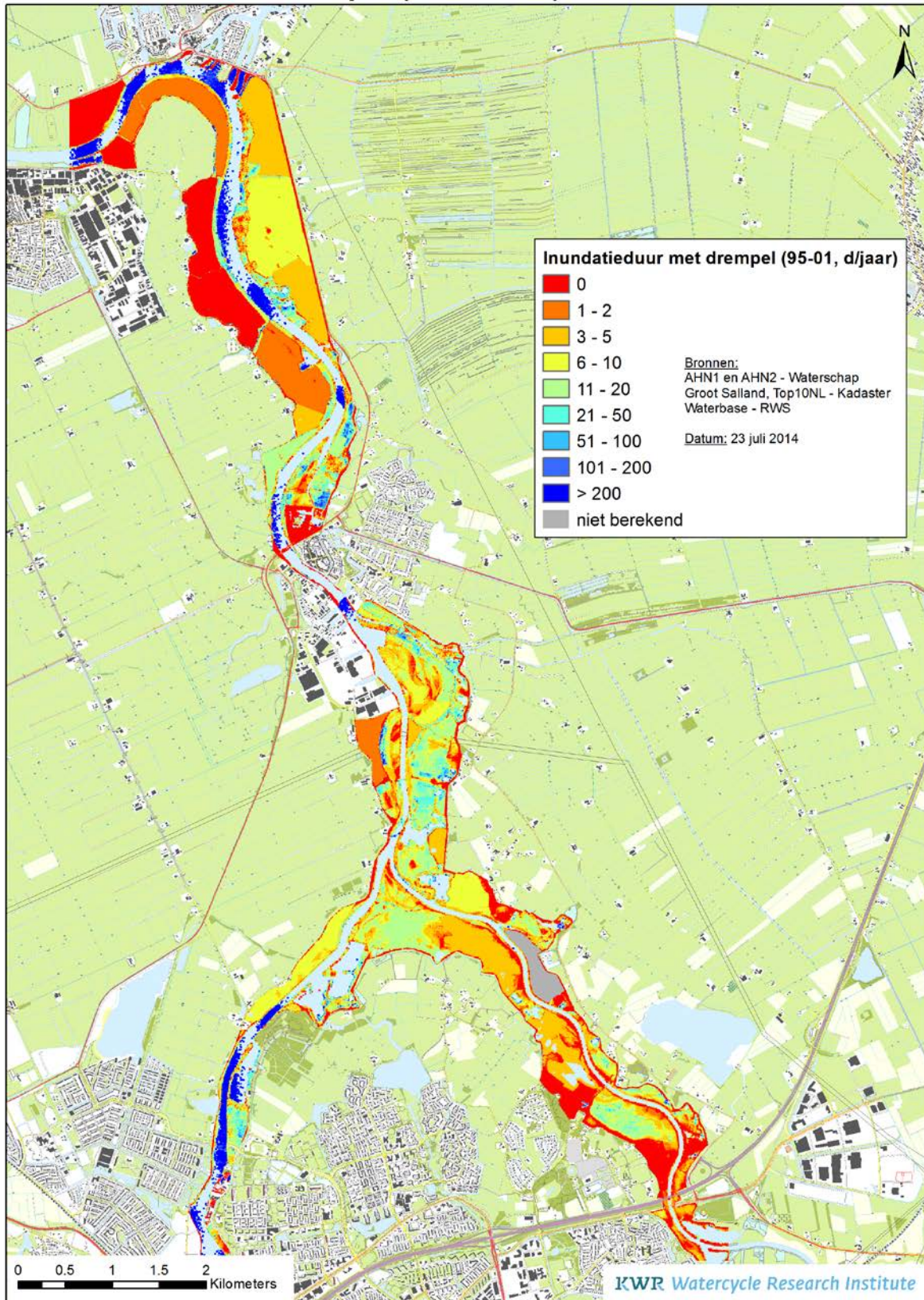
In Figuur 13 is ook de inundatieduur aangegeven die in de periode 2003-2012 die zou zijn opgetreden als er geen drempels waren. Te zien is dat in veel bekade uiterwaarden in de omgeving van Zwartsluis het maaiveld zo laag ligt dat zonder kade de graslanden een groot deel van het jaar onder water zouden komen te staan, wat voor kievitsbloemhooilanden niet gewenst is.

## Inundatieduur met drempel



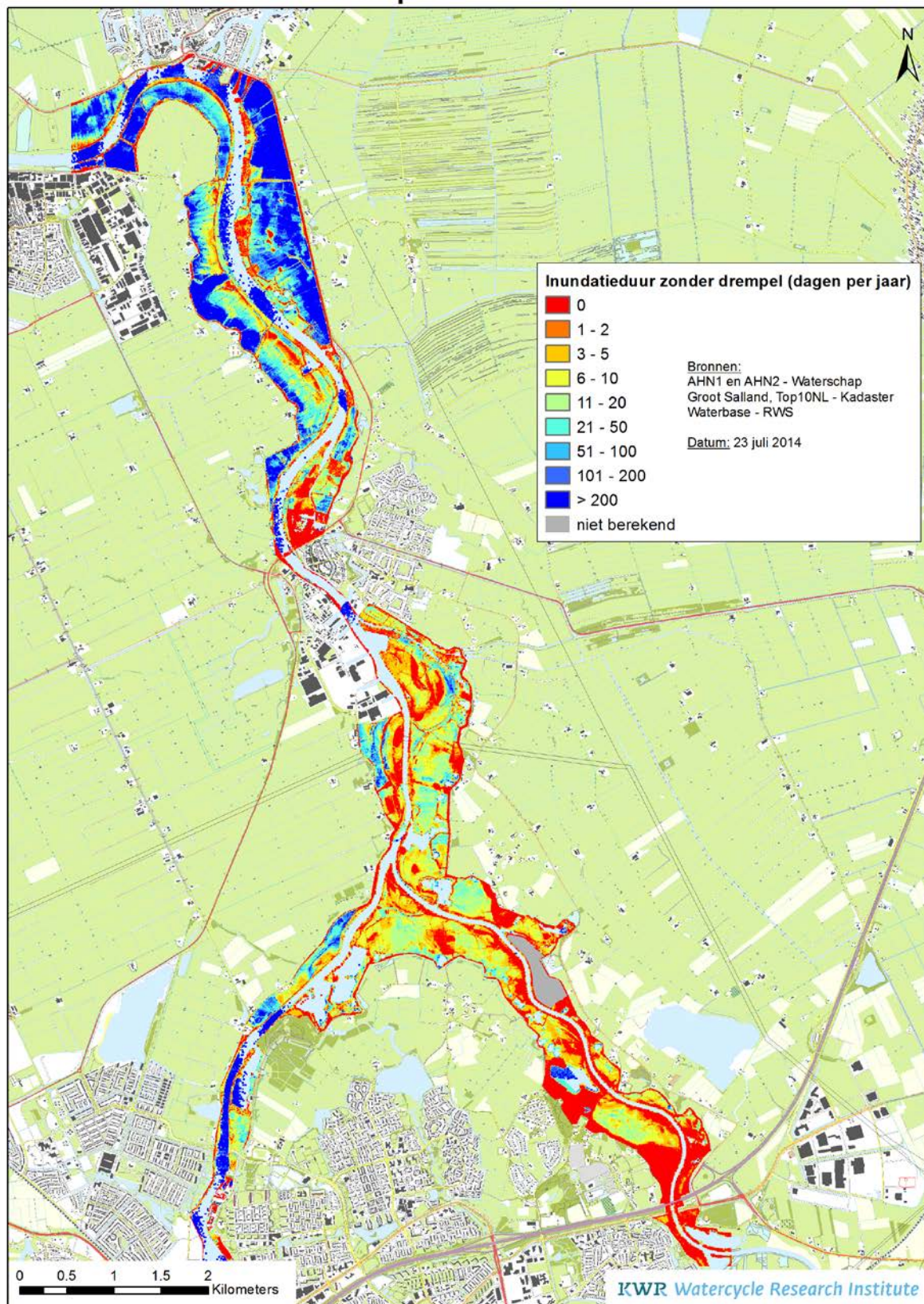
Figuur 11 Gemiddelde inundatieduur (dagen/jaar) in de periode 2003-2102, rekening houdend met de aanwezigheid van drempels (kaden).

## Inundatieduur met drempel (1995-2001)



Figuur 12 Gemiddelde inundatieduur (dagen/jaar) in de periode 1995-2001, rekening houdend met de aanwezigheid van drempels (kaden).

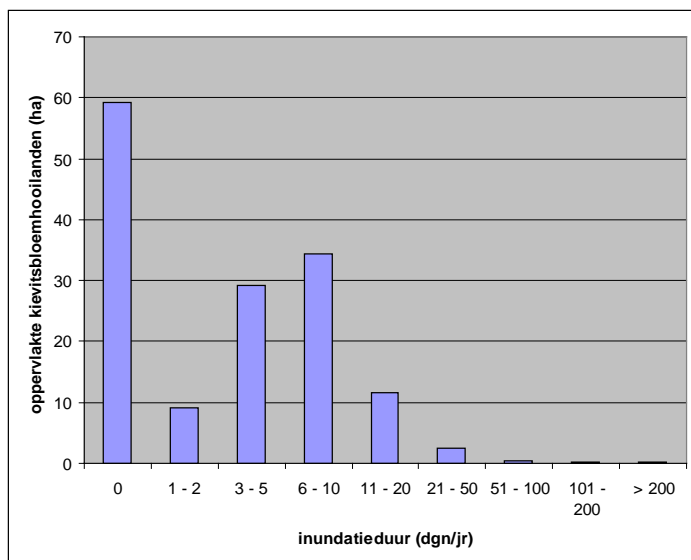
## Inundatieduur zonder drempel



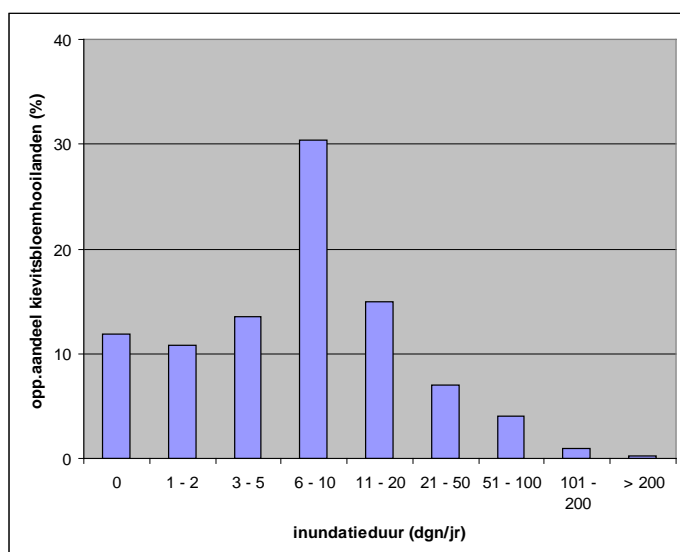
Figuur 13 Gemiddelde inundatieduur (dagen/jaar) in de periode 2003-2102, zonder rekening te houden met de aanwezigheid van drempels (kaden).

### 4.3 Vergelijking ruimtelijke voorkomen kievitsbloemhooilanden met berekende inundatieduur

De veronderstelling is dat kievitsbloemhooilanden vooral voorkomen op plekken die regelmatig overstromen met rivierwater. Om na te gaan in hoeverre deze veronderstelling klopt is een overlay gemaakt van de provinciale habitattypenkaart (versie 2012) met de berekende inundatieduur voor de periode 2003-2012, rekening houdend met drempels (Figuur 11). In Figuur 14 en Figuur 15 zijn de resultaten weergegeven. Aangegeven is respectievelijk het oppervlakte aan kievitsbloemhooilanden per inundatieduurklasse (Figuur 14), en het percentage van het oppervlakte per inundatieduurklasse dat bestaat uit kievitsbloemhooilanden (Figuur 15).



Figuur 14 Opperolakteverdeling kievitsbloemhooilanden (ha) over de inundatieduurklassen berekend voor de periode 2003-2012, rekening houdend met drempels.

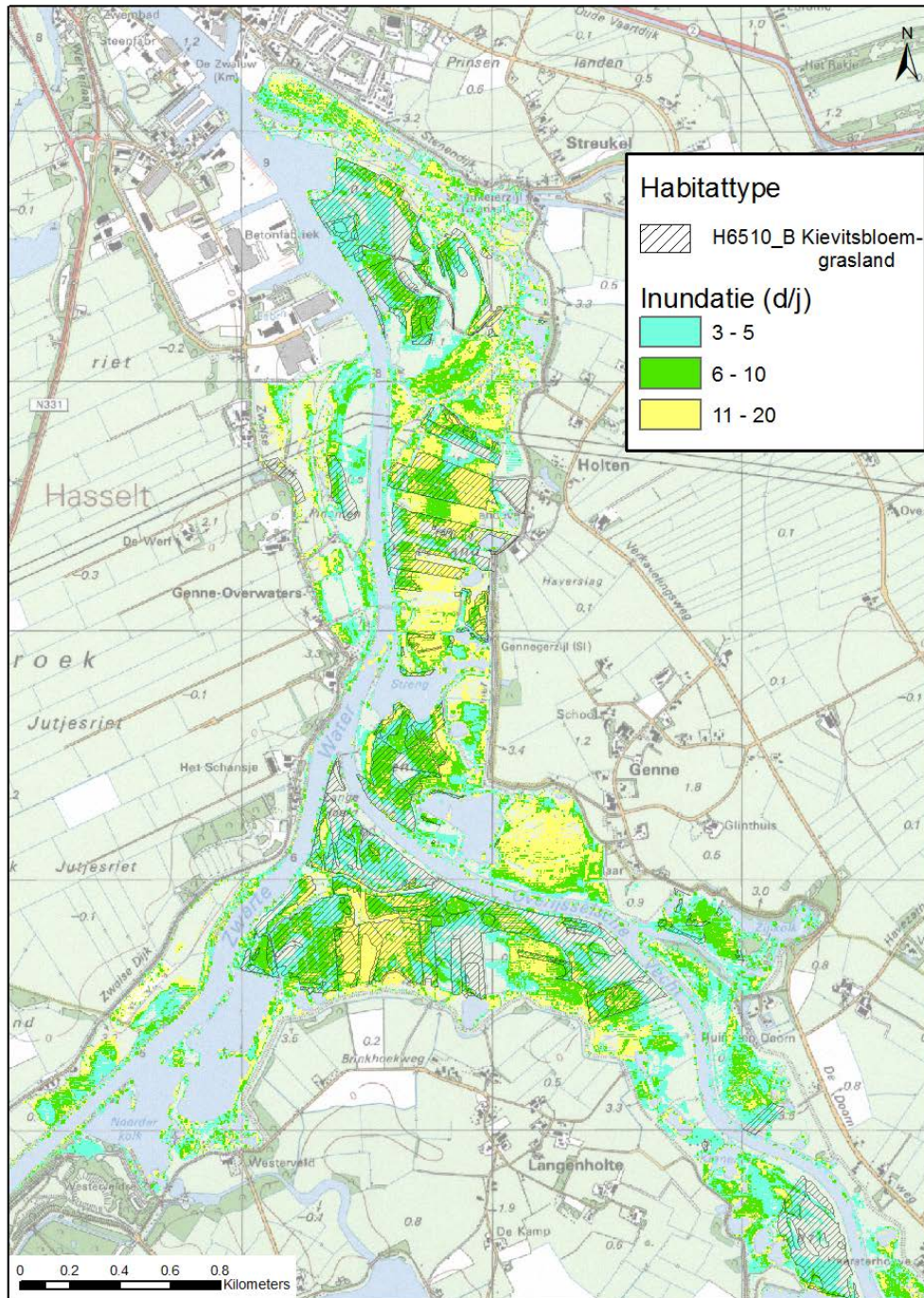


Figuur 15 Relatieve aandeel kievitsbloemhooilanden per inundatieklasse (%) zoals berekend voor de periode 2003-2012, rekening houdend met drempels.

Qua absolute oppervlakte (Figuur 14) ligt een groot deel van de kievitsbloemhooilanden op plekken die in de betrokken periode niet zijn overstroomd. Het gaat om uiterwaarden die zijn omringd door een hoge kade (vooral benedenstrooms) en om hooggelegen gronden (vooral bovenstrooms). Dit geeft echter een vertekend beeld van de relatie tussen inundatieduur en voorkomen van kievitsbloemhooilanden, omdat een relatief groot deel van het uiterwaardengebied (bijna de helft) in deze klasse valt. Wordt gekeken naar het relatieve aandeel van kievitsbloemhooilanden per inundatieduurklasse (Figuur 15), dan blijkt dat de kievitsbloemhooilanden relatief het meeste voorkomen bij een inundatieduur van 6-10 dagen in de periode 2003-2012. Dat is lager dan aangegeven door Aggenbach et al. (2002), die voor de subassociaties *typicum* en *calthetosum* aangeeft dat het optimum ligt bij inundatieduren tot resp. 20 en 30 dagen gedurende het jaar. Dat verschil kan echter worden verklaard uit het feit dat in de studie van



Aggenbach geen rekening is gehouden met de aanwezigheid van kaden (waardoor inundatieduur gemiddeld hoger uitvalt), en door de relatief lage waterstanden in de periode 2003-2012 (zie hoofdstuk 3). De plekken met een inundatieduurklasse van 6-10 dagen in de periode 2003-2012 vielen in voorgaande periode (1995-2001) grotendeels in de klasse 11-20 dagen inundatieduur (vergelijk Figuur 11 en Figuur 12). Omdat de periode 1995-2001 meer representatief is voor het langjarige gemiddelde waterregime (zie Figuur 4), zal het optimale regime mogelijk dichterbij de 11-20 dan bij de 6-10 dagen liggen. Dat sluit aan bij het optimum van 11-20 dagen dat door HaskoningDHV (2013) is aangenomen bij de bepaling van de effecten van zomerbedverlaging van de IJssel op Kievitsbloemgraslanden in de Scherenwelle.



*Figuur 16 Voorkomen habitatype H6510\_B (Kievitsbloemhooilanden) in relatie tot qua inundatieregime potentieel geschikte standplaatsen in gebied ten zuiden van Hasselt. Ligging habitatype volgens provinciale habitatypenkaart 2012. Geschikte standplaatsen (met inundatieduur 3-20 dagen) berekend voor periode 2003-2012 zonder rekening te houden met drempels (zie Figuur 13).*

Ook wanneer wordt gecorrigeerd voor de oppervlakte per inundatieduurklasse (Figuur 15) is de spreiding over de inundatieduurklassen groot. Dat hangt waarschijnlijk samen met het feit dat de relatie tussen overstroming en het voortkomen van kievitsbloemen zeer indirect is, en afhankelijk van veel andere factoren die met overstroming samenhangen (zie Hoofdstuk 2).

Het voorkomen op plekken die zelden of nooit meer overstromen kan deels worden verklaard door de vertraagde reactie van kievitsbloemen op overstroming: Voor vestiging en het ontstaan van de juiste standplaatscondities (basenrijk en relatief voedselrijk) is overstroming met oppervlaktewater nodig, maar na vestiging kan de soort zich lang handhaven zolang nutriëntenbeschikbaarheid en basenverzadiging op voldoende hoog peil blijven en er hooilandbeheer wordt uitgevoerd. Daarnaast wordt in een aantal bekade uiterwaarden in de winterperiode of het vroege voorjaar water ingelaten om de kievitsbloemlanden te inunderen (zie hoofdstuk 5). Hiermee is bij de berekening van de inundatieduur geen rekening gehouden.

Op basis van Figuur 15 kan worden afgeleid dat standplaatsen met een inundatieduur van 6-10 dagen zoals berekend voor 2003-2012 (11-20 dagen zoals berekend voor 1995-2001) optimaal zijn voor ontwikkeling en behoud van kievitsbloemlanden. In Figuur 16 is te zien dat standplaatsen met een dergelijk inundatieregime potentieel (in een situatie zonder drempels) veel voorkomen ten zuiden van Hasselt, ook op plekken waar nu nog geen kievitsbloemhooilanden voorkomen. Door aankoop van landbouwgronden, en waar nodig verlaging van drempels om de inundatieduur te vergroten, zijn hier goede potenties voor de verdere uitbreiding van het areaal kievitsbloemhooilanden. Ten noorden van Hasselt zijn de potenties op basis van het inundatieregime minder groot omdat hier het maaiveld sterk is ingeklonken en er door de aanleg van beschermende kades nauwelijks nog overstroming met rivierwater plaatsvindt. Bij stopzetting van de bemaling en verwijdering of verlaging van de kades zouden hier permanent natte standplaatsen ontstaan, die ongeschikt zijn voor de ontwikkeling van kievitsbloemhooilanden.

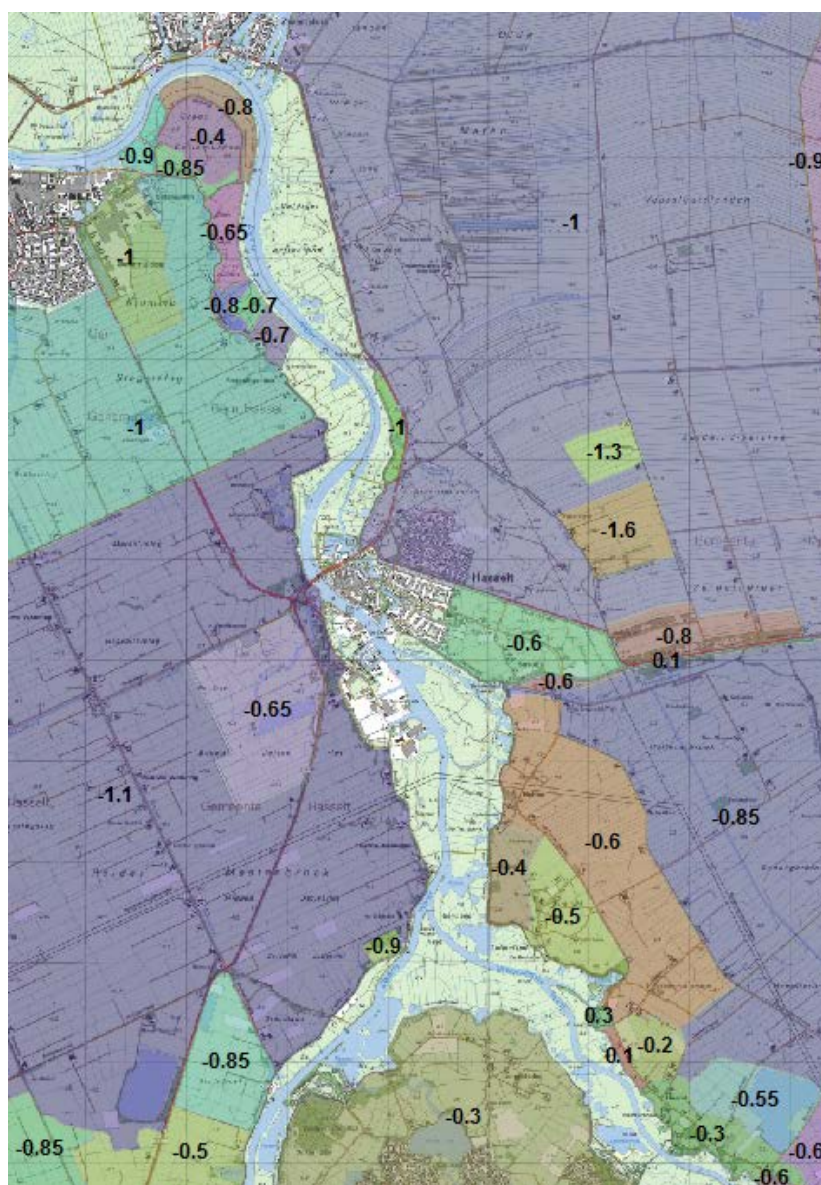
#### **4.4 Conclusies**

- Op basis van AHN2 is een goede schatting te maken van de hoogte van kades en oeverwallen, mits niet te dicht begroeid. Gegevens over de hoogteligging zijn nodig om te bepalen bij welke rivierstanden overstroming met rivierwater optreden.
- Kievitsbloemhooilanden kunnen voorkomen bij een brede range aan inundatieduren. Dat hangt waarschijnlijk samen met het feit dat overstroming met rivierwater indirect doorwerkt op de vegetatie, via veranderingen in standplaats en vegetatiestructuur, en dat kievitsbloemen zich lang kunnen handhaven wanneer overstroming verdwenen is.
- Het habitatype komt relatief het meest voor op standplaatsen met een inundatieduur van 6-10 dagen (periode 2003-2102) dan wel 11-20 dagen (periode 1995-2001).
- Ten zuiden van Hasselt komen nog veel standplaatsen voor die regelmatig overstromen met rivierwater en die potentieel geschikt zijn voor het behoud dan wel de ontwikkeling van kievitsbloemhooilanden.

# 5 Intern waterbeheer buitenlanden Zwarte Water

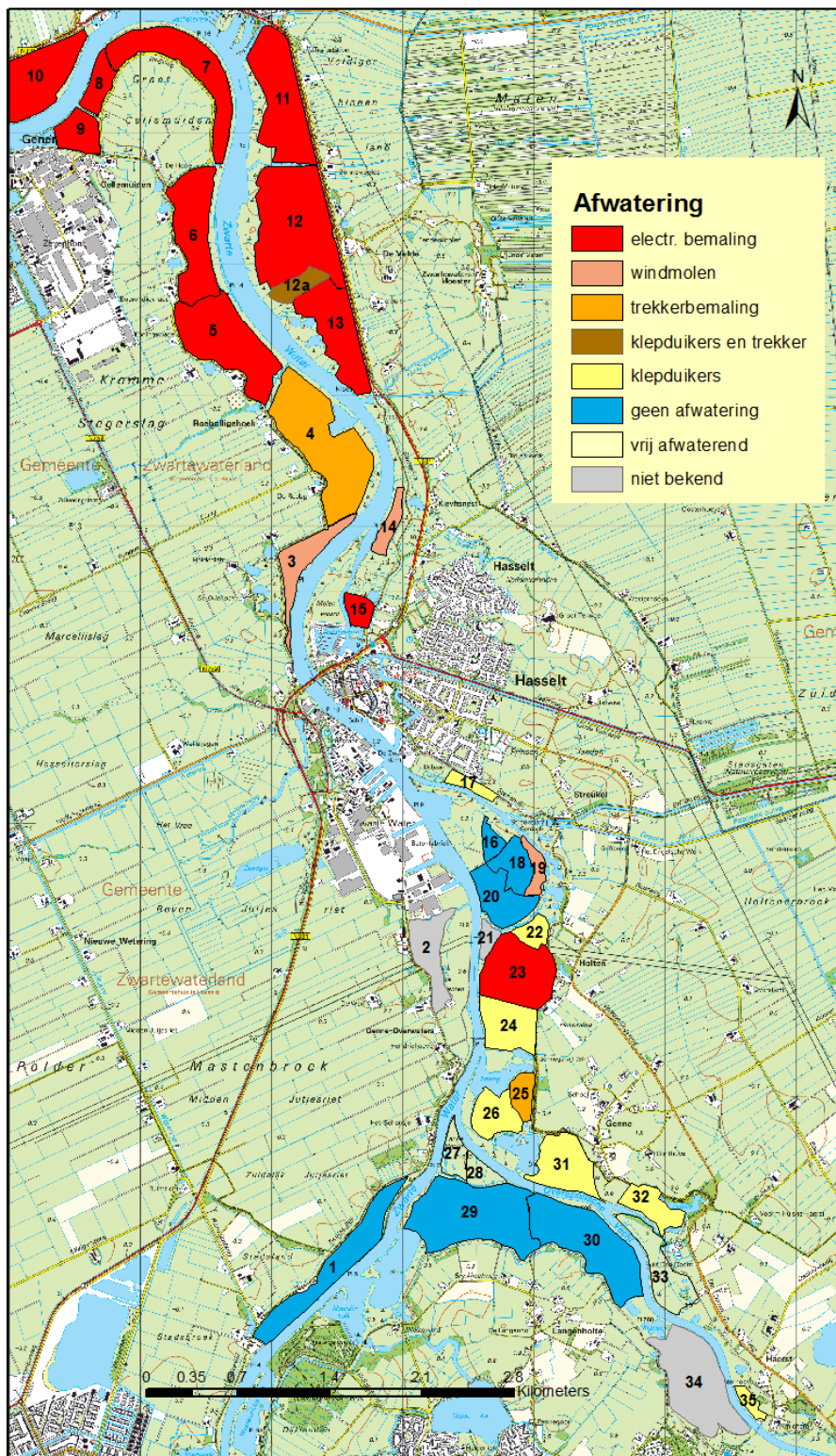
## 5.1 Inleiding

Het grond- en oppervlaktewaterregime in de uiterwaarden van het Zwarte Water wordt niet alleen bepaald door de waterpeilen in het Zwarte Water, maar ook door het interne waterbeheer. Het interne waterbeheer in de buitendijkse gebieden is sterk versnipperd. In de benedenstroomse gebieden tussen Hasselt en Zwartsluis is als gevolg van veenoxidatie en klink het maaiveld zover gedaald dat het een groot deel van het jaar lager ligt dan het rivierpeil en bemaling nodig is om te voorkomen dat de gebieden langdurig onder water staan. In de omgeving van Zwartsluis wordt het waterbeheer in de buitendijkse gebieden aan de westzijde van het Zwarte Water verzorgd door het Waterschap Groot Salland. In Figuur 17 staat aangegeven van welke zomerpeilen daar worden aangehouden. In de overige gebieden is het interne waterbeheer een eigen verantwoordelijkheid van de grondgebruikers.



Figuur 17 Zomerpeilen in de door Waterschap Groot-Salland beheerde gebieden.

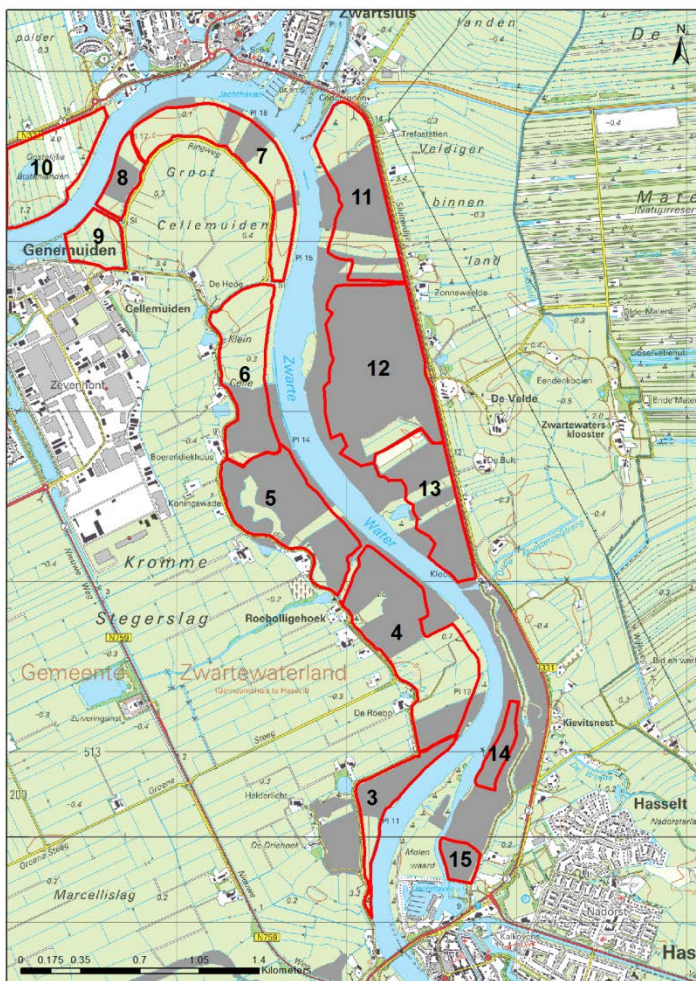
Om een indruk te krijgen van het waterbeheer in met name de natuurgebieden is een bezoek gebracht aan Staatsbosbeheer (Jeroen Bredenbeek) en aan Landschap Overijssel (Martin Knigge, Jacob vd Weele, Hans Dijkstra, Kristian van Oene). Per gebied is gevraagd aan te geven hoe het waterbeheer is geregeld, en welke knelpunten ze ervaren ten aanzien van het waterbeheer.



Figuur 18 Type afwatering in de buitenlanden van het Zwarte Water. Niet gekleurde delen zijn overwegend vrij afwaterend. Verdere uitleg in tekst.

## 5.2 Intern waterbeheer per gebied

In Figuur 18 is op basis van de informatie van de beheerders aangegeven hoe de afwatering van de buitendijkse gebieden is geregeld. In de met kleuren aangegeven gebieden is geen vrije afwatering mogelijk omdat het waterpeil een groot deel van het jaar lager ligt dan het rivierpeil, of omdat er een drempel is tussen het gebied en de rivier in de vorm van een oeverwal of een kade. In de niet gekleurde delen zijn er geen drempels en is sprake van een vrije afwatering in situaties waar de (grond)waterstanden hoger zijn dan de waterstanden in de rivier. De kleuren geven aan hoe de afwatering is geregeld. In de met geel aangegeven gebieden gebeurt afwatering passief: wanneer de waterstanden in het gebied hoger zijn dan in de rivier kan middels klepduikers het overtollige water worden afgevoerd. In de overige gebieden kan ook water worden uitgemalen in situaties waarin de waterstanden in het gebied lager zijn dan het rivierpeil. Dat kan gebeuren met elektrische gemalen of met windmolens. Een bijzondere vorm van bemaling is de 'tractorbemaling'. Het gaat om gebieden waar water wordt geloosd middels klepduikers, maar waarbij in situaties met hoge rivierpeilen ook incidenteel een door een tractor aangedreven pomp wordt gebruikt om water uit te slaan.



Figuur 19 Ligging eigendommen Staatsbosbeheer. Grijs: eigendom SBB; rood: bekade delen. Nummers van de bekade delen corresponderen met de nummering van gebieden in bijlage 1.

De eigendommen van Staatsbosbeheer liggen verspreid over een groot aantal gebieden. Ten noorden van Hasselt liggen de terreinen merendeels in bekade buitenlanden (Figuur 19) met kaden die zo hoog zijn dat hier zonder inlaat geen overstroming met rivierwater zou plaatsvinden (Figuur 11). Daarom wordt hier waar mogelijk gericht water ingelaten. Daarbij wordt gestreefd naar een inundatieperiode in het vroege voorjaar. Met langdurige inundaties gedurende een groot deel van de winter zijn namelijk

negatieve ervaringen opgedaan, omdat dit veel ganzen en ander watervogels aantrekt. Dat leidt tot een hoge graas- en betredingsdruk waardoor er op sommige plekken in het voorjaar alleen nog een moddervlakte resteert. In hoeverre het mogelijk is om in het voorjaar te inunderen verschilt van plek tot plek en van de afspraken die zijn gemaakt met het waterschap en de overige grondgebruikers. In de meeste bekade gebieden zijn er naast SBB nog andere eigenaren (zie Figuur 19), en niet alle eigendommen zijn pachtvrij. Dat betekent dat in veel gevallen rekening dient te worden gehouden met de belangen van andere grondgebruikers. Dat kan er toe leiden dat er geen water wordt ingelaten, of dat inlaat alleen plaats vindt in een beperkte, vooraf afgesproken periode. In de Stikkelbrecht bijvoorbeeld (gebied 5 in Figuur 18) is de afspraak met het waterschap Groot-Salland dat het gebied begin februari 10 dagen onder water wordt gezet.

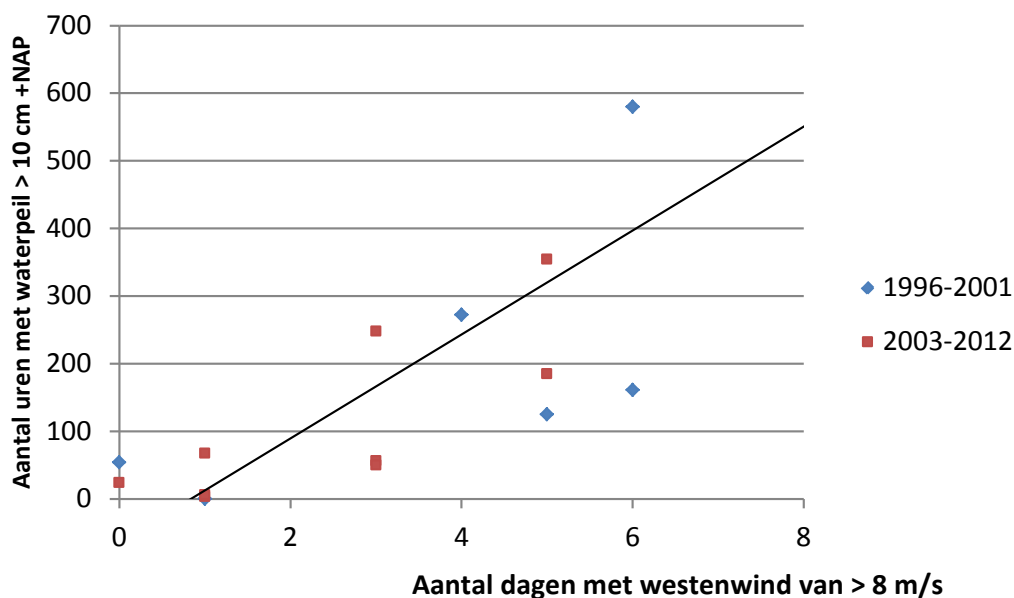
### 5.3 Mogelijke invloed balgstuw op inlaatmogelijkheid in voorjaar

Een knelpunt is dat het in de geplande periode niet altijd mogelijk is om water in te laten omdat het rivierpeil dan te laag is. Volgens Staatsbosbeheer (Jeroen Bredenbeek) wordt dit probleem vergroot omdat al gevolg van de versmalde doorstroomopening bij Ramspol er bij westenwind minder opstuwning plaats vindt in het Zwarte Water. De doorstroomopening is bij de balgstuw versmald van ca. 340 m naar ruim 200 m. Daarvoor lag het smalste stuk van de Ramsgeul bij de brug van de N50 (ca. 255 m). Om te onderzoeken in hoeverre aanleg van de balgstuw van invloed is geweest op de inlaatmogelijkheden is gekeken naar de inlaatmogelijkheden in de periode voor en na de aanleg van de balgstuw.

In de bekade delen in het benedenstroomse deel van het Zwarte Water ten noorden van Hasselt ligt maaiveld voor en groot deel (> 50%) tussen de 10 cm + NAP en de 40 cm -NAP. Voor de inlaat van water is dus minimaal een waterpeil van meer dan 10 cm +NAP nodig, en bij voorkeur hoger. Zoals te zien in Tabel 4 komen dergelijke peilen na de aanleg van de balgstuw in 2002 slechts zelden voor in de kritische periode voor waterinlaat (februari-maart). Alleen in 2004 waren er langdurige perioden dat het waterpeil zo hoog lag (> 40 cm +NAP) dat waterinlaat onder vrij verval goed mogelijk was.

Tabel 4 Aantal uren dat waterpeil in Zwartsluis in februari en maart boven 10 à 40 cm +NAP ligt.

Jaar	uren in febr-mrt met peil:	
	> 10 cm +NAP	> 40 cm +NAP
1996	0	0
1997	161	14
1998	125	10
1999	272	31
2000	580	189
2001	54	0
2002	860	407
2003	67	2
2004	354	161
2005	56	6
2006	3	0
2007	248	28
2008	185	19
2009	6	0
2010	24	0
2011	50	0



Figuur 20 Aantal uren met hoge waterpeilen bij Zwartsluis in de periode februari-maart als functie van harde westenwind (maximale uurgemiddelde in etmaal > 8 m/s). In zwart regressielijn ( $R=0.83$ ,  $p < 0.001$ )

Belangrijkste oorzaak lijkt te zijn dat het aantal dagen met harde westenwind ná 2002 lager ligt dan in de periode vóór 2002 (zie par. 3.2). Gemiddeld is het aantal dagen met een westenwind van meer dan 8 m/s (maximale uurgemiddelde per etmaal) afgenomen van 3,7 dagen in 2003-2012 tot 2,2 dagen in 1996-2001. Het aantal uren met waterpeilen van meer dan 10 cm of 40 cm boven NAP bij Zwartsluis is sterk gerelateerd aan het aantal dagen met een westenwind van meer dan 8 m/s (resp.  $R=0.83$ ,  $p < 0.001$  en  $R=0.75$ ,  $p < 0.001$ ). In Figuur 20 is het verband weergegeven voor een waterpeil van > 10 cm. De aanleg van de balgstuw heeft voor zover na te gaan geen aanwijsbare negatieve invloed gehad op de relatie tussen waterpeil en westenwind. In dat geval hadden in Figuur 20 de waarnemingen na 2002 (rode punten) systematisch lager moeten liggen ten opzichte van de regressielijn dan de waarnemingen vóór 2002 (blauwe punten). Zoals te zien in de figuur is daarvan geen sprake.

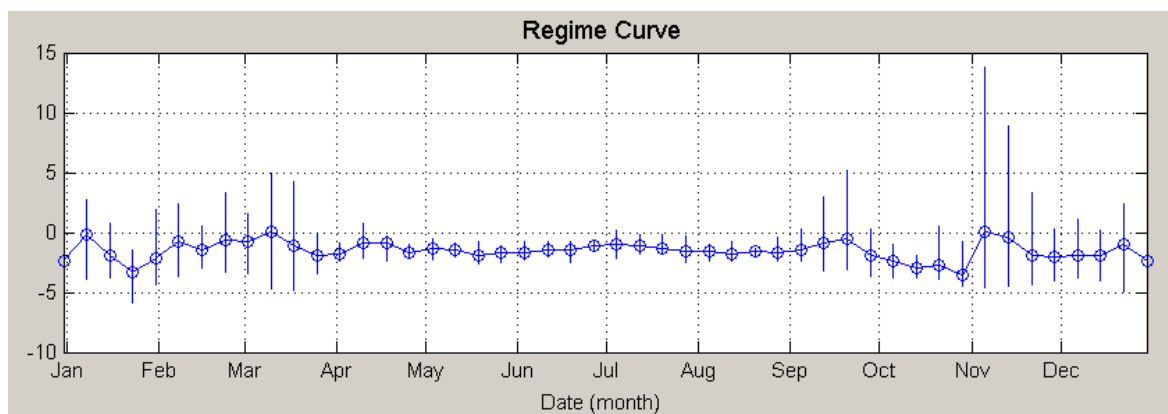
#### 5.4 Conclusies

- In het benedenstroomse gebied met hoog bekade uiterwaarden is de inundatie met rivierwater afhankelijk van actieve inlaat in het winterhalfjaar.
- In hoeverre inundatie mogelijk is hangt af van het grondgebruik. In veel van de bekade gebieden is sprake van gemengd grondgebruik (zowel landbouw als natuur) wat de mogelijkheden voor inundatie beperkt.
- Daarnaast is het vanwege te lage waterpeilen in het Zwarte Water niet altijd mogelijk om in de meest geschikte periode (februari-maart) water in te laten.
- Of het waterpeil voldoende hoog is om rivierwater in te kunnen laten is mede afhankelijk van de stuwing door harde westenwinden. In de periode na 2000 zijn er in februari-maart minder dagen geweest met harde westenwind, wat negatief heeft uitgewerkt op de inlaatmogelijkheid.

# 6 Effecten veranderingen peilregime IJsselmeer

## 6.1 Inleiding

Het huidige streefpeil in het IJsselmeer ligt op -0,4 m NAP in winter en -0,2 m NAP in de zomer. Vanuit het Deltaprogramma wordt voorgesteld over te gaan op een meer flexibel peilbeheer, waarbij de waterstanden in de zomer met 20 cm mogen fluctueren rond het huidige zomerpeil van -0,2 m NAP. (Deltabeslissing IJsselmeergebied, Anonymus 2014). Bij een toenemende vraag naar zoet water zou het fluctuatietraject kunnen toenemen tot 40 à 50 cm. Door de provincie Overijssel is gevraagd aan te geven wat de mogelijke gevolgen van dit flexibele peil zullen zijn voor de Kievitsbloemhooilanden in de uiterwaarden van het Zwarte Water.



Figuur 21 Regimecurve waterstanden bij Monding Vecht voor de periode 1995-2001. Aangegeven zijn de gemiddelde waterstanden (dm -mv) en de spreiding (5 en 95-percentiel).

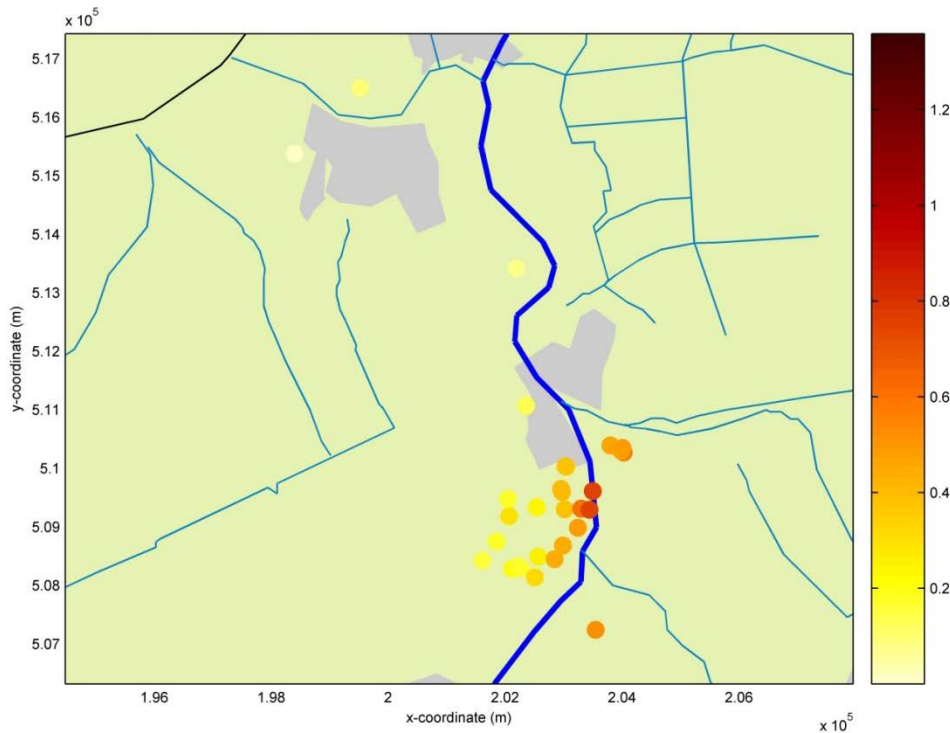
Nu liggen de waterstanden in het Zwarte Water in de zomer vrijwel permanent op 0,1 à 0,2 m -NAP, dus op of iets boven het streefpeil in het IJsselmeer (Figuur 21). Omdat er in de zomer bij lage afvoeren vrijwel geen verhang is tussen Zwarte Water en het IJsselmeer zullen veranderingen in de waterstanden in het IJsselmeer vrijwel 1:1 doorwerken op het waterpeil in het Zwarte Water. Dat betekent dat ook in het Zwarte Water rekening moet worden gehouden met peilen die in de zomer kunnen fluctueren met een bandbreedte van maximaal 50 cm. Er van uitgaande dat fluctuatietraject symmetrisch verdeeld is rond het huidige streefpeil van 0,2 m -NAP zou dat betekenen dat het peil in het Zwarte Water zou kunnen fluctueren tussen de 0,05 m + NAP en 0,45 m -NAP. Vraag is welke invloed dit heeft op de grondwaterstanden in de uiterwaarden van het Zwarte Water, en wat de mogelijke consequenties van veranderingen in het grond- en oppervlaktewaterregime zullen zijn voor de aanwezige Kievitsbloemhooilanden.

## 6.2 Invloed waterpeil Zwarte Water op grondwaterstand in uiterwaarden Zwarte Water

Om de vraag te beantwoorden in hoeverre peilveranderingen doorwerken op de grondwaterstand is een regionale analyse uitgevoerd van de mate waarin peilen in het Zwarte Water van invloed zijn op de grondwaterstijghoogten in de omgeving. Langjarig gemeten tijdreeksen uit Dino (<http://www.dinoloket.nl>) zijn met Menyanthes (<http://www.menyanthes.nl>) geanalyseerd, om de doorwerking van het Zwarte Water op de grondwaterstijghoogten te kwantificeren. Als verklarende reeksen zijn neerslag en verdamping van het KNMI gebruikt en daggemiddelden van waterstanden uit Waterbase. Het merendeel van de buizen ligt binnendijks, en staat dus ook onder de invloed van waterpeilen in de polders. Het peilverschil in de polders is echter beperkt: de meeste polders rond het Zwarte Water hebben een verschil van 20 cm tussen zomer en winterpeil, veel minder dan de



peilfluctuaties in het Zwarte Water. Daarom zijn de oppervlaktewaterpeilen in de polders niet meegenomen als aanvullende verklarende variabele.

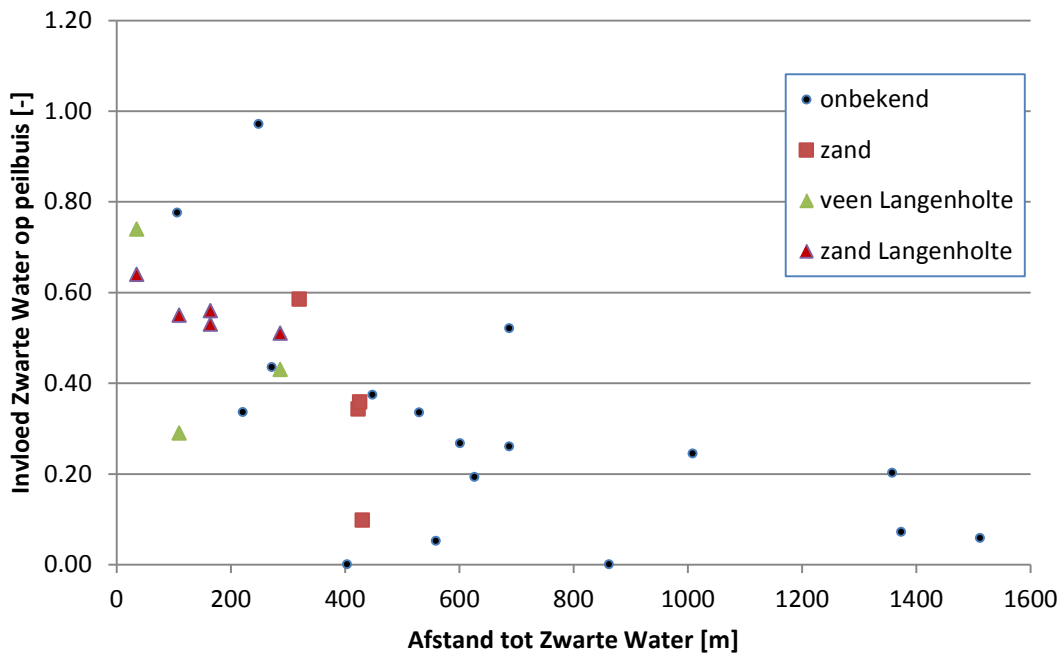


Figuur 22 Stationaire respons van stijghoogte op waterstand in het Zwarte Water voor Dino-metpunten.

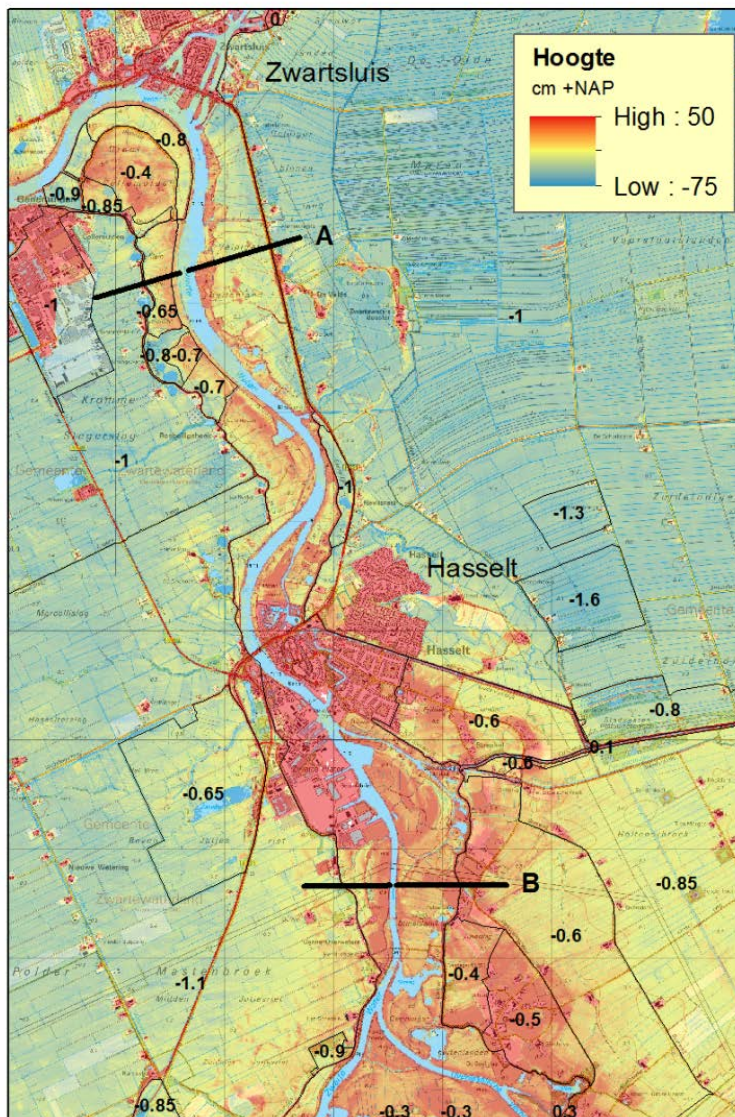
Figuur 22 geeft de stationaire invloed voor de Dino-punten waar een betrouwbaar tijdreeksmodel kon worden gemaakt door Menyanthes. De stationaire invloed is een dimensieloos getal dat de verhouding weergeeft tussen de verandering van de stijghoogte en de bijbehorende verandering van de waterstand in het Zwarte water. De stationaire respons varieert van nul tot ongeveer 0.7 en heeft een duidelijk ruimtelijk patroon. Dit betekent dat de verlaging in de zomer van de waterstand vlakbij het Zwarte Water voor maximaal driekwart doorwerkt in de stijghoogte die daarbij uiteindelijk zou ontstaan in een evenwichtssituatie.

In Figuur 23 is de berekende stationaire invloed op de grondwaterstijghoogten uitgezet tegen de afstand van het Zwarte Water. Duidelijk is dat het waterpeil tot op vele honderden meters van grote invloed is op de grondwaterstijghoogte. In hoeverre dit ook van invloed is op de freatische grondwaterstand is echter niet uit de gegevens af te leiden. In veel gevallen zal het gaan om een verlagingen in het zandpakket onder een veen- en kleilaag. Gezien de slechte doorlatendheid van veen- en kleigronden is te verwachten dat de waterstanden op dit soort plekken veel minder sterk doorwerken op de freatische grondwaterstanden in de deklaag. Helaas zijn er maar van een beperkt aantal buizen boorgegevens beschikbaar, en waar deze beschikbaar waren lag het filter in het zandpakket.

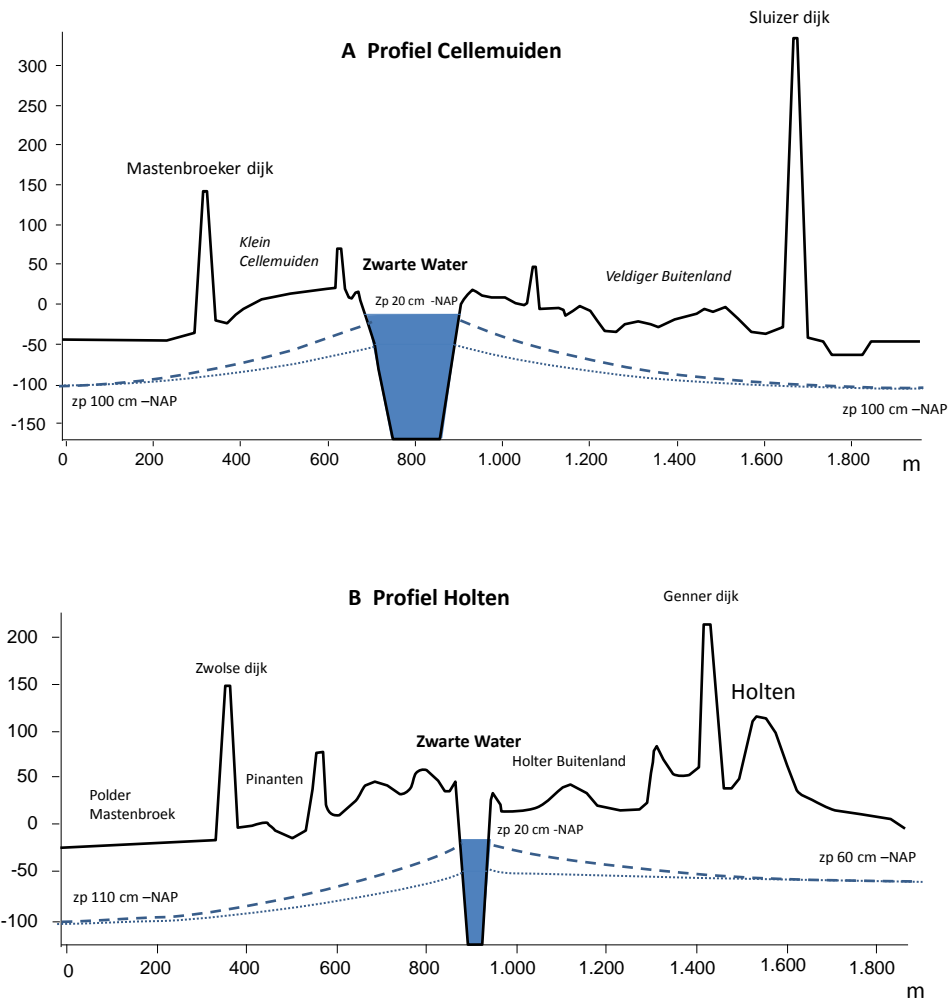
Ter aanvulling zijn in Figuur 23 ook de meetpunten uit een tijdelijke meetnet in de Langenholte meegenomen waarvan het ondiepe filter ligt in het bovenste veen/kleipakket en het diepe filter in de zandlaag onder het veen (zie bijlage 3 voor beschrijving meetpunten). De verwachting is dat in deze meetpunten de stijghoogte in de ondergrond veel sterker reageert op de rivierpeilen dan de freatische grondwaterstand in het veenpakket, en dat de berekende stationaire invloed van het rivierpeil op de stijghoogte veel kleiner is dan die voor de freatische grondwaterstand. Dat laatste blijkt echter alleen in het tweede meetpunt, op 110 m van de rivier, het geval. Dat lijkt een gevolg van het feit dat de invloed van de waterstanden in het Zwarte Water zich hier niet alleen via de zandlaag lateraal voortplant maar ook door het optreden van inundaties. Het tijdreeksmodel geeft een indicatie van de totale invloed, die veel groter is dan de invloed van de rivierstanden op de freatische grondwaterstanden in de zomer, wanneer geen inundaties optreden (zie bijlage 3).



Figuur 23 Invloed waterstanden in het Zwarte Water op grondwaterstijghoogte in peilbuizen in de omgeving van het Zwarte Water. Voor buizen met boorbeschrijvingen is aangegeven is of het filter zich bevindt in de deklaag (veen, klei, klei-op-veen) dan wel in de zandondergrond.



Figuur 24 Hoogteligging uiterwaarden Zwarte Water ten opzichte van omliggende polders, en ligging dwarsprofielen uit Figuur 25.



Figuur 25 Dwarsprofielen door uiterwaarden Zwarte Water bij Cellemuiden en Holten, met aanduidingen zomerpeilen en indicatieve verloop laagste stijghoogte/grondwaterstand (GLG) voor huidige zomerpeil (ca 2 dm – mv) en bij een verlaagd zomerpeil (ca 5 dm – mv). Voor ligging profielen zie Figuur 24 Hoogteligging uiterwaarden Zwarte Water ten opzichte van omliggende polders, en ligging dwarsprofielen uit Figuur 25.

In hoeverre de veranderingen in het rivierpeil zullen doorwerken op de grondwaterstand hangt sterk van de afstand vanaf het Zwarte Water en de periode van het jaar. De grootste invloed is te verwachten in de zomerperiode, omdat dan zowel de grondwaterstand als de stijghoogte sterk worden bepaald door de oppervlaktewaterwaterpeilen. Doordat de waterpeilen in de omringende polders veel lager liggen dan het rivierpeil (Figuur 24 Hoogteligging uiterwaarden Zwarte Water ten opzichte van omliggende polders, en ligging dwarsprofielen uit Figuur 25.

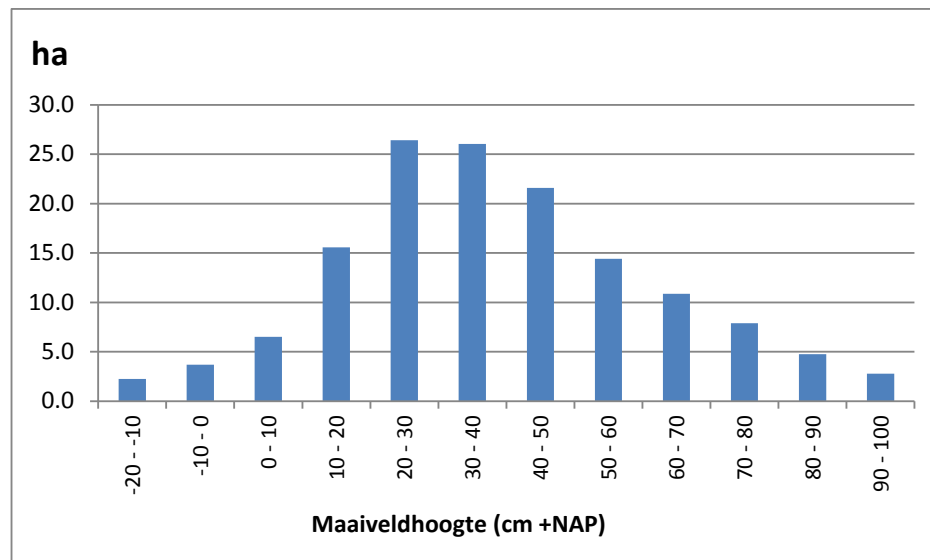
) is er met name in de midden- en benedenloop van het Zwarte Water een sterke gradiënt in stijghoogte. In Figuur 25 is voor een tweetal transecten door de uiterwaarden van het Zwarte Water het maaiveldverloop en het verhang in grondwaterstand aangegeven. Het gaat om een geschat grondwaterverloop, omdat er onvoldoende grondwaterstandmetingen zijn om het grondwaterverloop precies te bepalen. Een uitzondering vormt het westelijke deel van transect B, waar relatief veel peilbuizen staan (Figuur 22). Uit de meetgegevens van deze buizen kan worden afgeleid dat de GLG op ruim een kilometer afstand in polder Mastenbroek dicht bij het zomerpeil ligt (1.05 m –NAP), en in de uiterwaarden bij waarden rond de halve meter onder NAP. De GLG in het ondiepe filter is vaak iets hoger dan die in het diepe filter, maar het verschil is beperkt (maximaal 12 cm). In Figuur 25 is ook indicatief het verloop voor de laagste grondwaterstanden in het zomerseizoen aangegeven voor een situatie waarbij het zomerpeil in het Zwarte Water gedurende langere tijd wordt verlaagd tot een halve meter onder NAP.

De invloed van het rivierpeil op de hoogste grondwaterstanden in de uiterwaarden is sterk afhankelijk van het bodemtype. In de slecht doorlatende klei-op-veengronden worden de hoogste grondwaterstanden naar verwachting vooral bepaald door neerslag en drainage. Op zandige plekken dicht bij de rivier zullen de hoogste grondwaterstanden ook sterk afhankelijk zijn van het rivierpeil.

### 6.3 Mogelijke effecten op kievitsbloemhooilanden

Omdat de hoogteverschillen in de uiterwaarden beperkt zijn (Figuur 26) kunnen relatief kleine veranderingen in peil al leiden tot het ongeschikt raken van de standplaatsen, ofwel doordat de laagste delen te nat worden, ofwel doordat op de hoogste delen geen overstroming meer plaatsvindt. In de Deltabeslissing IJsselmeergebied wordt voor de korte termijn uitgegaan van een beperkt fluctuatietraject van 20 cm. Dat zal naar verwachting slechts een gering effect hebben op het grondwaterregime en de vegetatie in de kievitsbloemhooilanden, omdat het nauwelijks afwijkt van de huidige peilfluctuatie. Bij een flexibel zomerpeil met een fluctuatietraject van 50 cm zijn wel significante effecten te verwachten. Hoe groot die effecten zijn is echter sterk afhankelijk van de frequentie en duur van perioden met hogere of lagere peilen.

Bij langdurig verhoogde oppervlaktewaterpeilen in het Zwarte Water in de zomer, met standen tot aan of iets boven 0 m NAP, is er een risico dat permanent natte standplaatsen ontstaan doordat de grondwaterstanden in de zomer onvoldoende wegzakken. Zoals aangegeven in hoofdstuk 2 zijn kievitsbloemen niet goed bestand tegen permanent natte standplaatsen. In het merendeel van de kievitsbloemhooilanden is de maaiveldhoogte meer dan 20 cm +NAP. Op deze standplaatsen zijn geen ernstige vernattingsproblemen te verwachten. Op de lagere gelegen standplaatsen zijn wel problemen te verwachten ten gevolge van een te sterke vernatting bij verhoogde zomerpeilen in het Zwarte Water rond NAP. De grootste effecten zijn te verwachten in lagere delen dicht bij rivier zonder of met met een dun veendek, waar de invloed van het rivierpeil op de grondwaterstand relatief groot is.



Figuur 26 Maaiveldhoogteverdeling binnen habitattypen kievitsbloemhooilanden.

Bij langdurig verlaagde rivierpeilen in de zomer, met standen tot 50 cm -NAP, is er een risico dat de daarmee gepaarde gaande verlaging van de grondwaterstand zal leiden tot veenafbraak en daling van het maaiveld. Uitgaande van een stijghoogteverlaging van maximaal 3 dm moet rekening worden gehouden met een daling van de laagste grondwaterstand in de zomer tot enkele decimeters, afhankelijk van de afstand tot de rivier. Door daling van de laagste grondwaterstand kan zuurstof toetreden in nu permanent natte veenlagen en neemt de afbraak van veen sterk toe. Volgens Hendriks (Hendriks 1992, op basis van Hämäläinen 1991) is de snelheid van veenafbraak onder anaerobe omstandigheden een factor 100 tot 1000 maal lager dan die onder aerobe omstandigheden. De afbraak verloopt het snelst onder zwak zure tot basische omstandigheden (pH > 6). Ook de aard van het organische materiaal is van invloed op de afbraak: naarmate het organisch materiaal minder slecht afbreekbare verbindingen als lignine bevat, en rijker is aan stikstof, neemt de afbraaksnelheid toe. Omdat in de uiterwaarden van het

Zwarte Water de pH hoog is en het veen merendeels een eutroof karakter heeft is te verwachten dat een daling van de laagste zomergrondwaterstand zich op termijn 1:1 zal vertalen in een daling van het maaiveld op plekken waar de bodem bestaat uit veen.

Over het algemeen ligt dicht bij de rivier, waar de grootste bodemdalingen worden verwacht, het maaiveld relatief hoog. Dat is ten dele een gevolg van natuurlijke afzettingsprocessen in het verleden, waardoor dicht bij de rivier oeverwallen zijn ontstaan. In de uiterwaarden langs het Zwarte Water is het hoogteverschil tussen oeverwallen en kommen verder versterkt als gevolg van veenklink- en afbraak onder invloed van lage polderpeilen in de omgeving. Dat is goed te zien in transect B in Figuur 25. Hier ligt het laagste deel van de uiterwaard direct langs de Zwolse Dijk, grenzend aan de diep ontwaterde polder Mastenbroek (zomerpeil 110 cm -NAP). Te verwachten is dat bij zomerpeilverlaging in het Zwarte Water veenklink en -afbraak dicht bij de rivier zullen leiden tot een afvlakking van het reliëf, doordat –waar de ondergrond uit veen bestaat- de hogere delen dicht bij de rivier sterker zullen dalen dan de nu al laaggelegen kommen.

In hoeverre daling van het maaiveld nadelig is voor de kievitsbloemhooilanden hangt sterk af van de maaiveldhoogte en de grondwaterstand in de uitgangssituatie. Op hooggelegen plekken die weinig of niet overstromen, en daarmee minder of niet geschikt zijn voor kievitsbloemhooiland-vegetaties, zou een daling van het maaiveld kunnen leiden tot een uitbreiding van geschikte standplaatsen. Op laaggelegen plekken die nu alleen geschikt zijn voor de natste vormen van het kievitsbloemhooiland (subassociatie *calthetosum*) zou de bodemdaling echter kunnen leiden tot te lange inundatieduren en daarmee het verdwijnen van geschikte standplaatsen.

#### 6.4 Conclusies

- Bij een beperkte toename van de peilfluctuatie in de zomer tot maximaal 2 dm, zoals voorgesteld in de Deltabeslissing IJsselmeergebied, zijn de verschillen en opzichte van de huidige situatie zo gering dat nauwelijks of geen nadelige effecten te verwachten zijn.
- Bij een toename van de peilfluctuatie in de zomer tot 4 à 5 dm, zoals in de Deltabeslissing IJsselmeergebied genoemd als optie voor de langere termijn, zijn er wel effecten te verwachten die kunnen leiden tot het verdwijnen van voor kievitsbloemhooilanden geschikte standplaatsen.
- De omvang van de effecten is sterk afhankelijk van de duur en timing van perioden met lagere of hogere waterstanden, de afstand tot de rivier, de dikte van de veenlaag en van de maaiveldhoogte. Omdat het toekomstige waterregime en de dikte van de veenlaag niet bekend zijn, is het niet mogelijk de effecten verder te kwantificeren.

## 7 Discussie

### *Belang inundatie voor instandhouding kievitsbloemhooilanden*

Omdat inundatie indirect van invloed is op de plantengroei, en de uitwerking afhankelijk is van tal van andere factoren en de tijdschaal waarop wordt gekeken, is er geen eenduidig 'hard' verband te verwachten tussen inundatieduur en de vegetatiesamenstelling. Dat blijkt ook uit de relatie tussen inundatieduur en het voorkomen van kievitsbloemhooilanden, zoals in deze studie bepaald voor de uiterwaarden van het Zwarte Water. Daarbij blijkt wel dat er een duidelijk optimum is bij een inundatieduur van 6-10 dagen (periode 2003-2012) dan wel 11-20 dagen (periode 1995-2001), maar ook dat de spreiding groot is. Qua absolute oppervlakte komen kievitsbloemhooilanden zelfs het meest voor op plekken die zelden of nooit inunderen met rivierwater. Dat heeft ongetwijfeld te maken met het feit dat kievitsbloemen zich na vestiging nog zeer lang kunnen handhaven zolang de bodem nog niet is verzuurd en niet te ver is verschraald. De uitkomsten zijn redelijk in lijn met de uitkomsten van de studie door Aggenbach et al. (2002), waaruit blijkt dat kievitsbloemhooilanden vooral voorkomen op standplaatsen die minder dan 20 à 30 dagen per jaar inunderen, en met de 11-20 dagen die door RHDHV (2013) worden genoemd als optimaal voor kievitsbloemhooilanden langs de IJssel.

Of de inundatieduur de meest geschikte maat is om het overstromingsregime te karakteriseren valt op basis van dit onderzoek niet aan te geven. Mogelijk is de frequentie waarmee overstromingen plaatsvinden even belangrijk of belangrijker. Omdat de relatie tussen overstroming en vegetatiesamenstelling indirect is, en afhankelijk van zo veel andere factoren, is het echter de vraag of een andere maat zou leiden tot een veel duidelijker relatie. Daarom is in deze studie volstaan met de inundatieduur, er rekening mee houdend dat het gaat om een variabele die slechts indicatief is voor het optreden van overstromingen, en niet een 'harde' maat die gebruikt kan worden om het voorkomen van kievitsbloemen met grote mate van zekerheid te voorspellen.

### *Bepaling inundatieregime*

Omdat de inundatie met rivierwater sterk afhankelijk is van het wel of niet aanwezig zijn van drempels, is op basis van AHN2 en topografische kaart de ligging en de drempelhoogte van de in de uiterwaarden aanwezige kades en natuurlijke verhogingen in beeld gebracht. Een veldcheck met behulp van een RTK-GPS systeem geeft aan dat de metingen uit AHN2 slechts een geringe afwijking vertonen en dat de hoogtemetingen voldoende nauwkeurig zijn om de hoogte van de kades te bepalen. Een uitzondering vormen plekken waar kades of oeverwallen dicht begroeid zijn met een ruige vegetatie met veel dood plantenmateriaal. Hier leidt gebruik van AHN tot te hoge drempelwaarden. Omdat de hogere kaden en oeverwallen meestal worden begraasd of gemaaid is daar de invloed van deze foutenbron beperkt. Bij een aantal wat lagere kades kan dit probleem wel een rol spelen. Dat geldt bijvoorbeeld voor het westelijk deel van de Langenholte, waar ter plekke van de instroomopening een dichte moerasvegetatie aanwezig is die het moeilijk maakt om de drempelwaarde goed te bepalen. Als gevolg daarvan kan de inundatieduur in dit gebied te laag zijn ingeschat.

Een andere mogelijke foutenbron is mogelijk dat ter wille van de onderlinge vergelijkbaarheid voor alle perioden is uitgegaan van waterstandsgegevens op dagbasis. Dat betekent dat inundaties op basis van kortstondige hoogwaterpieken gemist kunnen zijn. Voor de verschillen in inundatieduur binnen het gebied en tussen beide onderzochte perioden maakt dit echter weinig uit. Verder moet bedacht worden dat in de bekade gebieden soms ook kunstmatige bevoeiing met rivierwater plaats vindt (zie par.5.2). Daar is in de inundatieberekeningen geen rekening mee gehouden. Ook is geen rekening gehouden met inundatie met regenwater en de stagnatie van water door gebrekkige of ontbrekende afwatering.

### *Veranderingen in inundatieregime*

De grootste veranderingen in het inundatieregime van de uiterwaarden in het Zwarte Water hebben zich voorgedaan met de afsluiting van de Zuiderzee in 1932. Vóór die tijd werden standen van meer dan 1 m +NAP vrijwel jaarlijks bereikt in het Zwarte Water, daarna nog maar zelden. Het is niet duidelijk in hoeverre met de afsluiting van de Zuiderzee ook een einde is gekomen aan de afzetting van klei. Volgens de beheerders wordt tegenwoordig bij overstroming nog maar nauwelijks sediment afgezet. Dat zou er op wijzen dat de aanwezige kleidekken een fossiel karakter hebben, en merendeels nog stammen uit de tijd van vóór de afsluiting van de Zuiderzee.

Volgens de natuurbeheerders is als gevolg van de aanleg van de balgstuw in 2002 bij Ramspol de inundatie van de kievitsbloemhooilanden verder afgenomen (Heinen en Bremer, 2007). Een vergelijking laat zien dat de gemiddelde inundatieduur in de periode na de aanleg van de balgstuw inderdaad aanzienlijk korter is dan in de voorgaande periode. Dat verschil kan echter voor een belangrijk deel worden verklaard worden door verschillen in weersomstandigheden. In de periode ná 2002 zijn er veel minder dagen geweest met harde westenwind. Juist deze zijn erg bepalend voor het optreden van hoogwaters als gevolg van stuwning van het IJsselmeerwater. De gemiddelde inundatieduur in de periode 1995-2001 wordt bovendien sterk beïnvloed door de standen in het historisch gezien extreme jaar 1998, toen de waterstand in het Zwarte Water gedurende een periode van enkele weken rond de 1 m +NAP lag.

Vanwege de verschillen in meteorologische condities en het beperkte aantal sluitingen (in onderzochte periode slechts drie langere sluitingen met mogelijke significante invloed op peilen in het Zwarte Water) is het niet mogelijk om de invloed van de balgstuw op het inundatieregime in het Zwarte Water af te leiden uit verschillen in peilregime vóór en na de ingebruikname van de balgstuw. Een mogelijk alternatief is om een deterministisch oppervlaktewatermodel te gebruiken waarin de effecten van windwerking, IJsselmeerpeil en Vechtafvoer, en de interacties tussen deze factoren, worden meegenomen. Een model dat daarvoor mogelijk geschikt is, is het SOBEK model HR2006 dat is ontwikkeld om de peilen van de Vecht te kunnen modelleren, rekening houdend met de effecten van windstuwning op het IJsselmeer en de faalkans van de balgstuw bij Ramspol (Van Vuuren et al., 2009). Op basis van de uitkomsten van dit model heeft de balgstuw een duidelijke invloed op de extreme peilen in het Zwarte Water. Berekend wordt een verhoging van meer dan een halve meter bij het volledig falen van de balgstuw in extreme omstandigheden met een herhalingsstijd van eens in de 1250 jaar. Wat de invloed is bij minder extreme omstandigheden, met bijvoorbeeld een herhalingsstijd van 1 tot 10 jaar, wordt in het rapport niet aangegeven, maar het zal ongetwijfeld veel minder zijn. Naar verwachting is het effect op de inundatieduur beperkt omdat balgstuw slechts incidenteel en kortdurend wordt gebruikt. Wel zal de afsluiting van de balgstuw van invloed zijn op de hoogte waarmee het water in het Zwarte Water wordt opgestuwd bij kortdurende situaties met westerstorm. Dat kan leiden tot een afname van de inundatiefrequentie in hooggelegen en slechts incidenteel overstroomde standplaatsen.

#### *Perspectieven kievitsbloemhooilanden in relatie tot inundatieregime, waterbeheer en grondgebruik.*

De belangrijkste vraag in deze studie was in hoeverre het huidige inundatieregime geschikt is voor de realisatie van de doelstellingen ten aanzien van het behoud van de kievitsbloemhooilanden in de uiterwaarden van het Zwarte Water. Het antwoord op deze vraag is sterk afhankelijk van de ligging van de uiterwaarden.

In het gebied tussen de Monding van de Vecht en Hasselt zijn de omstandigheden qua inundatieregime het gunstigst. Hier worden de meeste standplaatsen regelmatig of incidenteel met rivierwater, en is er veel variatie in inundatieduren. Bij verandering van het grondgebruik liggen hier mogelijkheden voor de verdere uitbreiding van het areaal aan kievitsbloemhooilanden. In het merendeel van het gebied valt de inundatieduur potentieel binnen het bereik dat algemeen wordt beschouwd als zijnde optimaal voor kievitsbloemgraslanden.

Benedenstrooms, in de omgeving van Zwartsluis, zijn de perspectieven voor behoud en ontwikkeling van kievitsbloemhooilanden minder gunstig. Als gevolg van ontwatering en lage peilen in de aangrenzende polders is de veenbodem zo sterk ingeklonken dat de gebieden zonder bemaling langdurig onder water zouden staan. Kunstmatige bevoeiing met ingelaten rivierwater vormt in de hier ontstane buitenpolders het belangrijkste alternatief voor natuurlijke overstroming met rivierwater. Het is echter niet duidelijk of deze maatregel ook op langere termijn geschikt is om aanwezige kievitsbloemhooilanden in stand te houden. Bovendien is kunstmatige inundatie lang niet overal toepasbaar omdat in de meeste gebieden rekening dient te worden gehouden met agrarisch medegebruik, ook in uiterwaarden die grotendeels in eigendom en beheer zijn bij Staatsbosbeheer. In veel gebieden is daarom inundatie met rivierwater niet mogelijk. In een paar gebieden zijn er met de andere grondgebruikers afspraken gemaakt over de inundatie met rivierwater, waarbij inundatie is toegestaan in een korte periode in het vroege voorjaar. Het waterpeil is dan echter lang niet altijd hoog genoeg om water in te laten. Dit is probleem dat technisch zou kunnen worden opgelost door een gemaaltje te installeren dat gebruikt kan worden om water op te pompen.

In de bekaide gebieden in de omgeving van Zwartsluis is de bodem zo ver gedaald dat herstel van een natuurlijk inundatieregime niet mogelijk is. Het stopzetten van bemaling en het weghalen van de kades

leidt hier tot een zodanige vernatting dat zich alleen moerasvegetaties kunnen ontwikkelen en bestaande kievitsbloemgraslanden zullen verdwijnen. Ten noordwesten van Hasselt liggen een aantal bekende gebieden waar de maaiveldvaling minder ver is voortgeschreden en herstel van het natuurlijke inundatieregime door de stopzetting van de bemaling en het verwijderen van kaden nog wel een optie is. Het gaat om het Gat van Reef, de Stikkelbrecht en Klein Cellemuiden (gebieden 4, 5 en 6 in Figuur 18). Hier zijn de hogere delen na verwijdering van de kaden qua inundatieduur geschikt voor de ontwikkeling dan wel instandhouding van kievitsbloemhooilanden. Consequentie is echter wel dat de laagste delen langs de winterdijk vrijwel permanent onder water zullen komen te staan en veranderen in moerasgebieden. Bovendien liggen in de genoemde gebieden ook landbouwpercelen (Figuur 19), die zonder ontwatering te nat zullen worden voor landbouwkundig gebruik. Bij instandhouding van het landbouwkundig gebruik en van de daarbij behorende ontwatering zal de maaiveldverlaging verder doorzetten, en zal op termijn herstel van een natuurlijk inundatieregime niet langer mogelijk zal zijn.

#### *Lange termijn perspectieven kievitsbloemhooilanden in relatie tot klimaatverandering en veranderingen in waterbeheer*

De uiterwaarden langs het Zwarte Water vormen één van de laatste bolwerken van de Kievitsbloem in West-Europa, en het behoud van de hier aanwezige populatie is daarom van groot belang voor de duurzame instandhouding van de soort. De populatie is echter kwetsbaar omdat de variatie in hoogteligging in de uiterwaarden van het Zwarte Water beperkt is, en relatief kleine veranderingen in oppervlaktewaterregime kunnen leiden tot een relatief grote afname in geschikt areaal.

Klimaatverandering kan op termijn leiden tot een verandering van oppervlaktewaterregime in negatieve zin. Dat kan zowel direct als indirect. Direct wanneer als gevolg van veranderingen in drukverdeling en windrichting het aantal uren met harde westenwind afneemt. In de periode 2003-2012 is het aantal uren met harde westenwind veel lager geweest dan in voorgaande jaren, en mede als gevolg daarvan is de inundatieduur in de uiterwaarden van het Zwarte Water afgenomen. Aangenomen is dat dit berust op een toevallige variatie in weersomstandigheden. Mocht het echter niet gaan op een tijdelijke variatie, maar een trendmatige verandering als gevolg van klimaatverandering, dan zou dit nadelige consequenties kunnen hebben voor de instandhouding van de kievitsbloemhooilanden.

Klimaatverandering kan ook indirect een bedreiging vormen voor de kievitsbloemhooilanden langs het Zwarte Water, en wel door de aanpassingen in peilbeheer in het IJsselmeer die bedoeld zijn om watertekorten in de zomer te voorkomen. Een beperkte toename van de fluctuatie van het zomerpeil in het IJsselmeer tot 20 cm, zoals die voor de korte termijn wordt voorgesteld in het Deltabesluit IJsselmeer, heeft naar verwachting weinig effect op het grond- en waterregime in de uiterwaarden van het Zwarte Water. Een fluctuatie van 20 cm is niet veel groter dan de variatie die nu al optreedt in het zomerpeil. Dat wordt anders wanneer op termijn wordt overgegaan op een peilfluctuatie van 40 à 50 cm, een optie die wordt genoemd in het Deltabesluit IJsselmeer in het geval van verder toenemende watertekorten. In dat geval kunnen vernatting en bodemdaling leiden tot een vermindering van voor kievitsbloemhooilanden geschikte standplaatsen. De risico's zijn het grootst in een situatie waarin er gedurende het zomerhalfjaar zowel langdurige perioden optreden waarbij de peilen sterk worden verhoogd (zodat als gevolg van te sterke vernatting sterfte optreedt of de groei wordt onderdrukt), als perioden waarin peilen langdurig worden verlaagd (zodat veenafbraak en bodemdaling optreden). In het Deltabesluit worden geen details gegeven hoe het voorgestelde flexibele peilbeheer in de zomer zou moeten worden vorm gegeven. Het is daarom niet mogelijk aan te geven wat de effecten zullen zijn. Voordat wordt overgegaan op een grotere peilfluctuatie zou eerst moeten worden gekeken wat de effecten zijn op de kievitsbloemhooilanden in het stroomgebied van het Zwarte Water. Zou daarna alsnog besloten worden tot een grotere peilfluctuatie in het zomerhalfjaar, dan zou in verband met het grote belang van het Zwarte Water voor de instandhouding van de Kievitsbloem goed moeten worden gekeken naar mitigerende maatregelen. Gedacht kan worden aan maatregelen waarbij de afvoer van het Zwarte Water naar het IJsselmeer in perioden met lage IJsselmeerstanden kan worden verminderd door kunstmatige en variabele stuwings bij Zwartsluis of bij Ramspol, om te voorkomen dat verlaagde peilen in het IJsselmeer doorwerken op de rivierpeilen in het Zwarte Water.



### *Beschikbaarheid gegevens*

Een goede analyse van de effecten van peilbeheer op het grondwaterregime in de uiterwaarden wordt bemoeilijkt doordat er maar weinig gegevens zijn over bodemopbouw en grondwaterstanden in de uiterwaarden van het Zwarte Water. Het verdient daarom aanbeveling om het aantal metingen uit te breiden. Gedacht kan worden aan een aantal representatieve transecten waarin bodemopbouw wordt bepaald en een aantal peilbuizen worden geplaatst die frequent worden gemeten, zodat grondwaterstanden in verband kunnen worden gebracht met bodemopbouw en rivierpeilen. Idealiter worden de transecten gelegd op plekken waar populaties kievitsbloemen in de tijd worden gevolgd, zodat veranderingen in populatieopbouw en fenologie kunnen worden gerelateerd aan inundatie- en grondwaterregime. Op die manier kunnen gegevens worden verzameld die bijdragen aan een beter inzicht in de causale relaties tussen waterregime en populatiedynamiek.

### *Belang sedimentatie en nutriëntenaanvoer voor instandhoudingsdoelen op langere termijn*

In deze studie heeft de nadruk gelegen op de hydrologische aspecten van inundatie en is maar weinig aandacht besteed aan de relatie met sedimentatie en nutriëntaanvoer. Er zijn weinig aanwijzingen dat deze factoren momenteel beperkend zouden zijn voor de verspreiding van de kievitsbloemhooilanden langs het Zwarte Water. Op langere termijn zouden verminderde aanvoer van sediment en aan sediment gebonden nutriënten wel degelijk van invloed kunnen zijn op de vitaliteit van de kievitsbloemen langs het Zwarte Water, met name op plekken die al langere tijd niet meer overstromen. Het zou daarom goed zijn meer onderzoek te doen naar bodemopbouw, sedimentatie en nutriëntenbeschikbaarheid in de uiterwaarden. Daarbij zou ook aandacht dienen te worden besteed aan de rol van kalium. Door Van den Broek et al. (2010) wordt verondersteld dat vanwege de hoge behoefte van bolgewassen aan kalium de beschikbaarheid van dit element een belangrijke beperkende factor vormt voor kievitsbloemen. Vanwege de sterke binding van kalium aan klei ('kaliumfixatie') zou daarom inundatie met kaliumrijk, maar niet te voedselrijk oppervlaktewater noodzakelijk zijn voor de instandhouding van kievitsbloempopulaties. Er zijn echter onvoldoende metingen om deze hypothese te kunnen bevestigen of verwerpen. Door Loeb et al. (2009) is wel onderzoek gedaan naar invloed van bodemopbouw en inundatie op de vegetatie op een paar plekken langs Vecht en Zwarte Water, maar de uitkomsten zijn niet voldoende eenduidig, en het aantal meetpunten te gering, om op basis daarvan conclusies te kunnen trekken over de rol van kaliumbeschikbaarheid. Wat tegen de hypothese van Van den Broek et al. pleit is dat in regelmatig overstromde hooilanden op kleiige veenbodems langs de Drentse Aa (Kappersbult) en de Reest (Havixhorst) de N:K verhouding in de plantengroei ondanks de overstroming met beekwater wijst op kaliumbeperking (Runhaar en Jansen, 2004). Vraag is of de omstandigheden langs het Zwarte Water zo anders zijn dat overstroming met Vechtwater daar leidt tot een grotere kaliumbeschikbaarheid.

## 8 Conclusies en aanbevelingen

- De grootse verandering in het inundatieregime van de uiterwaarden langs het Zwarte Water heeft zich voorgedaan in 1932, met de afsluiting van de Zuiderzee. Dat heeft geleid tot een sterke afname van hoge waterstanden en naar verwachting ook van klei-afzetting. Daarmee zijn de hydrologische condities en bodenvormende processen ingrijpend veranderd. In de periode daarna is het peilregime van het Zwarte Water redelijk constant gebleven.
- In de periode na de aanleg van de balgstuw is de inundatieduur duidelijk lager dan in de periode daarvoor. Dit kan echter voor een belangrijk deel worden verklaard uit een afname in het aantal uren met harde westenwind. Vanwege de dominante invloed van de meteorologische condities en het beperkte aantal sluitingen is het niet mogelijk om op basis van een vergelijking van peilgegevens vóór en na aanleg conclusies te trekken over de invloed van de balgstuw op het oppervlaktewaterregime in het Zwarte Water. Om die invloed te kwantificeren is een modelmatige aanpak nodig, waarin niet alleen wordt gekeken naar de stuwende werking van de westenwind, maar ook rekening wordt gehouden met de interactie met de afvoer van de Vecht en de stuwing van rivierwater als gevolg van sluiting van de balgstuw.
- Om een beter beeld te krijgen van het actuele inundatieregime is behalve van waterstandsgegevens ook gebruik gemaakt van hoogtegegevens afkomstig uit het Actuele Hoogtebestand Nederland (AHN). Met name de aanwezigheid van drempels in de vorm van oeverwallen en kaden vormt een belangrijke bepalende factor voor de frequentie en duur waarmee inundaties optreden. Voor de bepaling van de drempelhoogte per uiterwaard is gebruik gemaakt van de meest recente versie van het AHN (AHN2), met een gridcelgrootte van 0,5 x 0,5 m. Op basis van een veldcheck blijkt dat de nauwkeurigheid van dit bestand ruimschoots voldoende is om de drempelhoogte te bepalen waarboven inundatie met rivierwater optreedt. Voorwaarde is wel dat er sprake is van een korte niet verruigde vegetatie. Op de meeste oeverwallen en kades is dat het geval. In een aantal situaties is het moeilijk om de drempelhoogte goed vast te stellen omdat er sprake is van ruige vegetaties met veel strooisel, waar AHN een te hoge 'maaiveld'-hoogte aangeeft. Deergelijke ruige vegetatie komen vrijwel alleen voor in natte, relatief laaggelegen delen van de uiterwaarden, waar de invloed van een verkeerde hoogteschatting op het berekende inundatieregime beperkt is.
- Er van uitgaande dat de afname in westenwinden in de afgelopen decade berust op een niet trendmatige variatie in weersomstandigheden, kan worden geconcludeerd dat er in de uiterwaarden ten zuiden van Hasselt nog voldoende standplaatsen voorkomen waarin regelmatige overstroming met rivierwater plaatsvindt. Als gevolg van het aanwezige reliëf en het ontbreken van hoge kades is er het gebied veel variatie in inundatieduren aanwezig. Dat is niet alleen gunstig voor de diversiteit in het gebied, maar maakt de uiterwaarden ook minder kwetsbaar voor al dan niet tijdelijke veranderingen in het wind- en waterregime. Wanneer de veranderingen niet te groot zijn zullen ze hooguit leiden tot een verschuiving in de zonerings- en niet tot het volledig wegvallen van qua hydrologie geschikte standplaatsen.
- Er van uitgaande dat regelmatige overstroming met rivierwater een voorwaarde is voor de duurzame instandhouding van kievitsbloemhooilanden zijn de omstandigheden in de uiterwaardgebieden ten noorden van Hasselt minder gunstig. Als gevolg van ontwatering en lage waterpeilen in aangrenzende poldergebieden heeft hier een sterke bodemdaling plaatsgevonden, wat weer heeft geleid tot de noodzaak van verdere bemaling en de aanleg van hoge kades om overstroming met rivierwater tegen te gaan. Het gaat om een irreversibele verandering. Weghalen of verlaging van de kades en de stopzetting van bemaling zou hier leiden tot zeer natte omstandigheden die niet geschikt zijn voor de instandhouding van kievitsbloemhooilanden. Periodieke inundatie met ingelaten rivierwater vormt een mogelijk alternatief voor natuurlijke overstromingen. Het is niet duidelijk of deze maatregel ook op langere termijn voldoende is voor een duurzame instandhouding van kievitsbloemhooilanden.

Ook is niet duidelijk wat het optimale inundatieregime is qua duur en periode. Dit laatste zou op basis van monitoring van praktijkexperimenten bepaald kunnen worden.

- In een beperkt aantal gebieden wordt door Staatsbosbeheer al water ingelaten om de graslanden in het vroege voorjaar te inunderen. De inlaat van water wordt echter bemoeilijkt door de aanwezigheid van landbouwenclaves. Daardoor is het niet altijd mogelijk het waterbeheer af te stemmen op de vereisten van de natuur, en is inundatie met ingelaten rivierwater niet altijd mogelijk. Het verdient aanbeveling middels aankoop of kavelruil te komen tot een meer uniform grondgebruik binnen de bekaide delen.
- Om ook op langere termijn kievitsbloemhooilanden te behouden is het van belang verdere bodemdaling als gevolg van bemaling tegen te gaan. Dit is vooral van belang in een aantal uiterwaardgebieden ten noordwesten van Hasselt, waar de bodemdaling minder ver is voortgeschreden en het stopzetten van de bemaling en verwijdering of verlaging van de kades nog een reële optie vormt. Deze optie zou verder onderzocht dienen te worden op effectiviteit en kosten.
- Naast ontwatering en bodemdaling vormt klimaatverandering een mogelijke bedreiging voor het voortbestaan van de kievitsbloemhooilanden langs het Zwarte Water. Direct, wanneer als gevolg van gewijzigde circulatiepatronen het aantal uren met harde westenwind afneemt. En indirect, als gevolg van maatregelen die worden genomen om watertekorten als gevolg van klimaatverandering te voorkomen. De hoogteverschillen in de uiterwaarden van het Zwarte Water zijn beperkt, en relatief kleine veranderingen in peilen kunnen al leiden tot relatief grote veranderingen in het areaal aan qua waterhuishouding geschikte standplaatsen.
- In het Deltabesluit IJsselmeer wordt voorgesteld in de zomer een peilfluctuatie van 20 cm toe te staan om zo de beschikbare hoeveelheid zoetwater te vergroten. Deze beperkte toename in de peilfluctuatie heeft naar verwachting weinig effect op waterhuishouding in de uiterwaarden langs het Zwarte Water. Bij een toename tot 50 cm, zoals genoemd als optie voor de langere termijn, zijn wel nadelige effecten te verwachten. Voordat wordt overgegaan op een dergelijk peilbeheer dient eerst te worden nagegaan wat mogelijke consequenties zijn voor de instandhouding van de kievitsbloemhooilanden langs het Zwarte Water. Omdat het gaat om internationaal bedreigd habitattypen, met nog slechts een paar kernpopulaties in West-Europa, dienen nadelige effecten op de kievitsbloemhooilanden zwaar mee te tellen in de afweging van belangen. Mocht op basis van veiligheid of van sociaaleconomische belangen besloten worden om over te gaan op een voor kievitsbloemhooilanden ongunstige peilregime in het IJsselmeer, dan dienen maatregelen te worden genomen om effecten te mitigeren of te compenseren. Gedacht kan worden aan variabele stuwings bij Zwartsluis of Ramspol om te voorkomen dat lage zomerpeilen in het IJsselmeer leiden tot lage rivierpeilen in het Zwarte Water, en daarmee tot verdere bodemdaling.
- De bepaling van de effecten van waterpeilveranderingen in het Zwarte Water op de waterhuishouding in de uiterwaarden wordt bemoeilijkt door de geringe beschikbaarheid van gegevens over grondwaterregime en bodemopbouw. Het verdient daarom aanbeveling het aantal metingen uit te breiden. Daarbij kan worden gedacht worden aan een aantal representatieve trajecten door de uiterwaarden waarvan de bodemsamenstelling wordt bepaald en de grondwaterstand zowel diep als ondiep op een aantal plekken hoogfrequent wordt gemeten met behulp van divers. Het verdient aanbeveling in dezelfde transecten ook de vegetatie te monitoren, zodat dat veranderingen in de populatiesamenstelling van de Kievitsbloem direct gerelateerd kunnen worden aan de gemeten grond- en oppervlaktewaterdynamiek.
- Wat betreft de lange termijnontwikkeling zijn er nog vragen over de sedimentatie en nutriëntenbeschikbaarheid: in welke mate en op welke termijn vormt aanvoer van sediment en nutriënten een beperkende factor voor de instandhouding van kievitsbloemhooilanden, en in hoeverre speelt kaliumbeperking daarbij een rol? Het is wenselijk om hier door gericht

onderzoek naar bodem en vegetatie meer inzicht in te krijgen. Het gaat daarbij om een combinatie van vergelijkend onderzoek (locaties die nog regelmatig overstromen versus locaties die nooit meer overstromen), procesonderzoek (vaststellen nutriëntenaanvoer bij sedimentatie) en experimenteel onderzoek (bemestingsproeven), waarbij zowel bodemgehalten als gehalten in de planten worden bepaald.

## 9 Literatuur

Anonymus, 2014. Deltaprogramma 2015. Werk aan de Delta. Publicatie verspreid via website <http://deltacommissaris.nl/deltaprogramma/publicaties/>.

Aggenbach, C.J.S., Grijpstra, J. & M.H. Jalink, 2002. Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring van plantengemeenschappen in uiterwaarden. Basisrapport. KIWA, Nieuwegein. Niet gepubliceerd basisrapport dat ten grondslag ligt aan deel 10 uit de serie Indicatorsoorten (Aggenbach et al. 2007).

Bremer, P., 2012. Het onderzoek aan de Kievitsbloem (*Fritillaria meleagris*) in de Scherenwelle. Onderzoeksvoorstel 2013-2023.

Corporaal, A., M.A.P. Horsthuis & J.H.J. Schaminée, (1993). Oecologie, verspreiding en plantensociologische positie van de Kievitsbloem (*Fritillaria meleagris* L.) in Nederland en Noordwest-Europa. *Stratiotes* 6: 14 - 39.

Dortel, F., 2008. La Fritillaire (*Fritillaria meleagris*) ou Gogane en Loire-Atlantique. Bilan des recherches effectuées en 2008. Rédaction : LPO44 - Fabien Dortel. Conseil général de Loire-Atlantique.

Heinen, M. A. & P. Bremer (2007). Evaluatie Actieplan Wilde kievitsbloem in Overijssel; beoordeling van beheer- en beschermingsmaatregelen, onderzoek en mogelijkheden voor monitoring. Rapport 06-325. EcoGroen Advies, Zwolle.

Hendriks, R.F.A., 1992. Afbraak en mineralisatie van veen. Rapport 199. Staring Centrum, Wageningen.

Heger, T.J & Ph. Druart, 2012. Distribution hétérogène de fritillaire pintade (*Fritillaria meleagris*) dans la plaine alluviale des Goudebas et sur la rive droite du Lac Des Brenets . Bulletin de la société Neuchâteloise des sciences naturelles 132: 283-293.

Loeb, R., Kuijpers, L, Peters, R. C.J.H., Lamers, L.P.M. & Roelofs, J G.M., 2009. Nutrient limitation along eutrophic rivers? Roles of N, P and K input in a species-rich floodplain hay meadow. *Applied Vegetation Science* 12: 362-375.

Van Gestel, Eric & Vincent Vosman, mei 2000. Systeemanalyse Buitenlanden Langenholte. Hydrologische effectbepaling potentiële zandwinlocaties Mastenbroek/Haerst-Genne. Afstudeeronderzoek Int. Agr. Hogeschool Larenstein.

Velthorst, T. & A. Groenenboom (2001). Invloeden van hydro- en morfodynamiek op de Wilde Kievitsbloem. I.A.H. Larenstein, Velp.

HaskoningDHV BV, mei 2013. Passende beoordeling zomerbedverlaging Beneden-IJssel. Programmadiirectie Ruimte voor de Natuur, registratienummer : LW-AF20122223

Runhaar, J., M.H. Jalink, H. Hunneman, J.P.M. Witte & S.M. Hennekens, 2009. Ecologische vereisten habitattypen. Rapport KWR 09.018. KWR, Nieuwegein.

Runhaar, J. & P.C. Jansen, 2004. Overstroming en vegetatie. Vergelijkend onderzoek in 5 beekdalallocaties. Rapport 1079. Alterra, Wageningen.

Van den Broek, Tom, Marlies van der Welle, Fons Smolders & Marion Bilius, 2010. Terugkeer van paarsgeblokte weelde. Herstelplan voor kievitsbloemen rond Gouda. Vakblad Natuur, bos en Landschap sept. 2010: 14-19.

Van Dobben, H.F, 1992. Natuurwaarden in relatie tot milieufactoren in het studiegebied Ramspol. RIN-rapport 92/36, DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen.

Van Vuren, Saskia, Chris Geerse, Arne Roelevink, Paul Termes, Rudolf Versteeg, Gwenn van der Schee en Bert Overkamp, 2009. Ruimte voor de Overijsselse Vecht. Ontwikkeling hydraulisch model en blokkendoos ten behoeve van verkenning rivierverruiming. Arcadis en HKV, in opdracht van de provincie Overijssel.

Weeda, E.J., Westra, R., Westra, Ch. & T. Westra, 1991). Nederlandse oecologische flora. Wilde planten en hun relaties. IVN, i.s.m. VARA en VEWIN.

# Bijlage I Intern waterbeheer buitenland Zwarte Water

In deze bijlage wordt voor de bekade buitenland langs het Zwarte Water (en een aantal niet bekade uiterwaarden in natuurbeheer) aangegeven welk beheer wordt gevoerd (agrarisch, natuurbeheer door Staatsbosbeheer of Landschap Overijssel) en hoe de afwatering is geregeld. Voor de nummering van de gebieden wordt verwezen naar Figuur 18.

## *1 Zwolse Diep buitendijks*

Afgeticheld terrein, geen afwatering. Een klein deel (ca 1 ha. is eigendom van SBB)

## *3 De Slobben*

Voor ca. de helft in eigendom bij SBB. Wordt bemalen met windmolen.

## *4 Gat van Reef*

Grotendeels in beheer van SBB, maar ook landbouwgebruik. Geen bemaling, waterafvoer via klepduiker, bij hoge waterstanden bemaling met trekker.

## *5 Stikkelbrecht*

Merendeel van het gebied is in beheer van SBB, maar er liggen ook nog een aantal landbouwpercelen in het gebied. Het gebied wordt bemalen door waterschap. Afspraak is dat gebied begin februari 10 dagen onder water wordt gezet mits het rivierpeil dit toelaat.

## *6 Klein Cellemuiden*

Peilbeheerst, wordt door waterschap bemalen. Deels eigendom SBB, maar eigendommen zijn verpacht en in landbouwkundig gebruik.

## *11 Veldiger Buitenland (noord)*

Ca. de helft van het gebied is in eigendom en beheer SBB. Bemaling door boer (via eigen gemaaltje). Deel van gebied is bekaad (de 'Wiltik'?) en wordt in voorjaar onder water gezet tbv watervogels.

## *12 Veldiger Buitenland (de Nesten)*

Grotendeels in eigendom en beheer SBB. Wordt bemalen door SBB. Lage delen gebied worden ondiep geïnundeerd van half februari tot half maart. Daarbuiten beperkte drooglegging (1dm), vanaf half juni diepere drooglegging ivm maaien.

## *13 Veldiger Buitenland (zuid)*

Grotendeels in eigendom en beheer SBB. Wordt bemalen door gemaaltje aan de zuidelijk kolk. Er vindt geen inundatie plaats ivm bezwaren particulieren.

## *14 De Koppels*

Eigendom en beheer SBB. Wordt bemalen met windmolen.

## *15 De Gaten*

Oude tichelgaten. Wordt bemalen. Af en toe waterinlaat bij gemaal.

## *16 De Brommert*

Eigendom en beheer SBB. Wordt bemalen met windmolen.

## *17 Graslanden Stenen Dijk*

Merendeels eigendom en beheer SBB. Lage drempel door oeverwal en dam in sloot, afwatering via klepduiker in afgedamde sloot. Loopt vaak onder, aanvoer via sloot langs de westelijker gelegen ijsbaan.

18 De Brommert

Eigendom en beheer SBB. Niet bekaad, vrij afwaterend.

20 De Brommert

In agrarisch beheer, deels eigendom SBB. Gebied vrij afwaterend.

22 Holter Buitenland

Gebied SBB, afwatering met klepduiker

23 Holter Buitenland

Agrarischgebied, bemaling met gemaaltje.

24 Holter Buitenland

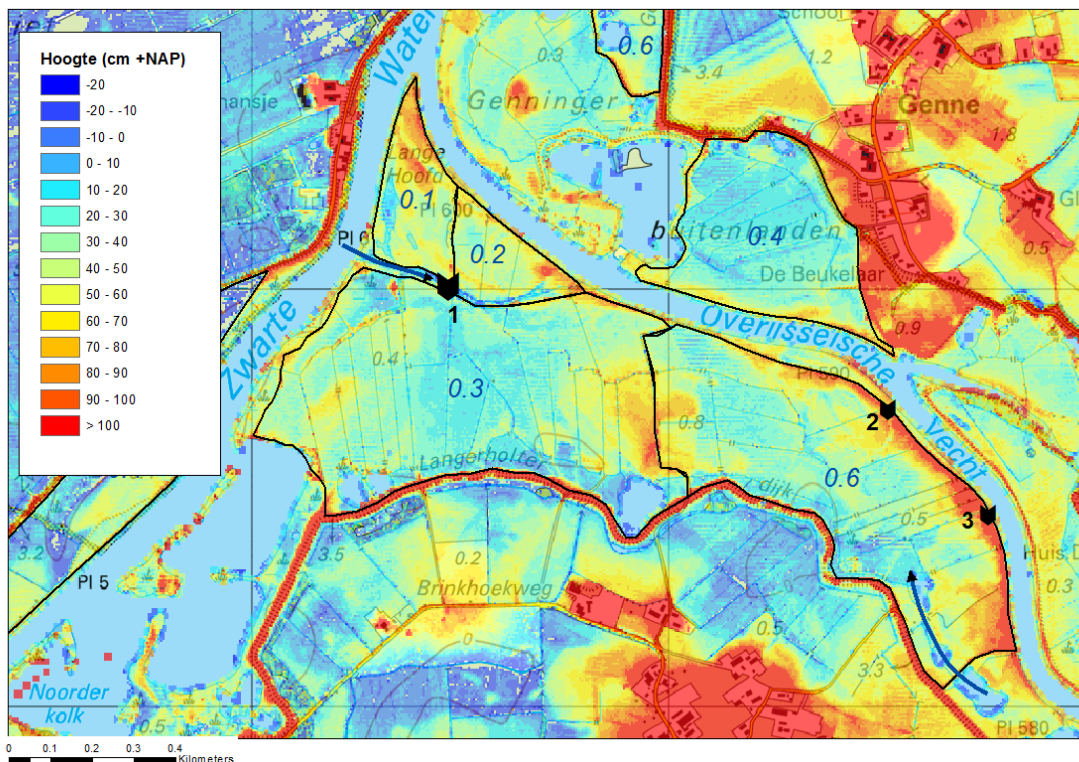
Eigendom SBB, afwatering via klepduiker

25 Genneger Buitenland (Polder van Scherpenkate)

Agrarisch, watert af met klepduiker en trekkerbemaling.

26 Genneger Buitenland

Bekaad, dam in sloot met klepduiker.



Figuur 27 Intern waterbeheer in het noordelijke deel van de Langenholte (Ov. Landschap, gebieden 29 en 30). 1 t/m 3 stuwen/klepduikers. Cursief: drempelhoogte afgeleid uit AHN2. Blauwe peil: instroomplek bij overstroming met rivierwater.

27 t/m 30, 34 Langenholte

In beheer bij Landschap Overijssel. Figuur 27 geeft een overzicht van de ligging van kades en in- en uitlaatwerken ten behoeve van het interne waterbeheer in de deelgebieden 27 t/m 30. Bij hoog water stroomt het Vechtwater in het oostelijk deel van Langenholte via de Agnietenplas het terrein in via sloten/greppels en laagtes (drempelhoogte op ca 0,6 m +NAP). Bij laag water kan het water weer uitstromen via dezelfde structuren. In het gebied zijn twee klepduikers aanwezig (2 en 3 in Figuur 27) die vroeger werden gebruikt voor de ontwatering van het gebied, maar niet meer in gebruik zijn. In een



deel van het gebied (ca. 18 ha in de centrale kern) wordt middels dammen in de afwateringssloten het water langer vastgehouden ten behoeve van weidevogels en doortrekkende watervogels.

In het westelijke deelgebied kan al bij veel lagere waterstanden water uit het Zwarte Water instromen. Er ligt hier een sloot die het gebied verbindt met het Zwarte Water. In de sloot ligt een stuw met klepduiker die volgens opgave van Landschap Overijssel vrijwel permanent open staat en niet meer functioneert. De stuw ligt op een drassige plek met een hoge moerasvegetatie en is moeilijk benaderbaar. Het is daarmee niet duidelijk in hoeverre hier water het gebied in kan instromen bij waterstanden die lager zijn dan nu als drempel aangenomen laagste plekken in de kades/verhoogde terreindelen (ca 1 tot 3 dm).

*31 Genneger Buitenland*

Bekaad, grotendeels particulier, afwatering met klepduiker en lage kade.

*32 Huize Den Doorn*

Merendeels eigendom SBB. Lage kade, afwatering via klepduiker.

*33 Huize Den Doorn*

Merendeels eigendom SBB. Zomerkade is recent verwijderd en er is nevengeul aangelegd (in 2011?).

*35 Haerst*

Merendeels eigendom SBB. Kade in de vorm van natuurlijke oeverwal, geen afwatering

## Bijlage 2 Veldcheck hoogte kades

### Doelstelling

Bij de bepaling van de inundatieduur (Hoofdstuk 4) is gebruik gemaakt van de het digitale hoogtebestand AHN-2 om de hoogte van de kades te bepalen. Om meer inzicht te krijgen in de nauwkeurigheid van de beschreven methode is op 31 januari 2014 een aantal hoogtemetingen in het veld uitgevoerd. Het doel van de veldmetingen was niet om alle kadehoogtes te controleren, maar door middel van steekproeven de gevolgde methode met behulp van het AHN2 en de topografische kaart te toetsen.

Bij de gevolgde methode is onder meer de nauwkeurigheid van het AHN2 van belang. AHN2 datasets met een systematische fout van ongeveer 3 centimeter en een standaardafwijking van ongeveer 4 centimeter komen in de praktijk regelmatig voor, deze waarden vallen binnen de AHN eindtermen van 5 cm voor zowel de maximale systematische fout als de standaardafwijking. Afhankelijk van de aard en hoogte van de vegetatie kunnen lokaal grotere fouten voorkomen tot maximaal 20 cm (bron: Kwaliteitsdocument, AHN, 2013)

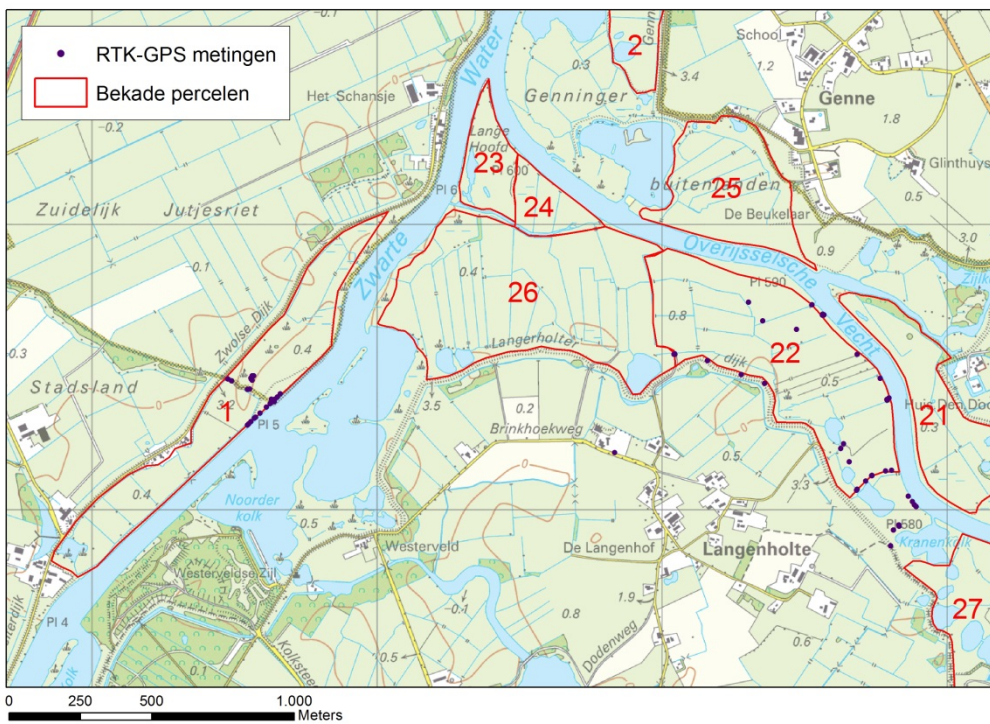
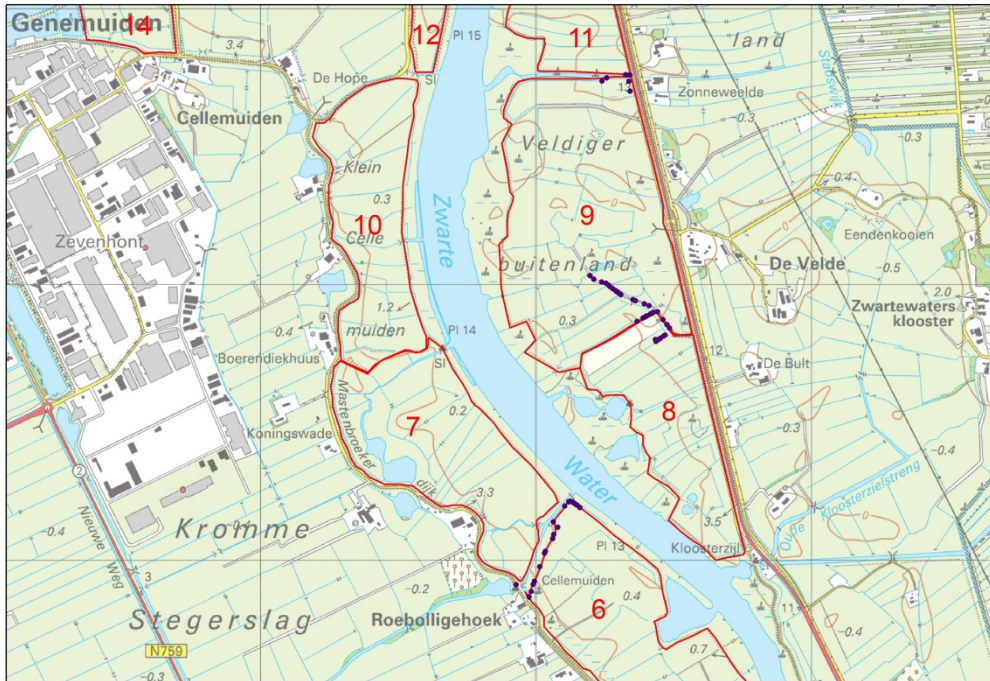
Door de veldmetingen te vergelijken met het AHN2 kan tevens meer inzicht worden verkregen in de nauwkeurigheid van het AHN2 bij diverse terreincondities en begroeiing, dit was geen doel op zich maar wel levert wel waardevolle informatie op voor mogelijke vervolgprojecten. Opgemerkt moet worden dat het AHN2 is ingewonnen in 2009 of 2010.

### GPS metingen

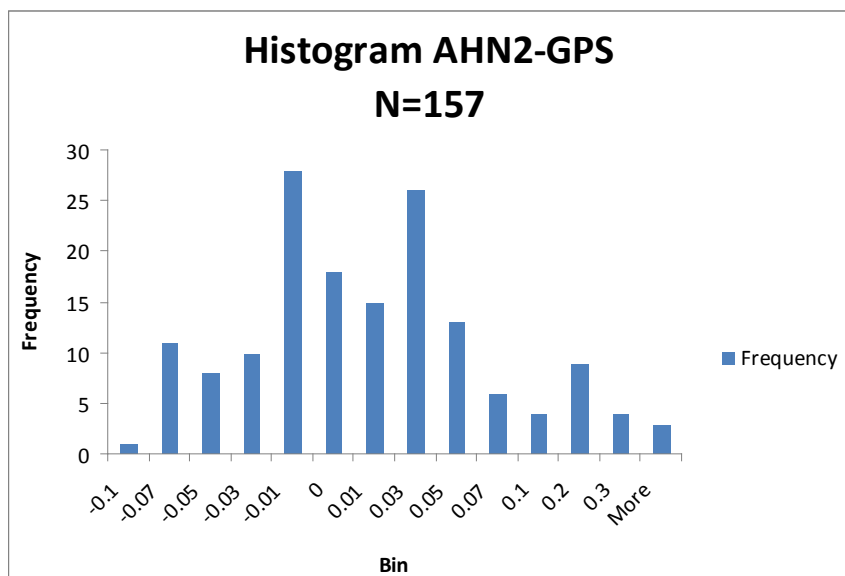
De metingen in het veld zijn verricht met een RTK-GPS systeem (Real Time Kinematic) op basis van een 06-GPS correctiesignaal. 06-GPS beheert een landelijk netwerk van referentiestations. Deze stations sturen hun satellietwaarnemingen door naar het rekencentrum. Aan de hand van deze waarnemingen worden voor de actuele positie individuele correcties berekend (bron: 06-GPS). De nauwkeurigheid van deze GPS metingen zijn van meerdere omstandigheden afhankelijk en gemiddeld 1 tot 1,5 cm in de X en Y richting en 1,5 tot 2 cm in de Z richting.

De metingen zijn uitgevoerd op en rondom de kades in een aantal deelgebieden, zie Figuur 28. Indien mogelijk is ter plaatse van de kades het laagste deel van de 'kruin' ingemeten zodat deze vergeleken kan worden met de drempelhoogte voor het betreffende bekaide perceel. In totaal zijn 156 metingen uitgevoerd waarvan 34 precies op de 'kruin' van een kade. Opvallend was dat op de kruin van de kades altijd korte vegetatie en of een onverhard pad aanwezig was.

De metingen zijn ingelezen in ArcGIS zodat de AHN2 hoogtes aan de tabel konden worden gekoppeld. Vervolgens zijn de verschillen (AHN2- GPS) berekend.



Figuur 28 De op 31 januari 2014 uitgevoerde RTK-GPS metingen ten zuidwesten van Genemuiden en in de omgeving van Langenholte.



Figuur 29 Histogram van de verschillen tussen AHN2 en de RTK-GPS metingen.

## Resultaten

### Alle waarnemingen

In Figuur 29 is een histogram opgenomen van de geconstateerde verschillen tussen AHN-2 en de RTK-GPS metingen. Het gemiddelde verschil bedraagt 0,016 m en de standaard deviatie is 0,079 m.

De piek rondom 0,2 m kan goed worden verklaard door de metingen in rietland. Het via laseraltimetrie (en filtering van datapunten) verkregen AHN2 wijkt hier relatief sterker af doordat het maaiveld zelf bijna niet wordt bereikt door de laser en dus niet kan worden ingemeten.

Opvallend zijn verder de 'pieken' rondom de waarden -0,01 (-1 cm) en 0,03 (+3 cm), deze kunnen niet eenvoudig worden verklaard. Door de waarnemingen in twee groepen te verdelen, een groep A met positieve verschillen en een groep B met negatieve verschillen is getracht meer inzicht hierin te verkrijgen, zie Tabel 5. De waarnemingen in het rietland en met een verschil van precies 0 meter zijn hierin achterwege gelaten, het totaal geselecteerde waarnemingen komt hiermee op 149 met iets meer positieve (77) dan negatieve (72) verschillen.

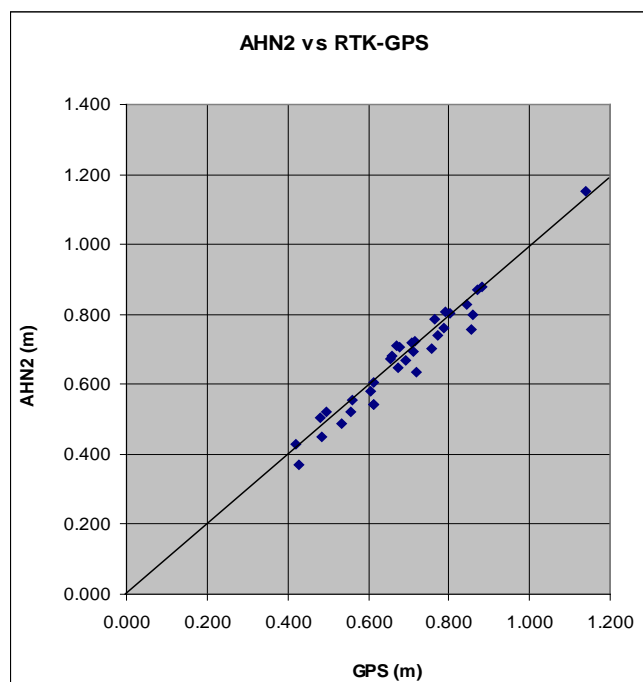
Tabel 5 Statistische gegevens per groep van waarnemingen met positieve en negatieve verschillen.

Groep	N	Z (GPS) Gemiddeld	Z (GPS) Std. Dev.	$\Delta Z$ (AHN2- GPS) Gemiddeld	$\Delta Z$ (AHN2- GPS) Std. Dev.
A (pos)	77	0,49 m	0,68 m	0,056 m	0,08 m
B (neg)	72	0,75 m	0,71 m	-0,035 m	0,03 m

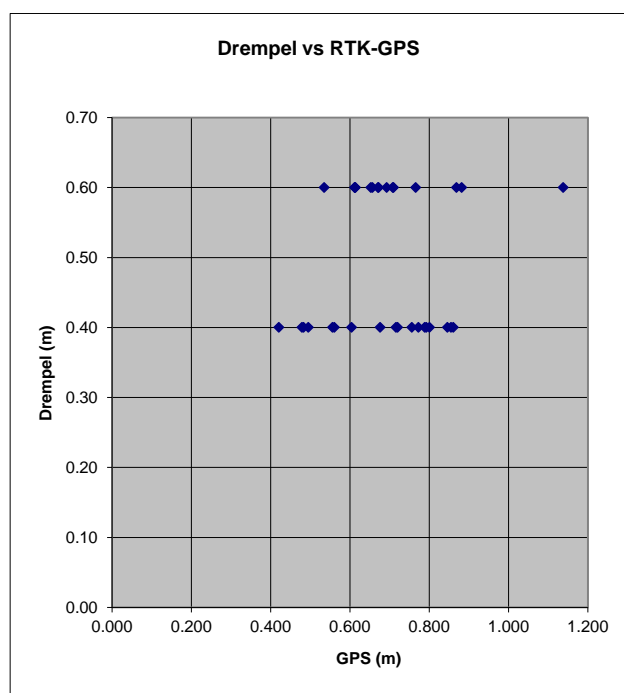
Er lijkt een relatie te bestaan tussen de maaiveldhoogte, de aard (positief of negatief) en spreiding van de verschillen. Bij een lager maaiveld geeft het AHN2 vaker hogere waarden dan de GPS metingen, met een grotere spreiding in de verschillen. Bij een hoger maaiveld geeft het AHN2 juist vaak lagere waarden dan de GPS metingen, met een kleinere spreiding in de verschillen. Een mogelijke oorzaak zou kunnen zijn dat er in de lage delen vaker een iets hogere vegetatie aanwezig is, hierdoor zou het AHN2 meer kunnen afwijken.

### Hoogtemetingen kades

In Figuur 30 wordt voor alleen de punten op de kade aangegeven hoe goed de met GPS-metingen overeenkomen met de hoogten volgens AHN2. Ook voor deze selectie geldt dat de AHN2-hoogten gemiddeld 1,6 cm hoger liggen dan de met GPS-gemeten hoogtes. De spreiding is echter lager dan wanneer de gehele dataset wordt gebruikt (St Dev. 3,6 cm ipv 7,9 cm). Dat heeft ongetwijfeld te maken met feit dat dat de kruinen van de kaden over het algemeen veel worden betreden en gekarakteriseerd worden door een korte grasmat.



Figuur 30 Scatterplot van de gepaarde waarnemingen AHN2 (2009) en RTK-GPS (2014).



Figuur 31 Vergelijking van de op basis van AHN-2 en Top-10 bepaalde drempelhoogte van de kade en de RTK-GPS metingen op de kruin van de kades

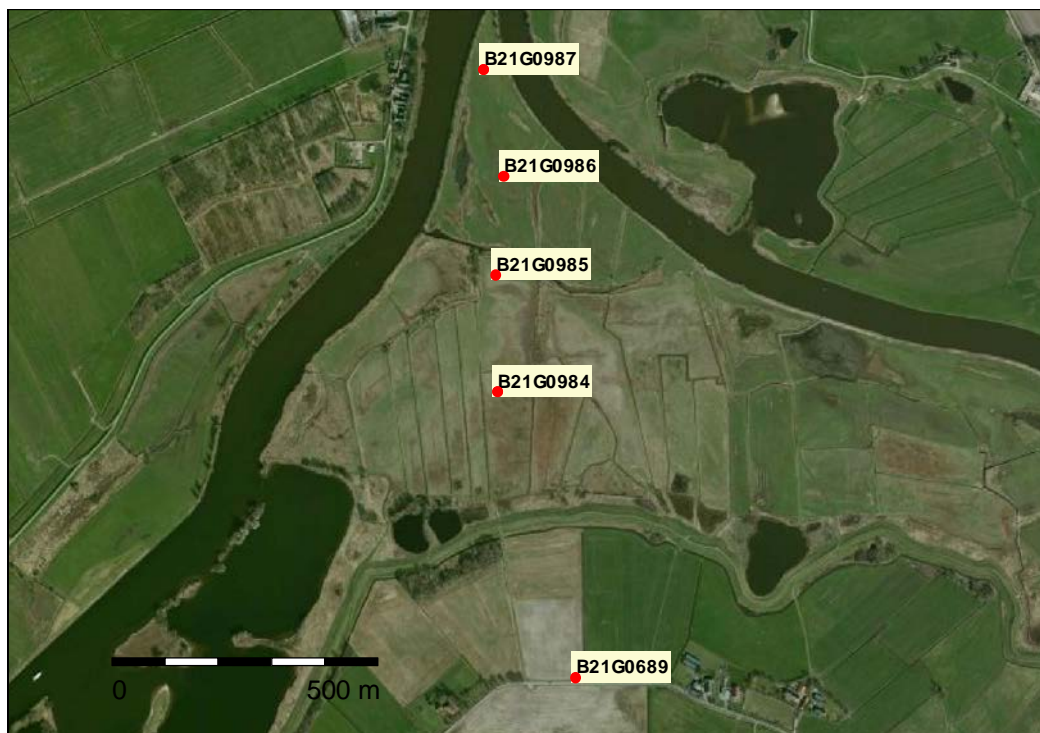
In Figuur 31 zijn de met GPS gemeten waarden uitgezet tegen de drempelhoogte van de kade. Dat is de hoogte van het laagste deel van de kade zoals bepaald op basis van een analyse van de AHN-2 gegevens (zie Hoofdstuk 4). Te zien is dat bijna alle metingen liggen op of boven de minimaal de drempelhoogte. Een uitzondering vormt één meting met een hoogte van 55 cm die ligt op een kade met een veronderstelde drempelhoogte van 60 cm. Dat zou kunnen betekenen dat hier de drempelhoogte mogelijk iets te hoog is ingeschat. Of dat echt het geval is, hangt er van af of het gaat om een lokale depressie (kuiltje) of om een laagte die over de hele breedte van de kruin doorloopt. Dat valt op basis van alleen de hoogtemetingen uit deze steekproef niet aan te geven.

### **Conclusies**

- 1) Er zijn verschillen tussen de maaiveldhoogten die met AHN2 of met RTK-GPS zijn bepaald.
- 2) De verschillen hangen onder meer samen met de meetmethode, vegetatietype en vegetatiehoogte.
- 3) Er is een verband tussen de verschillen en de hoogte van het maaiveld; bij een relatief laag maaiveld blijkt het AHN2 hogere waarden op te leveren dan het RTK-GPS. Een mogelijke oorzaak zou de grotere hoogte van de vegetatie in de sommige lagere delen van percelen/uiterwaarden kunnen zijn.
- 4) De gecontroleerde delen van kades voldoen over het algemeen aan de drempelhoogte die vooraf is bepaald met behulp van geo-informatie in het GIS.
- 5) Omdat er op de kades geen hoge vegetatie aanwezig is, is het risico op foutieve drempelwaarden als gevolg van fouten in AHN2 gering.
- 6) De metingen geven geen aanleiding om de methode te herzien en/of de drempelwaarden op grond van de metingen aan te passen.

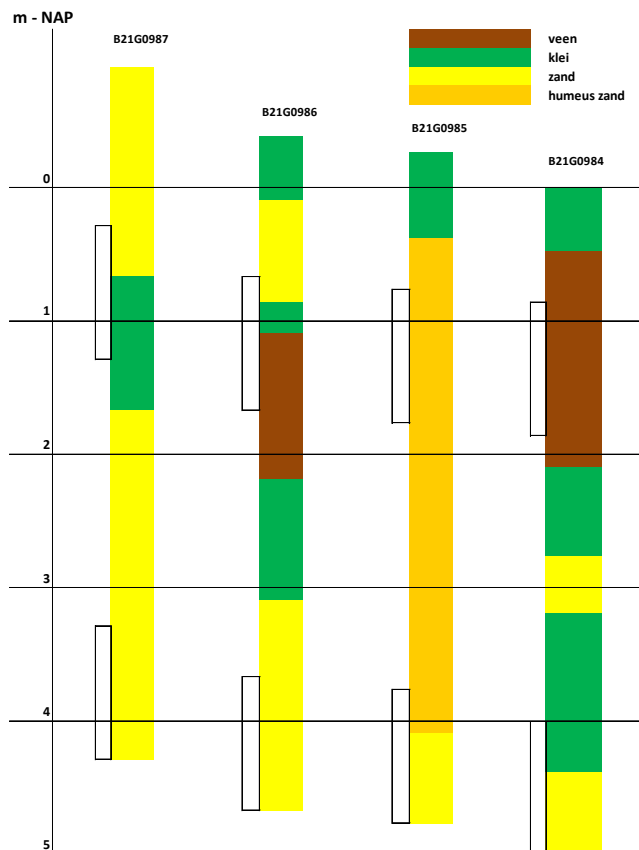
## Bijlage 3 Waterbeheer en grondwaterregime Langenholte

Het onderzoek naar effecten van peilveranderingen op het grondwaterregime in de uiterwaarden langs het Zwarte Water wordt bemoeilijkt door het feit dat er maar weinig informatie beschikbaar is over grondwaterstanden en bodemopbouw in de uiterwaarden. Een van de weinige gebieden waar wel informatie beschikbaar is, is het gebied Langenholte. Daar is in 2007 een grondwatermeetnet ingericht om de effecten van de aanleg van zandwinputten in de polders Mastenbroek en Haerst-Genne te kunnen bepalen. (Van Gestel & Vosman, 2000). De buizen B21G0987 t/m B21G0984 (voor ligging zie Figuur 32 maken onderdeel van dit meetnet en zijn gemeten vanaf oktober 2007 t/m augustus 2010 en vanaf 2013. Voor deze analyse is gebruik gemaakt van de gegevens van 2007-2010. De meetpunten hebben twee filters, een ondiepe filter van 1-2 m onder maaiveld, en een diep filter op 4-5 m onder maaiveld. Aanvullend is ook gebruik gemaakt van de gegevens uit een vast meetpunt, B21G0689, met een filter op 2-3 m onder maaiveld, dat is bemeaten vanaf 1983. Van de meetpunten uit het tijdelijke meetnet zijn boorbeschrijvingen beschikbaar, voor het vaste meetpunt 689 niet.



Figuur 32 Ligging meetpunten grondwaterstand in de Buitenlanden Langenholte.

De buizen zijn gebruikt om een beeld te krijgen van het grondwaterstandsverloop in termen van gemiddelde grondwaterstanden (GVG, GLG). Omdat de tijdelijke buizen maar 3 jaar zijn bemonsterd zijn de meetreeksen mogelijk niet klimaat-representatief. Om te corrigeren voor mogelijke afwijkende meteorologische condities in de bemonsterde periode is gebruik gemaakt van tijdreeksanalyse m.b.v. Menyanthes. Daartoe is per buis een tijdreeksmodel opgesteld, gebruik makend van meteorologische gegevens van weerstation Zwolle (neerslag) en Heino (verdamping), met als aanvullende verklarende factor de waterstanden in de Vecht/het Zwarte Water (meetpunt Monding Vecht). In Tabel 6 zijn de resultaten samengevat.



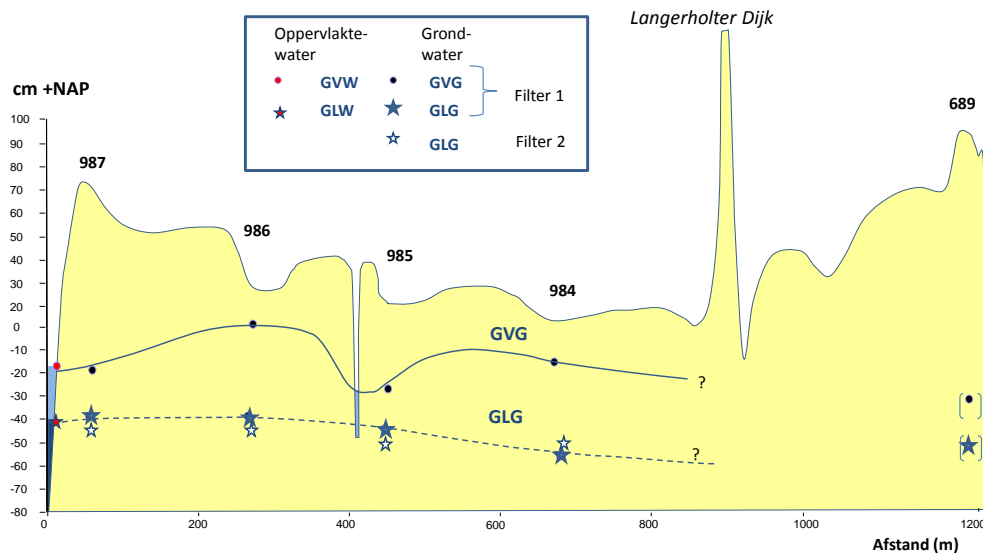
Figuur 33 Bodemopbouw en filterdiepte buizen Langenholte. Geel = zand, groen = klei en bruin = veen.

Tabel 6 gemiddeld laagste grondwaterstanden (GLG) en gemiddelde voorjaarsgrondwaterstanden (GVG).

Buis	maaiveld (m + NAP)	tijdreeksmodel			GLG (m +NAP)		GVG (m +NAP)	
		verklaarde variantie	M0 river	red fact	op basis metingen	op basis tijdreeksmodel	op basis metingen	op basis tijdreeksmodel
B21G0987-1	0,73	86%	0,64	0,48	-0,37	-0,41	-0,22	-0,21
B21G0987-2		91%	0,74	0,01	-0,45	-0,46	-0,29	-0,29
B21G0986-1	0,28	88%	0,29	0,84	-0,36	-0,36	-0,01	-0,04
B21G0986-2		80%	0,55	0,02	-0,45	-0,47	-0,29	-0,29
B21G0985-1	0,21	83%	0,56	0,76	-0,41	-0,44	-0,26	-0,26
B21G0985-2		81%	0,53	0,02	-0,50	-0,49	-0,33	-0,33
B21G0984-1	0,13	80%	0,43	1,13	-0,52	-0,54	-0,13	-0,16
B21G0984-2		86%	0,51	0,15	-0,49	-0,50	-0,35	-0,36
B21G0689	0,97	61%	0,38	0,56	-0,48	-	-0,33	-

In Figuur 34 is het verloop van de GVG en GLG op basis van de metingen aangegeven. Daarbij is voor de tijdelijke buizen uitgegaan van de GVG en GLG op basis van het tijdreeksmodel. Veel maakt dat overigens niet uit: zoals blijkt uit Tabel 6 zijn de gemiddelde grondwaterstanden op basis van de tijdelijke meetreeksen nauwelijks afwijkend van de voorspelde langjarig gemiddelde waarden op basis van het tijdreeksmodel. Voor het vaste meetpunt B21G0689 is zijn de langjarige gemiddelde grondwaterstanden uit de metingen aangegeven. Voor dit punt kon geen betrouwbaar model worden opgesteld. Behalve neerslag en verdamping spelen hier nog andere, onbekende invloeden (ligging langs sloot?). Volgens de metingen ligt de voorjaarsgrondwaterstand relatief ver onder maaiveld. Met name in punt 985 ligt de voorjaarsgrondwaterstand ver onder maaiveld. Dat kan echter te maken hebben met de afwezigheid van een veenlaag in combinatie met de drainerende werking van de nabijgelegen afwateringssloot.





Figuur 34 Verloop GVG en GLG van het freatische grondwater (filter 1) en GLG stijghoogte (filter 2) in het zandpakket op basis van de meetreeks in de Buitenlanden Langerholte. Hoogteligging op basis AHN. Aangegeven zijn ook de Gemiddelde Voorjaarswaterstand (GVW) en de Gemiddelde Laagste Waterstand (GLW) in het Zwarte Water.

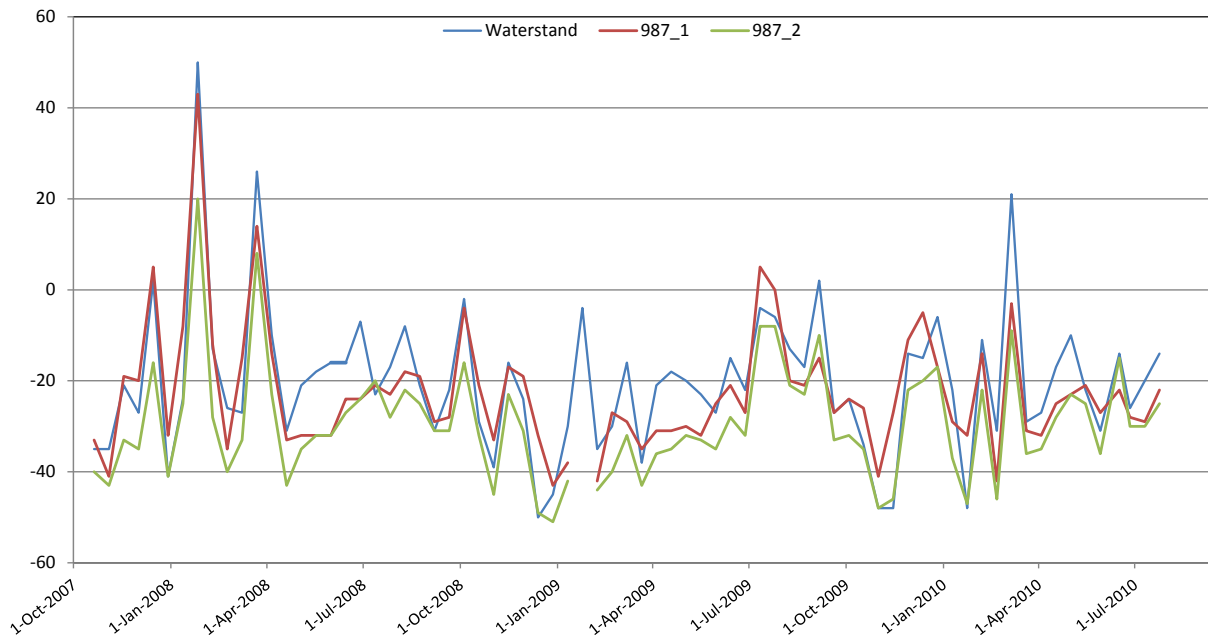
In Tabel 6 staat ook informatie opgenomen over een aantal parameters uit het tijdreeksmodel, te weten de  $M0_{river}$  en de reductiefactor voor verdamping. De  $M0_{river}$  is een dimensieloos getal dat de verhouding weergeeft tussen de verandering van de stijghoogte en de bijbehorende verandering van de waterstand in het Zwarte water. Een stationaire respons varieert van 0,5 geeft aan dat een verlaging in de waterstand in het Zwarte Water voor de helft doorwerkt in de stijghoogte die (volgens het tijdreeksmodel) uiteindelijk zou ontstaan in een evenwichtssituatie.

De verwachting is dat de stijghoogte in de ondergrond veel sterker reageert op de rivierpeilen dan de freatische grondwaterstand in het veenpakket, en dat de berekende stationaire invloed van het rivierpeil op de freatische grondwaterstand kleiner is dan op de stijghoogte. Dat laatste blijkt echter alleen in meetpunt 986 het geval te zijn ( $M0$  resp. 0,29 en 0,55). In de overige meetpunten is de stationaire respons van de freatische grondwaterstand niet of nauwelijks kleiner dan die van de stijghoogte. In meetpunt 987 is dat goed verklaarbaar vanwege de ligging aan de rivieroever en de dunne veenlaag. Voor meetpunten 984 en 985 zou echter een veel lagere freatische respons worden verwacht in het ondiepe filter.

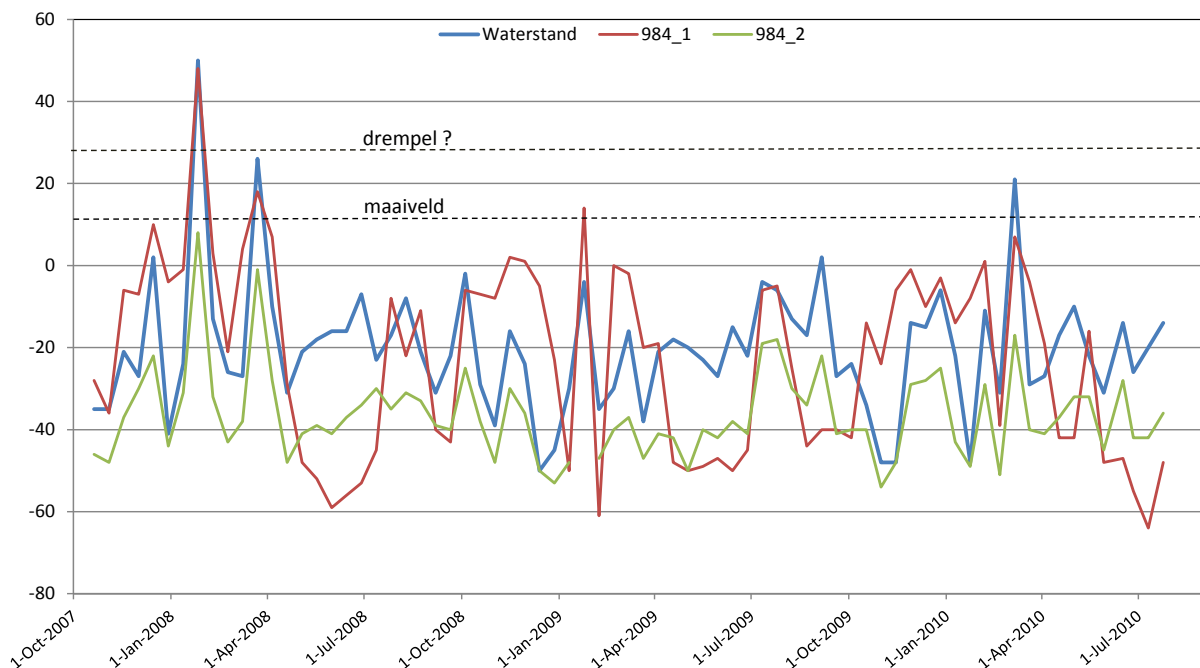
Een belangrijke oorzaak lijkt te zijn dat in het model de invloed van de rivierstanden op de freatische grondwaterstanden wordt overschat. Om dat te illustreren zijn in Figuur 35 en Figuur 36 de gemeten grondwaterstanden in het meetpunt 987 (aan de oever) en 984 (287 m vanaf de rivier) uitgezet tegen de tijd. In Figuur 35 is te zien dat de freatische grondwaterstanden en de stijghoogte in meetpunt 987 vrijwel 1:1 de waterstand in de rivier volgen. In punt 984 (Figuur 36) zien we dat de freatische grondwaterstand (filter 1) een heel ander patroon vertoont dan de stijghoogte, en een meer seizoensmatig verloop heeft met hoge grondwaterstanden in de winter en lage grondwaterstanden in de zomer. Dat het tijdreeksmodel desondanks ook hier een relatief grote invloed van het rivierpeil aangeeft ( $M0 = 0,43$ ) hangt waarschijnlijk samen met het feit dat:

- Waterstanden in de gemeten periode sterk correleren met de hoeveelheid neerslag,
- er een paar pieken voorkomen waarbij waarschijnlijk inundatie optreedt, en er dus mogelijk een directe invloed van het rivierpeil is op de freatische grondwaterstand,
- grondwaterstanden slechts één keer per 14 dagen zijn gemeten, zodat verschillen in timing tussen neerslagpieken en hoogwaterstanden onvoldoende tot uiting komen in de grondwatermeetreeks.

De tijdreeksen laten ook zien dat de laagste standen in het oppervlaktewater en in het ondiepe filter van buis 987 worden bereikt op een ander moment (vooral in het winterhalfjaar) dan in het ondiepe filter van buis 984 (vooral in groeiseizoen). Dat betekent dat de GLG-curve in Figuur 34 niet geïnterpreteerd mag worden als een grondwaterverloop zoals dat fysiek in een droge periode in de zomer zou kunnen worden waargenomen. In het algemeen zijn niet tijdgebonden grondwaterkarakteristieken als GHG en GLG slechts van beperkte betekenis in het rivierengebied.



Figuur 35 Tijdstijghoogtereeksen in tijdelijke peilbuis 987 in Langenholte op 34 m van het Zwarte water. Aangegeven zijn het rivierpeil (blauw), de freatische grondwaterstand gemeten op 1-2 m -mv, in veenlaag (rood), en de stijghoogte gemeten op 4-5 m -mv in zand onder veenlaag (groen). Maaiveld ligt ter plekke van de buis op 87 cm +NAP.



Figuur 36 Tijdstijghoogtereeksen in tijdelijke peilbuis 984 in Langenholte op 287 m van het Zwarte water. Aangegeven zijn het rivierpeil (blauw), de freatische grondwaterstand gemeten op 1-2 m -mv in de veenlaag (rood), en de stijghoogte gemeten op 4-5 m -mv in zand onder veenlaag (groen). Maaiveld ligt ter plekke van de buis op 13 cm +NAP. Drenpelhoogte op basis van AHN geschat op 30 cm, maar schatting is in dit gebied minder betrouwbaar vanwege ruige vegetatie.

