

Verjonging van half-natuurlijke kwelders en schorren

B.K. van Wesenbeeck
P. Esselink
A.P. Oost
W.E. van Duin
A.V. de Groot
R.M. Veeneklaas
T. Balke
P. van Geer
A.C. Calderon
A. Smale



© 2014 VBNE, Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren

Rapport nr. 2014/OBN196-DK
Driebergen, 2014

Deze publicatie is tot stand gekomen met een financiële bijdrage van BIJ12 en het Ministerie van Economische Zaken. Daarnaast heeft zowel het Programma naar een Rijke Waddenzee als het Deltaprogramma Waddengebied cofinanciering ter beschikking gesteld.

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

Deze uitgave kan schriftelijk of per e-mail worden besteld bij de VBNE onder vermelding van code 2014/OBN196-DK en het aantal exemplaren.

Oplage	75 exemplaren
Samenstelling	B.K. van Wesenbeeck, Deltares P. Esselink, bureau Puccimar A.P. Oost, Deltares W.E. van Duin, IMARES A.V. de Groot, IMARES R.M. Veeneklaas, Bosgroep Noord-Oost Nederland T. Balke, IMARES P. van Geer, Deltares A.C. Calderon, Deltares A. Smale, Deltares
Druk	KNNV Uitgeverij / KNNV Publishing
Productie	Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren (VBNE) Adres : Princenhof Park 9, 3972 NG Driebergen Telefoon : 0343-745250 E-mail : info@vbne.nl

Voorwoord

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

In het kader van Natura 2000 worden in Europees perspectief zeldzame soorten en habitattypen beschermd. In dit rapport staan de Nederlandse kwelders en schorren centraal. Nederland heeft een bijzondere verantwoordelijkheid voor handhaving van de kwantiteit en kwaliteit van de drie betreffende habitattypen 'eenjarige pioniervegetatie van slik- en zandgebieden met Zeekraal (*Salicornia* spp.) en andere zoutminnende soorten' (H1310), meerjarige pioniervegetatie met Slijkgrassen (*Spartina* spp.) (H1320), en Atlantische kwelders en schorren (H1330).

Dit rapport beperkt zich tot de vastelandkwelders. Deze kwelders zijn in grote mate menselijk beïnvloed en kunnen daarom het beste als halfnatuurlijk worden omschreven. In zowel de Zuidwestelijke Delta als in de Waddenzee staat de pionierzone van de vastelandkwelders onder druk door erosie en mogelijkheden tot uitbreiding zijn schaars. Daarnaast worden de hogere kwelderzones steeds uniformer door toenemende dominantie van Zeekweek (*Elytrigia atherica*). Beide ontwikkelingen zijn ongunstig voor het behalen van Natura2000 kwaliteitsdoelen. De huidige vorm van beheer om de biodiversiteit te handhaven door middel van beweiding wordt niet overal als afdoende ervaren. Zo is het met beweiding bijvoorbeeld niet mogelijk sturing te geven aan processen in de pionierzone. Daarom wordt in dit rapport gezocht naar andere oplossingsrichtingen.

In dit rapport wordt een referentiebeeld gepresenteerd voor de halfnatuurlijke kwelders. Deze ontbreekt tot op heden. Daarna worden een aantal potentiële inrichtingsmaatregelen besproken om bovengenoemde knelpunten op te lossen. In hoofdstuk zeven vindt u de conclusies en aanbevelingen.

Ik wens u veel leesplezier.

Drs. T.J. Wams

Directeur Natuurbeheer Natuurmonumenten en voorzitter van de OBN Adviescommissie

Inhoudsopgave

Inhoudsopgave	4
1 Inleiding	13
1.1 Achtergrond	13
1.2 Doel	14
1.3 Leeswijzer	14
2 Referentiebeeld kwelders	15
2.1 Definitie	15
2.2 Biogeomorfologische successie	15
2.3 Morfologie	16
2.4 Kreekenpatronen	20
2.5 Vegetatie	21
3 Vastelandskwelders Waddenzee en Delta	22
3.1 Trends in bodemhoogte en opslibbing	22
3.2 Huidige situatie afwatering	26
3.3 Trends in vegetatieontwikkeling	26
3.4 Huidige situatie beheer	32
3.4.1 Rijshoutdammen	33
3.4.2 Vermindering van grondwerk en onderhoud aan ontwateringssysteem	34
3.4.3 Beweiding en begrazing	36
3.5 Vergelijking huidige situatie en referentiemodel	36
4 Potentiële inrichtingsmaatregelen	40
4.1 Afgraven	40
4.2 Uitpolderen/wisselpolders	42
4.2.1 Weinig tot sterk beïnvloed door het (stormvloed)getij	42
4.2.2 Grootschalig tot kleinschalig	42
4.2.3 Binnendijks of buitendijks	43
4.3 Rijshoutdammen	44
4.4 Afwatering beïnvloeden	47
5 Inrichtingsmaatregelen en waterveiligheid	49
5.1 Modelbeschrijving	49
5.2 Resultaten	50
6 Discussie	55

6.1	Toekomstbeeld	55
6.2	Beheerdoelen en maatregelen	56
7	Aanbevelingen en Conclusies	60
8	Referenties	63
Bijlagen		

Samenvatting

Achtergrond

Schorren (Zuid-Nederland) of kwelders (Noord-Nederland) liggen op de overgang tussen zee en land, zijn begroeid met grassen en kruiden en vormen de hoogste zone van het intergetijdengebied. Ze overstromen regelmatig met zout water. Schorren en kwelders zijn opgenomen in de EU Habitatrichtlijn uit 1992 en Nederland heeft een bijzondere verantwoordelijkheid voor handhaving van de kwantiteit en kwaliteit van de drie betreffende habitattypen H1310 (eenjarige pioniervegetatie van slik- en zandgebieden met Zeekraal (*Salicornia* spp.) en andere zoutminnende soorten) H1320 (meerjarige pioniervegetatie met Slijkgrassen (*Spartina* spp.) en H1330 (Atlantische kwelders en schorren). In zowel de Zuidwestelijke Delta als in de Waddenzee heeft de pionierzone op veel plekken te maken met erosie en/of gebrek aan mogelijkheden om zich uit te breiden en staan de hogere kwelderzones onder druk door toenemende dominantie van Zeekweek (*Elytrigia atherica*). Beide ontwikkelingen zijn ongunstig voor het behalen van Natura2000 kwaliteitsdoelen. De huidige vorm van beheer om de biodiversiteit te handhaven door middel van beweiding wordt niet overal als afdoende ervaren. Zo is het met beweiding bijvoorbeeld niet mogelijk sturing te geven aan processen in de pionierzone. Daarom wordt in dit rapport gezocht naar andere oplossingsrichtingen.

Dit rapport beperkt zich hierbij tot de Nederlands vastelandkwelders. Deze kwelders zijn in grote mate menselijke beïnvloed en zijn voornamelijk in de Waddenzee zelfs ontstaan door ingrepen van de mens, zoals door de vroegere landaanwinningswerken. Deze kwelders kunnen daarom het beste als halfnatuurlijk worden omschreven. Tot nu toe ontbreekt voor deze kwelders een bruikbaar referentiebeeld dat de mogelijkheid biedt beheer- en inrichtingsmaatregelen in een kader te plaatsen. In dit rapport wordt daarom eerste referentiebeeld gepresenteerd alvorens maatregelen te bespreken om bovengenoemde knelpunten op te lossen.

Doelstelling

De doelstelling van dit rapport is het een aantal beheer- en inrichtingsmaatregelen in de vastelandkwelders te evalueren die ingezet zouden kunnen worden voor het oplossen van bovengenoemde knelpunten, nl:

- i) maaiveldverlaging door afgraving,
- ii) uitpoldering,
- iii) het beïnvloeden van de afwatering,
- iv) alternatief beheer van de rijshoutdammen in de kwelderwerken.

Er is eerst een theoretisch referentiebeeld opgesteld voor de Nederlandse vastelandkwelders inclusief de ontwikkeling door de tijd van geomorfologie, hydrologie en vegetatie. Dit referentiebeeld is gebruikt om de huidige toestand van de kwelders te beoordelen en om eventuele beheer- en inrichtingsmaatregelen te evalueren. Daarnaast is via een modelmatige benadering bekeken welk effect een eventuele grootschalige maaiveldverlaging van een kwelder zou kunnen hebben op de waterveiligheid.

Referentiemodel en huidige toestand

Het theoretische referentiebeeld is niet een momentopname, maar beschrijft verschillende ontwikkelingsfasen van een kwelder zonder menselijke beïnvloeding. De eerste fase begint bij vestiging van pioniervegetatie op het onbegroeide wad en ontwikkelt zich tot een brede kwelder met een gedifferentieerde vegetatiezonering, een uitgebreid krekenstelsel en een buitenrand waar klifvorming en hernieuwde aangroei elkaar in ruimte en tijd kunnen afwisselen. Bredere en meer ontwikkelde kwelders kunnen een complexe morfologie hebben

met kreekoeverwallen en daartussen gelegen depressies of kommen met een geblokkeerde afwatering. De hoogste delen kunnen daarbij ver zeewaarts liggen (kwelderwal), omdat de oudste ver van de kwelderrand gelegen delen nog maar weinig slib ontvangen.

Een vergelijking van het referentiebeeld en de huidige toestand van de kwelders leidt tot de conclusie dat afzonderlijke morfologische elementen van kwelderontwikkeling goed te herkennen zijn evenals de ontwikkelingsfase van een kwelder. Echter, een brede ontwikkelde kwelder waarin alle voor dit stadium karakteristieke elementen tegelijkertijd aanwezig zijn wordt nergens aangetroffen. Morfologisch gezien bevindt het merendeel van de kwelders zich in een intermediaire ontwikkelingsfase. Met betrekking tot vegetatieontwikkeling is op kwelders die niet worden beweid sprake van een sterke uitbreiding van een soortenarme Zeekweekvegetatie, die vaak wordt gezien als eindstadium van de vegetatiesuccessie op kwelders. In de Waddenzee bieden de rijshoutdammen van de kwelderwerken luwte waardoor er uitgebreide ontwikkelingskansen zijn voor een pioniervegetatie. Hoewel deze pioniervegetatie (H1310) hier nu nog een groot areaal beslaat, zullen in de toekomst door natuurlijke successie en het afnemen van de beschikbare ruimte binnen de kwelderwerken, de kansen voor dit habitatype afnemen. In het Deltagebied is het areaal van eenjarige pioniervegetatie relatief gering en wordt grotendeels bepaald door aanwezige strekdammen. Verder wordt de potentiële ruimte voor deze vegetatie tegenwoordig in beslag genomen door het in de vorige eeuw ingevoerde Engels slijkgras (*Spartina anglica*).

Beheer- en inrichtingsmaatregelen

Beheermaatregelen, zoals afgraven, kunnen de vegetatie tijdelijk terugzetten naar een eerder successiestadium. Ontpolderen is een maatregel die toepasbaar is in gebieden waar eroderende kwelders worden begrensd door een dijk, zoals in de Westerschelde. In de Oosterschelde is deze maatregel niet aan te raden, aangezien hier het estuarium al is overgedimensioneerd in verhouding met de getijdeamplitude door de dammen en keringen in het systeem. Afhankelijk van de doelstelling kan na een ontpoldering aanvullend beheer zoals beweiding noodzakelijk zijn. In de Waddenzee is het onderhoud van de rijshoutdammen van de buitenste rij (onbegroeide) bezinkvelden overal gestopt. Aangepast beheer van de overige rijshoutdammen zou meer ruimte kunnen bieden aan dynamiek en daarmee afwisseling van erosie en aangroei. Het onderhoud aan de kreken in de kwelderwerken is grotendeels gestopt en de kunstmatige afwateringen slibben vanwege hun overdimensionering geleidelijk dicht. Aanpassing van kreken in een gerijpte kwelder is zonder grootschalige ingrepen nagenoeg onmogelijk, omdat de erosie er maar zeer beperkt is. De pionierzone en aangrenzende delen van de lage kwelder zijn echter wel erosie gevoelig, zodat daar de kunstmatige ontwatering makkelijker een natuurlijker karakter kan krijgen. De huidige ervaring met het Nederlandse kwelderbeheer leert dat om de gestelde beheerdoelen te bereiken er al regelmatig wordt ingegrepen en bijgestuurd. Het monitoren en evalueren van de maatregelen zijn daarbij onmisbaar om gestelde doelen te bereiken.

Aanbevelingen

Concreet wordt voorgesteld om verjonging op drie mogelijke wijzen te bevorderen:

1. Ruimte geven aan ontwikkeling van meer natuurlijke kwelders, eventueel door eerst erosie van de bestaande kwelder toe te staan, met als insteek geen tot hooguit zeer minimaal beheer;
2. Het creëren van extra ruimte voor jonge successiestadia en kwelders om zich te ontwikkelen, zoals bij verkwelleren van zomerpolders of ontpolderen van binnendijkse polders;
3. Aanpassing of voortzetting van beheer binnen de bestaande vastelandskwelders waarbij verjonging en tegengaan van successie zoveel mogelijk wordt bevorderd. Het half-natuurlijke landschapstype blijft gehandhaafd en beheer blijft een bepalende factor.

Vanuit het oogpunt van waterveiligheid geldt dat bij inrichtingsmaatregelen die worden uitgevoerd op kwelders rekening dient te worden gehouden met de zone die in beheer van

het waterschap is. Ook met instabiliteitscriteria voor waterkeringen moet rekening worden gehouden. Daarnaast geldt dat:

1. Langjarige experimenten nodig zijn om beheer goed te kunnen evalueren;
2. Niet overal hetzelfde beheer nagestreefd moet worden;
3. Geen beheer ook een keuze is die voor diversiteit op grotere schaal zorgt;
4. Zowel voor waterveiligheid, als algemeen geldt dat de kans op succes van grootschalige beheeringrepen wordt vergroot door alle stakeholders vanaf het begin te betrekken.

Summary

Background

Salt marshes are vegetated parts of mudflats in the high intertidal. They get submerged regularly with salt water. Salt marshes are included in the EU Habitats Directive 1992 and as a consequence the Netherlands is responsible for maintaining quantity and quality of the three habitat types H1310 (annual pioneer vegetation with Glasswort (*Salicornia* spp.) and other salt tolerant species), H1320 (perennial pioneer vegetation with *Spartina* spp.) and H1330 (Atlantic salt marshes). In both the Southwest Delta and in the Wadden Sea the pioneer zone is threatened by erosion or lack of space. Similarly, the higher marsh zones are under pressure of increasing dominance of Sea rearing (*Elytrigia atherica*). Both developments are threatening the achievement of the Natura 2000 quality targets. The current management through grazing may not be adequate and alternatives need to be explored. This is complicated by human impact on fringing marshes. As a result, there is no shared restoration or management target for these areas and their development.

Objective

The objective of this report is to evaluate management measures that could be used for solving the above problems, namely:

- i) lowering the ground level by excavation,
- ii) de-poldering,
- iii) adapting drainage,
- iv) alternative management of the brushwood dams in the reclamation works.

To frame this evaluation a reference is composed for the Dutch fringing marshes. This reference includes geomorphologic, hydrologic and vegetation development over time. The reference can be used to assess the current state of salt marshes and to evaluate management measures. In addition, a modeling approach is used to quantify the effect of large-scale topsoil removal on required levee crest height.

Reference and current situation

The constructed reference describes various stages of development of a Dutch fringing marsh without human influence. The reference starts with marsh establishment through settlement of pioneer vegetation on the bare mudflat. The later stages are characterized by deep marshes with a differentiated vegetation zoning, a well-developed creek system and a marsh edge where cliff formation and rejuvenation alternate in space and time. Wider and more developed marshes can have a complex morphology with creek banks and depressions that are not drained. The highest parts of these marshes can lie seaward, such as the marsh edge, which receives most sediment.

A comparison of the reference and the current status of salt marshes leads to the conclusion that individual morphological features of salt marsh development are easily recognizable in the current situation. However, a wide well-developed marsh that shows all characteristics for this stage is nowhere to be found. Morphologically most of the salt marshes are in an intermediate stage of development. Ecologically, this is different. On salt marshes that are not grazed, there is a dominance of species-poor *Elytrigia* vegetation, which is often seen as the final stage of vegetation succession on salt marshes. In the Wadden Sea, the wooden groin systems provides benign conditions for development of pioneer marsh. Although annual pioneer vegetation (H1310) now covers a large area here, this is likely to diminish in the future through natural succession and decreasing space for this habitat type. In the Delta, the area of annual pioneer vegetation is already relatively small and most of the available space is occupied by the last century imported English cordgrass (*Spartina anglica*).

Management measures

Management measures, such as topsoil removal, may set vegetation back to an earlier succession stage temporarily. Managed re-alignment is a measure that can be used if salt marshes are confined in space because of a levee at their land site and are threatened by erosion in the front. This is for example the case in the Westerschelde. In the Oosterschelde, although erosion is occurring, managed re-alignment will not solve this problem as erosion is caused by restriction of tidal movement by the storm surge barrier. Depending on the objective, after depoldering additional management, such as grazing, may be necessary. In the Wadden Sea, the maintenance of permeable groins on the border of the pioneer zone and the mudflat was abolished. Allowing more dynamics in the maintenance and management of the other brushwood groins may offer more opportunities for development of new marshes. Filling of creeks will likely not induce erosion of old marsh and mostly maintenance of creeks is largely stopped and creeks are slowly silting at the ends. Additionally, maintenance of the main drainage channel can still be stopped entirely. To achieve management objectives for the Dutch salt marshes interventions have been happening regularly. Monitoring and evaluating management systematically is essential for evaluation of strategies.

Recommendations

Specifically, it is proposed to promote rejuvenation in three ways:

1. Create space for the development of natural salt marshes with little management measures, by allowing erosion of existing marsh habitat;
2. Create additional space for young successional stages by allowing submergence of summer polders and managed realignment;
3. Adaptation or continuation of current management with the aim to stimulate rejuvenation and to halt succession. Semi-natural character of Dutch fringing marshes is maintained and marshes remain regulated by management.

For flood safety, measures in salt marshes should take into account the zone close to the levee that is managed by the water boards. Additionally, instability criteria for flood defences should be taken into account with any proposed management measure. Furthermore, the following recommendations should be considered:

1. Long-term experiments are needed to properly evaluate management;
2. Not everywhere the same type of management should be applied;
3. Execution of no management at all is also a possibility that results in diversity on larger scales;
4. Both for flood risk management and in general, success of large-scale management measures is enlarged by early stakeholder involvement.

1 Inleiding

1.1 Achtergrond

De huidige beheerdoelen voor schorren en kwelders (habitattypen H1310-H1330) in de Zuidwestelijke Delta en de Waddenzee zijn voornamelijk ingegeven door Natura2000 en zijn voornamelijk gericht op kwantiteit (areaal) en kwaliteit (biodiversiteit en natuurlijkheid). Met betrekking tot de Natura2000-kwaliteitsdoelen voor de vastelandskwelders in Groningen, Friesland en Zeeland, is vastgesteld dat de kwelders aan het 'verouderen' zijn (Dijkema *et al.* 2007). Hieronder wordt verstaan dat de pionierzone en lage kwelder door natuurlijke successie afnemen ten gunste van hoge kwelder en dat de hoge en middelhoge kwelder worden overgenomen door Zeekweek (*Elytrigia atherica*) (Esselink *et al.* 2000b; Bakker *et al.* 2002; Dijkema *et al.* 2013). Deze eenzijdige ontwikkeling van kwelders wordt ingegeven door de beperkte ruimte die beschikbaar is voor natuurlijke kwelderdynamiek door het inpolderen en bedijken van intergetijdengebieden. Daarnaast kan een toename van stikstof in de lucht en bodem zorgen voor een versnelde vegetatie successie (m.e.r. 2012). Vaak is dynamiek als proces helemaal niet gewenst aangezien het bestaande areaal behouden of uitgebreid dient te worden en in het beheer wordt tegenwoordig op ruime schaal gebruik gemaakt van rijshoutdammen en soms zelfs van stortstenen dammen (Dijkema *et al.* 2011; De Groot *et al.* 2012). Vroeger werden deze dammen gebruikt om ophoging van kwelders te versnellen zodat ze konden worden ingepolderd. Op deze manier werd het climaxstadium met een homogene mat van Zeekweek nooit bereikt. Naast de toename van de Zeekweekvegetatie wordt door het vastleggen van de bestaande kwelders ook de kans op ontwikkeling van jongere successiestadia beperkt en zullen deze in de verdrukking komen (Esselink 2000; Bakker *et al.* 2002; Van Duin *et al.* 2007a).

Naast behoud van het huidige *areaal* aan kwelders (habitattypen H1310-H1330) vraagt Natura 2000 ook om handhaving van de *kwaliteit* van schorren/kwelders en slikken/wadplaten (H1140). Onder deze kwaliteit wordt de diversiteit als gevolg van een gradiënt in successiestadia verstaan. In de KRW beperkt kwaliteit zich tot de aanwezigheid van een duidelijke zonering (Dijkema 2005). Als maatregel om de diversiteit in de vastelandskwelders te optimaliseren zonder areaal kwijt te raken wordt momenteel een deel van de Nederlandse kwelders beweid. Op de vastelandskwelders in de Waddenzee gaat het om bijna het gehele kwelderareaal (Esselink *et al.* 2009). De pionierzone (H1310) is niet beweikbaar, maar hier is ook geen noodzaak tot beweiding. In het Deltagebied zijn de meeste schorren niet beweid met uitzondering van het Verdrongen Land van Saeftinghe. Veel schorren in de Zuidwestelijke Delta zijn te klein voor beweiding en hoewel beweiding leidt tot meer diversiteit is intensieve beweiding nadelig voor broedvogels en voor het natuurlijk aanzicht van de kwelder (Mandema *et al.* 2013; Nolte 2014). Daarnaast is veiligheid van vee ook vaak een knelpunt in kwelders met diepe krekens en zonder goede vluchtroutes. Daarom wordt verkend of er ook andere maatregelen zijn die aan de verbetering van de biodiversiteit en natuurlijkheid kunnen bijdragen.

Veel werk is al gedaan naar de effectiviteit van verschillende beheermaatregelen, zoals cyclisch beheer van kwelderwerken en het dempen van krekens (Bakker *et al.* 2002; Wolters *et al.* 2005b; Van Duin *et al.* 2007b; Dijkema *et al.* 2013). Echter, voor de half-natuurlijke kwelders is geen historisch en geografisch referentiebeeld beschikbaar (Esselink 2000) waaraan een oplossingsrichting kan worden ontleend en de wenselijkheid en effectiviteit van beheermaatregelen kunnen worden getoetst. Voor een samenhangend beheer is een onderbouwd referentiebeeld nodig voor de ontwikkeling van vastelandskwelders en -schorren. Dit kan geen statisch beeld zijn maar dient dynamiek en verjonging mee te nemen op basis

van een goed begrip van het gedrag van het gehele systeem op verschillende schalen in ruimte en tijd. Aan het feit dat soms op kleine schaal spontaan, dus zonder enige ingrepen, nieuwe kwelder wordt gevormd, wordt in dit rapport geen aandacht besteed, omdat dat geen verjonging van bestaande kwelders betreft, maar een natuurlijke uitbreiding van het bestaande kwelderareaal met jonge successiestadia op locaties waar meestal nog niet eerder kwelder aanwezig was. Het belangrijkste advies is om deze ontwikkelingen ongestoord te laten.

1.2 Doel

Het doel van het huidige onderzoek is:

- Een referentiebeeld te schetsen voor vastelandskwelders, dat kan dienen als basis voor een samenhangend beheer. Dit referentiebeeld omvat de ontwikkeling van geomorfologie, krekenspatronen en vegetatie.
- Te bepalen welke grootschalige maatregelen mogelijk zijn om verjonging van vastelandskwelders te bewerkstelligen (naast de op dit moment al grootschalig toegepaste beweiding), gegeven de grootschalige autonome ontwikkelingen van de gebieden rond de kwelders. Daarbij is specifieke aandacht voor de effectiviteit in het realiseren van natuurdoelen. Zoekrichtingen zijn:
 - o afgraven;
 - o uitpolderen/wisselpolders;
 - o alternatief beheer rijshoutdammen, waaronder beheer zeewaartse kwelderrand; en
 - o afwatering beïnvloeden.
- Te bepalen welke effecten bovengenoemde maatregelen op de kustbescherming hebben (golfimpact op de dijk, maar ook mogelijke effecten op stabiliteit van de dijk en onderloopsheid of piping).

Het referentiebeeld en de evaluatie van maatregelen moet leiden tot betere richtlijnen voor beheerders voor het gebruik van welke maatregel in welke situatie. Naast deze visie zal een overzicht van ontbrekende kennis worden gegeven leidend tot aanbevelingen voor een uit te voeren praktijkexperiment.

1.3 Leeswijzer

Om bovenstaande vragen te beantwoorden en het ontwikkelen van een coherente beheersvisie te vergemakkelijken wordt in Hoofdstuk 2 een referentiebeeld geconstrueerd dat de verschillende fasen van kwelderontwikkeling beschrijft aan de hand van morfologie, sedimentatie, waterhuishouding en vegetatiesamenstelling. In hoofdstuk 3 wordt een beschrijving gegeven van de huidige situatie van de vastelandskwelders in Nederland en vergeleken met het referentiebeeld. Hoofdstuk 4 geeft een opsomming van de inrichtingsmaatregelen die in dit rapport zijn geëvalueerd en van voor- en nadelen per maatregel. De effecten van die maatregelen op waterveiligheid met een focus op de maatregel 'afgraven' worden bekeken in hoofdstuk 5. Al deze kennis wordt bijeengebracht in Hoofdstuk 6 dat de synthese van dit rapport is en aanbevelingen geeft over het beheer van de Nederlandse vastelandskwelders met de huidige situatie als uitgangspunt. De synthese evalueert de mogelijke maatregelen (H4) en de effecten van die maatregelen op de waterveiligheidsfunctie van kwelders (H5) en op het voorkomen van Zeekweek. Dit rapport is daarmee een voorzet voor een discussie met beheerders over welke maatregelen waar het best geïmplementeerd kunnen worden.

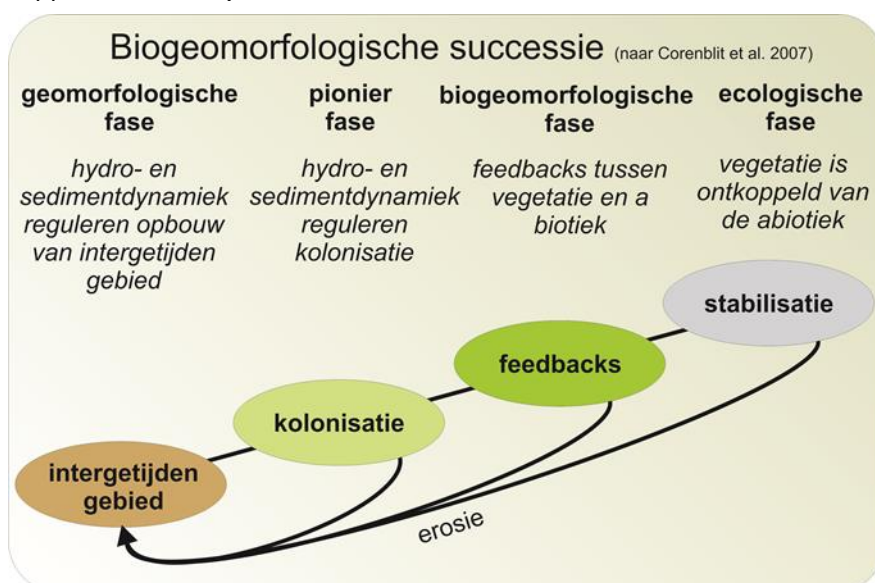
2 Referentiebeeld kwelders

2.1 Definitie

Kwelders, of schorren, zijn gebieden begroeid met kruiden, grassen of lage struiken die regelmatig (gemiddeld 5 keer per jaar of vaker) worden overstroomd door zout of brak water (Adam 1990). Onder zout of brak wordt verstaan meer dan 0.5 g opgeloste stof per kg water (Odum 1988). Kwelders komen voor in het bovenste gedeelte van het intergetijdengebied tot onder het gemiddelde hoogwaterniveau langs laag dynamische kusten, die vaak gekarakteriseerd worden door een hoger slibgehalte in het sediment (Allen & Pye 1992). Voor de consistentie zullen we in dit rapport de benaming wad en kwelder aanhouden, maar hier worden ook slik en schor of gors mee bedoeld (zie begrippenlijst in bijlage 1).

2.2 Biogeomorfologische successie

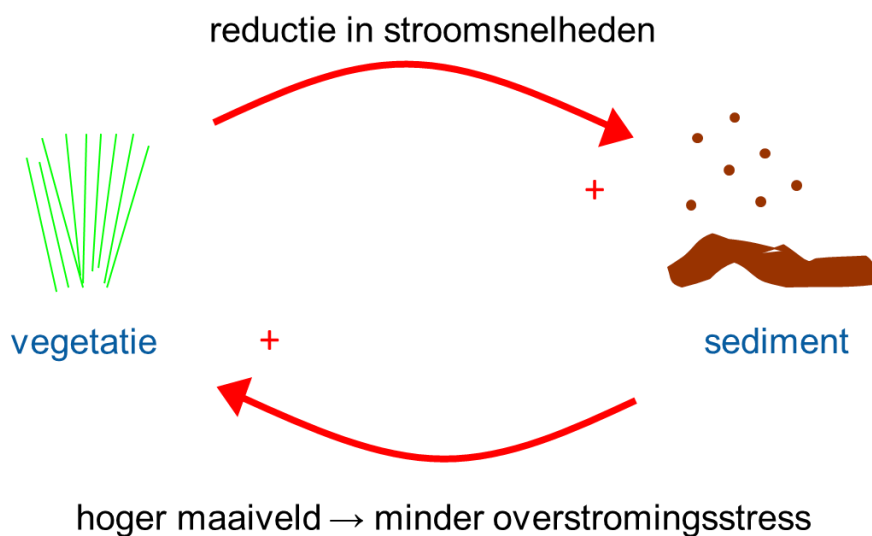
De ontwikkeling van een kwelder wordt bepaald door externe drijvende factoren, zoals hydrodynamica, sedimentaanbod, relatieve zeespiegelstijging en de als gevolg veranderde accommodatieruimte, en interne drijvende factoren, namelijk de huidige toestand van de kwelder. De ontwikkeling van een kwelder is de resultante van de veranderingen van deze factoren. De veranderingen op de kwelder in de vegetatie en de morfologie, als gevolg van veranderingen in de externe factoren vinden plaats met enige traagheid (Dankers *et al.* 1987). Daarnaast zijn meerdere studies verschenen van situaties waarin erosie en aangroei van kwelders elkaar in een cyclisch proces afwisselen (Van de Koppel *et al.* 2005) of gelijktijdig binnen dezelfde kwelder plaats vinden (Van Wesenbeeck *et al.* 2008a). Kwelders zijn biogeomorfologische systemen en zijn bij uitstek landschapsvormen die ontstaan door de interactie tussen biologie, hydrodynamica en sedimentatie (Viles 1988; Allen 2000; Van De Koppel *et al.* 2012).



Figuur 2.1. Biogeomorfologische successie (naar: Corenblit *et al.* 2007) aangepast voor kweldervorming.

In riviergebieden wordt gesproken van biogeomorfologische successie (Figuur 2.1). De vegetatie koloniseert daar jaarlijks de overstromende oeverstreek, vermindert erosie en zet daarmee de biogeomorfologische successie in gang (Corenblit *et al.* 2007). De dynamiek op

het kale wad wordt hoofdzakelijk door fysische processen gestuurd (Figuur 2.1). In geval van aanhoudende sedimentatie op het wad ontstaan er kansen voor vestiging van pioniervegetatie zoals *Salicornia sp.* en *Spartina sp.* zodra voldoende hoogte in relatie tot overstromingsduur is gerealiseerd. Wanneer deze vegetatie voldoende dichtheid heeft wordt de stroming tijdens vloed voldoende afgeremd om slib te laten bezinken (Figuur 2.2). Dit versterkt het sedimentatieproces en zorgt ervoor dat de kwelder toeneemt in hoogte. Hierdoor kunnen eerst plantensoorten van de lage kwelder zich uitbreiden en in een later stadium ook soorten van de midden- en hoge kwelderzones. De ondergrens van de begroeiing in de pionierzone wordt veelal bepaald door de tolerantie van pioniersoorten voor overstroming, lage bodemaeratie, zoutgehalte of een combinatie van deze factoren. Een hoger maaiveld betekent dat de overstroming geleidelijk verder vermindert, de sedimentatie af neemt en de vegetatieontwikkeling niet meer direct gestuurd wordt door de abiotische processen (Figuur 2.2). Hier worden biologische principes zoals competitie tussen soorten sturend in het bepalen van de structuur van de gemeenschappen (Bertness 1991). Verstoringen of afbrekende processen zoals verticale erosie kunnen de successie weer terug in de tijd zetten.



Figuur 2.2. Interactie tussen vegetatie, hydrodynamiek en opslibbing

Met deze factoren als uitgangspunt presenteren we hier een conceptueel model van de ontwikkeling van relatief diepe (> 500m) vastelandskwelders. Op basis van literatuur, expertkennis, hoogteprofielen en vegetatiekaarten van bestaande kwelders zijn er zes morfologische ontwikkelingsstadia van een referentiekwelder opgesteld (Figuur 2.3). Voor elk profiel geven we een uitwerking op gebied van morfologie, krekpatronen en vegetatie.

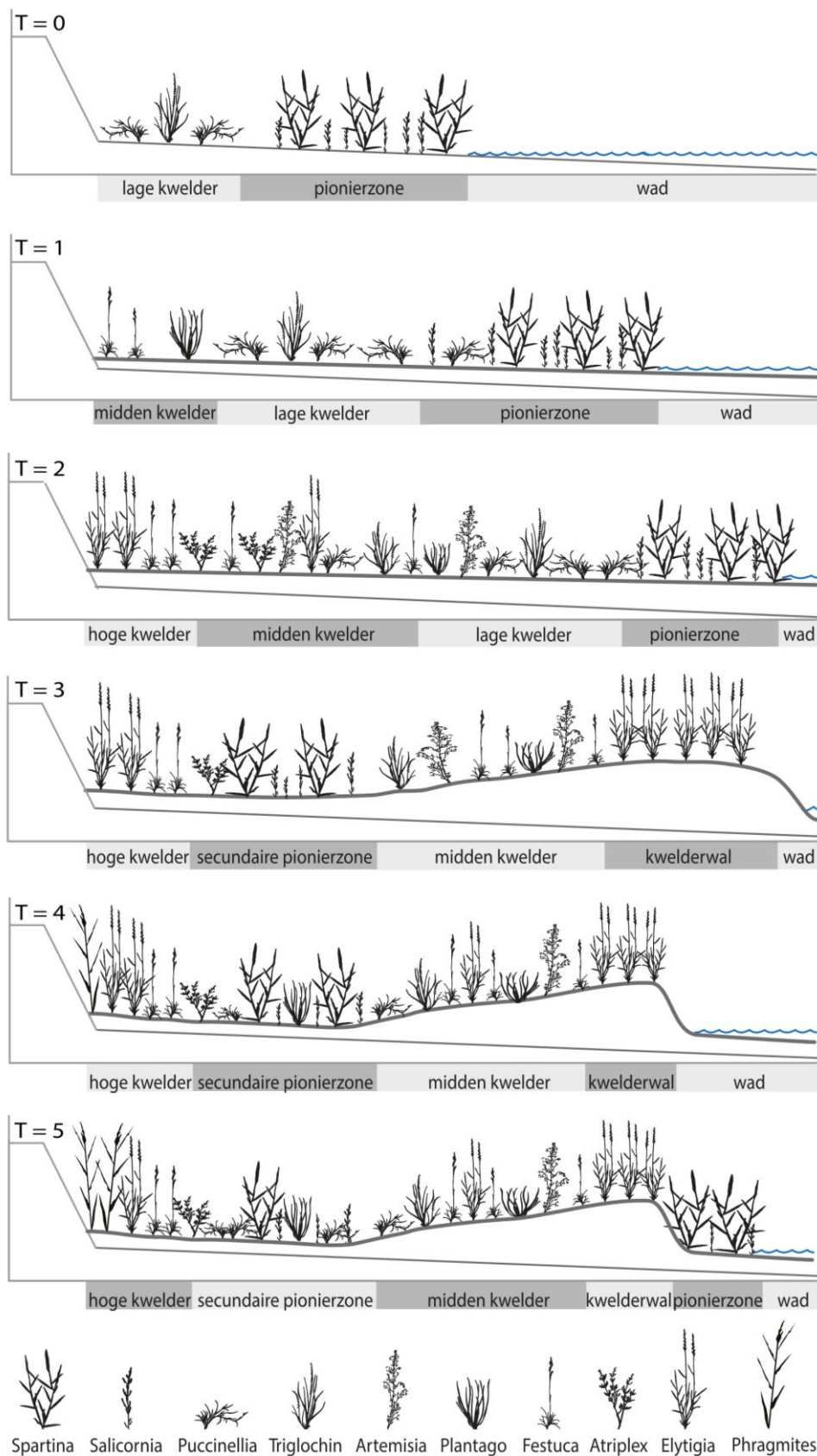
2.3 Morfologie

Wadplaten hebben een belangrijke rol als opslag en doorvoer van het sediment voor de kwelders, en in het dempen van golven en stroming. Ze kunnen een concaaf (hol) of een convex (bol) profiel hebben. De invloed van het getij leidt door het aanvoeren van sediment tot een convex profiel. Erosie door golven en/of stroming leidt meestal tot een concaaf profiel (Beeftink 1967; Bearman *et al.* 2010). Concave wadplaten duiden daarom meestal op erosie en convexe plaatprofielen op opslibbing (Figuur 2.3a, T=0). Als de platen iets onder gemiddeld hoog water (GHW), met een droogvalperiode van >12 uur per dag, liggen kan vegetatie zich vestigen en begint kweldervorming (Figuur 2.3a, T=1).

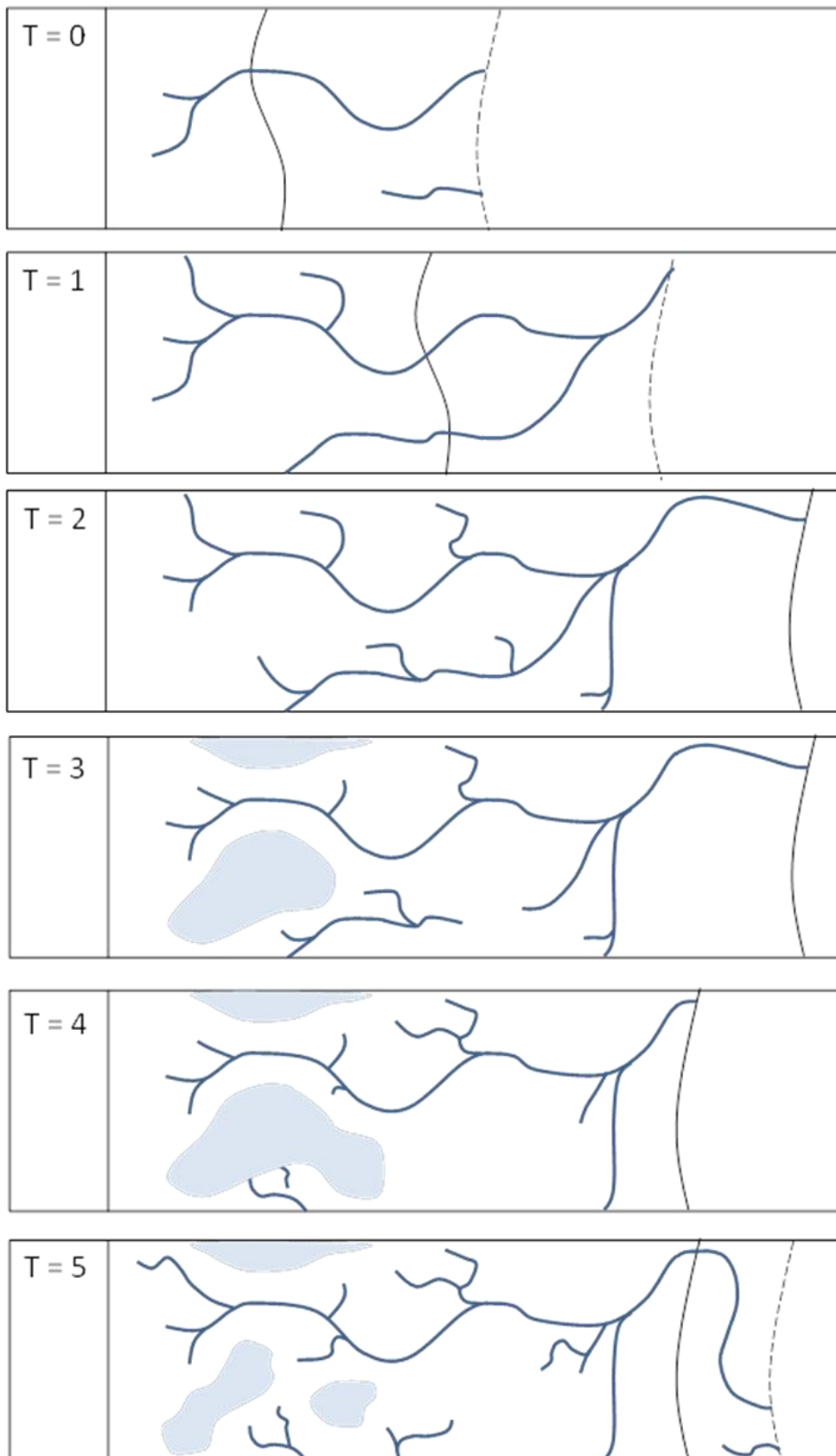
Wanneer de vegetatie voldoende dichtheid heeft bereikt om een remmende invloed te hebben op de waterbeweging, zakt er meer sediment uit de waterkolom (Figuur 2.3a, T=1). Als gevolg krijgt de vegetatie een sturende rol in de hoogteontwikkeling. Lagere delen hebben een hoge opslibbingssnelheid dan hoge (Allen 2000; Temmerman *et al.* 2003;

Suchrow *et al.* 2012) waardoor het initieel hellende profiel niet lang kan bestaan (Figuur 2.3a, T=2). Ook neemt de sedimentatiesnelheid af met de tijd, doordat de gebieden ophogen en daarmee minder vaak overstromen (Figuur 2.3a, T=2). In het begin wordt veel water en sediment direct via de kwelderrand aangevoerd (zie paragraaf 2.4). Naarmate de kwelder hoger wordt gaan krekken een belangrijkere rol spelen bij het aanvoeren van water en sediment (Figuur 2.3a, T=3, (Allen 2000)). In de rustigere perioden stroomt het water vooral de krekken in en zet sediment zich af op de bodem. Echter, tijdens normale condities voeren de krekken relatief weinig sediment aan (Stumpf 1983). Tijdens hogere tijden en stormvloed stroomt het water door de krekken met veel kracht naar binnen, waardoor het sediment weer in suspensie wordt gebracht en wordt meegenomen. Vervolgens komt het water over de kreekranden de kwelder op. Onder deze condities treedt de meeste sedimentatie op (Stumpf 1983). Zodra water over de kreekrand op de kwelder komt, neemt de stroomsnelheid drastisch af, waardoor de transportcapaciteit van het water ook wegvalt en veel sediment bezinkt in de nabijheid van de kreek (Stumpf 1983; Temmerman *et al.* 2003). Zo ontstaat er aan weerszijden van de kreek een oeverwal (Esselink *et al.* 1998). De hoogte van de kwelder vanaf de kreek of geul neemt af door de dikteverschillen van de afzettingen en doordat fijner sediment meer inklinkt. Iets soortgelijks gebeurt ook vanaf zee naar land. Het water komt de kwelder op en de eerste vegetatie haalt de energie uit het water, waardoor een belangrijk deel van het sediment bezinkt op de kwelderrand (Temmerman *et al.* 2003). Dit leidt tot een sterke sedimentatie aan de zeekant en minder aanvoer van sediment verder landwaarts (Stock 2011; Suchrow *et al.* 2012), waarbij in deze richting ook het aandeel klei in de bodem toeneemt (De Groot *et al.* 2011). In combinatie met klink van de klei leidt dit tot reliëfinversie op de kwelder. Zo ontstaat er in grote lijnen in een kwelderprofiel een kom die lager ligt dan het zeewaartse gedeelte (T=3).

Wanneer de horizontale aanwas van de kwelder stagneert en de kwelderrand erg hoog en steil wordt kan de rand gaan eroderen en vormt zich een klif (Figuur 2.3a, T=4). De stagnatie van kwelderaanwas treedt op wanneer de ruimte van het voorliggend wad te krap wordt, door bijvoorbeeld het opschuiven van een geul op het wad richting kwelderrand of wanneer de sedimentaanvoer afneemt in de pionierzone (Dijkema *et al.* 2009). De erosie laat het klif langzaam landwaarts bewegen, tot erosie weer plaats maakt voor sedimentatie aan de zeezijde (Figuur 2.3a, T=5). Bij het eroderen van het klif wordt een deel van het sediment door golven op het klif geworpen waardoor het reliëf nog geprononceerder kan worden. Na terugtrekking van het klif kan soms weer opslibbing plaats vinden op het wad voor het klif. Het proces waarbij oude kwelders afslaan en voor het klif weer een nieuwe jonge kwelder groeit, kan onderdeel zijn van een cyclische successie (Yapp *et al.* 1917; Jakobsen 1954; Van de Koppel *et al.* 2005). Een dergelijke secundaire kwelder kan na verloop van tijd ook zelf weer een klif vormen.



Figuur 2.3a: Overzicht van de opeenvolgende ontwikkelingsstadia van vastelandskwelders. $T = 0$: convexe wadplaat profiel met beginnende kweldervorming, $T = 1$: ontwikkelde kwelder met alle zones aanwezig, $T = 2$: volledig ontwikkelde kwelder met vrijwel recht horizontaal profiel, $T = 3$: kom en oeverwal systeem met secundaire pionierzone, $T = 4$: kliferosie en brakke zone, $T = 5$: opslibbing voor de klif en nieuwe kweldervorming.



Figuur 2.3b: Overzicht van de kreekpatronen voor de opeenvolgende stadia van vastelandskwelderontwikkeling. Gestippelde lijn is rond gemiddeld laag water. De doorgetrokken lijn is de overgang van wad naar kwelder. T=0: vorming eerste krekken, T=1: krekken breiden zich uit, T=2: voortgaande uitbreiding van krekken, hogere drainagedichtheid, T=3: dichtslibben of instorten krekken, ontstaan van slecht gedraineerde stukken, T=4: nieuwe krekken vanuit natte stukken, T=5: nieuwe krekken in nieuwe pionierzone, komen beter gedraineerd.

2.4 Kreekenpatronen

In de eerste fase van kweldervorming ontwikkelen de kreken zich samen met de vestiging van de vegetatie (Figuur 2.3b, $T=0$). Er zijn twee mechanismen die sturen hoe het kreekenpatroon in kwelders er uit gaat zien, namelijk topografie en vegetatie (Long & Mason 1983; Schwarz *et al.* 2014). De diepte van de al aanwezige geulen in het wad lijkt te bepalen of de al aanwezige topografie dominant is (bij diepere geulen) of het effect van vegetatie (bij een homogene uitgangssituatie) (Temmerman *et al.* 2007; Schwarz *et al.* 2014). In het eerste geval heeft de vegetatie een stabiliserende invloed op de kreken die al in de basis aanwezig waren op het wad (D'Alpaos *et al.* 2005; Townend *et al.* 2011). In het tweede geval beïnvloedt de vegetatie waar de kreken zullen insnijden (Temmerman *et al.* 2005b).

Op de lagere kwelder wordt in de loop van de tijd de bijdrage van de vegetatie aan de kreekvorming belangrijker. In het begin is de overgang tussen kwelderrand en wad geleidelijk, zodat veel water over de kwelderrand het gebied in komt en het kreekenpatroon nog niet zeer uitgebreid hoeft te zijn om de kwelder te draineren (Figuur 2.3b, $T=1$) (French & Stoddart 1992; Temmerman *et al.* 2005a). De waterstroom wordt geconcentreerd in de lagere delen tussen de planten, waardoor daar minder sediment tot bezinking kan komen of zelfs uitschuring optreedt (Temmerman *et al.* 2005a; Van Wesenbeeck *et al.* 2008b). Op de hogere delen vestigt zich een dichter plantendek. De vestiging van vegetatie zorgt ervoor dat de stroming zich verder concentreert, waardoor kreken zich vormen (Figuur 2.3b, $T=0$ en $T=1$) (Kirwan & Murray 2007; Temmerman *et al.* 2007).

De kreken breiden zich door achterwaartse insnijding uit (French & Stoddart 1992; Allen 2000), en worden belangrijker voor en aan- en afvoeren van water en sediment omdat de kwelderrand hoger wordt (Figuur 2.3b, $T=2$). Ze worden dieper door insnijding in de ondergrond en/of het ophogen van het kwelderoppervlak tussen de kreken in (Allen 2000). De locatie van de kreken blijft grotendeels gelijk: ze kunnen lateraal migreren en achterwaarts insnijden, maar de grote lijnen veranderen niet (Allen 2000). Ook het uitbreiden van de kwelder over het wad, en daarmee wadwaarts verlengen van de kreken zorgt voor een vergroting van het krekennetwerk (Figuur 2.3b, $T=1$ en $T=2$). Als de kwelder zo hoog wordt dat er minder water boven komt te staan, slibt een deel van de kreken weer dicht (Figuur 2.3b, $T=3$) (Allen 2000). Ook kunnen door ondergraving van de oevers blokken klei in de kreek vallen, waardoor de kreek deels wordt afgedamd.

In natuurlijke kwelders kunnen ook poeltjes aanwezig zijn die slechts door sterke zomerse verdamping kunnen opdrogen, maar anders permanent water bevatten omdat ze niet zijn aangesloten op het afwaterende krekensysteem (Yapp *et al.* 1917; Van Duin & Dijkema 2012). Het krekensysteem blijkt zich niet altijd voldoende te ontwikkelen om verder van het wad gelegen delen snel te ontwateren (waardoor er langdurig water blijft staan (Figuur 2.3b, $T=3$ en $T=4$). Dit kan ook gebeuren doordat de oeverwallen sneller opslibben dan de kommen en daarmee de drainage van de kommen bemoeilijken (Townend *et al.* 2011). In de Dollard is hetzelfde als gevolg van het dichtslibben van overgedimensioneerde kunstmatige greppelpatroon gebeurd (Esselink *et al.* 2002). Ondergraving met instorting van de kreekrand tot gevolg is een andere mogelijkheid waardoor een kreek wordt geblokkeerd en een kom zonder drainage ontstaat (Dijkema *et al.* 2011). Na verloop van tijd ontstaan vanuit de kreek naar de kom, door terugschrijdende erosie, nieuwe verbindingen waardoor de kom ontwaterd wordt en vegetatie zich weer kan vestigen, nu vanaf secundaire pioniervegetatie. (Figuur 2.3b, $T=4$ en $T=5$). Als een kwelder zich horizontaal niet verder kan uitbreiden door bijvoorbeeld aanwezigheid van een geul of steil aflopend voorliggend wad, maar verticaal wel groeit door opslibbing verdwijnt de pionierzone en kan een klif ontstaan. Door erosie verplaatst het klif zich richting dijk. Wanneer het klif ver genoeg teruggeschreden is, kan zich een nieuwe pionierzone op het wad voor het klif vormen. Hierbij ontstaat ook weer een nieuw kreekenpatroon (Figuur 2.3b, $T=5$). Dit zal meestal aansluiten op de kreken in de

bestaande kwelder, omdat de waterstroom met eb al is geconcentreerd bij de uitgang van de bestaande kreek.

2.5 Vegetatie

Het onbegroeide wad wordt gekoloniseerd door vegetatie zodra voldoende hoogte is bereikt en de overstromingsduur niet te lang meer is (iets onder GHW). Dan kunnen naast algen ook planten als Langrigras (*Salicornia procumbens*) en Engels slijkgras (*Spartina anglica*) zich vestigen, op voorwaarde dat de dynamiek laag genoeg is en de ontwatering voldoende. Deze pionierplanten kunnen de kweldervorming versnellen door prielvorming te faciliteren of, in het geval van Engels slijkgras, sediment in te vangen en vast te houden. Als de kwelderhoogte voldoende is toegenomen zullen zich ook andere plantensoorten vestigen met als een van de belangrijkste Gewoon kweldergras (*Puccinella maritima*). Naast Gewoon kweldergras, bestaat de dichte vegetatie van de lagere kwelder uit planten zoals paars bloeiende Zulte of Zeeaster (*Aster tripolium*) (Figuur 2.3a, T=1) (Dijkema *et al.* 1990). Als de kwelder hoger wordt nemen de overstromingsfrequentie en -duur af en verandert ook het plantendek. Gewoon kweldergras verdwijnt en maakt plaats voor planten als Roodzwenkgras (*Festuca rubra*), Gewone zoutmelde (*Atriplex portulacoides*) en Zeealsem (*Artemisia maritima*) (Figuur 2.3a, T=2) (Beeftink 1966). Naarmate de kwelder nog hoger wordt begint de dominantie van Zeekweek (*Elytrigia atherica*). Zeekweek vestigt zich eerst vooral op de hogere delen zoals de oeverwallen en dicht bij de dijk (Figuur 2.3a, T=3), maar kan zich later ook naar lagere delen uitbreiden (Veeneklaas 2013).

Naarmate het kom- en oeverwallensysteem geprononceerder wordt zal in de kommen, met enige na-ijleffecten, door slechte afwatering, beperkte sedimentaanvoer en soms juist sterke verdroging, regressie van de vegetatie optreden (Figuur 2.3a, T=3). Uiteindelijk ontwikkelen deze kommen zich tot een secundaire pioniervegetatie (Esselink *et al.* 2002). De term secundaire pioniervegetatie wordt hier gebruikt om te benadrukken dat de vegetatiesamenstelling in de kommen grote gelijkenis vertoont met de (primaire) pionierzone op de overgang tussen kwelder en wad, maar hier een hoger gelegen standplaats heeft. Zonder antropogene invloed (beweiding) zal de secundaire pioniervegetatie worden gedomineerd door Engels slijkgras, maar er kan ook Zeekraal (*Salicornia europaea*) of Schorrenkruid (*Suaeda maritima*) voorkomen. In de Dollard is de Engels slijkgras-vegetatie door begrazing van rhizomen door de Grauwe gans verdwenen en deels vervangen door kaal substraat (Esselink *et al.* 1997). In brakke omstandigheden kan de secundaire pioniervegetatie ook door Zeebies (*Scirpus maritimus*) worden gedomineerd, zoals in Saeftinghe en ligt een successie naar Riet (*Phragmites australis*) voor de hand. Dit wordt zowel in de Dollard als in Saeftinghe momenteel waargenomen (Figuur 2.3a, T=4). Indien de natte delen weer worden ontwaterd door een achterwaarts insnijdende kreek kan op deze plekken door hernieuwde successie weer een vegetatiegemeenschap van de lage kwelder ontwikkelen. Bij extensieve beweiding kan in deze zone op den duur ook een soortenrijke vegetatie van Gewoon kweldergras, Zeeaster en Zeeweegbree (*Plantago maritima*) groeien (Figuur 2.3a, T=4). Bij intensievere beweiding van koeien en paarden ontstaan er door vertrapping diepe sporen, die leiden tot blijvende kale natte plekken.

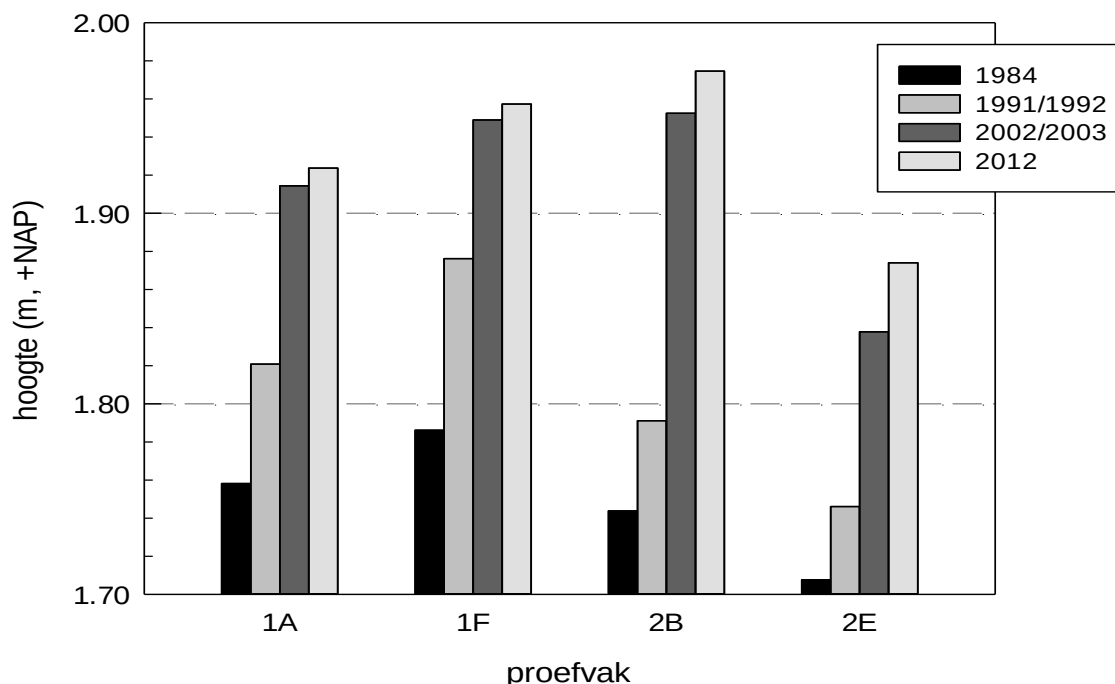
3 Vastelandskwelders Waddenzee en Delta

Om een goed beeld te krijgen van waar het probleem van veroudering speelt en hoe groot dit is, is de huidige situatie in de vastelandskwelders van de Waddenzee en Delta geëvalueerd. Hiervoor is gekeken naar de verspreiding van Zeekweek in relatie tot kwelderzone en hoogte. Veel van deze informatie kon verkregen worden uit eerder gepubliceerde rapporten. Daarnaast is de dynamiek van de verschillende kwelderzones (pionier, laag, midden en hoog) over een langere periode vergeleken. Profielen over de kwelder, die zijn getrokken in ArcGis, geven inzicht in de huidige hoogte en hoogtetradiënten op kwelders. Voor de hoogtedata is gebruik gemaakt van de digitale hoogtemodellen (LiDAR); voor vegetatiedata van de VEGWAD karteringen van Rijkswaterstaat.

3.1 Trends in bodemhoogte en opslibbing

Het Waddengebied was in het verleden stukken omvangrijker dan nu. De voortschrijdende inpolderingen hebben het gebied niet alleen kleiner gemaakt maar ook invloed gehad op de fysische processen in het gebied (Esselink 2000). Coastal squeeze is mogelijk een van de effecten die optreedt in het gebied, waarbij het totale areaal tussen GHW en NAP is afgenomen (Doody 2004). Voor de Waddenzee en Zuidwestelijke delta ontwikkelen de concave en convexe profielen zich vooral bij platen tussen gemiddeld hoogwater (GHW) en NAP (=momenteel ongeveer gemiddeld zeeniveau). Tussen NAP en gemiddeld laagwater (GLW) hebben de platen veelal al een lineair aflopend of een convex profiel. Ongeveer een vijfde deel van de intergetijdenplaten bevindt zich momenteel tussen GHW en NAP. De relatief steile energiegradiënt die mogelijk is ontstaan kan sedimentatie van fijnkorrelig sediment op de hoge intergetijdenplaten bemoeilijken (Flemming & Nyandwi 1994), met uitzondering van de locaties waar door bezinkvelden luwte is gecreëerd. Dit kan eveneens betekenen dat de hoge intergetijdenplaten tussen GHW en NAP gevoelig zijn voor veranderingen in de mogelijkheden voor sediment om te bezinken, zoals meer en intensievere stormen (Janssen-Stelder 2000a). Mogelijke gevolgen zijn het afnemen van het potentiële areaal voor nieuwe kweldervorming en het gevoeliger worden van het systeem voor veranderingen in sedimentatiesnelheden.

In de Dollard lijkt sprake van een relatie tussen plaathoogte en het niveau van GHW (Esselink et al. 2011). Vanaf 1952 liet de Dollard als gevolg van sedimentatie een voortgaande inhoudsverkleining zien, maar rond 1985 kwam hier verandering in die samenviel met een afvlakking van de stijging van GHW. Vooralsnog is het onduidelijk of de sedimentatiepatronen in de geulen en op de platen de kwelderontwikkeling in de Dollard hebben beïnvloed. De geleidelijke afslag van de kwelders langs een groot deel van de kustlijn is waarschijnlijk het gevolg van golven (Esselink et al. 2011). Alleen in de minder geëxponeerde zuidwesthoek van de baai is in periode 1981 – 2009 sprake van aangroei geweest. Tussen 1984 en 2012 is de hoogte van de oostelijke Dollardkwelders in totaal viermaal opgenomen (Esselink et al. 2013). Hoewel nog niet al deze data uitgebreid is geanalyseerd lijkt er sprake van een scherp contrast in hoogteontwikkeling tussen eerdere periodes en laatste periode van 2002/03 – 2012. In de bijna 20 jarige periode van 1984 t/m 2002/03 nam de hoogte van de vier meetvakken toe met gemiddeld 8.7 mm/jaar (Esselink et al. 2011; Figuur 3.5; in de laatste periode varieerde de toename met niet meer dan 0.9 – 4.0 mm/jaar tussen de vakken (Fig. 3.5). Hier is tot nu toe geen eenduidige verklaring voor gevonden.



Figuur 3.5 Hoogteontwikkeling van de oostelijke Dollardkwelders in de periode 1984 – 2012 (uit Esselink et al. 2013).

De Oosterschelde is sterk beïnvloed door de aanleg van de Oosterscheldekering en de compartimenteringsdammen. Het systeem is morfologisch uit evenwicht en zandinput vanuit de Noordzee wordt door de stormvloedkering beperkt met erosie van het intergetijdengebied als gevolg (de Ronde *et al.* 2013). In de Westerschelde is de golfaanval lokaal toegenomen door de hekgolven van passerende schepen. Voor de Westerschelde worden de veranderingen in profielvorm van de intergetijdengebieden meegenomen in beheer en in het bepalen van het bagger- en stortregime. Ook in de Wadden zijn veranderingen in profielvorm een belangrijke indicator van de toestand van het systeem en van optredende erosie of depositie, ook in de achterliggende kwelderwerken. Daarnaast is overal een voldoende breed profiel en voldoende hoogte noodzakelijk voor de vestiging van vegetatie.

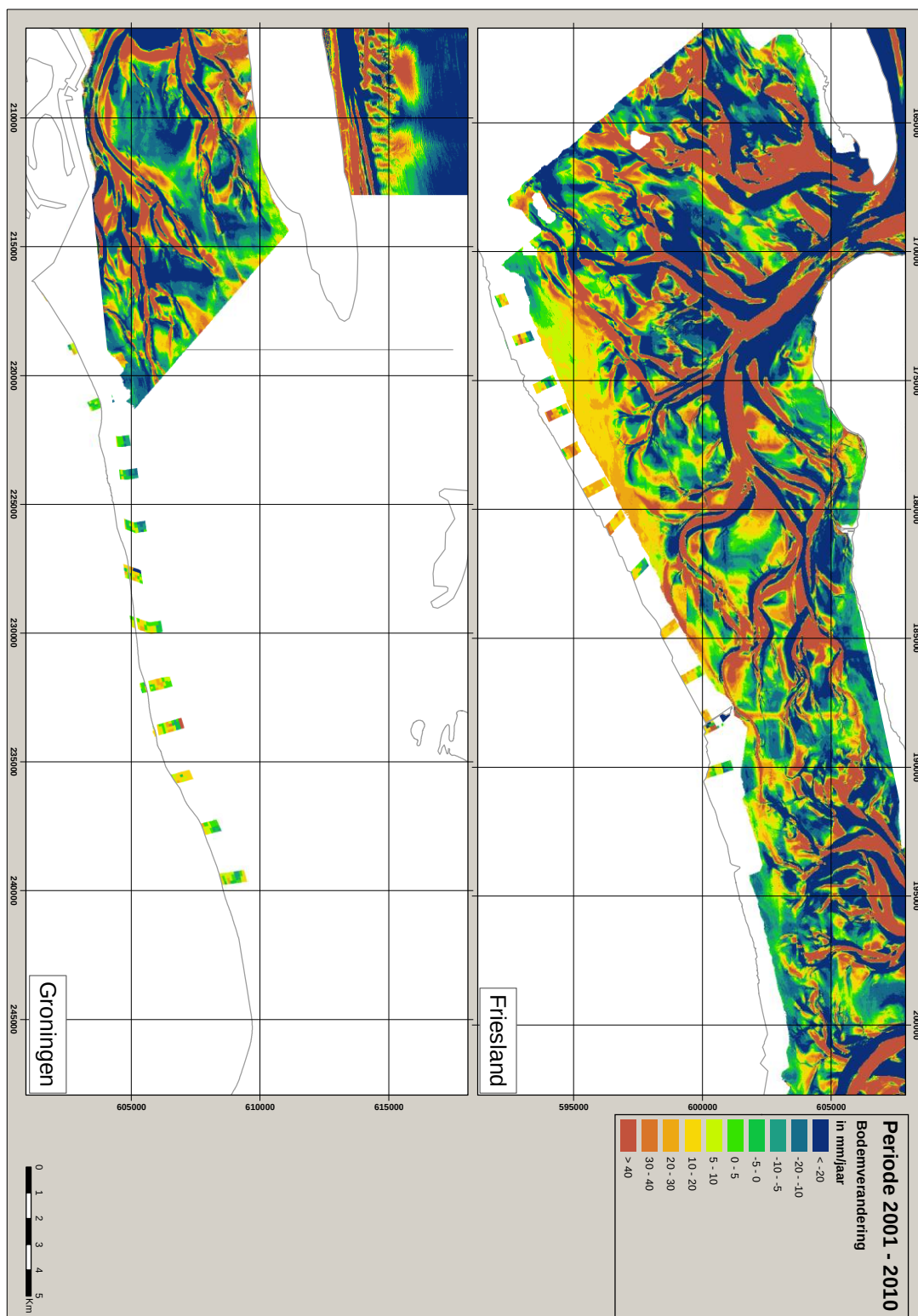
Om een goed beeld te krijgen van ontwikkelingen in de opslibbing van de huidige kwelders is voor het Waddengebied gebruik gemaakt van de RWS/IMARES monitoringdata tussen 1960 en 2010 (Dijkema *et al.* 2013). Deze bestrijken de kust van Friesland en die van Noord-Groningen. Een dergelijk datareeks voor de kwelders in de Zuidwestelijke Delta is niet bekend. De kleinschalige trends voor opslibbing binnen de kwelder zijn bekeken en vergeleken met de grootschalige trends van sedimentatie en erosie in de Waddenzee. De hoogtemetingen zijn gemiddeld per pandje en geïnterpoleerd in de tijd. De in Figuur 3.6 getoonde meetvakken bevatten zowel begroeide (dijkzijde) als onbegroeide delen (wadzijde). Deze laten vaak verschillende trends in grootte en/of richting zien (Dijkema *et al.* 2013): kustlangs zijn er in de kwelderwerken trends in gebieden met meer en minder sedimentatie te zien. Het oostelijke deel van de Friese kwelderwerken slibt in het begin sneller op dan het deel in het midden, en in de loop van de tijd breidt het sneller opslibbende deel zich meer naar het midden van het gebied uit. In de Groningse kwelderwerken bevond zich tot circa 1990 een sedimentatieoptimum iets ten westen van het midden van het gebied.

De veranderingen in bodemhoogte voor de vastelandskwelders van Groningen en Friesland tussen 2001 en 2010 zijn samen met de grootschalige trends op het wad te vinden in Figuur 3.6. De figuren van andere periodes zijn te vinden in Bijlage 3. De ontwikkeling van de voorste, onbegroeide meetvakken is in sterke mate gekoppeld aan de ontwikkeling van het daarvoor liggende wad. De laatste 80 jaar is er sterke sedimentatie aan het vasteland tussen de zeegaten 't Vlie (tussen Vlieland en Terschelling) en het Borndiep (tussen Terschelling en Ameland). Oostelijk hiervan bevindt zich een gebied waar erosie en sedimentatie elkaar

afwisselen. De buitenste sedimentatievelden geven een gelijksoortig beeld: sedimentatie of juist erosie overheerst in de velden waar ook op het voorliggende wad sedimentatie respectievelijk erosie optreedt. Een vergelijkbaar patroon werd gevonden in San Fransisco Bay (Bearman *et al.* 2010). In de kwelderpandjes aan de landzijde van de meetvakken is de relatie met sedimentatie- en erosiepatronen op het voorliggende wad op een deel van de locaties wel aanwezig, maar minder duidelijk. De aanwezigheid van kweldervegetatie in combinatie met beheer van rijshoutdammen zorgt er dus voor dat de trends in opslibbing meer autonoom worden. Echter, zelfs met intensief beheer, zoals in het geval van de kwelderwerken, lijkt er een relatie te blijven bestaan tussen ontwikkelingen op de kwelder en op het wad. Er zijn uitzonderingen waar het erosie betreft, die grotendeels kunnen worden verklaard door de aanwezigheid van geulen voor de kust. Bijvoorbeeld waar geulen dicht bij de kust liggen en geen erosie veroorzaken op het wad maar wel in de meetvakken. Erosie van de kwelder wordt daar veroorzaakt door een sterkere doordringing van golven tijdens stormen of als een geul dicht bij de meetvakken komt (Janssen-Stelder 2000b; Bearman *et al.* 2010).

De relatie tussen de afstand tot de geul en erosie of aangroei van kwelders gaat ook op voor de kwelders in de Zuidwestelijke Delta. Echter, de kwelders in de Zuidwestelijke Delta worden beïnvloed door meerdere antropogene invloeden. Van nature zijn intergetijdengebieden dynamisch. Stroming brengt sediment op de platen en slikken, terwijl golven juist erosie veroorzaken. In een gezond systeem zijn deze processen van sedimentatie en erosie ongeveer in evenwicht. Echter, in de Oosterschelde zijn door de bouw van een stormvloedkering en compartimenteringsdammen de stroomsnelheden drastisch afgenomen. Hierdoor vindt er veel minder depositie van materiaal op de platen en slikken plaats, terwijl erosie onverminderd doorgaat. Dit proces wordt zandhonger genoemd. Bovendien heeft de aanleg van de stormvloedkering zanduitwisseling met de Noordzee nagenoeg onmogelijk gemaakt. Het areaal platen en slikken neemt hierdoor netto geleidelijk af. Dit kent twee oorzaken: erosie als gevolg van de zandhonger en verdrinking als gevolg van een doorgaande zeespiegelstijging.

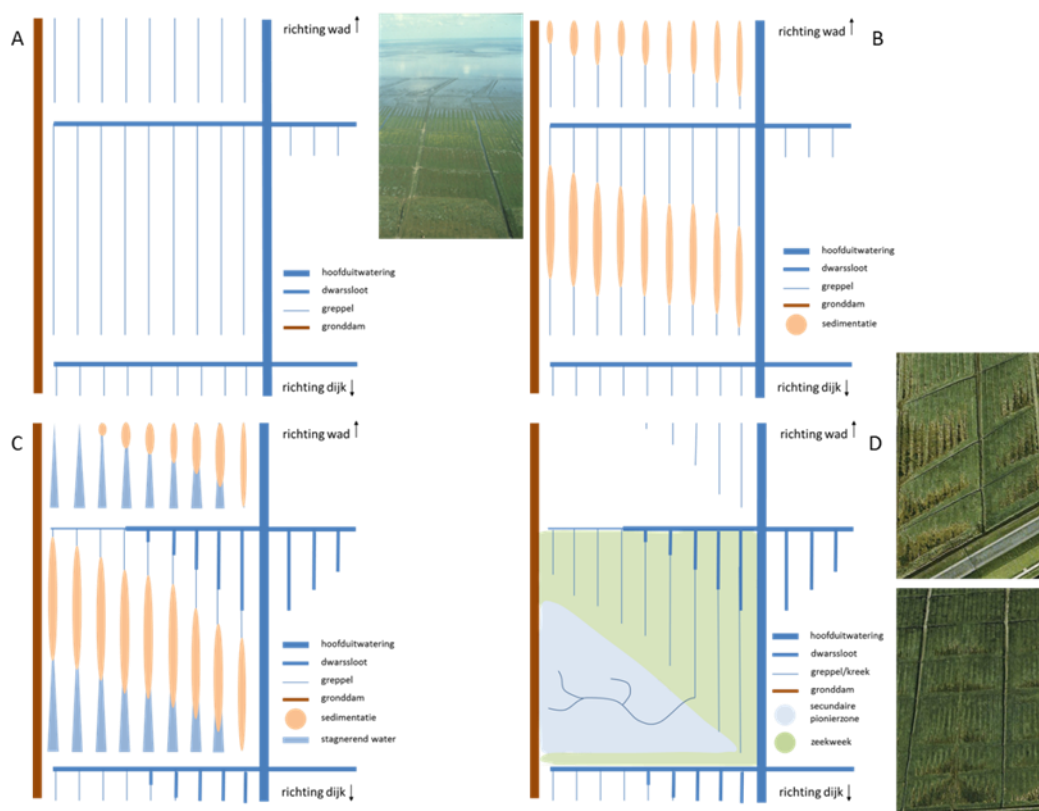
De ontwikkelingen in de Westerschelde zijn hevig beïnvloed door het bagger- en stortregime. Hier is de verwachting dat schorontwikkeling het meest beïnvloed wordt door het steiler worden van de plaatranden en daarmee de verkleining van het areaal laag intergetijdengebied. Dit leidt tot een gebrek aan toekomstige uitbreidingsmogelijkheden voor de pionierzone. Eenzelfde effect treedt op voor de schorren aan de randen van de Westerschelde, die in verdringing raken door de aanwezigheid van dijken en zeespiegelstijging. Hierdoor erodeert veel van het bestaande schorareaal en is er steeds minder ruimte voor de ontwikkeling van nieuwe pionierzones. In de Oosterschelde treedt de horizontale erosie van het schor. Hoewel er weinig sediment in het systeem zit lijken de hogere delen van het schor toch nog op te hogen terwijl de lagere delen verloren gaan (pers. com. Dick de Jong).



Figuur 3.6. Grootschalige sedimentatie en erosie trends in de periode 2001-2010 gekoppeld aan de kleinschalige trends in de bezinkvelden. De bezinkvelden aan de wadzijde zijn over het algemeen onbegroeid (wad), die aan de zijde van de dijk begroeid (kwelder) (voor andere jaren zie Bijlage 3)

3.2 Huidige situatie afwatering

De kwelderwerken in Friesland en Groningen hebben een dicht patroon van gegraven greppels en watergangen in plaats van natuurlijk gevormde krekens. Daarmee hebben ze tweemaal zoveel oppervlakte aan greppels en afwateringen als een natuurlijke kwelder heeft aan krekens en geulen (Reents *et al.* 1999). Wanneer de greppels niet meer onderhouden worden, slibben de greppels het verste van het inlaatpunt dicht, en diepen de delen het dichtste bij de hoofdleiding (de grootste watergang die op het wad aansluit) juist uit (Figuur 3.6). Deze laatste zorgen voor veel sedimentaanvoer en daarmee ophoging van hun oeverwallen. De dichtgeslibde greppels kunnen juist geen sediment meer aanvoeren. Dit heeft consequenties voor de ontwatering van de kwelders, en daarmee voor de vegetatiesamenstelling. De goed ontwaterde en opgehoogde delen het dichtst bij de hoofdleiding raken met vooral Zeekweek begroeid, en de delen met stagnerend water het verst van de hoofdleiding kunnen veranderen in een secundaire pionierzone. Dit patroon herhaalt zich in meerdere pandjes. De kwelders in de Zuidwestelijke Delta hebben over het algemeen een krekenspatroon dat zich natuurlijk heeft ontwikkeld, met uitzondering van de dijksloot.



Figuur 3.6. Schematische ontwikkeling van een pandje in de kwelderwerken wanneer de greppels niet meer onderhouden worden. Een pandje is normaal gesproken 100 m x 100 m groot, met elke 10 m een greppel die is aangesloten via een dwarsleiding op de hoofdleiding die naar het wad loopt. A: beginsituatie, B: Dichtslibben krekens vanaf de hoofdwatering, C: dichtslibben uiteinde van de dwarsloot, D: Vernatting en ontstaan kreek.

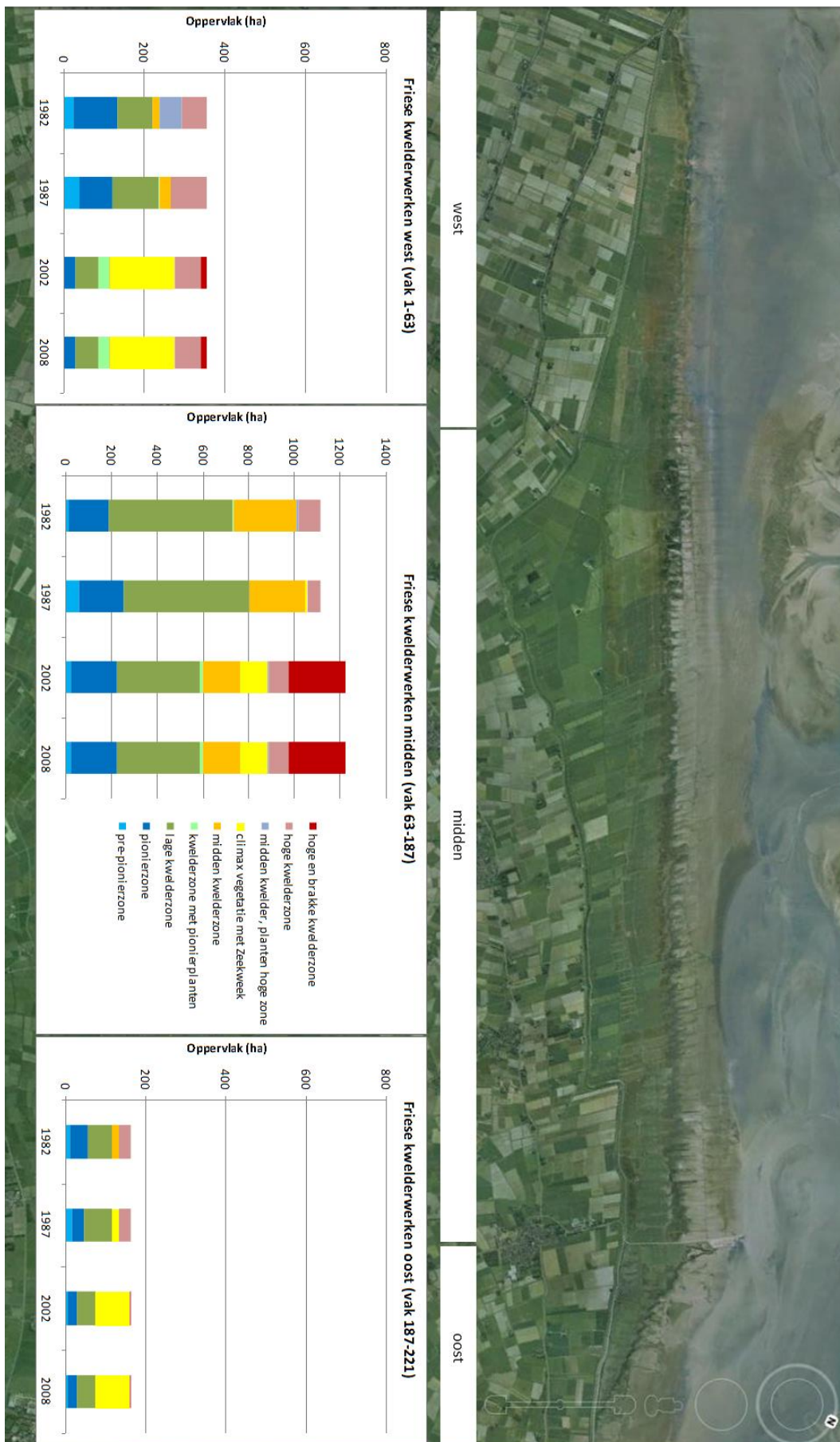
3.3 Trends in vegetatieontwikkeling

In deze studie is gebruik gemaakt van de VEGWAD-monitoring van RWS waar vegetatiekarteringen van alle Nederlandse kwelders in een cyclus van ongeveer zes jaar worden gemaakt. Aangezien niet alle kwelders in één jaar opgenomen kunnen worden, betekent dit dat kaarten van verschillende kwelders uit verschillende jaren kunnen stammen. De vegetatiedata zijn gegroepeerd in negen zones; climaxvegetatie met Zeekweek of Riet, hoge kwelder, midden kwelder met planten hoge zones, midden kwelder, kwelderzone met OBN Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit

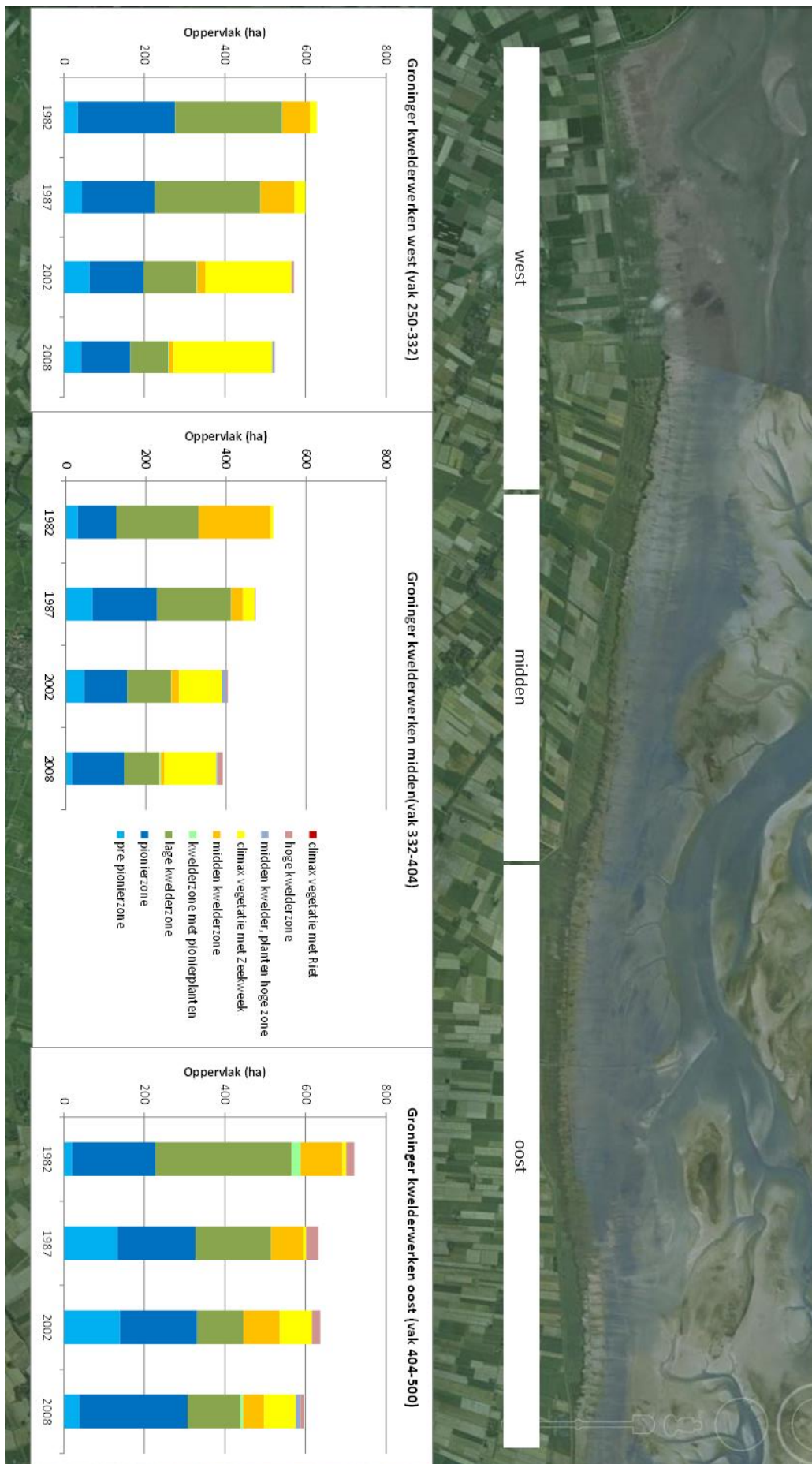
pionierplanten, lage kwelder, pionierzone en prepionierzone gebaseerd op de VEGWAD vegetatietypologie (zie bijlage 2 voor VEGWAD classificatie). Per deelgebied (Figuur 3.1 Friesland west, midden, oost; Figuur 3.2 Groningen west, midden, oost; Figuur 3.3 Dollard) is gekeken naar het areaal van elk type in elk jaar.

In Figuur 3.1 is te zien dat het totale kwelderareaal in Friesland niet onder de 1500 ha komt en er is geen duidelijke neergaande of opwaartse trend zichtbaar tussen de vergeleken jaren. Wel zijn er duidelijke veranderingen tussen de verschillende vegetatiezones. Zo verdwijnt in deelgebied Friesland west het areaal pionierzone en pre-pionierzone vrijwel geheel na 2002 (Figuur 3.1). Dit is een gevolg van de voortschrijdende successie. Langs Het Bildt (Friesland west) en het Noorderleeg (Friesland midden) is het areaal kwelderzone met pionierplanten (Zeekraal en/of Schorrenkruid) na 2002 fors toegenomen van in totaal 50 ha naar 334 ha (Figuur 3.1), zowel in de kwelderwerken als in de verkwelderde zomerpolder. Het patroon van de verandering omvat hele pandjes wat duidt op vernatting door een dichtgeslibd ontwateringssysteem in combinatie met vertrapping door beweiding met paarden. Een pandje is een gebied van ca. 100 m x 100 m binnen een voormalig landaanwinningsvak dat wordt ontwaterd door greppels en aansluit op een dwarssloot. In deelgebied Friesland west is het areaal climaxvegetatie van Zeekweek tussen 2002 en 2008 gehalveerd (Figuur 3.1). Dat komt omdat het grootste deel van het gebied in beweiding is genomen. Daarnaast is in deelgebied Friesland midden de climaxvegetatie van Zeekweek tussen 1987 en 2002 toegenomen. Deze toename is een gevolg van natuurlijke successie door de combinatie van voortgaande opslibbing en een afnemende beweiding. Daarna is het areaal tot 2008 stabiel gebleven (Figuur 3.1). In deelgebied Friesland oost is netto oppervlakte met een climaxvegetatie van Zeekweek tussen 2002 en 2008 stabiel gebleven met ruim 60% van het kwelderareaal (Figuur 3.1). Het patroon op de vegetatiekaart laat een uitbreiding van Zeekweek aan de zeekant zien, en een afname middenop de kwelder waar recent terreinen in beweiding zijn genomen.

Het totale kwelderareaal langs de Groninger vastelandkust liet over dezelfde periode een neergaande lijn zien. Tussen 1982 en 2002 is het totale kwelderareaal hier afgenomen van 1800 ha naar 1500 ha. Het totale areaal pionierzone en pre-pionierzone is echter weinig veranderd (Figuur 3.2). In het westen is een lichte daling zichtbaar en in het oosten een behoorlijk stijging. In deelgebied Groningen West is climax Zeekweek toegenomen tot tweederde van het betreffende kwelderareaal (Figuur 3.2). Dat is het gevolg van natuurlijke successie door opslibbing en weinig beweiding. In deelgebied Groningen midden is climaxvegetatie met Zeekweek ook iets toegenomen als gevolg van successie en weinig beweiding. In deelgebied Groningen Oost is climax met Zeekweek de laatste jaren stabiel en is de totale oppervlakte met dit type relatief laag in vergelijking met de andere deelgebieden (Figuur 3.2). Dat is het gevolg van een tamelijk intensieve beweiding.

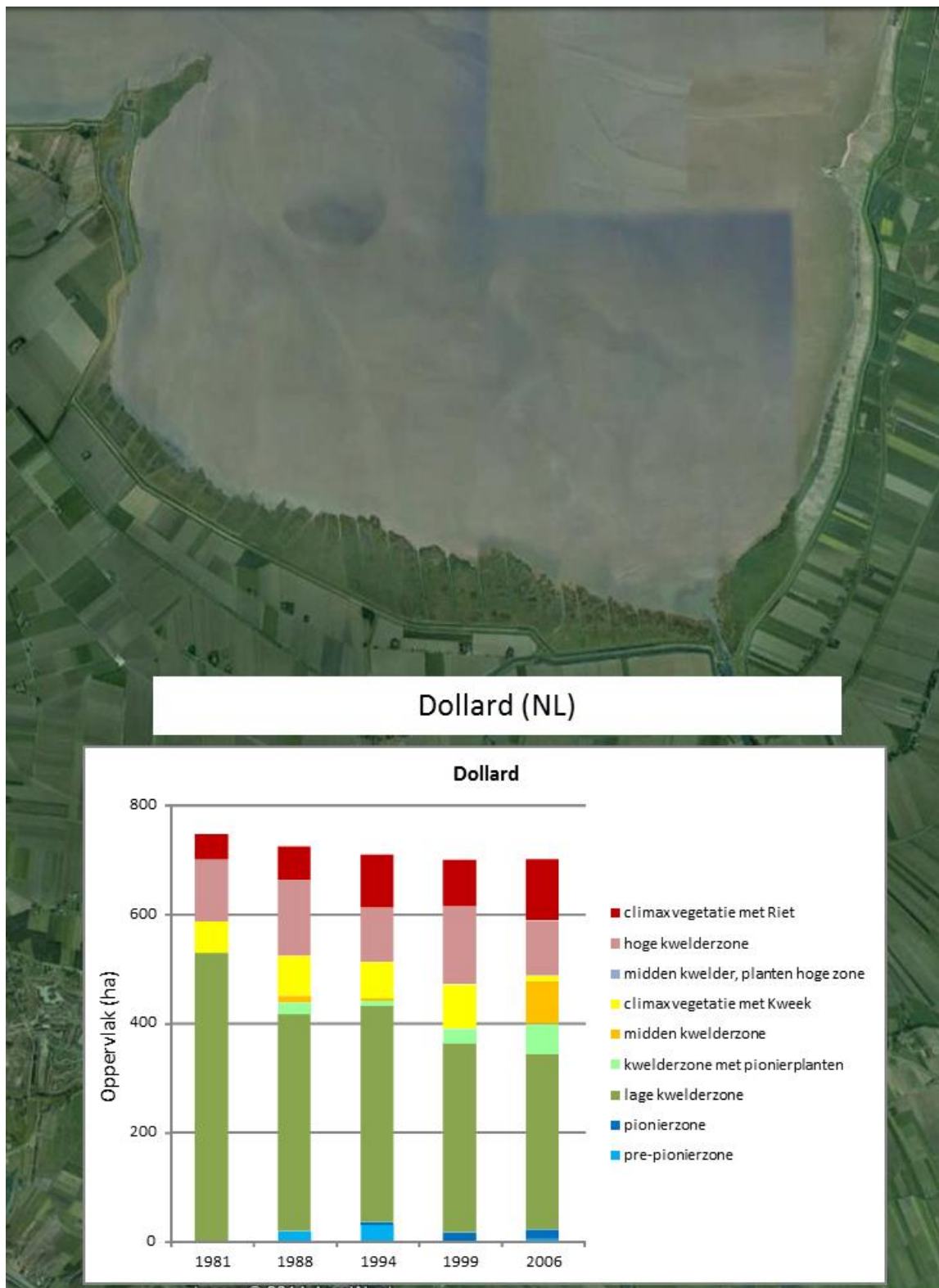


Figuur 3.1. Verdeling van kwelderzones in 1982, 1987, 2002 en 2008 in kwelders in west, midden en oost Friesland gebaseerd op VEGWAD karteringen



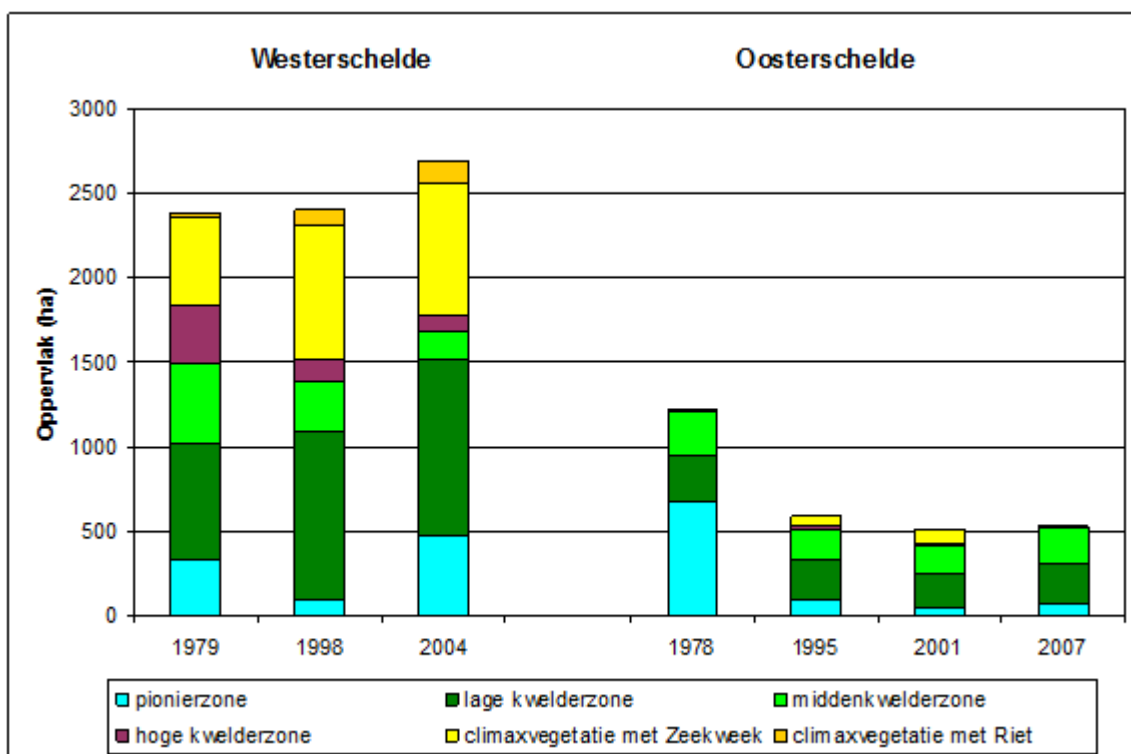
Figuur 3.2. Verdeling van kwelderzones in 1982, 1987, 2002 en 2008 in kwelders in west, midden en oost Groningen gebaseerd op VEGWAD karteringen.

In het Nederlandse deel van de Dollard (de Punt van Reide niet meegerekend) is het kwelderoppervlak afgenomen van 786 ha in 1981 tot 718 ha in 2005 (Figuur 3.3 en 3.4) (Esselink *et al.* 2011). Ruim 65% (46 ha) van deze achteruitgang is veroorzaakt door dijkverzwaring. Het resterende deel van de achteruitgang is een gevolg van afslag van de kwelderrand. Dit proces is al begonnen na stopzetting van de landaanwinningswerken in de Dollard in 1953 (Esselink 2000). Het oppervlak met pioniervegetatie van Zeekraal en Schorrenkruid nam in dezelfde periode toe tot 56 ha (8% van het areaal). Voor een deel betreft dit een smalle primaire pionierzone in de luwe Zuidwesthoek van de Dollard waar de kwelder de afgelopen decennia enige aangroei heeft laten zien (Esselink *et al.* 2011). De overige pioniervegetatie kwam hoger op de kwelder voor en lijkt een gevolg te zijn van vernatting door stopzetting van het greppelonderhoud in 1984 in een deel van de kwelders in combinatie met effecten van beweiding (Esselink 2000). Vegetatie met Zeekweek speelt geen grote rol op de Dollardkwelders (Figuur 3.3). Op de particuliere kwelder is jaarlijks sprake van een intensieve beweiding waardoor in combinatie met de hoogte van de kwelder deze vegetatie hier niet veel kansen heeft om zich te ontwikkelen. In het oostelijk deelgebied (in beheer bij St. Het Groninger Landschap) heeft Zeekweekvegetatie zich kunnen uitbreiden op de ontwikkelende oeverwallen, maar is in de delen dicht bij de dijk afgenomen als gevolg van beweiding én vernatting (Esselink 2000). Exclosureproeven lieten zien dat bij het ontbreken van beweiding Zeekweek zich wist te herstellen (Esselink *et al.* 2002). Omdat de Dollard brak is, lijkt Rietvegetatie hier het eindstadium van de successie te zijn en onafhankelijk van de hoogteligging de kwelder volledig te kunnen domineren (Fig. 3.3). Door de intensieve beweiding komt Riet op de particuliere kwelder nauwelijks voor, maar in het oostelijke deel is het voorkomen van rietvegetatie tussen 1981 en 2005 meer dan verdubbeld tot 114 ha (25% van het gebied). Riet komt het meest voor op de delen ver van de dijk waar de invloed van de beweiding het laagst is.



Figuur 3.3. Verdeling van kwelderzones in 1981, 1988, 1994, 1999 en 2006 in kwelders in de Dollard.

Voor de schorren in de Zuidwestelijke Delta is vooral de afname in het totale schorareaal en het verdwijnen van de pionierzone zorgwekkend (van der Pluijm & de Jong 1998; Dijkema *et al.* 2005; Arens *et al.* 2009; CBS *et al.* 2012) (Figuur 3.4). Met het sluiten van de Deltawerken is het totale areaal aan schorren meer dan gehalveerd. Vroegere schorren in de Grevelingen, Haringvliet en het Veerse Meer zijn geheel verdwenen. Het schorareaal in de Oosterschelde neemt gestaag af sinds de bouw van de stormvloedkering. Vooral de pionierzone lijkt hier geheel te verdwijnen (Dijkema *et al.* 2005; Arens *et al.* 2009; CBS *et al.* 2012) (figuur 3.4). Door de afgenomen getijamplitude is er minder ruimte voor de verschillende vegetatiezones en verandert de gehele bovenste zone in climaxvegetatie met Zeekweek (van der Pluijm & de Jong 1998). Het totale schorareaal in de Westerschelde lijkt relatief stabiel (CBS *et al.* 2012), maar ook hier vindt successie richting Zeekweek plaats en wordt de pionierzone ernstig bedreigd door coastal squeeze (Kornman & Schouwenaar 2001; Arens *et al.* 2009) (Figuur 3.4). De stijgende trend van de pionierzone in de Westerschelde die wordt waargenomen in 2004 is mogelijk te verklaren door een toename van pionierzone op de platen veroorzaakt door verstijling van de platen door de baggerwerkzaamheden. Hoewel de ophoging van de platen dus leidt tot toename van de pioniervegetatie zal de komst van vegetatie de ophoging van de platen nog meer versnellen en relatief snel zullen ook deze gebieden overgaan tot vegetatietypen van het hogere schor (Temmerman *et al.* 2005b).



Figuur 3.4 Veranderingen in oppervlak van de vegetatiezones in de schorren van de Delta in de periode 1978-2007. Gebaseerd op VEGWAD-data RWS. Pionierzone Delta >0,1 % bedekking; Oosterschelde 1978: afwijkende karteertechniek, waardoor areaal pionierzone mogelijk met 30-40% overschat is in vergelijking met latere jaren.

3.4 Huidige situatie beheer

Zowel voor de bezinkvelden en de jonge kwelders aan de noordkust als voor de daarin uitgevoerde werkzaamheden werd vroeger de term 'landaanwinningswerken' gebruikt (Dijkema *et al.* 2001). Aanvankelijk was deze term juist aangezien het uiteindelijke doel inpoldering van de aangewonnen kwelders en de slikvelden was. In de periode 1969-1980 zijn er echter drie nieuwe doelen voor de landaanwinningswerken gekomen:

1. Voldoen aan de verplichtingen in de contracten met de oevereigenaren (o.a. streven naar 300 m beweidbare kwelder in de zogenaamde delimitatiezone).

2. Het gebruik van kwelders als onderdeel van de kustbescherming, opgevat als handhaving van omvang van het voorland voor de zeedijk (1969).
 3. Bescherming en herstel van de natuurlijke waarden (1980).
- Om deze gewijzigde doelen te verwoorden is de nieuwe naam "kwelderwerken" gekozen. Voor het beheer van de kwelderwerken door Rijkswaterstaat wordt nu het volgende streefbeeld gehanteerd (Dijkema *et al.* 2013):
- Handhaving huidig areaal vastelandskwelders binnen de kwelderwerken: compensatie voor kwelders die door indijkingen in het verleden verloren zijn gegaan;
 - Natuurlijke ontwikkeling van de kwelders: het beheer van de kwelderwerken is op de langere termijn gericht op het zoveel mogelijk benaderen van een natuurlijke kwelderstructuur. Voorwaarden zijn behoud van de huidige oppervlakte en een zo gering mogelijk ruimtebeslag op het voorliggende wad;
 - Verbeterde natuurlijke vegetatiestructuur, inclusief de pionierzone: het behoud en de ontwikkeling van een volledige successiereeks van pionierzone naar kwelderzones, met bijbehorende natuurlijke dynamiek.

Het beheer van de kwelderwerken langs de Friese en Groninger vastelandskust heeft jarenlang in het teken van het behoud en vermeerdering van het kwelderareaal gestaan (kwantiteit). Hierdoor was er weinig ruimte voor natuurlijke afslag en erosie van kwelders. De kwelders langs de zuidrand van de Dollard zijn voortgekomen uit landaanwinningswerken die geïnitieerd zijn door de Provincie en worden daardoor niet tot de huidige kwelderwerken gerekend. De landaanwinning in de Dollard is in 1953 beëindigd na een advies aan de regering. Sindsdien is er sprake van een geleidelijke netto afslag (Esselink *et al.* 1998; Esselink *et al.* 2011).

Naast het areaal wordt sinds enige tijd ook steeds meer aandacht besteed aan de kwaliteit van de kwelders. Belangrijke kwaliteitsdoelen, vastgesteld in Natura2000 en de Planologische Kernbeslissing Waddenzee (PKB), hebben betrekking op de aanwezigheid van verschillende successiestadia in de kwelder en vergroting van de natuurlijkheid. Het kort houden van de vegetatie door beweiding kan de ontwikkeling van een climaxvegetatie vertragen of tegengaan. Extensieve tot matige beweiding zorgt voor variatie in de hoogte en de structuur van de vegetatie (Bakker & Olff 2003). Intensieve beweiding, of extensievere beweiding in combinatie met vernatting, kan successie van de vegetatie succesvol tegengaan (Esselink *et al.* 2000b; Esselink *et al.* 2002). Intensieve beweiding resulteert vaak wel in een vrij uniforme en korte vegetatie en is daardoor nadelig voor de biodiversiteit, ook van ongewervelde dieren en broedvogels (Mandema 2014; Nolte 2014).

3.4.1 Rijshoutdammen

De afgelopen 25 jaar is veel aandacht besteed aan een optimalere rol van de rijshoutdammen voor de bescherming van de kwelder en pionierzone (Dijkema *et al.* 2013). Vanaf 1989 was de hoogste prioriteit het voorkomen van achterloopsheid van dammen (uit- of onderspoeling van dammen). In de periode 1989-1998 is de strijklengte tussen de hoofddammen in de pionierzone op een aantal locaties verkleind naar 200 m door middel van tussendammen. Dit heeft geleid tot het omslaan van erosie naar aanwas. Daarnaast is het onderhoud aan de buitenste bezinkvelden in de wadzone lager dan GHW -60 cm gestopt (Dijkema *et al.* 2013). Verder zijn de dammen kwalitatief verbeterd door aanpassing van de damhoogte aan de stijging van GHW en aan de bodemdaling door aardgaswinning. Vanaf 2000 wordt duurzamer vulhout toegepast (Fijnspar, Douglas en/of Sitkaspar). In Friesland is het damonderhoud in het westelijke deel (ca. van Zwarte Haan tot Nieuwe Bildtzijsl) gestopt vanwege de extreem snelle opslibbing. In de oostelijke Groninger kwelderwerken is de achterblijvende opslibbing verbeterd door een damrenovatie in de periode 1994-1998. Toen zijn tussendammen aangelegd plus een dwarsdam van 10 km parallel aan de kust van de Noordpolder en Lauwerpolder op 200 m van de kwelder. Echter, het onderhoud aan de 2e dwarsdam in dit gebied is in de periode 1998-2002 opgeschort. Door deze wijzigingen is het ruimtebeslag van de buitenste bezinkvelden op het wad met ca. 2000 ha verminderd en is de totale damlengte die momenteel wordt onderhouden teruggebracht tot ca. 140 km (Dijkema

et al. 2013). De huidige trend is dus dat extra uitbreiding van bezinkvelden op het wad nu is gestopt maar dat de bezinkvelden liggend in de pionierszone en kwelder nog wel worden onderhouden, voornamelijk daar waar erosie plaats vindt. Er is dus nog steeds weinig ruimte voor erosie en afbrekende processen.

Het damonderhoud vindt plaats in een 3-jaren cyclus op basis van prestatie-eisen. Uitgangspunten voor het damonderhoud zijn gebaseerd op de arealen rond 1980. De Natura 2000 doelen gaan echter uit van het behoud van de arealen kwelder- en pionierzone rond het jaar 2000. Vanwege de gewenste natuurlijke dynamiek is flexibiliteit nodig. Het kwelderareaal binnen de Friese kwelderwerken is de laatste decennia met ca. 50% gegroeid, en is in Groningen vrij stabiel. De instandhouding van de rijshoutdammen in Friesland is daarom in 2010 aangepast:

1. Behoud van de kweldervegetatie door een strikte bescherming van de pionierzone tot ca. GHW -50 cm zeewaarts d.m.v. de huidige dammen loodrecht op de kust, met een damhoogte van GHW + 30 cm. Dit uitgangspunt is de basis om de arealen kwelder en pionierzone in stand te houden. Verwacht wordt dat besparingen op damonderhoud loodrecht op de kust ongewenst zijn, omdat die opnieuw kunnen leiden tot een omslag zoals in de jaren '90 van de vorige eeuw, nu van aanwas naar erosie.
2. Flexibel onderhoud van de rijshoutdammen evenwijdig aan de kust, afhankelijk van de ontwikkeling van de arealen kwelder- en pioniervegetatie na het jaar 2000. (Dijkema et al. 2013).



Figuur 3.7. Eroderende kwelder ten oosten van Wierum (NO-Friesland). Op het wad zijn de restanten van de rijshoutdammen/ sedimentatievelden nog duidelijk zichtbaar.

3.4.2 Vermindering van grondwerk en onderhoud aan ontwateringssysteem

De oorspronkelijke kunstmatige ontwatering werd toegepast, omdat het de vegetatieontwikkeling versnelde en daarmee ook de opslibbing bevorderde. Na het veranderen van de hoofddoelstelling "landaanwinning" naar "vergroten natuurlijkheid" is overal in de Internationale Waddenzee het onderhoud aan hoofdleidingen, dwarssloten, greppels en gronddammen in de kwelders verminderd of gestopt (Dijkema et al. 2013). Dit is begonnen in de oostelijke Dollardkwelders, die in 1981 in beheer kwamen bij Stichting Het Groninger Landschap (Esselink et al. 1998; Esselink et al. 2002). Tegelijkertijd is de beweiding met runderen er geëxtensiverd. Door het staken van het greppelonderhoud

slibde het merendeel van de greppels dicht. Andere greppels die de ontwatering overnamen werden breder en dieper. Langs deze greppels was sprake van een hogere opslibbing waardoor hier oeverwallen ontstonden en zo de variatie in de abiotiek toenam (Esselink *et al.* 1998). Dit effect was het meest uitgesproken op de kwelder dicht bij de dijk, waar de gemiddelde opslibbing lager was dan meer op de meer zeewaarts gelegen delen. Op basis van hoogtemetingen uit 2012 kan geconcludeerd worden dat het proces van dichtslibben van greppels bijna 30 jaar na het volledig staken van het greppelonderhoud nog steeds voortduurt (Esselink *et al.* 2013). Greppels die bijna zijn dichtzitten en nog maar weinig water voeren tijdens de vloedstroom functioneren niet meer als (kunstmatige) kreek en vertonen langs hun randen geen verhoogde opslibbing meer. Hierdoor is het aantal oeverwallen (en de hoogtevariatie) weer aan het afnemen (Esselink *et al.* 2013). De effecten van stoppen met grondwerk waren vooraf door RWS getest met het geleidelijk afbouwen van grondwerk in zes proefvakken en zes aangrenzende meetvakken (Bossinade *et al.* 1998; Michaelis 2008). De conclusie was dat grondwerk in de zin van het regelmatig (her)graven van greppels volgens een vast patroon niet zonder meer tot de meest optimale ontwikkeling van de vegetatie leidt. Vooral in de pionierzone bleek vermindering van het grondwerk vaak te leiden tot betere resultaten in de vegetatieontwikkeling in de proefvakken in vergelijking met die in de aangrenzende meetvakken.

Er wordt verwacht dat er door de huidige sterke beperking van het grondwerk over de gehele kwelderwerken een geleidelijke vernatting zal optreden waardoor de oorspronkelijke snelle successie naar vegetatie met een lage biodiversiteit (climaxvegetatie met Zeekweek of Riet) afneemt. De eerste effecten zijn al waarneembaar. In Friesland is sinds 2003 ter hoogte van Het Bildt en het Noorderleeg de kweldervegetatie met pionierplanten fors toegenomen. Het patroon van de verandering omvat de gehele pandjes en dit duidt op vernatting door een dichtgeslibd ontwateringssysteem in combinatie met vertrapping door beweiding. In de Groninger kwelderwerken is ter hoogte van het midden van de Negenboerenpolder een verandering van lage kwelder naar pioniervegetatie zichtbaar. Het patroon van de verandering ligt op het midden van de pandjes, wat duidt op vernatting door dichtgeslibde (uiteinden van) greppels. Het oeverwallen en kommen systeem dat wordt gepresenteerd in het referentiemodel in hoofdstuk 2 is op deze ontwikkelingen gebaseerd. Daarnaast zijn door de beperking van grondwerk op enkele locaties in de primaire pionierzone natuurlijke krekken ontstaan (Figuur 3.8).



Figuur 3.8. Natuurlijke kreek in de pionierzone van de kwelderwerken (Foto: Willem van Duin)

3.4.3 Beweiding en begrazing

Rond 1980 waren in de Friese kwelderwerken twee uitersten in beweiding aanwezig, intensieve beweiding of geen beweiding, waardoor de vegetatie weinig divers was. De beweiding vond plaats op brede kwelders in combinatie met de aangrenzende zomerpolders met dobbes waardoor het vee tevens hoogwatervluchtplaatsen had. In de Groninger kwelders, die eigendom zijn van verschillende oevereigenaren, vond een niet bewust gestuurde mozaïekbeweiding plaats, omdat de beweidingsintensiteit nogal verschilde per eigenaar. Daardoor was er veel variatie in de vegetatie en in de aanwezige vogels. De beweiding vond plaats op een relatief smalle strook kwelders en er waren geen vluchtplaatsen voor het vee bij hoge waterstanden. Na 2000 is door een verminderde beweiding en voortgaande opslibbing de climaxvegetatie met Zeekweek sterk toegenomen, waardoor de variatie van de kweldervegetatie is afgenomen. In de Friese kwelderwerken is hetzelfde proces zichtbaar, maar in een langzamer tempo.

In de landwaartse delen van de Dollardkwelder van het Groninger Landschap speelt naast de vernatting ook de invloed van de beweiding een grote rol (Esselink *et al.* 2000a). Tot begin jaren tachtig van de vorige eeuw was bij intensieve beweiding en goede ontwatering sprake van een door Kweek gedomineerde vegetatie (Esselink 2000). Na de verandering in beheer, nam Kweek, ondanks de lagere veebezetting, sterk af en werd vervangen door Gewoon kweldergras. Om het huidige vegetatiebeeld te begrijpen, kan de invloed van de Brandgans niet uitgesloten worden. Al sinds het eind van de vorige eeuw verblijft deze gans met zeer hoge aantallen in de Dollard. In de plas-dras situatie in de landwaartse delen bij Het Groninger Landschap vindt er waarschijnlijk makkelijk "overbegrazing" van Gewoon kweldergras plaats, waardoor er in de zomer maar een lage grasbedekking is en het vegetatiebeeld wordt bepaald door Kortarige zeekraal en Klein schorrenkruid. In de meer zeewaarts gelegen delen heeft de Grauwe gans de vegetatieontwikkeling sterk beïnvloed door de benutting van ondergrondse delen van twee voedselplanten: Zeebies en Engels slijkgras (Esselink *et al.* 1997). De heenvegetatie die in het begin van de tachtiger jaren van de vorige eeuw de kwelderrand domineerde is door het gewroet naar knolletjes en overbegrazing door de ganzen nagenoeg verdwenen. Benutting van rhizomen van Engels slijkgras gaat gepaard met het volledig afrukken van de bovengrondse delen waardoor de planten als gevolg van anoxia ondergronds volledig afsterven. Ook kolonisatie door nieuwe vestigingen van de plant wordt door de ganzen effectief voorkomen. Vanaf 1989 vormen de kwelderplassen een karakteristiek element in de Dollardkwelders, zowel in de landwaartse als de zeewaartse delen omdat het greppelonderhoud hier al langere tijd is opgegeven.

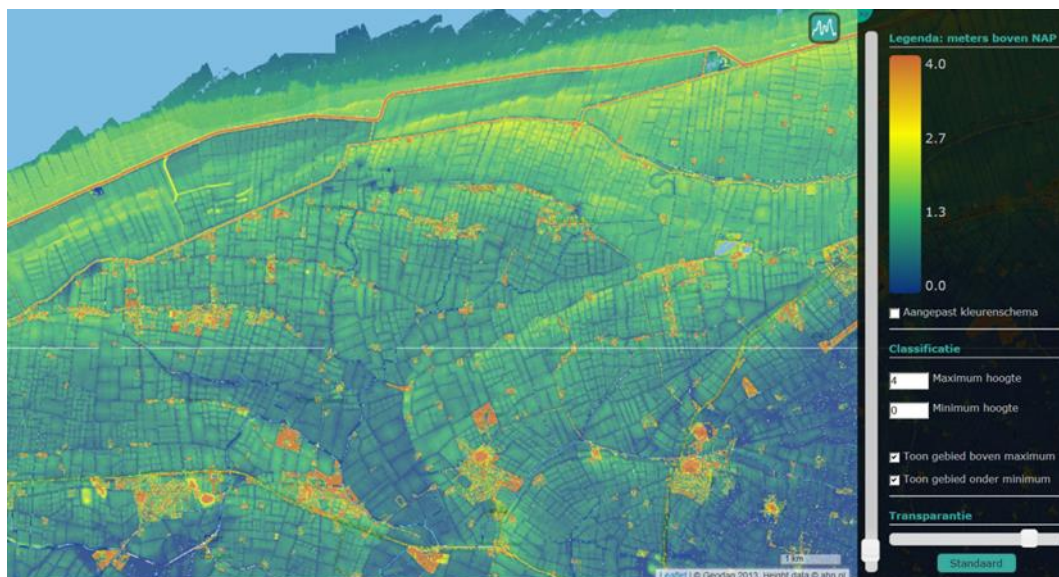
3.5 Vergelijking huidige situatie en referentiemodel

Vastelandkwelders werden vroeger bij voldoende hoogte ingepolderd, waardoor oude kwelders bijna een zeldzaamheid waren. Tegenwoordig laten bijna alle kwelders een vegetatieontwikkeling zien in de richting van een eindfase van de successie. Op de meeste kwelders wordt deze eindfase gedomineerd door Zeekweek, met uitzondering van de brakke getijdenwateren zoals de Dollard en het oostelijke deel van de Westerschelde waar zich een soortenarme door Riet gedomineerde vegetatie zal ontwikkelen. De ontwikkeling naar een door Zeekweek gedomineerde kwelder is een relatief recent verschijnsel, maar doet zich nu bijna overal tegelijkertijd op ruime schaal voor. Het merendeel van de huidige vastelandkwelders in de Waddenzee zijn in de loop van de twintigste eeuw voortgekomen uit landaanwinningswerken. Deze kwelders hebben daardoor een zeer éénzijdige leeftijdsopbouw, waardoor ze ook min of meer gelijk lopen in ontwikkeling. In het Deltagebied hebben kwelders ook een éénzijdige leeftijdsopbouw. Veel van de huidige kwelders hebben zich ontwikkeld na de introductie van Engels slijkgras in 1925.

Bij vergelijking van het referentiemodel en de huidige situatie van de vastelandkwelders zitten de meeste kwelders in de tijdstappen 2, 3 en 4 (Figuur 2.3). In T=2 hebben de kwelders al een relatief rechtgetrokken profiel en alle vegetatiezones zijn aanwezig (Figuur 2.3, T=2). Voorbeelden hiervan zijn te vinden ten oosten van de havendam bij Holwerd. Bij andere kwelders valt het kom- en oeverwalpatroon te onderscheiden en vaak vindt aan de voorzijde erosie van het klif plaats, zoals het geval is bij de Dollardkwelders en bij het Schor van Ellewoutsdijk langs de noordoever van de Westerschelde. Eigenschappen die in het referentiemodel worden geschetst zoals het klif dat zich vormt in T=4 zien we terug op meerdere plaatsen in de Waddenzee en in de Zuidwestelijke Delta (zie ook Figuur 3.7). De erosie en aangroei van de kwelder gelijktijdig zoals in stap T=5 van het referentiemodel wordt terug gevonden bij het Paulinaschor langs de zuidoever van de Westerschelde (Van Wesenbeeck *et al.* 2008a) en, onder invloed van het oprichten van rijshoutdammen, zien we dit ook in de oude boerenkwelder van de vastelandkwelders in Friesland en Groningen (Figuur 3.9). Echter, dit proces is moeilijk los te zien van menselijke ingrepen, zoals in dit geval het onderhouden van de kwelderwerken en het aanleggen van dammen en palenrijen, waardoor hergroei voor een eroderende schor of kwelder kan plaatsvinden. Het is wel aannemelijk dat dit proces ook natuurlijk plaats kan vinden als externe omstandigheden veranderen bij een eroderende kwelder (Yapp *et al.* 1917).

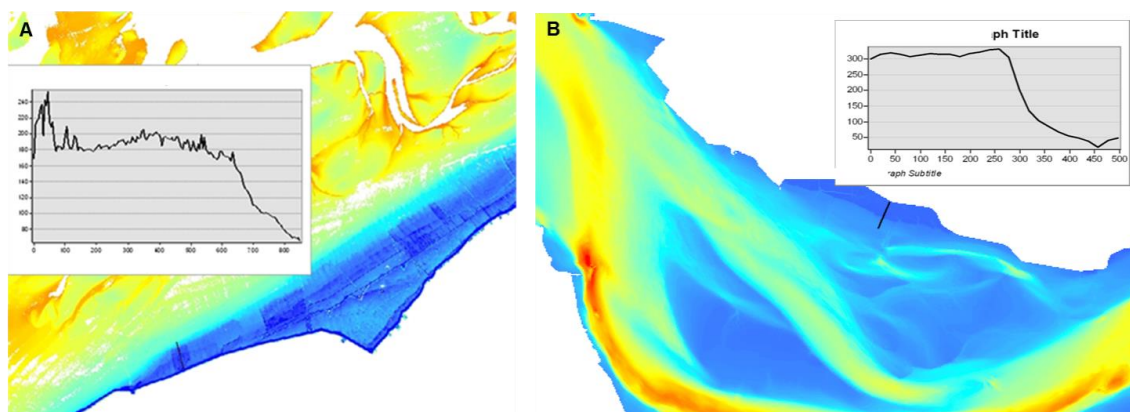


Figuur 3.9: Met Zeekweek begroeid kwelderklif aan de Groninger noordkust met aangroei van jonge kwelder als gevolg van in de vorige eeuw aangelegde landaanwinningswerken (foto: Peter Esselink).



Figuur 3.10. In de stapsgewijze ingepolderde kwelders van Groningen (Het 'Hogeland') zijn in het hoogtepatroon ook de oude kwelderwallen aan de wadzijde te zien.

Het kom- en oeverwalsysteem dat karakteristiek is voor $T=3$ (Figuur 2.3) in het referentiemodel is grootschalig terug te zien als de ingepolderde kwelderwal in luchtfoto's van noord Friesland en Groningen (Figuur 3.10). Ook in profielen getrokken over de huidige kwelder laten een lagere zone aan de achterkant bij de dijk zien (Figuur 3.11). Hierdoor ontstaan natte plekken bij de dijk met secundaire pioniervegetatie tot gevolg (Esselink *et al.* 2002; Dijkema *et al.* 2013). De vegetatiesuccessie zoals beschreven in het referentiemodel is gebaseerd op standaard vegetatiesuccessie van schorren en kwelders, waarbij de aanwezige soorten vooral worden bepaald door de overstromingsduur (Beeftink *et al.* 1987). Dit wordt eigenlijk op alle schorren en kwelders in Nederland waargenomen. Het voorkomen van Zeekweek op de oeverwallen waardoor het in de lagere kwelder lijkt te groeien wordt verklaard door de hoogte en drainage van deze plekken (Veeneklaas 2013).



Figuur 3.11. Hoogteprofiel van vastelandkwelders met oeverwallen: A. Kwelder met rijshoutdammen oostelijk van Friesland buitendijks ($T=3$) (locatie profiel weergegeven met zwarte lijn) en B. Het eroderende Schor van Ellewoutsdijk in Zeeland ($T=4$).

Het hier gepresenteerde referentiemodel voor half-natuurlijke vastelandkwelders in Nederland komt op een aantal punten niet overeen met de werkelijkheid. Om te beginnen liggen de vastelandkwelders in Nederland in grote mate vast. Het voorkomen van de verschillende vegetatiezones, vooral de pionierzone, wordt hierdoor bedreigd. Vooral in de Zuidwestelijke Delta is de bedreiging van het voortbestaan van de schorren groot door toenemende coastal squeeze onder invloed van zeespiegelstijging. Door de geringe afstand van het schor van dijk tot aan wad ontbreekt in Zeeland in de meeste gevallen ook de

brakke achterkant van het schor, zoals voorgesteld in het referentiemodel. Het ontbreken hiervan kan ook deels worden verklaard door de aanwezigheid van een dijksloot, die overigens ook in het Noorden wordt aangetroffen. Hier zitten de kwelders opgesloten tussen de dijk en de rijshoutdammen. Hoewel hier nu voldoende pionierzone aanwezig is volgens de gestelde Natura 2000 maatstaven, wordt verwacht dat ook hier uiteindelijk de ruimte beperkt zal zijn, indien geen erosie van stukken kwelder wordt toegelaten. Verder wordt de dynamiek van de vastelandkwelders in heel Nederland in hoge mate bepaald door beheersmaatregelen. In het noorden gaat het dan voornamelijk om het beheer van de rijshouten dammen. In de Zuidwestelijke Delta speelt in de Westerschelde het bagger- en stortregime een zeer grote rol. Daarnaast worden ook daar allerhande maatregelen genomen om schorerosie te stoppen, zoals het aanleggen van schorrand verdedigingen van stortsteen (schor van Sint Annaland), dammen (schor van Ellewoutsdijk) en palenrijen (schor van Paulinapolder). Deze vorm van beheer is specifiek gericht op behoud van kwelders en niet op cyclische successie. Daar waar cyclische successie optreedt, waarbij een nieuw schor ontstaat voor een oud klif, is het niet altijd duidelijk of dit een natuurlijk proces betreft of wordt veroorzaakt door beheersmaatregelen, zoals het aanleggen van palenrijen of stortstenen dammen, die de golfimpact verminderen en daarmee schorvorming kunnen faciliteren (Paulinaschor).

Het referentiemodel en de huidige situatie verschillen verder behoorlijk in het overgedimensioneerde, rechte en lange tijd onderhouden afwateringssysteem op de Noordelijke vastelandkwelders. De kwelderwerken langs de Friese en Groningse kust (inclusief de Dollard) hebben geen natuurlijke krekpatronen, maar een netwerk van gegraven greppels en watergangen. De schorren in het Deltagebied hebben meestal wel een natuurlijk krekpatroon. Hoe een natuurlijk krekpatroon van de noordelijke vastelandkwelders er uit zou zien is niet goed bekend. De vorm van het krekpatroon op een kwelder hangt onder meer samen met sedimenttype, vegetatietype en getijverschil (Chapman 1960; Adam 1990). Het is de verwachting dat het patroon in de noordelijke vastelandkwelders er anders uit zou zien dan in de Delta, omdat de getijslag kleiner is en de pioniervegetatie er niet gedomineerd wordt door het meerjarige Engels slijkgras. Het zal er ook anders uitzien dan de meer natuurlijke patronen op de Waddeneilanden, omdat daar de bodem veel zandiger is en daardoor makkelijker erodeert. Waarschijnlijk zijn de krekpatronen in de Wash (hoewel daar sprake is van een wat grotere getijslag) het meest vergelijkbaar. Voor de Friese en Groningse kwelders blijkt dat in bezinkvelden die niet begreppeld zijn, spontane en waarschijnlijk nagenoeg natuurlijke kreekvorming plaatsvindt (alleen de locaties van de uitstroomopeningen tussen de rijshoutdammen werkt sturend). Het aanpassen van bestaande rechtlijnige begreppeling is echter lastig (Van Duin and Dijkema 2003), en ook na het stoppen van onderhoud blijft het patroon voor het overgrote deel minimaal tientallen jaren in stand. Het kunstmatige krekpatroon heeft effect op de vegetatiesuccessie, en kan bijvoorbeeld de dominantie door Zeekweek deels verklaren. Aan de andere kant worden ook de hogere kwelders in de Zuidwestelijke Delta, met hun grotendeels natuurlijke krekpatronen, tegenwoordig grotendeels gedomineerd door Zeekweek.

Er zijn nog een aantal zaken waardoor de huidige vastelandkwelders en schorren afwijken van het referentiemodel. De oorspronkelijke kustlijn in zowel Waddenzee als Delta was een stuk grilliger dan de huidige, waardoor er meer kansen waren voor kweldervorming in luwe inhammen. Met name in de Zuidwestelijke Delta zijn de schorren de afgelopen eeuw sterk gevormd door de introductie van Engels slijkgras. Deze soort komt relatief laag in het intergetijdegebied voor en versnelt de kweldervorming. In het Waddengebied speelt Engels slijkgras een minder dominante rol bij kweldervorming, maar lijkt zich momenteel wel uit te breiden.

4 Potentiële inrichtingsmaatregelen

4.1 Afgraven

Onder de herstelmaatregel afgraven wordt verstaan het verwijderen van de bovenlaag van de kwelder. Hierin kan onderscheid worden gemaakt in ondiep (10-40 cm) en diep (50-100 cm) afgraven. Door middel van afgraven kan de hoogte van de kwelder worden verlaagd en zal de overstromingsfrequentie en -duur weer toenemen. Daarnaast kan door het afgraven van de bovenlaag de bestaande greppel/kreken patroon worden verwijderd of minder geprononceerd. Tot op heden hebben afgravingen van kwelders in Nederland en Duitsland plaats gevonden ten behoeve van het herstellen of verzwaren van dijken, zogenaamde kleiputten. Deze kleiputten, variërend van 1 tot 10 ha groot en zijn gegraven op de midden en hoge kwelder tot een diepte tussen 50 cm en 150 cm. Veelal werden de kleiputten tot een gelijke hoogte als het voorliggende wad gegraven (lager dan GHW). Uit onderzoek naar de kleiputten in de Jadebusen (D) is gebleken dat het belangrijk is dat er op de overgang naar het voorliggende wad een rand hoge kwelder als bescherming blijft bestaan. Ook is gebleken uit de bevindingen van Zeeland en Duitsland dat er een goede, open verbinding moet zijn met het watersysteem voor de aan- en afvoer van water en sediment. Voor putten waar zo'n verbinding ontbrak is waargenomen dat deze watervlaktes bleven. Het opwerpen en behouden van dammen aan de zijkant van de put is niet aan te bevelen aangezien deze nog tientallen jaren in het landschap herkenbaar blijven, zoals bij het Schor van Waarde in de Westerschelde. De dammen langs de kleiputten die zijn gegraven in 1953 zijn op recente luchtfoto's nog steeds waarneembaar.

Momenteel is er veel aandacht voor deze maatregel omdat de klei wellicht is te gebruiken bij dijkverzwaringen en dit zou een enorme kostenbesparing tot gevolg kunnen hebben. In combinatie met het mogelijk positieve effect op de biodiversiteit van planten wordt dit gezien als een win-win situatie. Echter, de kwaliteit van de klei voldoet mogelijk niet aan de normen die gelden voor klei voor een dijkverzwaring. Bij het Schor van Waarde in Zeeland is de klei gemonsterd en deze bleek te veel organisch materiaal te bevatten (pers. com. Projectbureau Zeeweringen). Zonder het gebruik van de klei voor dijkversterking zou de maatregel puur voor het genereren van natuurwaarde worden toegepast. Dit is alleen aan te raden in gebieden die niet meer opslibben omdat de gemaakte put dan niet meer vol slibt. Aan de andere kant is de maatregel maar beperkte tijd effectief in gebieden die wel een behoorlijke opslibbing kennen. De andere vraag is op welke schaal af te graven. Bij kleine stukken worden er zichtbaar kleine 'tuintjes' in de kwelder aangelegd. Bij grote stukken wordt de maatregel door sommige beheerders als erg ingrijpend ervaren en spelen kosten een belangrijke rol. Het draagvlak voor deze maatregel is over het algemeen niet groot.

Maatregel	Kleiput	Afgraven
Definitie	Graven van een diepere put in de hoge kwelder	Afgraven van toplaag van groter samenhangend stuk van kwelder
Projecten	Kleiputten in Zeeland, Duitse vastelandkust,	Afgraven Nordemey
Uitgangssituatie	(On)beweide kwelder voor een zeedijk	(On)beweide kwelder voor een duincomplex
Kwelderzone	Midden/hoog	Midden/hoog
Doel	Dijkversterking	"Natuurcompensatie" - streven naar een natuurlijkere kwelder met verschillende vegetatiezones
Specifieke ingreep	Kleiput met damwand tijdens de afgraving	Dempen van krekken en verwijderen van 5-40 cm toplaag
Dimensie ingreep – oppervlak	circa 10 ha	8,5 ha
Dimensie ingreep - diepte van afgraving	50 - 100 cm	5 cm – 40 cm
Dimensie ingreep – afwatering	Gekoppeld aan bestaande kreek	Dichtgooien van greppels met toplaag
Afstand tot dijk	10-100m	Geen dijk aanwezig
Effecten op biodiversiteit – flora	-Pionierfase (na 3 jaar), -Merendeel begroeid (na 10 jaar) -Zeekweek op oeverwallen (na 20 jaar) -Vergelijkbaar met naast gelegen hoge kwelder (40 jaar)	-Afname van Zeekweek, toename van pioniervegetatie (direct) -Lage kwelder soorten (na 2 jaar)
Effecten op biodiversiteit – fauna	Snelle kolonisatie van wad fauna, na 10 jaar eerste terristische bentische soorten. Eerste 10 jaar kleiput foerageer- en rustgebied voor vogels, later ook broedgebied	Geen data
Effecten op sedimentatiedynamiek	3-5 jaar hoge opslibbing (10 cm/jr) tot GHW, daarna afname van opslibbing	Geen data
Effecten op hydrologie	-Goede ontwikkeling van natuurlijk slenken en afwatering	-Optreden vernatting -Ontwikkeling nieuwe krekken
Beheer- herhaling van maatregel	-Na >100 jaar geschikt om nogmaals te graven	-Te recent uitgevoerd om te bepalen
Beheer- aanvullend beheer	-Dammen rondom kleiput verwijderen -na >20 jaar beweiding inzetten	-"Niets doen" -Beweiding
Voordelen	-Kleiput kan worden ingezet voor dijkversterking en natuurontwikkeling.	-Plagsel kon worden gebruikt voor het dempen van greppels

	-Onnatuurlijke begreppelingpatronen worden goed verwijderd en nieuwe natuurlijke krekken kunnen ontwikkelen -Nieuwe successiereeks loopt ca. 40 jaar	
Nadelen	Extra antropogene invloed en ingrepen terwijl het streven is om de natuurlijkheid te vergroten.	Door ondiep verwijderde bovenlaag en aanwezigheid van wortels mogelijk snel herstel Zeekweek. Alleen greppels dempen had geen effect op successie.

4.2 Uitpolderen/wisselpolders

Ook bij deze maatregel zijn verschillende gradaties mogelijk: weinig tot sterk beïnvloed door het getij, kleinschalig tot grootschalig, en binnendijks of buitendijks. Hieronder worden de voor- en nadelen van deze mogelijkheden kort besproken.

4.2.1 Weinig tot sterk beïnvloed door het (stormvloed)getij

Het getij is samen met stormvloeden bepalend voor de morfologische ontwikkelingen.

Daarbij spelen de volgende zaken mee:

- 1) hoe en in welke mate het water het gebied kan binnendringen,
- 2) gebiedskenmerken (hoogte, aanwezigheid van krekken etc.),
- 3) de invloed van de natuurlijke veranderingen na ontpoldering en
- 4) menselijke beheersmaatregelen waaronder bijvoorbeeld beweiding.

Het (stormvloed)getij kan beschouwd worden als een invloed van buitenaf. Door de grootte van de verbinding en het management gedurende stormvloeden wordt bepaald wat de invloed op het nieuwe gebied is. Bij het volledig verwijderen van de dijk kunnen de buitengetijden en stormvloeden vrijelijk hun werk doen en kan de maximale hoeveelheid sediment het gebied in worden gebracht en bezinken.

Bij een gedeeltelijke dijkverwijdering (gat of gaten) kan het getij 'geknepen' worden. Daarbij worden de hoogwaterstanden lager en de laagwaterstanden hoger en neemt dus de getijdeslag af. Ook zal daardoor de sedimentatie afnemen. Een voorbeeld hiervan is het Sieperdaschor waar sedimentatie vooral aan de oostkant plaatsvindt terwijl het achterliggende westelijke gebied niet of nauwelijks wordt bereikt, behalve bij stormvloeden (Kornman 2000). Een extreme variant is het aanbrengen van een of meer duikers op één of twee hoogtes, zodat regulering via gedempt getij mogelijk is. Een belangrijk ecologisch bezwaar van een gedempt getij is dat de vegetatiezonering langs de hoogtegradiënt wordt beperkt tot een relatief smal gebied, en dat zich een scherpe vegetatiegrens zal ontwikkelen op de grens van zoet en zout. Bij een geringe getijslag is het niet ondenkbaar dat de ontwikkeling van de kweldervegetatie zelfs beperkt blijft tot één of twee vegetatiezones. Aanbevelingen zijn gedaan om een minimale getijslag te realiseren van 3m voor situaties in de UK (Nottage *et al.* 2005).

4.2.2 Grootschalig tot kleinschalig

Hoe groter de ontpoldering hoe groter de mogelijkheid om grotere aanééngesloten kwelderarealen in combinatie met andere intergetijdenhabitats te realiseren (Adnitt *et al.* 2007). Dit sluit aan bij één van de algemene uitgangspunten van het OBN dat grotere eenheden meer kansen bieden voor een zo natuurlijk mogelijke ontwikkeling op verschillende (onderliggende) schalen. Een groot voordeel is dat het getij niet gedempt wordt als ook op forse schaal de dijken worden verwijderd. Daardoor zijn ook de

mogelijkheden voor sedimentinput optimaal en is er een gereede kans dat sedimentatie groter is dan de zeespiegelstijging. Een nadeel is dat de stormvloed ook vrij spel kunnen hebben. Om de veiligheid van het achterliggende bewoonde gebied zeker te stellen zullen in sommige gevallen dan dijkverzwaringen uitgevoerd moeten worden. Bij Noord Friesland buitendijks is dat niet het geval. Uitpoldering van zomerpolders en speciaal in Noord Friesland Buitendijks wordt in het Beheerplan van het Natura2000 gebied Waddenzee genoemd als herstelmaatregel voor gradiëntrijke kwelders. Ook de QSR2009 geeft prioriteit bij aan herstel van zeer brede kwelders. Noord-Friesland Buitendijks is de enige plaats waar dergelijke zeer brede kwelders gerealiseerd kunnen worden. Kleinschalige ontwikkelingen zijn vaak gemakkelijker (maar vaak per ha duurder) te realiseren dan grootschalige omdat ze minder financiële draagkracht vragen en minder maatschappelijke weerstand tegen komen. Echter, kleinschalige ontwikkelingen bieden vaak geen kans aan natuurlijke ontwikkeling op voldoende grote schaal.

4.2.3 Binnendijks of buitendijks

Buitendijkse uitpolderingen houden het verwijderen van dijken of dammetjes rondom zomerpolders in en hiervoor hoeft geen primaire waterkering te worden doorbroken. Bij binnendijkse uitpolderingen zal de primaire waterkering worden doorbroken en naar achteren worden geplaatst. Dit maakt buitendijkse uitpolderingen een stuk makkelijker, maar het nadeel is dat dit maar beperkt mogelijk is langs de Nederlandse kust. Bij binnendijkse ontpolderingen kunnen de reacties emotioneel zijn, zoals bleek bij de plannen voor de ontpoldering van de Hedwigepolder.

Ontpolderen, zowel binnen – als buitendijks is niet eenvoudig. Om te beginnen is door de luwe ligging de kans groot op invang van fijn sediment. Dit is prettig als het doel is om het land op te hogen, maar indien het doel is om dynamische natuur te ontwikkelen dan kunnen de luwe ligging en de snelle opslibbing als nadelen worden gezien (Hemingway *et al.* 2008). Daarnaast kunnen, vooral bij de binnendijkse ontpolderingen, de kosten hoog zijn, omdat er inrichtings-, onderhouds- en hernieuwde inrichtingskosten nodig kunnen zijn. Gedacht moet hierbij worden aan vele 10-tallen miljoenen euro's voor een grote ontpoldering. Een belangrijk aandachtspunt voor succes van een ontpoldering met als doelstelling om lage kwelderzones te ontwikkelen is de hoogteligging van de binnen- of buitendijkse polder vóór de ingreep. Bij voorkeur ligt de polder tussen GLW en GHW, zodat de polder regelmatig overstroomt en zaden en sediment aangevoerd kunnen worden. Eventueel voorliggende kwelders kunnen een hindernis vormen voor een vrije werking van het (stormvloed)getij bij zowel binnen- als buitendijkse ontpolderingen. Tot slot is aanvullend beheer meestal noodzakelijk, omdat de kans op ontwikkeling van hoogopgaande begroeiing vrij groot is. De keuze voor de vorm van de ingreep en de mogelijkheid deze op termijn te herhalen is sterk afhankelijk van de gestelde doelen en gewenste functies voor de polder en de ontwikkelingssnelheid van een polder na een ingreep.

Maatregel	Uitpolderen / wisselpolder
Definitie	Het doorbreken of verwijderen van de waterkering waardoor het land erachter weer onderdeel van kust- of estuariene systeem wordt
Project	Evaluatie Wolters (2005)
Uitgangssituatie	Polders beschermd door een zeedijk en zomerpolders
Kwelderzone	Alle
Doel	-niet geplande dijkdoorbraak -bewuste dijkdoorbraak t.b.v. van vergroten

	van kwelderareaal, waterveiligheid of experiment
Specifieke ingreep	Dijk gedeeltelijk of geheel verwijderen of klepduikers
Dimensie ingreep	Van 1 ha tot 1000 ha
Hoogteligging van polder	-0,5 m GHW tot 1,6 m GHW
Effecten op biodiversiteit – flora	Wanneer voldoende zaadvoorraad is en hoogteligging rond GHW dan is circa 50% van doelsoorten haalbaar.
Effecten op biodiversiteit – fauna	Geen data
Effecten op sedimentatiedynamiek	Breedte van doorbraak en aanwezigheid van slenken bepalend voor sedimentatie
Effecten op hydrologie	Polder moet kunnen afwateren en daarom moet hoogteligging niet te laag zijn ten opzichte van intergetijdengebied. Eventueel kan in dat geval een kreek gegraven worden. Polder moet niet te hoog liggen want dan overstroomt de polder niet
Beheer- herhaling van maatregel	Eenmalig
Beheer- aanvullend beheer	15 jr na herstel afname van soorten door successie, dit kan worden geremd door beweiding
Voordelen	Ruimte voor estuariene processen
Nadelen	Ingrijpend en duur, vaak aanvullend beheer nodig
Randvoorwaarden	-hoogteligging van polder tussen GLW en GHW, -bij lagere locaties moet opslibbingsnelheid tenminste gelijk zijn aan zeespiegelstijging, -polders moeten tenminste 30 ha groot zijn, -eventueel nieuwe slenken aanleggen ter verbetering van kolonisatie, sedimentaanvoer en afwatering

4.3 Rijshoutdammen

Onder de maatregel rijshoutdammen wordt verstaan het aanleggen van een patroon van rijshoutdammen als sedimentatievelden (meestal 400x400 m, soms kleiner na aanleg van tussen- of dwarsdammen) met een in- en uitstroomopening voor het water en sediment. Door het creëren van luwe omstandigheden wordt de sedimentatie bevorderd en kunnen kwelders ontwikkelen op plaatsen waar de dynamiek normaal gesproken te hoog is en vanaf een niveau dat lager ligt dan onder natuurlijke omstandigheden. In geval van landaanwinning als doel wordt deze maatregel gecombineerd met de aanleg van een ontwateringssysteem om de vegetatieontwikkeling nog sneller te laten verlopen. Bij het doel 'natuur' wordt dit achterwege gelaten, zodat zich een natuurlijk krekenspatroon kan ontwikkelen. Er is (al dan niet in combinatie met het graven van een ontwateringssysteem) veel ervaring opgedaan en zijn goede resultaten bereikt met rijshoutdammen in Nederland en Duitsland. De dammen kunnen in principe overal worden toegepast als de ondergrond maar stevig genoeg is en de bodemhoogte niet te laag ligt ten opzichte van gemiddeld hoogwater. Een eventueel nadeel van het gebruik van rijshoutdammen is dat er half-natuurlijke kwelders worden gemaakt waarvan de kans groot is dat die zonder blijvend onderhoud ook weer zullen verdwijnen. De palen hebben een gemiddelde levensduur van ca.

30 jaar, maar het rijshout moet vaker worden vervangen en ook tussentijds worden vastgezet. Bij de aanleg moet er rekening gehouden worden met de uitgangshoogte van de bodem, de grootte van de sedimentatievelden en de hoogte van de dammen. Als de dammen te laag zijn of de meetvakken te groot, worden de stroomsnelheid van het water en de golfhoogte niet voldoende gedempt om sedimentatie mogelijk te maken. Daarnaast is de grootte van de opening om het water en sediment de sedimentatievelden in en uit te laten stromen van belang.

Een lange-termijn cyclisch beheer van de rijshoutendammen zou gezien kunnen worden als mogelijk vervolg op bovenstaande maatregel. Het damonderhoud wordt daarbij lokaal voor langere tijd gestopt om tijdelijk erosie toe te staan zodat er na enige tijd ruimte ontstaat voor nieuwe kweldervorming. Een dergelijk cyclisch dammenbeheer zal waarschijnlijk alleen effectief zijn in de jongste kwelderstadia (tot de jonge lage kwelder), omdat in de oudere stadia de dammen onder het maaiveld zijn verdwenen en de gerijpte kweldebodem slechts zeer langzaam erodeert. Handhaving van rijshoutendammen op steeds dezelfde plek leidt tot een verharding van de grens tussen kwelder en het voorliggende wad waarbij er steeds minder ruimte zal zijn voor een primaire pionierzone. Voor het behoud van de primaire pionierzone op de lange termijn, wordt het dan ook als onvermijdelijk gezien om in de toekomst te komen tot een meer dynamische handhaving van de rijshoutendammen (Esselink *et al.* 2009).

Het volledig stoppen met onderhoud aan de dammen kan er voor zorgen dat de gewenste jonge stadia relatief snel verdwijnen en de gerijpte kwelder door kliferosie vervolgens langzaam erodeert. De kwelder oost van Wierum is hier een mooi voorbeeld van. De pionierzone is hier vrijwel geheel verdwenen en er vindt kliferosie plaats (Figuur 3.7). Het voorliggende wad is lager komen te liggen, wat laat zien dat zonder herstel en hernieuwde bescherming door rijshoutdammen om de dynamiek te verminderen de kans klein is dat zich hier een nieuwe kwelder zal ontwikkelen.

Maatregel	Rijshoutdammen
Definitie	Het maken van een vooroeververdediging op het wad door aanleggen van palenrijen opgevuld met rijshout; in de Waddenzee meestal in een patroon van bezinkvelden. Dit creëert luwte waardoor de opslibbing en vegetatiekolonisatie mogelijk wordt gemaakt.
Project	Vastelandskwelders in Friesland en Groningen
Uitgangssituatie	Natuurlijk geen kwelder aanwezig
Kwelderzone	Alle, van pionierzone tot hoge kwelder
Doel	Omstandigheden creëren die kwelderontwikkeling mogelijk maken(oorspronkelijk: landaanwinning)
Specifieke ingreep	Aanleggen van sedimentatievakken met dubbele palenrijen opgevuld met bundels rijshout.
Dimensie ingreep	Vakken zijn 400 x 400 m (en soms verkleind tot 200 x 200 m).
Hoogteligging van vakken	Het bodemoppervlak dient tot enkele decimeters onder GHW of hoger te liggen
Effecten op biodiversiteit – flora	Positief voor doelsoorten van habitatype 1310A en 1330
Effecten op biodiversiteit – fauna	Positief: Leef-, broed-, rust- en foerageergebied voor vele diergroepen en soorten die (soms

	vrijwel uitsluitend) op kwelders voorkomen, zoals insecten en vogels Negatief: oorspronkelijk aanwezige habitatype verdwijnt ter plaatse.
Effecten op sedimentatiedynamiek	Sedimentatiesnelheden worden verhoogd.
Effecten op hydrologie	Een opening van voldoende grootte dient in de rijshoutdammen aanwezig te zijn voor in- en uitstroom van water. De hoofdgeul loopt door deze opening.
Beheer- herhaling van maatregel	De dammen hebben regelmatig onderhoud nodig.
Beheer- aanvullend beheer	Toen landaanwinning doel was werd een uitgebreid drainagesysteem gegraven om vegetatieontwikkeling te versnellen. Bij natuurontwikkeling is natuurlijke priel- en kreekontwikkeling gewenst en kan graven achterwege blijven.
Voordelen	-Zeer grote oppervlakten kwelder kunnen worden gevormd op locaties waar zich anders geen kwelder zou kunnen vormen. -De 'maakbaarheid' kan nuttig zijn voor kustbescherming. -Vegetatie vestigt zich spontaan. -Normale vegetatiezonering en successie. -Maatschappelijke acceptatie hoog in Waddenzee. -Begroeiing kan lager op het wad beginnen dan onder normale omstandigheden. -Kwelderareaal is stuurbaar. -Als kwelder eenmaal gevestigd is, is weinig onderhoud nodig. -Overgang wad-kwelder redelijk intact.
Nadelen	-Er ontstaat een half-natuurlijk landschap . -Dammen zijn gevoelig voor ijsgang. -Werkt niet in gebied met te lage sediment-beschikbaarheid. -Zeewaartse zijde kwelder wordt vastgelegd, beperkte dynamiek.
Randvoorwaarden	Het bodemoppervlak dient tot enkele decimeters onder GHW of hoger te liggen en stroming en golven dienen niet te sterk te zijn. De methode werkt niet in gebied met structurele erosie als gevolg van processen op grotere schaal. Er moet in het water voldoende sediment beschikbaar zijn.

4.4 Afwatering beïnvloeden

Het beïnvloeden van de afwatering/ontwatering kent verschillende gradaties, die deels ook het gevolg kunnen zijn van één van de eerder beschreven maatregelen of die gecombineerd kunnen worden met een andere maatregel. De mogelijkheden lopen van passief laten opvullen (d.w.z. niets doen), via (gedeeltelijk) actief dempen tot het geheel verwijderen van het oorspronkelijke systeem (afgraven). De belangrijkste redenen voor toepassing van deze maatregelen is het natuurlijk(er) maken van het ontwateringssysteem en het verhogen van de biodiversiteit. De effectiviteit en/of 'noodzaak' van de verschillende gradaties hangt deels af van het successiestadium waarin een betreffend deel van de kwelder zich in bevindt. In hooggelegen vegetatiezones is de bodem gerijpt en vindt moeilijk erosie plaats waardoor het oorspronkelijke ontwateringspatroon nauwelijks te veranderen is (Van Duin *et al.* 2007c). Daardoor zal in dat geval slechts een meer rigoureuze maatregel een verandering teweeg kunnen brengen, terwijl de afwatering in de niet geconsolideerde zones als pionierzone en aangrenzende lage kwelder al door 'niets doen' permanent kan veranderen in natuurlijke prieden en kreken.

Vernatting kan (tijdelijk) voor het terugdringen van de climaxvegetatie en daarmee het verhogen van de biodiversiteit zorgen, maar om dit grootschalig te bewerkstelligen moet er ook grootschalig ingegrepen worden. Bij alle maatregelen speelt duurzaamheid een rol. Veel ingrepen lijken hooguit tijdelijk de biodiversiteit te kunnen vergroten (ontwatering herstelt zich en/of maaiveldhoogte neemt weer toe). Bij de keuze voor een passieve benadering voor het aanpassen van een onnatuurlijke afwatering wordt het systeem de kans geboden zelf te bepalen welke delen dichtslibben of verdiepen. Dit lijkt daardoor een meer duurzame oplossing, maar effecten worden hierdoor ook pas na lange tijd zichtbaar (ongeveer 10 jaar). Een ander aandachtspunt is dat het beïnvloeden van de afwatering in veel gevallen een indirect effect heeft, waardoor de effecten niet alleen lang op zich kunnen laten wachten, maar het resultaat ook moeilijk te voorspellen is.

In de Waddenzee is op verschillende kwelders al geëxperimenteerd met het aanpassen van het ontwateringssysteem om te zien of dat natuurlijker gemaakt kan worden en of aanpassingen een effect op de successie kunnen hebben. In de Friese en Groninger kwelderwerken is het onderhoud aan het ontwateringssysteem sinds 2000 grotendeels gestopt. In de Dollard is de combinatie met beweiding succesvol om overheersing van Kweek tegen te gaan. Lokaal vinden in de Friese en Groninger kwelderwerken soms nog wel uitbaggerwerkzaamheden plaats. In het kader van het Groninger Kwelderherstelplan, waar een doel is de Zeekweek dominantie terug te dringen door beweiding, zijn in 2011/2012 greppels en dwarsslots verondiept om de veeveiligheid te garanderen. Of deze ingreep aan het ontwateringssysteem op termijn als bijkomend effect ook vernatting tot gevolg zal hebben moet nog blijken. In de Kreekenproef (ten oosten van de veerdam bij Holwerd) zijn in 1997 via een eenmalige ingreep verschillende aanpassingen aan het ontwateringssysteem uitgeprobeerd. Bij de evaluatie van de Kreekenproef na 5 jaar bleek de looptijd te kort om de varianten goed te kunnen beoordelen (Van Duin & Dijkema, 2003). Al wel duidelijk was dat de aangebrachte afdammingen te beperkt waren om stand te houden. De doorgravingen, waarbij twee hoofdleidingen door middel van het doorgraven van de tussenliggende grond dam met elkaar verbonden werden, hielden stand, maar alleen waar het maaiveld boven 1,4 m NAP lag. Bij een lagere ligging slibden de dwarsslots dicht. Recente officiële evaluaties zijn er nog niet, maar wel is duidelijk is dat ondanks het dichtslibben van een groot deel van het ontwateringssysteem de vegetatiesuccessie door is gegaan. In 2008 is een pilot gestart met afgraven en het dichtgooien van kreken op Norderney. Hoewel dit een Waddeneiland betreft ligt er wel een uitgebreid grotendeels gegraven afwateringssysteem. Aangezien de diverse aanpassingen en vegetatieontwikkeling uitgebreid worden gevolgd (Linders *et al.*, 2013) kan hier ook voor de vastelandskwelders van geleerd worden.

Maatregel	Afwatering beïnvloeden
Definitie	Het aanpassen van aangelegde, meestal overgedimensioneerde ontwateringssystemen
Project	Friese en Groninger kwelderwerken; krekoproef; Norderney (D)
Uitgangssituatie	Kwelder met overgedimensioneerde gegraven ontwatering
Kwelderzone	Alle, van pionierzone tot hoge kwelder
Doel	Ontwatering vergelijkbaarder maken met natuurlijke referentie.
Specifieke ingreep	Variabel: passieve of actieve ingrepen van stoppen met onderhoud afwateringssysteem tot afdammen van afwatering. Lokaal afdammen tot volledig dichtgooien of volledig afgraven van afwatering
Dimensie ingreep	Variabel: van honderden meters tot kilometers
Hoogteligging van kwelder	Hoe ondieper het aanwezige afwateringssysteem is hoe makkelijker te beïnvloeden en kleiner de ingreep
Effecten op biodiversiteit – flora	Positief voor doelsoorten van habitatype 1310A en 1330
Effecten op biodiversiteit – fauna	Positief voor verschillende diergroepen en soorten
Effecten op sedimentatiedynamiek	Sedimentatie kan lokaal veranderen, omdat het water als sedimentbron anders door het gebied gaat lopen
Effecten op hydrologie	Water wordt langer binnen de kwelder gehouden waardoor vernatting kan optreden
Beheer- herhaling van maatregel	Herstel afdammingen (na doorbraak) of opnieuw dichtgooien (na uitspoeling) kan nodig zijn
Beheer- aanvullend beheer	Eventueel lokaal extensieve beweiding
Voordelen	-Met een relatief lokale ingreep kan een effect op een groot gebied worden uitgeoefend. -In geval van passieve 'ingreep' krijgt het systeem zelf de kans een zo natuurlijk mogelijke ontwikkeling door te maken. -In geval van een actieve grootschalige ingreep (afgraven) worden climaxvegetatie en drainagesysteem vrijwel direct teruggezet naar de kaal wad situatie -Passieve vernatting in combinatie met beweiding laat positieve resultaten zien
Nadelen	-Bestaand ontwateringssysteem is moeilijk te veranderen in gerijpte bodem. Daarom beste resultaat vooral van pionierzone tot lage kwelder -Natuurlijkheid blijft in meeste gevallen beperkt -Kan lang duren voor een resultaat wordt geboekt en uitkomst is moeilijk voorspelbaar
Randvoorwaarden	-Minder success in hoger gelegen vegetatiezones, want daar is de bodem al te ver gerijpt en vindt moeilijk erosie plaats waardoor oorspronkelijke ontwateringspatroon nauwelijks te veranderen is

5 Inrichtingsmaatregelen en waterveiligheid

Kwelders en schorren kunnen een positief effect hebben op veiligheid van de achterliggende dijk door het verkleinen van de kans op het voorkomen van verschillende faalmechanismen (Moller *et al.* 2009; Gedan *et al.* 2011; Venema *et al.* 2012; Spalding *et al.* 2013). Zo dempt de kwelder golven en vermindert de golfimpact op de dijk (Anderson *et al.* 2011; Shepard *et al.* 2011). Hierdoor is een dijk achter een kwelder soms lager en minder breed dan zonder een kwelder. Daarnaast kan het zijn dat de dijk door de golfdempende werking van de kwelder geen steenbekleding nodig heeft maar met klei en gras kan worden afgedekt. Verder vermindert een kwelder de kans op ondergraving van de dijk door de aanwezigheid van een afdichtende kleilaag, die op kwelders wordt ingevangen door de aanwezige vegetatie. Dit geconsolideerde kleipakket vormt een ondoordringbare laag die daarmee de kwelweglengte onder de dijk door vergroot en dit vermindert de kans op onderloopsheid (piping), een van de belangrijkste faalmechanismen voor dijken. Hiermee en door het bieden van tegenwicht en steun aan de dijk is er minder kans op macro-instabiliteit van de dijk, ofwel, het afglijden van stukken van de dijk.

In het kader van DP Wadden 2013 is onderzoek gedaan naar een aantal innovatieve dijkconcepten (Van Loon-Steensma & Schelfhout 2013), als mogelijke veiligheidsstrategieën. Smale & Calderon (2013) beschrijven onderzoek naar het vaststellen van de effecten van deze veiligheidstrategieën op de waterveiligheid. Voor OBN wordt gekeken naar mogelijke inrichtingsmaatregelen op kwelders ten behoeve van het verbeteren van de kwaliteit van kwelders. Een mogelijke inrichtingsmaatregel voor verjonging van kwelders is maaiveldverlaging. De vraag is echter wat de invloed hiervan zou zijn op de waterveiligheid. In dit hoofdstuk wordt een analyse gepresenteerd van de effecten van het afplaggen van kwelders op de waterveiligheid voor locaties in de Waddenzee en Westerschelde.

Om de effecten van maaiveldbodemverlaging door het afgraven van kwelders op waterveiligheid in kaart te brengen is gemodelleerd met een vaste waterstand en met de huidige veiligheidsnormen voor het betreffende dijktraject (zowel voor de Wadden als de Westerschelde vastgesteld op 1:4000). Meer detail over de exacte methode is te vinden in het rapport "Doelbereik innovatieve dijkconcepten DP Wadden" (Smale & Caldaron 2013).

5.1 Modelbeschrijving

In de berekeningen voor het hier gepresenteerde werk is gerekend met een kwelder voor de dijk die als een horizontale vlakte wordt geschematiseerd (met een lengtebreedte van 400 meter in de Westerschelde en 600 meter in het Waddengebied). De inrichtingsmaatregel 'afgraven' wordt weergegeven door de bodemhoogte van de kwelder te verlagen. Dit wordt over de hele kwelder gedaan. Het effect van afgraven kan worden afgeleid uit het verschil in benodigde kruinhoogte van de dijk bij variatie van de hoogte van deze kwelder.

Voor de berekeningen is een typisch (enkelvoudig) profiel samengesteld waarin de hoogte van de kwelder wordt verlaagd. Voor deze studie is gekeken naar kwelderhoogtes van + 2.8 m, + 3.0 m en + 3.2 m NAP in de Westerschelde en + 1.4 m, + 1.6 m en + 1.8 m NAP in de Waddenzee. Dit komt overeen met realistische kwelderhoogtes op deze locaties. Vervolgens is de benodigde kruinhoogte bepaald in geval van de profielen met verschillende hoogte van de kwelder. Dit is gedaan met behulp van de hydraulische belasting die al eerder was bepaald voor deze dijksegmenten. Aan de hand van dezelfde methodiek zijn ook randvoorwaarden voor de Westerschelde bepaald. Hierbij is gerekend zonder

toetspeilcorrectie en zonder zeespiegelstijging. Tot slot is het verschil in benodigde kruinhoogte tussen de bovengenoemde berekeningen bekeken. Hiermee kan de invloed van de hoogte van een kwelder (en dus het afgraven ervan) in beeld worden gebracht. Hierbij wordt geen rekening gehouden met de huidige overhoogte van de dijken.

Voor locaties langs de Waddenzee zijn de berekeningen uitgevoerd met de volgende drie scenario's:

- 1) Een aanwezig veronderstelde kwelder op een hoogte van NAP + 1.6 m wordt met 20 centimeter verlaagd tot NAP + 1.4 m.
- 2) Een aanwezig veronderstelde kwelder op een hoogte van NAP + 1.8 m wordt met 40 centimeter verlaagd tot NAP + 1.4 m.
- 3) Een aanwezig veronderstelde kwelder op een hoogte van NAP + 1.8 m wordt met 20 centimeter verlaagd tot NAP + 1.6 m.

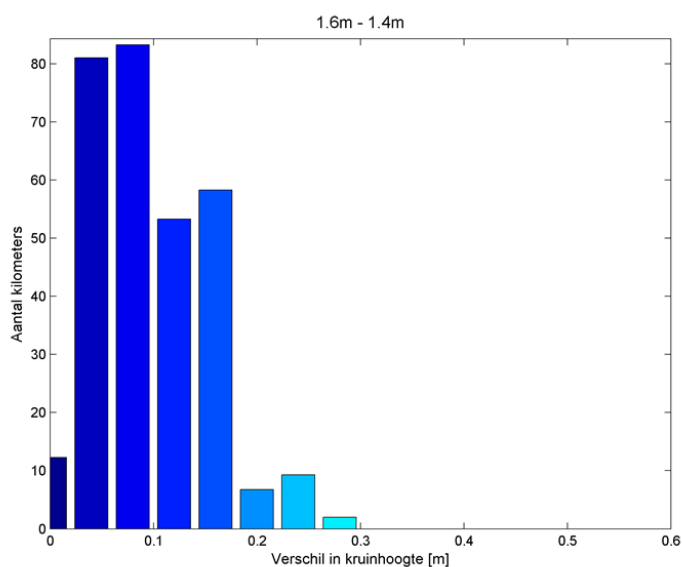
Voor locaties langs de Westerschelde zijn berekeningen uitgevoerd met de volgende drie scenario's:

- 1) Een aanwezig veronderstelde kwelder op een hoogte van NAP + 3.0 m wordt met 20 centimeter verlaagd tot NAP + 2.8 m.
- 2) Een aanwezig veronderstelde kwelder op een hoogte van NAP + 3.2 m wordt met 40 centimeter verlaagd tot NAP + 2.8 m.
- 3) Een aanwezig veronderstelde kwelder op een hoogte van NAP + 3.2 m wordt met 20 centimeter verlaagd tot NAP + 3.0 m.

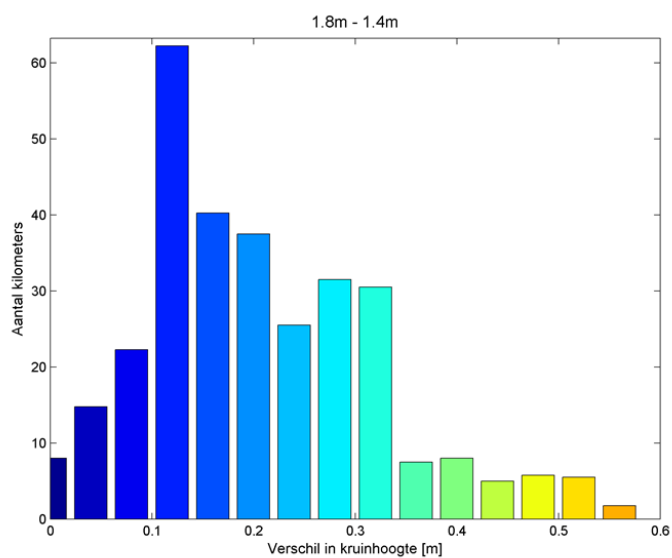
5.2 Resultaten

Figuur 5.1 – 5.6 geven een overzicht van de benodigde kruinhoogteverandering op locaties in de Waddenzee als gevolg van het afgraven van een aanwezig veronderstelde kwelder volgens drie scenario's. Hierbij is uitgegaan van een kwelder met een breedte van 600 meter (dwars op de dijk gerekend). Aangenomen is dat overal deze kwelder aanwezig is. Twee scenario's beschouwen het effect van het afgraven van 20 cm kwelder (van NAP + 1.8 m naar NAP + 1.6 m en van NAP + 1.6 m naar NAP + 1.4 m). Het beeld voor deze beide scenario's is vergelijkbaar. Over het algemeen zal de benodigde kruinhoogte door het afgraven hoger worden in de orde van 10 tot 20 centimeter. Slechts op enkele locaties (midden van de Afsluitdijk en ten westen van de Lauwersmeerdijk) wordt een benodigde verhoging in de orde van 30 centimeter berekend.

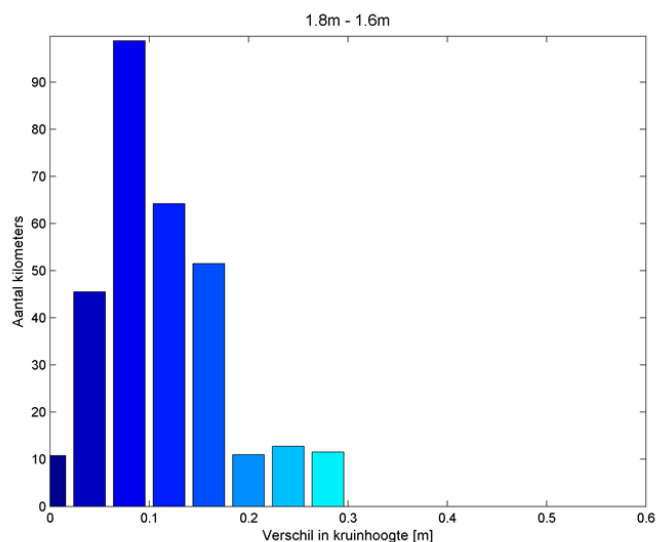
Het scenario waarin 40 centimeter van de aanwezig veronderstelde kwelders wordt afgeplagd (van NAP + 1.8 m naar NAP + 1.4 m) laat een grotere verhoging van de benodigde kruinhoogte zien (tot 50 cm). De ruimtelijke verdeling is vergelijkbaar met de andere twee scenario's. Alle geschetste scenario's geven relatief een grote noodzakelijke verhoging van de kruinhoogte aan in het midden van de Afsluitdijk, west van de Lauwersmeerdijk en ter hoogte van de Eemshaven. Dit valt te verklaren door de afwezigheid van kwelders in deze gebieden. Hierdoor zijn de randvoorwaarden die door Hydra-K worden berekend relatief hoog ten opzichte van de diepte ter plaatse van de schematische kwelder die in de berekeningen voor de kruinhoogte is aangenomen. Een verandering van deze kwelderhoogte heeft daardoor een groter effect dan op plaatsen met een lagere golfhoogte.



Figuur 5.1. Overzicht van het verschil in benodigde kruinhoogte in de Waddenzee bij vergelijken van scenario's met een kwelderhoogte van 1.6 m + NAP en 1.4 m NAP aangenomen dat overal een kwelder aanwezig is.

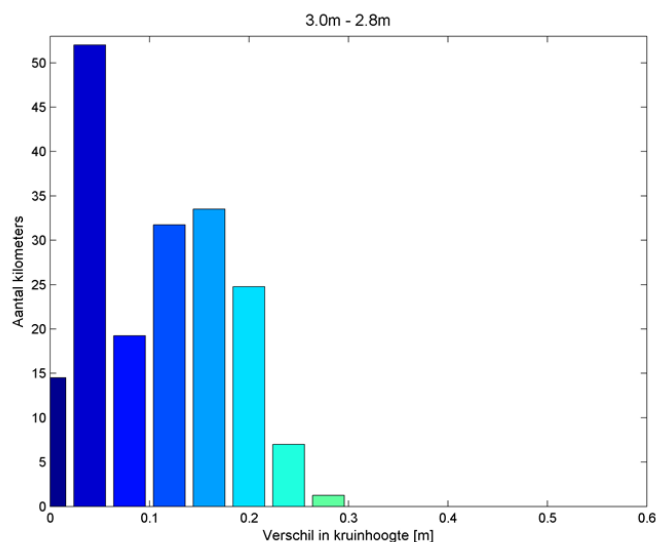


Figuur 5.2. Overzicht van het verschil in benodigde kruinhoogte in de Waddenzee bij vergelijken van scenario's met een kwelderhoogte van 1.8 m + NAP en 1.4 m NAP aangenomen dat overal een kwelder aanwezig is.

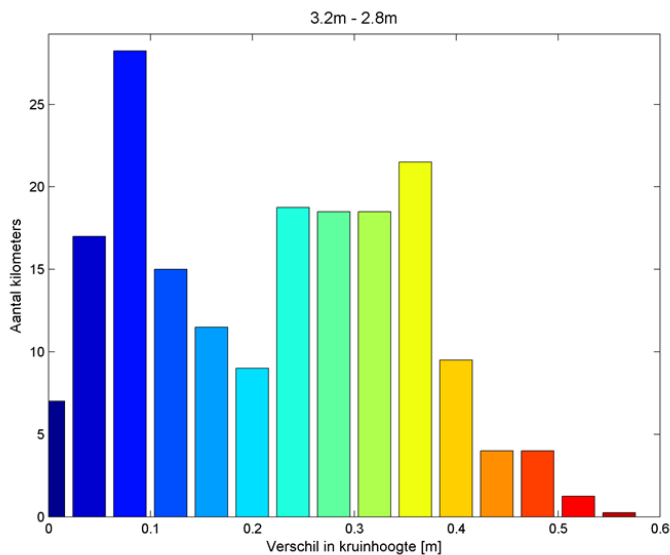


Figuur 5.3. Overzicht van het verschil in benodigde kruinhoogte in de Waddenzee bij vergelijken van scenario's met een kwelderhoogte van 1.8 m + NAP en 1.6 m NAP aangenomen dat overal een kwelder aanwezig is.

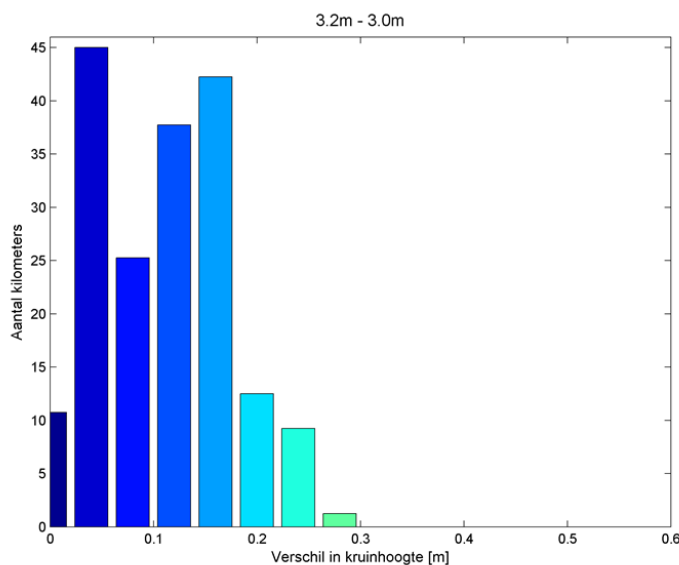
Over het algemeen kan worden gesteld dat de invloed van afgraven in het oostelijke deel van de Westerschelde gering is. Dit kan worden verklaard door de lage golfhoogte (relatief ten opzichte van de waterdiepte boven de veronderstelde kwelder). Als gevolg hiervan is de invloed van het veranderen van deze waterdiepte op de benodigde kruinhoogte klein in dat gebied. Het westelijk deel van de Westerschelde is gevoeliger voor veranderingen (en dus afgraven) van een veronderstelde kwelder voor de dijk. Het effect van scenario 1 en 3 ligt veelal tussen de 10 en 30 centimeter in termen van benodigde kruinhoogte. Scenario 2 heeft een groter effect en resulteert op enkele plaatsen tot een verhoging van de benodigde kruinhoogte van 50 centimeter (voornamelijk aan de noordzijde van de Westerschelde bij Borssele en Ellewoutsdijk. Het is belangrijk hierbij op te merken dat een kwelder met een lengtebreedte van 400 meter op deze locatie in de huidige situatie niet aanwezig is.



Figuur 5.4. Overzicht van het verschil in benodigde kruinhoogte in de Westerschelde bij vergelijken van scenario's met een kwelderhoogte van 3.0 m + NAP en 2.8 m NAP aangenomen dat overal een kwelder aanwezig is.



Figuur 5.5. Overzicht van het verschil in benodigde kruinhoogte in de Westerschelde bij vergelijken van scenario's met een kwelderhoogte van 3.2 m + NAP en 2.8 m NAP.



Figuur 5.11. Overzicht van het verschil in benodigde kruinhoogte in de Westerschelde bij vergelijken van scenario's met een kwelderhoogte van 3.2 m + NAP en 3.0 m NAP aangenomen dat overal een kwelder aanwezig is.

Voor het Deltaprogramma Wadden is uitgebreider gekeken naar de invloed van kwelders op golfhoogte aan de teen van de dijk onder verschillende scenario's van zeespiegelstijging (Smale & Caldaron 2013). Hieruit blijkt dat kwelders van meer dan 400-500 meter breed significante effecten hebben op het dempen van golven. De hoogte van de kwelder is echter het meest bepalend op de golfdempende werking van de kwelder. Indien de afgeplagde zone snel genoeg weer opslibt kan dit te vermijden zijn. Echter, als opslibbing zo snel is dan zijn ook de positievere effecten van afgraven, zoals de gewenste kwelderverjonging, maar van korte duur. De effecten van kleiputten op golfdemping zijn niet eenvoudig te generaliseren. Dit komt doordat het effect van een kleiput op de golven af zal hangen van de breedte, lengte en diepte van de put. Bij een hogere kwelder heeft graven meer effect op waterveiligheid omdat de kwelder dan al een grotere rol speelt bij het dempen van golven. Bij het afgraven van de kwelder zal het effect van de ingreep dus ook een grotere invloed hebben op toenemende hoogte van golven. Daarnaast zijn er plekken, zoals oostelijk in de Westerschelde, waar de hydraulische belasting meer wordt bepaald door variatie in

waterstanden en minder door golfimpact. Afslagwerkzaamheden zullen hier dus minder effect hebben op benodigde kruinhoogte van de dijk.

Naast effecten van afgraven op golfhoogte dient ook rekening gehouden te worden met effecten van afgraven op buitenwaartse stabiliteit van de dijk en op het intreepunt. Voor het intreepunt is behoud van de ondoordringbare kleilaag om piping tegen te gaan van belang. Met het oog hierop wordt aangeraden om zorg te dragen dat de kleilaag altijd een minimum dikte van 100 cm blijft houden als wordt afgegraven (van Schelfhout pers. com.). Als een vuistregel voor buitenwaartse stabiliteit kan de formule $4 \cdot h$ worden gebruikt waarbij h het hoogteverschil tussen het voorland en de kruin van de dijk is. Binnen de $4 \cdot h$ zone is het af te raden om grote ingrepen aan de kwelder te doen. Echter, op basis van golfdemping is de zone waar voorzichtig mee omgesprongen dient te worden een stuk groter. Aangezien de eerste 500 meter kwelder voor de dijk het meest relevant is voor golfdemping dient dit in overweging genomen te worden als gedacht wordt aan maaiveldverlaging. De laatste tijd was er veel belangstelling voor het hergebruiken van klei uit de kwelder voor dijkversterkingen. Echter, na eerste testen van klei uit de kwelder bij Emanuelpolder in Zeeland blijkt dat deze niet geschikt is om te dienen als dijkmateriaal (pers. com Projectbureau Zeeweringen). Alleen type A klei mag worden gebruikt als erosie bestendige klei. De klei uit de kwelder voldoet niet omdat het te veel organisch materiaal en te veel zout bevat. Dit is zeer waarschijnlijk ook het geval voor klei uit de Noordelijke kwelders.

Tot slot, dient bij inrichtingsmaatregelen die worden uitgevoerd op kwelders rekening te worden gehouden met de zone die in beheer van het waterschap is. Deze zone strekt 50 tot 100 meter vanaf de teen van de dijk. Maatregelen zoals afgraven of kleiputten aanleggen zullen bij waterschappen niet populair zijn in verband met de effecten die deze maatregelen hebben op het vergroten van verschillende faalmechanismen. Daarom is het aan te bevelen om bij het verkennen en plannen van inrichtingsmaatregelen aan kwelders in een vroeg stadium met alle stakeholders om de tafel te gaan zitten. Dit om latere bezwaren van het waterschap en later mogelijke consequenties voor de waterveiligheid en kosten aan het verhogen van de dijk te vermijden. De belangrijkste spelers zijn de waterkering beheerders (het waterschap of soms ook RWS) en de kwelderbeheerders. Voor elke ingreep op elke specifieke locatie zal apart gerekend moeten worden om de te verwachten effecten nauwkeuriger te bekijken

6 Discussie

6.1 Toekomstbeeld

De vraag is hoe onze vastelandkwelders er in de toekomst (30-40 jaar) uit zullen zien onder voortzetting van de huidige trends en bij ongewijzigd beheer. Dit toekomstbeeld kan mogelijk reden zijn om in te grijpen en veranderingen door te voeren in beheer en inrichting. Voor het Noorden is het waarschijnlijk dat er verdere ophoging van de huidige kwelders plaatsvindt en daarmee een voortgaande successie naar oudere kwelderstadia. Het areaal lage en middenkwelder zal verder afnemen. Aan de andere kant zal bij het stelselmatig stoppen van onderhoud aan het afwateringssysteem verdere vernatting van de meer naar de dijk gelegen delen optreden. Daarnaast is de verwachting dat de primaire pionierszone in de toekomst bedreigd raakt doordat aan de voorkant de ruimte voor uitbreiding opraakt. Voor de Dollard zal het primaire pioniersstadium geheel gaan ontbreken, en de snelheid van de veroudering naar Riet zal voornamelijk worden bepaald door het beweidsregime. Voor alle kwelders in het Noorden geldt dat de snelheid van veroudering voornamelijk bepaald zal worden door de intensiviteit van het beweidsregime.

Voor Zeeland is het toekomstbeeld op een termijn van 30 tot 40 jaar iets anders. Voor de Westerschelde is de verwachting dat door de optredende coastal squeeze de pionierzone als eerste behoorlijk in areaal af zal nemen. Een ontwikkeling die eigenlijk nu al waarneembaar is. Doordat voldoende sediment beschikbaar is zullen de aanwezige schorren snel opslibben, maar in combinatie met een versnelde zeespiegelstijging en beperktere ruimte voor de schorren maakt dit de schorren wellicht vatbaarder voor erosie, omdat ze steiler worden. De versteiling van de platen door het huidige baggerbeleid veroorzaakt een nog verdere afname van het intergetijdengebied. Aangezien voor de Westerschelde niet duidelijk is of er in de toekomst nog verdere verdiepingen zullen volgen is het mogelijk dat de versteiling doorzet en dat het areaal intergetijdengebied in de toekomst nog verder afneemt. Op de hogere schorren in de Westerschelde zal verdere successie optreden, maar lokaal ook vernatting. Vernatting wordt al waargenomen op bijvoorbeeld het schor van Saeftinghe. Deze natte plekken kunnen onder intensieve beweiding omslaan in kale plekken. Het is niet te verwachten dat trends in de Westerschelde significant anders zullen worden door de ontpoldering van de Hedwigepolder. Het schor van Saeftinghe zal verder verouderen en verzoeten, waardoor zowel de Zeebies- als de Zeekweekvegetaties zullen veranderen in Riet-gedomineerde vegetatie. De voorkant van het schor, met een zeer steil klif, zal verder eroderen. In de Oosterschelde zal door golfaanval en zandhonger de erosie van intergetijdengebieden en schorren doorzetten. Met betrekking tot de opslibbing van de schorren denkt men op de hoge schorren toch voldoende slibinvang waar te nemen om de zeespiegelstijging te compenseren, voornamelijk bij schorren met een breed genoeg voorland. Schorren met beperkte voorlanden kunnen in opslibbing achterblijven bij de zeespiegelstijging en daardoor naar een lager vegetatietype overgaan en op de lange duur geheel door verdrinking verdwijnen.

Als we het toekomstbeeld voor de Nederlandse vastelandkwelders vergelijken met het in dit rapport geschetste referentiebeeld dan is de verwachting dat we de latere stadia van brede kwelders met gelijktijdig een oeverwal/kom systeem en ook optredende cyclische kwelderontwikkeling, bestaande uit een klif en nieuwe kwelderontwikkeling, weinig terug zullen zien. In de Westerschelde is op de meeste plekken de ruimte te beperkt voor het ontstaan van brede kweldersystemen met kommen en oeverwallen en nieuwe kweldervorming voor het klif. In de Oosterschelde zijn de omstandigheden ongeschikt voor nieuwe keldervorming door de zandhonger van het systeem. In de Waddenzee zijn de

kwelders breed genoeg voor het ontstaan van een systeem met kommen en oeverwallen, maar het huidige beheer laat waarschijnlijk niet genoeg terugtrekking van kwelders toe om te komen tot nieuwe kweldervorming voor het klif. In alle gebieden hebben vrijwel alle bestaande kwelders te maken met voortgaande successie. De begroeide delen van de meeste vastelandkwelders zullen in hoogte blijven toenemen en daardoor verouderen. Dit geldt zelfs voor een deel van de schorren in de Oosterschelde. De middenkwelder zal aan de dijkkant worden vervangen door de toename van Zeekweek. Daarnaast zal de successie minder vaak worden teruggezet als continu beheersmaatregelen worden uitgevoerd die puur zijn gericht op behoud van het totale kwelderareaal.

6.2 Beheerdoelen en maatregelen

De meeste vastelandkwelders in Nederland zijn natuurgebied en vallen onder de Natura 2000 en KRW regelgeving. Natura2000 vraagt om een behoud van kwaliteit en kwantiteit van de Nederlandse kwelders. Daarnaast kunnen kwelders een bijdrage leveren aan de kustbescherming. De beheerinstanties en de belanghebbenden proberen gezamenlijk te komen tot een samenhangende visie op het beheer. Onderlinge afstemming is hierbij cruciaal en dit kan worden vergemakkelijkt door het zelfde referentiebeeld te gebruiken. Daarnaast zijn in dit rapport beheersmaatregelen, waaronder afgraven, uitpolderen, alternatief beheer rijshoutendammen en beïnvloeding afwatering, geëvalueerd. Hier evalueren we per deelgebied welke maatregelen effectief zullen zijn om van de huidige situatie naar een toekomstbeeld te komen dat het hier gepresenteerde referentiebeeld zoveel mogelijk benadert.

Voor de Noordelijke vastelandkwelders, die worden gekenmerkt door de rijshoutdammen aan de voorkant en een kunstmatig afwateringssysteem, kunnen maatregelen zich richten op verdere optimalisatie van het dammenbeheer en het afwateringssysteem. Daarnaast kan ruimte voor nieuwe vorming van kwelders worden gecreëerd door verkweldding aan de landzijde, bijvoorbeeld op plaatsen waar nu zomerpolders aanwezig zijn, en het toelaten van verstoring aan de wadzijde. Hoewel het huidige onderhoud aan de kwelderwerken recentelijk is geoptimaliseerd, is de verwachting dat het huidige beheer zal resulteren in een fixatie van de grens tussen kwelder en het onbegroeide wad, waardoor de primaire pionierzone in de knel komt. Daarnaast wordt in het huidige dammenonderhoud nauwelijks ruimte gelaten aan erosieprocessen van enige omvang. Onderhoud aan dammen wordt enkel gestopt in gebieden waar de dammen geen functie meer hebben en niet in gebieden waar vervolgens erosie van de kwelder plaats zou kunnen vinden. Een meer dynamisch dammenbeheer kan voorkomen dat in de toekomst alle ruimte voor nieuwe kwelders opdraakt. Om een beheerplan te ontwikkelen voor een samenhangend dynamisch dammenbeheer kan gebruik worden gemaakt van de langjarige sedimentatietrends op wad en kwelder. Het behoud van de jongere kwelderstadia op langere termijn kan worden gestimuleerd door het dammenbeheer ook te stoppen in een aantal gebieden waar naar verwachting alternerend erosie en aangroei van de kwelder plaatsvindt, zoals gebieden met veel geulbewegingen.

Maatregelen op relatief kleine ruimte- en tijdschalen zoals het afgraven, de aanleg van kleiputten, het maken van stortstenen dammen en palenrijen en het ontpolderen met een gedempt getij, zullen weinig effect hebben op het langdurig in stand houden van jongere successiestadia van schorren en kwelders. Meer ingrijpende maatregelen zijn nodig om op de lange termijn de verschillende stadia van kwelderontwikkeling en de dynamiek die zo karakteristiek is voor deze systemen, te behouden. Voor maatregelen zoals ontpolderen, afgraven en het aanpassen van afwatering geldt dat ze moeten worden uitgevoerd op een schaal die aansluit bij natuurlijke morfologische en hydrografische processen. Voor het ontpolderen met een gedempt getij is de grootte van de getijamplitude cruciaal is voor het succes van het project (Nottage *et al.* 2005). Daarnaast zijn er aanbevelingen om het gedempt getij slechts te beschouwen als een overgangsfase naar volledige ontpoldering (Adnitt *et al.* 2007).

Onderzoek laat zien dat Zeekweek over de hele kwelder wordt aangetroffen (hoog, midden en laag). Echter, het vormt een dichtere en homogener vegetatie naarmate de kwelder hoger en beter gedraineerd is (Veeneklaas *et al.* 2013). Zodra een gebied hoge kwelder is gaat het niet makkelijk meer terug in de successie, behalve als er totale erosie van de kwelder optreedt of het gebied sterk vernat. Ook op de middelhoge kwelder treedt soms nog verjonging op; er is niet enkel een trend richting oudere en hogere kweldertypes. Oorzaken hiervoor zouden kunnen liggen in klink van de bodem, toename van beweiding, erosie vanaf de kwelderrand en terugschrijdende erosie van krekken. Een andere verklaring zou het hydrologisch afgesloten raken van hogere delen van de kwelder kunnen zijn. Dit kan optreden, zoals voorgesteld in het referentiebeeld, door het ophogen van de oeverwallen, waardoor vernatting optreedt, of door wroeten van bijvoorbeeld ganzen op de hoge kwelder, zoals op Saeftinghe gebeurt. Voor de noordelijke kwelders wordt de ontwikkeling naar een dergelijk stadium wellicht beperkt door de aanwezigheid van de kunstmatige begreppeling. Wel is door het stopzetten van het onderhoud, het kunstmatige begreppelingssysteem in verval, waardoor vernatting van de kwelders optreedt. Deze vernatting kan een zeer langdurig proces zijn. In de Dollard was pas jaren na het stopzetten van het greppelonderhoud sprake van de ontwikkeling van een secundaire pioniervegetatie. Het programma van hoogtemetingen in de Dollard (zie par. 3.2) liet zien dat na een periode van 30 jaar er zich nog steeds veranderingen in de ontwatering plaatsvonden als gevolg van het stopzetten van het greppelonderhoud.

Op kleinere schaal zien we daar waar gestopt is met greppelen ook vernatting optreden op de Friese en Groninger vastelandkwelders. Door daar ook te stoppen met onderhoud aan de grotere watergangen, kan de vernatting mogelijk versterkt worden. Het duurt echter enige tijd voor het kreekstelsel vol is geslibd en daarmee voor sterke vernatting kan zorgen. Dit kan mogelijk versneld worden door rijshoutdammen dwars in de watergang te plaatsen, zoals dit succesvol op Norderney is gedaan. Vernatting kan goed in combinatie met niet al te intensieve vormen van beweiding. Een proef met rotatiebeweiding waarbij jaren met – en zonder beweiding met elkaar worden afgewisseld is momenteel gaande op de kwelders van Noard-Fryslân Bûtendyks (de Vlas *et al.* 2013). De eerste resultaten daarvan lijken erop te wijzen dat een dergelijke vorm van beweiding een gunstig effect heeft op veel verschillende groepen organismen. Op brakke kwelders zoals Saeftinghe en de Dollardkwelders, waar beweiding wordt ingezet om de ontwikkeling naar een climaxvegetatie met Riet tegen te gaan, is rotatiebeheer geen goede optie. Door de matige verteerbaarheid van Riet, wordt de soort een groot deel van het groeiseizoen namelijk niet of nauwelijks door het vee gegeten (Silliman *et al.* 2014). Het eventueel terugdringen van Riet door middel van beweiding vereist jaarlijks een relatief hoge beweidingdruk. Het draineren van natte plekken op de hoge kwelder wordt afgeraden, want deze gebieden zorgen juist voor ruimtelijke heterogeniteit.

Inrichtingsmaatregelen zoals ondiep afgraven creëren de situatie met kommen (en eventueel ook oeverwallen) op een kunstmatige manier. Het kunstmatige en duidelijk zichtbare effect van deze ingreep past niet goed bij de wens om juist de meer kunstmatige greppels kwijt te raken. Daarnaast heeft ondiep afgraven een tijdelijk effect, omdat Zeekweek in de afgeplagde zones snel weer voor kan komen als ze goed gedraineerd zijn. Dit zou kunnen pleiten voor actief afdammen van greppels en afwateringen op strategische plekken maar ervaringen hiermee zijn niet succesvol omdat de afdammingen geen stand hielden (Van Duin & Dijkema 2003). Daarnaast kan ook niet zomaar een nieuw afwateringssysteem worden gevormd in de rijpe en geconcolideerde grond van de oude kwelder. De meest voor de hand liggende optie is afwachten of het kunstmatige afwateringssysteem op de langere duur niet dichtslibt en meer natuurlijke proporties aan gaat nemen.

Met uitzondering van het schor van Saeftinghe is het voor de relatief kleine schorren in de Zuidwestelijke Delta niet eenvoudig om passende inrichtingsmaatregelen te identificeren die op de lange termijn effectief zijn tegen veroudering. De schorren in de Westerschelde zijn zelden breder dan 400 meter, en relatief hoog. Dit maakt ze kwetsbaar voor erosie. De

huidige maatregelen richten zich voornamelijk op het tegengaan van de erosie, waardoor ook weinig gebied vrijkomt voor het ontstaan van nieuwe schorren met de vegetatietypen die daarbij horen. Echter, het antwoord voor een doelmatig schorbeheer lijkt hier op de korte termijn eerder te liggen in een geavanceerder bagger- en stortbeleid. In bepaalde gebieden werkt storten schorvorming in de hand, zoals momenteel is te zien op de Hooge Platen en aan de Oostkant van Paulinapolder. Bij deze 'zachte' strategie past het niet om het vervolgens ontstane schorareaal vast te leggen met schorrandbestortingen en stenen dammen. Het toelaten van erosie zou een essentieel onderdeel van deze strategie moeten zijn. Op de lange termijn is het effectief baggeren en storten geen oplossing voor de afnemende ruimte voor schorontwikkeling in het estuarium. Het genereren van meer ruimte voor schorontwikkeling door het terugzetten van de dijk is dan de enige doelmatige oplossing. Ervaringen met ontpolderingen leren dat bij gedeeltelijk ontpolderen, ontpolderen met gedempt getij, of het gedeeltelijk verwijderen van de dijk, de kans groter is dat de ontpoldering niet het gewenste effect bereikt, namelijk het ontstaan van nieuwe kwalitatief interessante kwelderzones (Wolters *et al.* 2005a). Indien ontpolderen niet als haalbaar wordt gezien dan zal het verlies van het schorhabitat en bepaalde vegetatiezones moeten worden geaccepteerd.

Ook voor de eroderende schorren in de Oosterschelde zal voor de lange termijn de afweging moeten worden gemaakt hoeveel men wil investeren in het behouden van de schorren. Binnen ANT-Oosterschelde is gewerkt aan een strategie van locale suppleties om het intergetijdengebied te behouden. Dit gebeurt primair vanuit het oogpunt van behoud van foerageerareaal voor vogels. De aanname is echter dat wanneer de intergetijdengebieden gesuppleerd worden, dat dan ook erosie van het achterliggende schor wordt verminderd. De schorren 'liften dus mee' met maatregelen gericht op vogels. Hoewel op dit moment afgraven en kleiputten door beheerders als maatregelen worden overwogen om de veroudering van het hoge schor tegen te gaan, gaat het hier om zeer intensieve en kunstmatige maatregelen op relatief kleine ruimtelijke en tijdschaal, die niet tot kwaliteitsverbetering op de schaal van het systeem leiden. Voor het instandhouden van bepaalde kwelderzones specifiek in de Oosterschelde is het echter momenteel de enige haalbare optie. Ontpolderen is geen logische maatregel voor de Oosterschelde omdat het systeem momenteel al overgedimensioneerd is ten opzichte van de hoeveelheid water die erin en eruit gaat.

Maatschappelijke context

Diverse maatregelen voor beheer van kwelders en schorren, zoals laten eroderen en afgraven, kunnen een direct effect op de waterveiligheid en op de hydraulische belasting van de dijk. Afgraven of laten eroderen van delen van de kwelder zullen bij waterschappen mogelijk niet populair zijn in verband met de effecten die deze maatregelen hebben op het vergroten van verschillende faalmechanismen. Daarom is het aan te bevelen om bij het verkennen en plannen van inrichtingsmaatregelen aan kwelders in een vroeg stadium met alle stakeholders om de tafel te gaan zitten. Dit om latere bezwaren van het waterschap en later mogelijke consequenties voor de waterveiligheid en kosten aan het verhogen van de dijk te vermijden. De belangrijkste spelers zijn de waterkeringbeheerders (het waterschap of soms ook RWS) en de kwelderbeheerders en -eigenaars. Voor elke ingreep op elke specifieke locatie zal apart gerekend moeten worden om de te verwachten effecten van een ingreep op waterveiligheid nauwkeuriger te bekijken.

Andere maatregelen kunnen mogelijk stuiten op weerstand van boeren, omwonenden of natuurorganisaties. Bijvoorbeeld het idee om meer ruimte te geven aan kwelderontwikkeling door verkweldering van zomerpolders, kan omstreden zijn voor vogelliefhebbers. Het dempen van greppels en het slechter draineren van kwelders is niet populair bij boeren die vee laten grazen op de kwelder. En tot slot, het uitpolderen van gebied om meer ruimte te creëren voor ontwikkeling van kwelders, is zeer omstreden. Het wisselpolderconcept beoogt om uitgepolderde polders na ophoging weer in te polderen, maar is daarmee ook minder effectief voor natuurontwikkeling op lange termijn, en bovendien duurder.

Beheer: naar een afwisseling in ruimte en tijd

Met oog op het vergroten van diversiteit en systeembegrip, is afwisseling van beheer in de ruimte en continuïteit van beheer in de tijd de meest voor de hand liggende oplossing. Per gebied zou gestreefd moeten worden om een vorm van beheer langere tijd vol te houden en niet te veel tussen verschillende beheersmaatregelen te wisselen. Momenteel wordt in Noord Friesland Buitendijks een meerjarig beheerexperiment uitgevoerd waar het effect van verschillende beweidsregimes met elkaar worden vergeleken. De belangrijkste conclusie uit dit onderzoek is dat vanuit het oogpunt van behoud van biodiversiteit er niet één ideaal beheerregime is, maar dat het behoud van de biodiversiteit het beste gegarandeerd kan worden wanneer verschillende beheerregimes tegelijk naast elkaar worden toegepast. Onder de aanbevolen beheerregimes valt nadrukkelijk ook het permanent niet beweiden en het toepassen van een rotatieregime waarin jaren met een relatieve hoge veebezetting worden afgewisseld met één of meerdere jaren van herstel zonder beweiding (de Vlas *et al.* 2013). Op een analoge wijze zou ook geëxperimenteerd kunnen worden met verschillende beheerregimes voor de rijshoutendammen waarbij de lange termijn doelstelling zou moeten zijn om een brede geleidelijke overgang tussen wad en kwelder te handhaven om zo de primaire pionierzone te behouden. Een dergelijke variatie in ruimte die over langere periode wordt volgehouden, levert ruimtelijke variatie op en geeft naar verwachting meer inzicht in de lange-termijn ontwikkeling van de vastelandkwelders.

In de Zuidwestelijke Delta zijn ingrepen op systeemchaal nodig om op langere termijn het schorareaal te behouden. Hier kan gedacht worden aan het herstellen van open verbindingen en getij en verschillende vormen van het terugzetten van de dijk om coastal squeeze tegen te gaan. Echter, dit zijn kostbare ingrepen met soms grote maatschappelijke consequenties. Daarnaast wordt de Westerschelde sterk beïnvloed door het baggerbeleid, waarbij onduidelijk is hoe sterk dit in de toekomst verder geïntensiveerd zal worden. Het baggeren en storten biedt ook kansen om op kleinere schaal winst te behalen: door op strategische plekken te storten kan schorvorming gestimuleerd worden.

7 Aanbevelingen en Conclusies

Het beheer van de Nederlandse vastelandkwelders wordt gekenmerkt door een sterke neiging om in te willen grijpen en te willen sturen. Daarmee verliezen we mogelijk essentiële informatie over lange-termijn ontwikkeling van onze half-natuurlijke vastelandkwelders. Het verdient dus ten eerste aanbeveling om sommige gebieden over langere termijn te monitoren om het hier gepresenteerde referentiemodel te verbeteren. Daarnaast zal een nog beter begrip van het ontstaan en eroderen van kwelders ook meer zekerheid bieden en vertrouwen om niet altijd in te grijpen en kwelders vast te leggen. Een aantal hier voorgestelde maatregelen zijn mede bedoeld om dat begrip te vergroten. Indien processen van erosie nu worden toegestaan en gemonitord op een aantal specifieke plekken kan het ons de noodzakelijke kennis verschaffen om in de toekomst met meer vertrouwen tot een lange termijn, dynamisch kwelderbeheer te komen.

De afgelopen decennia is veel ervaring opgedaan met verschillende beheermaatregelen om tot kwelderverjonging te komen. Hoewel de biodiversiteit in verouderde schorren en kwelders hierdoor sterk kan toenemen zijn niet alle beheer- en inrichtingsmaatregelen op de lange termijn altijd even duurzaam. De ingrepen zullen dan op relatief korte termijn en tegen aanzienlijke kosten herhaald moeten worden. Voor een doelmatiger kwelderbeheer kan al enorme winst worden gemaakt met het toepassen van simpele en goedkope maatregelen die zijn gericht op zo min mogelijk ingrijpen. Voorbeelden zijn het minimaliseren van beheer van de afwatering, voor zover dit al niet is gebeurd, slimmer baggeren en storten en het hier en daar los laten van het dammenbeheer om ruimte te geven aan erosie en in de verre toekomst aan nieuwe pionierzones. Voor maatregelen om verjonging te bevorderen kunnen drie hoofdlijnen onderscheiden worden:

1. Aanpassingen binnen de bestaande vastelandskwelders die vooral "cosmetisch" zullen zijn, omdat het half-natuurlijke landschapstype gehandhaafd blijft en beheer een bepalende factor is nu en in de toekomst,
2. Ontwikkeling van een volledig nieuwe, natuurlijker kwelder, nadat eerst erosie van de bestaande kwelder heeft plaatsgevonden, met als insteek geen tot hooguit zeer minimaal beheer.
3. Het creëren van extra ruimte voor jonge successiestadia en kwelders om zich te ontwikkelen, zoals bij verkwelderen van zomerpolders of ontpolderen van binnendijkse polders. Achterliggende gedachte hierbij is het maken van een brede/gradientrijke kwelder. De mate van dynamiek en natuurlijkheid die hiermee bereikt kan worden is variabel en zal vergelijkbaar zijn met 1 of 2. Ook zal in sommige gevallen geen primaire maar hooguit een secundaire pionierzone ontstaan.

Aansluitend bij de drie boven genoemde hoofdlijnen zijn er ook drie gradaties van ingrijpen te onderscheiden:

1. Bestaand beheer staken, minimaliseren of afwisselen, waarbij veranderingen deels passief zullen plaatsvinden. Dit gebeurt al bij een groot deel van het onderhoud aan het ontwateringssysteem in de kwelderwerken en bij het opschorten van het dammenbeheer in onbegroeide bezinkvelden en in goede opslibbingsgebieden.
2. Beheer binnen het bestaande kwelderareaal anders dan het huidige beheer. Bijvoorbeeld het opschorten van het dammenbeheer (ook in slechte opslibbingsgebieden) om (tijdelijk) ruimte te geven aan erosie, zodat zich op termijn nieuwe pionierzone kan ontwikkelen al dan niet in combinatie met bv. slimmer storten van schone baggerspecie of afgraven.

3. Grootschalige eenmalige ingreep buiten het bestaande kwelderareaal. Bijvoorbeeld het ontpolderen van zomerpolders of binnendijkse polders om gradiëntrijke brede kwelders te creëren.

Bij het verjongen van bestaande kwelders of herstelmaatregelen van voormalige kwelders, zoals zomerpolders en binnendijkse polders, spelen de ruimtelijke schaal en tijd een belangrijke rol. Erosie op gang brengen door op bepaalde locaties te stoppen met bestaand beheer vergt groot geduld. Eerst zullen de aanwezige jonge stadia moeten eroderen voor de oudere kwelderzones kunnen eroderen, wat zeer langzaam gaat door de gerijpte bodem. Vervolgens moet een nieuw evenwicht gevonden worden in hoogteligging en opslibbing waarna zich pas een nieuwe pionierzone kan ontwikkelen. Behoud van areaal is altijd een drijvende kracht geweest achter het kwelderbeheer. Het (lokaal) laten eroderen van kwelders zal daarom door veel stakeholders mogelijk bezwaarlijk worden gevonden. Een beter begrip van het eroderen en weer ontstaan van kwelders zal bijdragen aan vertrouwen in nieuwe beheervormen naast de reeds bestaande. Voorgesteld wordt daarom om op een aantal specifieke plekken nieuwe beheervormen uit te proberen en te monitoren in overleg met alle stakeholders. Dit zal de noodzakelijke kennis verschaffen om in de toekomst met nog meer vertrouwen tot een lange termijn, dynamisch kwelderbeheer te komen. Daarnaast kunnen lopende beheervormen die op termijn verjonging beogen voortgezet worden, waarbij ook hier de ontwikkelingen gevolg moeten gaan worden, voor zo ver dat nog niet het geval was.

Meer concrete aanbevelingen voor de Friese en Groningse vastelandkwelders zijn:

- Voortzetting van het huidige geminimaliseerde onderhoud aan het afwateringsstelsel. Hierbij wordt wel aanbevolen om (grootschalige) vernatting en verjonging en eventuele erosie als beheeroptie te overwegen. Waar nog wel regelmatig onderhoudsbeheer wordt gedaan wordt aanbevolen dit beheer hier te handhaven ter verhoging van de totale variatie. Begreppeling van in lage kwelder en pionierzone wordt niet aanbevolen.
- Daar waar extra ruimte aan de achterkant wordt gegenereerd, ook aan de voorkant een meer dynamisch beheer te voeren, bijvoorbeeld door op sommige locaties het dammenbeheer voor langere tijd stop te zetten. Hier dienen ook locaties waar erosie het dominante proces is bij te zitten;
- Het verkwelderen van zomerpolders te realiseren om brede kwelders te creëren. Het is hierbij essentieel om een goede water- en sedimentuitwisseling mogelijk te maken, zodat deze gebieden niet te veel achterblijven met opslibben;
- In het algemeen: een koers per deelgebied te kiezen en die koers voor langere tijd vast te houden.

Voor de Dollardkwelders:

- Geen intensivering van onderhoud aan het afwateringsstelsel;
- Voortzetting van huidige vorm van beweiding;
- Monitoring van voortschrijdende erosie.

Voor de schorren in de Westerschelde verdient het aanbeveling om:

- Extra ruimte te creëren aan de landzijde indien schorbehoud op de lange duur noodzakelijk wordt geacht;
- Terughoudend te zijn met het aanleggen van harde schorrandverdedigingen en betonnen dammen;
- Slimmer te storten om lokaal schorvorming te stimuleren;
- Verdere versteiling en afname van het intergetijdegebied tegen te gaan;
- Geen halve maatregelen te nemen, zoals uitpolderingen met sterk gedempt getij;
- Veranderingen in beheer en inrichting en de effecten hiervan nauwkeurig te monitoren.

Voor de Oosterschelde is de toekomstige situatie voor de schorren niet rooskleurig. De schorren liften nu mee op het in stand houden van de platen als vogelhabitat. Echter, in de toekomst is de vraag tegen welke kosten we daar kunstmatig bepaalde habitats in stand willen houden. Afplaggen kan nu een korte termijn maatregel zijn om tijdelijk de diversiteit te verhogen.

Vanuit het oogpunt van waterveiligheid geldt dat bij inrichtingsmaatregelen die worden uitgevoerd op kwelders rekening dient te worden gehouden met de zone die in beheer van het waterschap is en die loopt van 50 tot 100 meter vanaf de teen van de dijk. Met het oog op de golfdempende werking van een kwelder is de zone waar men omzichtig moet omgaan met maatregelen zoals afgraven eerder enkele honderden meters. In dat kader verdient het aanbeveling om het effect van elke geplande afplagmaatregel op de golfhoogte bij de teen van de dijk te laten doorrekenen en evalueren. Afgraven is daarnaast niet overal een wenselijke optie in verband met het faalmechanisme van onderloopsheid. Bij afgraven dient men ook zorg te dragen dat de kleilaag altijd een minimum dikte van 100 cm blijft. Tot slot, is het af te raden om grote ingrepen aan een kwelder te doen binnen de zone die zo groot is als vier maal de hoogte van de dijk in verband met de stabiliteit van de dijk. Aangezien de dijksloot afwatering van de kwelder bij de dijk versnelt, zou verkend kunnen worden op welke locaties de sloot in de toekomst kan worden gedempt. Zowel voor waterveiligheid als in het algemeen geldt dat de kans op succes van grootschalige beheeringrepen wordt vergroot door alle stakeholders vanaf het begin te betrekken.

8 Referenties

- Adam P. (1990). *Saltmarsh ecology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Adnitt C., Brew D., Cottle R., Hardwick M., John S., Leggett D., McNulty S., Meakins N. & Staniland R. (2007). Saltmarsh management manual. In: *R&D Technical Report*. Environment Agency Bristol, p. 123.
- Allen J.R.L. (2000). Morphodynamics of Holocene salt marshes: a review sketch from the Atlantic and Southern North Sea coasts of Europe. *Quaternary Science Reviews*, 19, 1155-1231.
- Allen J.R.L. & Pye K. (1992). Coastal saltmarshes: their nature and importance. In: *Saltmarshes. Morphodynamics, conservation and engineering significance*. Cambridge University Press Cambridge, pp. 1-18.
- Anderson M.E., McKee Smith J. & McKay S.K. (2011). Wave dissipation by vegetation. In: US Army Corps of Engineers ERDC/CHL CHETN-I-82.
- Arens S.M., van den Burg A.B., Esselink P., Grootjans A.P., Jungerius P.D., Kooijman A.M., de Leeuw C., Löffler M., Nijssen M., Oost A.P., van Oosten H.H., Stuyfzand P.J., van Turnhout C.A.M., Vogels J.J. & Wolters M. (2009). Preadvies Duin- en Kustlandschap
- Bakker E.S. & Olff H. (2003). Impact of different-sized herbivores on recruitment opportunities for subordinate herbs in grasslands. *J. Veg. Sci.*, 14, 465-474.
- Bakker J.P., Esselink P., Dijkema K.S., Van Duin W.E. & De Jong D.J. (2002). Restoration of salt marshes in the Netherlands. *Hydrobiologia*, 478, 29-51.
- Bearman J.A., Friedrichs C.T., Jaffe B.E. & Foxgrover A.C. (2010). Spatial trends in tidal flat shape and associated environmental parameters in South San Francisco Bay. *J. Coast. Res.*, 342-349.
- Beeftink W.G. (1966). Vegetation and habitat of the salt marshes and beach plains in the south-western part of the Netherlands. *Wentia*, 15, 83.
- Beeftink W.G. (1967). Veranderingen in bodem en vegetatie van de voormalige slikken en schorren langs het Veerse Meer. (Changes in the soil and vegetation of the former marshes along the Veerse Meer). *Driemaandelijks Bericht Deltawerken*, 41, 2.
- Beeftink W.G., van Andel J. & et al. (1987). Vegetation responses to changes in tidal inundation of salt marshes. In: *Disturbances in Grasslands*. Junk Dordrecht, p. 97.
- Bertness M.D. (1991). Interspecific Interactions among High Marsh Perennials in a New-England Salt-Marsh. *Ecology*, 72, 125-137.
- Bossinade J.H., Nicolai A., van den Bergs J. & Dijkema K. (1998). Evaluatie grondwerkproeven in de vastelandskwelders van Friesland en Groningen. In: Rijkswaterstaat, Directie Noord Nederland; Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Texel, p. 28.
- CBS, PBL & UR W. (2012). Kwelders en schorren, circa 1800 - 2009 CBS, ;
- Chapman V.J. (1960). *Salt Marshes and Salt Deserts of the World*. Leonard Hill, London.
- Corenblit D., Steiger J., Gurnell A. & Tabacchi E. (2007). Darwinian origin of landforms. *Earth Surface Processes and Landforms*, 32, 2070-2073.
- D'Alpaos A., Lanzoni S., Marani M., Fagherazzi S. & Rinaldo A. (2005). Tidal network ontogeny: Channel initiation and early development. *Journal of Geophysical Research-Earth Surface*, 110.
- Dankers N., Dijkema K.S., Londo G. & Slim P.A. (1987). *De ecologische effecten van bodemdaling op Ameland*. RIN, Texel.
- De Groot A.V., Van Wesenbeeck B.K. & Van Loon-Steensma J.M. (2012). Stuurbaarheid van kwelders. In: Ministerie van Economische Zaken
- Deltaprogramma | Waddengebied Leeuwarden.
- De Groot A.V., Veeneklaas R.M. & Bakker J.P. (2011). Sand in the salt marsh: Contribution of high-energy conditions to salt-marsh accretion. *Marine Geology*, 282, 240-254.
- de Ronde J.G., Mulder J.P.M., van Duren L.A. & Ysebaert T. (2013). Eindadvies ANT Oosterschelde. In: Deltares.

- de Vlas J., Mandema F.S., Nolte S., van Klink R. & Esselink P. (2013). Natuurbeheer van kwelders: De invloed van beweiding op de biodiversiteit. In: (ed. Gea IF). PUCCIMAR Groningen.
- Dijkema K.S. (2005). Kwelders en schorren in de Kaderrichtlijn water : ontwikkeling van potentiële referenties en van potentiële goede ecologische toestanden. In: *RIKZ;2005.020*. Rijkswaterstaat [etc.] [S.l.] [etc.].
- Dijkema K.S., Bossinade J.H., Bouwsema P., De Glopper R.J. & Beukema J.J. (1990). Salt marshes in the Netherlands Wadden Sea: rising high-tide levels and accretion enhancement. In: *Expected Effects of Climatic Change on Marine Coastal Ecosystems*. Kluwer Academic Publishers, pp. 173-188.
- Dijkema K.S., de Jong D.J., Vreeken-Buijs M.J. & van Duin W.E. (2005). *Kwelders en schorren in de Kaderrichtlijn Water; ontwikkeling van potentiële referenties en van potentiële goede ecologische toestanden*. Rijkswaterstaat [etc.], [S.l.].
- Dijkema K.S., Nicolai A., De Vlas J., Smit C., Jongerius H. & Nauta H. (2001). *Van landaanwinning naar kwelderwerken*. Rijkswaterstaat directie Noord-Nederland.
- Dijkema K.S., van Duin W.E., Dijkman E.M., Nicolai A., Jongerius H., Keegstra H. & Jongsma J.J. (2013). *Friese en Groninger kwelderwerken : monitoring en beheer 1960-2010*. Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, Wageningen.
- Dijkema K.S., van Duin W.E., Dijkman E.M., Nicolai A., Jongerius H., Keegstra H., van Egmond L., Venema H.J. & Jongsma J.J. (2011). *Vijftig jaar monitoring en beheer van de Friese en Groninger kwelderwerken: 1960-2009*. Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, Wageningen.
- Dijkema K.S., van Duin W.E., Dijkman E.M. & van Leeuwen P.W. (2007). *Monitoring van kwelders in de Waddenzee: rapport in het kader van het WOT programma Informatievoorziening Natuur i.o. (WOT IN)*. Alterra, Wageningen.
- Dijkema K.S., van Duin W.E., Nicolai A., Jongerius H., Keegstra H., van Egmond L. & Venema H. (2009). Monitoring en beheer van de kwelderwerken in Friesland en Groningen 1960-2006 : jaarverslag voor de stuurgroep kwelderwerken, augustus 2006 - juli 2007. In: (ed. (WOK) WOK). Wageningen IMARES [etc.] [IJmuiden etc.].
- Doody J.P. (2004). 'Coastal squeeze'—an historical perspective. *Journal of Coastal Conservation*, 10, 129-138.
- Esselink P. (2000). Nature management of coastal salt marshes : interactions between anthropogenic influences and natural dynamics. In: University of Groningen Haren.
- Esselink P., Bos D., Oost A.P., Dijkema K.S., Bakker R. & De Jong R. (2011). Verkenning afslag Eems-Dollardkwelders. In, p. 79.
- Esselink P., Daniels P. & Weerstand P. (2013). De Hoogte van de Dollardkwelders in 2012: beschrijving van de uitgangssituatie in het kader van het Kwelderherstelprogramma Groningen In.
- Esselink P., Dijkema K.S., Reents S. & Hageman G. (1998). Vertical accretion and profile changes in abandoned man-made tidal marshes in the Dollard estuary, the Netherlands. *Journal of Coastal Research*, 14, 570-582.
- Esselink P., Fresco L.F.M. & Dijkema K.S. (2002). Vegetation change in a man-made salt marsh affected by a reduction in both grazing and drainage. *Applied Vegetation Science*, 5, 17-32.
- Esselink P., Helder G.J.F., Aerts B.A. & Gerdes K. (1997). The impact of grubbing by Greylag Geese (*Anser anser*) on the vegetation dynamics of a tidal marsh. *Aquatic Botany*, 55, 261-279.
- Esselink P., Petersen J., Arens S., Bakker J.P., Bunje J., Dijkema K.S., Hecker N., Hellwig U., Jensen A.-V., Kers A.S., Körber P., Lammerts E.J., Stock M., Veeneklaas R.M., Vreeken M. & Wolters M. (2009). Salt Marshes. In: *Quality Status Report 2009* (eds. Marencic H & De Vlas J). Common Wadden Sea Secretariat (CWSS), Wilhelmshaven, Germany; Trilateral Monitoring and Assessment Group (TMAG) Wilhelmshaven, p. 54.
- Esselink P., Zijlstra W., Dijkema K.S. & Diggelen R.v. (2000a). The effects of decreased management on plant-species distribution patterns in a salt marsh nature reserve in the Wadden Sea. *Biological Conservation*, 93, 61-76.
- Esselink P., Zijlstra W., Dijkema K.S. & Van Diggelen R. (2000b). The effects of decreased management on plant-species distribution patterns in a salt marsh nature reserve in the Wadden Sea. *Biological Conservation*, 93, 61-76.

- Flemming B. & Nyandwi N. (1994). Land reclamation as a cause of fine-grained sediment depletion in backbarrier tidal flats (southern North Sea). *Netherland Journal of Aquatic Ecology*, 28, 299-307.
- French J.R. & Stoddart D.R. (1992). Hydrodynamics of salt marsh creek systems: implications for marsh morphological development and material exchange. *Earth Surface Processes & Landforms*, 17, 235-252.
- Gedan K.B., Kirwan M.L., Wolanski E., Barbier E.B. & Silliman B.R. (2011). The present and future role of coastal wetland vegetation in protecting shorelines: answering recent challenges to the paradigm. *Climatic Change*, 106, 7-29.
- Hemingway K., Cutts N. & Pérez-Dominguez R. (2008). Managed Realignment in the Humber Estuary, UK In: (ed. Hull Uo) Hull, UK.
- Jakobsen B. (1954). The tidal area in south-western Jutland and the process of the salt marsh formation. *Geografisk Tidsskrift*, 53, 49-61.
- Janssen-Stelder B. (2000a). The effect of different hydrodynamic conditions on the morphodynamics of a tidal mudflat in the Dutch Wadden Sea. *Cont. Shelf Res.*, 20, 1461-1478.
- Janssen-Stelder B. (2000b). A synthesis of salt marsh development along the mainland coast of the Dutch Wadden Sea. In. University of Utrecht.
- Kirwan M.L. & Murray A.B. (2007). A coupled geomorphic and ecological model of tidal marsh evolution. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104, 6118-6122.
- Kornman B.A. (2000). Het Sieperdaschor: Tien jaar morfologische ontwikkeling in vogelvlucht, lessen voor de toekomst. In. RIKZ.
- Kornman B.A. & Schouwenaar A. (2001). Kleidijken en groene dijken in de Westerschelde: Voorspelling ligging schorranden in 2050 t.b.v. de aanleg van kleidijken/groene dijken report. In: *RIKZ rapport* (ed. RIKZ).
- Long S.P. & Mason C.F. (1983). *Saltmarsh ecology*. Blackie, Glasgow.
- m.e.r. C. (2012). Programmatische Aanpak Stikstof (PAS)
In. Commissie voor de milieueffectrapportage.
- Mandema F.S. (2014). Grazing as a nature management tool. An experimental study of the effects of different livestock species and stocking densities on salt-marsh birds. In. University of Groningen.
- Mandema F.S., Tinbergen J.M., Ens B.J. & Bakker J.P. (2013). Livestock grazing and trampling of birds' nests: an experiment using artificial nests. *Journal of Coastal Conservation*, 17, 409-416.
- Michaelis H. (2008). Langzeitstudie zur Entwicklung von Höhenlage, Sediment, Vegetation und Bodenfauna in Land gewinnungsfeldern. . In. Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten und Naturschutz, Forschungsstelle
Küste Norderney, p. 60.
- Moller I., Lendzion J., Spencer T., Hayes A. & Zerbe S. (2009). The sea-defence function of micro-tidal temperate coastal wetlands. In: *Coastal Processes* (eds. Brebbia CA, Benassai G & Rodriguez GR), pp. 51-62.
- Nolte S. (2014). Grazing as a nature-management tool. The effect of different livestock species and stocking densities on salt-marsh vegetation and accretion. In. University of Groningen.
- Nottage A.S., Robertson P.A., Birds R.S.f.t.P.o., Water C.I.o. & Management E. (2005). *Salt Marsh Creation Handbook*. Royal Society for the Protection of Birds (RSPB).
- Odum W.E. (1988). Comparative ecology of tidal freshwater and salt marshes. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 19, 147-176.
- Reents S., Dijkema K., van den Bergs J., Bossinade J. & de Vlas J. (1999). Drainage systems in the Netherlands foreland salt marshes and natural creek systems. *Marine Biodiversity*, 29, 125-126.
- Schwarz C., Ye Q.H., van der Wal D., Zhang L.Q., Bouma T., Ysebaert T. & Herman P.M.J. (2014). Impacts of salt marsh plants on tidal channel initiation and inheritance. *J. Geophys. Res.*, 2013JF002900.
- Shepard C.C., Crain C.M. & Beck M.W. (2011). The Protective Role of Coastal Marshes: A Systematic Review and Meta-analysis. *PLoS ONE*, 6, e27374.
- Silliman B.R., Mozdzer T., Angelini C., Brundage J.E., Esselink P., Bakker J.P., Gedan K.B., van de Koppel J. & Baldwin A.H. (2014). Livestock as a potential biological control agent for an invasive wetland plant. *PeerJ*, 2, e567.

- Smale A.J. & Caldaron A. (2013). Doelbereik innovatieve dijkconcepten DP Wadden. . In: Deltares rapport Delft.
- Spalding M.D., McIvor A.L., Beck M.W., Koch E.W., Möller I., Reed D.J., Rubinoff P., Spencer T., Tolhurst T.J., Wamsley T.V., van Wesenbeeck B.K., Wolanski E. & Woodroffe C.D. (2013). Coastal ecosystems: a critical element of risk reduction. *Conservation Letters*, n/a-n/a.
- Stock M. (2011). Patterns in surface elevation change across a temperate salt marsh platform in relation to sea-level rise In: *Dynamische Kusten – Prozesse, Zusammenhänge und Auswirkung* (eds. Karius, Hadler, Deicke, Eynatten v, Brückner & Vött).
- Stumpf R.P. (1983). The process of sedimentation on the surface of a salt marsh. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 17, 495-508.
- Suchrow S., Pohlmann N., Stock M. & Jensen K. (2012). Long-term surface elevation changes in German North Sea salt marshes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 98, 71-83.
- Temmerman S., Bouma T.J., Govers G. & Lauwaet D. (2005a). Flow paths of water and sediment in a tidal marsh: Relations with marsh developmental stage and tidal inundation height. *Estuaries*, 28, 338-352.
- Temmerman S., Bouma T.J., Govers G., Wang Z.B., De Vries M.B. & Herman P.M.J. (2005b). Impact of vegetation on flow routing and sedimentation patterns: Three-dimensional modeling for a tidal marsh. *Journal of Geophysical Research-Earth Surface*, 110.
- Temmerman S., Bouma T.J., Van de Koppel J., Van der Wal D., De Vries M.B. & Herman P.M.J. (2007). Vegetation causes channel erosion in a tidal landscape. *Geology*, 35, 631-634.
- Temmerman S., Govers G., Wartel S. & Meire P. (2003). Spatial and temporal factors controlling short-term sedimentation in a salt and freshwater tidal marsh, Scheldt estuary, Belgium, SW Netherlands. *Earth Surface Processes and Landforms*, 28, 739-755.
- Townend I., Fletcher C., Knappen M. & Rossington K. (2011). A review of salt marsh dynamics. *Water and Environment Journal*, 25, 477-488.
- Van De Koppel J., Bouma T.J. & Herman P.M.J. (2012). The influence of local-and landscape-scale processes on spatial self-organization in estuarine ecosystems. *Journal of Experimental Biology*, 215, 962-967.
- Van de Koppel J., Van der Wal D., Bakker J.P. & Herman P.M.J. (2005). Self-organization and vegetation collapse in salt marsh ecosystems. *The American Naturalist*, 165, E1-E12.
- van der Pluijm A.M. & de Jong D.J. (1998). Historisch overzicht schorareaal in Zuid-west Nederland. Oppervlakte schorren in de jaren 1856, 1910, 1938, 1960, 1978, 1988, 1996. In: (ed. Rijkswaterstaat RvKeZ). RIKZ/OS-98-860, p. 19 p. + 63 kaarten.
- Van Duin W., Dijkema K.S. & Bos D. (2007a). Cyclisch beheer kwelderwerken Friesland. In: Van Duin W.E. & Dijkema K.S. (2003). *Proef met de onderhoudsarme ontwatering in de kwelderwerken: 'De Krekenproef' : evaluatie 1997-2002*. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.
- Van Duin W.E. & Dijkema K.S. (2012). Randvoorwaarden voor kwelderontwikkeling in de Waddenzee en aanzet voor een kwelderkanskaart. In: *Rapport / IMARES Wageningen UR; C076/12*. IMARES Wageningen UR IJmuiden [etc.].
- Van Duin W.E., Dijkema K.S. & Bos D. (2007b). *Cyclisch beheer kwelderwerken Friesland*. IMARES [etc.], Wageningen [etc.].
- Van Duin W.E., Esselink P., Bos D., Klaver R., Verweij G. & Van Leeuwen P.W. (2007c). *Proefverkweldering Noard-Fryslân bûtendyks : evaluatie kwelderherstel 2000-2005*. Wageningen IMARES [etc.], Den Burg [etc.].
- Van Loon-Steensma J.M. & Schelfhout H.A. (2013). Gevoeligheidsanalyse Innovatieve Dijken Waddengebied: Een verkenning naar de meest kansrijke dijkconcepten voor de Waddenkust. In: *Alterra rapport*. Alterra, Wageningen UR Wageningen.
- Van Wesenbeeck B.K., Van de Koppel J., Herman P.M.J., Bertness M.D., Van der Wal D., Bakker J.P. & Bouma T.J. (2008a). Potential for sudden shifts in transient systems: Distinguishing between local and landscape-scale processes. *Ecosystems*, 11, 1133-1141.
- Van Wesenbeeck B.K., Van de Koppel J., Herman P.M.J. & Bouma T.J. (2008b). Does scale-dependent feedback explain spatial complexity in salt-marsh ecosystems? *Oikos*, 117, 152-159.

- Veeneklaas R.M. (2013). Adaptation and dispersal of the native invasive salt marsh species *Elytrigia atherica*. In. University of Groningen Groningen.
- Veeneklaas R.M., Dijkema K.S., Hecker N. & Bakker J.P. (2013). Spatio-temporal dynamics of the invasive plant species, *Elytrigia atherica*, on natural salt marshes. *Applied Vegetation Science*.
- Venema J.E., Schelfhout H.A., Moerman E. & Van Duren L.A. (2012). Kwelders en dijkveiligheid in het Waddengebied. In. Deltares Delft.
- Viles H. (1988). *Biogeomorphology*. Basil Blackwell, Oxford.
- Wolters M., Bakker J.P., Bertness M.D., Jefferies R.L. & Möller I. (2005a). Saltmarsh erosion and restoration in south-east England: Squeezing the evidence requires realignment. *Journal of Applied Ecology*, 42, 844-851.
- Wolters M., Garbutt A. & Bakker J.P. (2005b). Plant colonization after managed realignment: The relative importance of diaspore dispersal. *Journal of Applied Ecology*, 42, 770-777.
- Yapp R.H., Johns D. & Jones O.T. (1917). The Salt Marshes of the Dovey Estuary. *J. Ecol.*, 5, 65-103.

Bijlage 1: Begrippenlijst

Kwelder: Gangbare benaming voor begroeid zout of brak intergetijdengebied net boven gemiddeld hoogwater in Noord Nederland.

Schor: Gangbare benaming voor begroeid zout of brak intergetijdengebied net boven gemiddeld hoogwater in de Zuid Westelijke Delta

Gors: Gangbare benaming voor begroeid zout of brak intergetijdengebied net boven gemiddeld hoogwater in Noord en Zuid Holland

Natuurlijke kwelder: Ontstaan zonder menselijk ingrijpen

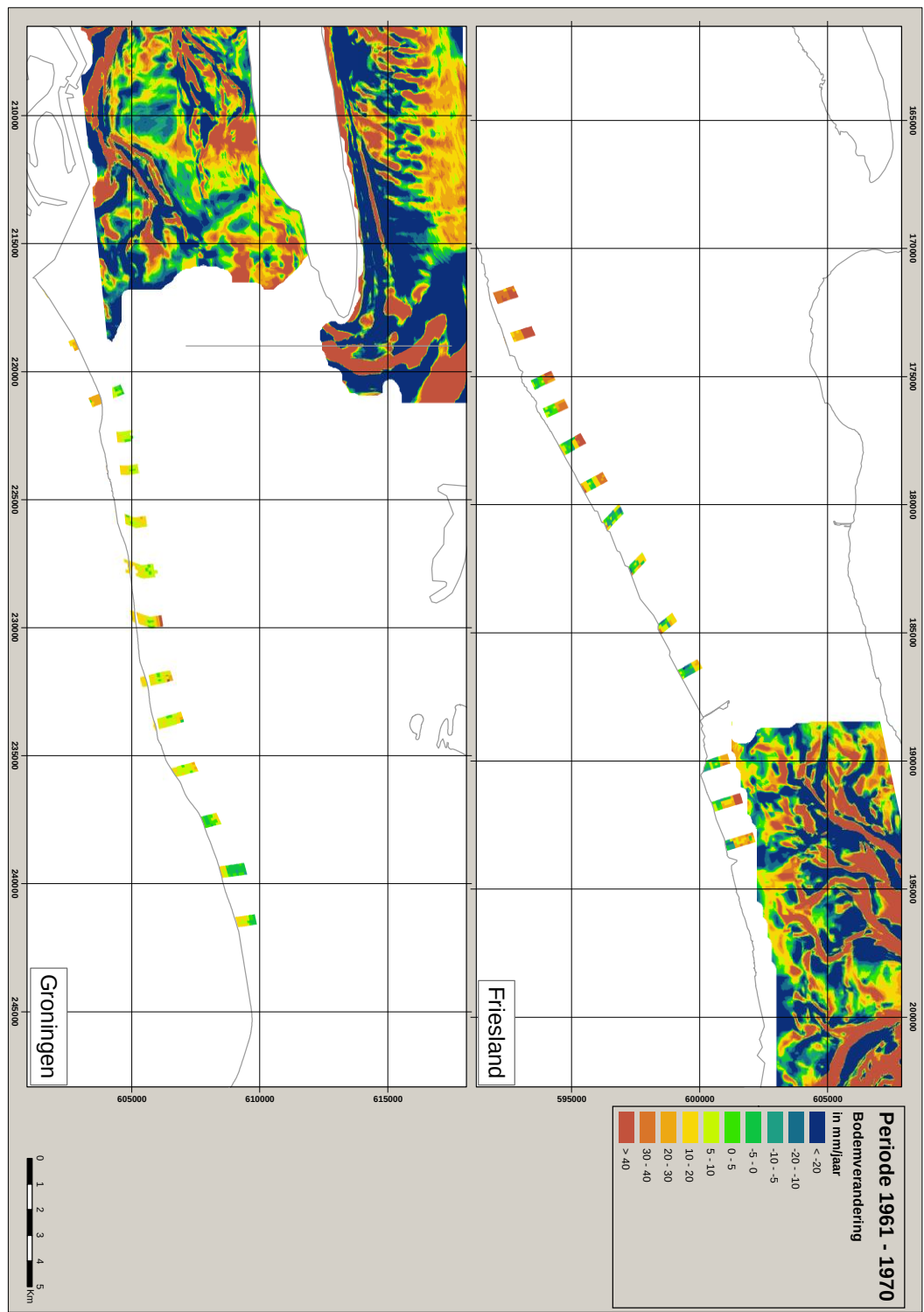
Half-natuurlijke kwelder: Ontstaan door aanleg van rijshoutdammen en aanbrengen van een afwateringssysteem

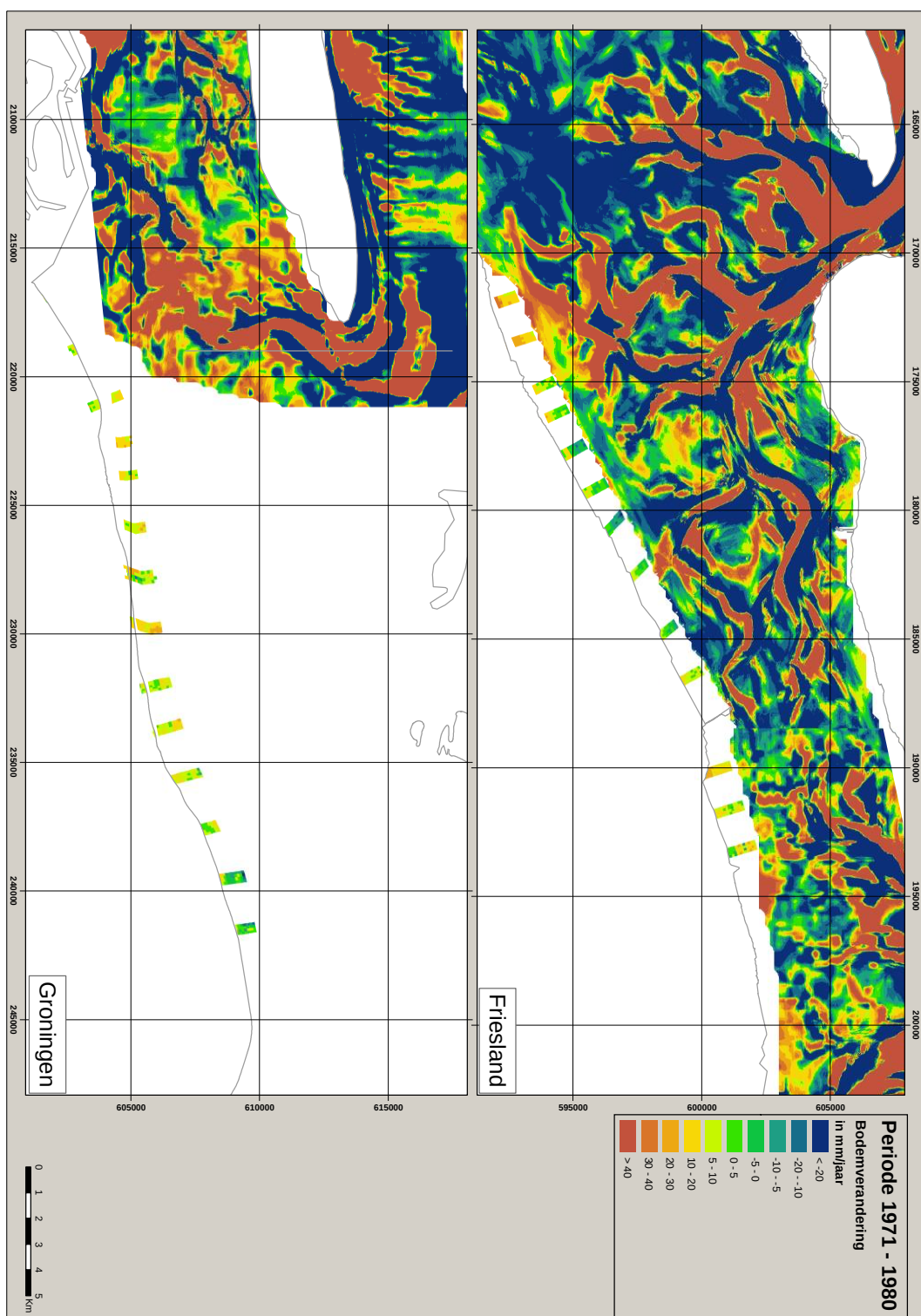
Coastal squeeze: verlies van intergetijden habitats door landaanwinning en indijken

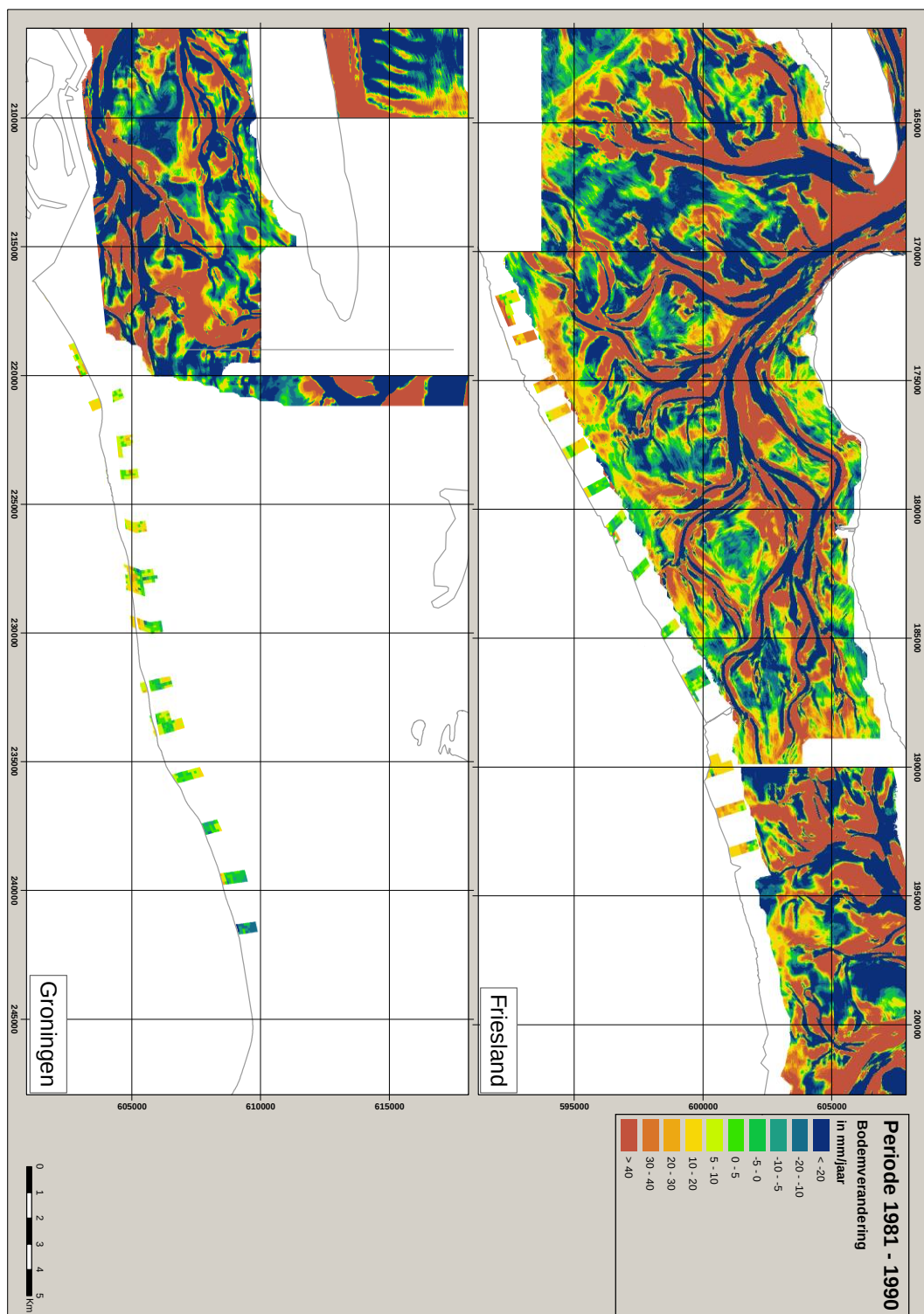
Bijlage 2: Vegetatieclassificaties VEGWAD

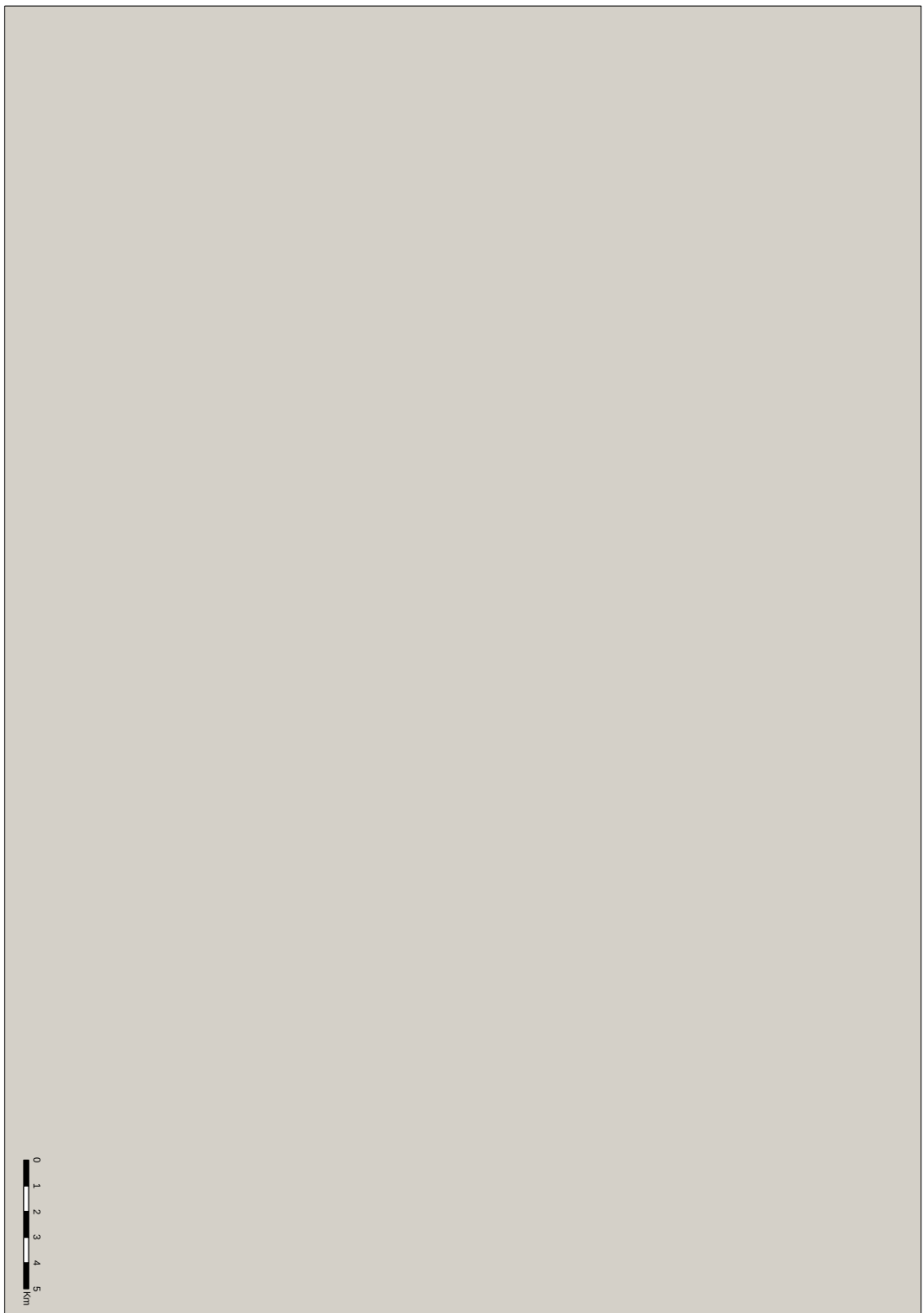
Zone codering	Omschrijving
Kw	Kaal water
Ks	Kaal droogvallend slik
Kz	Kaal zand
Ksch	Kaal schelpen
Kst	Kaal stenen
Kv	Kaal vloedmerk/veek
Wz	Zeegras vegetatie
Wb	Ruppiavegetatie
Kpp	Prepionierzone kwelder
Kp	Pionierzone kwelder
Kl	Lage kwelder
Km	Middenhoge kwelder
Kh	Hoge kwelder
Kb	Brakke kwelder
Kn	Nitrofiële zone
Sv	Strandvlakte
Dd	Droge duinen, geen veldwerk
Ddk	Droge duinen en kweldervegetatie
Dv	Vochtige duinen, geen kweldervegetatie
Dvk	Vochtige duinen en kweldervegetatie

Bijlage 3 Grootschalige trends in bodemhoogte









Bijlage 4: Functie-eisen voor beheer van kwelderwerken

Het beheer en het onderhoud van de kwelderwerken worden uitgevoerd door RWS Dienst Noord-Nederland. Richtlijn voor het beheer en het onderhoud zijn de functie-eisen in het "Instandhoudingsplan kwelderwerken 2008" van RWS (Tilma, 2008):

- **Functie-eis 1:** *Het totale areaal van de jonge kwelders in Fryslân en Groningen bedraagt minstens 1250 ha (gemiddelde van de laatste 5 jaren). Hiervan ligt minstens 1/3 (420 ha) in elke provincie.*

Het gemiddelde areaal van de kwelderzone (exclusief pionierzones en oude boerenkwelders) over de afgelopen 5 jaar is uitgaande van de meetvakken in Groningen en Friesland berekend op totaal 1709 ha.

- **Functie-eis 2:** *De actuele kweldergrens mag nergens verder teruggaan dan tot de oorspronkelijke grens particulier eigendom (de "oude" kwelder, ook wel de "afgepaalde kweldergrens").*

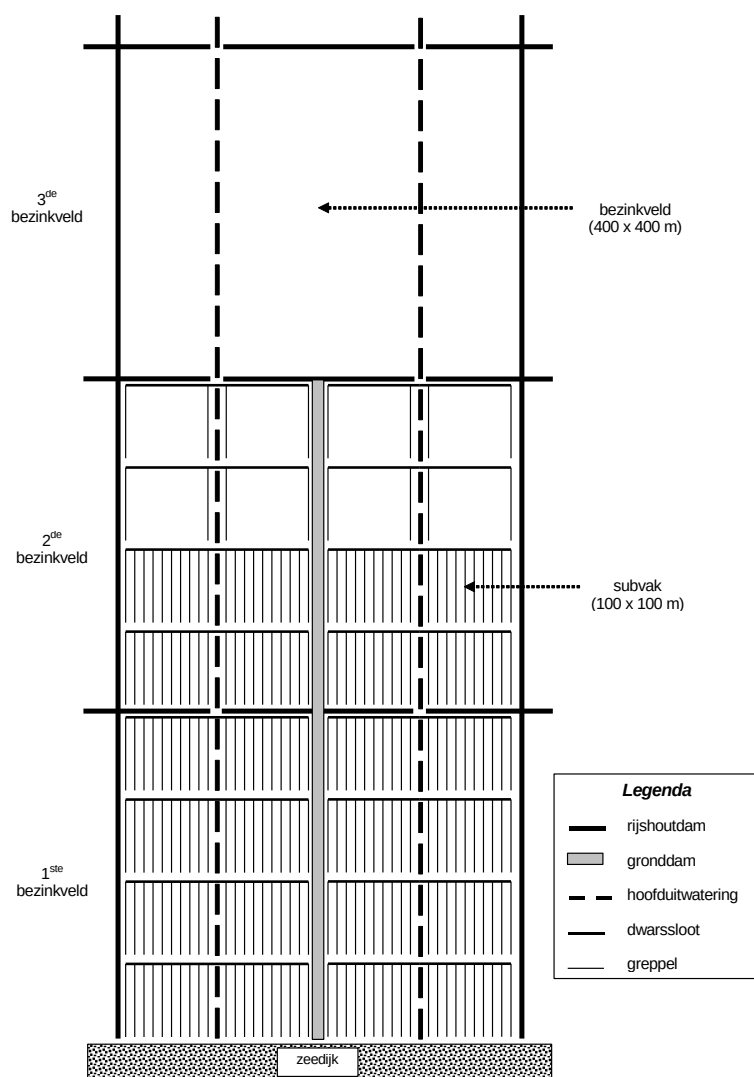
In 2006 zijn de Afgepaalde kweldergrens (= grens om de oude, particuliere kwelder) en de Delimitatielijn (= grens om de 300 m strook zeewaarts van de afgepaalde kweldergrens) over de vegetatiekaarten gelegd, zodat de ontwikkeling van de vegetatie t.o.v. deze lijnen nauwkeuriger kan worden getoetst.

- **Functie-eis 3:** *Minimaal 750 ha pionierzone met een vegetatiebedekking >5 % binnen de kwelderwerken, voor beide provincies tezamen (berekend gemiddelde van de laatste 5 jaar).*

Het gemiddelde areaal pionierzone >5% vegetatie-bedekking over 5 jaar is uitgaande van de meetvakken in Groningen en Friesland berekend op totaal 1142 ha. Het totale areaal areaal voldoet ruimschoots aan de functie-eis van minimaal 750 ha. Het areaal is in Friesland stabiel en in Groningen herstellend.

- **Functie-eis 4:** *Waterplassen en kale plekken op de kwelder, die zijn ontstaan als gevolg van stagnatie waterafvoer, mogen per geval niet groter zijn dan 1000 m² en gezamenlijk niet groter dan 5 % van de totale kwelderoppervlakte.*

Per 6 jaar beoordeelt de werkgroep kwelderwerken (bestaande uit RWS, beheerders en IMARES) stagnatie in waterafvoer die leidt tot waterplassen en kale plekken. Daarvoor worden de vegetatiekaarten van RWS-DID gebruikt. Als vernatting is aangenomen een verandering van lage kwelderzone (vegetatiezone 21) naar pionierzone (zone 12) of naar kwelder met pionierplanten (zone 22).



Figuur A4.1. Schematische indeling van één reeks bezinkvelden van de zeedijk naar het wad. De totale huidige Friese en Groninger kwelderwerken bestaan uit ruim 100 soortgelijke eenheden.

ontwikkeling+beheer natuurkwaliteit

o+bn

Het Kennisnetwerk Ontwikkeling Beheer Natuurkwaliteit:

- is een onafhankelijk en innovatief platform waarin beheer, beleid en wetenschap op het gebied van natuurherstel en -beheer samenwerken;
- ontwikkelt en verspreidt kennis met als doel het structureel herstel en beheer van natuurkwaliteit.



Kennisnetwerk OBN wordt gecoördineerd door de VBNE en
gefinancierd door het ministerie van Economische Zaken en BIJ12

Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren (VBNE)

Princenhof Park 9
3972 NG Driebergen
0343-745250

W.A. (Wim) Wiersinga

Adviseur Plein van de kennis/
Programmaleider Kennisnetwerk OBN
0343-745255 / 06-38825303
w.wiersinga@vbne.nl

M. (Mark) Brunsveld MSc

Programma-medewerker OBN
0343-745256 / 06-31978590
m.brunsveld@vbne.nl