



5 Effecten bodemdaling op de ecologie

5.1 Algemeen

Als gevolg van de bodemdaling door gaswinning en de daarmee samenhangende veranderingen in de morfologie en hydraulische condities (o.a. grondwaterstand, overspoelingsfrequentie) kunnen er ook effecten optreden in het ecologische functioneren van het bodemdalingsgebied.

Uit de voorspellende studie is gebleken dat alleen effecten verwacht worden op:

1. de vogelstand,
2. de vegetatie op de kwelders, en
3. de vegetatie in de duinen.

De mogelijke teruggang in de vogelstand als gevolg van een reductie van de foerageertijd zou maximaal 7,3% bedragen bij een maximum bodemdaling van 26 cm (voorspelling 1985).

Momenteel is de afname in potentiële foerageertijd maximaal in de orde van 3 à 4% gezien de werkelijke bodemdaling gemeten in januari 1999. Dit is een geringe invloed in vergelijking met de natuurlijke jaarlijkse fluctuaties in de vogeltellingen. Deze natuurlijke fluctuaties worden door andere oorzaken bepaald dan bodemdaling. Een belangrijk aspect hierin is het voedselaanbod, dat door verschillende oorzaken van jaar tot jaar sterk kan variëren. Om die reden is besloten om ook voedselaanbod in dit hoofdstuk aan de orde te laten komen.

Veranderingen in de vegetatie worden door Alterra gevolgd door in ca. 115 permanente kwadraten (pq's) in de duinen en kwelders regelmatig waarnemingen te verrichten langs een aantal standaardraaien (raaien I, III, VII en IX; Figuur 3.13).

In de tijd zijn de opnamen van de pq's gerelateerd aan de reeds geplande

luchtkarteringsvluchten van de Meetkundige Dienst van RWS in 1988, 1993 en 1997. Op de kwelders zijn de metingen elke twee jaar uitgevoerd en in de duinen elke drie jaar. Deze frequenties werden noodzakelijk geacht om zinvolle conclusies mogelijk te maken. De raaien zijn een selectie uit het onderzoek van 1986. In combinatie met de gedetailleerde vegetatiekartering door de Meetkundige Dienst van de Rijkswaterstaat wordt dat voldoende geacht voor een betrouwbaar beeld van de veranderingen in de vegetatie.

Daarnaast is de chemische samenstelling van het grondwater op een aantal representatieve plaatsen in de duingebieden bepaald (zie Paragraaf 5.5). Hiertoe is in 1990 en 1991 een uitgebreide analyse van grondwatermonsters uitgevoerd door Alterra. Daarnaast is op eenvoudige wijze de pH- en EVG in het veld gemeten en Calcium en Chloride in het Alterra-laboratorium bepaald. Deze metingen zijn in 1999 herhaald om informatie te verkrijgen over een eventuele veranderde invloed van zeewater, kalkrijk kwelwater en (zuur) neerslagwater. De uitgangssituatie is door Wiertz (1992) gepubliceerd.

De gegevens van het uitgebreide onderzoek naar de vegetatie in de geselecteerde pq's in de kwelders en in de duinen zijn bestudeerd en de resultaten worden in dit hoofdstuk besproken. Tenslotte zijn deze resultaten in een breder verband geplaatst door ze te vergelijken met de vegetatiekartering van Rijkswaterstaat.

5.2 Ontwikkeling van de vogelstand in de Waddenzee

5.2.1 Inleiding

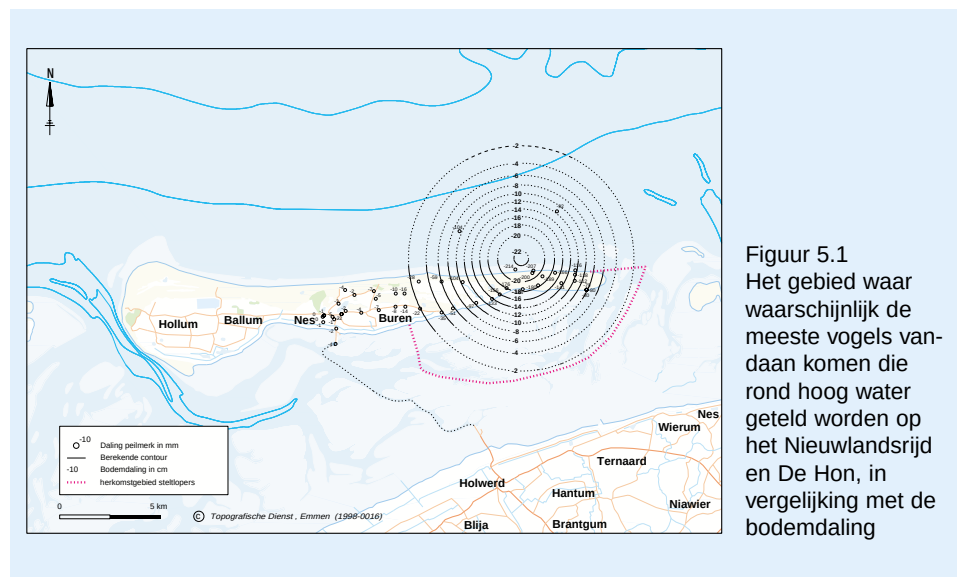
In 1995 is de eerste analyse uitgevoerd om na te gaan of er effecten van bodemdaling op de vogelstand van Ameland-Oost waarneembaar waren. Op dat moment konden er geen effecten worden gevonden. Er waren wel veranderingen, maar die kwamen overeen met de algemene populatieontwikkelingen, of ze werden veroorzaakt door andere ontwikkelingen in de Waddenzee.

Voor de huidige rapportage is opnieuw een analyse gemaakt, met behulp van alle vogeltellingen die tussen begin 1984 en eind 1999 zijn uitgevoerd. Gedurende de eerste jaren in die periode was er in het geheel geen bodemdaling (tot 1986), gevolgd door enkele jaren waarin de bodemdaling nog maar heel gering was, en alleen nog maar vlak bij de kwelderrand van De Hon meetbaar. Daardoor was er tot ongeveer 1988 nauwelijks effect op de bodemfauna en de vogelaantallen mogelijk. Gedurende de hele periode daarna daalde de bodem met een zeer constante snelheid, in het centrum van het gebied met ongeveer 1,5 cm per jaar (figuur 5.1).

In 1999 werd vlak bij de kwelderrand van De Hon een maximale daling van 19 cm bereikt. Op circa 2 km daar vandaan was de daling ongeveer 10 cm, op 4 km afstand was het ongeveer 3 cm. De rand van de bodemdalingsschotel lag op 7 à 8 km van het centrum. Vooral de vogels die voedsel zoeken op het wad ten zuiden van De Hon zouden invloed kunnen ondervinden van de bodemdaling. Daarbij moet wel bedacht worden dat deze daling al

gedurende de waarnemingsperiode gedeeltelijk kan zijn gecompenseerd door opslibbing. Effecten van bodemdaling op fouragerende vogels kunnen tot stand komen via de aanwezige prooidieren en via de droogvaltijd van het wad. Beukema (1999) geeft een algemeen verband tussen de hoogteligging van wadplaten en de biomassa van de aanwezige bodemfauna. Daaruit blijkt dat zeer hoog gelegen delen van het wad minder voedselrijk zijn dan middelmatig hoog gelegen delen. Daardoor zal bodemdaling vlak bij De Hon (een heel hoog liggend gebied) waarschijnlijk een vergroting van de biomassa tot gevolg hebben. Tegelijkertijd zou een daling vlak bij De Hon tot gevolg hebben dat hoge delen van het wad korter droog komen te liggen. In hetzelfde gebied zou de tijd waarin het extra voedsel bereikbaar zou zijn voor vogels dus af kunnen nemen. Doordat deze twee effecten een tegengesteld effect hebben op de voedselvoorziening van wadvogels is het netto effect niet gemakkelijk te voorspellen, maar in elk geval minder groot dan het negatieve effect van bodemdaling alleen.

In lager gelegen gebieden, bij voorbeeld in de overgangen naar de geulen in het gebied van de Holwerderbalg, zou verlaging van de wadplaten wel een vermindering van de biomassa van de bodemfauna kunnen betekenen. Bovendien zou daar een effect verwacht kunnen worden van een minder lange droogvaltijd. Dat zou dus een vermindering van het aantal wadvogels kunnen veroorzaken. Die gebieden liggen echter op wat grotere afstand van De Hon, waar de bodem veel minder is gedaald. In hoeverre deze veranderingen inderdaad optreden is niet na te gaan, want het was tot nu niet mogelijk om de hoogteveranderingen op het wad zo nauwkeurig te volgen dat het gecombineerde effect van bodemdaling en zandtransporten te berekenen zou zijn geweest. Bovendien zijn noch van de bodemfauna ten zuiden van Ameland-Oost, noch van vergelijkingsgebieden inventarisaties van de bodemfauna beschikbaar. Er is wel voldoende informatie over de kokkel- en mosselstand. Behalve voor wat betreft kokkels en mossels moet de bodemfauna van het wad ten zuiden van Ameland-Oost dus min of meer als een black box worden beschouwd, met de vogels als eindresultaat. Deze rapportage gaat daarom geheel uit van de resultaten van vogeltellingen. Behalve aan de trekvogels die voor hun voedsel afhankelijk zijn van het





droogvallende wad en de daarin levende bodemdieren is in deze rapportage ook kort aandacht besteed aan de broedvogels. Daling van de bodem van Ameland-Oost zou invloed kunnen hebben op de broedvogels door veranderingen in aard van het broedbiotoop en door een verhoogde kans op overspoeling van nesten. Zoals blijkt uit paragraaf 5.3 zijn de veranderingen de structuur en omvang van de verschillende vegetatietypen van Ameland-Oost tot nu toe marginaal. Een merkbaar effect op de broedvogelstand door een veranderde vegetatie is daarom niet te verwachten. Verhoogde kans op overspoeling daarentegen is wel mogelijk, met name in de kweldergebieden die ook 's winters regelmatig onder water komen. Dat zijn de gebieden die 's zomers meestal net wél droog blijven.

Ook op de kwelders zal echter lang niet overal een verhoogde kans op overspoeling optreden. In gebieden met goede opslibbing of aanzanding (de rand van De Hon en de lage delen van het Nieuwlandsrijd) verandert de ligging van het maaiveld praktisch niet, of vindt zelfs nog een netto ophoging plaats. Wel zal de natuurlijke hoogtetoename daar vertraagd worden. Alleen in gebieden met minder opslibbing dan bodemdaling (wat hoger op de kwelder, verder van de kwelderkreken) kan een verhoogd overspoelingsrisico verwacht worden ten opzichte van de jaren voor de bodemdaling.

Uit het voorgaande valt al af te leiden dat er geen heel grote effecten verwacht kunnen worden door vergelijking van de broedvogels van jaar op jaar. Toch is die vergelijking gemaakt, als een quick scan om zo nodig nader onderzoek te kunnen uitvoeren.

5.2.2 Resultaten tot en met 1994

Deze paragraaf is, zij het enigszins bekort overgenomen uit het bodemdalingsrapport van 1995 (Eysink et. al., Paragraaf 5.2.1, 5.2.2 en 5.2.3.) De analyses betreffende de ontwikkelingen van de vogelstand tot en met 1994 kwamen tot stand door vergelijking van de aantallen vogels op Ameland-Oost met die op geheel Ameland, geheel Terschelling en in noordwest Europa. De uitkomsten van die vergelijkingen zijn samengevat in Tabel 5.1.

Tabel 5.1 Aantal ontwikkelingen van de belangrijkste vogelsoorten van Oost-Ameland in de periode 1984 - 1994

Soort	Oost-Ameland	Geheel Ameland	Geheel Terschelling	Nederland/NW Europa
Rotgans	↑	±↑	↑	↑
Smient	↑↓	±	±↑	±
Wilde eend	±	±	±	±
Bergeend	↓	±	±	↑
Eidereeend	↑↓	↑↓	↑↓	↑
Scholekster	↓	↑↓	↑↓	↑
Bontbek-plevier	↑	↓	±	↓,↑
Zilverplevier	↑	↑	↑	↑
Tureluur	↓	↓±	↓±	↓
Bonte strandloper	↑	±	±	±
Rosse grutto	?±	±↑	↑	↑?
Wulp	±	±	±	±
Kluut	±	±	±	±
Kokmeeuw	±	±	±	±
Zilvermeeuw	↑	±	±	↑

↑ aantalstoename, ↓ aantalsafname, ↑↓ afname gevolgd door een toename, ± weinig veranderingen, ? trend onduidelijk

De in te Tabel samengevatte trends in aantallen zijn voor wat betreft Ameland sterk beïnvloed door de grote veranderingen die in de periode van 10 à 20 jaar vóór 1995 plaatsvonden op het wad ten zuiden van Ameland. In die tijd is het gebied sterk vervlakt door het verdwijnen van alle mosselbanken. Deze verandering werd in het begin van de tachtiger jaren ingezet doordat mosseltelers steeds meer met ondiep stekende schepen (kokkelvis-sersvaartuigen) wilde mosselen gingen oogsten van hoog liggende gebieden als het wantij van Ameland. Voor die tijd was het wad ten zuiden van Ameland gekenmerkt door grote complexen van mosselbanken, met een basis van oude, door de mosselen gevormde kleilagen. Tijdens het vissen naar mosselen wordt die ondergrond beschadigd, en op den duur kan hij geheel verloren gaan. Dat is ten zuiden van Ameland ook inderdaad gebeurd. Slechts hier en daar waren in 1994 nog plaatsen aan te wijzen waar de bodemsamenstelling herinnerde aan de vroegere mosselbanken.



Door een zeer goede broedval van mosselen is dat proces in 1987 tijdelijk gestopt. De toen ontstane banken waren echter alle jong. Voordat ze een stabiele levensgemeenschap met een stevige ondergrond hadden gevormd waren ze al weer weggevist of op een andere manier verdwenen. De laatste resten zijn rond 1991, toen wilde mosselen schaars begonnen te worden, met de hand door vissers weggeschept. In 1994 is in het hele gebied weer broedval opgetreden. Helaas zijn de meeste banken van de broedval van 1994 al in het daarop volgende voorjaar door storm en in de winter van 1995-1996 door ijsgang verloren gegaan.

Eidereenden en Scholeksters, twee soorten die tussen 1984 en 1994 op Ameland duidelijk achteruit zijn gegaan, eten kokkels en mossels. De kokkelstand is van 1984 tot 1987 echter tamelijk slecht geweest, en daarna weer tamelijk slecht van 1990 tot 1997. De afwezigheid van mosselen ging samen met een tamelijk slechte kokkelstand. De achteruitgang van de Scholekster en de Eidereend vonden waarschijnlijk hun oorsprong in de afgenomen voedselvoorraden op het wad. Het voedsel van de Bergeend, die op Ameland-Oost ook sterk achteruit ging, bestaat uit kleine organismen die uit de bovenlaag van de bodem worden gezeefd. Ook daarop zou het verlies van mosselbanken kunnen inwerken. Mosselbanken kunnen namelijk tot op vrij grote afstand een verrijkend effect hebben op de ondiep levende bodemfauna, door het slikkiger worden van de bodem.

Van enkele andere vogelsoorten die ook vaak bij mosselbanken worden aangetroffen, maar een breder voedselspectrum hebben, bleven de aantallen ongeveer gelijk. Dat was het geval bij de Wulp, de Kokmeeuw en de Zilvermeeuw. Andere soorten worden zelden of nooit bij mosselbanken aangetroffen, zoals de Rosse grutto. De aantallen Rosse grutto's veranderden in de periode tot 1984 nauwelijks. De Rotganzen tenslotte, die tot 1994 op de rest van Ameland steeds talrijker werden, namen op het Nieuwlandsrijd niet in aantal toe. Waarschijnlijk kwam dat doordat Rotganzen een voorkeur hebben voor kweldergebieden boven landbouwgronden, waardoor de draagkracht van het Nieuwlandsrijd al vóór 1984 was bereikt.

De conclusies tot 1994 waren dat de aantalsontwikkeling van de vogelsoorten op Ameland-Oost grotendeels overeenkwam met meer algemene trends en dat ze in verreweg de meeste gevallen konden worden verklaard aan de hand van ontwikkelingen die los stonden van bodemdaling. Hetzelfde gold voor de ontwikkelingen in de bodemfauna. De veranderingen in de schelpdierstand waren voldoende te verklaren door de effecten van schelpdiervisserij en de broedval van kokkels en mossels.

Verder werd opgemerkt dat er voor wat betreft de vogels ook verschillen waren tussen vergelijkingsgebieden onderling, ook wanneer er geen sprake was van bodemdaling (in dit geval tussen Terschelling en de gehele Nederlandse Waddenzee). Daarom werd geconcludeerd dat de verschillen in aantalsontwikkelingen van vogels tussen Ameland-Oost in vergelijking met andere gebieden vooralsnog binnen de natuurlijke variaties vielen.

5.2.3 Methode voor de huidige rapportage

Voor de analyse over de gehele waarnemingsperiode tot het jaar 2000 is net als bij de analyse tot 1994 gebruik gemaakt van vogeltellingen van rustende vogels in de uren rond hoogwater. Deze werden met behulp van verrekijkers en telescopen geteld. Daarbij zijn grote aantallen geschat door een deel van een groep vogels te tellen en dat deel af te passen over de rest van de groep. Deze telmethode wordt al vele jaren in het hele waddengebied toegepast. De meeste telgebieden zijn gedurende de hele onderzoeksperiode door dezelfde mensen of telgroepen geteld zodat er een goede continuïteit is binnen de telseries.

Door eens per maand te tellen ontstaat er een redelijk beeld van de aantalsontwikkelingen in een jaar, maar kortdurende invasies van doortrekkende steltlopers kunnen dan wel eens gemist worden. Deze kunnen vrijwel zeker altijd worden waargenomen door eens per veertien dagen te tellen. Op het Nieuwlandsrijd is meestal eens per maand geteld, en op De Hon (waar de meeste vogels zitten) meestal eens per veertien dagen. De tellingen op het Nieuwlandsrijd werden verricht door de bemanning van het motorschip Krukel van het ministerie van LNV en de tellingen op De Hon door de terreinopzichter van It Fryske Gea op Ameland. Voor wat betreft De Hon wordt



samengewerkt met de telgroep die de tellingen voor heel Ameland verzorgt, hetgeen inhoudt dat De Hon-tellingen een onderdeel vormen van de algemene tellingen.

In tegenstelling tot de analyse van 1995 zijn de tellingen nu vooral vergeleken met het oostelijk deel van Terschelling. De Boschplaat is zeer geschikt als referentiegebied, omdat de ligging ten opzichte van wadplaten vergelijkbaar is met Ameland-Oost. Verder ligt het ver van alle bodemdaling. Door te vergelijken met zo'n gebied wordt het probleem omzeild dat de aantalsontwikkelingen in gebieden met een andere ligging en/of bodemsamenstelling anders kunnen zijn. Wanneer een bepaalde vogelsoort in aantal toeneemt, zullen de beste gebieden, die al eerder bevolkt waren, ongeveer even vol blijven terwijl tweede keusgebieden worden gekoloniseerd.

Een voorbeeld van dat verschijnsel werd in de analyses tot 1995 al genoemd; de Rotgans die op heel Ameland wel toenam maar niet op het Nieuwlandsrijd. Op Terschelling trad hetzelfde verschijnsel op; daar was de Boschplaat eerder 'vol' dan de Terschellinger polders (Ebbing, 1992b). Bij populatie-afnamen treedt het omgekeerde op; minder goede gebieden worden het eerst verlaten. Een verschil tussen het wad bij Ameland en bij Terschelling was vroeger de veel dichtere bezetting van het wad bij Ameland met mosselbanken. Aangezien de mosselbanken bij Ameland-Oost zich nog niet of nauwelijks hebben hersteld bestaat dat verschil niet meer.

Engelsmanplaat is qua ligging wat minder goed te vergelijken met Ameland-Oost, maar er is toch wel een grote overeenkomst in soortensamenstelling van de aanwezige vogels, zeker voor wat betreft de steltlopers. Engelsmanplaat heeft als bezwaar dat er enige invloed van bodemdaling zou kunnen zijn, want de rand van de bodemdalingsschotel reikt ongeveer tot aan Engelsmanplaat. Maar dat effect was waarschijnlijk niet erg groot want de bodemdaling trad alleen op in het gebied ten westen van Engelsmanplaat, en was ook daar overal minder dan 3 cm. Een reden om juist wel de tellingen van Engelsmanplaat te gebruiken was de mogelijke uitwisseling van vogels van de Engelsmanplaat en De Hon. Die uitwisseling vindt inderdaad plaats (mondelinge mededeling B. Koks, SOVON). In 1995

werd bovendien verondersteld dat Bonte strandlopers ook meer structureel naar De Hon gingen door het lager worden van de Engelsmanplaat.

Heel Ameland heeft grotere bezwaren als referentiegebied, ten eerste omdat Ameland-Oost daar bij in zit, en ten tweede omdat de wadplaten ten zuiden van de rest van Ameland een iets ander karakter hebben dan die ten zuiden van Nieuwlandsrijd en De Hon. Toch zijn opnieuw vogeltellingen van heel Ameland gebruikt, om de ontwikkelingen op Ameland-Oost ook met die op de rest van Ameland te kunnen vergelijken.

De tellingen op de Boschplaat zijn uitgevoerd door het vroegere RIN en later door SOVON. De tellingen op heel Ameland en de Engelsmanplaat zijn uitgevoerd door de telgroep rond Marcel Kersten, Kees Rappolt en Kees van Scharenburg. De gegevens zijn beschikbaar gesteld via de Samenwerkende Organisaties Vogelonderzoek Nederland (SOVON).

De tellingen van de Boschplaat en heel Ameland vonden veel minder vaak plaats dan die op het Nieuwlandsrijd en De Hon. Voor een aantal jaren was alleen een midwintertelling beschikbaar, en voor andere jaren één tot drie extra tellingen verspreid door het jaar. Op de Engelsmanplaat is veel vaker geteld, als regel eens per maand.

Voor elk van de telgebieden zijn grafieken gemaakt per vogelsoort die vervolgens vergeleken zijn. Bij die vergelijkingen is soms gebruik gemaakt van regressielijnen (zowel lineaire als machtsvergelijkingen), maar door de onregelmatigheid in de aantal fluctuaties per vogelsoort en de tamelijk grote ongelijkheid in teldata en telfrequentie was rechtstreekse statistische analyse van de verschillen tussen de gebieden niet mogelijk. De vergelijkingen en de daaruit te trekken conclusies zijn voorgelegd aan deskundigen van SOVON en Alterra, en zo nodig met hun oordeel in overeenstemming gebracht. Verder is gebruik gemaakt van meer algemene kennis over de ontwikkelingen in de Waddenzee, onder meer betreffende de schelpdierstand.

Voor een eerste verkenning naar een mogelijk effect van bodemdaling op de stand van de broedvogels is gebruik gemaakt van de inventarisatiegegevens die zijn verzameld door de heer R. Kiewiet voor de periode 1987 - 1998 (It Fryske Gea, 1998). Er is alleen gekeken naar de vogelsoorten die op de



kwelders broeden, te weten: Eidereend, Scholekster, Kluut, Tureluur, Kievit, Veldleeuwerik, Graspieper en Kokmeeuw. Juist bij die soorten zouden effecten van meer frequente overspoeling door kunnen werken in de aantallen broedvogels. Hun aantallen tijdens het broedseizoen zijn alleen op zichzelf bekeken; er is dus geen vergelijking gemaakt met de ontwikkelingen op andere waddeneilanden.

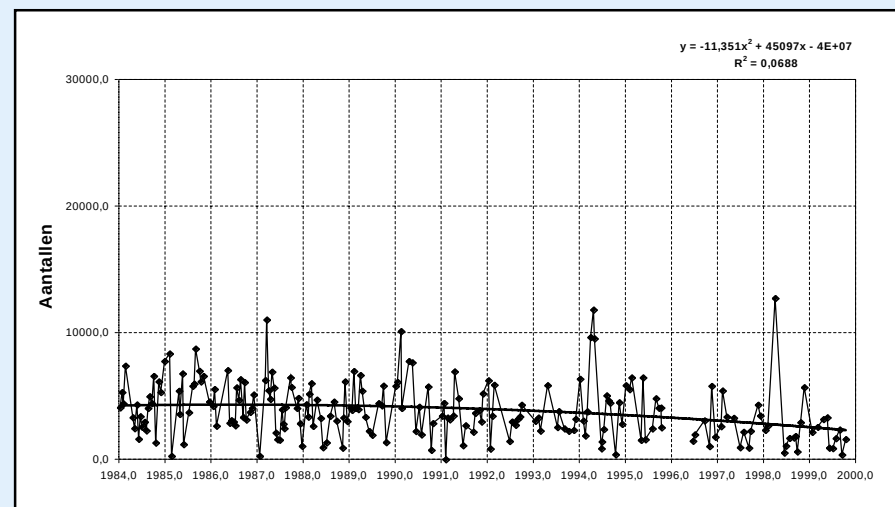
5.2.4 Aantallen vogels op oost Ameland in vergelijking met de Boschplaat, heel Ameland en Engelsmanplaat, gebruik makend van tellingen tussen 1984 en 2000.

5.2.4.1 Totaal aantallen

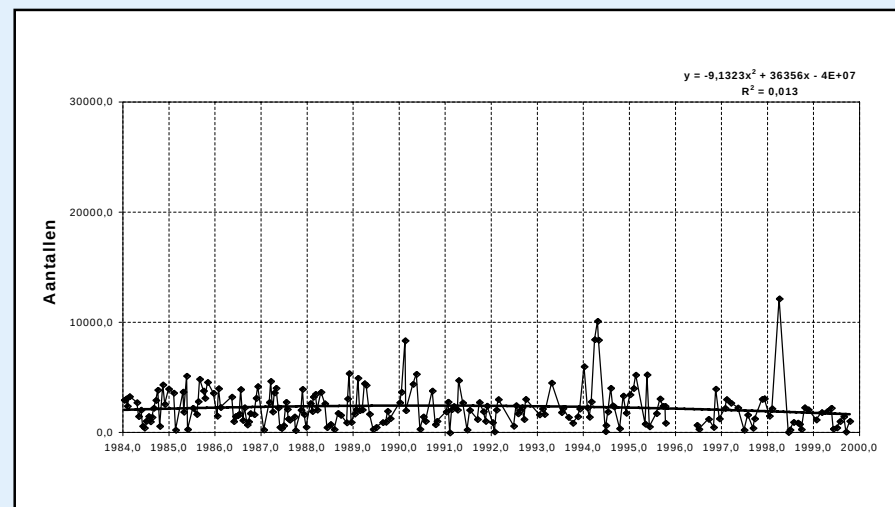
In de uren rond hoogwater waren er meestal meer vogels op De Hon te vinden dan op het Nieuwlandsrijd (figuur 5.4 en 5.2). Dat is grotendeels te verklaren doordat het wad ten zuiden van De Hon veel geleidelijker overloopt in de kwelder, met hoog gelegen maar toch onbegroeide vlaktes. Een aantal soorten, zoals de Bonte strandloper, geeft daaraan verre de voorkeur ten opzichte van begroeide kwelders. Daarnaast speelde wellicht mee dat er op De Hon minder verstoring door mensen is in vergelijking met het Nieuwlandsrijd. Schuwe vogelsoorten vliegen graag een paar minuten verder door om verzekerd te zijn van een rustige en veilige hoogwatervluchtplaats. Kenmerkend voor het Nieuwlandsrijd waren de vogels die gras en kwelderplanten eten, namelijk Rotganzen en Smienten. Verder waren er regelmatig grote groepen Scholeksters en Wulpen te vinden.

Op het Nieuwlandsrijd namen de totaal aantallen al vanaf 1985 heel geleidelijk af. Dat kwam voornamelijk door een afname van het aantal Scholeksters en Eidereenden (figuur 5.2 en 5.3). In vergelijking met De Hon zaten er echter al vanaf het begin van de onderzoeksperiode op het Nieuwlandsrijd maar weinig vogels, namelijk met maxima rond de 6000, en eens in de paar jaar een uitschieter naar boven.

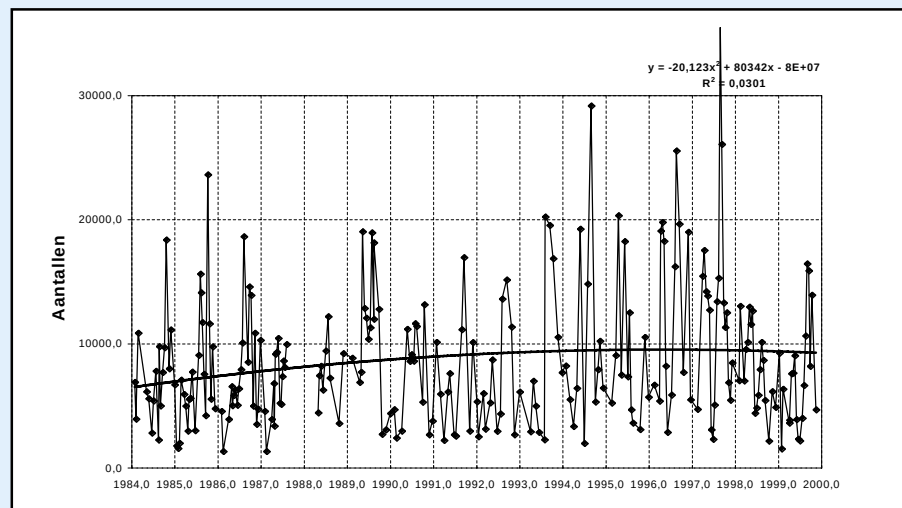
Op De Hon waren de aantallen vogels tussen 1984 en 1993 ongeveer constant, met maxima rond de 15000 vogels. Daarna waren de aantallen tot en met 1997 duidelijk hoger (maxima rond 20000), gevolgd door een duidelijke



Figuur 5.2 Aantalsontwikkeling van de verschillende vogelsoorten (1984 - 2000) op het Nieuwlandsrijd.



Figuur 5.3 Aantalsontwikkeling van de verschillende vogelsoorten (1984 - 2000) op het Nieuwlandsrijd, exclusief Scholekster en Eidereend.



Figuur 5.4 Aantalsontwikkeling van de Bergeend op het De Hon.

inzinking in de tweede helft van 1998 en de eerste helft van 1999. In het najaar van 1999 waren de aantallen weer ongeveer normaal even hoog als in de periode tot 1993 (figuur 5.4).

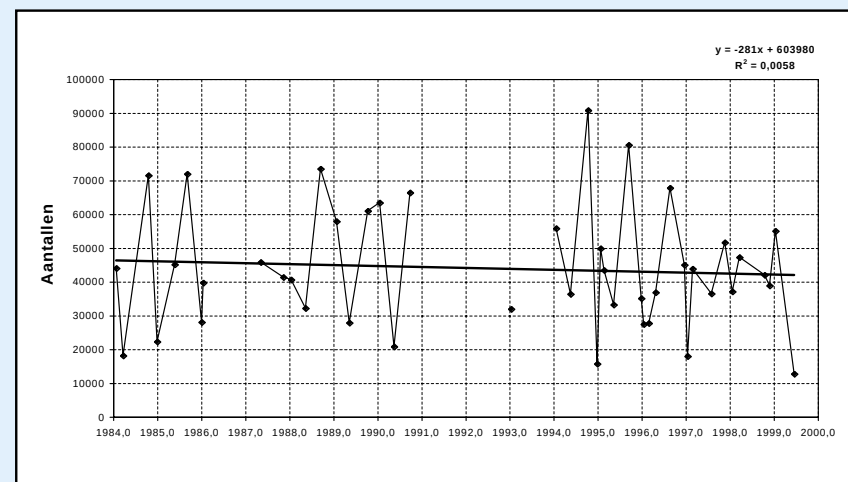
De tijdelijke inzinking in de tweede helft van 1998 en de eerste helft van 1999 ontstond vooral doordat er in die periode relatief weinig Scholeksters en Wulpen op De Hon waren. Een goede verklaring hiervoor is niet te geven. In dezelfde periode vond overslag van stenen en ander materiaal plaats in een wadgeul ten zuidwesten van het Nieuwlandsrijd (het Noorder Spruit), en vonden er werkzaamheden plaats aan de kwelderrand van het Nieuwlandsrijd. Maar op de aantallen vogels van het Nieuwlandsrijd zelf had dat geen negatief effect; daar zaten in dezelfde periode zelfs wat meer Scholeksters en Wulpen dan anders. Verstoring door deze werkzaamheden kan moeilijk de verklaring vormen. Overigens zijn er op de Hon ook in het verleden al periodes met weinig vogels geweest, zoals vanaf eind 1992 tot de zomer van 1993.

Wanneer De Hon en het Nieuwlandsrijd samen genomen worden is er over de hele periode geen duidelijke trend aan te geven in de vogelaantallen.

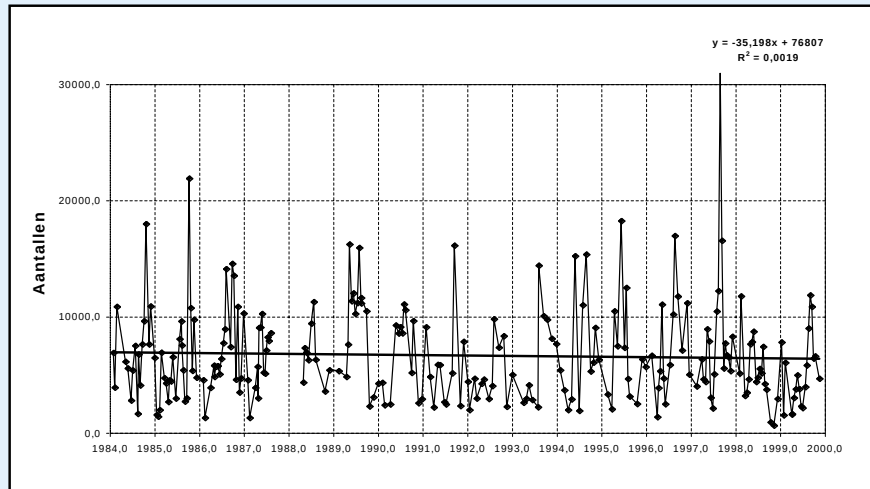
Op de Boschplaat namen de totaal aantallen iets af in de loop van de onderzoeksperiode (figuur 5.5). In vergelijking daarmee geeft het verloop van de totaal aantallen vogels op Ameland-Oost dus geen aanleiding om aan te nemen dat bodemdaling nadelige effecten heeft gehad.

Ook de vergelijking met heel Ameland en Engelsmanplaat levert geen nieuwe gezichtspunten op. In die gebieden waren de totaal aantallen over de periode 1984 - 1999 redelijk stabiel, maar net als op de Boschplaat met een heel lichte neerwaartse trend.

Uiteraard waren er soorten die door hun grote aantallen relatief veel bijdroegen aan de aantalsontwikkelingen. In het geval van De Hon en Engelsmanplaat was dat de Bonte strandloper. Zonder de Bonte strandloper



Figuur 5.5 Aantalsontwikkeling van de verschillende vogelsoorten (1984 - 2000) op de Boschplaat. waartse trend.



Figuur 5.6 Aantalsontwikkeling van de verschillende vogelsoorten (1984 - 2000) op De Hon, exclusief Bonte strandloper.

zou het totale aantal vogels op De Hon gedurende de hele waarnemingsperiode ongeveer constant zijn geweest (figuur 5.6), en zou er op de Engelsmanplaat sprake zijn geweest van een veel grotere afname van het aantal vogels na 1990. Mogelijk speelt daarbij mee dat de Engelsmanplaat in de afgelopen decennia zowel lager als kleiner is geworden.

5.2.4.2 Aantallen per soort

In Appendix 2 zijn alle grafieken te vinden met de aantal ontwikkelingen van de meeste vogelsoorten op Ameland-Oost. Om de omvang van dit hoofdstuk binnen redelijke proporties te houden is hier volstaan met korte behandeling van de belangrijkste soorten.

Brandgans

De Brandgans was vóór 1990 talrijk in de zomerpolders van de Friese kust, maar werd met uitzondering van Schiermonnikoog tot die tijd nauwelijks op de wadden eilanden gezien. Ongeveer vanaf 1994 verschenen er in de winter en in het vroege voorjaar regelmatig Brandganzen op de Boschplaat en

het Nieuwlandsrijd, met maxima rond de 400 dieren. De aantalsontwikkelingen op de Boschplaat en Ameland-Oost waren dus vergelijkbaar. Ook in andere gebieden op Ameland werden er vanaf 1994 regelmatig enkele honderden Brandganzen waargenomen. Op De Hon en op Engelsmanplaat kwamen ze praktisch nooit, wat gezien het volledig ontbreken van voedsel logisch is.

Rotgans

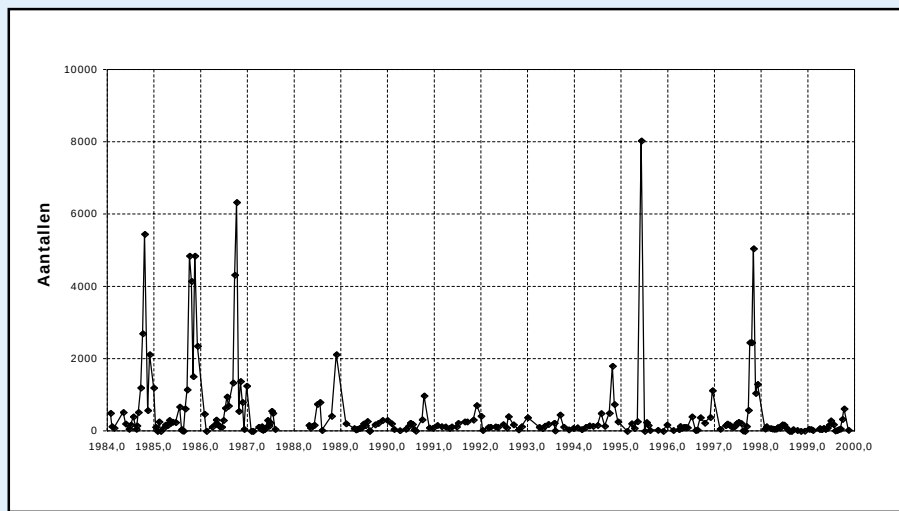
In het voorjaar kwamen er gedurende de hele waarnemingsperiode enkele duizenden Rotganzen op het Nieuwlandsrijd. Meestal lagen de maxima, in mei, tussen 2000 en 4000 exemplaren. In 1997 en 1999 waren er relatief weinig Rotganzen (ongeveer 1500), en in 1998 relatief veel (meer dan 8000). Een duidelijke trend is niet aan te geven.

Ook op de Boschplaat, waar in het voorjaar meestal 5000 à 8000 Rotganzen aanwezig waren, was geen duidelijke trend waarneembaar. In 1997 waren daar net als op het Nieuwlandsrijd relatief weinig Rotganzen, in 1998 waren de aantallen weer normaal. Voor heel Ameland was er duidelijk een toename van het aantal Rotganzen te zien vanaf 1990. In 1997 waren er veel minder, maar net als op de Boschplaat en De Hon waren er in 1998 weer behoorlijk veel Rotganzen. De toename in het begin van de jaren 90 kwam overeen met de algemene populatietrend, die vooral merkbaar was in gebieden die voor de Rotganzen kennelijk iets minder in trek waren. Vanouds geprefereerde gebieden zoals het Nieuwlandsrijd waren waarschijnlijk voor die tijd al 'vol'. Voor de Rotgans waren er dan ook geen aantals-ontwikkelingen merkbaar die in verband zou kunnen worden gebracht met bodemdaling.

Bergeend

Zoals al gerapporteerd in 1995, nam het aantal Bergeenden na 1989 zowel op het Nieuwlandsrijd als op De Hon sterk af (figuur 5.7). Sindsdien is de stand laag gebleven, met uitzondering van de jaren 1995 en 1998 toen de aantallen op De Hon weer ongeveer even hoog waren als in het begin van de waarnemingsperiode. Vanaf 1989 was er daardoor geen trend in de aantallen.

Op de Boschplaat, op heel Ameland en op de Engelsmanplaat bleven de



Figuur 5.7 Aantalsontwikkeling van de Bergeend op De Hon.

aantallen gedurende de hele waarnemingsperiode ongeveer gelijk. Aangezien de bodemdaling pas vanaf 1989 effect kan hebben gehad op de ligging van het wad waren er voor de Bergeend geen aantalsontwikkelingen merkbaar die correleren met de bodemdaling.

Smient

Op het Nieuwlandsrijd en op De Hon wisselde het aantal Smienten vrij sterk, zonder duidelijke trend. In de winter van 1998-1999, toen de kwelderrand van het Nieuwlandsrijd werd gereconstrueerd, waren er maar heel weinig Smienten op het Nieuwlandsrijd, maar wel tamelijk veel op De Hon. Ook op Terschelling en heel Ameland bleven de aantallen Smienten door de jaren heen ongeveer constant. Voor de Smient waren er dus geen aantalsontwikkelingen merkbaar die in verband zouden kunnen worden gebracht met bodemdaling.

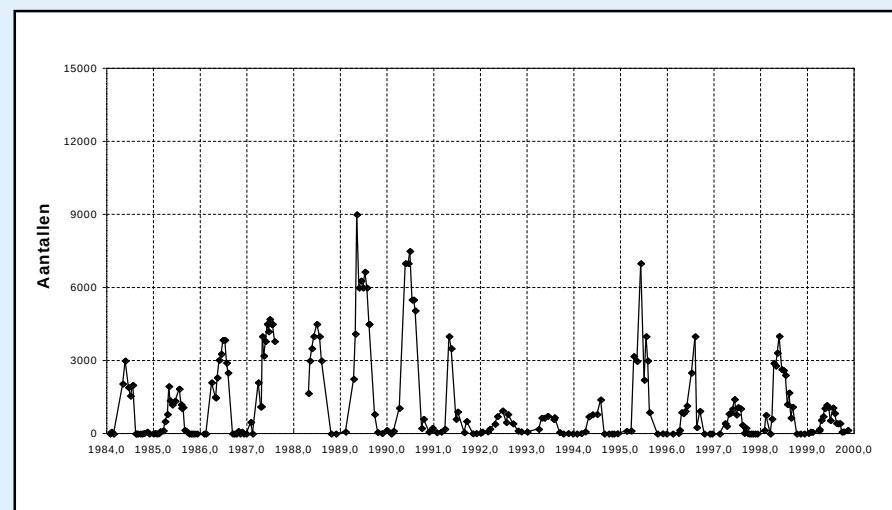
Eidereend

De aantallen Eidereenden op Ameland-Oost hingen waarschijnlijk samen met de aanwezigheid van mossel- en kokkelbanken. Ze verbleven vooral 's zomers op Ameland-Oost, en dan nog vooral op De Hon. Tot 1990 namen de aantallen toe, daarna namen ze snel af. Sindsdien kwamen er nauwelijks nog Eidereenden op het Nieuwlandsrijd. In 1995, 1996 en 1998 waren er weer ongeveer even veel Eidereenden op De Hon als in het midden van de jaren 80 (figuur 5.8).

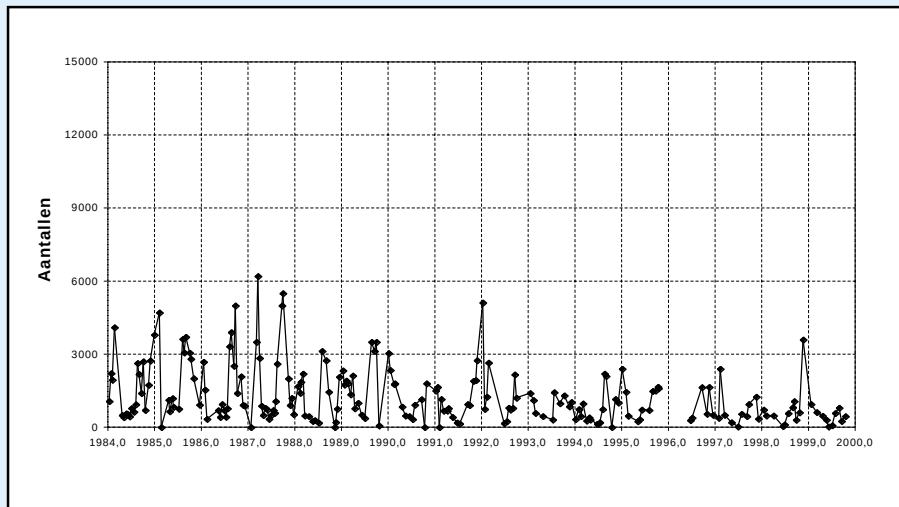
Ongeveer hetzelfde beeld kwam naar voren voor de Boschplaat, heel Ameland en de Engelsmanplaat. Voor de Eidereend waren er dan ook geen aantalsontwikkelingen merkbaar die in verband zou kunnen worden gebracht met bodemdaling.

Scholekster

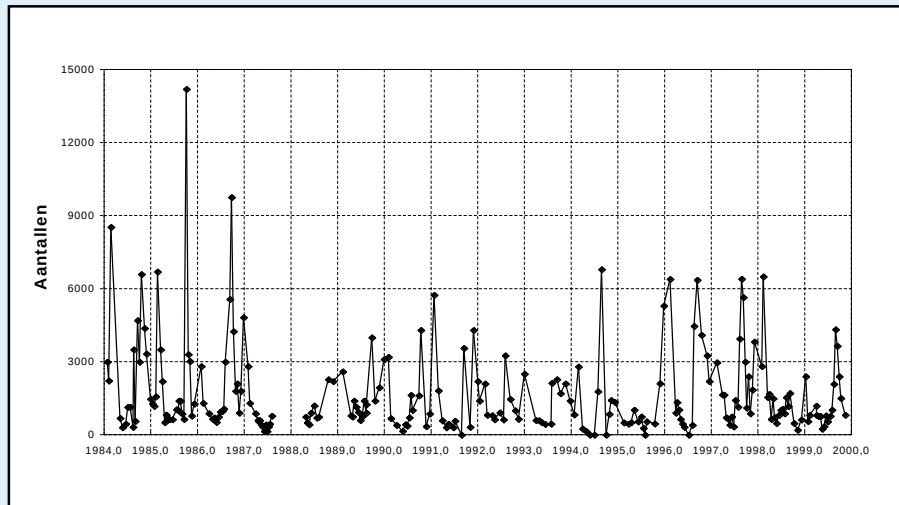
Op het Nieuwlandsrijd is het aantal Scholeksters sinds het begin van de jaren 90 afgenomen tot een ongeveer constant gemiddeld niveau dat



Figuur 5.8 Aantalsontwikkeling van de Eidereend op De Hon.



Figuur 5.9 Aantalsontwikkeling van de Scholekster op Nieuwlandsrijd.



Figuur 5.10 Aantalsontwikkeling van de Scholekster op De Hon.

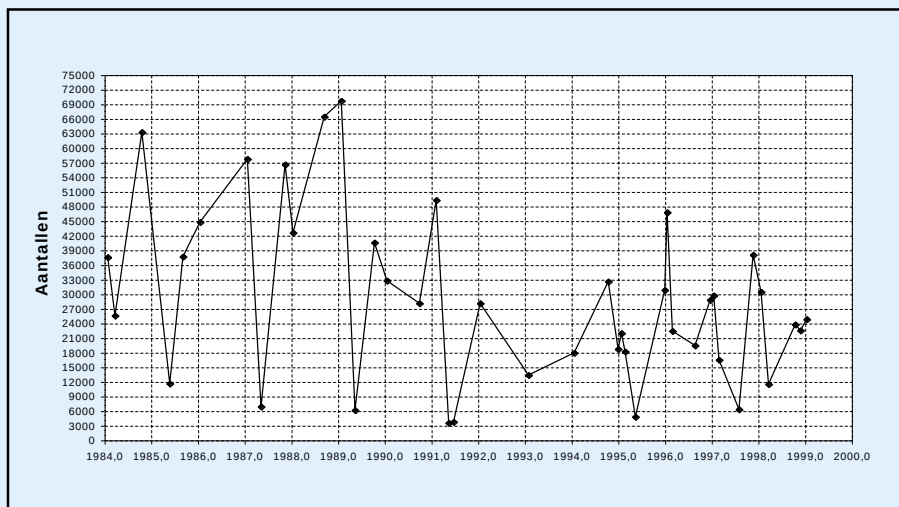
ongeveer 50% lager lag dan in de jaren 80. In de winter 1998-1999 waren er nog minder Scholeksters dan anders (figuur 5.9). Op De Hon verminderde het aantal Scholeksters al in 1988. Rond 1995 trad herstel op (figuur 5.10).

In het najaar van 1998 en het voorjaar van 1999 waren er maar weinig Scholeksters op De Hon. Op het Nieuwlandsrijd zaten er in die tijd juist vrij veel Scholeksters, dus voor een deel kan het hier gaan om verplaatsing binnen Ameland-Oost. Op heel Ameland, de Boschplaat en de Engelsmanplaat waren de aantallen Scholeksters eind 1998 en begin 1999 normaal. Doordat op de Boschplaat juist in de periode 1991, 1992 en 1993 bijna niet is geteld kan niet goed worden nagegaan of de aantalsontwikkelingen daar overeenkwamen met die op Ameland-Oost. De verhouding tussen aantallen van de jaren 80 en die van de jaren vanaf 1995 komt goed overeen met de ontwikkelingen op Ameland-Oost.

Op de Engelsmanplaat waren ongeveer dezelfde ontwikkelingen merkbaar als op De Hon, maar op de Engelsmanplaat waren de jaren 1988 en 1989 juist heel goed in vergelijking met voorgaande jaren. Misschien kwam dat door een tijdelijke verplaatsing van een deel van de hoogwatervluchtplaats van De Hon naar de Engelsmanplaat. Na een viertal magere jaren trad in 1995 herstel op, zij het minder duidelijk dan op De Hon. Per saldo waren de aantalsontwikkelingen van de Scholekster op Ameland-Oost dus vergelijkbaar met die in de andere gebieden.

Het gebied tussen Ameland en de Friese kust vormt één van de belangrijkste scholekstergebieden van de Nederlandse Waddenzee.

Rond 1990 namen de aantallen behoorlijk af, met een dieptepunt in de eerste helft van de jaren 90 en nauwelijks herstel daarna (figuur 5.11). De oorzaak van de achteruitgang van het aantal Scholeksters na 1990 wordt algemeen gezocht in het verdwijnen van de mosselbanken van het wad sinds 1990 en de slechte kokkelstand in de eerste helft van de jaren 90, in combinatie met enkele strenge winters.



Figuur 5.11 Aantalsontwikkeling van de Scholekster op heel Ameland

Kluut

Op het Nieuwlandsrijd werden in het begin van de onderzoeksperiode 's zomers meestal enkele honderden Kluten geteld. Na 1993 waren het er nog maar enkele tientallen. Deze ontwikkeling is ook merkbaar op heel Ameland, waar de aantallen ongeveer drie keer zo groot waren als op het Nieuwlandsrijd.

In de aantallen op De Hon zat misschien een lichte afname, maar de maximale aantallen verschilden erg van jaar tot jaar (tussen 100 en 800). Ook op de Boschplaat leken de aantallen iets af te nemen, maar heel zeker is dat niet want op de Boschplaat werd lang niet zo vaak geteld als op De Hon. Op de Engelsmanplaat kwamen gedurende de hele onderzoeksperiode maar heel weinig Kluten.

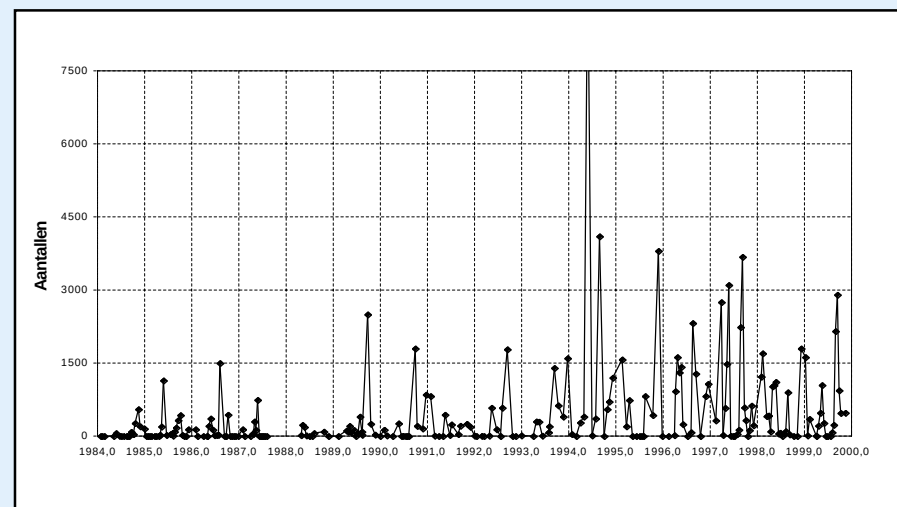
Zilverplevier

Op het Nieuwlandsrijd werden gedurende de hele waarnemingsperiode nauwelijks Zilverplevieren waargenomen. Ook op De Hon waren er niet zo

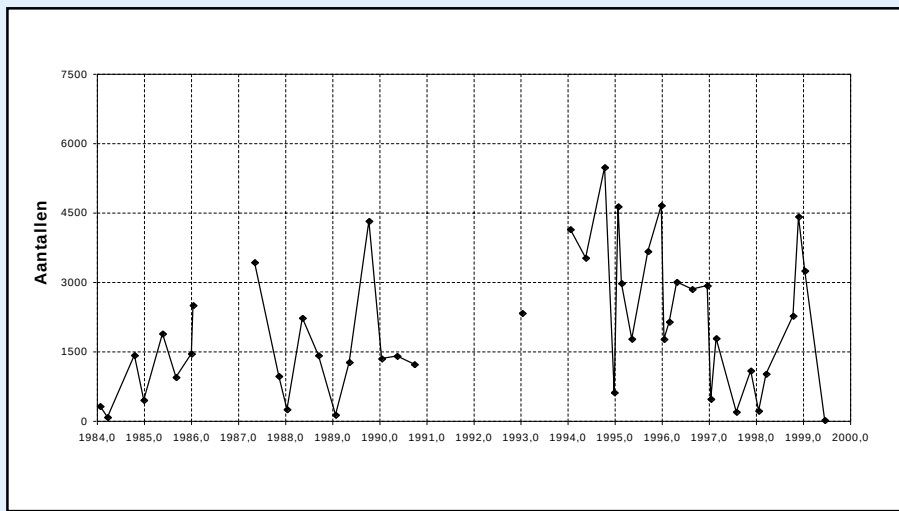
veel; tussen 1984 en 1994 schommelde het maximum aantal tussen 1000 à 2000. In 1994 namen de aantallen plotseling sterk toe, met maxima van 3000 à 4000. Het ging daarbij vooral om overwinterende vogels (figuur 5.12). Op heel Ameland werden ongeveer even veel Zilverplevieren geteld als op Ameland-Oost, dus betreft het waarschijnlijk dezelfde dieren als op De Hon. Kersten et al (1995) signaleerden deze aantalstoename ook al. Deze hangt samen met de toename van de wereldpopulatie. Ook op de Boschplaat nam het aantal Zilverplevieren toe, ongeveer in dezelfde mate en waarschijnlijk in dezelfde periode als op Ameland-Oost (figuur 5.13). Op de Engelsmanplaat daarentegen bleven de aantallen ongeveer gelijk of ze namen iets af. Voor de Zilverplevier waren er geen aantalsontwikkelingen merkbaar die in verband zou kunnen worden gebracht met bodemdaling.

Kanoet

De kanoetstrandloper is gedurende de gehele telperiode nooit in grote aantallen waargenomen op het Nieuwlandsrijd, en slechts enkele keren op De Hon. Er was dus geen enkele trend.



Figuur 5.12 Aantalsontwikkeling van de Zilverplevier op De Hon



Figuur 5.13 Aantalsontwikkeling van de Zilverplevier op Boschplaat.

Op de Boschplaat, op heel Ameland en op de Engelsmanplaat zijn wel regelmatig Kanoeten aanwezig. Ook daar was geen trend in de aantallen waarneembaar. Voor de Kanoetstrandlopers waren er dan ook geen aantalsontwikkelingen merkbaar die in verband zou kunnen worden gebracht met bodemdaling.

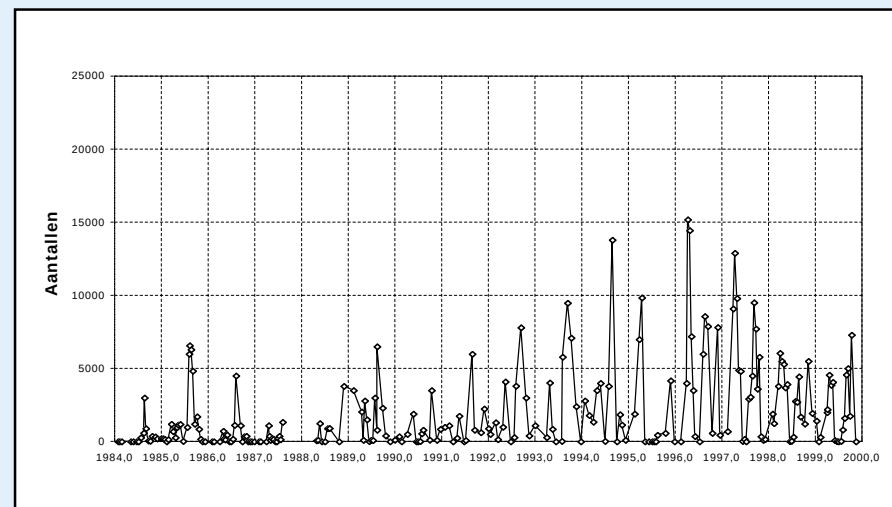
Bonte Strandloper

Op het Nieuwlandsrijd werden slechts bij uitzondering kleine aantallen Bonte strandlopers gezien. Op De Hon waren ze iets talrijker (meestal maximaal 3000 à 6000 gedurende een korte tijd in de nazomer), maar vanaf 1992 nam het aantal Bonte strandlopers enorm toe. Niet alleen de maxima werden hoger, meestal tussen 9000 en 12000, maar ze behalve in de nazomer kwamen er geleidelijk ook veel meer Bonte strandlopers tijdens de voorjaars trek (figuur 5.14). Het aantal verblijfsdagen ging daardoor dan ook behoorlijk omhoog. De maximale aantallen namen in 1998 en 1999 weer af, tot ongeveer 6000, maar net als in de jaren daarvoor bleven er ook tijdens de

voorjaars trek Bonte strandlopers komen. Het aantal verblijfsdagen per jaar bleef dan ook hoger dan in de jaren 80.

Een min of meer structurele verschuiving van Bonte strandlopers van de Engelsmanplaat die in 1995 werd verondersteld in de rapportage over de bodemdaling op Ameland bleek achteraf niet waarschijnlijk, want de aantalsontwikkelingen op Engelsmanplaat waren praktisch identiek aan die op De Hon. Wel is het heel goed mogelijk dat Bonte strandlopers afhankelijk van factoren als verstoring en waterstanden wel eens uitwijken naar De Hon.

Ook op de Boschplaat was een toename van de aantallen merkbaar, ongeveer tot en met 1997, met daarna net als op Ameland-Oost en De Hon een afname. Door het geringe aantal tellingen in de periode 1991 - 1993 is interpretatie van de ontwikkelingen op de Boschplaat moeilijk. Op heel Ameland tenslotte gaven de tellingen een onregelmatig verloop, zonder een duidelijke trend. Voor de Bonte strandloper waren er dan ook geen aan-



Figuur 5.14 Aantalsontwikkeling van de Bonte strandloper op De Hon.



talsontwikkelingen merkbaar die in verband zou kunnen worden gebracht met bodemdaling.

Rosse Grutto

Op het Nieuwlandsrijd werden haast nooit Rosse grutto's waargenomen. Op De Hon zijn de aantallen tamelijk stabiel geweest, met een paar extra goede jaren in 1996 en 1997.

Op de Engelsmanplaat waren de ontwikkelingen identiek, met enkele uitschieters in 1997 en 1998. Ook op heel Ameland, waar gemiddeld ongeveer twee maal zo veel Rosse grutto's verbleven dan op De Hon, was geen enkele trend waarneembaar. Hetzelfde gold voor de Boschplaat, zij het dat daar in 1997 en 1998 relatief weinig Rosse grutto's werden geteld. Voor de Rosse grutto waren er dan ook geen aantalsontwikkelingen merkbaar die in verband zou kunnen worden gebracht met bodemdaling.

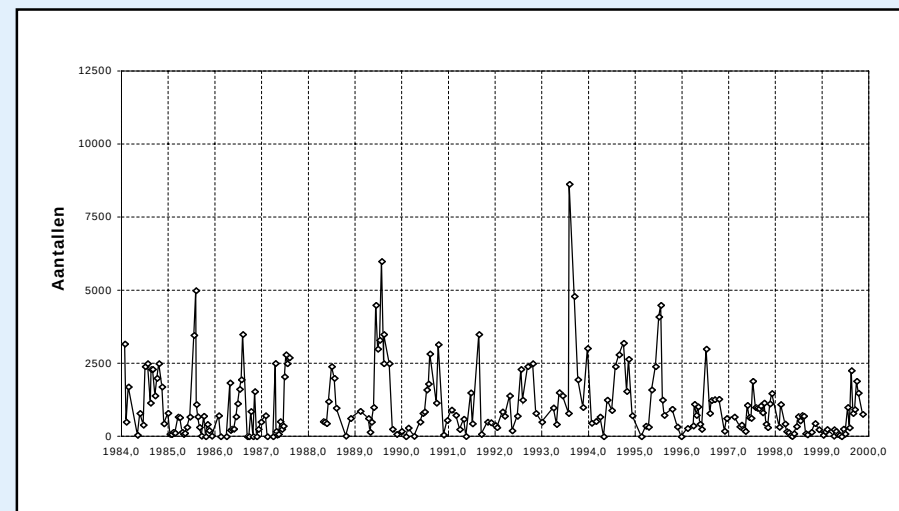
Wulp

Op het Nieuwlandsrijd bleef het aantal Wulpen ongeveer constant gedurende de gehele onderzoeksperiode. Op De Hon was dat ook het geval, misschien met een tijdelijke toename in de periode 1993 - 1995. De aantallen gedurende de tweede helft van 1998 en de eerste helft van 1999 waren wel bijzonder laag, maar in die tijd zaten er vrij veel op het Nieuwlandsrijd (figuur 5.15). Ook op de Boschplaat, op heel Ameland en op de Engelsmanplaat was er geen duidelijke trend in de aantallen Wulpen. De aantalsontwikkelingen op Ameland-Oost duiden dan ook niet op een effect van bodemdaling.

Tureluur

Noch op het Nieuwlandsrijd, noch op De Hon kwamen veel Tureluurs. Zo nu en dan zaten er een paar honderd op het Nieuwlandsrijd en 300 à 500 op De Hon. Een trend is nauwelijks aan te geven.

Op de Boschplaat lag het aantal Tureluurs in de periode 1994 - 1998 ongeveer een factor twee hoger dan in de periode 1984 - 1991. Ook op heel Ameland, waar gemiddeld 5 à 10 maal zo veel Tureluurs te vinden waren dan op Ameland-Oost alleen, trad een dergelijke toename op, in de periode 1994 - 1997. Deze tijdelijke toename was ook elders in de Waddenzee te merken. Na een dieptepunt in 1990 was er een aantalstoename met een



Figuur 5.15 Aantalsontwikkeling van de Wulp op De Hon.

piek in de jaren 1992 - 1994, waarna de aantallen weer afnamen tot ze in 1997 weer laag waren. Op Ameland-Oost is van die tijdelijke toename niets te merken geweest, maar ook niet van de afname daarna. Daardoor is er geen correlatie met het verloop van de bodemdaling. Op de Engelsmanplaat kwamen gedurende de hele onderzoeksperiode praktisch geen Tureluurs voor.

Groenpootruiter

De Groenpootruiter werd is gedurende de hele onderzoeksperiode gedurende de nazomertrek op het Nieuwlandsrijd gezien, meestal maximaal enkele honderden tot ongeveer 600. Er was geen enkele trend waarneembaar.

Op De Hon kwamen tot 1996 praktisch geen Groenpootruiters, maar daarna elk jaar gedurende korte tijd een paar honderd.

Ook op de Boschplaat en in de rest van Ameland kwamen sinds 1996 meer Groenpootruiters dan vroeger.

Op de Engelsmanplaat tenslotte werden alleen af en toe enkele honderden



Groenpootruiters gezien, en was geen enkele toe- of afname. De ontwikkelingen op Ameland-Oost zijn dus vergelijkbaar met die elders.

Steenloper

Op het Nieuwlandsrijd kwam de Steenloper gedurende de hele onderzoeksperiode praktisch niet voor. Op De Hon wel, zij het in kleine aantallen. Vaak was er een korte piek van enkele tientallen tot enkele honderden exemplaren in augustus. Gemiddeld genomen namen de aantallen in de loop van de onderzoeksperiode iets toe, maar een duidelijke trend was er niet (figuur 5.16).

Ongeveer dezelfde aantallen kwamen voor op de Boschplaat, eveneens vooral 's zomers maar iets vaker ook in de rest van het jaar. Een duidelijke trend was er niet; misschien namen de aantallen iets af. Op heel Ameland waren meer permanent Steenlopers aanwezig, ook 's winters. Meestal waren het er enkele tientallen tot enkele honderden, met een heel lichte toename in de afgelopen jaren.

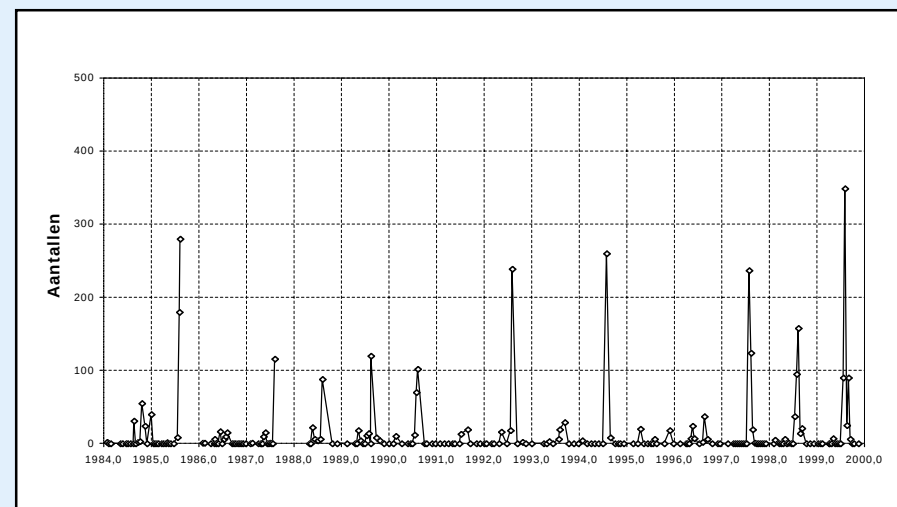
Op de Engelsmanplaat tenslotte kwamen alleen een paar honderd Steenlopers gedurende een korte doortrekperiode in de zomer, maar in de loop van de onderzoeksperiode bleven ze weg.

In vergelijking met de andere gebieden geven de aantalsontwikkelingen op Ameland-Oost geen aanwijzing dat er nadelige effecten zouden zijn van de bodemdaling.

Meeuwen; De Kokmeeuw

Aangezien de Zilvermeeuw, de mantelmeeuwen en de Stormmeeuw niet gedurende alle jaren zijn geteld op De Hon is vergelijking van hun aantallen met die op de Boschplaat en andere gebieden niet mogelijk. Kokmeeuwen zijn wel regelmatig geteld.

Op het Nieuwlandsrijd zaten praktisch geen Kokmeeuwen. Op De Hon waren er meestal ook maar weinig, maar vanaf 1995 zaten er soms even een paar duizend. Op de Boschplaat en op de Engelsmanplaat namen de aantallen vanaf 1993 of 1994 wat toe. Op heel Ameland was ook een toename, nog



Figuur 5.16 Aantalsontwikkeling van de Steenloper op De Hon.

wat duidelijker dan in de andere gebieden. De aantallen fluctueren echter zeer sterk van jaar op jaar. De ontwikkelingen op Ameland-Oost passen in deze trend.

Overige Soorten

Een aantal interessante, maar minder talrijke soorten zijn nog niet de revue gepasseerd. Sommige hebben tijdens de onderzoeksperiode een spectaculaire ontwikkeling doorgemaakt, zoals de Aalscholver die in 1984 nog maar weinig in het waddengebied voorkwam en nu overal en het hele jaar aanwezig is. In de broedtijd is de Lepelaar talrijker geworden omdat hij zich in de loop van de waarnemingsperiode op alle waddeneilanden heeft gevestigd. Andere soorten, zoals de Kleine strandloper, de Regenwulp of de Zwarte ruiters komen slechts in zulke geringe aantallen voor dat op grond van een paar meer of minder geen uitspraken kunnen worden gedaan over hun toe- of afname.



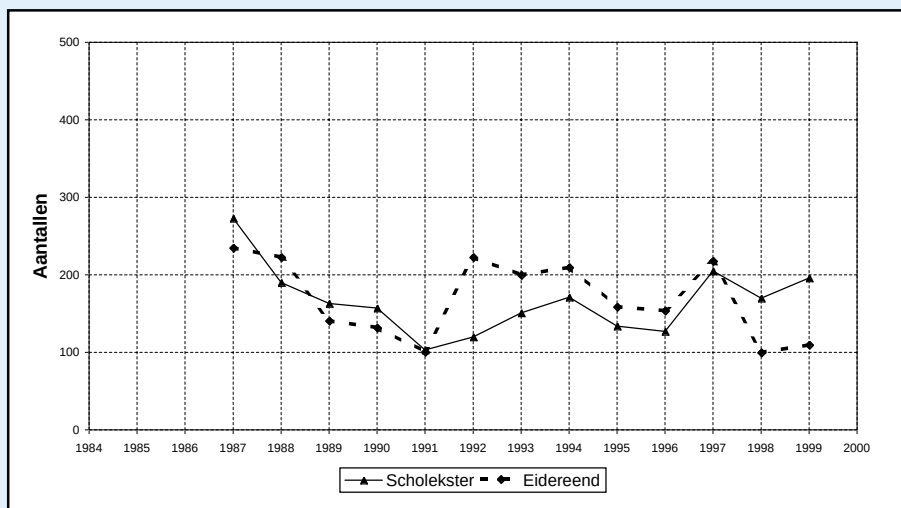
5.2.5 Broedvogels

In de periode van 1987 tot en met 1998 hebben zich geen opvallende ontwikkelingen voorgedaan in de aantallen van de kwelderbroedende vogelsoorten van De Hon.

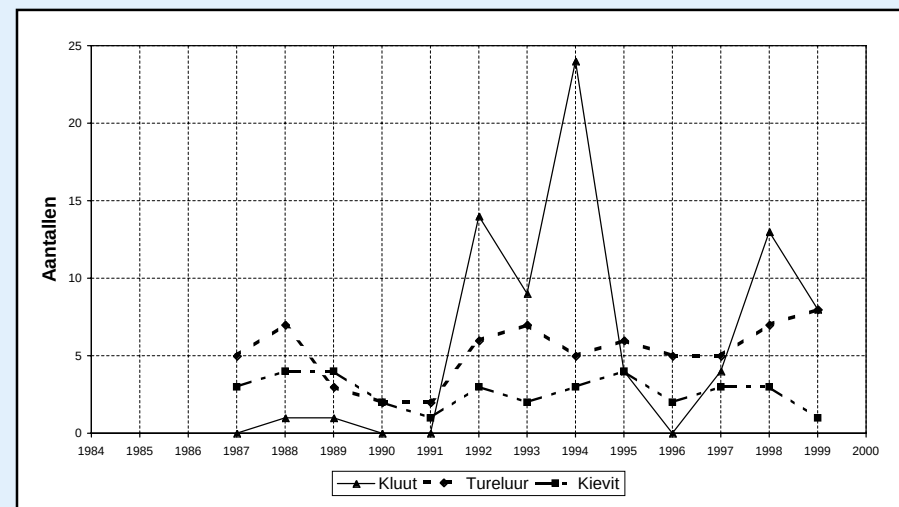
De meeste hadden een ongeveer gelijkblijvende broedpopulatie, of populatie-schommelingen die op geen enkele wijze in verband konden worden gebracht met de bodemdaling. De voornaamste soorten die broeden op de laag gelegen terreindelen passeren hieronder de revue.

Het aantal broedende Eidereenden nam vanaf 1987 tot 1991 eerst af van 235 naar ongeveer 100. Vanaf 1992 waren het er echter opeens weer ongeveer 200, en dat bleef zo totdat de stand in 1998 plotseling weer terugviel naar 100. Ook in 1999 waren er ongeveer 100 broedende Eidereenden (Figuur 5.17a).

Net als bij de Eidereenden nam het aantal Scholeksternesten sterk af in de periode 1987 - 1991, van ongeveer 270 naar ongeveer 100. Daarna kwam



Figuur 5.17a Aantalsontwikkeling van Scholekster en de Eidereend, broedend op de Hon

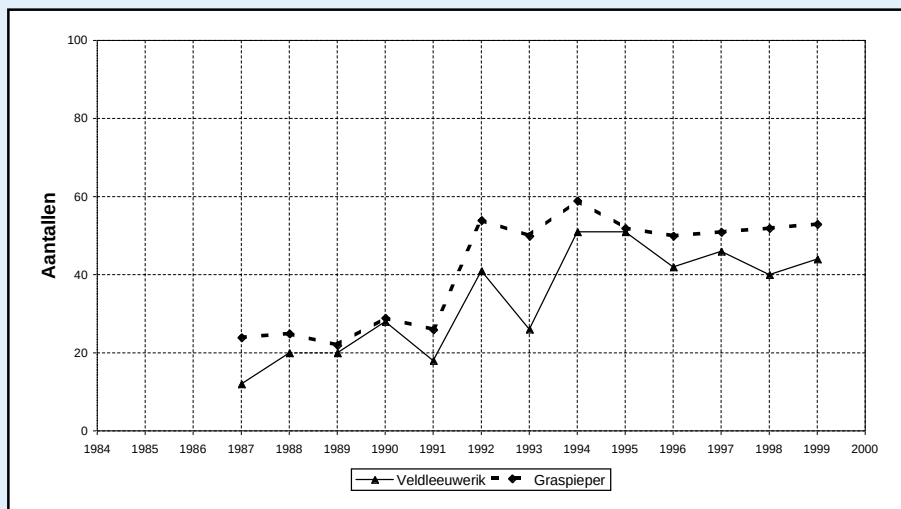


Figuur 5.17b Aantalsontwikkeling van Kluut, Tureluur en Kievit, broedend op de Hon

een lange periode van geleidelijk herstel die doorliep tot 1997. Toen waren er weer ongeveer 200, en dat bleef zo in 1998 en 1999 (Figuur 5.17a). De afname in de aantallen broedende Scholeksters in het Nederlandse Waddengebied na de winter van 1995/96 (circa 25%) was op De Hon niet merkbaar, misschien doordat het gebied tussen Ameland en Holwerd één van de meest door Scholeksters geprefereerde gebieden van de Waddenzee is. Noch voor de Eidereend, noch voor de Scholekster lijkt een trend aanwezig die overeenkomt met het verloop van de bodemdaling.

De Tureluur en de Kievit bleven ongeveer constant, terwijl de Kluut met enkele invasies kwam; halverwege en aan het einde van de onderzoeksperiode (Figuur 5.17b).

Net als de Kluut kwamen ook de Kokmeeuw en de Visdief met enkele invasies, verdeeld over de onderzoeksperiode. De laatste invasies waren ongeveer even groot als de eerdere. Daaruit blijkt dus geen verband met de bodemdaling.



Figuur 5.18 Aantalsontwikkeling van Veldleeuwerik en Graspieper, broedend op de Hon.

De twee enige vogelsoorten die wel een duidelijke populatieontwikkeling vertoonden waren de Veldleeuwerik en de Graspieper (Figuur 5.18). Beide soorten namen tussen 1987 en 1993 flink in aantal toe (beide van ongeveer 20 paren tot ongeveer 50 paren), en bleven daarna op niveau. Het kan zijn dat een verbeterde inventarisatietechniek een rol heeft gespeeld, maar ook dan nog blijft de conclusie dat het op De Hon zeker niet slecht is gegaan met de Veldleeuwerik en de Graspieper.

Bovenstaande gegevens betreffen alleen de aantallen nesten van vogels. Zoals algemeen gebruikelijk bij broedvogelinventarisaties zijn ook de nesten meegeteld waarvan de eieren niet uitgekomen zijn doordat ze in de loop van de broedperiode verloren gingen door predatie of anderszins. Soms treedt in de kweldergebieden langs de Waddenzee verlies van nesten op door een hoge vloed. Omdat er nog geen gericht onderzoek is gedaan naar het effect van bodemdaling op de wegspoelkans van nesten is hierover nog niet veel te zeggen. De waarnemingen over het wegspoelen van nesten

worden in de bewakingsverslagen opgenomen; tot nu toe is daarin geen toename geconstateerd. Op de Hon zijn er in 1996 vrij veel nesten van Kokmeeuwen weggespoeld. Omdat deze Kokmeeuwen vrij dicht bij de kwelderrand broedden (waar de opslibbing/aanzanding over het algemeen in staat bleek om de bodemdaling bij te houden) is het niet duidelijk of daar sprake was van een netto maaiveldverlaging.

5.2.6 Discussie

Men zou zich kunnen afvragen of vogeltellingen die worden uitgevoerd zoals op Ameland-Oost geschikt zouden kunnen zijn om veranderingen op het wad aan te tonen. Uit de resultaten kan worden afgeleid dat zulks wel het geval is. Andere effecten van wijzigingen op het wad, in dit geval de wisselende schelpdierstand, waren namelijk wel degelijk merkbaar. Die effecten betroffen uiteraard vooral de schelpdieretende vogels. Ook waren er andere toe- en afnamen merkbaar (zoals de toegenomen aantallen Zilverplevieren), die samenhangen met meer algemene populatieontwikkelingen. Zulke voorbeelden maken duidelijk dat veranderingen in de vogelaantallen van enkele tientallen procenten heel goed merkbaar zijn bij de toegepaste manier van tellen. Ze komen echter pas aan het licht in de loop van een reeks van tellingen, wanneer de toevalligheden van jaar op jaar worden uitgemiddeld door de tijd.

De waarschijnlijke afwezigheid van effecten op dit moment wil nog niet zeggen dat dat ook bij verdere bodemdaling zo zal blijven. Op dit moment is het effect van de bodemdaling op het wad namelijk nog niet maximaal. Het kan zijn dat een verdere daling wel effect heeft. Zoals beschreven in de Integrale Bodemdalingstudie Waddenzee (1998) mag verwacht worden dat bodemdaling op het wad wordt gecompenseerd door aanvoer van zand vanuit de geulen. Compensatie van bodemdaling kan echter pas op gang komen nadat enige daling heeft plaats gevonden, en pas een aantal jaren na de beëindiging van de bodemdaling kan dat leiden tot volledig herstel. Tenzij een zeer langdurige, gestage bodemdaling tot de instelling van een evenwicht leidt (zoals het geval is bij de natuurlijke zeespiegelstijging van de afgelopen eeuwen) zal het effect op de hoogte van de wadplaten het grootst



zijn gedurende het laatste deel van de bodemdalingsperiode. Naar verwachting zal de bodem bij Ameland nog enkele jaren in het huidige tempo doorzakken, gevolgd door een periode van geleidelijke afname totdat de bodemdaling uiteindelijk stopt.

Tijdens de analyse van de vogels op Ameland bleek dat de telseries van Ameland-Oost zeer geschikt waren om vergelijkingen te maken met andere gebieden. Ze zijn praktisch zonder onderbrekingen, vele malen per jaar uitgevoerd en beschikbaar vanaf meerdere jaren voordat de bodemdaling begon. Onderbroken telseries en telseries bestaand uit maar enkele tellingen per jaar (zoals die van de Boschplaat en heel Ameland) zijn lastiger te gebruiken, omdat daarin vaak voor een aantal soorten (maar niet steeds dezelfde) de piekaantallen tijdens de voorjaars- en/of najaarstrek gemist worden. Toch gaven ze gelukkig voor de meeste vogelsoorten voldoende inzicht om een vergelijking te maken met Ameland-Oost.

Voor de broedvogels is slechts een korte verkenning uitgevoerd naar een mogelijke correlatie tussen de aantalsontwikkelingen en bodemdaling. Die gegevens geven geen rechtstreekse informatie over de vraag of er ook extra nesten verloren zijn gegaan door overspoeling. Dat zou ten koste kunnen gaan van het broedsucces, zonder dat dat direct leidt tot kleinere aantallen broedende volwassen vogels.

Op dit moment is het nog niet duidelijk of het wegspoelen van kokmeeuwnesten in 1996 samenhangt met bodemdaling. Op zichzelf is zo'n gebeurtenis niet ongewoon in het waddengebied, maar het gaat hier om vergroting van de kans op zulke gebeurtenissen. In de toekomst zal hier extra aandacht aan worden besteed.

5.2.7 Conclusies

Voor wat betreft de vogels die op het wad voedsel zoeken en bij hoog water op Ameland-Oost rusten moet worden geconcludeerd dat er net als in 1995 geen aanwijzingen zijn dat hun aantallen zijn veranderd door de bodemdaling. Deze conclusie slaat niet alleen de totaalaantallen, maar ook op de aantallen van de individuele soorten. De aantalsontwikkelingen waren vergelijk-

baar met die in het belangrijkste referentiegebied, de Boschplaat op Terschelling. De vergelijking met de rest van Ameland en de Engelsmanplaat leverde evenmin aanwijzingen op voor effecten van bodemdaling. In een enkel geval bleek dat er uitwisseling plaats vond tussen deze nabijgelegen gebieden.

De aantallen broedvogels van de kwelder van De Hon waren ongeveer constant of fluctueerden zonder trend. De Veldleeuwerik en de Graspieper namen mogelijk in aantal toe. Er lijkt dus geen negatief effect van bodemdaling op de broedvogelstand te zijn geweest.

5.2.8 Aanbevelingen voor monitoring in de toekomst

Verdere voorzetting van de vogeltellingen, minimaal eens per maand en zo mogelijk twee maal per maand, is voldoende om ook na afloop van de periode van bodem

daling na te gaan of de ontwikkelingen in de vogelstand van Ameland-Oost verschilt van die elders, in vergelijkbare gebieden. Andere bronnen, onder andere het algemene monitorings-programma voor de Waddenzee, zullen naar verwachting ook in de toekomst geschikte informatie leveren voor interpretatie van de resultaten van Ameland-Oost. Vooral tellingen die net als op de Engelsmanplaat minimaal eens per maand of (beter) eens per twee weken worden uitgevoerd leveren na verloop van jaren betrouwbaar vergelijkingsmateriaal.

Het is van belang dat ook de mate van verstoring van de hoogwatervluchtplaatsen goed wordt gedocumenteerd. Afgaand op de mededelingen van SOVON neemt de kans op verstoring (zowel door mensen als door roofvogels) steeds verder toe, en schieten toezicht en monitoring op dat punt tekort. Daardoor zou verstoring een belangrijke factor zou kunnen worden in de interpretatie van vogeltelgegevens.

Voor wat betreft de broedvogels tenslotte dient voor een aantal vogelsoorten nader aandacht te worden besteed aan de overstromingskansen van hun nestplaatsen. Het gaat daarbij vooral om nesten op plekken waar de bodemdaling niet geheel door opslibbing wordt gecompenseerd.



5.3 Vegetatieontwikkeling op de kwelders

5.3.1 Algemeen

5.3.1.1 Hoogteligging en zonering van kwelders

Kwelders liggen in het bereik van het getij (Figuur 5.19). Er vindt sedimentatie en erosie plaats. Als de hoogte van het wad door sedimentatie voldoende toeneemt, verschijnen spontaan de pionierplanten Engels slijkgras en zeekraal. De pionierzone begint aan de wadzijde van de eilanden vanaf een hoogte van 20 tot 0 cm onder GHW, in de bezinkvelden van de vastelandskwelders vanaf een hoogte van 40 tot 20 cm onder GHW. Naast de hoogteligging bepalen de golfenergie en de stevigheid van het sediment de mogelijkheden voor pionierplanten om zich te vestigen (König 1948; Van Eerdt 1985; Groenendijk 1986; Houwing et al. 1999.). Kwelderplanten spelen een essentiële rol in de kweldervorming (Figuur 5.20). Rond het niveau van GHW bereikt het overjarige kweldergras voldoende bedekking om:

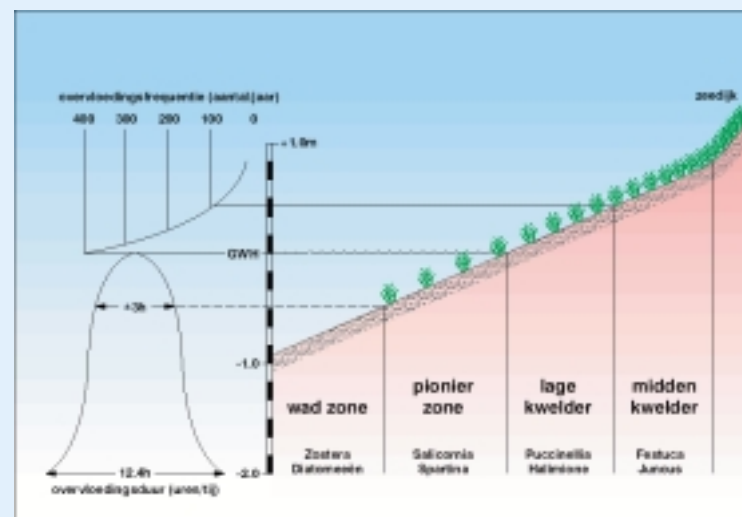
1. De opslibbing op te voeren tot de hoogste waarden in de gehele kwelderontwikkeling (Wohlenberg 1933; Jakobsen, 1954; Bouwsema et al., 1986; Dijkema et al., 1990; Andresen et al., 1990).
2. De ontwikkeling van een natuurlijk krekensysteem in gang te zetten (Yapp et al., 1917; Grotjahn et al., 1983; Dijkema et al., 1991; French & Stoddart, 1992).
3. Erosie van de gevormde jonge kwelder tegen te gaan (Wohlenberg, 1953; Kamps, 1956, 1962; Von Weihe, 1979). Het ontstaan van het krekensysteem is een belangrijke stimulans voor de groei van de meeste kwelderplanten (betere ontwatering) en bevordert de successie naar de opvolgende vegetatietypen in de kwelderontwikkeling.

Kweldergras markeert de ondergrens van de kwelder die aan de wadkant van de eilanden vanaf een hoogte van 10 tot 20 cm boven GHW begint en in de bezinkvelden van de vastelandskwelders al vanaf een hoogte van GHW tot 15 cm daarboven. De belangrijkste milieuvoorwaarde is bodemdoorluchting (vandaar de toepassing van greppeltjes in de kwelderwerken). Het belangrijkste gevolg van de vestiging van de overjarige kweldervegetatie is een enorme toe-

name van de opslibbing naar één of zelfs enkele centimeters per jaar. Die opslibbing en de vastlegging van dat slib zijn echt aan de kweldervegetatie te danken want eigenlijk zou er door het afnemend aantal overstromingen op deze hoogte minder slib moeten worden afgezet. In elk handboek over kwelders is daarom beschreven dat bij toenemende hoogte de opslibbingsnelheid afneemt door het geringer aantal overvloeden. De afstand tot het wad of tot krekens (de bronnen van het sediment) blijkt minstens zo belangrijk te zijn voor de snelheid van opslibbing (Stoddart et al., 1989; Van Duin et al., 1997; Esselink et al., 1998).

5.3.1.2 Klifvorming

Zolang kwelders horizontaal groeien is er een geleidelijke overgang in hoogte van kwelder naar pionierzone (Figuur 5.19). Stagneert de aanwas, dan ontstaat op natuurlijke wijze een kwelderklif. Stabiele kwelders bestaan niet, tenzij als gevolg van beheersmaatregelen (bezinkvelden of oeververdediging omdat golfwerking de sturende factor is). De oorzaak van klifvorming is de genoemde hoge opslibbing in de overjarige kweldervegetatie (Figuur 5.20), ter-

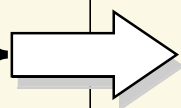


Figuur 5.19 Zonering van de kwelders in relatie tot overloedsduur en -frequentie.



conditions

- gently sloping
- low energy
- near MHT level

processes
pioneer plants

creeks

drainage

salt marsh vegetation

increased sedimentation

Figuur 5.20 Voorwaarden en processen bij kweldervorming.

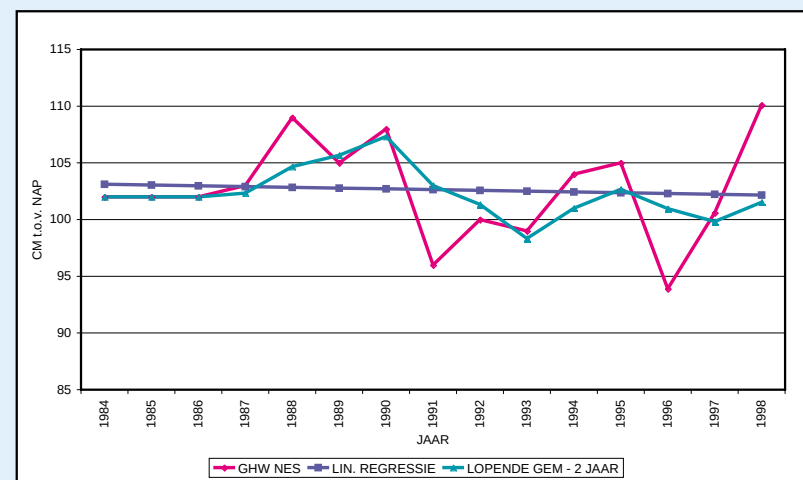
wijl de opslibbing in de aangrenzende pionierzone alleen in de groeifase hoog genoeg is om een geleidelijke overgang in stand te houden. Een eroderende of zelfs een stabiele pionierzone leidt altijd tot een kwelderklif met terugschrijdende erosie van de kwelder. Zeewaarts van het klif ontstaat in een stabiele of opslibbende pionierzone soms nieuwe kwelderaanwas.

De pionierzone is daarom een gevoelig gebied voor zeespiegelstijging en bodemdaling. Op de eilanden bepalen natuurlijke morfologische processen wat de opslibbingsbalans in de pionierzone is. De natuurlijke processen van opbouw en afslag mogen op grond van het bestaande beleid ongestoord hun gang gaan, omdat het kwelderareaal op de eilanden veel groter is dan op grond van historische referenties verwacht mag worden (Dijkema, 1987). Langs het vasteland wordt de opslibbings balans in de pionierzone voor een belangrijk deel bepaald door de beheersmaatregelen in de kwelderwerken. De processen van opbouw en afslag worden daar door Rijkswaterstaat gereguleerd, omdat het kwelderareaal veel kleiner is dan op grond van historische referenties verwacht mag worden.

5.3.1.3 Effecten van korte-termijn-veranderingen in zeespiegel

Jaar-op-jaar-veranderingen in GHW (Figuur 5.21) blijken gevolgen te hebben voor de plantensamenstelling van de kwelderzones (Beeftink, 1987b; Olff et al., 1988). De vegetatiezones zullen uiteindelijk parallel aan de trend in de waterstand opschuiven (afgezien dus van eventuele opslibbing). In de Oostzee is dit voor de bodemstijging daar aangetoond, echter alleen op de lange termijn (Ericson, 1980; Cramer & Hytteborn, 1987). Binnen een termijn van tien jaar blijken de jaar-op-jaarveranderingen van meer belang te zijn. Eén jaar met een verandering in GHW van 5-10 cm kan al tot een verschuiving van sommige planten leiden. Deze veranderingen vinden in hetzelfde jaar plaats bij een lager GHW en worden één of meer jaren vertraagd bij een hoger GHW (Beeftink, 1987a, 1987b).

De vertraging in de reactie van de vegetatie op hogere waterstanden biedt de mogelijkheid van een verhoogde opslibbing in de jaren met een hogere relatieve waterstand (de sedimentaanvoer is dan hoger en de beschermende werking van de vegetatie blijft; Dijkema et al., 1990).



Figuur 5.21 Verloop van de gemiddelde hoogwaterstanden in de periode 1984-1998. Gegevens J. Bossinade, RWS dir. Noord-Nederland



Ook in kunstmatige kwelders (kwelderwerken) is het verband tussen maatregelen, die de opslibbing bevorderen en de vegetatieontwikkeling niet altijd eenduidig. Dat is gebleken uit lange termijn monitoring aan vegetatie en opslibbing en aan zeespiegel-veranderingen (RWS-gegevensbestand van 6000 ha kwelderwerken, vanaf circa 1960). In deze lange meetserie liggen de veranderingen in GHW over een periode van enkele jaren in de orde van 15 cm. Het hangt van de tijdsduur en de trend van de veranderingen af of er effecten zijn. Normaal gesproken is de GHW-stijging minder dan de opslibbing. In de lange meetserie zit echter aan het eind van de zeven-tien jaren een periode van 7 jaar met totaal 18 cm GHW-stijging en recent een even lange periode met evenveel daling, die waarschijnlijk significante effecten hebben op het kwelderareaal. In de eerste periode neemt het kwelderareaal in de kwelderwerken met ruim 300 ha af, in de tweede periode zet een groei in (Dijkema & Bossinade, in voorbereiding). Voor de vegetatieontwikkeling op de lange termijn is normaal gesproken de opslibbing echter van doorslaggevend belang (Dijkema et al., 1990).

Uit gedetailleerde Alterra-meetseries in de Peazemerlannen aan slibtransporten, opslibbing en vegetatie (pq's) is gebleken dat hoge waterstanden daarnaast een positief effect hebben: incidentele, hoge vloed (stormvloed of "events") zorgen voor extra sedimentatie (Van Duin et al., 1997). In dit geval geeft hoger water dus de aanzet voor meer kwelders. Dat events op de vastelands- en eiland-kwelders van belang zijn op de opslibbing blijkt uit de vele zandlagen, die gedurende stormvloed worden afgezet. Erchinger et al. (1996) wijzen al duidelijk op het onvoorspelbare karakter van de door Van Duin et al. (1997) genoemde "events":

Auffallend ist, dass das Hellerniveau nicht in linearer Abhängigkeit von der Zahl und Dauer der Hellerüberflutungen ansteigt. So wurden z.B. im Winter 1989/90 bei häufigen Hellerüberflutungen mit insgesamt 141 Stundendauer über NN + 2,0 m nur 21 mm auf unbeweideten Heller abgelagert, während im Winter 1991/92 bei nur 92 Stunden Überflutungsdauer über NN + 2,0 m die Sedimentationshöhe 28 mm betrug. Vielmehr dürften die besonders hohen Sedimentfrachten, die bei einzelnen schweren Sturmfluten bewegt und auf dem Heller abgelagert werden, die Ablagerungsraten einzelner Jahre erheblich beeinflussen.

5.3.2 Voorspelling van de effecten van bodemdaling op kwelders

5.3.2.1 De voorspelling van 1986

In 1986 is een zo exact mogelijke voorspelling voor de vegetatieveranderingen gemaakt, gebaseerd op de toenmalige beperkte kennis van de opslibbing, uitgebreide vegetatie-analyses en hoogtemetingen in 10 kwelderraaian en op basis van een bodemdalings-prognose van 20 cm onder het oostelijk deel van Nieuwlandsrijd en 26 cm in het centrum van de schotel onder De Hon. Tevens is een globalere, maar gebiedsdekkende voorspelling gemaakt op basis van kaarten van de overvloedsfrequenties voor en na de bodemdaling (alleen voor Nieuwlandsrijd beschikbaar), een vegetatiekaart 1:33.000 en kennis uit de transecten over de ondergrenzen van de vegetatiezones. Combinatie van deze twee methoden leidde tot een algemene schets van de toekomst van de kwelders van het Nieuwlandsrijd en De Hon (Dankers et al., 1987):

De totale omvang van het Nieuwlandsrijd blijft gelijk (kliferosie is door de bestaande oeververdediging met steen niet mogelijk). Het aantal overvloeden verdubbelt tijdens de situatie met maximale bodemdaling (2005) in een zone van ongeveer 500 m x 3000 m, die loopt ter weerszijde van de Oerdsloot. Dit gebied omvat het zuid-oostelijke deel van het Nieuwlandsrijd en het grootste deel van de Zoute Weide (raai III loopt door dit gehele gebied). In dit gebied zullen de grootste vegetatieveranderingen plaatsvinden. Het zuidoostelijk deel van het Nieuwlandsrijd, dat nu een vegetatie van de lage kwelder heeft, zal aanmerkelijk natter worden (ca. 40 ha) (benedeneind van raai III). Pioniervegetaties zullen hier echter niet op grote schaal ontstaan als een rechtstreeks gevolg van bodemdaling, maar indirect is dat wel mogelijk door vertrapping als de huidige beweidingensintensiteit gehandhaafd blijft. De rest van de genoemde zone langs de Oerdsloot bestaat nu uit vegetaties van de midden kwelder (middendeel van raai III). Ca. 40 ha daarvan zal veranderen in vegetaties van de lage kwelder. De overige 60 ha. van deze zone langs de Oerdsloot blijft weliswaar de vegetatie van de midden kwelder behouden, maar er zal een verschuiving in de soortensamenstelling in de richting van soorten van de lage kwelder (bijvoorbeeld kweldergras) plaatsvinden.



Als laatste kan aan het uiteinde van de Oerdsloot en in de noordoostelijke hoek van het Nieuwlandsdijk een uitbreiding van de vegetaties van de midden kwelder worden verwacht op plaatsen waar nu nog vegetaties van de hoogste kwelder voorkomen (ca. 25 ha) (boveneind van raai III).

Op de smalle beweide kwelder tussen Het Oerd en het wad (raai IV) en de eveneens smalle, maar onbeweide kwelder tussen de Oerderduinen en het wad (raai VII) worden als gevolg van de hoge ligging en de steile helling slechts geringe veranderingen in de vegetatiezones verwacht. Dit sluit een verandering in de bijzondere samenstelling van de plantensoorten hier niet uit, maar die is mede afhankelijk van de waterhuishouding in de aangrenzende duinen. De buitengrens van de pionierzone verschuift ca. 10 m richting kwelder.

Op De Hon vinden we een meer geleidelijk van de duinen naar het wad aflopende kwelder. Daardoor zullen de vegetatiezones als gevolg van bodemdaling langzaam in de richting van de duinen gaan opschuiven. In de situatie met maximale bodemdaling (2005) neemt de kwelder aan de benedengrens met ongeveer 25 ha in omvang af, wat als hooggelegen wad terugkomt (raai VIII en benedeneind van raai IX). De pioniervegetatie en de vegetatie van de lage kwelder schuiven ongeveer 100 m op en houden dezelfde omvang als nu. De omvang van de midden kwelder vermindert uiteindelijk (boveneind van raai IX). De voorspelling voor De Hon heeft een globaal karakter: er zijn geen overvloedingskaarten beschikbaar en er vinden boven-dien grote natuurlijke veranderingen plaats.

5.3.2.2 Nieuwere inzichten

In de Integrale Bodemdalingstudie Waddenzee (Oost et al., 1998) wordt van een tijdelijk en gering tekort in de opslibbingsbalans in de orde van 5 cm in de kwelder-zone geen problemen verwacht voor het kwelderareaal, uitgezonderd de pionier-zone (Oost et al., 1998). Omdat voortgaande opslibbing en successie van de vegetatie een natuurlijke afname van de biodiversiteit tot gevolg heeft (veroudering, bijvoorbeeld door dominerantie van zoutmelde of kweek), kan een tijdelijk en gering opslibbingstekort in de midden en hoge kwelders zelfs gunstig worden beoordeeld. Daar staat tegenover dat veran-

deringen in hoogwaterniveaus in extreme gevallen deze rek in het systeem kunnen wegnemen (Figuur 5.21). Met andere woorden, een evenwicht in de opslib-bings-balans kan als streefwaarde worden gezien en een tijdelijk tekort van 5 cm in de opslibbingsbalans van de kwelderzone is de grenswaarde. Om de marge van 5 cm te kunnen gebruiken, wordt in de Integrale Bodemdalingstudie Waddenzee "monitoren met de hand aan de gaskraan" noodzakelijk geacht; een extreme stijging van het hoogwater-niveau gedurende meer dan 5 jaar kan de marge namelijk ook nodig hebben. Deze inzichten waren bij de start van de gaswinning onder Ameland in 1986 nog niet beschikbaar. Vandaar dat er op basis van de voorspelling van 1986 zonder meer wordt geproduceerd en gemonitord.

De monitoring van bodemdaling door gaswinning op Ameland is te beschouwen als het ultiem experiment over een lange termijn met veranderingen in de relatieve zeespiegel. Ook is er niet vaak de gelegenheid om voorspellingen van milieueffecten te toetsen. Uit de eerste tussenrapportage na acht jaar gaswinning (Eysink et al. 1995) is gebleken dat er nagenoeg geen effecten zijn opgetreden op de vegetatie van de kwelders, ondanks de voor een eilandkwelder aanzienlijke bodemdaling van 1 tot 2 cm per jaar. Zelfs op de 14 meetpunten, waarbij de hoogte in 1993 beneden de ondergrens van de betreffende vegetatiezone lag, kon slechts in een enkel geval een effect van bodemdaling op de vegetatie van de kwelder worden aangetoond. Op grond van gedetailleerde Alterra-monitoring kon dit worden verklaard door een opslibbing, die twee maal zo hoog was dan verwacht en mede door de waargenomen recente tendens van GHW-daling.

5.3.3 Methode kweldermonitoring

5.3.3.1 Vegetatie

Het vegetatieonderzoek van het IBN is op dezelfde wijze uitgevoerd als in 1986. Op de kwelders werden elke twee jaar (1989-1997) vegetatieopnamen gemaakt in ca. 50 pq's, gelegen in de transecten III, IV, VII, VIII en IX (Figuur 3.13), in navolging van de eerste vegetatieopname in 1986 (Dankers et al., 1987; Eysink et al., 1987). Toen zijn de pq's door RWS-Ameland ingemeten



(positie en hoogte). In 1989 zijn de pq's blijvend gemarkeerd door de NAM en Alterra en in de periode 1989 - 1993 is de hoogteligging van het maaiveld elke twee jaar, voorafgaande aan het opnemen van de pq's, opgenomen door de NAM.

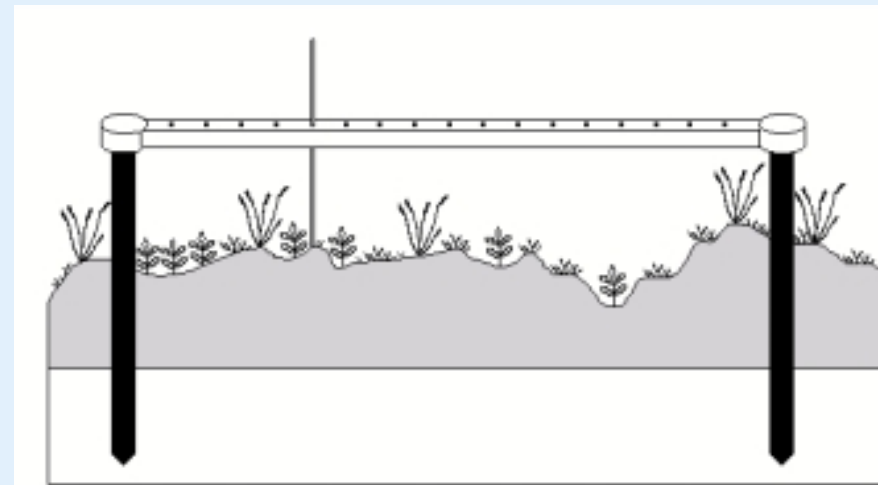
De classificatiemethode voor de vegetatietypen is gezamenlijk door Alterra en RWS vast-gesteld (Dijkema & Bossinade, 1990; De Jong et al., 1998) en is gegeven in Appendix 3. Vegetatieveranderingen worden evenals in 1995 weergegeven als veranderingen in vegetatietype. Om veranderingen eerder en beter zichtbaar te maken, wordt in Paragraaf 5.3.5 als nieuwe methode het procentuele aandeel van de soortengroepen grafisch weergegeven. Soortengroepen zijn de plantensoorten die ten grondslag liggen aan de vegetatieclassificatie in het computerprogramma SALT97. In Appendix 3 staan deze soortengroepen weergegeven en is ook een koppeling gemaakt met 'De vegetatie van Nederland' (Westhoff et al. 1998).

5.3.3.2 Opslibbing

De opslibbing op de kwelders in de transecten III, IV, VII, VIII en IX (Figuur 3.13) is door Alterra aan de hand van meerdere gegevensbronnen met elkaar vergeleken:

- (a) t.o.v. de plastic pq-verklikkerpalen,
- (b) opslibbing boven de verzonken stalen pq-merken,
- (c) opslibbing boven de verzonken stalen WL-platen,
- (d) waterpassingen van het maaiveld van 1986-1993, gecorrigeerd voor bodemdaling, en
- (e) vanaf 1993/95 metingen met de Sedimentation Erosion Bar (SEB).

Alterra heeft de afgelopen 6 jaar in verschillende kwelders een SEB-meetnet opgebouwd. SEB-metingen zaten niet in de opdracht voor de monitoring op Ameland. Voor SEB-metingen werden per pq twee kunststof palen in de bodem geslagen tot in de zandlaag en waterpas gesteld. Op Ameland werden daarvoor de in 1989 geplaatste pq-palen gebruikt. Van de palen is de hoogte ten opzichte van NAP bepaald. Op deze palen wordt voor een meting de SEB geplaatst, een 2 m lange aluminium balk met 17 gaten (Figuur 5.22). Met behulp van een meetstok wordt met een nauwkeurigheid van 1 mm in



Figuur 5.22 Sedimentation Erosion Bar (SEB)

deze 17 vaste gaten de bodemhoogte bepaald. Door verschillende metingen in een jaar te verrichten kan worden vastge-steld of erosie/inklink of opslibbing heeft plaatsgevonden. Omdat de hoogte van de pq-palen tweejaarlijks door de meetploeg van de NAM opnieuw werd ingemeten, kon met de SEB-metingen tevens de absolute hoogte van het maaiveld ten opzichte van NAP worden berekend, dus inclusief de effecten van opslibbing en bodemdaling (periode 1995-1999).

Meerdere SEB-metingen per jaar zijn beschikbaar van raai III op het Nieuwlandsrijd vanaf mei 1993 en van verschillende referentiegebieden (Peazemerlannen en verschillende locaties in de kwelderwerken). De overige kwelderraaie op Ameland zijn niet in het SEB-meetnet van Alterra opgenomen. Daar werd vanaf 1995 tijdens de vegetatieopnamen tweejaarlijks een SEB-meting gedaan.



Tabel 5.2 Procedures voor het berekenen van maaiveldhoogtes 1986-1993

- Berekening 'maaiveld PQ' 1989:
$$H_{mv1989} = H_{merk1988} - 1/3(H_{merk1988} - H_{merk1991}) + (H_{mv1991} - H_{merk1991}) - (H_{pq1991} - H_{pq1989})$$
- 'Maaiveld zonder ops' is de gecumuleerde bodemdaling door referentie maaiveld PQ 1986:
$$D_{mv,j} = H_{mv1986} - D_{t,j}$$
- Gemeten opslibbing boven pq-merk (1989 is gewist, omdat die al berekend was uit de daling van het pq-merk en 1991 is op 0 gesteld:
$$O_{merk,j} = H_{mv,j} - H_{merk,j}$$
- Berekende opslibbing:
$$O_{ber,j} = H_{mv,j} - D_{mv,j}$$
- Correctie 'maaiveld PQ' 1986; 1986 is door RWS gemeten aan de hand van een voorlopige pq-markering. 1988 - 1993 is door de NAM gemeten aan de hand van een vaste en dubbele pq-markering. In het beweide gebied (raaien III en IV) was door beschadiging van de voorlopige markering de ligging van de pq's in 1988-1993 niet exact gelijk aan die in 1986. Dat bleek uit een onwaarschijnlijk verloop van H_{mv} en O_{ber} (maar niet uit de vegetatiesamenstelling). In 12 gevallen is daarom als volgt een standaardcorrectie doorgevoerd (aangegeven in de kop van de figuur), uitgaande van de veronderstelling dat de lijnen H_{merk} en D_{mv} parallel behoren te lopen:
 - de lijn 'daling pq-merk' doortrekken naar 1986:
$$H_{merk1986} = H_{merk1988} + (D_{t1988} - D_{t1986})$$
 - reconstructie 'maaiveld PQ' 1986:
$$H_{mv1986} = H_{merk1986} + (H_{mv1991} - H_{merk1991}) - 2(H_{pq1991} - H_{pq1989})$$

met:

- $H_{mv,j}$ = 'maaiveld PQ' in jaar j
- $H_{merk,j}$ = 'daling pq-merk' in jaar j (verzonken stalen paal)
- $H_{pq,j}$ = 'opslibbing pq-paal' in jaar j (recycled plastic verklikkerpalen)
- $D_{mv,j}$ = 'bodemdaling' in jaar j (= maaiveld zonder opslibbing)
- O_{merk} = 'opslibbing pq-merk' in jaar j (= gemeten opslibbing boven verzonken stalen paal)
- $O_{ber,j}$ = 'berekende opslibbing' in jaar j
- $D_{t,j}$ = 'totale bodemdaling in jaar j, per raai afgeleid uit de NAM-nauwkeurigheidswaterpassingen

Tabel 5.3 Procedure voor het berekenen van maaiveldhoogtes 1993-1999 op basis van SEB metingen, (vervolg op Tabel 5.2)

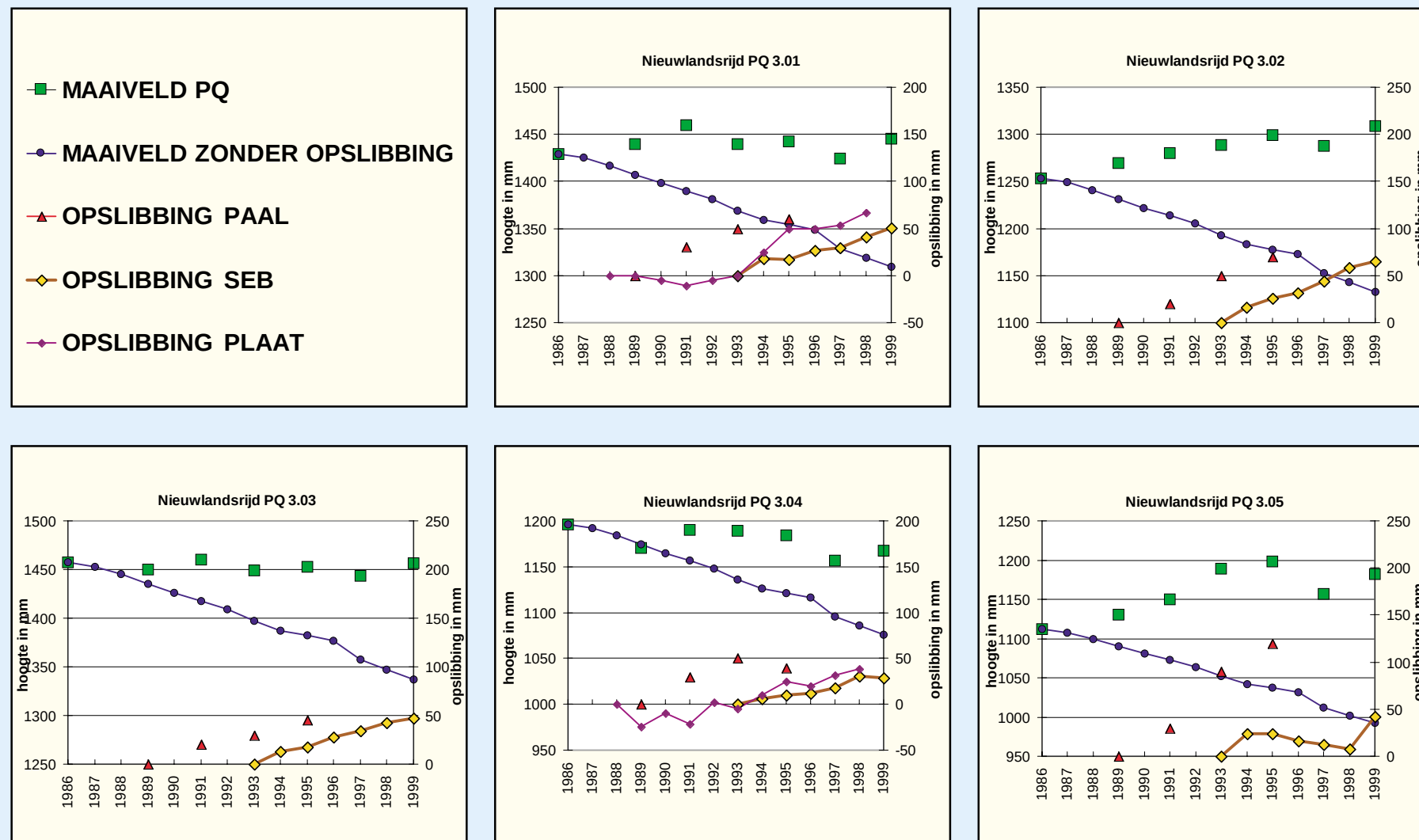
- Berekende opslibbing verwijderd
- SEB-metingen van de opslibbing toevoegen (O_{seb}), eerste meting (1993/95) op O gesteld, verder cumulatief)
- maaiveld pq ($H_{mv,j}$) gemeten t/m 1993 = 1 waterpassing in pq = kans op fouten
- maaiveld SEB gemeten vanaf 1993/95 = 17 SEB-metingen naast pq:
$$H_{mvseb,j} = H_{bovenkant\ pq-paal,j} - O_{seb,j} - 150\ mm$$
- maaiveld SEB berekend voor 1993-1999:
$$H_{mvseb,j} = H_{mvseb,1995} - O_{seb,1995-j} + D_{1995-j}$$
- Op grond van 'passing' is de aansluiting van H_{mvseb} op H_{mv} in 1993 gemaakt, behalve in 1991 voor de pq's 3.2 t/m 3.8.

5.3.3.3 Gegevensbeheer

Alle basisgegevens staan in Excel-bestanden en zijn in het Alterra vegetatieprogramma TURBOVEG ingevoerd. De procedures voor het berekenen van de maaiveldhoogtes staan in Tabel 5.2 en 5.3. De op basis van deze procedure getekende basisfiguren staan in Figuur 5.23a-f. Deze basisgegevens worden in paragraaf 5.3.4 besproken.

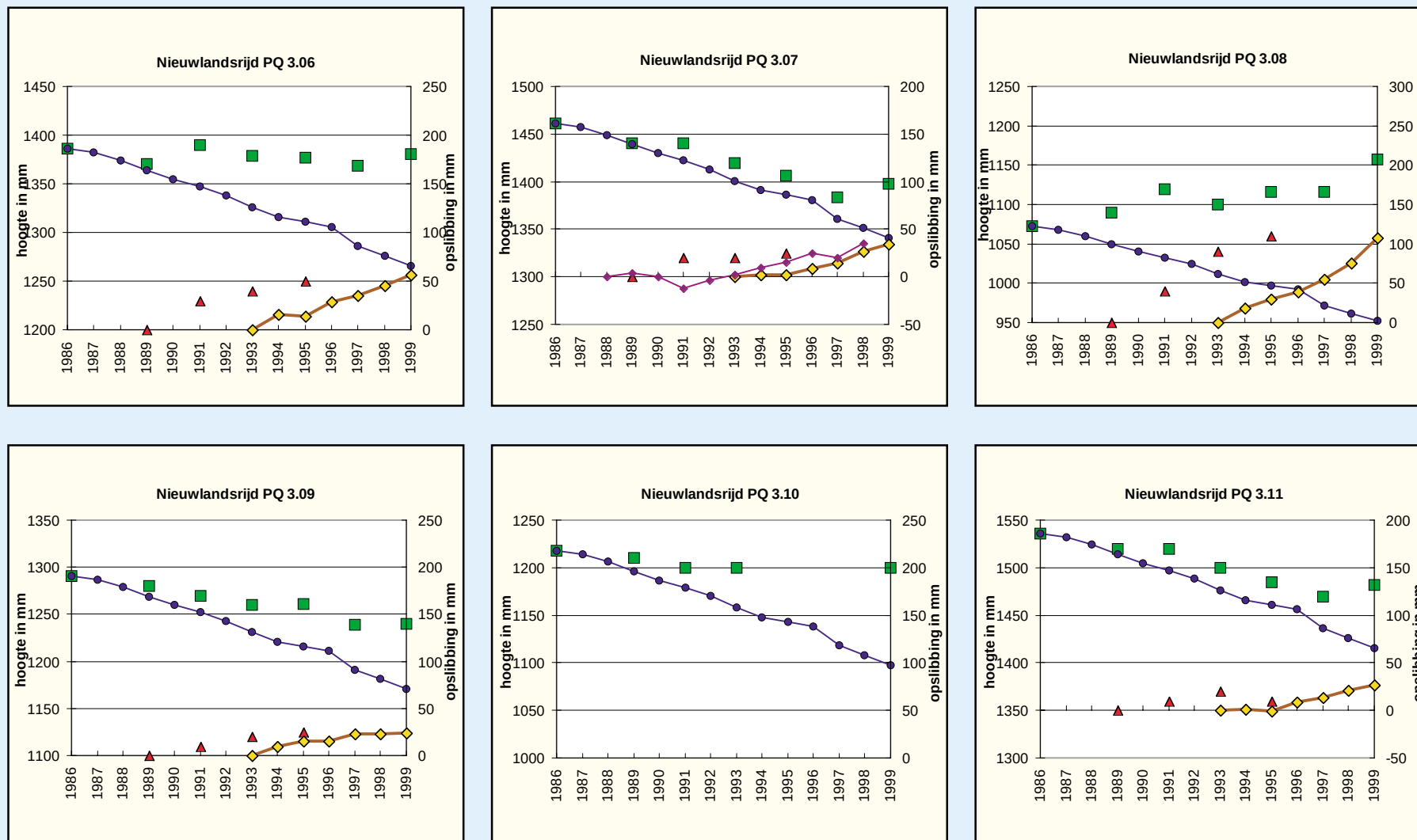


Figuur 5.23a Basisfiguren voor bodemdaling en opslibbing in de periode 1988-1999



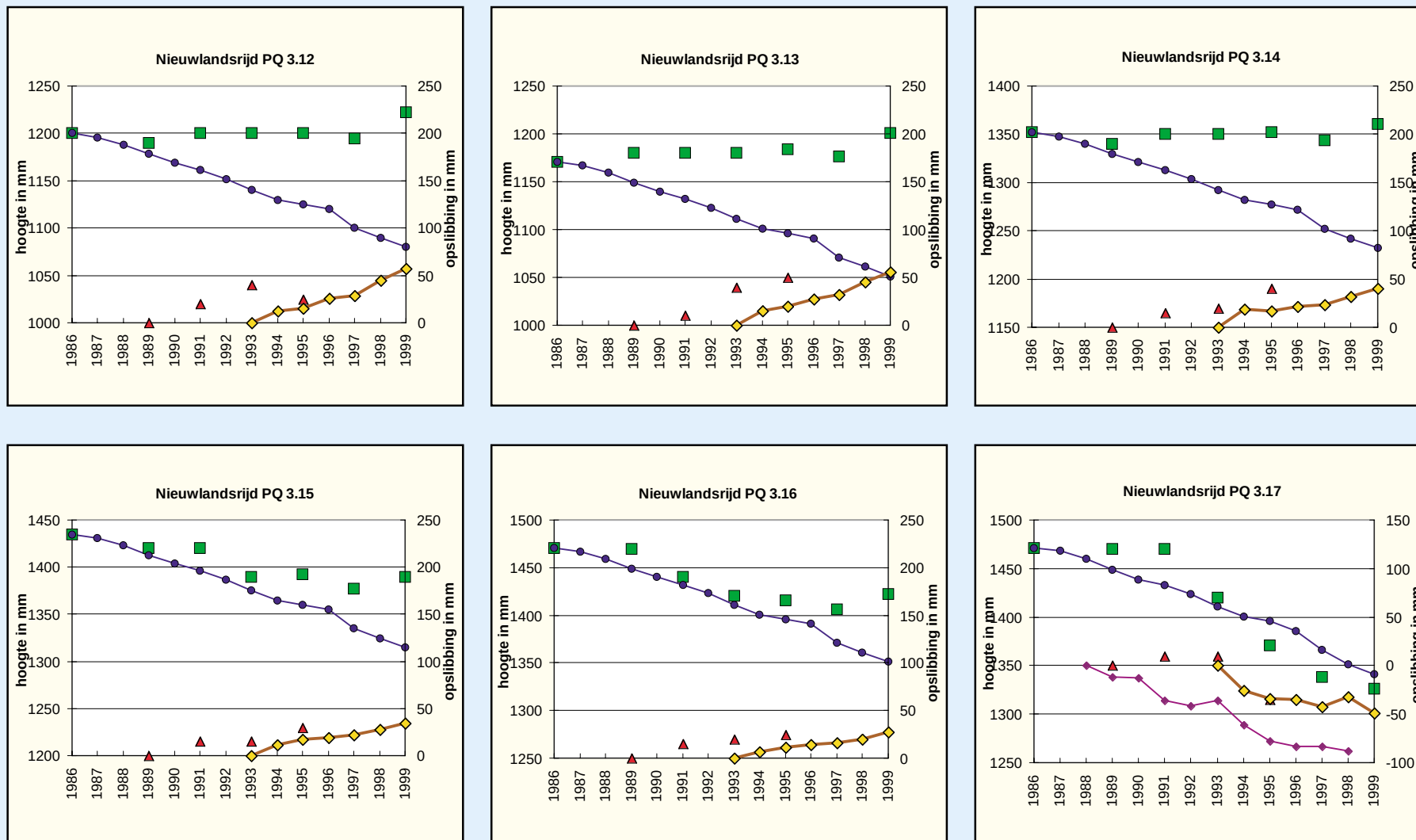


Figuur 5.23b Basisfiguren voor bodemdaling en opslibbing in de periode 1988-1999



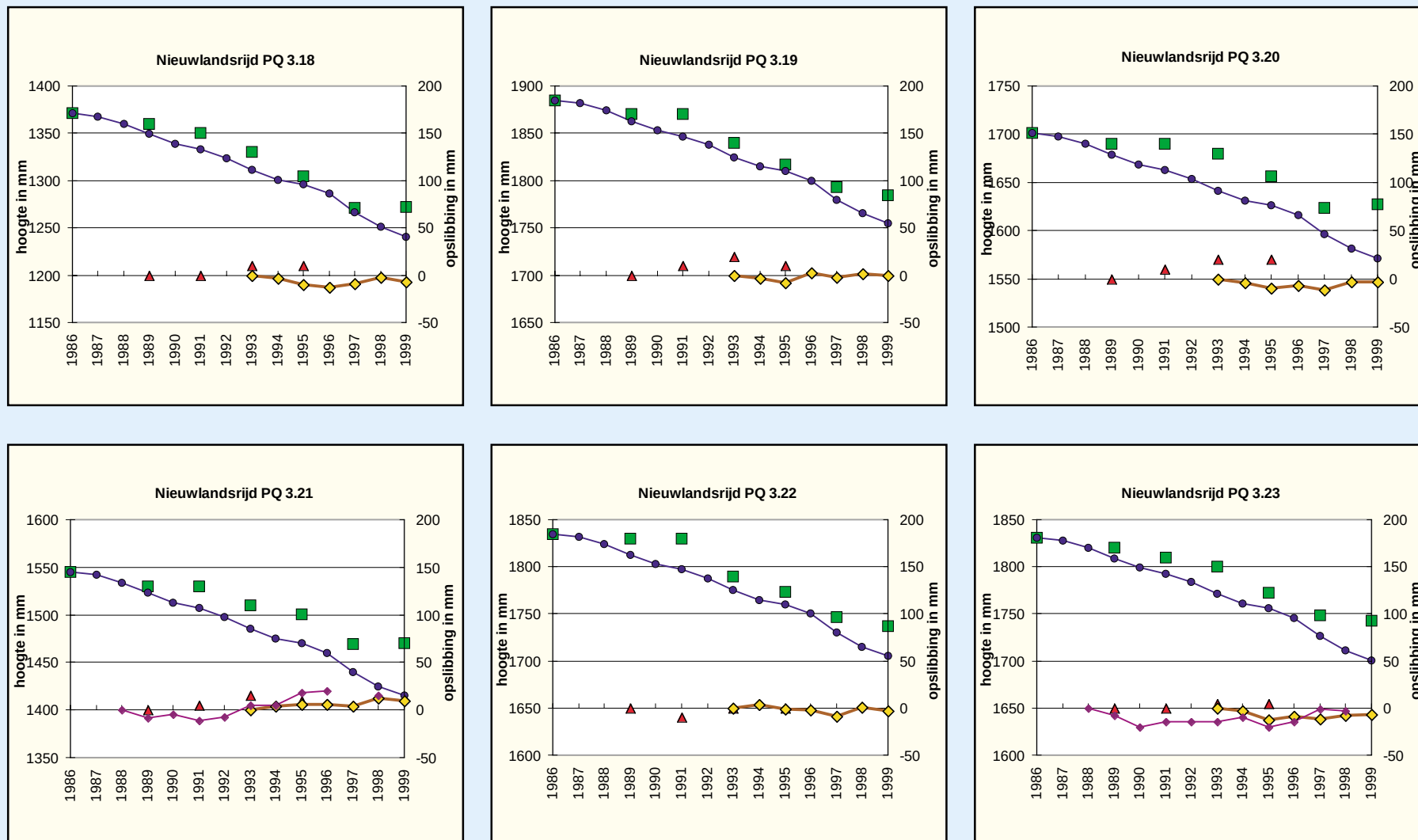


Figuur 5.23c Basisfiguren voor bodemdaling en opslibbing in de periode 1988-1999



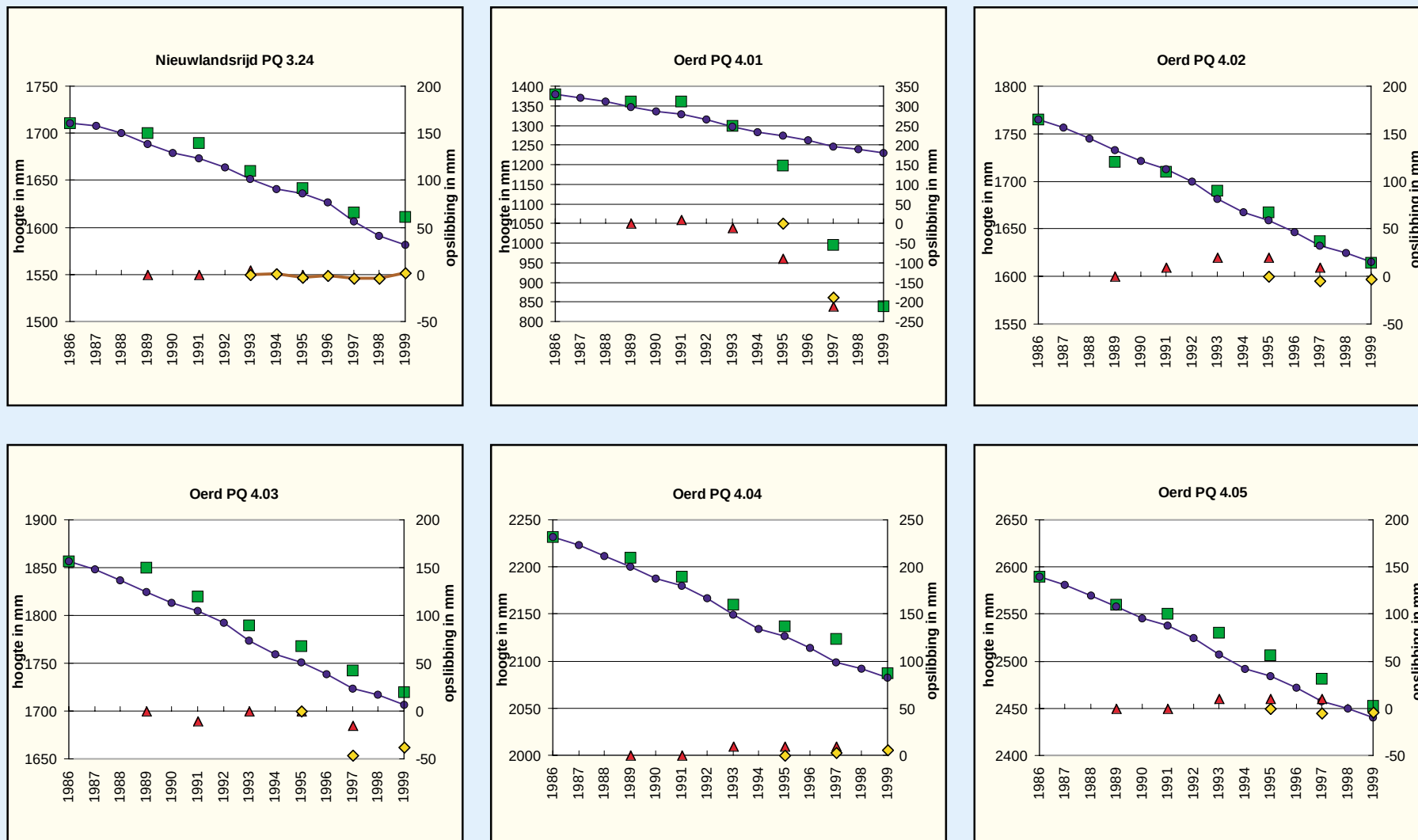


Figuur 5.23d Basisfiguren voor bodemdaling en opslibbing in de periode 1988-1999



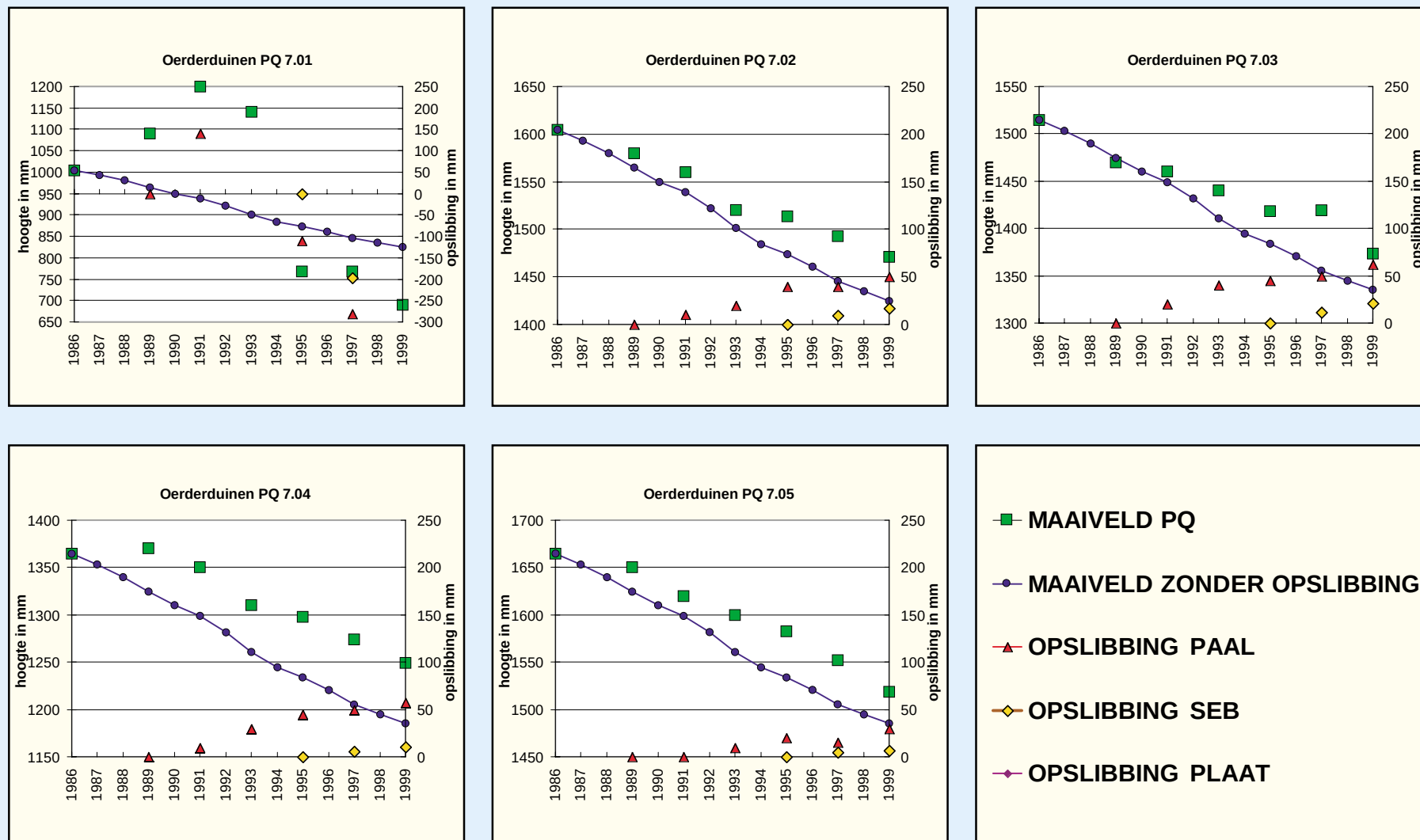


Figuur 5.23e Basisfiguren voor bodemdaling en opslibbing in de periode 1988-1999



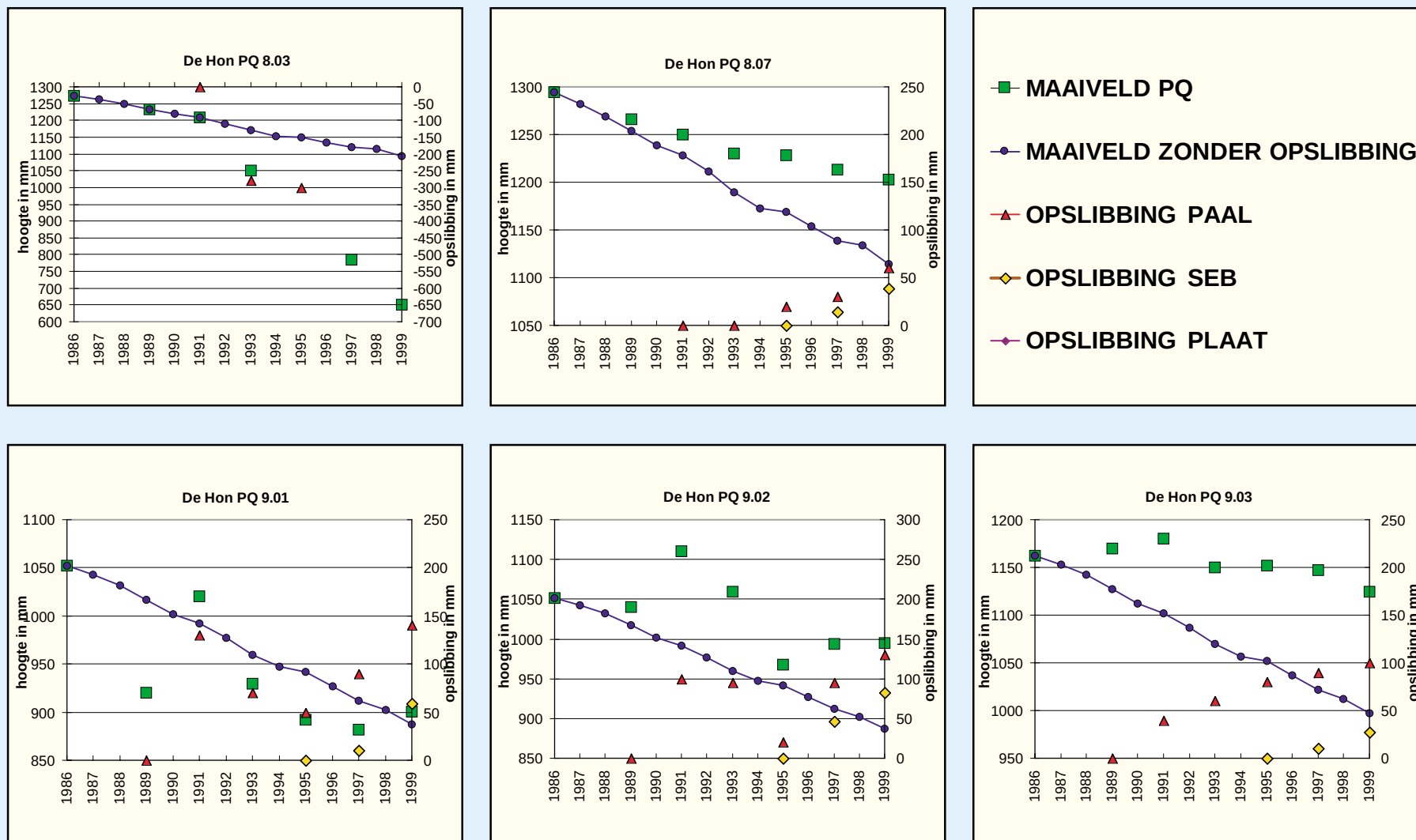


Figuur 5.23f Basisfiguren voor bodemdaling en opslibbing in de periode 1988-1999



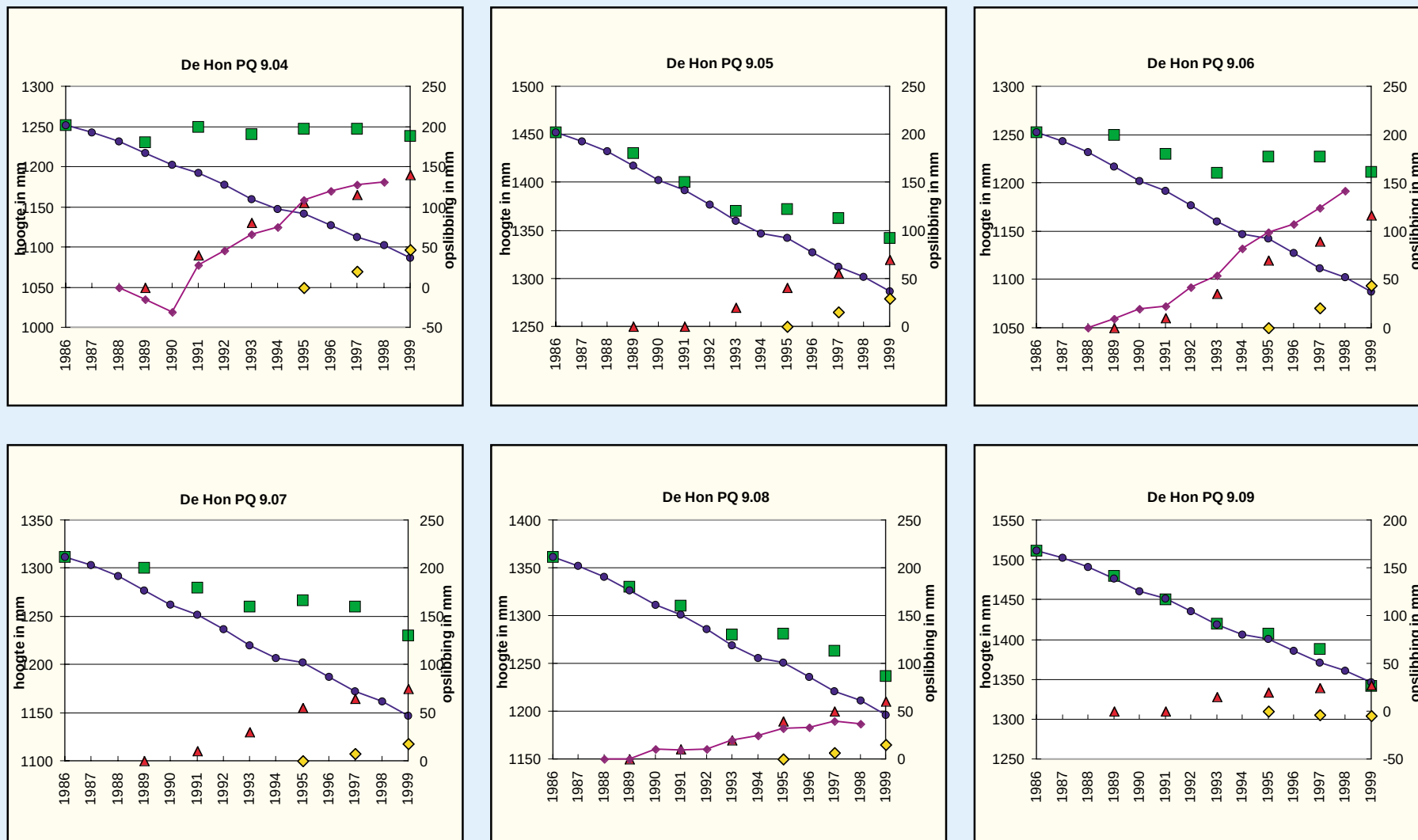


Figuur 5.23g Basisfiguren voor bodemdaling en opslibbing in de periode 1988-1999



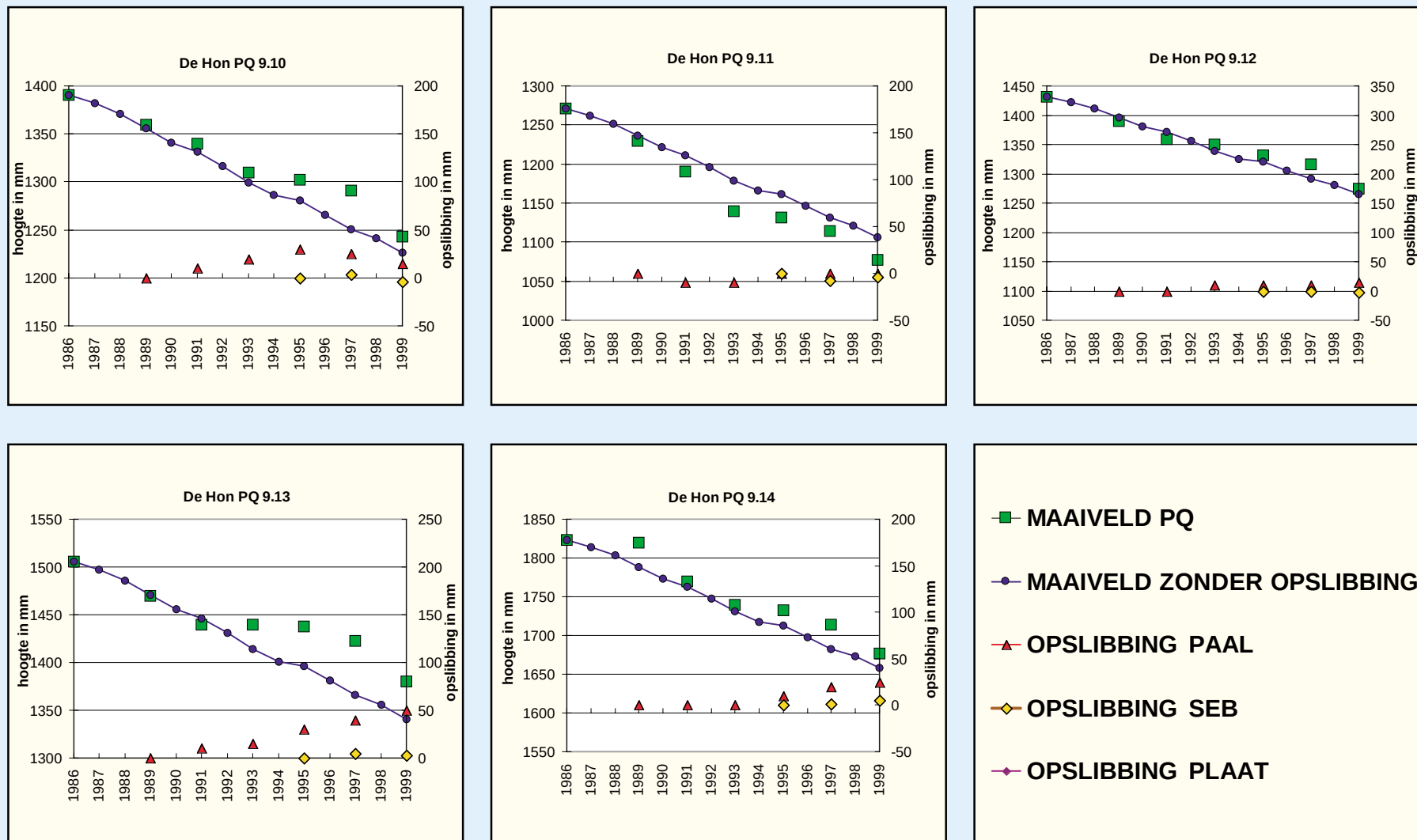


Figuur 5.23h Basisfiguren voor bodemdaling en opslibbing in de periode 1988-1999





Figuur 5.23i Basisfiguren voor bodemdaling en opslibbing in de periode 1988-1999





5.3.4 Veranderingen in hoogte en vegetatie

5.3.4.1 Opslibbingsbalans

Om de effecten van bodemdaling op kwelders te kunnen beoordelen is de opslibbingsbalans de cruciale factor. De opslibbingsbalans is het verschil tussen opslibbing (gemeten inclusief inklink) en bodemdaling (eventueel gecumuleerd met zeespiegelstijging). Er zijn effecten van bodemdaling te verwachten, indien de opslibbingsbalans negatief is. Uit de studies op Ameland en in de Peazemerlanden is gebleken dat naast de opslibbingsbalans rekening moet worden gehouden met de positie van een bepaalde plek in de hoogtezoning. Meestal zit de plek niet op de ondergrens, zodat er rek in het systeem zit. Indien de kwelder een eenvoudige morfologische opbouw op een gelijkmatige helling heeft, dan is te verwachten dat een langdurige en grote verandering van de opslibbingsbalans op termijn is te vertalen in meters aangroei of terugtrekking van de kweldervegetatie. De negatieve effecten van de extreme GHW-stijging tussen 1976 en 1983 op het kwelderareaal in de kwelderwerken onderbouwen dit uitgangspunt (Dijkema et al., 1990).

Zoals in Paragraaf 5.3.2.2 is uitgelegd worden van een tijdelijk en gering tekort in de opslibbingsbalans (in de orde van 5 cm) geen problemen met het kwelderareaal verwacht. Andere factoren, zoals de jaar-op-jaar schommelingen in GHW en neer-slag (resultierend in een afwijkend verloop van de overvloedingsfrequenties en saliniteit van de bodem) en de snelheid waarmee de krekken water kunnen afvoeren, kunnen zowel negatief als positief uitpakken (Paragraaf 5.3.5). Deze factoren behoren een rol te spelen bij de beoordeling van de resultaten van een monitoringsysteem.

In Figuur 5.23 zijn alle relevante gegevens met betrekking tot de maaiveldhoogte, bodemdaling en opslibbing per pq weergegeven. De belangrijkste lijnen zijn 'maaiveld PQ' en 'maaiveld zonder opslibbing' (= gecumuleerde bodemdaling door referentie maaiveld PQ 1986). 'Maaiveld PQ' is het niveau waarop de vegetatie van overvloedingen blootstaat. 'Maaiveld zonder opslibbing' (= gecumuleerde bodemdaling) is de hypothetische maaiveldhoogte indien er geen opslibbing zou hebben plaatsgevonden. Het verschil tussen

beide lijnen wordt veroorzaakt door opslibbing (of eventueel erosie). De opslibbing is rechtstreeks met meerdere methoden gemeten. In Figuur 5.23 is dus de opslibbingsbalans af te lezen. Die is in evenwicht indien de lijn 'maaiveld PQ' horizontaal verloopt.

Voor een juiste interpretatie van Figuur 5.23 is het nodig om enig inzicht in de nauwkeurigheid van de gegevens te hebben. 'Opslibbing paal' is alleen van lokale SEB metingen op vaste PQ palen afhankelijk en die meting is nauwkeurig op 1-2 mm. 'Opslibbing paal' en 'opslibbing plaat' zijn minder goed en daarom verlopen deze drie waarden vaak niet evenwijdig. 'Maaiveld PQ' is zowel van de nauwkeurige SEB metingen als van een waterpassing afhankelijk. De bodemdaling moet over grote afstand naar de vaste PQ palen worden gewaterpast. Omdat de nauwkeurigheid daarvan 1-2 cm is hoeven kleine schommelingen van de groene blokjes 'maaiveld PQ' dus geen betekenis te hebben. Uit Figuur 5.23 blijkt dat de opslibbingsbalans in de lage kwelder meestal positief is, in de pionierzone vaker negatief en in de midden en hoge kwelder vrijwel altijd negatief. De verwachting uit de effectenprognose van 1986, dat de opslibbing op Ameland de bodemdaling niet zou kunnen bijhouden, klopt meestal (zie paragraaf 5.3.2.1).

De opslibbingsgegevens van Figuur 5.23 zijn in Tabel 5.4 gemiddeld, gegroepeerd per kwelderzone. De gemeten opslibbing in de pionierzone en de lage kwelder blijkt hoog te zijn, op het niveau van de bovenwaarde van de in 1986 geschatte range (3-8 mm opslibbing per jaar voor de lage kwelder; Eysink et al, 1987).

Tabel 5.4 Gemiddelde opslibbing (in mm/j) en de opslibbingsbalans voor de kwelderzones op Ameland. Vergeleken voor de periode van het tussenrapport (1986-1993), voor de periode daarna tot de laatste vegetatieopname (1993-1997) en recent (1993-1999)

Periode	pionierzone	lage kwelder	midden kwelder	hoge kwelder
1986-1993	14	8	5	2
1993-1997	5	7	3	-1
1997-1999	8	8	3	1

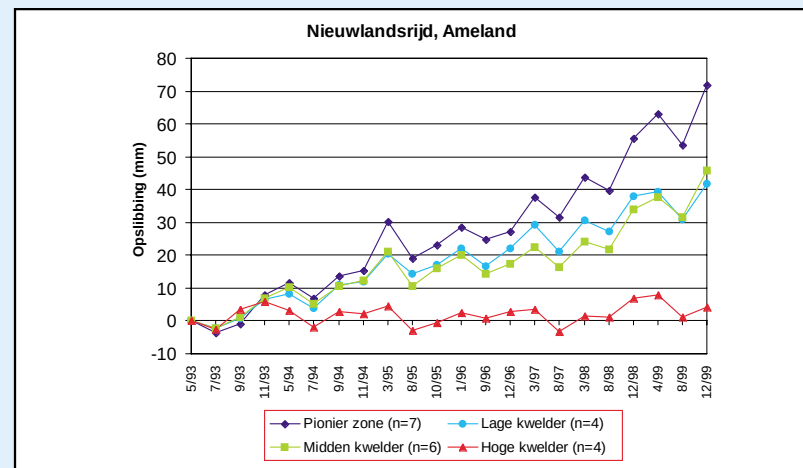


De opslibbing in de midden- en hoge kwelder is, zoals gebruikelijk, veel minder dan in de lage kwelder. Vooral opvallend in de metingen is dat de opslibbing nogal afneemt met de afstand tot het wad (de hogere pq-nummers in de raaien; Figuur 5.23).

5.3.4.2 Seizoensfluctuaties in maaiveldhoogte

SEB-metingen geven een beeld van de seizoensfluctuaties in de opslibbing. Die kunnen een deel van de jaarlijkse veranderingen in bodemhoogte verklaren (Figuur 5.24). Onder invloed van waterverlies en waterabsorptie kunnen oude (=gerijpte) kleiige bodems door krimp en zwelling een variatie van 3-4 cm in bodemhoogte vertonen (Veenstra, 1965; De Glopper, 1973). De mate van fluctuatie hangt sterk samen met de hoeveelheid neerslag en dus het vochtgehalte van de bodem. Bij een binnendijkse, uitgerijpte bodem is de zomerse inklink (vrijwel) geheel reversibel (pers. comm. De Glopper, 1997). Figuur 5.24 toont het volgende beeld van de maaiveldveranderingen:

- In alle zomers is er op het Nieuwlandsrijd in mindere of meerdere mate inklink geweest. Herstel trad meestal vrij snel op in de herfst door zwelling als gevolg van neerslag of overvloeding.
- De weersomstandigheden in 1995 en 1999 waren vrij uitzonderlijk: een warme zomer met sterke krimp van de bodem door uitdroging (tot circa 2 cm in de referentiegebieden).
- De winter van 1995/1996 was ook al uitzonderlijk: de Waddenzee was gedurende lange tijd met ijs bedekt en de wind kwam vrijwel uitsluitend uit het oosten, waardoor er nauwelijks overvloedingen (en zeker geen stormtijden) plaatsvonden. Bovendien was de neerslag ook nog eens gering. Vandaar dat gedurende 1995 in plaats van opslibbing soms een daling van het bodemniveau op het Nieuwlandsrijd is gemeten.
- In alle jaren is de winter voor opslibbing de belangrijkste periode, waarbij de winter 1998/99 een bijzonder hoge opslibbing liet zien. Dat was ook bij de SEB-metingen van Alterra in alle referentiegebieden het geval.



Figuur 5.24 Overzicht van de SEB-metingen in raai III op Nieuwlandsrijd (gemiddelde waarde per zone)

Conclusie:

De uitzonderlijke weersomstandigheden van 1995/96 verklaren de lagere gemiddelde opslibbing op Ameland in het tweede deel van de monitoring. De winter 1998/99 had een buitengewoon hoge opslibbing (gevolgd door weer een warme zomer met sterke krimp), waardoor de gemiddelde opslibbing recent hoger is dan in de verslagperiode van deze studie (Tabel 5.4



Tabel 5.5 Ondergrenzen van de vegetatiezones op Ameland, in cm; op basis van de effectenprognose in Dankers et al. 1987; WL-rapport H114 en voor zone 3 + 4 verbeterd. (GHWL = trendwaarde GHW 1990, berekend uit de periode 1963-1992 = NAP + 105 cm)

zone	vegetatie	t.o.v. GHWL	t.o.v. NAP
1	pre-pionier (Qi, Si)	- 23	+ 82
2	pionierzone (S, S5, Q,U)	- 19	+ 86
3+4	pre-laag (P)	+ 7	+ 112
	lage zone (L, overige P-typen)	+ 16	+ 121
	midden (onbeweid)	+ 31	+ 136
	midden (beweid) + hoge zone	+ 41	+ 146

5.3.4.3 Vegetatiezones

Het uitgangspunt van de opslibbingsbalans houdt in dat bij onvoldoende compensatie van de bodemdaling door opslibbing (dus een negatieve opslibbingsbalans = daling van het maaiveld) de vegetatie kan veranderen.

Daarbij gelden de volgende voorwaarden:

1. De opslibbingsbalans mag tijdelijk 5 cm negatief zijn (= grenswaarde).
2. De vegetatie verandert pas indien het maaiveld door een bepaalde ondergrens van de betreffende vegetatiezone zakt (Tabel 5.5 op basis van de maaiveldmetingen op Ameland in de ongestoorde situatie in 1986).
3. Voorlopig uitgangspunt is dat getijhoogtes, ontwatering en weer niet veranderen (die komen in paragraaf 5.3.5 apart aan de orde).

Ondanks de vaak negatieve opslibbingsbalans zakt het maaiveld lang niet altijd onder de ondergrens van de betreffende vegetatiezone (Figuur 5.23, Tabel 5.6). Is dat wel het geval dan ligt het pq in de gevarezone:

- In de pionierzone blijft de hoogte op 2 pq's met kliferosie na overal voldoende.
- In de lage kwelder neemt het aantal pq's dat onder de ondergrens ligt toe naar 10% in 1997; daarboven is één pq met kliferosie onder de ondergrens gezakt.
- In de middenkwelder is de toename van het aantal pq's dat onder de ondergrens ligt van 12% in 1986 naar 50% in 1997; daarboven is één pq door vertrapping door koeien onder de ondergrens gezakt.
- In de hoge kwelder blijft de hoogte overal boven de ondergrens van deze zone.

Samengevat ligt in 1986 in 2 pq's de hoogte beneden de ondergrens van de betreffende vegetatiezone, in 1993 is dat toegenomen tot 9 pq's (waaronder 1 pq met vertrapping door koeien) en in 1997 tot 12 pq's. De toename tussen 1993 en 1997 is door de 3 pq's met kliferosie veroorzaakt. Kliferosie is een natuurlijk proces in kwelders, dat in de gegeven situatie op Ameland ook zonder bodemdaling zou zijn opgetreden (zie Paragraaf 5.4).

Conclusie

Ondanks de vaak negatieve opslibbingsbalans zakt het maaiveld lang niet altijd tot onder de ondergrens van de betreffende vegetatiezone. Is dat wel het geval, dan vond de zakking tot onder de ondergrenzen van de vegetatiezones vooral in de periode 1986-1993 plaats en nam daarna verder toe. Vooral de midden kwelder wordt beïnvloed, omdat daar de opslibbingsbalans meestal negatief is.



Tabel 5.6 Samenvatting van de opslibbingsbalans van de kwelder-pq's (uit Figuur 5.23; verandering < 50 mm =, op basis van de grenswaarde in paragraaf 5.3.2.2), de hoogteligging t.o.v. de ondergrens van de betreffende kwelderzone (Tabel 5.5), de verwachte regressie van de vegetatie (Dankers et al. 1987; de classificatie van Dijkema & Bossinade 1990 is aangehouden, omdat daar in 1986 mee is voorspeld) en de werkelijk opgetreden veranderingen (Figuur 5.25). Opslibbing = gemiddelde periode 1986-1997.

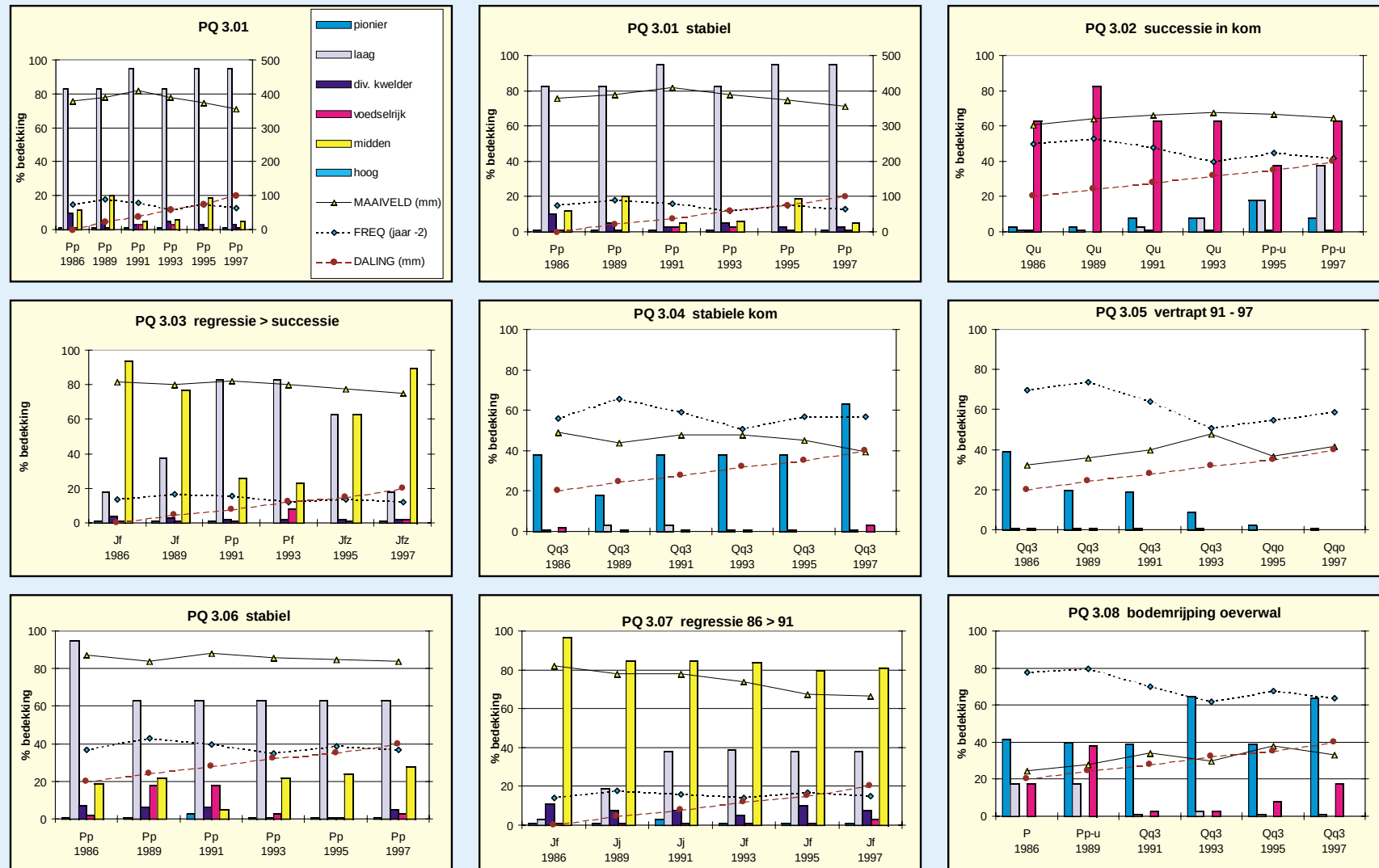
zone	pq	opslibbingsbalans in periode 1986-1997 t.o.v. grenswaarde	hoogte t.o.v. ondergrens 1997	verwachte regressie 2005	opgetreden veranderingen 1997
1 pionier gem. opsl. 8 mm/j	3.2	+ v.a. 1995	+	geen	successie
	3.4	=	+	geen	stabiël
	3.5	=	+	geen	vertrapt 91 ? 97
	3.8	=	+	geen	bodemrijping
	3.9	-- v.a. 1997	+	geen	stabiël
	3.10	=	+	geen	bodemrijping
	3.12	=	+	geen	bodemrijping
	3.13	=	+	geen	stabiël
	3.18	-- v.a. 1995	+	geen	vertrapt
	7.1	-- v.a. 1995	-- v.a. 1995	geen	kliferosie
	7.4	-- v.a. 1993	+	? Pp	regr. v.a. 86, kom
	8.3	-- v.a. 1991	-- v.a. 1997	? Q	kliferosie
2 lage kwelder gem. opsl. 7 mm/j	9.1	-- v.a. 1993	+	? Qi	regr. ? succ.
	9.2	-- v.a. 1995	+	? Qi	stabiël
	3.1	=	+	? Pp	stabiël
	3.6	=	+	? Pp	stabiël
	3.14	=	+	geen	stabiël
	3.15	-- v.a. 1997	+	geen	successie 89 ? 97
	4.1	-- v.a. 1993	-- v.a. 1995	geen	kliferosie
	8.7	-- v.a. 1993	+	? Q	veroudering
	9.3	=	+	? Q	stabiël
	9.4	=	+	? Q	stabiël
	9.6	=	+	? Q	successie
	9.11	-- v.a. 1991	-- v.a. 1991	? Q	regr. v.a. 91, kreek

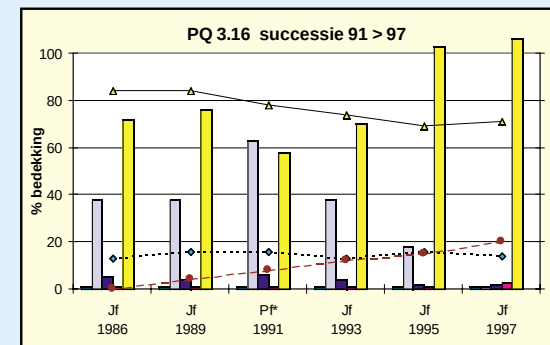
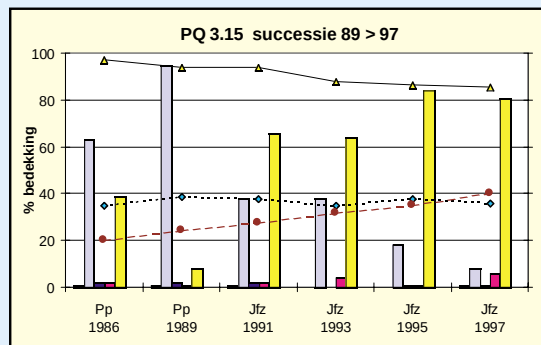
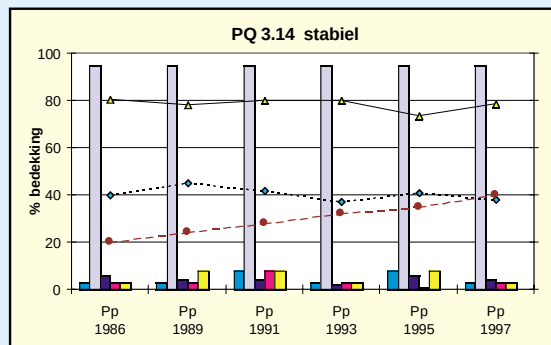
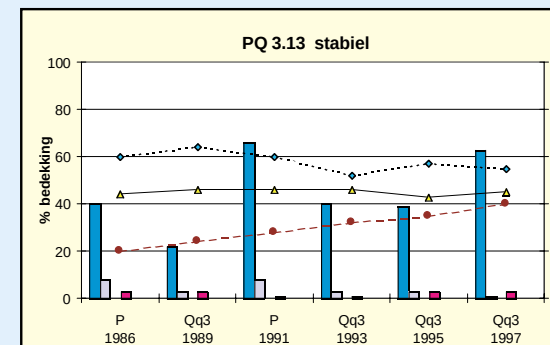
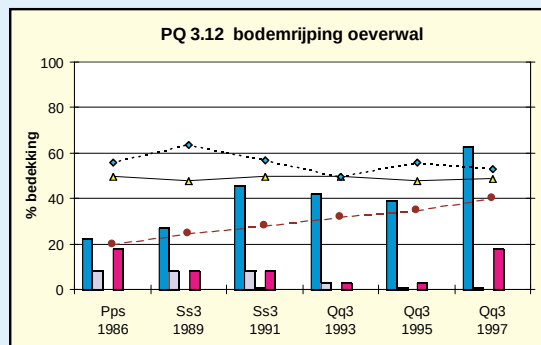
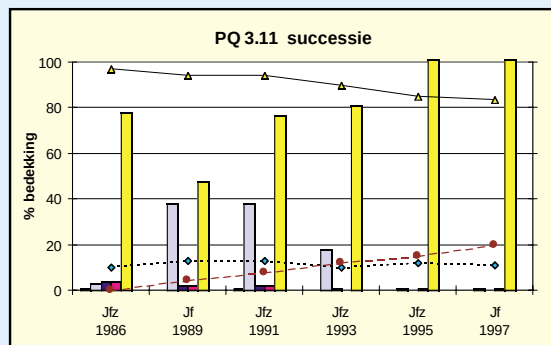
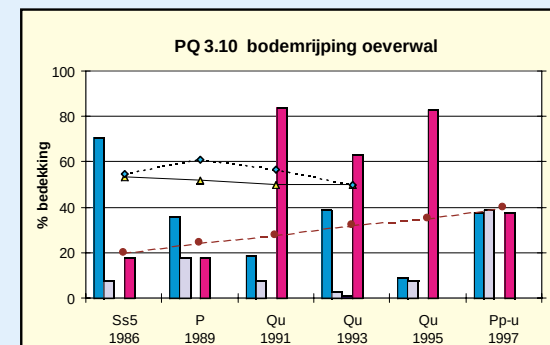
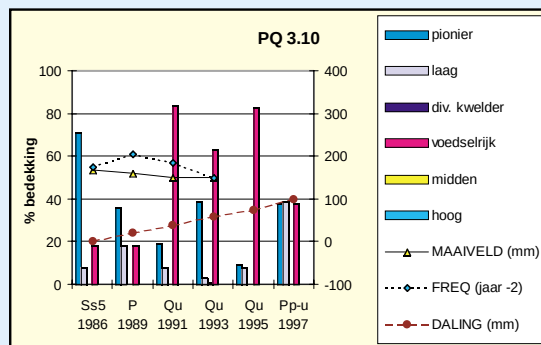
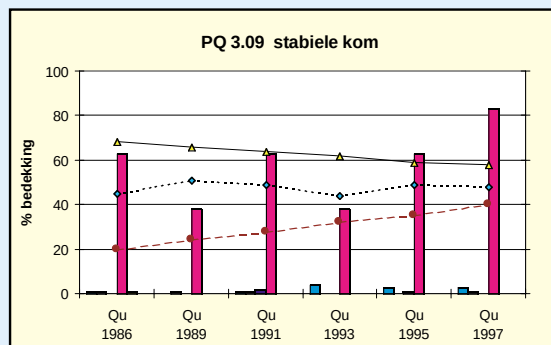
zone	pq	opslibbingsbalans in periode 1986-1997 t.o.v. grenswaarde	hoogte t.o.v. ondergrens 1997	verwachte regressie 2005	opgetreden veranderingen 1997
3 midden- kwelder gem. opsl. 4 mm/j	3.3	=	-- v.a. 1986	? Pp	regr. ? succ.
	3.7	-- v.a. 1995	-- v.a. 1989	? Pp	regressie 86 ? 91
	3.11	-- v.a. 1995	+	geen	successie
	3.16	-- v.a. 1993	-- v.a. 1991	? Pp	successie 89 ? 97
	3.17	-- v.a. 1993	-- v.a. 1993	? Ft/Pj	vertrapt 93 ? 97
	3.20	-- v.a. 1997	+	geen	veroudering
	3.21	-- v.a. 1997	+	? Ft/Pj	veroudering
	4.2	-- v.a. 1991	+	? Ft/Pj	stabiël
	7.3	-- v.a. 1991	+	? JI	regr. ? succ.
	9.5	-- v.a. 1991	+	? JI	stabiël
	9.7	-- v.a. 1993	-- v.a. 1986	? Q	regressie 95 ? 97
	9.8	-- v.a. 1991	-- v.a. 1989	? PI	regressie 86 ? 97
	9.9	-- v.a. 1991	+	? JI	regressie 95 ? 97
	9.10	-- v.a. 1991	-- v.a. 1989	? PI	verjonging 93 ? 97
4 hoge kwelder gem. opsl. 1 mm/j	9.12	-- v.a. 1991	-- v.a. 1993	? PI	verjonging 89 ? 97
	9.13	-- v.a. 1991	+	? JI	veroudering
	3.19	-- v.a. 1995	+	geen	veroudering
	3.22	-- v.a. 1995	+	geen	verjonging
	3.23	-- v.a. 1995	+	geen	stabiël
	3.24	-- v.a. 1993	+	geen	regressie 86 ? 91
	4.3	-- v.a. 1993	+	geen	regressie 86 ? 91
	4.4	-- v.a. 1993	+	geen	stabiël
	7.2	-- v.a. 1993	+	geen	stabiël
	7.5	-- v.a. 1993	+	geen	veroudering
	9.14	-- v.a. 1993	+	geen	veroudering

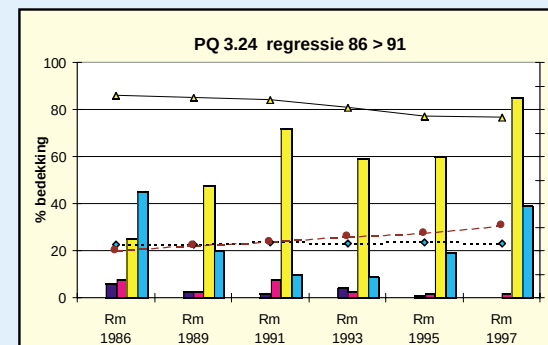
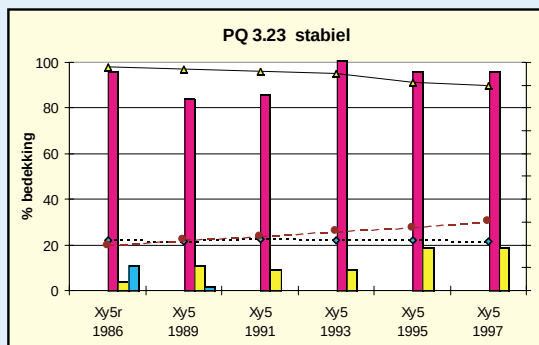
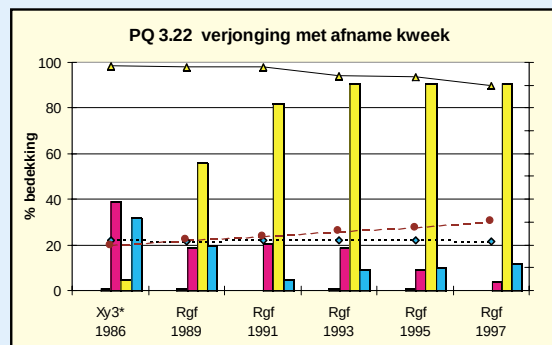
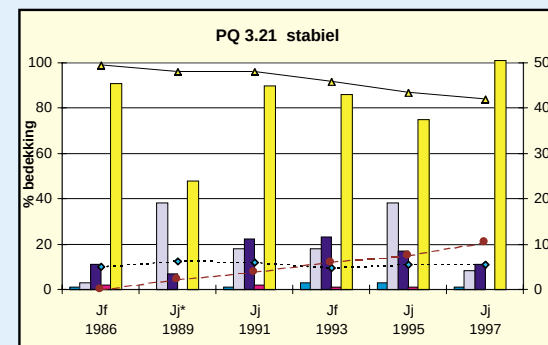
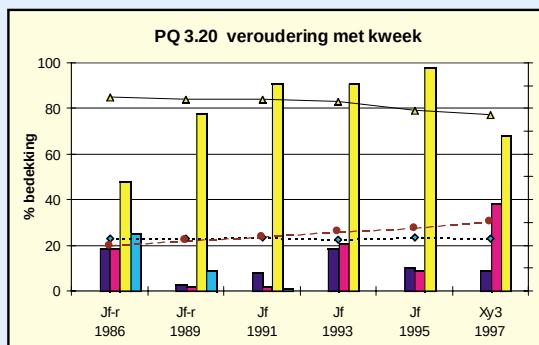
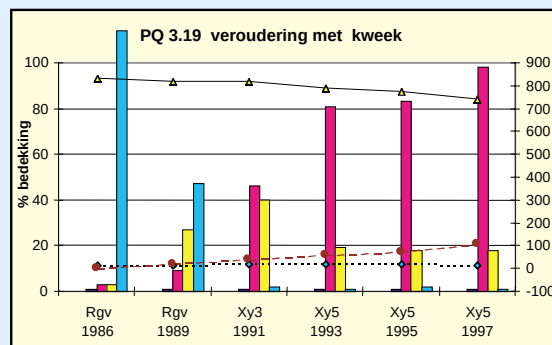
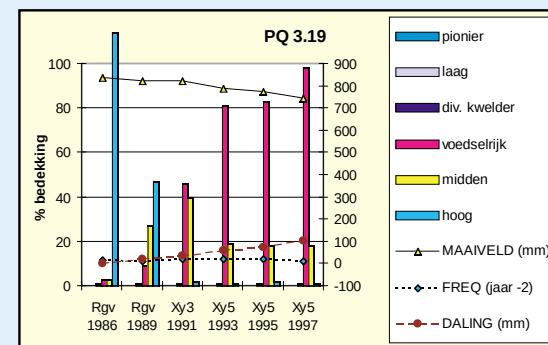
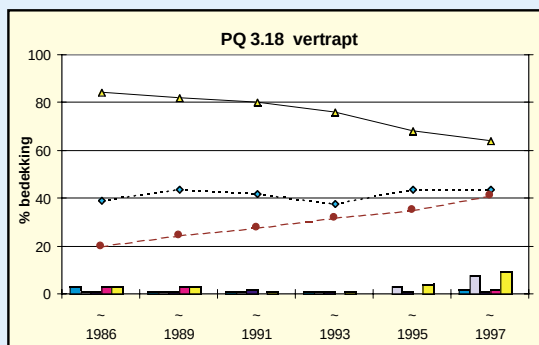
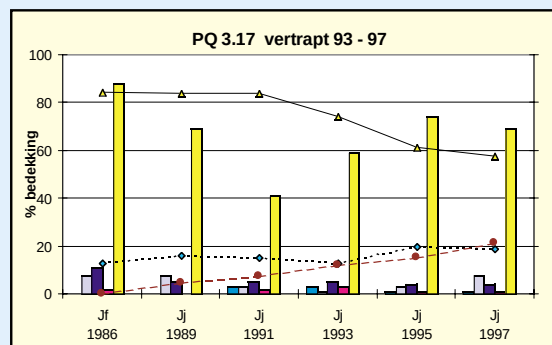


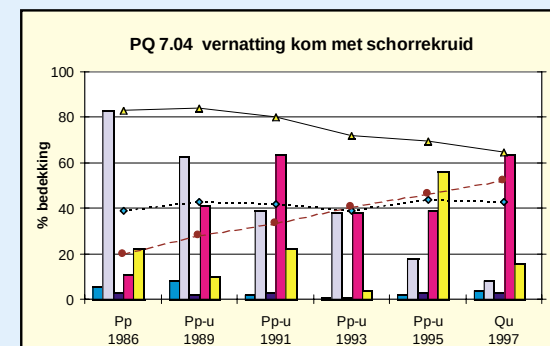
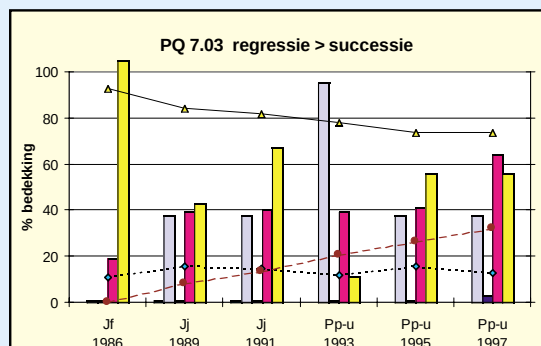
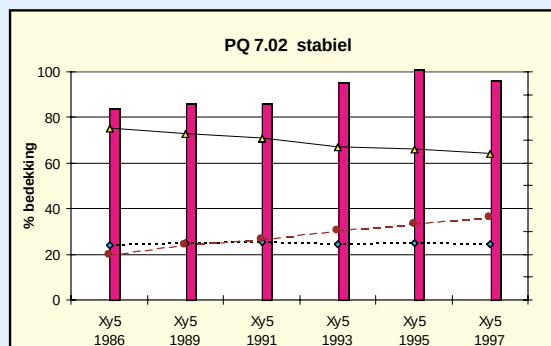
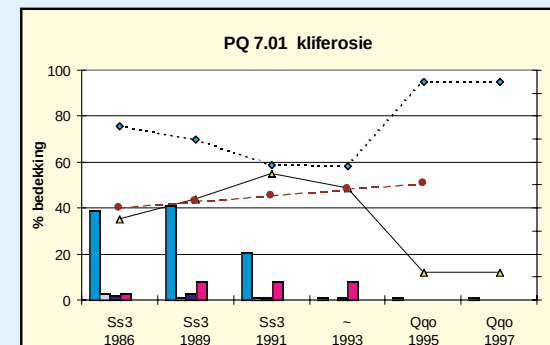
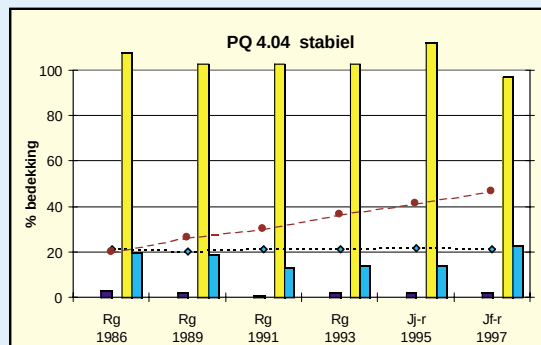
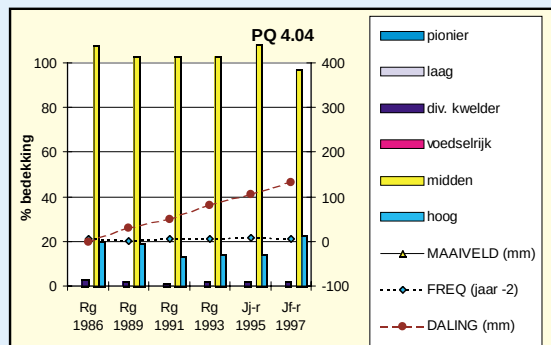
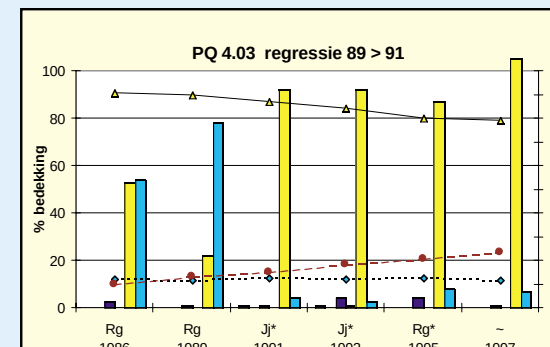
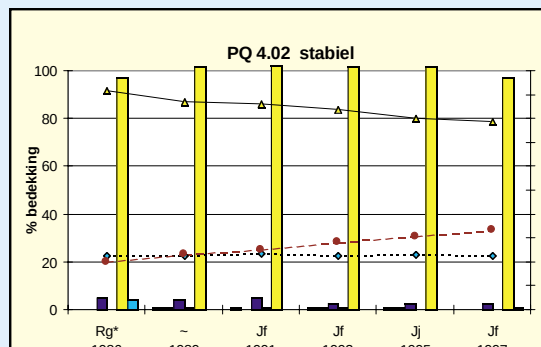
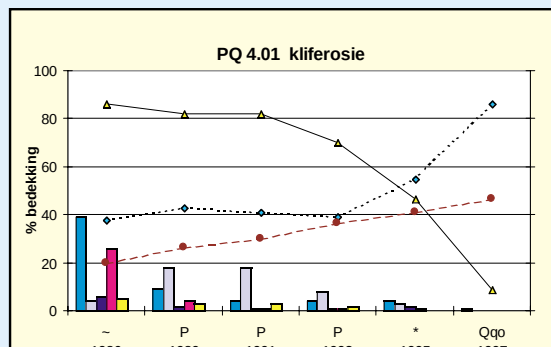
In Tabel 5.6 en in Figuur 5.25 zijn ook de werkelijk opgetreden veranderingen in de vegetatie van de zones aangegeven, gebaseerd op een grafische weergave van de veranderingen in kenmerkende plantengroepen in de tijd (Appendix 3, zie ook de methode in paragraaf 5.3.3.1). In Tabel 5.6 en Figuur 5.25 staat successie voor een algemene verschuiving van de vegetatiesamenstelling naar de soortengroepen van een hogere zone. In het specifieke geval dat mono-cultures van zoutmelde, strandkweek of zeealsem ontstaan is successie veroudering genoemd. Regressie staat voor een algemene verschuiving naar een lagere zone. In het specifieke geval dat veroudering wordt teruggedraaid (b.v. verdwijnen van strandkweek of herstel van lamsoorvegetatie) is regressie verjonging genoemd (Van Wijnen, 1999).

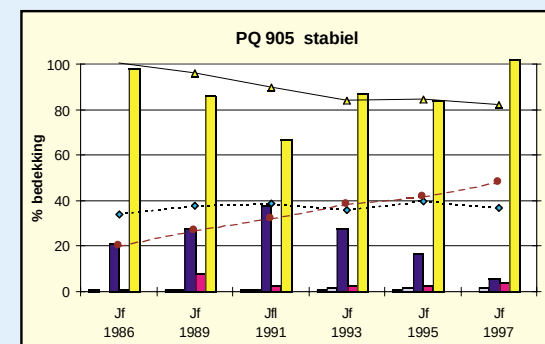
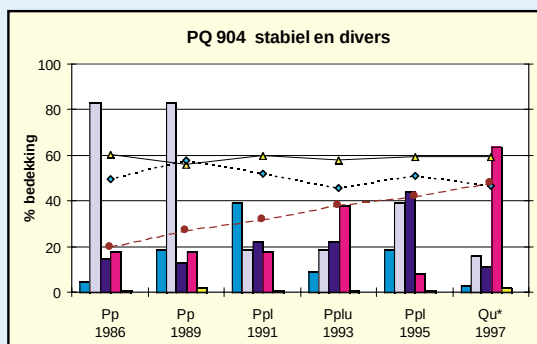
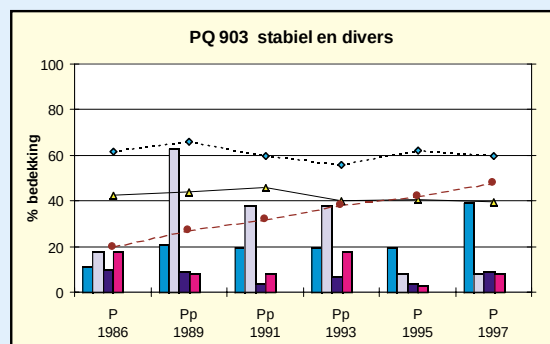
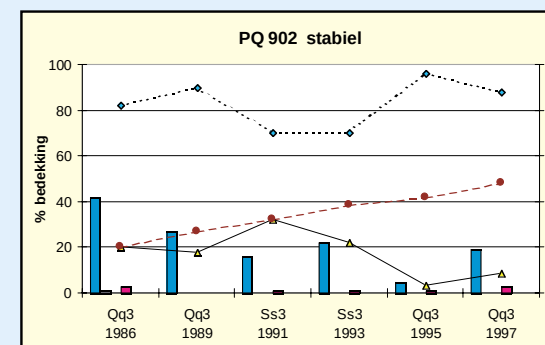
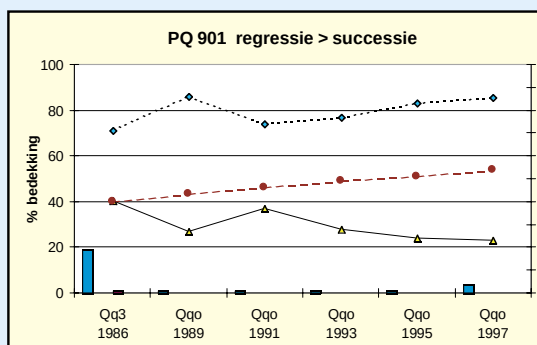
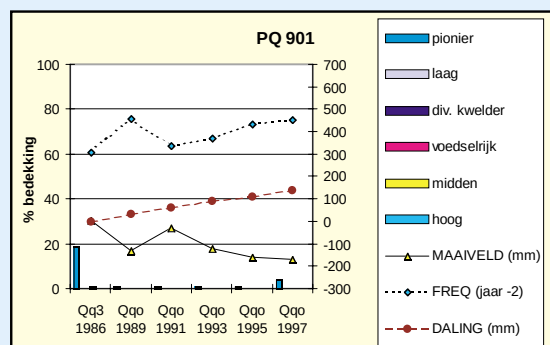
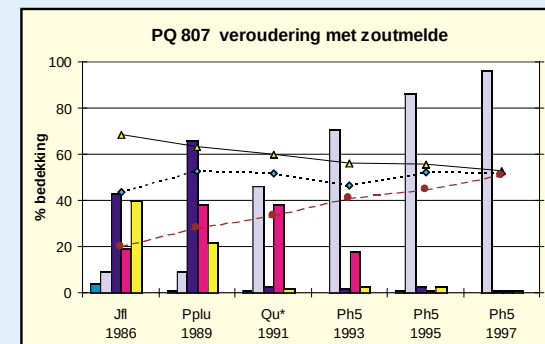
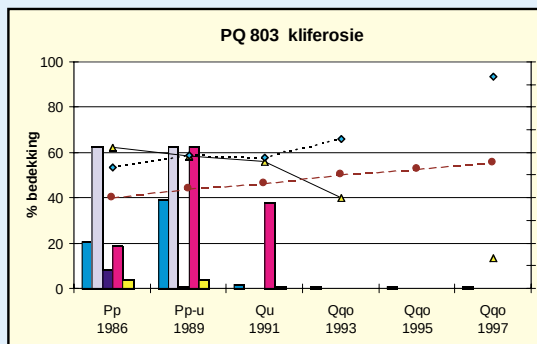
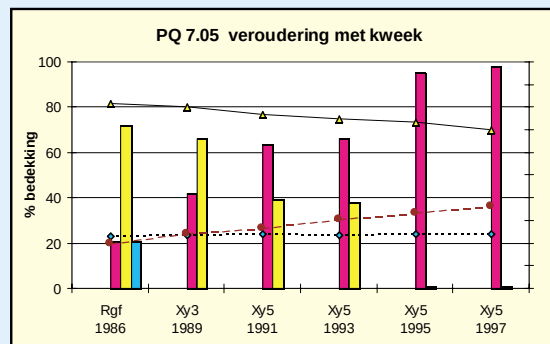
Figuur 5.25 Vegetatieveranderingen op basis van kenmerkende plantengroepen (zie de toelichting op blz. 19 en Appendix 3):

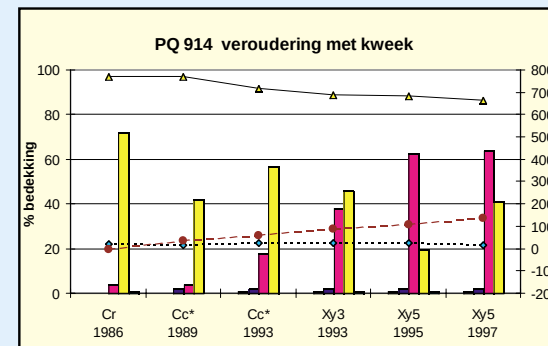
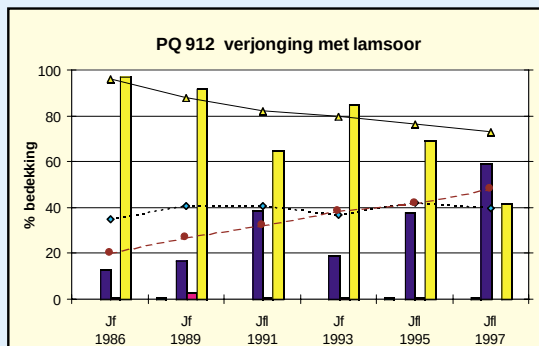
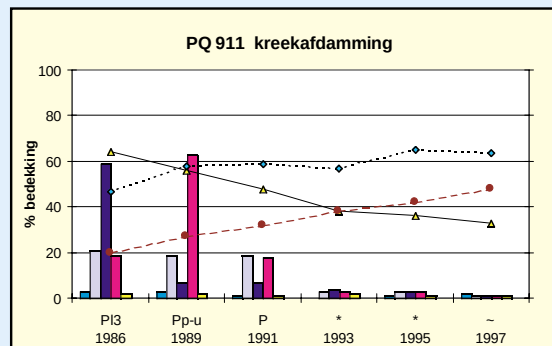
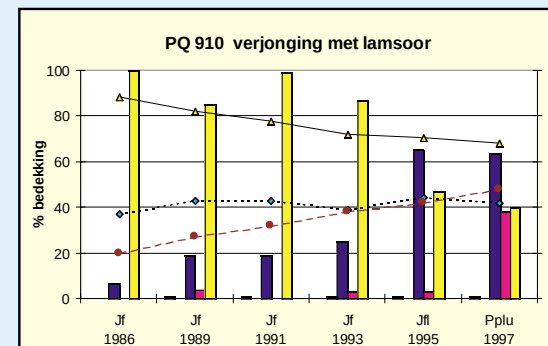
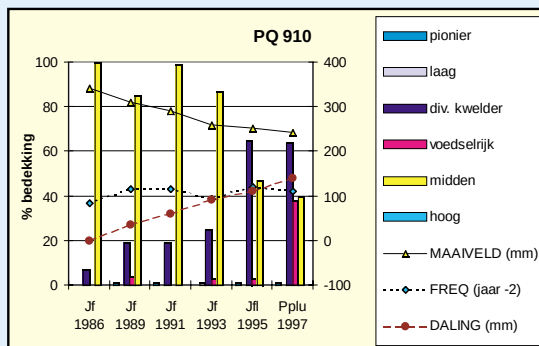
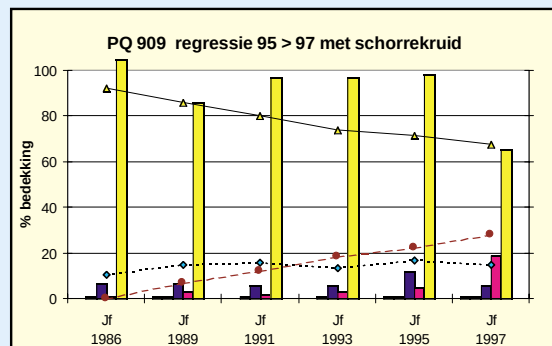
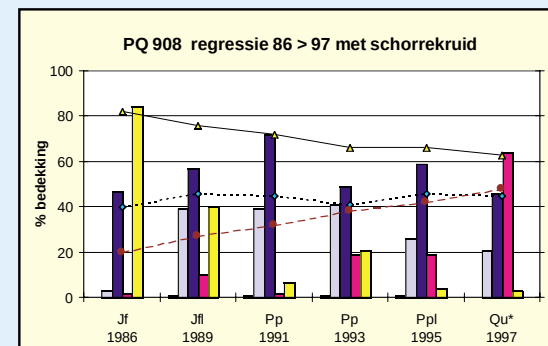
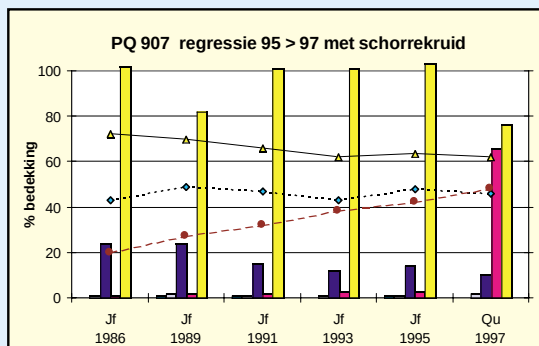
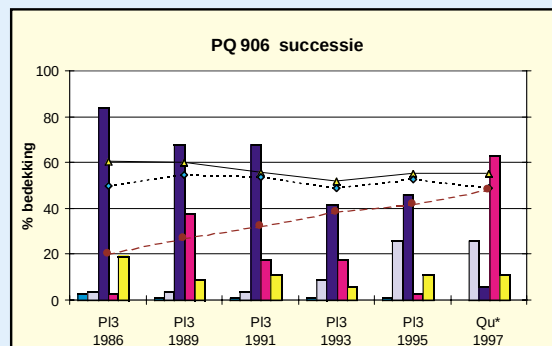


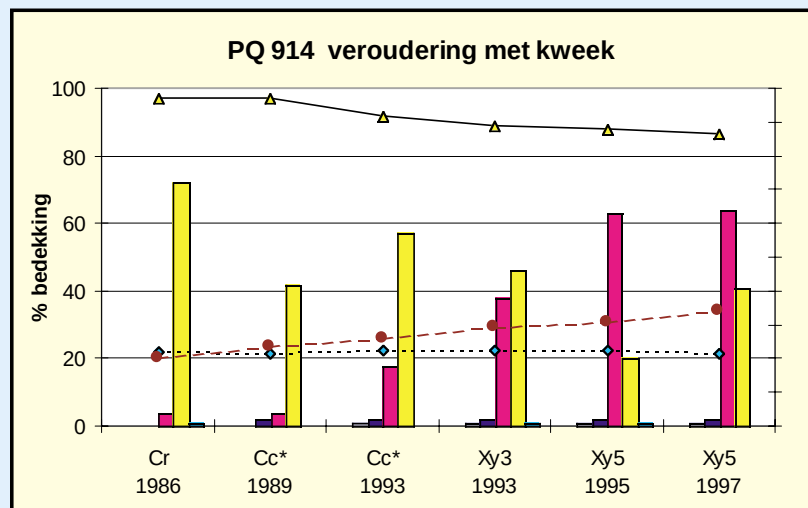












- “kwelder” zijn de algemene kweldersoorten die ongevoelig zijn voor hoogte
 - algemene kweldersoorten ('Asteretea' = Groep D) (donker paars)
 - zeeaster (Aster tri)
 - gerande schijnspurrie (Sperl mar)
 - schorrezoutgras (Trigl mar)
 - lamsoor (Limon vul)
 - zeeweegbree (Plant mar)
 - dunstaart Parap str)
- “voedselrijk” zijn soorten van verschillende habitats
 - soorten vloedmerk en strand (= Groep E) (rose)
 - schorrekruid (Suaed mar)
 - spiesmelde (Atrip pro)
 - strandkweek (Elymu pyc)
 - strandmelde (Atrip lit)
 - biestarwegras (Elymu far)

- de andere groepsnamen staan voor de hoogtezone
 - pionierzone (Groep B) (donker blauw)
 - zeekraal (Salic eur)
 - langarige zeekraal (Salic dol)
 - kortarige zeekraal (Salic bra)
 - Engels slijkgras (Spart ang)
 - lage kwelderzone ('Puccinellion' = Groep C) (lila)
 - kweldergras (Pucci mar)
 - gewone zoutmelde (Halim por)
 - Engels lepelblad (Cochl ang)
 - gesteelde zoutmelde (Halim ped)
 - midden kwelderzone ('Armerion' = Groep F) (geel)
 - zeealsem (Artem mar)
 - Engels gras (Armer mar)
 - zilte rus (Juncu ger)
 - rood zwenkgras (Festu rub)
 - fioringras (Agros sto)
 - zeemelkkruid (Glaux mar)
 - kwelderzegge (Carex dis)
 - hoge kwelderzone (Groep K) (blauw)
 - 'zoete' graslandsoorten, zie Appendix 3
- maaiveldhoogte t.o.v. een vast hoogwater van 1050 mm (idem aan tussenrapport 1995). (-▲-)
- overvloedingsfrequentie is het lopende gemiddelde over het jaar zelf en 2 jaren daarvoor (idem aan tussenrapport 1995). (-◇-)
- bodemdaling is de gemeten en gecumuleerde waarde. (-o-)

Welke vegetatieveranderingen zijn aan bodemdaling toe te schrijven? De combinatie 'zakking van het maaiveld onder de ondergrens' en 'regressie, inclusief verjonging' (**vet** in Tabel 5.6) komt daarvoor in aanmerking. Van de 17 gevallen met regressie blijven er dan 10 over. Daaronder vallen nog 3 pq's die door kliferosie zijn verdwenen (4.1, 7.1 en 8.3) en 1 pq dat door koeien is vertrapt (3.17). In de 6 overige gevallen treedt dus regressie van de vegetatie op doordat aan de eerste twee van de gestelde voorwaarden is voldaan:



- pq 9.11 uit de lage kwelderzone op De Hon is evenals in 1993 het duidelijkste geval van regressie: het pq is deel van een plas geworden;
- in pq 3.7 uit de midden-kwelderzone van Nieuwlandsdijk is enige regressie in de soortensamenstelling naar die van de lage kwelderzone opgetreden;
- in de pq's 9.7 en 9.8 is het eenjarige schorrekruid toegenomen¹, waarbij in pq 9.8 de overjarige soorten van de midden kwelder een forse regressie vertonen;
- in de pq's 9.10 en 9.12 is verjonging met lamsoor opgetreden, waarbij de soorten van de midden kwelderzone enigszins zijn afgenomen.

¹ in 1999 is schorrekruid in pq 9.7 en 9.8 weer tot de bedekking van voorgaande jaren afgenomen; schorrekruid is een eenjarige plant en kan dergelijke snelle fluctuaties vertonen o.a. als reactie op afsterven van planten door strenge vorst; de kwelder is hier in 1999 weer stabiel en divers.

Conclusie

In deze zes gevallen is bodemdaling dus een waarschijnlijke oorzaak van de vegetatieverandering (afgezien van beoordeling van voorwaarde 3 in het volgende Hoofdstuk). Opvallend is dat deze pq's op een na bij elkaar liggen midden op De Hon en in de nabijheid van een al jaren bestaande plas. Dit gebied heeft een lage opslibbing (grote afstand tot het wad en krekken) en een hoge bodemdaling (nabij het centrum van de daling). Bovendien liggen de betreffende pq's al vanaf het begin van de bodemdaling tegen de ondergrens van de betreffende vegetatiezone, dus nabij de gevarezone; deze regressie was in 1986 daarom ook voorspeld (Tabel 5.6).

In de 7 pq's met regressie waarbij de hoogteligging wel toereikend is gebleven moet een andere verklaring worden gezocht:

- voor de pq's 3.5 en 3.18 is dat vertrapping door koeien;
- pq 3.22 is verjongd, doordat de beweiding op die plek juist is toegenomen;
- pq 7.4 is een lokale natte plek in een overigens onveranderde kwelder;
- de pq's 3.24, 4.3 en 9.9 zijn duidelijke gevallen van regressie (verdwijnen aantal plantensoorten van hogere kwelderzones), die in de volgende paragraaf nader aan de orde komen.

5.3.5 Veranderingen in overvloedingsfrequentie, ontwatering, weer en vegetatie

5.3.5.1 Inleiding

In de voorgaande paragraaf is de redenering opgebouwd dat bij onvoldoende compensatie van de bodemdaling door opslibbing de vegetatie van de kwelder kan veranderen. Daarbij dient het maaiveld als gevolg van bodemdaling door een bepaalde ondergrens van de betreffende vegetatiezone te zakken, wat in 8 van de ca. 50 pq's bleek op te treden (vooral in de middenkwelderzone). Dat ging in 6 gevallen samen met regressie van de vegetatie (Tabel 5.6). In deze paragraaf worden andere abiotische factoren bekeken, die van invloed kunnen zijn op de geconstateerde regressie, i.e. de overvloedingsfrequentie (aantal keren dat HW hoger is dan de maaiveldhoogte), de ontwatering en het weer (neerslagtekort in de periode maart-augustus).

5.3.5.2 Overvloedingsfrequentie

De overvloedingsfrequentie is per jaar en per pq berekend uit Tabel 3.1 (paragraaf 3.2) als lopend gemiddelde over een periode vanaf twee jaar voorafgaande aan het beschouwde jaar (jaar - 2 tot jaar). In Figuur 5.25 is de overvloedingsfrequentie en de maaiveldhoogte per pq weergegeven. Uit de vergelijking van deze twee blijkt het volgende:



- Een daling van de maaiveldhoogte heeft meestal niet tot een verhoging van de overvloedingsfrequentie in 1997 geleid. In 54% van de pq's zijn er slechts kleine veranderingen, de pq's 3.2, 3.5 en 3.8 (6 %) hebben zelfs een significante daling van de overvloedings-frequentie. Dat wordt verklaard door (1) de opslibbing en (2) de jaargemiddelde standen van GHW die over de periode 1991-1997 (gemiddelde waarde 99,8 cm + NAP) ca. 5 cm lager waren dan in de periode 1984-1990 (gemiddelde waarde 104,4 cm + NAP; Figuur 5.21). Als GHW weer een aantal jaren zou gaan stijgen (1988, 1990 en 1998 delen met 1983 de hoogste jaargemiddelde hoogwaters van deze eeuw), dan zou het lopende gemiddelde van de overvloedingsfrequentie wel stijgen bij maaiveldverlaging².
- In 16 % van de pq's is de toename van de overvloedingsfrequentie gering en niet significant (de pq's 3.9, 4.5, 7.4, 7.5, 9.2, 9.5, 9.7 en 9.13).
- In 24% van de pq's neemt de overvloedingsfrequentie toe, waarvan in 3 gevallen significant. Het betreft de pq's 3.17* en 3.18 (vertrapping door vee), de pq's 4.1*, 7.1 en 8.3** (kliferosie) en de pq's 8.7, 9.1, 9.8, 9.9, 9.10 en 9.11** (bodemdaling; * = $P < 0,1$; ** = $P < 0.05$).

² omdat de vegetatie in de pq's in 1999 in voetnoten is meegenomen is het lopende gemiddelde (jaar -2 tot jaar) van de jaargemiddelde hoogwaters in de periode 1984-1998 bepaald. De lineaire regressie daarvan zakt 2½ cm. De lineaire regressie van de jaargemiddelde hoogwaters zakt 1 cm.

In alle zes gevallen van vegetatieverandering door bodemdaling (voorgaande hoofdstuk) vindt ook een toename in de overvloedingsfrequenties plaats (Figuur 5.25; Tabel 5.7).

Tabel 5.7 Overzicht van de vermoedelijke oorzaken van vegetatie-veranderingen op de kwelders van oost-Ameland

zone (aantal pq's)	pq nr.	regressie vegetatie	hoogte onder onder-grens	oorzaak regressie		
				overvloedingen toegenomen (zie Figuur 5.7)	neerslag- tekort	ontwatering
1 (14)	7.4	v.a. 1986	nee	95 -> 115 n.s.	n.v.t.	kom
	9.11	v.a. 1991	v.a. 1991	135 -> 220 **	n.v.t.	blokking
2 (10)	3.7	1986 -1991	v.a. 1989	70 -> 75 n.s.	)	
	9.7	v.a. 1995	v.a. 1986	115 -> 130 n.s.	)	
	9.8	v.a. 1986	v.a. 1989	100 -> 125 n.s.	)	
	9.9	v.a. 1995	nee	54 -> 75 n.s.	)	blokking
3 (16)	9.10	v.a. 1993	v.a. 1991	85 -> 110 n.s.	) 127 mm	blokking
	9.12	v.a. 1989	v.a. 1993	75 -> 100 n.s.	)	blokking
					)	
	3.24	1986 -1991	nee	nee	)	
4 (9)	4.3	1996 -1991	nee	nee	)	

n.s. = niet significant; ** = $P < 0.05$; **vet** = uitsluiting als oorzaak bodemdaling
Duidelijke gevallen die los staan van bodemdaling, zoals vertrapping, veranderingen in beweiding en kliferosie, zijn al in Tabel 5.6 behandeld.



Daaraan kan nog pq 9.9 worden toegevoegd (het maaiveld is echter niet onder de ondergrens van de vegetatiezone gedaald). De mate waarin de overvloedingen zijn toegenomen vertoont geen relatie met de zwaarte van de effecten (Tabel 5.7):

- Onveranderd in vergelijking met de tussenrapportage van 1995 is dat de achteruitgang van de vegetatie alleen fors is in de pq's 9.11 (regressie naar kale bodem bij bijna een verdubbeling van de overvloedingsfrequentie, als enige in deze opsomming significant) en 9.8 (regressie naar pioniervegetatie bij een toename van de overvloedingsfrequentie).
- Nieuw is de geringe regressie in pq 9.9 (toename van schorrekruid³ bij een aanzienlijke toename van de overvloedingsfrequentie).
- Nieuw is de verjonging van pq's 9.10 en 9.12 naar een lamsoorvegetatie bij een geringe toename van de overvloedingsfrequentie.
- De vegetatieveranderingen in pq 3.7 en pq 9.7 zijn gering, evenals de toename van de overvloedingsfrequentie.

Conclusie

De combinatie van overvloedingsfrequentie, regressie van de vegetatie en maaiveldhoogte onder de ondergrens geeft alleen voor pq 9.11 bewijs voor de effecten van bodemdaling. Daarentegen is bodemdaling als oorzaak van de vegetatieveranderingen van Tabel 5.7 alleen voor de pq's 3.24 en 4.3 volledig uit te sluiten. Over de pq's 3.7, 9.7, 9.8, 9.9, 9.10 en 9.12 wordt in de volgende paragrafen uitsluitend gegeven.

³ in 1999 is schorrekruid in pq 9.9 weer tot de bedekking van voorgaande jaren afgenomen; de soorten van de middenkwelderzone zijn in 1999 weer toegenomen.

5.3.5.3 Neerslagtekort

Het neerslagtekort in het groeiseizoen kan een rol spelen bij eventuele regressie van kweldervegetaties in de midden en hoge zones (De Leeuw et al. 1990). Uitdroging zorgt daar voor hogere zoutgehaltes. Het neerslagtekort is per jaar berekend uit Tabel 3.2 (paragraaf 3.3) als verschil tussen neerslag en verdamping over de maanden maart tot en met augustus en als lopend tweejaarlijkse gemiddelde (jaar - 2 tot jaar). In 1991, 1993 en 1997 is het lopende gemiddelde van het neerslagtekort in het groeiseizoen fors (Tabel 5.8). Dat zou (mede) een oorzaak kunnen zijn voor de regressie van de vegetatie in de pq's in de midden en hoge kwelder en dat zou mede de regressie in de pq's die niet onder de ondergrens van een vegetatiezone zijn gezakt kunnen verklaren (pq's 9.9, 3.24 en 4.03).

Tabel 5.8 Verschil tussen neerslag en verdamping over de maanden maart tot en met augustus en als lopend tweejaarlijkse gemiddelde (jaar - 2 tot jaar) voor de opnamejaren.

1986	+	4
1989	-	21
1991	-	190
1993	-	109
1995	-	41
1997	-	127

5.3.5.4 Ontwatering

Tenslotte zou de mate van ontwatering vegetatieveranderingen kunnen verklaren. In de eerste plaats geeft dit een heldere verklaring voor het pq met de grootste regressie: 9.11. Tijdens de vegetatieopnamen in 1997 is ontdekt dat de kreek die de verbinding vormt tussen een plas ten noordwesten van raai 9 en het wad direct ten zuidoosten van raai 9 is geblokkeerd.

De blokkering zit op de plaats waar in 1982 een zandpersleiding over de kwelder van De Hon heeft gelegen om de ringdijk om de NAM-locatie op te spuiten.



Figuur 5.26: Luchtfoto van de kwelder De Hon (13 mei 1984). Centraal is het traject zichtbaar waar de zandpersleiding heeft gelegen voor aanleg van de locatie. De pijpleiding blokkeerde een belangrijke afwateringskreek die vervolgens verlandde (foto KLM Aerocarto).

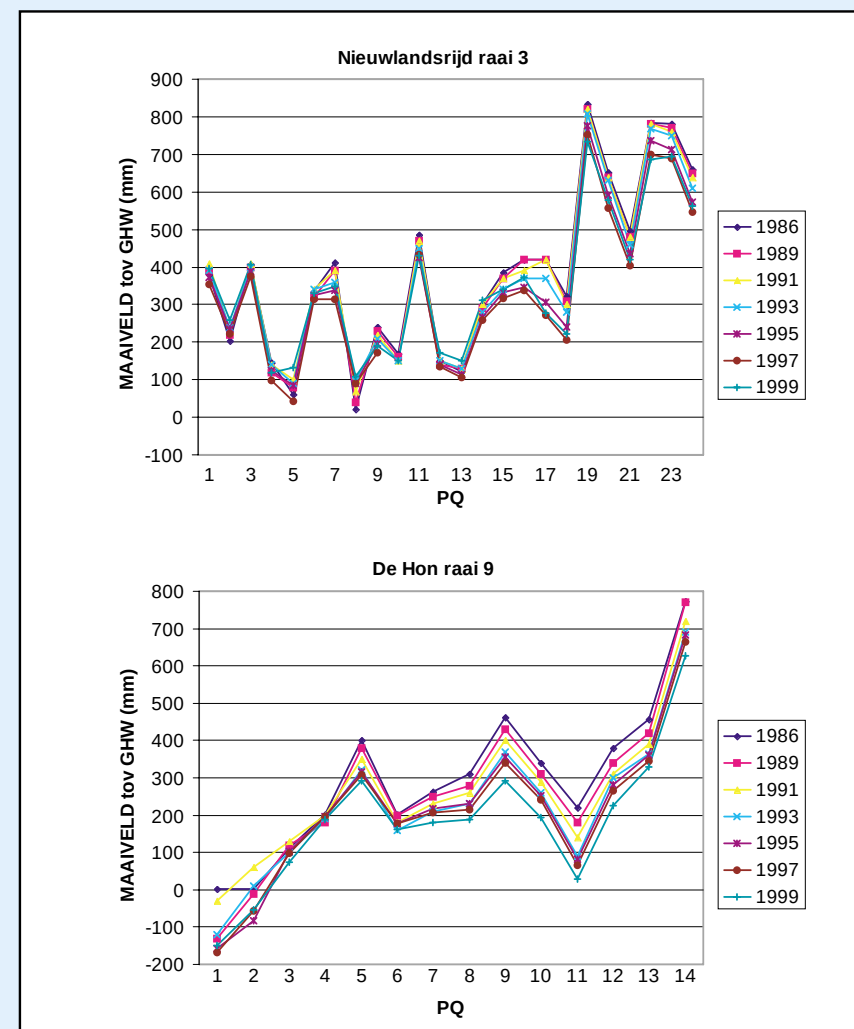


5.27: De loop van de ontwateringskreek die in 1985 werd afgesloten door een zandpersleiding is op deze foto uit 1999 nog aan de vegetatie te herkennen.



Deze waarneming is aan de Begeleidingscommissie gemeld en daarna in de Intergrale Bodem-dalingstudie gepubliceerd (Oost et al., 1998). Op een luchtfoto van 1984 is het tracé van de persleiding zichtbaar (onbegroeid), en de kreek is nog aanwezig (Figuur 5.26). Op luchtfoto's van 1993 en 1997 is het tracé nog nauwelijks zichtbaar (begroeid), maar de kreek zit ter plaatse van het tracé dicht (Figuur 5.27). Ontwatering speelt een sleutelrol in de ontwikkeling van kwelders (paragraaf 5.3.1.1 en Figuur 5.20). Het blokkeren van de kreek op deze plaats heeft rechtstreekse gevolgen gehad voor de ontwatering van de pq's 9.9, 9.10, 9.11 en 9.12 (Tabel 5.7):

- Pq 9.11 is deel gaan uitmaken van de genoemde plas en dat is primair veroorzaakt door de kreekblokkering.
- De pq's 9.9, 9.10 en 9.12 vertonen lichte verschijnselen van regressie van de vegetatie, met bij 9.10 en 9.12 zeer opvallend de toename van lamsoor (= verjonging). Waarge-nomen is dat dit gebied 's winters langdurig onder water staat.
- Pq 9.5 kan enig licht werpen op de vraag of de laatstgenoemde veranderingen in de vegetatie aan de kreekblokkering of aan de toename van het aantal overvloedingen (= bodemdaling) moet worden toegeschreven. Pq 9.5 ligt 3 cm lager (= ongunstiger) dan pq 9.9, op de ondergrens van de midden kwelderzone (Figuur 5.28). Pq 9.5 ligt op een oeverwal en heeft een stabiele vegetatie; pq 9.9 ligt op een oude oeverwal (Figuur 5.28) onder invloed van de kreekblokkering en vertoont regressie van de vegetatie. De bodemdaling in beide pq's is gelijk, de ontwatering is verschillend. De kreekblokkering wordt daarom als meest waarschijnlijke oorzaak van de regressie in de pq's 9.9, 9.10 en 9.12 aangewezen.



Figuur 5.28 Ontwikkeling van de maaiveldhoogtes op de raaien 3 en 9 gedurende de verschillende jaren 1986-1999



In de tweede plaats is gekeken naar de veranderingen van de helling van de transecten 3 en 9 (Figuur 5.28). Doordat de hoogste opslibbing nabij de wadkant en op de oeverwallen van kreken plaatsvindt, zou de helling van de raaien zodanig kunnen omkeren dat de ontwatering van de pq's die verder van het wad of de kreken zijn gelegen, zou kunnen afnemen. Dergelijke morfologische patronen doen zich van nature langs de vastelandkust in de Waddenzee voor ('terrasvorming'). Figuur 5.28 geeft daar geen aanwijzingen voor, hoewel overduidelijk de hoogste opslibbing aan de wadkant en nabij de kreken optreedt.

Eindconclusies na eliminatie van alle mogelijke oorzaken van vegetatieveranderingen in de pq's (Tabel 5.7)

- De oorzaak van de regressie van pq 9.11 is duidelijk de kreekblokkering. Bij deregessie van pq's 9.9 en de verjonging van de pq's 9.10 en 9.12 gaat de verdenking ook richting kreekblokkering.
- Regressie-verschijnselen in de pq's 3.7, 9.7 en 9.8 blijven als enige voor rekening van de bodemdaling over, alhoewel de toename in overvloedingsfrequentie hier niet significant is.
- In pq 3.7 is de regressie na 1991 gestopt, in pq 9.7 is de regressie na 1993 begonnen (en gering), in pq 9.8 is de regressie direct na 1986 begonnen (en aanzienlijk). Werd in de tussenrapportage pq 9.11 als het belangrijkste effect van de bodemdaling beschouwd (Eysink et al. 1995), nu is dat pq 9.8.
- Figuur 5.28 laat een aanzienlijke negatieve opslibbingsbalans voor het bovenste deel van raai 9 zien (de pq's 9.8 - 9.13). De grenswaarde van 5 cm wordt overschreden, ook als rekening wordt gehouden met de lagere jaargemiddelde hoogwaters. Dat is een potentieel risico op verandering van de vegetatie naar die van een lagere kwelderzone. Bij de vergelijking van vegetatiekaarten (paragraaf 5.3.6) wordt het middengebied van De Hon opnieuw op deze aspecten beoordeeld. Omdat de gevarenzone niet aan de wadkant ligt vindt geen afname van het kwelderareaal plaats en zal na beëindiging van de gasproductie herstel plaatsvinden als gevolg van een positieve opslibbingsbalans.

- De uitkomsten van de kweldermonitoring op Ameland roepen de vraag op of de huidige theorie over de sterke rol van de maaiveldhoogte in de kwelderzonering houdbaar is. De mate van ontwatering lijkt van even groot belang, binnen zekere marges misschien wel groter! De komende jaren zal blijken of de grenswaarde van 5 cm voor een negatieve opslibbingsbalans niet veel te voorzichtig is gesteld.

5.3.6 Vergelijking van vegetatiekaarten

5.3.6.1 Basiskaarten

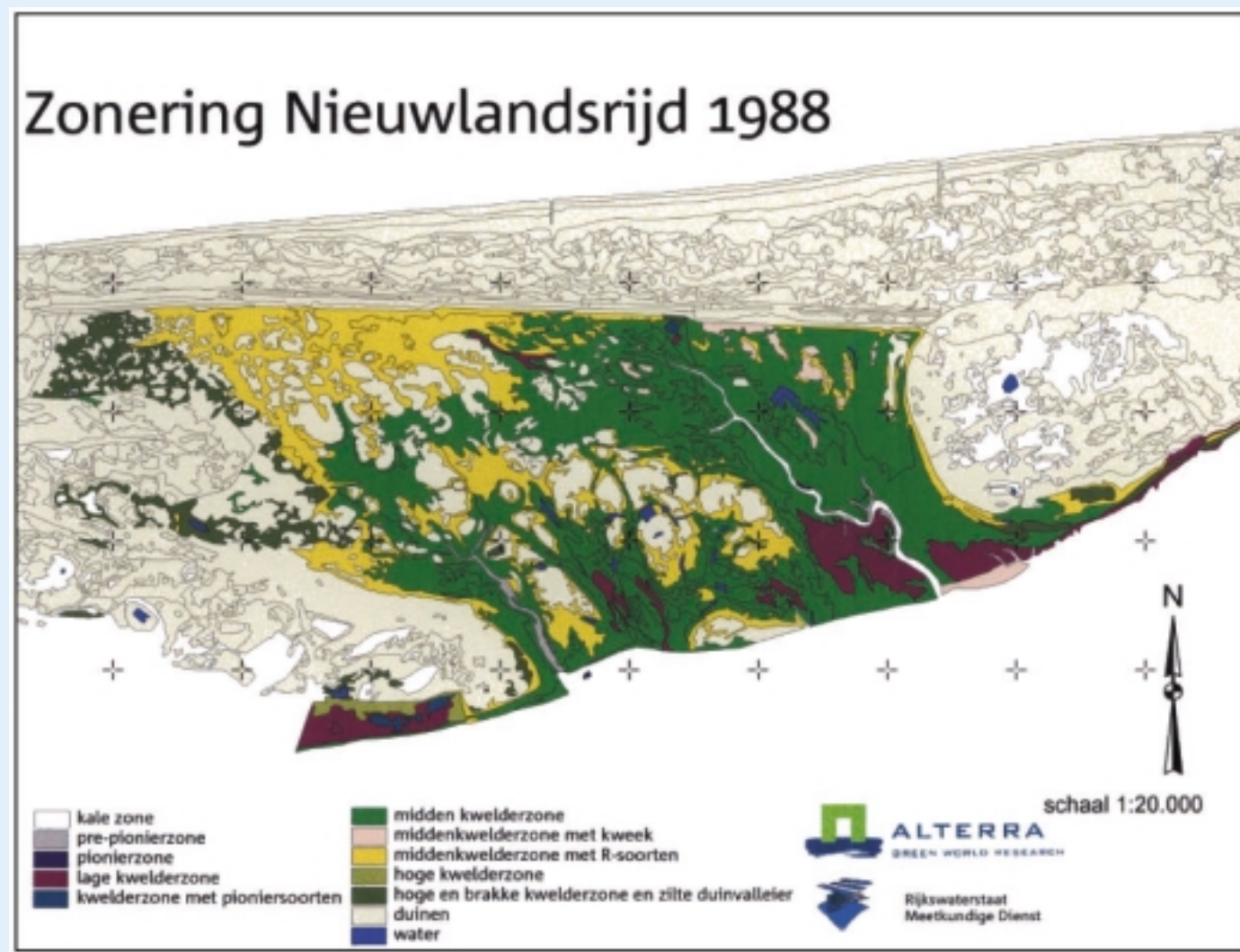
Door de Rijkswaterstaat Meetkundige Dienst zijn in 1988, 1993 en 1997 vegetatiekarteringen verricht van het Nieuwlandsrijd en De Hon. De kartering is een zgn. 'landscape guided vegetation survey' op basis van false colour luchtfoto's 1:5.000. De legenda van de kaarten bestaat uit een matrix. De legenda-eenheden van de kaarten zijn hiërarchisch opgebouwd op basis van landschapkenmerken.

In de matrix is af te lezen welke vegetatie-typen in deze legenda-eenheden aanwezig zijn (met het aandeel van de SALT97-typen uit Appendix 3 in %).

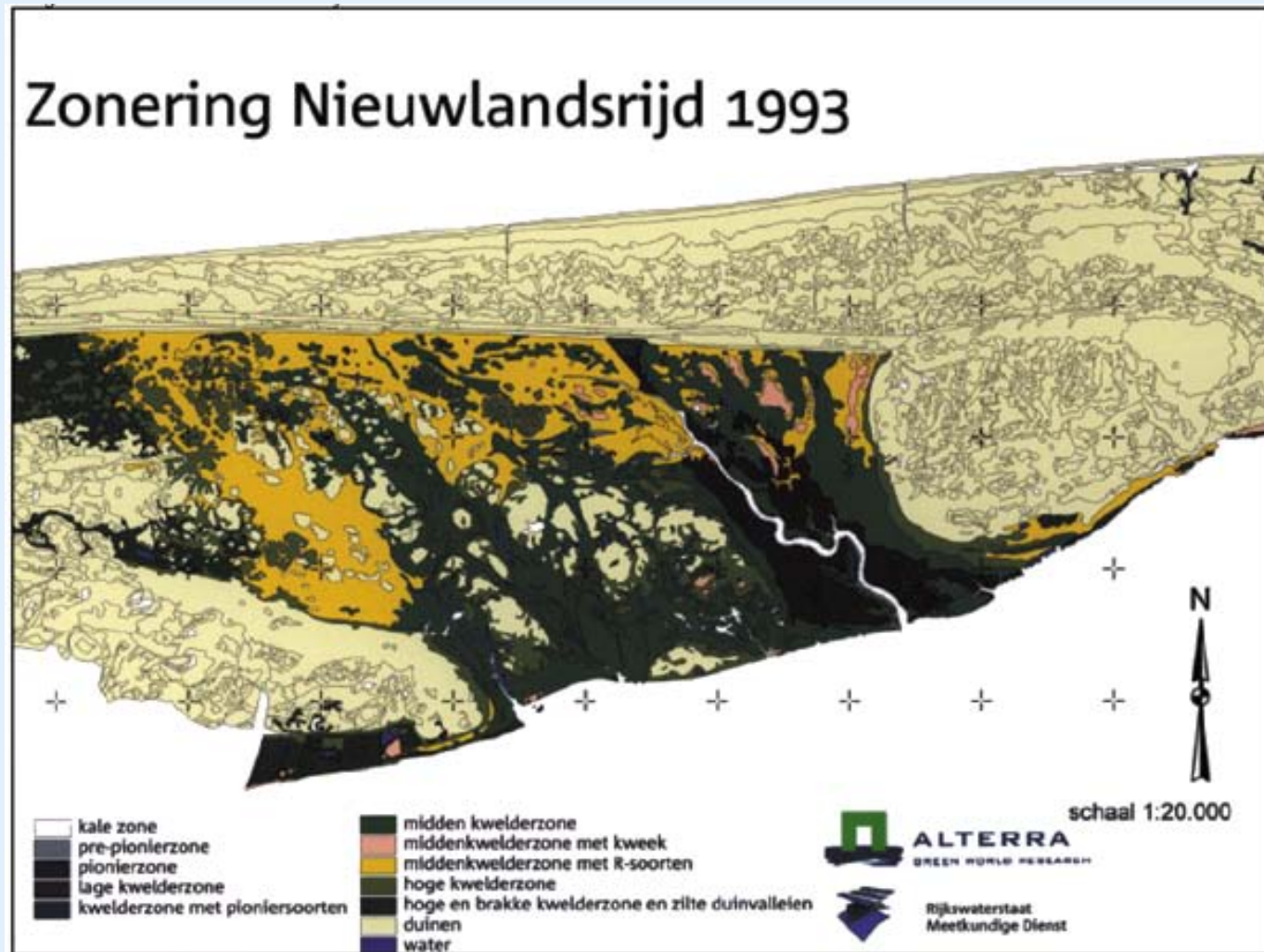
Op de kaarten van de Meetkundige Dienst bestaan de legenda-eenheden uit complexen van vegetatietypen. Op verschillende kaarten staan daarom niet exact dezelfde legenda-eenheden. Dat maakt het vergelijken van de kaarten zonder de inzet van een computerprogramma (GIS) lastig. Voor de leesbaarheid van dit rapport is door ALTERRA daarom een vertaalslag gemaakt van de landschapstypen van de Meetkundige Dienst naar de vegetatiezones zoals die in deze studie worden gehanteerd (Appendix 3). Daardoor zijn tevens de kaarten vereenvoudigd en sneller leesbaar. Appendix 4 geeft de vertaalsleutels zoals die in GIS (ArcInfo) zijn gehanteerd. De Figuren 5.29 tot 5.34 geven de zoneringskaarten voor de jaren 1988, 1993 en 1997 van het Nieuwlandsrijd en De Hon.



Figuur 5.29 Zoneringskaart 1988 van het Nieuwlandsrijd

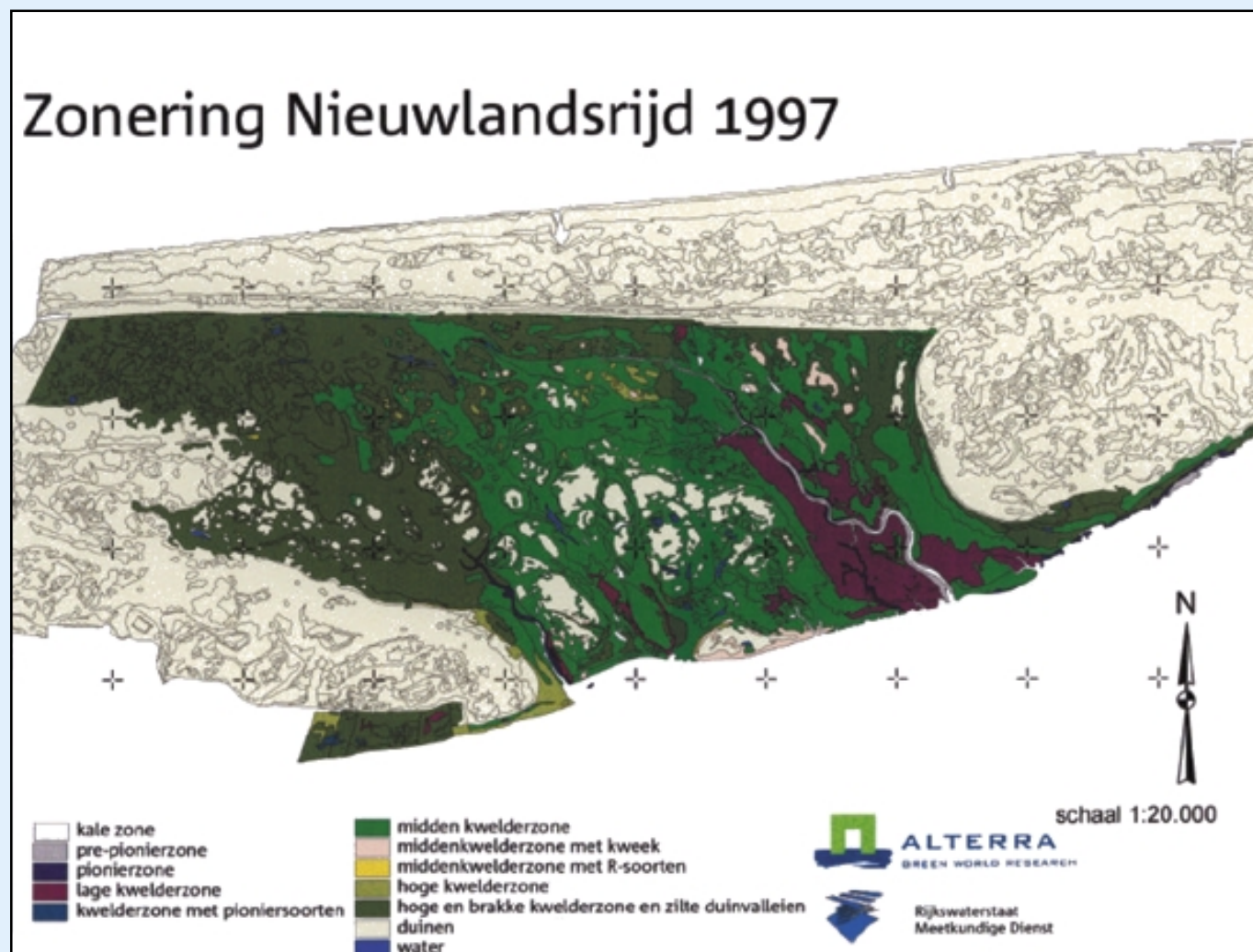


Figuur 5.30 Zoneringskaart 1993 van het Nieuwlandsrijd

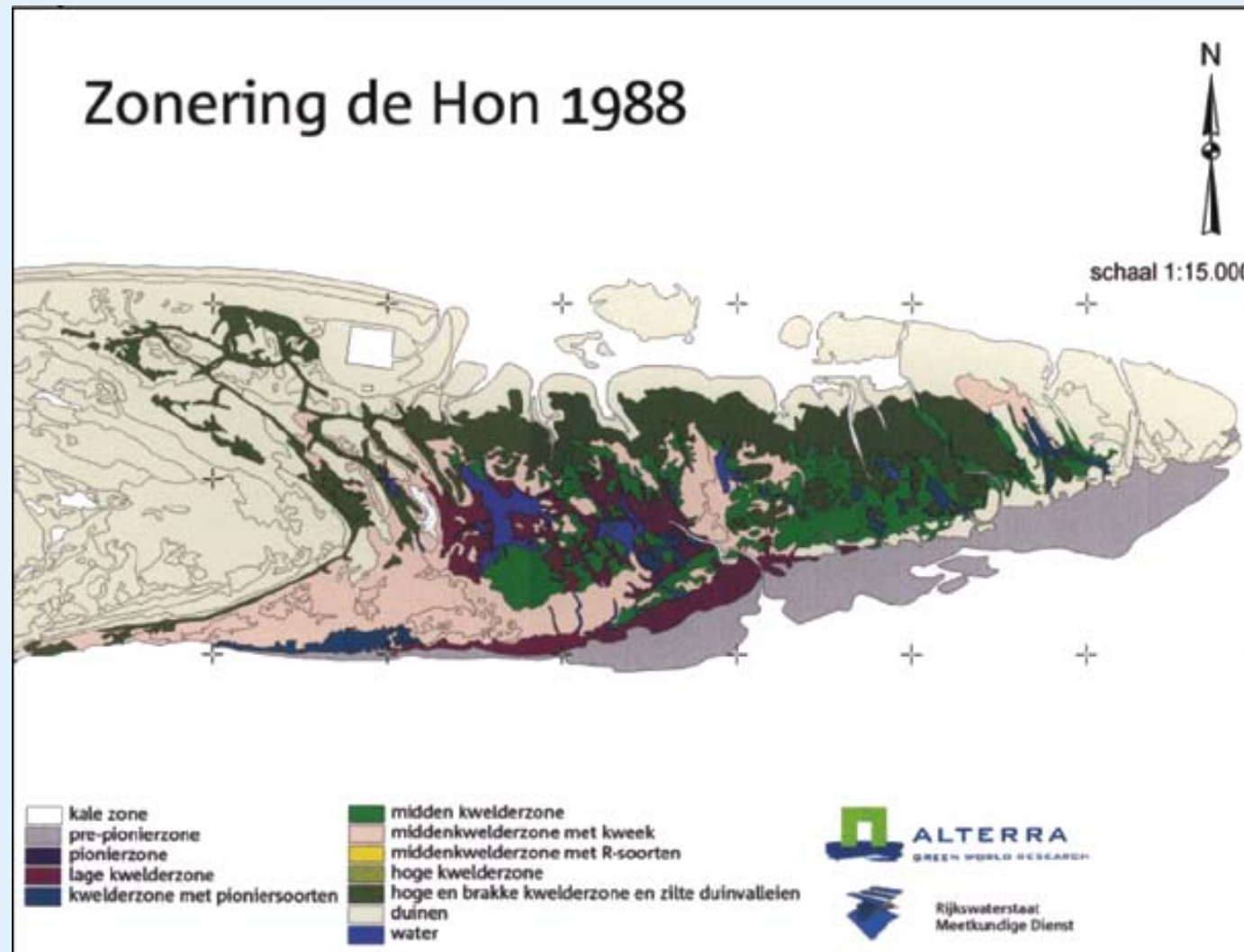




Figuur 5.31 Zoneringskaart 1997 van het Nieuwlandsrijd

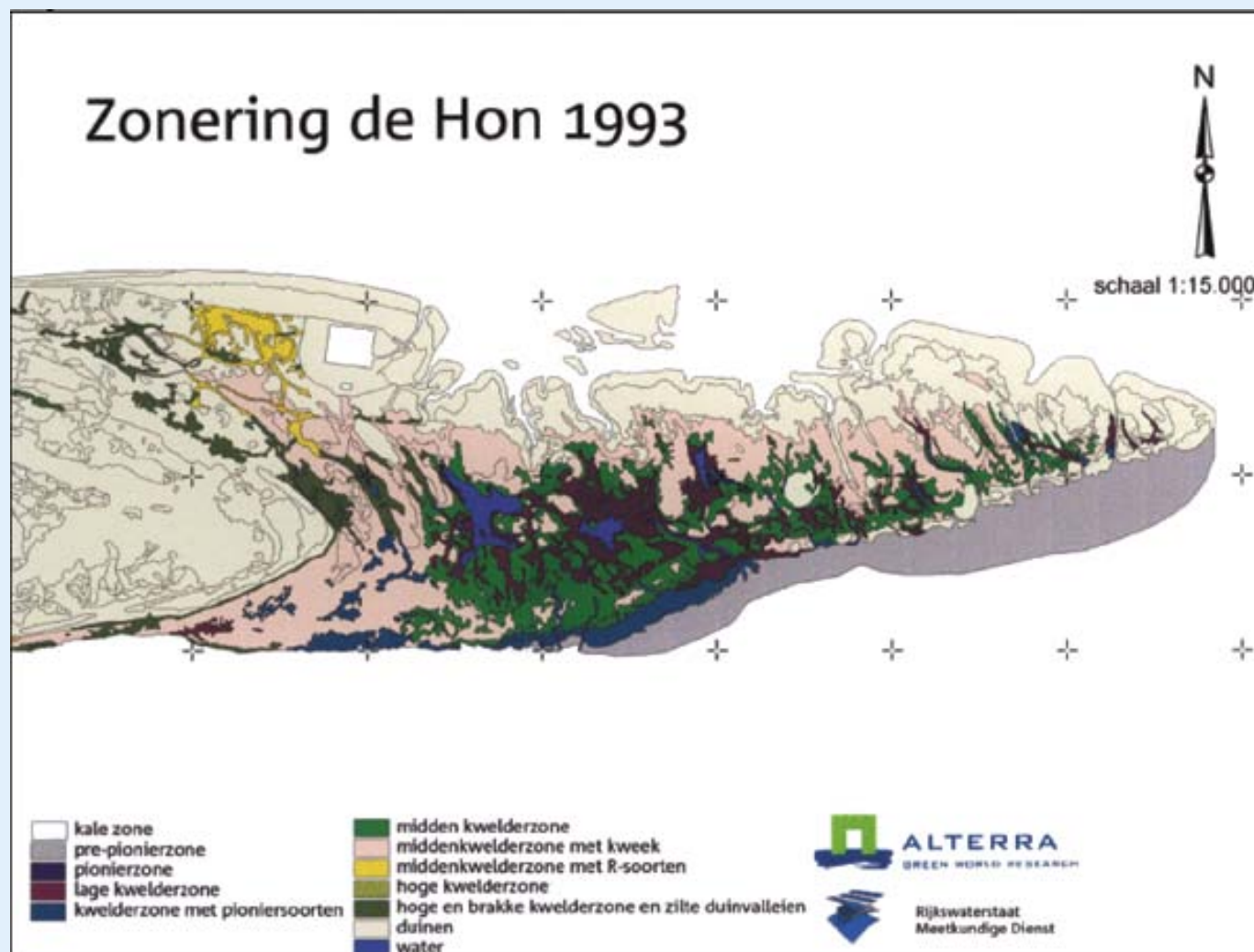


Figuur 5.32 Zoneringskaart 1988 van De Hon

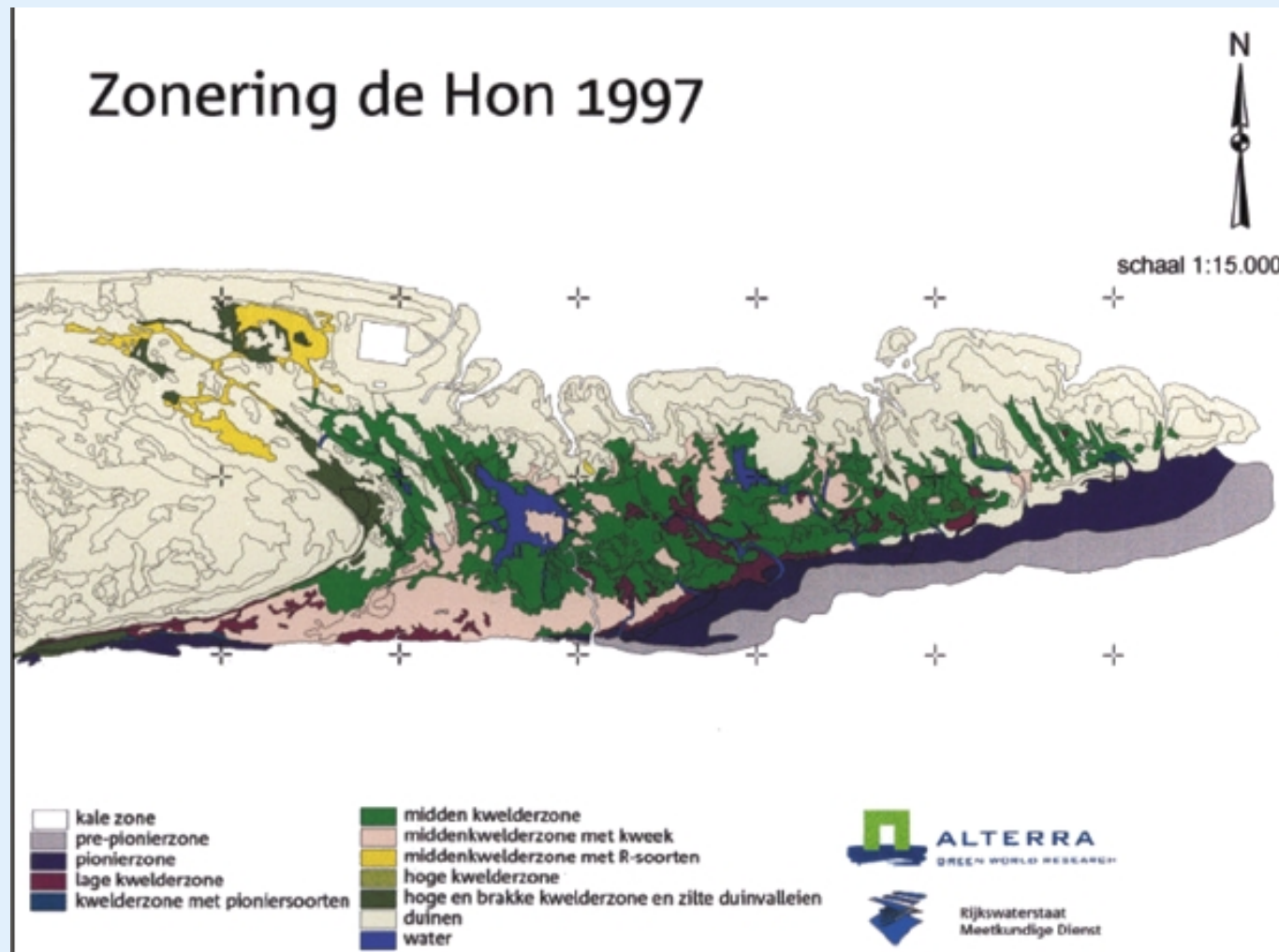




Figuur 5.33 Zoneringskaart 1993 van De Hon



Figuur 5.34 Zoneringskaart 1997 van De Hon





5.3.6.2 Veranderingen in kwelderareaal

Vegetatiekaarten zijn een waardevol hulpmiddel om veranderingen van de kwelders waar te nemen. Op de zoneringskaarten zijn met GIS de oppervlaktes van de vegetatiezones voor de verschillende jaren gemeten (Tabel 5.9 en 5.10). Daarvoor is op het Nieuwlandsrijd een vast polygoon van de gehele kwelder gebruikt. Daardoor kan de waargenomen toename van het totale kwelderareaal op het Nieuwlandsrijd uitsluitend op de gekarteerde grens met de duinen slaan. De zuidelijke grens van de kwelder met het wad ligt immers grotendeels vast door de steenglooing. Deze veranderingen tussen de duinen en de twee hoge kwelderzones zijn (evenals dat bij de eerste evaluatie van 1995 bleek) toe te schrijven aan geringe verschuivingen binnen de complexen van vegetatietypen waaruit onze vegetatiezones bestaan. Mogelijk spelen ook verschillen in foto-interpretatie een rol.

Tabel 5.9 Vergelijking oppervlakte in hectares van de vegetatiezones en van de totaaloppervlakte van de kwelder Nieuwlandsrijd, binnen voor elk jaar gelijke polygonen.

	zon	1988	1993	1997
Pre-pionierzone	11	2,6	0,8	2,8
Pionierzone	12	0,2	0,4	2,4
Lage kwelderzone	21	15,9	26,2	25,1
Kwelderzone met pioniersoorten	22	0,2	2,0	0,5
Midden kwelderzone	31	160,9	117,6	146,8
Midden kwelderzone met kweek	32	5,0	4,5	5,1
Midden kwelderzone met R-soorten	33	80,3	92,3	
Hoge kwelderzone	41	0,1	53,6	5,5
Hoge en brakke kwelderzone en zilte valleien	42	21,8	20,6	144,5
Water		2,7	4,7	1,3
Totaal		289,7	322,7	334,0

Tabel 5.10 Vergelijking oppervlakte in hectares van de vegetatiezones en van de totaaloppervlakte van de kwelder De Hon, binnen voor elk jaar gelijke polygonen

	zon	1988	1993	1997
Pre-pionierzone	11	23,0	21,9	15,5
Pionierzone	12		0,3	15,0
Lage kwelderzone	21	14,2	12,7	6,2
Kwelderzone met pioniersoorten	22	3,6	6,7	0,1
Midden kwelderzone	31	16,4	22,3	30,6
Midden kwelderzone met kweek	32	27,9	25,7	20,3
Hoge en brakke kwelderzone en zilte valleien	42	5,9	3,5	2,1
Water		3,7	3,8	4,1
Totaal		94,7	96,9	93,9

Op **De Hon** is een vast polygoon van de 6 zuidelijke 500x500 meterhokken gebruikt (Appendix 4), waardoor het totale kwelderareaal voor ca. 1/3 deel wordt onderschat. Dat is gedaan om eventuele veranderingen in de oppervlakte van de zuidelijke grens van de kwelder met het wad goed in beeld te brengen; het noordelijk grens-gebied van de kwelder met het dynamisch duingebied (evenals bij Nieuwlandsrijd moeilijk te karteren) valt immers buiten dit polygoon. Het totale areaal pionierzone en kwelderzone binnen het polygoon is stabiel, maar daartussen is een verschuiving van ca. 10 ha van kwelderzone naar pionierzone opgetreden.

Op de zoneringskaarten is te zien dat de pionierzone in het zuidoosten van De Hon groeit (ca. 10 ha). Dat komt overeen met de veranderingen in de pq's van raai IX.

De kwelderzone in het zuidwesten van De Hon gaat achteruit door kliferosie (ca. 10 ha; voor kliferosie zie de Hoofdstukken 4.5, 5.3.4 en 5.4). Dat komt overeen met de veranderingen in de pq's van de raaien VII en VIII.

5.3.6.3 Veranderingen van kwelderzones

Met behulp van de zoneringskaarten kan worden getoond of er veranderingen tussen de zones in de kwelders hebben plaatsgevonden. Van belang is daarbij om na te gaan of veranderingen in de pq's representatief zijn voor



grotere delen van de kwelders. Voor pq's kan met een grote mate van zekerheid worden aangegeven wat de oorzaak is van kleine vegetatieveranderingen. Voor de vegetatiekaarten is dat alleen voor grotere vegetatieveranderingen mogelijk. Daarvoor zijn de abiotische veranderingen in dit geval te gering (maaiveld daling < 10 cm) en abiotische kaarten daarom niet toereikend. Op grond van de veranderingen in de pq's (vgl. Hoofdstuk 5.3.5) zal de aandacht worden gericht op het Nieuwlandsrijd oost van de Oerdsloot (pq 3.07) en op het middengebied van De Hon (pq's 9.07-9.12).

Er komen nogal wat verschuivingen tussen de kwelderzones op het Nieuwlandsrijd voor, zowel successie als regressie en in de tijd wisselend:

- in het noordwesten successie richting hoge en brakke kwelderzones. Het gaat om ca. 50 ha in de periode 1988-1993 en om ca. 50 ha in de periode 1993-1997.
In Hoofdstuk 5.3.6.2 is uitgelegd dat deze veranderingen gebaseerd kunnen zijn op beperkingen in de methode van karteren.
- in het noorden langs de Oerdsloot zowel successie richting midden kwelderzone met R-soorten (periode 1988-1993, ca. 30 ha), verdergaande successie naar de hoge en brakke kwelderzone (periode 1993-1997, ca. 10 ha), als opnieuw regressie richting lage kwelderzone (periode 1993-1997, ca. 20 ha). Uit de analyse van pq 3.21 noordoost van de Oerdsloot blijken behoorlijke schommelingen in het aandeel plantensoorten van de lage kwelder (met name in 1989 en 1995 meer kweldergras) op dit deel van het Nieuwlandsrijd, maar het aandeel soorten van de midden kwelder blijft op 1989 na dominant en is in 1997 gelijk aan 1986 (Figuur 5.23).
- in het oosten langs de Oerdsloot zowel regressie richting lage kwelderzone (periode 1988-1993, ca. 10 ha), als successie richting midden, hoge en brakke kwelderzones (periode 1993-1997, ca. 10 ha). De analyse van pq 3.07 oost van de Oerdsloot laat een dergelijke trend op dit deel van het Nieuwlandsrijd zien, een regressie door toename van de soorten van de lage kwelder in de periode 1986-1991 (maar het vegetatietype en de vegetatiezone veranderen niet), gevolgd door een stabiele periode (Figuur 5.23). Deze geringe regressie is in Hoofdstuk 5.3.4 toegeschreven aan bodemdaling, omdat pq 3.07 direct na 1986 onder de

theoretische ondergrens van de midden kwelderzone is gezakt (beweid is dat GHW + 41 cm en onbeweid + 31 cm). Van deze cruciale pq is in 1999 opnieuw een vegetatieopname gemaakt, waaruit een toename van zeealsem in de periode 1995-1999 van de klasse 0-0,1 % naar 10-25 % blijkt; dat is successie, veroudering, die ook in de omliggende kwelder op het oosten van Nieuwlandsrijd opvallend aanwezig is. Mogelijk spelen hier een algemene trend van een geringe vermindering van beweiding op het gehele Nieuwlandsrijd en meer beweiding op voor het vee aantrekkelijke plaatsen (kweldergras!) door elkaar. Alleen met gedetailleerd onderzoek aan 'veedagen' per deelgebied en experimenten met exclusures voor het vee is deze vraag op te lossen.

- Vergelijkbaar met onze pq's 3.07 en 3.21 blijkt uit de basisgegevens van de RWS Meetkundige Dienst een trend naar meer kweldergras rondom en oost van de Oerdsloot (J.A.M. Janssen, mond. med.). De periode waarin dat optreedt (voornamelijk 1993-1998) verschilt echter van de pq's.
- Zoals gezegd, de effecten van de bodemdaling kunnen alleen in de pq's met zekerheid opgespoord worden. De veranderingen tussen de vegetatiekaarten op Nieuwlandsrijd tonen de effecten van de natuurlijke dynamiek van de vegetatie (zowel successie als regressie), veranderingen in beweidingsspatronen, bodemdaling en opslibingspatronen door elkaar heen. Een eenduidige richting in de ontwikkeling van de vegetatie blijkt niet. Overigens zou zonder bodemdaling meer successie (= verandering van de vegetatie van lagere naar hogere kwelderzones) kunnen zijn opgetreden. Daar wijst ook de aanzienlijke successie in het westen van Nieuwlandsrijd op.

Van grootschalige veranderingen in de zonering van de kwelders op De Hon is geen sprake. Zo zijn de plasjes middenop De Hon tamelijk stabiel. De veranderingen in de pq's 9.07-9.12 spelen zich dus zeer lokaal af (Hoofdstuk 5.3.5). Het volgende hoofdstuk gaat dieper op de detailveranderingen van de kweldervegetatie op De Hon in en is een goede illustratie van de natuurlijke dynamiek op het niveau van vegetatietypen.



5.3.6.4 Veranderingen in vegetatietypen

Door de gehanteerde vereenvoudiging van de vegetatiekaarten gaat een deel van de informatie verloren. Deze detailinformatie is wel in de oorspronkelijke vegetatiekaarten van de Meetkundige Dienst te vinden. De veranderingen in de pq's middenop De Hon geven aanleiding een gedetailleerde kaartvergelijking te maken. Dat is gedaan in Hoofdstuk 6 van het proefschrift van J.A.M. Janssen (concept 6 juli 1999), waarvan de belangrijkste passages hieronder worden weergegeven:

1. In the **pioneer zone** on the south side small changes in the *Salicornietum olichostachyae* occurred between 1988 and 1993.
These changes are relative unreliable as the sparse vegetation cannot be distinguished well from the bare mud flat. Between 1993 and 1997 the whole pioneer zone extended in the south-eastern direction. In the bordering low salt marsh a succession from bare ground and open Salicornietum dolichostachyae to Suaedetum maritimae took place. Puccinellietum maritimae decreased here somewhat, however this vegetation type contains a lot of Suaeda maritima in this area. Therefore this change is not very reliable. In the period 1993-1997 the Suaedetum maritimae decreased strongly due to sand sedimentation and some erosion. Also some succession occurred in the area that was not covered with sand, from Suaedetum and Puccinellietum to Plantagini-Limonietum.
2. On the **levees** of the **middle high salt marsh** the *Artemisietum maritimae* has increased strongly over the whole period, leading to a decrease of *Armerio-Festucetum* and flood mark vegetation dominated by *Atriplex prostrata*. In the south western part also the *Atriplici-Agropyretum pungens* is increased succeeding the *Artemisietum maritimae*.
The encroachment of both vegetation types are normal succession stages in ageing salt marshes. In the lower parts of the middle high salt marsh area the Halimionetum portulacoidis was not found at all in 1988. In 1993 it consisted in small areas from where it increased since then. Also the Artemisietum maritimae increased in this area. Halimione portulacoides is known to extend in ageing low salt marshes due to nutrient enrichment by clay sedimentation (Van Wijnen, 1999).

3. On the south side of the levee, **near the mud flat** on some locations the *Halimionetum portulacoidis* has extended since 1993. In the period 1988-1993 a flood mark vegetation of *Suaedetum maritimae* occupied these spots, succeeding *Atriplex prostrata* floodmark vegetation. According to observations in permanent plots these locations have been subdued to increased flooding, due to land subsidence, since 1986 (Hoofdstuk 5.3.5).
The Halimionetum portulacoidis has not yet suffered from this, until now.
4. In the **depressions** in the **middle high salt marsh** around the most western water pool no clear vegetation succession or regression took place. The amount of *Salicornietum dolichostachyae* was higher in 1998 than in 1993, probably due to a different water content (seasonal fluctuation). Other changes in the area are dubious, as large differences in photo-interpretation occurred in this area. For the same reasons the changes around the middle water pool are doubtful. The creek to the middle water pool has become longer, probably due to the extension of the levee. The area where it ended in the depressions in 1988 has become a levee with the creek winding through it in 1997. North of the end of the creek some vegetation regression took place in the period 1993-1997 (increase of *Salicornietum dolichostachyae* and decrease of *Plantagini-Limonietum*. This may be explained by land subsidence, but may also be explained by changes in water drainage due to the levee extension. The area around the third water pool also shows some vegetation regression. The regression in this area is confirmed by observations in some permanent plots (Hoofdstuk 5.3.5).
This regression is probably caused by changes in the drainage regime of this area, after the construction of a pipe line through the area for the gas exploitation. The aerial photographs show that the creek that runs to and from this area gradually has closed since 1986. Sedimentation processes may have caused water stagnation, resulting in a regression of the vegetation (Hoofdstuk 5.3.5).



Eindconclusie vegetatiekaarten

Met behulp van kaarten van de vegetatiezones van 1988, 1993 en 1997 kon worden getoond dat er geen grote veranderingen op de kwelders hebben plaatsgevonden. De meeste veranderingen vonden op het Nieuwlandsrijd plaats (o.a. meer kweldergras in het oosten), overigens zonder een eenduidige richting en oorzaak. Bodemdaling heeft ook in de vegetatie-veranderingen op De Hon geen grote rol gespeeld, de veranderingen in de pq's 9.7-9.12 spelen zich zeer lokaal af. Mogelijk zou zonder bodemdaling op de kwelders van Ameland-Oost meer successie (= verandering van de vegetatie van lagere naar hogere kwelderzones) zijn opgetreden. Daarom lijkt bodemdaling de veroudering van kwelders op Ameland te remmen en dat is een positief effect van gaswinning.

5.3.7 Aanbevelingen voortzetting kweldermonitoring op Ameland-Oost.

5.3.7.1 Doel van kweldermonitoring

Uitgangspunten

In de Integrale Bodemdalingsstudie Waddenzee (Oost et al., 1998) zijn de uitgangspunten:

- Er treden geen effecten van bodemdaling op indien de opslibbing in balans is met de som van de bodemdaling en zeespiegelstijging (= **streefwaarde**). Reden hiervoor is dat de kweldervegetatie in nauwkeurig vastgelegde zones ten opzichte van GHW groeit.
- Er treden geen effecten op van een tijdelijk en gering tekort in de opslibbingsbalans van 5 cm (= **grenswaarde**). Redenen daarvoor zijn dat zoutplanten vertraagd reageren op een verhoging van GHW en dat de planten lang niet altijd op de ondergrens van hun zone groeien. Op Ameland blijkt deze redenering tot nu toe juist te zijn.
- De opslibbing neemt niet toe als gevolg van de bodemdaling (behoudende veronderstelling).
- De marge van 5 cm is beschikbaar onder de voorwaarde dat de productiesnelheid van de gaswinning verlaagd wordt indien door cumulatie met extreme omstandigheden het kwelderareaal wordt aangetast (bijvoorbeeld tijdens een verhoging van GHW met 17 cm zoals in de periode 1976-1983).

Doel

Op basis van bovengenoemde uitgangspunten zijn de doelen van kweldermonitoring:

1. Vaststellen van de opslibbingsbalans. **Nieuw** element daarbij is toetsing aan een streefwaarde en een grenswaarde.
2. Verklaren van de vegetatieveranderingen (successierichting en areaal) aan de hand van de opslibbingsbalans en de cumulatie daarvan met natuurlijke factoren en veranderingen in GHW.
3. Aansturen van migratie, waaronder eventueel beheersmaatregelen en het aanpassen van de productiesnelheid van de gaswinning.



5.3.7.2 Parameters voor kweldermonitoring

Opslibbingsbalans

Het bepalen van de balans tussen opslibbing, bodemdaling en veranderingen in GHW is in de lopende monitoringsprogramma's in de kwelderwerken (beheersmetingen) en op Ameland (effecten van bodemdaling door gaswinning) een beproefde methode. De methode wordt o.a. aanbevolen door de Raad voor de Natuur in haar advies over bodemdaling door gaswinning. **Nieuw** element daarbij zijn de sedimentatie/erosiemetingen (volgens de eerder beschreven SEB-methode) gekoppeld aan de pq's. Op Ameland heeft ALTERRA (voorheen IBN-DLO) hier een begin mee gemaakt als onderdeel van een SEB-meetnet in de Peazemerlannen en in verschillende delen van de kwelderwerken.

Vegetatie, kwelderareaal en successierichting

De successierichting van de vegetatie is een belangrijk gegeven om zowel positieve als negatieve effecten van natuurlijke veranderingen, van beheersmaatregelen en van bodemdaling door gaswinning te kunnen beoordelen. In permanente kwadraten (pq's) wordt de bedekking van de afzonderlijke plantensoorten opgenomen op een geselecteerd aantal vaste waarnemingspunten. De pq-methode wordt toegepast in de monitoring-programma's in de kwelderwerken (jaarlijks in meetvakken van RWS om het beheer aan te sturen) en op Ameland (in 1986 en van 1989 tot 1997 tweejaarlijks in pq's voor de NAM om de effecten van bodemdaling te meten).

Aanvulling van de pq-methode met een vegetatiekartering van het gehele terrein om het areaal van de verschillende kwelderzones te bepalen, blijft wenselijk (RWS-MD, Monitoring Waterstaatkundige Toestand van het Land).

Cumulatie

Tenslotte dient bij de evaluatie van de monitoring van bodemdaling aandacht te worden besteed aan de cumulatie met andere ingrepen, met de effecten van beheersmaatregelen en met natuurlijke veranderingen, zoals weersomstandigheden en het jaargemiddelde hoogwaterpeil.

Onzekerheden

Gezien enkele veronderstellingen in het voorgaande blijven de volgende vragen van belang voor nader onderzoek naar de effecten van bodemdaling:

1. Is de grenswaarde van 5 cm een goede schatting of te voorzichtig gesteld?
2. Neemt de opslibbing toe als gevolg van bodemdaling? In dat geval is de marge tussen streefwaarde en grenswaarde groter.
3. Wordt een eventuele negatieve opslibbingsbalans hersteld en zo ja, hoe lang duurt dat? De snelheid van herstel geeft meer inzicht in de noodzaak van mitigatie en in de vraag of en wanneer de productiesnelheid van de gaswinning zou moeten worden beperkt.

5.3.7.3 Aanbeveling voor verdere monitoring

De opnamefrequentie van de opslibbingsbalans in het lopende monitoring-programma op Ameland is eens per twee jaar en moet als het minimum worden beschouwd. Bij een opnamefrequentie van meerdere malen per jaar geeft de SEB-methode tevens inzicht in de processen achter de opslibbing ('events' in de opslibbing, klink, krimp en zwelling van de bodem). Voor de monitoring van bodemdaling op Ameland wordt voortzetting van de monitoring van de opslibbingsbalans aanbevolen, inclusief SEB-metingen. Locaties en tijdsduur 5-jaarlijks bijstellen, afhankelijk van de gemeten bodemdaling.

Tweejaarlijkse vegetatie-opnamen zijn het minimum om de effecten van bodemdaling en natuurlijke veranderingen van elkaar te kunnen scheiden. Vanwege de huidige negatieve opslibbingsbalans op een deel van de pq's worden de komende 5 jaar jaarlijkse vegetatieopnamen aanbevolen. Na die 5 jaar wordt beoordeeld op basis van de opslibbingsbalans en de vegetatieveranderingen of de opnamefrequentie weer omlaag kan. In de eindfase van de bodemdaling zou de opnamefrequentie verminderd kunnen worden. Voor de vegetatiekarteringen van RWS-MD wordt de opnamefrequentie van 5 jaar gehandhaafd.

Voor de monitoring van bodemdaling op Ameland wordt voortzetting van de monitoring van deze parameters aanbevolen totdat de uitgangshoogte van het



maaiveld in de lage en de midden-kwelderzone is hersteld. Locaties en tijdsduur 5-jaarlijks bijstellen, afhankelijk van de prognose voor de bodemdaling. Aanbevolen wordt cumulatie bij de evaluatie van de monitoring van bodemdaling op Ameland te blijven betrekken.

5.4 Gedrag kwelderrand Oerderduinen

5.4.1 Inleiding

Bij beheerders van It Fryske Gea (IFG) en bij andere lokaal bekende personen, bestaat de overtuiging dat er sprake is van aanzienlijke kustafslag over een lengte van 2 km van de smalle kwelderzone en duinvoet ten zuiden van Het Oerd en de Oerderduinen, dus tussen Nieuwlandsrijd en De Hon. Kustafslag kan betekenen dat waardevolle vegetaties verloren gaan of dat hun areaal afneemt (figuren 5.35 en 5.36).



Figuur 5.35 Kwelderrand door kustafslag ten zuiden van de Oerderduinen



Figuur 5.36 Kwelderrand door kustafslag ten zuiden van de Oerderduinen

De flora en vegetatie van de smalle kuststrook zijn zeer bijzonder omdat op korte afstand de hoogte gradueel stijgt van het wad via de kwelder naar het duin, waardoor milieugradiënten voorkomen van nat en zout (wad) tot droog en zoet (duin). Lokaal wordt de zout/zoet-gradiënt versterkt door het drangwater uit het grote achterliggende duinmassief. Het verschillende beheer: begrazing door landbouwhuisdieren in het westen 'De Vennoot' en geen begrazing door grote grazers in het oosten (IFG), versterkt de grote soortenrijkdom van de plantenwereld. Ongelijkmatige begrazing door kleinere grazers als konijnen, vogels en muizen vindt plaats over de gehele lengte van de kuststrook en vergroot op kleinere schaal de diversiteit. Door deze milieugradiënten is de soortensamenstelling zeer divers en uniek. Monitoring van veranderingen in de soortensamenstelling als gevolg van kustafslag en mogelijk versneld door bodemdaling als gevolg van gaswinning is daarom uitgevoerd.

Behalve geheel zoet en geheel zout indicerende vegetaties komen binnen enkele tientallen meters afstand vegetaties voor uit overgangsmilieu's met



doorelkaar enerzijds ('zoete') blauwgraslandachtige soorten als tandjesgras (*Danthonia decumbens*), blauwe zegge (*Carex panicea*), kale jonker (*Cirsium palustre*) en veenpluis (*Eriophorum angusti-folium*) en anderzijds zoutplanten als schorrenzoutgras (*Triglochin maritima*) en zilte rus (*Juncus gerardi*). In het databestand van De Vegetatie van Nederland (310.000 vegetatieopnamen) komt een dergelijke combinatie niet voor. Laaggelegen treft men veelvuldig de Rode Lijst-soort rode bies (*Scirpus rufus*) aan. Bovenin de gradiënt, aan de duinvoet tot waar ook het veek ('opdrijfsel') reikt, komen de Rode Lijst-soorten fijn goudscherm (*Bupleurum tenuissimum*) en sierlijke vetmuur (*Sagina nodosa*) spaarzaam voor. Het is dus van belang de bedreigingen van de vegetatie, in deze studie vooral kustafslag, te kwantificeren en de gevolgen voor de vegetatie vast te stellen.

Vanaf 1986 is de vegetatie van pq's gelegen in raaien loodrecht op de waddekust opgenomen. Aan de hand van deze opnamen kon worden vastgesteld dat er in de periode 1986-1999 kustafslag heeft plaatsgevonden. Gegevens over een langere periode kunnen aangeven of er sprake is van veranderingen in snelheid van afslag en met welke gebeurtenissen de veranderingen in afslag mogelijk samenhangen. Luchtfotografie biedt mogelijkheden de kustafslag vlakdekkend te kwantificeren en de mate en snelheid van afslag voor de afgelopen halve eeuw vast te stellen.

Dit onderzoek heeft tot doel de onzekerheid weg te nemen of er versnelde afslag heeft plaatsgevonden, en indien dit het geval is, zo mogelijk de oorzaak daarvan vast te stellen.

De vragen die daarbij aan de orde komen, zijn:

1. Vindt er over een langere periode (vanaf ca. 1950 tot heden) kustafslag plaats en, zo ja, in welke mate?
2. Is er na het begin van de gaswinning in 1986 sprake van versnelde kustafslag?
3. Wat zijn de gevolgen voor de vegetatie?
4. Wat zijn de meest waarschijnlijke oorzaken?

Luchtfoto's bevatten informatie over vegetatiebedekking, vegetatiestructuur en informatie over hoogteverschillen wanneer de opeenvolgende foto's elkaar

ca. 60% overlappen. Bij afslag van het kwelderareaal ontstaat een kwelder-rand, dat wil zeggen op de vegetatiegrens is een klifje aanwezig. De gevolgen voor de soortensamenstelling van de vegetatie zal in het veld moeten worden vastgesteld omdat luchtfoto's hiervoor te weinig gedetailleerde informatie bevatten.

5.4.2 Methode

Indicatief voor het effect van bodemdaling door gaswinning op kustafslag is een verandering in de snelheid van afslag, trendbreuk, op het moment dat er met gaswinning is begonnen (1986). Voor het bestuderen van een trendbreuk, een verandering in een langdurig proces, is het gebruik van luchtfoto's van de Topografische Dienst te Emmen noodzakelijk om een voldoende lange tijdreeks te verkrijgen. De Topografische Dienst heeft luchtfoto's van Ameland-Oost vanaf WO II tot 1996. Recentere foto's dan 1996 waren niet beschikbaar. De schaal (1:18000) en de spectrale resolutie (grijswaarden) van deze panchromatische luchtfoto's zijn echter minder geschikt voor het in kaart brengen van de vegetatie en het kwelderrandje, dan de beschikbare false colour foto's. Onderzocht is of de kustlijn nauwkeurig genoeg op de luchtfoto's van de Topografische Dienst kan worden vastgesteld in vergelijking met de 1:5000 false colour luchtfoto's. In Tabel 5.11 staan de gebruikte luchtfotonummers met opnamejaar genoemd.

Tabel 5.11. Gegevens van de gebruikte foto's.

Jaar	Herkomst	Type	Schaal	Fotonummers, kaart 2-west
1949	Top. Dienst	Panchromatisch	1:20 000	Run II, 31
1959	Top. Dienst	Panchromatisch	1:20 000	Run E, 162
1969	Top. Dienst	Panchromatisch	1:18 000	Run G, 10
1979	Top. Dienst	Panchromatisch	1:18 000	H08
1984	KLM aerocarto	Panchromatisch	1:5000	5863 t/m 5867
1986	Top. Dienst	Panchromatisch	1:18 000	G08
1992	Top. Dienst	Panchromatisch	1:18 000	G07
1993	MD-RWS	False Colour	1:5000	36, 110 t/m 114 (even)
1996	Top. Dienst	Panchromatisch	1:18 000	H07
1997	MD-RWS	False Colour	1:5000	8132 t/m 8136 (even)



Scannen en geometrisch controleren

De panchromatische luchtfoto's van de Topografische Dienst zijn eerst gescaand met 750 dots per inch (ca. 60 cm in het terrein). Zij zijn geometrisch gecorrigeerd aan de hand van paspunten (herkenbare punten op de foto's waarvan x- en y-coördinaten bekend zijn) met GPS gemeten in het veld (middenpunt van wegkruisingen), bekende punten (de baak, hoeken van de NAM-locatie) en overdrachtspunten. Deze overdrachtspunten, zoals greppel- en kreekkruisingen, zijn afgeleid van geometrisch gecorrigeerde 1:5000 foto's (1984). Deze foto's konden nauwkeurig worden gecorrigeerd omdat strandpalen met bekende x- en y-coördinaten herkenbaar aanwezig waren. De volgende foto's in de tijdreeks zijn naar elkaar gecorrigeerd met zoveel mogelijk paspunten om de geometrische onnauwkeurigheid zo klein mogelijk te houden.

Interpretatie kustlijn op fototijdreeks

De gemiddelde grijswaarden van de vegetatie, water, wad en zand zijn met elkaar vergeleken om te zien of deze eenduidig konden worden onderscheiden. Daarna is de grens van de vegetatie, veelal samenhangend met de kwelderrand, op het beeldscherm visueel geïnterpreteerd.

Beeldscherminterpretatie heeft als voordeel dat er naar behoefte vergroot kan worden en dat de kustlijn direct op het computerscherm kan worden gedigitaliseerd. Beeldscherminterpretatie heeft hierdoor een hogere geometrische nauwkeurigheid dan stereoscopische interpretatie van de foto's.

De locatie van de vegetatie en van het wad komen duidelijker tot uiting in de kleurverschillen van false colour luchtfoto's dan in grijswaarden van de panchromatische foto's en zijn dus betrouwbaarder te interpreteren. False colour luchtfoto's zijn echter alleen van de laatste jaren beschikbaar waardoor zij ongeschikt zijn voor het bestuderen van langjarige processen. De foto's dienen daarom ter ondersteuning van de kustlijninterpretatie met de panchromatische foto's.

Controle

De nauwkeurigheid van de geometrische correctie is van essentieel belang om daadwerkelijk kustafslag aan te kunnen tonen. Enige objecten met scherpe grenzen verdeeld over het hele terrein zoals de fietspaden, de NAM-locatie en de drinkpoelen zijn geïnterpreteerd van de 1996-luchtfoto's om de nauwkeurigheid van de correcties te presenteren. Het kaartje met deze controlelijnen wordt geprojecteerd op de luchtfoto's van de verschillende jaren. De geometrische correctie wordt als niet nauwkeurig genoeg beschouwd wanneer de objecten van het kaartje niet passen op die in de foto. Een tweede onafhankelijke controle vond plaats met de locatie van de eerste, dat wil zeggen aan de wadkant gelegen, pq's in de raaien IV, V, VI en VII. Deze locatie is tot op enkele decimeters nauwkeurig bekend. De vegetatieopnamen van de pq's geven informatie over de locatie; is het vegetatie of wad in 1986 en 1999.

GIS-analyse van de interpretatie voor het bepalen van de mate en de snelheid van kustafslag.

De luchtfoto-interpretaties zijn gedigitaliseerd en opgeslagen in een Geografisch Informatiesysteem (GIS). GIS is bij uitstek de methode om statistische gegevens als oppervlakte en omtrek maar ook ruimtelijke en temporele veranderingen zoals verplaatsing te analyseren.

Het verzamelen van vegetatiegegevens in het veld

Op de plaats waar kustafslag zou plaatsvinden is de vegetatie van een aantal proefvlakken (pq's) ten behoeve van het voorspellend onderzoek in 1986 opgenomen (Dankers et al. 1987, Eysink et al 1987). Door nu deze pq's opnieuw op te nemen worden de resultaten van de luchtfoto-interpretatie geverifieerd en kan de kwantitatieve en kwalitatieve betekenis van kustafslag voor de vegetatie worden vastgesteld. Vanwege de locatie van deze 23 pq's was het van groot belang voor dit project deze nu na 13 jaar weer op te nemen. De plaats van de pq's kon zeer nauwkeurig met behulp van Global Positioning System (GPS) worden opgespoord waarna de vegetatie volgens de methode gebruikt in 1986 werd onderzocht.



Analyse van vegetatieveranderingen in de pq's

Voor het onderzoek naar eventuele kustafslag aan de wadkant van de Oerderduinen is aldaar de huidige en vroegere vegetatie van pq's bestudeerd. Dit om kwalitatieve en kwantitatieve veranderingen in de vegetatie vast te stellen, en om te proberen de oorzaken hiervan op te sporen. Bij het onderzoek is gebruik gemaakt van de eerder genoemde, in 1986 aangelegde pq's. Deze behoren slechts ten dele tot de in het standaardmonitoringprogramma bestudeerde proefvlakken. Het gaat om de volgende raaien met proefvlakken: raai IV pq-nummers 01 t/m 06, raai V pq's 01 t/m 06, raai VI pq's 01 t/m 05, en raai VII pq's 01 t/m 06. Elk van de 4 raaien ligt langs de hoogt gradiënt loodrecht op de kust, waarbij het laagst gelegen proefvlak (pq 01) vanaf de Waddenzee (ca. 0,70 m +NAP) net in de eerste vegetatie was gelegd, en het hoogstgelegen proefvlak (pq 05 of 06) op de duinvoet (ca. 3,70 m +NAP). De pq's zijn verspreid over de breedte van de kwelder-rand (ca. 50-150 m) en regelmatig over de lengte ervan (ca. 2 km). De vegetatie van de 23 pq's is in 1986 opgenomen en dit is in augustus 1999 herhaald. De datasets uit 1986 en 1999 kunnen nu met elkaar worden vergeleken. De datasets van 1986 en 1999 zijn samengevoegd en bewerkt met het clusterprogramma TWINSPAN (Hill 1979). De vegetatie is pal aan de kustlijn gesitueerd. Hierdoor is de zoet-zout gradiënt de ecologische 'keyfactor' die dominant is over alle andere factoren.

Analyse oorzaken van kustafslag

Welke zijn de mogelijke en waarschijnlijke oorzaken van de kustafslag. Aandacht is besteed aan de mate en snelheid van kustafslag in relatie tot opgetreden bodemdaling en eventuele andere oorzaken.

5.4.3 Resultaten en discussie

Geometrische correctie

De gescande luchtfoto's zijn geometrisch gecorrigeerd naar elkaar omdat er weinig grond-controlepunten met bekende x- en y-coördinaten beschikbaar waren. Daarbij moeten de foto's onderling vergeleken worden om de ver-

schuivingen tussen de verschillende jaren vast te stellen. De geometrische nauwkeurigheid van de gecorrigeerde panchromatische luchtfoto's staat in Tabel 5.12. De Root Mean Square error (RMS) is de mogelijke afwijking in strekkende meters. De uitkomsten moeten als volgt worden geïnterpreteerd: kust-afslag of aanwas van minder dan 3 meter per 10 jaar (0,3 m per jaar) is met deze foto's niet met zekerheid aan te tonen.

Tabel 5.12. Root Mean Square error van de geometrische correcties

Jaar	RMS y (m)	RMS x (m)	RMS totaal (m)
1949	1,4	1,1	1,7
1959	2,6	2,2	3,4
1969	2,3	1,9	2,9
1979	2,6	1,3	2,9
1986	0,9	0,7	1,1
1992	3,0	3,2	4,3
1996	2,7	1,6	3,2



Figuur 5.37 Foto met scherpe vegetatiegrens en wad.



Interpretatie kustlijn - vegetatiegrens

De interpretatie van de kustlijn is afgebeeld met de betreffende luchtfoto zelf als ondergrond (Figuren 5.39 en 5.40). Deze presentatie bevestigt de ligging van de kustlijn. Als kustlijn is de grens van de vegetatie en het wad/zand aangehouden. Een enkele keer was deze grens niet eenduidig omdat de grijswaardenverschillen niet overal duidelijk waren en omdat de vegetatie op enkele plekken ook gradueel over kan gaan in wad door onder andere zeekraalvegetatie (Vergelijk Figuren 5.37 en 5.38).

Controle

Enige objecten met scherpe grenzen verdeeld over het hele terrein zoals de fietspaden, de NAM-locatie en de drinkpoelen zijn geïnterpreteerd van de 1996-luchtfoto's om de nauwkeurigheid van de geometrische correcties te presenteren. Het kaartje met deze controlelijnen werd geprojecteerd op de luchtfoto's van de verschillende jaren (Figuren 5.39 en 5.40). De geometrische correctie is onnauwkeurig wanneer de controlelijnen van het kaartje niet passen op de objecten van de foto. Op de foto's van 1992 na pasten de controlelijnen goed op de luchtfoto's. De afwijking van de 1992-luchtfoto's wordt te groot geacht waardoor ze niet gebruikt zijn om de kustlijn te interpreteren.

Figuur 5.38 Foto met graduele overgang vegetatie naar wad.
Links Engels slijkgras (*Spartina townsendii*) en rechts
langarige zeekraal (*Salicornia procumbens*).



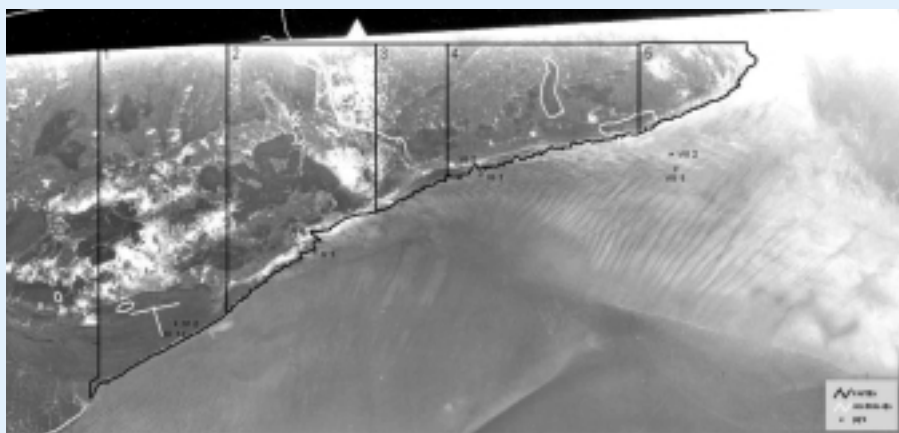


De locatie van de pq's is ook op de luchtfotokaartjes geplot. In 1999 liggen alle eerste pq's op het wad en de tweede pq's in de vegetatie. In 1986 liggen de eerste pq's van raai IV, VI en VII in de vegetatie en ligt de eerste pq van raai V op het wad. Dit komt overeen met de analyse van vegetatieveranderingen in de pq's. De pq's op het wad bevatten volgens de vegetatieopnamen zeekraal (*Salicornia* sp.) met lage bedekking en de pq's in de vegetatie hebben een vegetatiebedekking van 100%.

Analyse in GIS

De oostkant van de onderzochte kwelderrand wijkt sterk af van het overige deel door grote aanwas en afslag. Om de dominerende invloed van dit deel op het gedrag van de gehele kustlijn uit te sluiten, is de kust opgedeeld in vijf stukken zodat afslag en aanwas daar afzonderlijk kunnen worden bestudeerd (Figuren 5.39 en 5.40). De opdeling is grotendeels willekeurig en vooral gerelateerd aan vegetatieveranderingen en het voorkomen van zand. In deel 1, 2, 4 en 5 liggen respectievelijk de transecten IV, V, VI en VII.

Figuur 5.39 Luchtfoto uit 1949



Figuur 5.40 Luchtfoto uit 1996



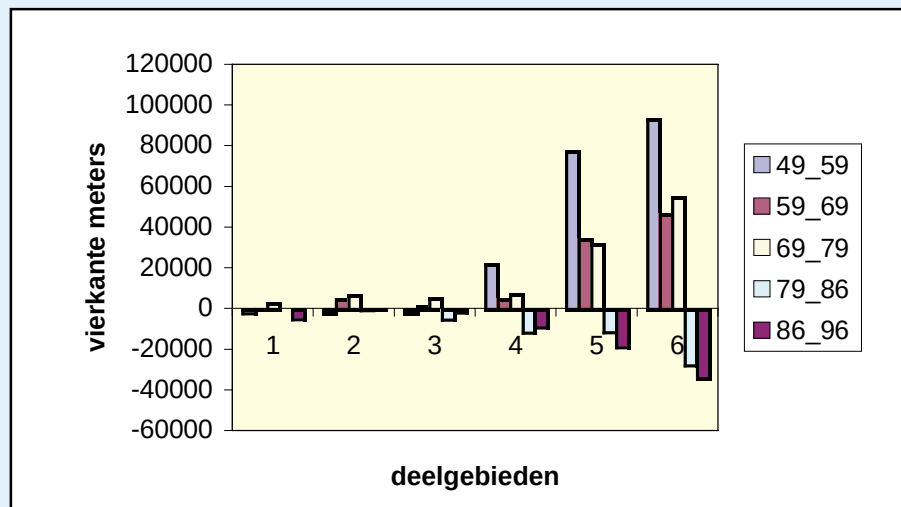
Deel 3 is onderscheiden omdat de kwelderrand hier een soort knikpunt heeft; tot deel 3 is de rand gelegen in noord-oostelijke en na deel 3 in oostelijke richting. In het GIS is per deel de kustlijn van een luchtfotojaar gecombineerd met de interpretatie van het tijdstip ervoor en zijn verschillen in oppervlakte berekend. Deze verschillen in oppervlakte (in m^2), de afslag of aanwas, zijn per deel bij elkaar opgeteld om de netto aanwas of afslag per periode te berekenen (Tabel 5.13, Figuur 5.41).

Tabel 5.13 Netto afslag en aanwas

Kuststrook													Verskil tussen jaren (in m ²)																									
Deel		Lengte (in m)		'49-'59		'59-'69		'69-'79		'79-'86		'86-'96																										
Netto	1	400	-1807	-	232	0	2951	+	119	0	-4821	-																										
	2	475	-2039	-	5170	+	6889	+	-238	0	-124	0																										
	3	200	-2151	-	1617	+	5552	+	-4994	-	-1564	-																										
	4	500	22.083	+	5163	+	7637	+	-11.303	-	-8795	-																										
	5	500	77.549	+	34.498	+	32.018	+	-11.087	-	-18.555	-																										
Totaal		6	2075	93.635	+	36.459	+	53.858	+	-27.713	-	-30.861	-																									
- = afslag													+ = aangroei													0 = neutraal												



Figuur 5.41 Netto afslag en aanwas (deel 6 is de totale kuststrook).



Vanwege de onnauwkeurigheid in de geometrische correcties hoeft de afslag of aanwas niet significant te zijn. Het verschil per deel moet groter zijn dan 3 (onnauwkeurigheid van de geometrische correctie, Tabel 5.12) maal de lengte van het betreffende deel. Een afslag of aanwas kleiner dan de onnauwkeurigheid is in Tabel 5.13 met een 0 aangegeven, aangetoonde afslag met een - en aanwas met een +. Na 1959 laten alle vijf de delen van de kuststrook een zelfde trend zien: er ligt een omslagpunt van aanwas naar

Tabel 5.14. Snelheid van afslag en aanwas.

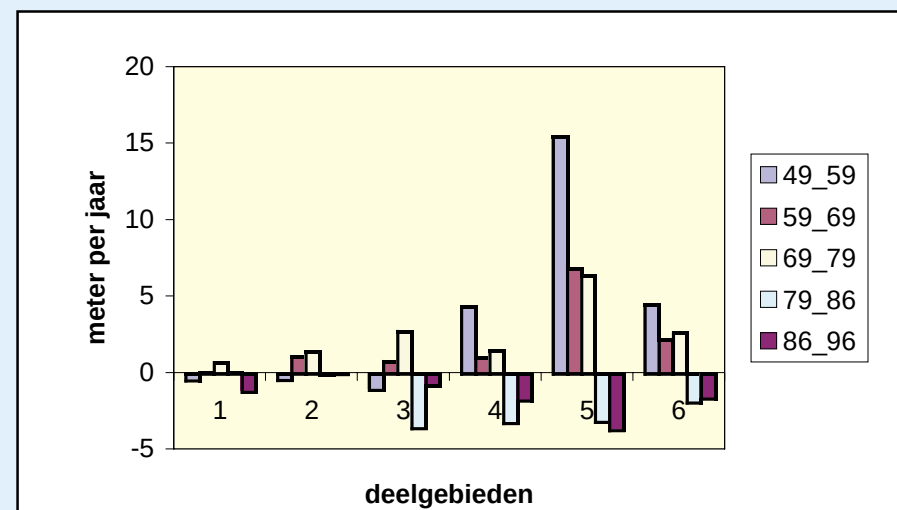
Kuststrook		Snelheid in meter per jaar				
Deel		'49-'59	'59-'69	'69-'79	'79-'86	'86-'96
Netto	1	-0,45	0,06	0,74	0,04	-1,21
	2	-0,43	1,09	1,45	-0,07	-0,03
	3	-1,07	0,81	2,78	-3,57	-0,78
	4	4,41	1,03	1,53	-3,23	-1,76
	5	15,51	6,90	6,40	-3,17	-3,71
Totaal	6	4,51	1,76	2,60	-1,91	-1,49

afslag rond 1979. Bij 1959 ligt een omslagpunt voor de drie westelijke delen, de oostelijke blijven aangroeien. De dynamiek neemt duidelijk toe van west naar oost. In Tabel 5.14 en Figuur 5.42 is de gemiddelde snelheid van afslag en aanwas gepresenteerd.

Dit is de netto afslag of aanwas per deel gedeeld door de lengte van het deel. Alleen de snelheden meer dan 0,3 meter per jaar zijn aangetoond. Snelheden kleiner dan 0,3 meter per jaar vallen binnen de onnauwkeurigheden van de methode. Opvallend is dat in de periode voorafgaand aan 1979 er eerst een toename van de aanwassnelheid is voor dat er afslag plaats vindt. Na 1986 vindt geen versnelde afslag plaats maar juist een afname in snelheid in deel 3 en 4. In deel 5 en 1 is er wel sprake van een snelheidstoename.

De snelheid van kliferosie die op twee plekken werd gemeten bij het onderzoek naar de vegetatie-ontwikkeling op de kwelders (Hoofdstuk 5.3) komt in grote lijnen overeen met de hier gepresenteerde gegevens.

Figuur 5.42 Snelheid van afslag en aanwas (deel 6 is de totale kuststrook)





Analyse van vegetatieveranderingen in de pq's

De clusteranalyse met TWINSPAN is weergegeven in Tabel 5.15.

TWINSPAN clustert op gestandaardiseerde wijze de 46 vegetatieopnamen van de 23 pq's (1986 en 1999). Opnamen die qua soortensamenstelling op elkaar lijken, komen in hetzelfde cluster terecht. Wanneer de vegetatie in een pq dus niet of weinig is veranderd, zal de betreffende opname van 1986 en 1999 in hetzelfde cluster komen. Ook de plantensoorten worden gegroepeerd.

Tabel 5.15. Clusteranalyse vegetatieopnamen van 23 pq's uit raai IV t/m VII (1986 & 1999), in de kuststrook Het Oerd en de Oerderduinen.
De raainummers zijn hier met Arabische cijfers aangeduid.

Tabel 5.15a (basisgegevens)	
Tabelnummer	22 1 144 3 22 122223 23 11 333 13 144 144 113 2334
Opnamenummer	39 7 106 15 28 2901674 653 46 8278 9 09 325 7534 4281 5 3 4061
	4 44 4 4 444 44 444 4 44 44 4 4444
	83 8 745 24 83 2888334 634 77 7444 7 74 755 7755 2783 6 2 3344
	67 0 484 63 56 7234452 931 79 1056 2 37 603 0812 9519 8 8 2849
Jaar	11 1 111 11 11 1111111 111 11 1111 1 11 111 1111 111 1 1 1111
	99 9 999 99 99 9999999 999 99 9999 9 99 999 9999 9999 9 9 9999
	89 8 899 89 89 8888999 899 88 8999 8 89 899 8899 8889 8 8 9999
	69 6 699 69 69 6666999 699 66 6999 6 69 699 6699 6669 6 6 9999
Maand	98 9 988 88 98 8999888 888 99 9888 9 98 988 9988 8998 8 8 8888
Dag	12 0 022 22 12 2111222 322 00 0222 0 02 022 0022 2012 3 2 2222
	05 9 964 36 05 3000556 056 99 8677 8 87 944 8944 3906 0 3 5664
Opnrr	00 0 000 00 00 0000000 000 00 0000 0 00 000 0000 0000 0 0 0000
	81 8 720 21 81 2888011 601 77 7122 7 72 700 7700 2781 6 2 0110
	62 0 406 63 51 7234804 975 79 1612 2 33 615 0834 9517 8 8 9892
Raai- en pqnr	00 00 00 00 000000 00 00 00 00 00 00 00 00
	44 0 660 55 44 5044445 505 00 6060 0 66 770 0707 5005 0 0 0000
	00 7 007 00 00 0400000 040 77 0506 6 00 007 6070 0740 5 5 4567
	66 0 550 66 55 5034345 404 00 2020 0 44 220 0404 2002 0 0 0000
	6 6 2 2 35 3 3 3 5 1 3 11 3 1 1111
Z_coördinaat	33 2 221 32 22 1112121 111 11 1111 1 11 111 1111 1111 1 0 0000
	
	64 1 329 05 54 8782718 665 56 2124 6 87 645 4433 0020 1 8 8796
	97 1 856 81 98 9262405 122 55 4732 0 81 098 5059 5672 5 7 4399
Aantal soorten	23 1 232 1 22 1112111 211 1 1 1 11 1 1
	41 6 421 15 98 4491879 233 98 0254 0 59 254 2168 5945 2 2 1331



Tabel 5.15b (opname)

Tabelnummer	22	1	144	3	22	122223	23	11	333	13	144	144	113		2334		
	39	7	106	15	28	2901674	653	46	8278	9	09	325	7534	4281	5	3	4061
Cirsium arvense	.2		33		32		..		3		..		..		..		Akkerdistel
Urtica dioica	..		21		..		..				..		1		1		Grote brandnetel
Ammophila arenaria	33		2		322		72		..		..		..		..		Helm
Arenaria serpyl ssp serpyl	..		1		..		1		..		..		..		..		Gewone zandmuur
Cardamine hirsuta	11		..		1		..				..		..		..		Kleine veldkers
Carex arenaria	24		3		323		21		..		..		..		..		Zandzegge
Galium mollugo	43		2		2		..				..		..		..		Glad walstro
Senecio sylvaticus	1		1		11		1		..		..		1		..		Boskruiskruid
Senecio jacobaea ssp dunens	2		..		11		1				..		..		..		Duinkruiskruid
Sonchus arvensis var mariti	..		3		21		..				..		..		..		Zeemelkdistel
Plantago coronopus	2		2		22		..		2		2		..		..		Hertshoornweegbree
Pottia heimii	..		..		11		..		1		..		..		..		Zilt kleimos
Bupleurum tenuissimum	..		..		11		..				..		..		..		Fijn goudscherm
Cerastium fontanum ssp vul	12		1		233		..				..		..		..		Gewone hoornbloem
Galium aparine	..		..		2		..				..		..		..		Kleefkruid
Leontodon saxatilis	1		2		1.1		..		1		..		..		..		Kleine leeuwetand
Linaria vulgaris	..		..		1		..				..		..		..		Vlasbekje
Linum catharticum	..		..		3		..				..		..		..		Geelhartje
Poa pratensis	43		1		533		..		3		..		2312		..		Veldbeemdgras
Rumex crispus	..		..		12		..				..		..		..		Krulzuring
Vicia lathyroides	.1		..		11		..				..		..		..		Lathyruswikke
Lotus corniculatus s.l.	..		..		4		..				..		..		..		Gew. en Smalle rolklaver
Cerastium semidecandrum	..		1		...		..				..		..		..		Zandhoornbloem
Cochlearia danica	..		1		..1		..				..		..		..		Deens lepelblad
Sedum acre	..		3		...		..				..		..		..		Muurpeper
Tortula ruralis	..		6		...		..				..		..		..		Gr muur- en duinsterretje
Polygonum aviculare	..		..		21		..				..		..		..		Varkensgras
Sagina maritima	..		..		1		..				..		..		..		Zeevetmuur
Sagina nodosa	..		..		2		..				..		..		..		Sierlijke vetmuur
Rosa canina	..		..		1		..				..		..		..		Hondsroos
Bryum species	..		..		11		..				..		..		..		Knikmos (G)
Stellaria media	..		..		1		..				..		..		..		Vogelmuur
Cladonia species	..		..		1		..				..		..		..		Rendiermos (G)
Rubus caesius	22		..		...		..		1		..		1		..		Dauwbraam
Rhytidiadelphus squarrosus	65		..		3.1		..		1		..		..		..		Gewoon haakmos
Elymus repens	11		..		1		..		3		..		..		..		Kweek
Holcus lanatus	23		1		...		..		33		..		..		..		Gestreepte witbol
Agrostis capillaris	76		..		...		..				..		..		..		Gewoon struisgras
Bellis perennis	1		..		...		..				..		..		..		Madeliefje
Festuca ovina	23		..		...		..				..		..		..		Schapegras
Galium verum	23		..		...		..				..		..		..		Geel walstro
Hypochaeris radicata	34		..		...		..				..		..		..		Gewoon biggokruid
Luzula campestris	33		..		...		..				..		..		..		Gewone veldbies
Plantago lanceolata	34		..		2		..				..		..		..		Smalle weegbree
Rumex acetosella	22		..		...		..				..		..		..		Schapezuring
Taraxacum S. Vulgaria	21		..		...		..				..		..		..		Gewone paardebloem
Hieracium umbellatum	.2		..		...		..				..		..		..		Schermhavikskruid
Taraxacum laevigatum	.1		..		...		..				..		..		..		Zandpaardebloem
Bromus hordeaceus	.1		..		...		..				..		..		..		Zachte dravik s.l.



WL I delft hydraulics



In Tabel 5.15 zijn de onderscheiden clusters van opnamen aangegeven. Deze kennen een hiërarchie die niet verder is aangeduid; wel is de hoofdscheiding in de Tabel gemarkeerd. Van de 23 pq's blijken er minder dan de helft (10) te zijn waarvan de opnamen uit 1986 en uit 1999 door TWINSPAN in verschillende clusters zijn ingedeeld. De pq-nummers daarvan zijn in de kopgegevens van de Tabel vet weergegeven. Uit de Tabel blijkt verder dat boven links in de Tabel de glycofyten ('zoete' plantensoorten) zijn ingedeeld en onderin rechts de halofyten ('zoute' plantensoorten). De scheiding ligt ongeveer bij de witregel boven *Juncus gerardi* (zilte rus). Op grond van de soortensamenstelling is de volgorde van de clusters op te vatten als een gradiënt van het wad (rechts) naar de duinvoet (links). Dit ruimtelijke beeld weerspiegelt ook in grote lijnen de ontwikkeling die de vegetatie van zout naar zoet heeft doorgemaakt.

Indien nu bij de 1999-opname een pq ten opzichte van de bijbehorende 1986-opname 'naar rechts gaat', is dit opgevat als een verandering van de vegetatie, terug naar een eerder stadium van de vegetatieontwikkeling. Dit is regressie genoemd. Een verandering van een pq 'naar links' is beschouwd als een volgend stadium van de vegetatieontwikkeling en is successie genoemd. Zo heeft de vegetatie in de pq's raai V 03 en VI 03 in de afgelopen 13 jaar een successie doorgemaakt en de vegetatie in de pq's IV 01, 02, V 01, VI 01, VII 01, 03, 05 en 06 een regressie. Dit is ca. 1/3 van de pq's. De regressie van de vegetatie tussen 1986 en 1999 lijkt vooral door de 'normale' bodemdaling te zijn veroorzaakt. Vlak langs de oever is vooral de afslag van de kwelderrand (pq's IV 01, VI 01 en VII 01) oorzaak van de grote veranderingen in de vegetatie. Hier is de oorspronkelijke vegetatie volledig weggeslagen. In pq V 03 is de vegetatie van heen (*Scirpus maritimus*), ook wel zeebies genoemd, hoger en dichter geworden. Daarmee gepaard gaand heeft opslibbing de bodemdaling op deze plek volledig gecompenseerd. Bij pq V 06, gelegen op de duinvoet in een vegetatie van helm (*Ammophila arenaria*), is ook sprake geweest van erosie. Deze vegetatie is hierdoor niet wezenlijk veranderd.

Lokaal komen op de grens van kwelder en wad zones voor met riet- (*Phragmites australis*) en zeebiesvelden. Dit is vooral het geval ter hoogte van raai V, alwaar deze bescherming bieden tegen kustafslag. Zij hebben hun bestaan mogelijk te danken aan het zoete drangwater uit de Oerderduinen.

Tabel 5.16. Overzicht van alle waargenomen plantensoorten en frequenties in 23 pq's van raai IV t/m VII (1986 & 1999), in de kuststrook Het Oerd en de Oerderduinen.

Wetenschappelijke naam	Aantal scores 1986	Aantal scores 1999	Nederlandse naam
<i>Ammophila arenaria</i>	4	4	Helm
<i>Agrostis capillaris</i>	1	1	Gewoon struisgras
<i>Agrostis stolonifera</i>	12	10	Fioringras
<i>Amblystegium varium</i>	2	0	Oever-pluisdraadmos
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	1	2	Gewoon reukgras
<i>Arenaria serpyllifolia</i> ssp. <i>serpyllifolia</i>	2	0	Gewone zandmuur
<i>Artemisia maritima</i>	1	0	Zeealsem
<i>Aster tripolium</i>	7	1	Zulte
<i>Atriplex portulacoides</i>	2	2	Gewone zoutmelde
<i>Atriplex prostrata</i> var. <i>prostrata</i>	10	9	Var. prostrata v. Spiesmelde
<i>Bellis perennis</i>	1	0	Madeliefje
<i>Brachythecium albicans</i>	0	1	Bleek dikkopmos
<i>Brachythecium mildeanum</i>	1	1	Kwelmoeras-dikkopmos
<i>Bromus hordeaceus</i>	0	1	Zachte dravik s.l.
<i>Bryum species</i>	0	2	Knikmos (G)
<i>Bupleurum tenuissimum</i>	1	1	Fijn goudscherm
<i>Calliergonella cuspidata</i>	2	2	Gewoon puntmos
<i>Campyllum polygamum</i>	0	1	Gewoon goudmos
<i>Cardamine hirsuta</i>	2	1	Kleine veldkers



Wetenschappelijke naam	Aantal scores 1986	Aantal scores 1999	Nederlandse naam
<i>Cardamine pratensis</i>	1	1	Pinksterbloem
<i>Carex arenaria</i>	4	4	Zandzegge
<i>Carex distans</i>	3	4	Zilte zegge
<i>Carex nigra</i>	3	3	Zwarte zegge
<i>Carex panicea</i>	1	1	Blauwe zegge
<i>Centaureum pulchellum</i>	1	0	Fraai duizendguldenkruid
<i>Cerastium fontanum</i> ssp. <i>vulgare</i>	3	3	Gewone hoornbloem
<i>Cerastium semidecandrum</i>	1	0	Zandhoornbloem
<i>Cirsium arvense</i>	4	5	Akkerdistel
<i>Cirsium palustre</i>	0	1	Kale jonker
<i>Cirsium vulgare</i>	1	0	Speerdistel
<i>Cladonia species</i>	0	1	Rendiermos (G)
<i>Cochlearia danica</i>	1	1	Deens lepelblad
<i>Cochlearia officinalis</i> ssp. <i>anglica</i>	2	0	Engels lepelblad
<i>Cynosurus cristatus</i>	1	3	Kamgras
<i>Danthonia decumbens</i>	0	1	Tandjesgras
<i>Drepanocladus aduncus</i>	2	0	Gewoon sikkeltmos
<i>Eleocharis multicaulis</i>	1	0	Veelstengelige waterbies
<i>Eleocharis palustris</i> ssp. <i>palustris</i>	1	1	Gewone waterbies
<i>Eleocharis palustris</i> ssp. <i>uniglumis</i>	3	4	Slanke waterbies
<i>Eleocharis quinqueflora</i>	2	0	Armbloemige waterbies
<i>Elymus athericus</i>	9	9	Strandkweek
<i>Elymus repens</i>	2	2	Kweek
<i>Eriophorum angustifolium</i>	0	1	Veenpluis
<i>Eurhynchium praelongum</i>	3	4	Fijn snavelmos
<i>Festuca ovina</i>	1	1	Schapegras
<i>Festuca rubra</i> ssp. <i>commutata</i>	14	11	Rood zwenkgras s.s.
<i>Galium aparine</i>	1	0	Kleefkruid
<i>Galium mollugo</i>	3	1	Glad walstro
<i>Galium palustre</i>	1	1	Moeraswalstro
<i>Galium verum</i>	1	1	Geel walstro
<i>Glaux maritima</i>	12	7	Melkkruid
Groenwieren	2	4	Groenwieren
<i>Hieracium umbellatum</i>	0	1	Schermhavikskruid
<i>Holcus lanatus</i>	3	2	Gestreepte witbol
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	1	1	Gewone waternavel
<i>Hypochaeris radicata</i>	1	1	Gewoon biggekruid
<i>Juncus ambiguus</i>	3	1	Zilte greppelrus
<i>Juncus articulatus</i>	5	3	Zomprus
<i>Juncus gerardi</i>	11	11	Zilte rus
<i>Juncus maritimus</i>	1	1	Zeerus
<i>Leontodon autumnalis</i>	4	4	Vertakte leeuwetand
<i>Leontodon saxatilis</i>	4	1	Kleine leeuwetand
<i>Limonium vulgare</i>	3	0	Lamsoor

Wetenschappelijke naam	Aantal scores 1986	Aantal scores 1999	Nederlandse naam
<i>Linaria vulgaris</i>	1	0	Viasbekje
<i>Linum catharticum</i>	1	0	Geelhartje
<i>Lolium perenne</i>	0	2	Engels raai gras
<i>Lophocolea bidentata</i>	1	0	Gewoon kantmos
<i>Lotus corniculatus</i> s.l.	1	0	Gewone en Smalle rolklaver
<i>Lotus uliginosus</i>	1	1	Moerasrolklaver
<i>Luzula campestris</i>	1	1	Gewone veldbies
<i>Matricaria maritima</i>	2	0	Reukeloze kamille
<i>Mentha aquatica</i>	1	1	Watermunt
<i>Odontites vernus</i> ssp. <i>serotinus</i>	2	0	Late ogentroost
<i>Parapholis strigosa</i>	4	3	Dunstaart
<i>Pellia species</i>	1	0	Pellia (G)
<i>Phragmites australis</i>	1	2	Riet
<i>Plantago coronopus</i>	4	2	Hertschoornweegbree
<i>Plantago lanceolata</i>	1	2	Smalle weegbree
<i>Plantago major</i> ssp. <i>major</i>	0	2	Grote weegbree s.s.
<i>Plantago major</i> ssp. <i>pleiosperma</i>	3	0	Getande weegbree
<i>Plantago maritima</i>	8	4	Zee weegbree
<i>Poa annua</i>	1	1	Straatgras
<i>Poa pratensis</i>	5	6	Veldbeemdgras
<i>Poa trivialis</i>	4	2	Ruw beemdgras
<i>Polygonum aviculare</i> *	0	2	Varkensgras
<i>Potentilla anserina</i>	7	5	Zilver schoon
<i>Pottia heimii</i>	1	2	Zilt kleimos
<i>Puccinellia distans</i> ssp. <i>distans</i>	1	0	Stomp kweldergras s.s.
<i>Puccinellia maritima</i>	10	5	Gewoon kweldergras
<i>Ranunculus acris</i>	1	0	Scherpe boterbloem
<i>Ranunculus flammula</i>	1	1	Egelboterbloem
<i>Rhytidadelphus squarrosus</i>	3	2	Gewoon haakmos
<i>Riccardia chamedryfolia</i>	1	0	Gewoon moerasvorkje
<i>Rosa canina</i>	0	1	Hondsroos
<i>Rubus caesius</i>	4	1	Dauwbraam
<i>Rumex acetosella</i> *	1	1	Schapezuring
<i>Rumex crispus</i>	1	1	Kruizuring
<i>Sagina maritima</i>	0	1	Zeevetmuur
<i>Sagina nodosa</i>	0	1	Sierlijke vetmuur
<i>Salicornia europaea</i>	7	8	Kortarige zeekraal
<i>Salicornia procumbens</i>	1	2	Langarige zeekraal
<i>Salix repens</i>	1	0	Kruipwilg
<i>Scirpus maritimus</i> var. <i>compactus</i>	6	7	Var. compactus v. Heen
<i>Scirpus rufus</i>	2	2	Rode bie
<i>Sedum acre</i>	1	0	Muurpeper
<i>Senecio jacobaea</i> ssp. <i>dunensis</i>	1	3	Duinkruiskruid
<i>Senecio sylvaticus</i>	5	1	Boskruiskruid



Wetenschappelijke naam	Aantal scores 1986	Aantal scores 1999	Nederlandse naam
<i>Sonchus arvensis</i> var. <i>maritimus</i>	1	2	Zeemelkdistel
<i>Spartina townsendii</i>	5	2	Engels slijkgras
<i>Spergularia maritima</i>	3	5	Gerande schijnspurrie
<i>Spergularia salina</i>	4	1	Zilte schijnspurrie
<i>Stellaria media</i>	0	1	Vogelmuur
<i>Suaeda maritima</i>	6	5	Schorrekruid
<i>Taraxacum laevigatum</i>	0	1	Zandpaardebloem
<i>Taraxacum sectio Vulgaria</i> (T.vul.s.s+ham)	1	1	Gewone paardebloem
<i>Tortula ruralis</i>	1	0	Groot muur- en duinsterretje
<i>Trifolium fragiferum</i>	4	5	Aardbeiklaver
<i>Trifolium pratense</i>	0	1	Rode klaver
<i>Trifolium repens</i>	6	6	Witte klaver
<i>Triglochin maritima</i>	9	4	Schorrenzoutgras
<i>Triglochin palustris</i>	1	1	Moeraszoutgras
<i>Urtica dioica</i>	3	1	Grote brandnetel
<i>Vicia lathyroides</i>	1	2	Lathyruswikke
<i>Viola canina</i>	1	0	Hondsviooltje

Door de verschillende milieuomstandigheden die op korte afstand van elkaar voorkomen, zijn er veel verschillende plantensoorten aanwezig. Het totale aantal plantensoorten in Tabel 5.16 bedraagt 124; daarvan zijn er 108 hogere planten en 16 lagere planten zoals mossen. De spreiding is ook groot: op het wad zijn pq's gelegen met onder deze extreme omstandigheden nog slechts wat groenwier, maar op de overgang van kwelder en duin (de duinvoet) waar de invloed van de zee gering is, zijn de pq's het soortenrijkst en komen meer dan 30 soorten voor per pq van 4 m². De Rode Lijst-soorten geelhartje (*Linum catharticum*), armbloemige waterbies (*Eleocharis quinqueflora*), fraai duizendguldenkruid (*Centaureum pulchellum*), late ogentroost (*Odontites vernus* subsp. *serotinus*), Engels lepelblad (*Cochlearia officinalis* subsp. *anglica*) en zeealsem (*Artemisia maritima*) zijn in 1999 niet meer in de proefvlakken aangetroffen.

Uit Tabel 5.16 blijkt dat ondanks bodemdaling en afnemend areaal (afslag) de verschillen in frequentie van plantensoorten tussen 1986 en 1999 over het geheel genomen nauwelijks minder groot zijn dan een beschouwing per pq doet vermoeden. Dit komt doordat de vegetatiezones in de richting van de duinvoet zijn opgeschoven. Halverwege de hoogtegradiënt (VI 03) schoof b.v. de zone met heen en akkerdistel (*Cirsium arvense*) 5-8 m en bovenin de hoogtegradiënt (VI 05) de gordel met zilte zegge (*Carex distans*) bij de duinvoet ca. 1 m landinwaarts. Als door voortgaande bodemdaling en kustafslag de verschillende vegetatiezones langs de smalle hoogtegradiënt naar boven opschuiven, zouden ze zich tenslotte kunnen 'stuklopen' tegen de duinvoet, waar dan geen plaats meer voor hen is.

Analyse oorzaken van kustafslag

Kustafslag vindt plaats vanaf ongeveer 1979 ruim voor de aanvang van gaswinning. Het omslagpunt komt overeen met een omslagpunt in de dynamiek van het oostelijk deel van Ameland. De periodiciteit van aanwas en afslag lijkt samen te hangen met het migreren van enkele geulen in het gebied. Deze migratie is als verklaring aangevoerd voor aanwas en erosie van De Hon (Hoofdstuk 4.3, Figuren 4.15 en 4.16). De mogelijke invloed van bodemdaling werd daarbij niet uitgesloten.

Klifvorming is op zichzelf geen onnatuurlijk proces. In de Integrale Bodemdalingstudie Waddenzee (Oost et al. 1998) en in Paragraaf 5.3.1.2 over klifvorming wordt hierop nader ingegaan.

5.4.4 Conclusies

Er vindt overeenkomstig de indruk van IFG afslag plaats van de kuststrook tussen Nieuwlandsdijk en De Hon. Deze afslag bedraagt over een lengte van 2 km ca. 3,1 ha over de laatste 10 jaar (1986-1996). In de 7 jaar daarvoor (1979-1986) is de afslag 2,8 ha. In de periode 1959-1979 vond er aanwas plaats en wel van 9,1 ha. Afslag vond dus reeds plaats voor de aanvang van de gaswinning in 1986. De snelheid van afslag is in deel 1 en 5 toegenomen na 1986 in tegenstelling tot deel 3 en 4 waar de snelheid juist is afgenomen. Over de gehele kuststrook gezien neemt de snelheid van afslag af van 1,91 m/j naar 1,49 m/j na 1986. De situatie na 1996 kon niet worden beoordeeld.



wegens afwezigheid van adequate luchtfoto's.

Een direct gevolg van kustafslag is dat de vegetatie van de eerste pq's gelegen aan de wadkant is weggeslagen. Kweldergrasvegetatie is wad geworden. Verder is de algemene indruk van de vegetatieveranderingen dat de vegetatie zouter en natter is geworden. Als voorbeeld kan dienen pq IV 02 alwaar een vegetatie met een dominantie van fioringras (*Agrostis stolonifera*) veranderde in een vegetatie met een dominantie van gewoon kweldergras (*Puccinellia maritima*). Daar verdwenen de volgende 'zoete' plantensoorten en soorten van overgangsmilieu's: dunstaart (*Parapholis strigosa*), witte klaver (*Trifolium repens*), zilverschoon (*Potentilla anserina*), vertakte leeuwe-tand (*Leontodon autumnalis*), grote weegbree (*Plantago major*), zilte greppel-rus (*Juncus ambiguus*), en late ogentroost (*Odontites vernus*). Daarentegen verschenen de zoute soorten gewoon kweldergras, kortarige zeekraal (*Salicornia europaea*), gerande schijnspurrie (*Spergularia maritima*), zilte schijnspurrie (*S. salina*), heen en schorrekruid (*Suaeda maritima*).

Concluderend kan worden gesteld dat het optreden van kustafslag niet door gaswinning lijkt te zijn veroorzaakt of te zijn versneld. Afslag vindt voor aanvang van de winning in 1986 plaats en de snelheid van afslag neemt na 1986 gemiddeld over de hele kuststrook niet toe (Figuur 5.42a). Het lijkt een natuurlijk proces dat in lijn is met de bevindingen van het WL en het IBN-DLO over de dynamiek van het oostelijk deel van Ameland (Hoofdstuk 4.3). De conclusies gelden echter tot en met 1996, het eerste decennium na gaswinning. Aanbevolen wordt ook mogelijke veranderingen in snelheid na 1996 vast te stellen wanneer de benodigde luchtfoto's beschikbaar komen.

5.5. Vegetatieontwikkeling in de duingebieden

5.5.1 Monitoring van duinvegetaties

5.5.1.1 Materiaal en methoden voor monitoring van duinvegetaties

Veldwerk en gegevensopslag

De veranderingen in de vegetatie werden gevolgd met behulp van permanente kwadraten (pq's). Dit zijn in het veld gemarkeerde vlakken van 2*2 m². In deze pq's zijn in 1986, 1989, 1992, 1995 en 1998 beschrijvingen van de vegetatie gemaakt (opnamen). De pq's liggen in vijf raaien (transecten) van kwelder naar duin, genummerd I, III, IV, VI en VII. De pq's worden aangeduid met transectnummer + nummer binnen het transect. De ligging van de pq's wordt gegeven in Figuur 3.13. Transect VI is pas in 1989 uitgezet; er zijn hier dus geen gegevens uit 1986. De aantallen opnamen zijn: 56 in 1986, 64 in 1989 en 1992, 65 in 1995 en 66 in 1998. De laagst gelegen pq's, die in deze paragraaf worden behandeld, zijn kwelderachtig en worden incidenteel door zee-water overstroomd. De hoogste liggen in de droge duinen. De transecten liggen onderling parallel en zijn ongeveer Noord-Zuid georiënteerd. De opnamen zijn gemaakt door de volgende personen: P.A. Slim in 1986, 1995 en 1998, J. Wiertz in 1989, en A.C. Zwikker en M.W. Dekker in 1992.

Elke opname bestaat uit een lijst van soorten, met voor elke soort de procentuele bedekking; dit is het percentage van de ondergrond bedekt door de levende delen van die soort bij loodrechte projectie. De procentuele bedekking is altijd op het oog geschat als abundantie, d.w.z. een cijfercode, die met een bepaald bedekkingsinterval correspondeert. Alle gegevens zijn ingevoerd in het opslag- en verwerkingsprogramma TURBOVEG (Hennekens, 1995). Hierbij zijn controles uitgevoerd op de juistheid van soortnamen en bedekkings-codes. Cryptogamen zijn bij de huidige bewerking van de gegevens buiten beschouwing gelaten. Deze waren in 1986, 1995 en 1998 volledig opgenomen, in 1989 zeer onvolledig en in 1992 betrekkelijk volledig, maar niet nagedetermineerd. Indeterminaten zijn eveneens buiten beschouwing gelaten, met enkele uitzonderingen. Ondersoorten en variëteiten zijn, op enkele uitzonderingen na, samengevoegd (voor details zie Appendix 5).



Verwerking van de gegevens

De verwerking van de gegevens heeft zich toegespitst op de vraag in hoeverre de waargenomen veranderingen in de vegetatie toegeschreven kunnen worden aan bodemdaling. Voor de bepaling van het effect van bodemdaling is uitgegaan van het 'vijf-factoren model'. Dit denkmodel ligt ten grondslag aan de meeste huidige vegetatiemodellen, zoals die o.a. gebruikt worden voor Natuurbalans 1998 (Anonymus, 1998) en Natuurverkenningen (Anonymus, 1997). In dit model wordt de vegetatie beschouwd als een resultante van vijf omgevingsvariabelen, dat wil zeggen:

- grondwaterstand
- voedselrijkdom
- pH
- zout
- beheer

Op Ameland zijn van deze vijf geen gegevens over beheer beschikbaar. Verondersteld wordt dat het beheer (begrazing door reeën, konijnen en ganzen en in de Kooi duinen en op het Nieuwlandsruid en Het Oerd ook door vee) in de tijd constant is. Van alle andere factoren zijn er wel data:

- grondwaterstand (voortaan aangeduid als GVG) wordt gekarakteriseerd door de waterstand in de peilbuizen in april van elk jaar waarin de pq's zijn opgenomen (de 'waarnemingsjaren');
- voedselrijkdom wordt gekarakteriseerd door gehalten aan N, P en K, zoals gemeten in bodemonsters uit 1995 en in de tijd constant verondersteld;
- pH is gemeten in bodemonsters uit 1995 en wordt in de tijd constant verondersteld;
- zout kan worden gekarakteriseerd als Na en Cl, zoals gemeten in bodemonsters uit 1995, maar ook als overvloedingsfrequentie, zoals berekend uit de jaarlijkse hoogwater-overschrijdings-gegevens van de zeewaterstand te Nes en de maaiveldhoogte per pq in combinatie met het al dan niet bereikbaar zijn van de pq's voor zeewater.

Er is een regressiemodel gemaakt dat enkele samenvattende karakteristieken van de vegetatie voorspelt op grond van de bovenstaande vier vari-

abelen. Hierbij zijn grondwaterstand en zoutinvloed gemodelleerd als een gezamenlijk effect van maaiveldhoogte en weersinvloeden (neerslag, verdamping en zeespiegelregime). Het maken van dit model is in de volgende vier stappen verlopen:

1. eerst is aangetoond dat grondwaterstand en overvloedingsfrequentie inderdaad een belangrijke invloed op de vegetatie hebben;
2. vervolgens is aangetoond dat veranderingen in grondwaterstand en overvloedingsfrequentie in de loop van de tijd ook tot de verwachte veranderingen in de vegetatie leiden;
3. voor grondwaterstand en overvloedingsfrequentie is nagegaan in hoeverre zij worden bepaald door hoogteligging en in hoeverre door het weer;
4. door het combineren van de verwachte effecten van maaiveldhoogte en weersinvloeden op grondwaterstand en zoutinvloed en de verwachte effecten van deze twee op de vegetatie, is een model opgesteld dat recht streeks de veranderingen in de vegetatie voorspelt uit de combinatie van hoogteligging en weersinvloeden.

Met dit model kan, door het vervangen van de actuele maaiveldhoogte door de maaiveldhoogte zoals die geweest zou zijn zonder bodemdaling, het effect van bodemdaling worden bepaald.

Om de vegetatie op een eenvoudige wijze te kunnen karakteriseren is gebuikt gemaakt van de 'sample scores' (SS) die bepaald zijn door middel van ordinatie (in dit geval: 'detrended correspondence analysis', DCA) (Ter Braak & Smilauer 1998). Deze methode werkt globaal als volgt: er wordt gezocht naar groepen van soorten met een onderling gecorreleerd gedrag (dit betekent dat als een soort in zo'n groep afneemt, een ander ook afneemt, of juist toeneemt). De aanwezigheid (of juist afwezigheid) van de soorten uit zo'n groep wordt per vegetatieopname ('sample') kwantitatief samengevat als sample score. De mate waarin elke soort in zo'n groep bijdraagt aan de sample score is de 'species score'. Nadat op deze wijze de belangrijkste groep soorten (d.w.z. die soorten die de globale variatie in de vegetatie het best karakteriseren) is geïdentificeerd, kan de op één na belangrijkste groep soorten worden bepaald. Ook hierbij horen weer sample scores en species scores. Dit proces kan een aantal malen worden herhaald,



en zo ontstaat een aantal 'assen' waarlangs de sample scores en species scores grafisch tegen elkaar kunnen worden uitgezet. In de praktijk geven de eerste twee assen meestal een voldoende beeld van de variatie in de vegetatie. Door regressie van de sample scores op omgevingsvariabelen kan tevens de relatie tussen opnamen, soorten en abiotische omstandigheden in beeld worden gebracht. Voor een gedetailleerde beschrijving van deze methode wordt verwezen naar Jongman et al. (1995) en naar Appendix 5.

Hoewel de sample scores in principe de beste samenvattende variabelen zijn om het effect van abiotische omstandigheden op de vegetatie weer te geven, doen deze geen uitspraak over de vraag of deze veranderingen als gunstig of ongunstig beoordeeld moeten worden. Om deze reden is nog van een tweede maat gebruik gemaakt, namelijk de 'natuurbehoudswaarde' (NBW), bepaald met de z.g. 'Gelderland'-methode (Hertog & Rijken 1992). Dit is een gestandaardiseerde methode om aan een vegetatieopname een waarde toe te kennen op grond van zeldzaamheid, achteruitgang en internationale bedreiging van de erin voorkomende soorten. Uit de (verwachte of waargenomen) verandering in de vegetatie is de verandering in de NBW berekend. Details omtrent de gebruikte statistiek worden gegeven in Appendix 5.

5.5.1.2 Resultaten en conclusies van monitoring van duinvegetaties

Typologie

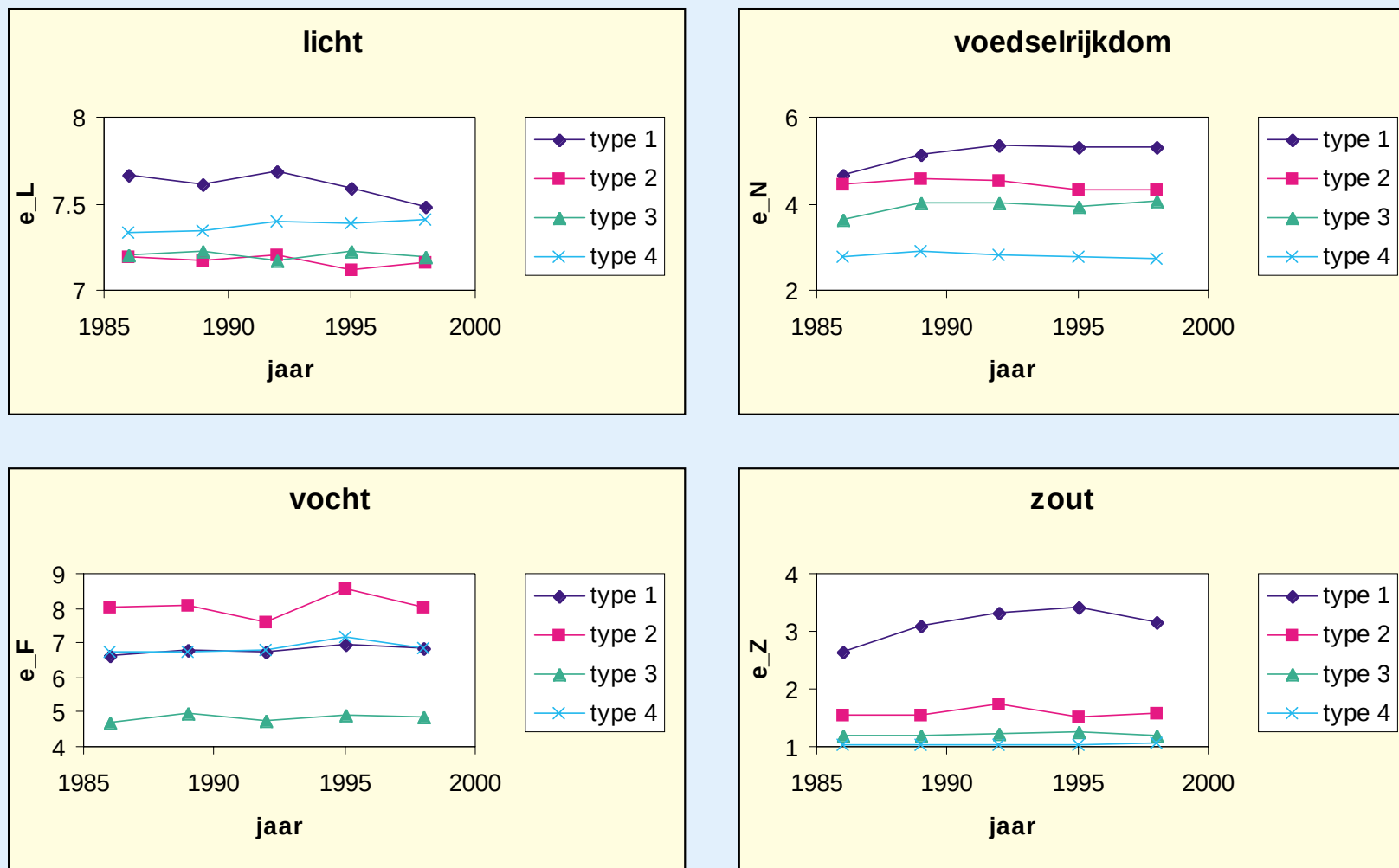
Achterin Appendix 5 is een Tabel opgenomen met alle soorten en opnamen uit alle jaren. Op grond van deze tabel werd de vegetatie in vier typen (genummerd van 1 tot 4) ingedeeld. In de tabel is bij elke soort het type aangegeven waarin deze optimaal voorkomt. Het bleek slechts sporadisch voor te komen dat een pq in de loop van de tijd van type verandert (vaak was deze verandering dan nog tijdelijk); hierom werd elk pq aan één van de typen toebedeeld (als een pq van type veranderde aan het type waartoe dit pq in de meeste jaren behoorde) (Appendix 5). Voor een ecologische karakterisering van de typen is gebruik gemaakt van informatie uit Van der Meijden et al. (1990) en Westhoff & Den Held (1969) en van de gemiddelde

indicatiewaarden (Ellenberg-waarden) per type (Figuur 5.43).

De typen worden hieronder kort gekenschetst. Voor een uitgebreider beschrijving en de plaatsing van de typen in het systeem van Westhoff & Den Held (1969), wordt verwezen naar Dankers et al. (1987).



Figuur 5.43 Verloop in (ongewogen) gemiddelde Ellenberg-waarde per type, voor de vijf opnamejaren. a: licht, b: vocht, c: voedselrijkdom, d: zout (de eenheden voor zout zijn de oorspronkelijke eenheden *3 zodat een vergelijkbare 9-delige schaal ontstaat).





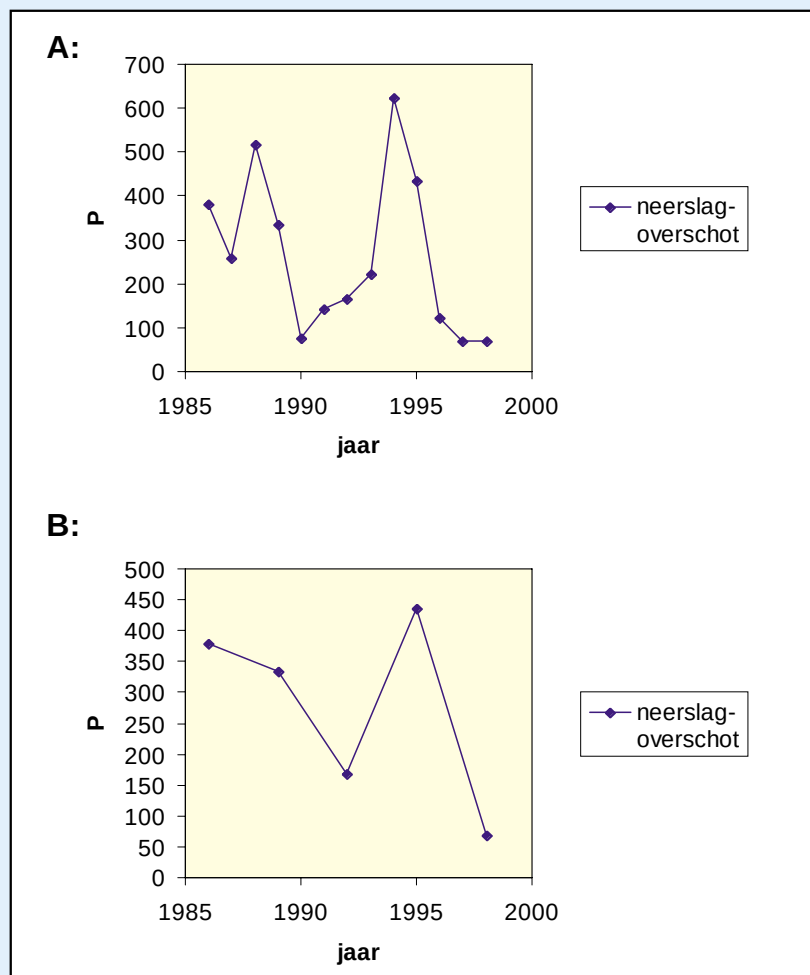
TYPE 1: zilte duinvalleien (19 pq's). Karakteristieke soorten: zilte zegge (*Carex distans*), rood zwenkgras (*Festuca rubra*), zilte rus (*Juncus gerardi*), fraai duizenguldenkruid (*Centaureum pulchellum*), melkkruid (*Glaux maritima*), zeebies (*Scirpus maritimus*), slanke waterbies (*Eleocharis palustris* ssp. *uniglumis*), duinrus (*Juncus alpino-articulatus* spp. *atricapillus*), fioringras (*Agrostis stolonifera*). Overeenkomend met typen Tu en To in Dankers et al. (1987), met overgangen naar type Sf. De meeste pq's van dit type liggen in transect VII.

TYPE 2: natte duinvalleien (29 pq's). Karakteristieke soorten: riet (*Phragmites australis*), ruwe bies (*Scirpus lacustris* spp. *tabernaemontani*), gewone waterbies (*Eleocharis palustris* spp. *palustris*), zomprus (*Juncus articulatus*), moeraswalstro (*Galium palustre* ssp. *palustre*), watermunt (*Mentha aquatica*), waternavel (*Hydrocotyle vulgaris*), zompvergeet-mijnietje (*Myosotis laxa*). Overeenkomend met type Wp in Dankers et al., met overgangen naar Ws. Zoals ook al door Dankers et al. wordt opgemerkt is dit type vegetatiekundig vrij heterogeen, met elementen van o.a. Nanocyperion (moerasdroogbloem [*Gnaphalium uliginosum*], dwergglas [*Radiola linoides*], dwergbies [*Scirpus setaceus*]), Litorellion (oeverkruid [*Litorea uniflora*], knolrus [*Juncus bulbosus*], waterpunge [*Samolus valerandi*], stijve moerasweegbree [*Echinodorus ranunculoides*]), en Bidention (kleine duizendknoop [*Polygonum minus*]). Zoutplanten komen in dit type af en toe voor, zoals Deens lepelblad (*Cochlearia danica*), schorrekruid (*Suaeda maritima*) en zeezuring (*Rumex maritimus*). De meeste pq's met dit type liggen in transect IV (Oerdswater) en de lagere delen van transect I; ook de twee pq's van transect III behoren tot dit type.

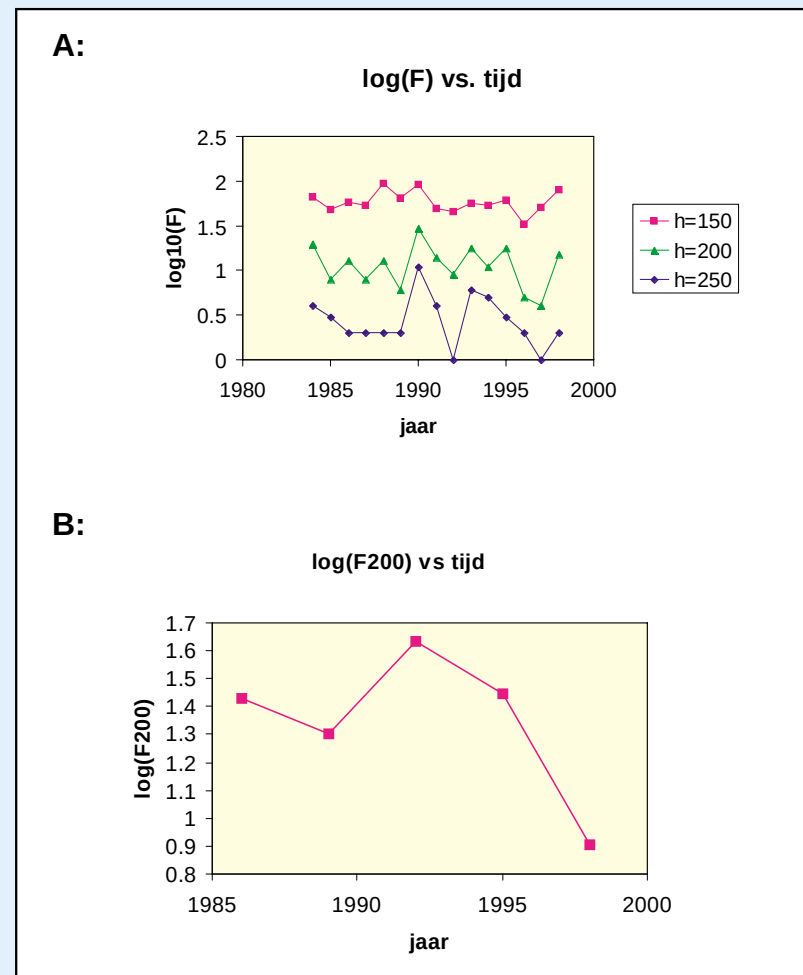
TYPE 3: droge duinen, duingraslanden met overgangen naar duinheide (6 pq's). Karakteristieke soorten: zandzegge (*Carex arenaria*), helm (*Ammophila arenaria*), duinriet (*Calamagrostis epigeios*), schapegras (*Festuca ovina*), gewoon struisgras (*Agrostis capillaris*), gewone veldbies (*Luzula campestris*), biggekruid (*Hypochaeris radicata*). Soms komen soorten voor die duiden op verruiging zoals schapezuring (*Rumex acetosella*) en dauwbraam (*Rubus caesius*). Overeenkomend met type Gk in Dankers et al., met overgangen naar de typen Gi en Gc. Dit type komt uitsluitend voor in transect I (Kooiduinen).

TYPE 4: vochtige duinheide (12 pq's). Karakteristieke soorten: dopheide (*Erica tetralix*), veenpluis (*Eriophorum angustifolium*), kruipwilg (*Salix repens*), zwarte zegge (*Carex nigra*), pijpen-strootje (*Molinia caerulea*), tormentil (*Potentilla erecta*). Overeenkomend met type Hx in Dankers et al., met overgangen naar Ws. Dit type komt voor in alle transecten behalve III en VII.

De ecologische verschillen tussen de typen zoals hierboven afgeleid uit de samenstellende soorten worden bevestigd door een analyse van hun gemiddelde indicatiewaarden (Ellenberg et al. 1991) (Figuur 5.43). De gemiddelde waarde voor zout neemt af in de volg-orde type 1 > type 2 > type 4 = type 3, terwijl de gemiddelde waarde voor vocht afneemt in de volgorde type 2 > type 1 = type 4 > type 3. Deze volgorde weerspiegelt de afnemende invloed van zeewater resp. regenwater. De hoge indicatiewaarde voor licht in type 1 komt overeen met het pionier- (kwelderachtige) karakter van dit type. De gemiddelde indicatie-waarde voor stikstof is het laagst in type 4. In de typen 2 en 3 kan eutrofiëring, o.a. door meeuwen, tot wat hogere waarden leiden. Temporele trends in de gemiddelde indicatie-waarden zijn nauwelijks aanwezig. Bij de licht-indicatie valt de dalende trend in type 1 op; dit zou kunnen wijzen op successie waarbij de kweldervegetatie gaandeweg dichter wordt. Bij de vocht-indicatie is voor de natte typen het extreem natte jaar 1995 duidelijk te herkennen en bij de zout-indicatie komen in type 1 de hoge vloedden begin jaren '90 duidelijk tot uiting (vergelijk Figuren 5.43, 5.44 en 5.45).



Figuur 5.44 Neerslagoverschot (=neerslag - verdamping): (a) per jaar, (b) voor de opnamejaren.



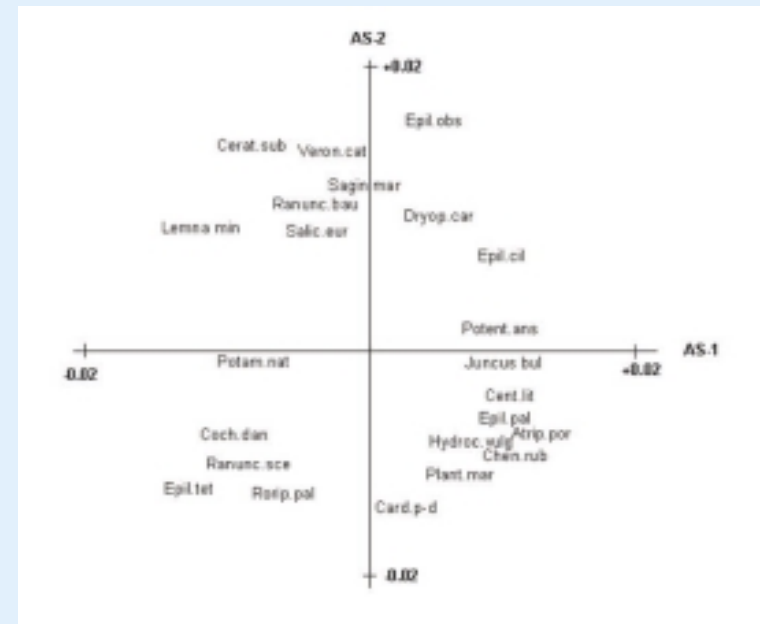
Figuur 5.45 Overvloedingsfrequentie als LOG10(aantal overvloedingen): (a) per jaar op 150, 200 en 250 cm +NAP, (b) gesommeerd over de twee jaar voorafgaand aan elk opnamejaar op 200 cm +NAP (F200).

Verandering in de vegetatie, samenhang met abiotische factoren

Figuur 5.42 is het resultaat van een ordinarie met het jaartal als enige verklarende variabele. Hiermee wordt een indruk verkregen van de veranderingen in de loop van de tijd op het niveau van de soorten. Weergegeven zijn de soorten met de grootste verandering. In het algemeen zijn de veranderingen erg klein geweest, zoals blijkt uit het geringe aantal weergegeven soorten. Het meest opvallend is de sterke presentie van water- en moerasplanten in 1995 en een vrij sterke presentie van zoutplanten in 1992 (figuur 5.48).



Figuur 5.46 Zeekraal (*Salicornia* sp.)



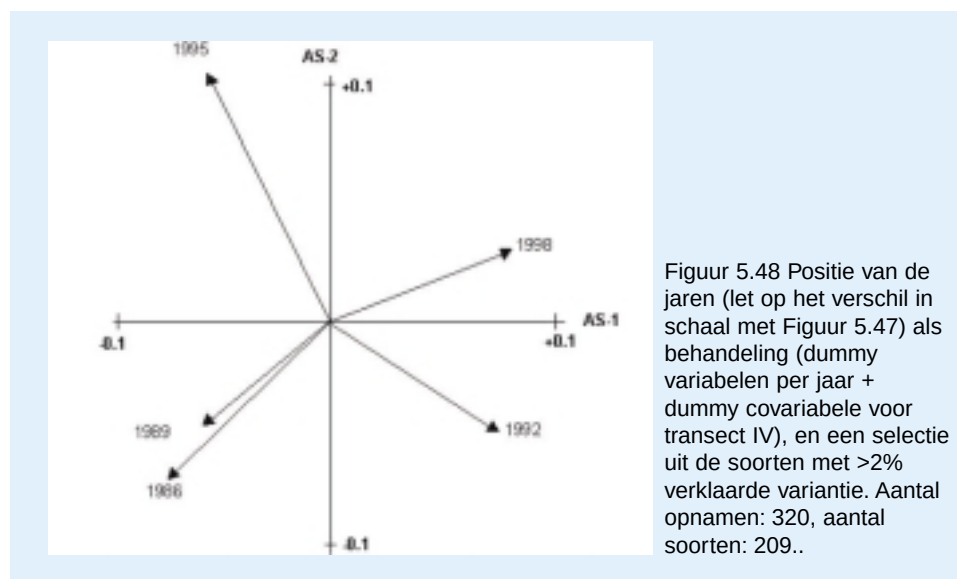
Figuur 5.47 RDA biplot met de jaren als behandeling (dummy variabelen per jaar + dummy covariabele voor transect IV), en een selectie uit de soorten met >2% verklaarde variantie. Aantal opnamen: 320, aantal soorten: 209.

Soorten en ondersoorten. Verklaring van de soortnamen: *Atrip.por* = *Atriplex portulacoides*; *Card.p-d* = *Cardamine pratensis* ssp. *dentata*; *Cent.lit* = *Centaurium litorale*; *Cerat.sub* = *Ceratophyllum submersum*; *Chen.rub* = *Chenopodium rubrum*; *Coch.dan* = *Cochlearia danica*; *Dryop.car* = *Dryopteris carthusiana*; *Epil.cil* = *Epilobium ciliatum*; *Epil.obs* = *Epilobium obscuratum*; *Epil.pal* = *Epilobium palustre*; *Epil.tet* = *Epilobium tetragonum*; *Hydroc.vul* = *Hydrocotyle vulgaris*; *Juncus.bul* = *Juncus bulbosus*; *Lemna.min* = *Lemna minor*; *Plant.mar* = *Plantago maritima*; *Potam.nat* = *Potamogeton natans*; *Potent.ans* = *Potentilla anserina*; *Ranunc.bau* = *Ranunculus baudotii*; *Ranunc.sce* = *Ranunc sceleratus*; *Rorip.pal* = *Rorippa palustris*; *Sagin.mar* = *Sagina maritima*; *Salic.eur* = *Salicornia europaea*; *Veron.cat* = *Veronica catenata*.



Het belang van de abiotische factoren is vergeleken door middel van 'voorwaartse selectie'. Hierbij wordt in een multivariaat (=voor alle soorten tegelijk) multiële (=voor alle abiotische factoren tegelijk) regressiemodel stapsgewijs telkens die variabele toegevoegd die de sterkste toename in percentage verklaarde variantie bewerkstelligt (Tabel 5.19). Het blijkt dat de hoogte-gerelateerde factoren grondwaterstand en overvloedingsfrequentie de meeste variantie verklaren (samen ongeveer 8% op een totaal van 17,5%). Dit duidt er op dat bodemdaling in principe tot belangrijke effecten op de vegetatie kan leiden. Het totale percentage verklaarde variantie van ca. 18% is vrij normaal voor dit type ecologische data, maar laat wel zien dat een groot deel van de variantie in de vegetatie niet samenhangt met een van de onderzochte factoren. Dit kan deels 'ruis' zijn, en deels het gevolg van niet onderzochte factoren zoals beheer.

Figuren 5.49-5.52 geven schematisch het resultaat van DCA op alle data. Figuur 5.49 geeft de ecologische overeenkomst tussen een selectie van de

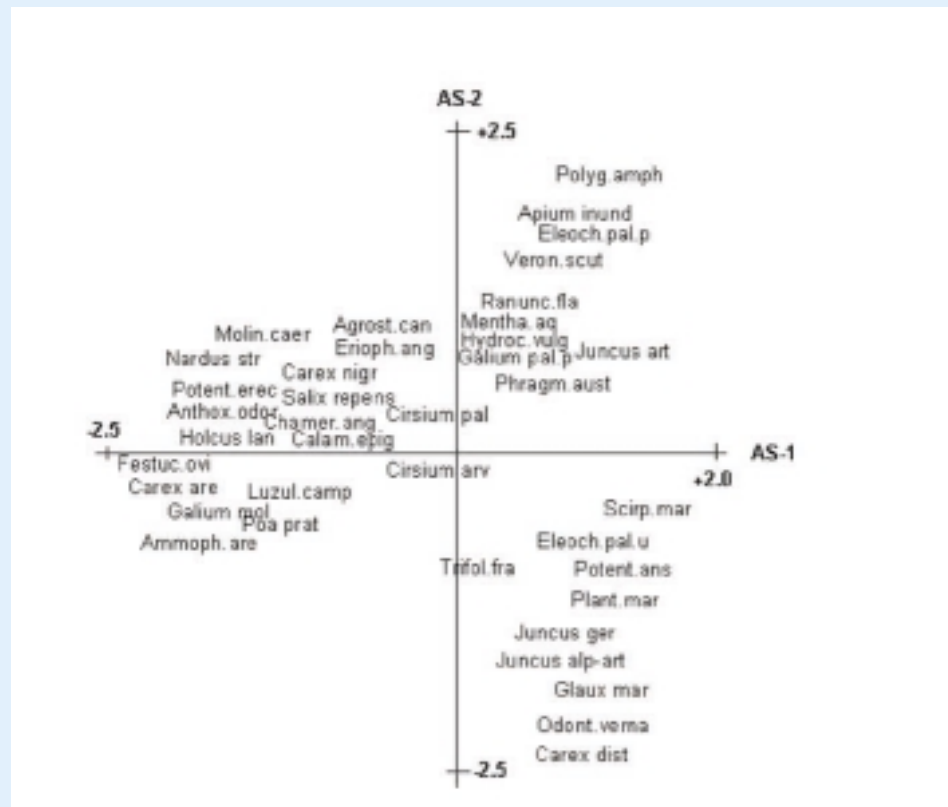


Figuur 5.48 Positie van de jaren (let op het verschil in schaal met Figuur 5.47) als behandeling (dummy variabelen per jaar + dummy covariabele voor transect IV), en een selectie uit de soorten met >2% verklaarde variantie. Aantal opnamen: 320, aantal soorten: 209..

Variabele	extra fit	totale fit
F*open	4.82%	4.82%
GVG	3.15%	7.97%
pH	2.80%	10.77%
Ntot	1.40%	12.17%
Ptot	1.75%	13.92%
K	1.05%	14.97%
Ca	0.96%	15.93%
Na	0.88%	16.81%
Cl	0.70%	17.51%

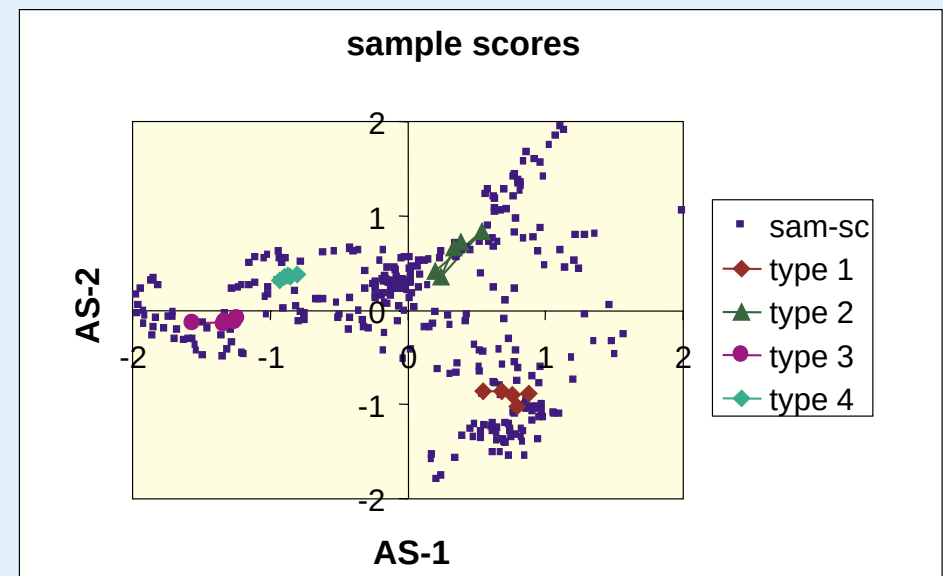
Tabel 5 Voorwaartse selectie van variabelen in CCA. Extra fit = toename in percentage verklaarde variantie bij toevoegen van een variabele, totale fit = percentage verklaarde variantie voor een model met deze en alle voorgaande variabelen (verschillen in de som van beide zijn het gevolg van afrondfouten). Voor verklaring van de namen van de variabelen zie Figuur 5c. Alle effecten zijn significant ($P < .001$ na 999 permutaties). Aantal opnamen = 320, aantal soorten = 209.

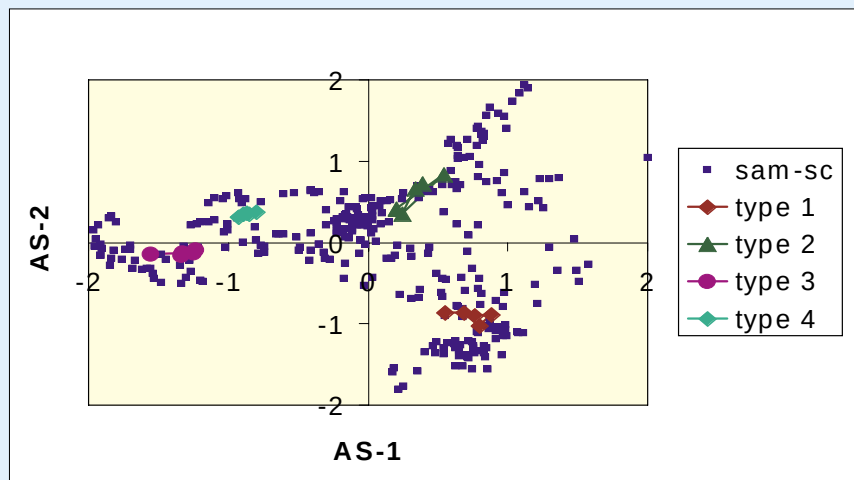
meest voorkomende soorten, Figuur 5.50 de verwantschap tussen de opnamen en Figuur 5.51 de samenhang tussen de abiotische factoren. Figuur 5.52 geeft de globale samenhang met de NBW. Door al deze diagrammen over elkaar te projecteren ontstaat een beeld van de samenhang tussen soorten, opnamen, abiotische factoren en NBW. Details over de interpretatie worden gegeven in Appendix 5; globaal is deze als volgt: elke soort komt vooral voor in opnamen waar hij dicht bij staat en neemt toe als een abiotische factor waarvan de pijl in zijn richting wijst, toeneemt (denk er aan dat bij GVG de pijl in de richting van dieper grondwater, dus drogere situaties, wijst). Door combineren van voorgaande figuren met Figuur 5.52 kan men de gemiddelde NBW per opname, de bijdrage van elke soort hieraan, en het verwachte effect van de abiotische factoren hierop, aflezen. De verwachte Natuurbehoudswaarde (NBW) van een opname wordt in Figuur 5.52 gevonden op de plaats van die opname in Figuur 5.50. De verwachte verandering in NBW bij toename van een omgevingsvariabele kan worden afgelezen door Figuur 5.52 in de richting van de pijl van die variabele in Figuur 5.51 te doorlopen. In Figuur 5.50 is het gemiddelde 'pad' ingetekend dat de opnamen van de vier typen in de loop van de tijd hebben afgelegd. Het blijkt dat de veranderingen per type erg klein zijn in vergelijking met de verschillen tussen de typen. Door combineren met Figuur 5.52 blijkt dat ook geen grote veranderingen in NBW opgetreden zijn.



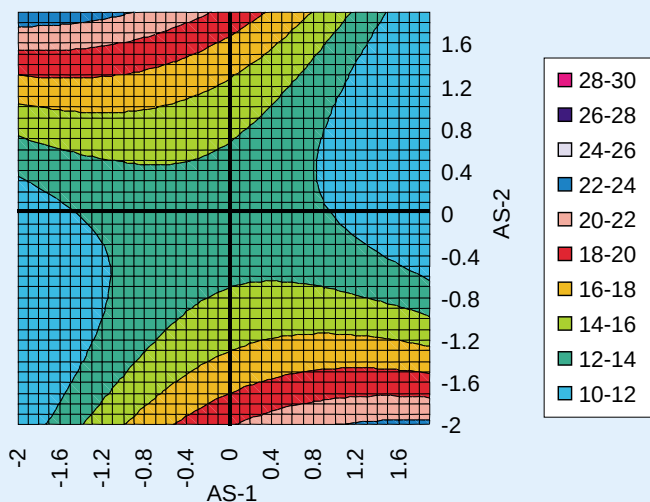
Figuur 5.49 DCA analyse van alle opnamen. Percentages verklaarde variantie: 5,2, 3,8 en 2,5% voor resp. de eerste, tweede en derde as; totaal percentage verklaarde variantie: 17,5%; de figuur weespiegelt ongeveer 50% van alle verklaarde variantie. Aantal opnamen: 320, aantal soorten: 209.

In de figuur is weergegeven een selectie van (onder)soorten met de grootste verklaarde variantie. Verklaring van de soortnamen: Agrost.can = *Agrostis canina*; Ammoph. are = *Ammophila arenaria*; Anthox. odor = *Anthoxanthum odoratum*; Apium inond = *Apium inundatum*; Calam. epig = *Calamagrostis epigeios*; Carex are = *Carex arenaria*; Carex dist = *Carex distans*; Carex nigr = *Carex nigra*; Chamer. ang = *Chamerion angustifolium*; Cirsium arv = *Cirsium arvense*; Cirsium pal = *Cirsium palustre*; Eleoch. pal. p = *Eleocharis palustris* var. *palustris*; Eleoch. pal. u = *Eleocharis palustris* var. *uniglumis*; Erioph. ang = *Eriophorum angustifolium*; Festuc. ovi = *Festuca ovina*; Galium mol = *Galium mollugo*; Galium pal. p = *Galium palustre* var. *palustre*; Glaux mar = *Glaux maritima*; Holcus lan = *Holcus lanatus*; Hydroc. vulg = *Hydrocotyle vulgaris*; Juncus alp-art = *Juncus alpino-articulatus*; Juncus art = *Juncus articulatus*; Juncus ger = *Juncus gerardii*; Luzul. camp = *Luzula campestris*; Mentha. aq = *Mentha aquatica*; Molin. caer = *Molinia caerulea*; Nardus str = *Nardus stricta*; Odont. verna = *Odontites verna*; Phragm. austr = *Phragmites australis*; Plant. mar = *Plantago maritima*; Poa prat = *Poa pratensis*; Polyg. amph = *Polygonum amphibium*; Potent. ans = *Potentilla anserina*; Potent. erec = *Potentilla erecta*; Ranunc. fla = *Ranunculus flammula*; Salix repens = *Salix repens*; Scirp. mar = *Scirpus maritimus*; Trifol. fra = *Trifolium fragiferum*; Veron. scut = *Veronica scutellata*.

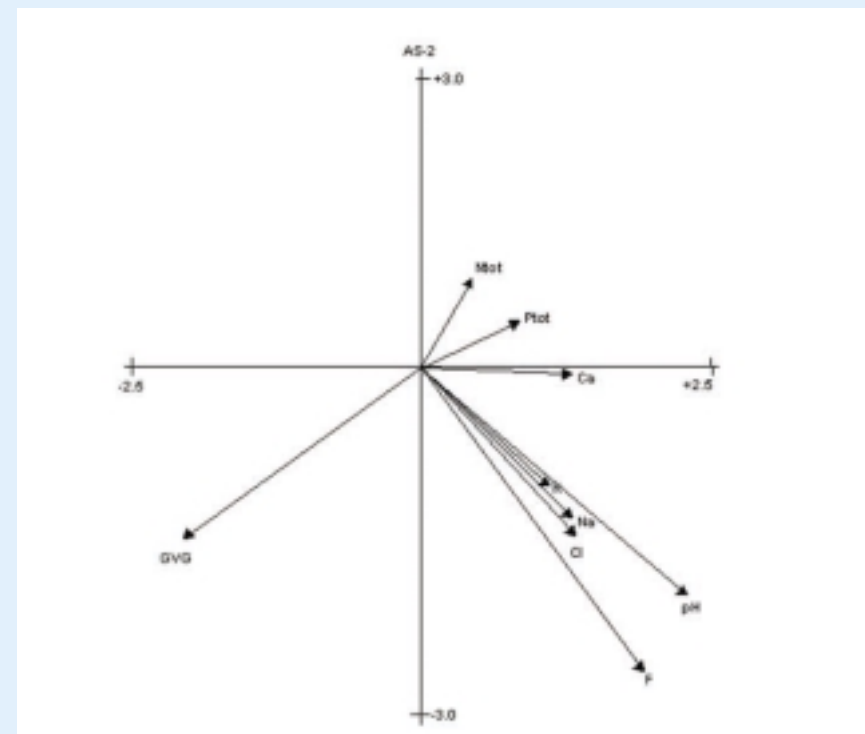




Figuur 5.50 Sample scores van alle opnamen, met de gemiddelden per type per jaar



Figuur 5.52 Verwachtingswaarde voor NBW in het ordinatiediagram uit Figuur 5.51.



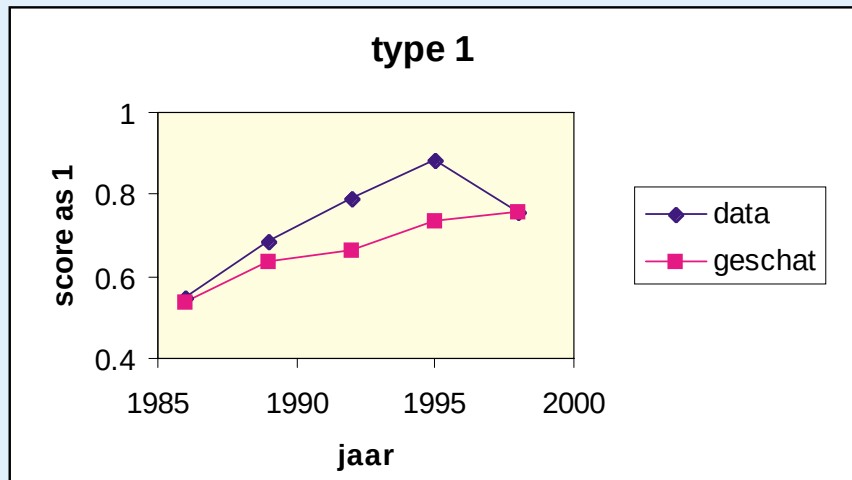
Figuur 5.51 Omgevingsvariabelen. Ntot = totaal stikstofgehalte in de bodem; Ptot = totaal fosforgehalte in de bodem; Ca = calciumgehalte in de bodem; K = kaliumgehalte in de bodem; Na = natriumgehalte in de bodem; Cl = chloridegehalte in de bodem; pH = pH van de bodem; F = overvloedsfrequentie (gesommeerd over de twee jaren voorafgaand aan elk opnamejaar, gelogaritmiseerd); GVG = grondwaterstand (in cm onder maaiveld, gelogaritmiseerd).



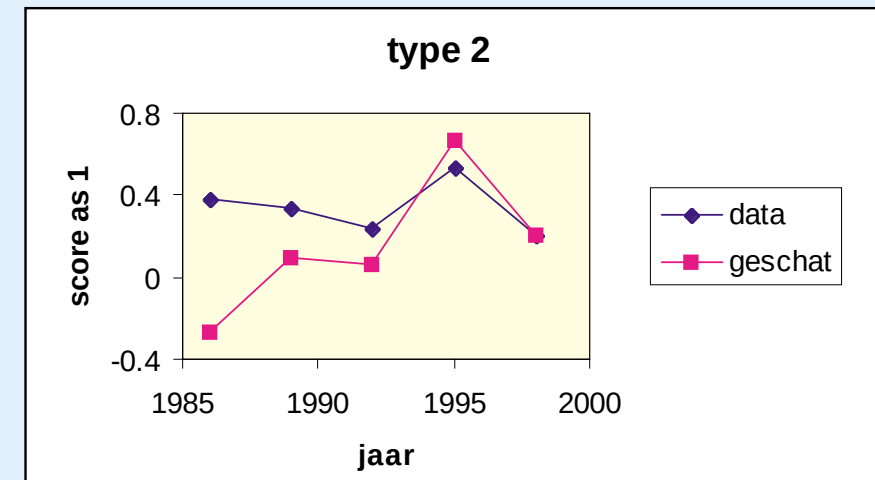
Effect van bodemdaling

Figuur 5.53 geeft de gemiddelde sample scores per jaar als waarneming en als verwachte waarde berekend op grond van de relatie met grondwaterstand (Figuren 5.53a-d) resp. overloedings frequentie (Figuren 5.28e-f) in 1998. Er blijkt een redelijk goede overeenstemming te zijn tussen de waargenomen en de verwachte waarden. Hieruit blijkt dat de veranderingen in de vegetatie in de loop van de tijd voorspeld kunnen worden op grond van de veranderingen in abiotische omstandigheden en de relatie tussen vegetatie en abiotische omstandigheden zoals op één tijdstip is vastgesteld. Dit principe ligt ten grondslag aan het 'veranderingsmodel' dat hieronder gebruikt is om de bijdrage van bodemdaling aan de veranderingen in de vegetatie te schatten. In dit model wordt de gezamenlijke invloed van weersomstandigheden en maaiveldhoogte op de vegetatie geschat via hun verwachte invloed op grondwaterstand en overloedingsfrequentie. Een gedetailleerde beschrijving van dit model wordt gegeven in Appendix 5.

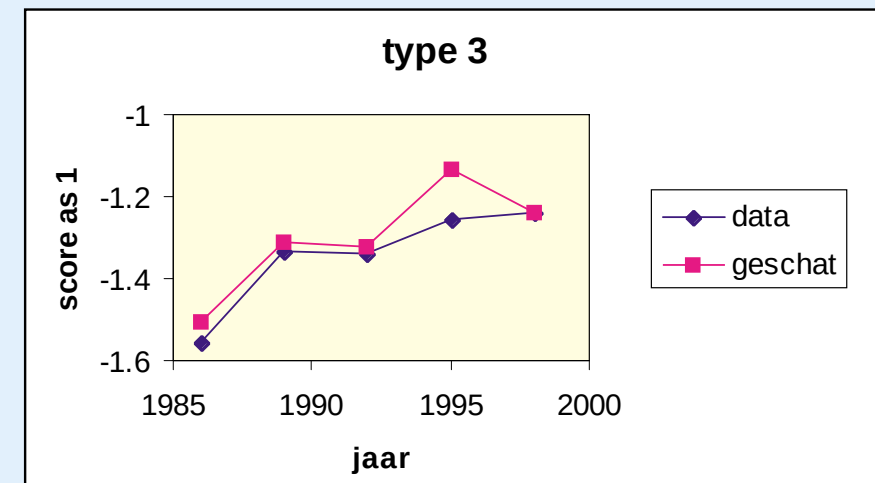
Figuur 5.53 Gevonden waarde en waarde verwacht op grond van de data uit 1998 voor SS1 en SS2, op grond van grondwaterstand en overloedingsfrequentie. a - d, SS1 op grond van GVG voor resp. type 1 - 4; e - f, SS1 en SS2 op grond van F voor de 'open' pq's.



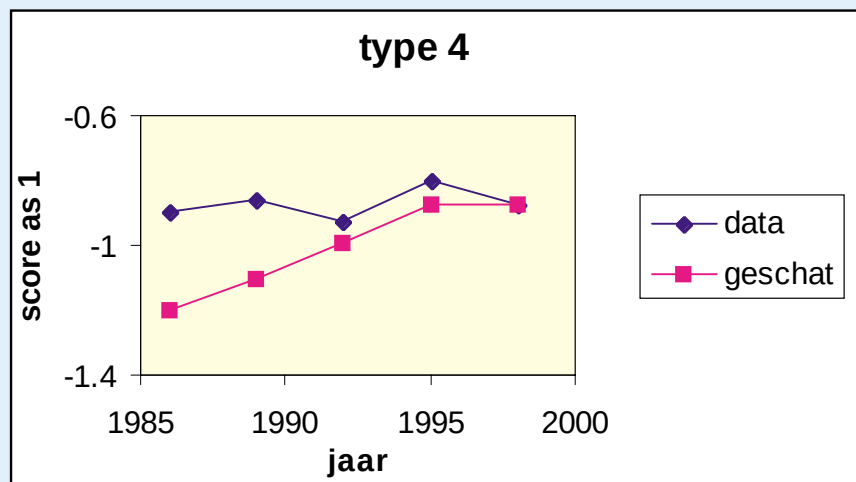
Figuur 5.53a Grondwaterstand



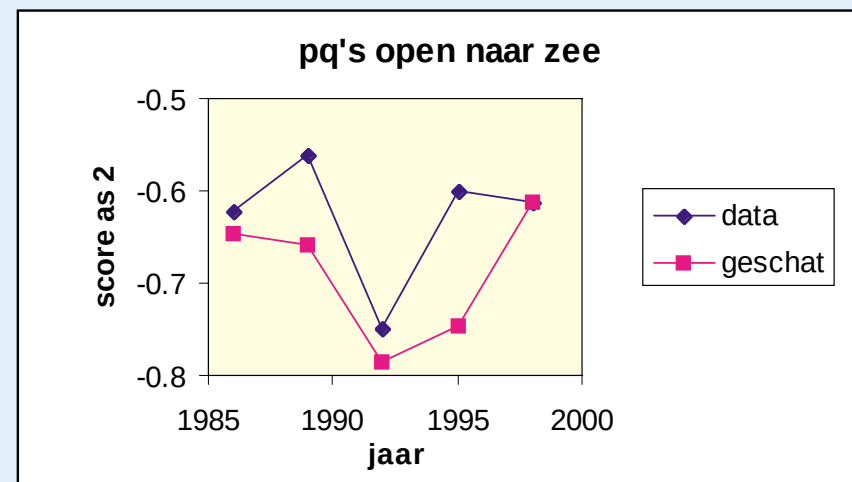
Figuur 5.53b Grondwaterstand



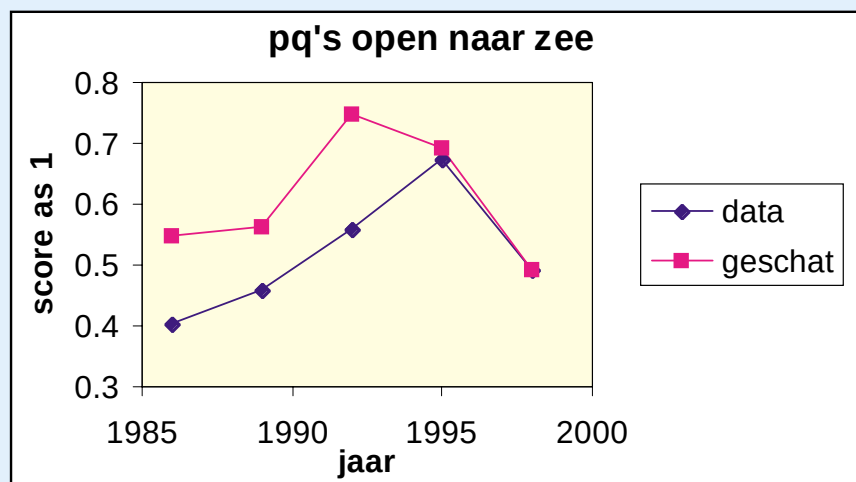
Figuur 5.53c Grondwaterstand



Figuur 5.53d Grondwaterstand.



Figuur 5.53f Overvloedingsfrequentie

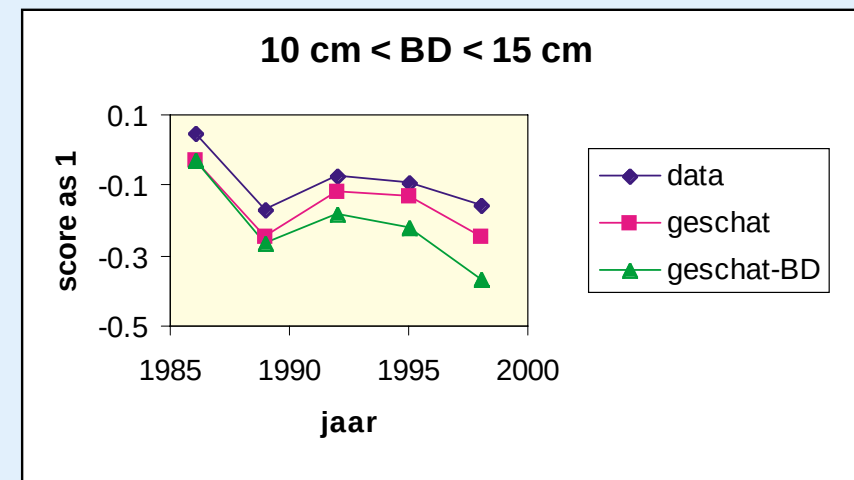


Figuur 5.53e Overvloedingsfrequentie

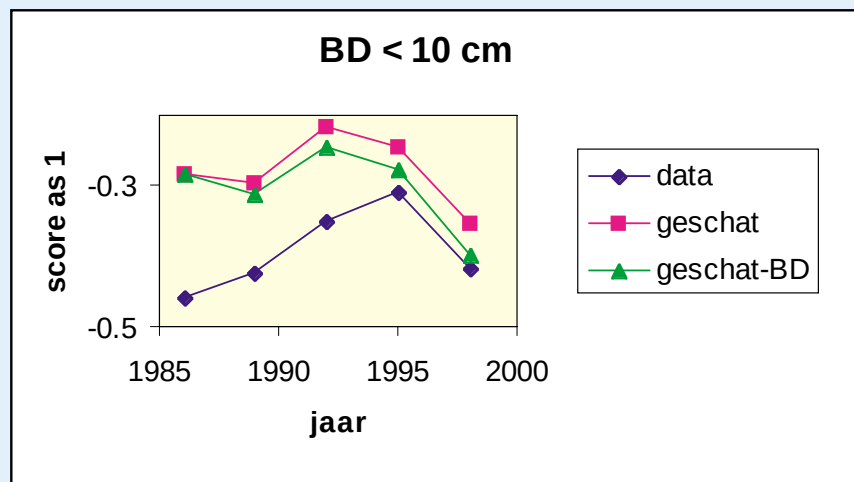
Figuur 5.54 geeft de resultaten van het veranderingsmodel: de lijn 'data' geeft de waarge-nomen verandering in SS, de lijn 'geschat' de gemodelleerde verandering met de actuele maaiveldhoogten en de lijn 'geschat - BD' de gemodelleerde verandering met maaiveld-hoogten, zoals die zouden zijn geweest zonder bodemdaling. Er blijkt een vrij sterk effect te zijn van bodemdaling op de sample scores. Voor de jaren na 1992 en de pq's met een bodemdaling van meer dan 15 cm in 1998 blijkt het effect van bodemdaling (bepaald als het verschil tussen 'geschat' en 'geschat - BD') in dezelfde orde van grootte te liggen als het effect van weersinvloeden in de loop van de waarnemingsperiode (bepaald als de range van de 'geschat - BD' lijn), althans op de eerste as. Op de tweede as is het effect minder. Anderzijds is het effect van bodemdaling op de NBW verwaarloosbaar klein (zie ook Appendix 5). Het model voorspelt zelfs een (zeer geringe) toename van de NBW door bodemdaling. Dit valt te verklaren uit het feit dat bodemdaling leidt tot een toename van kwelderachtige vegetatie, die met de hier gebruikte methode hoog wordt gewaardeerd.



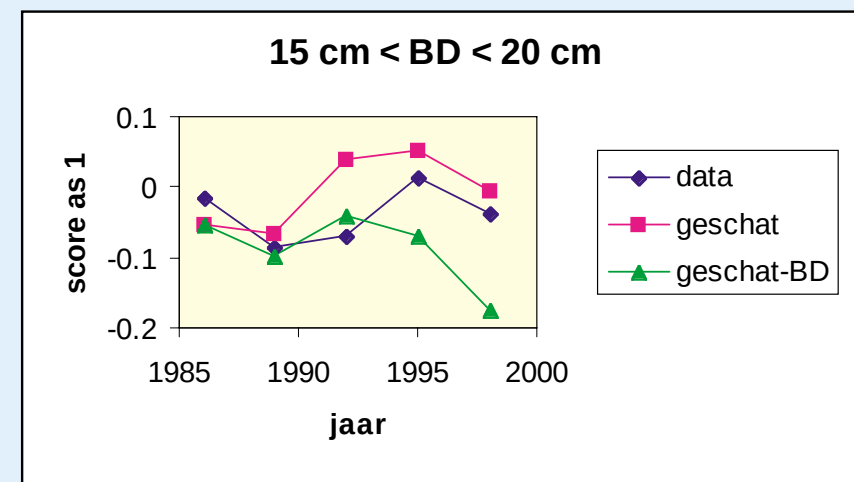
Figuur 5.54 Gevonden waarde en waarde verwacht op grond van het regressiemodel uit vergelijking (5) voor SS1 en SS2, met en zonder bodemdaling, in vier klassen van bodemdaling in 1998 (a: SS1, bodemdaling in 1998 < 10 cm; b: SS1, 10 cm < bodemdaling in 1998 < 15 cm; c: SS1, 15 cm < bodemdaling in 1998 < 20 cm; d: SS1, bd in 1998 > 20 cm; e: SS1, bodemdaling in 1998 < 10 cm; f: SS1, 10 cm < bodemdaling in 1998 < 15 cm; g: SS1, 15 cm < bodemdaling in 1998 < 20 cm; h: SS1, bd in 1998 > 20 cm).



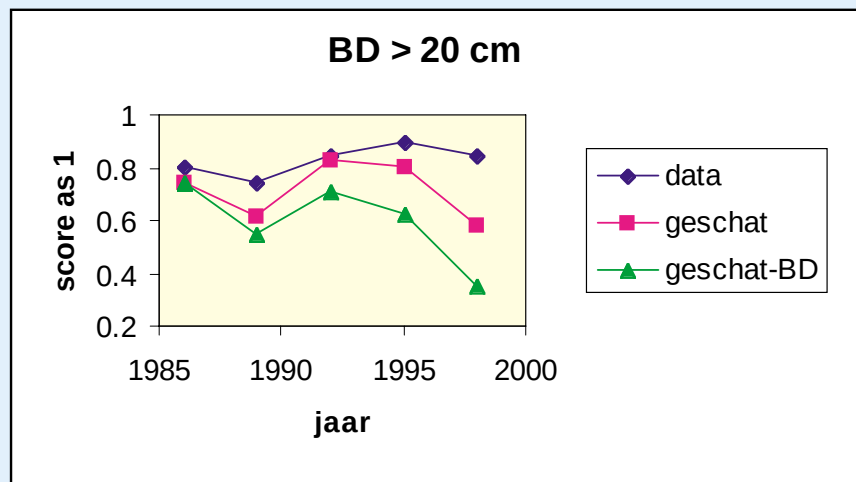
Figuur 5.54b:



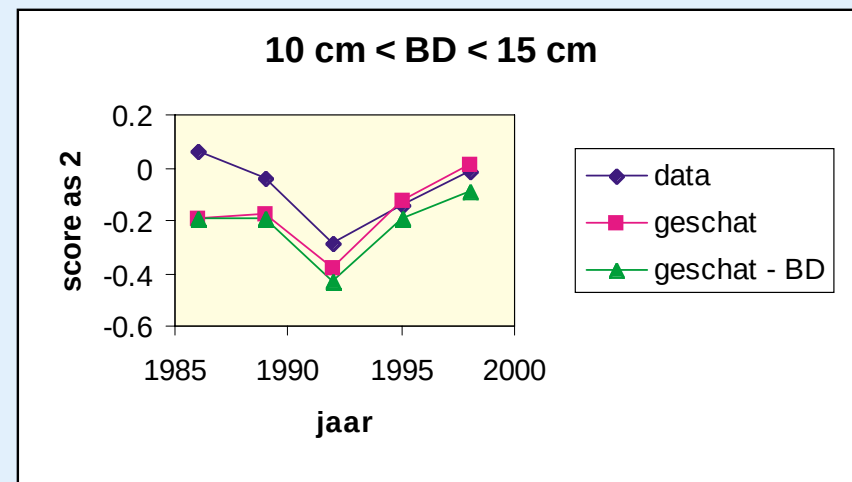
Figuur 5.54a:



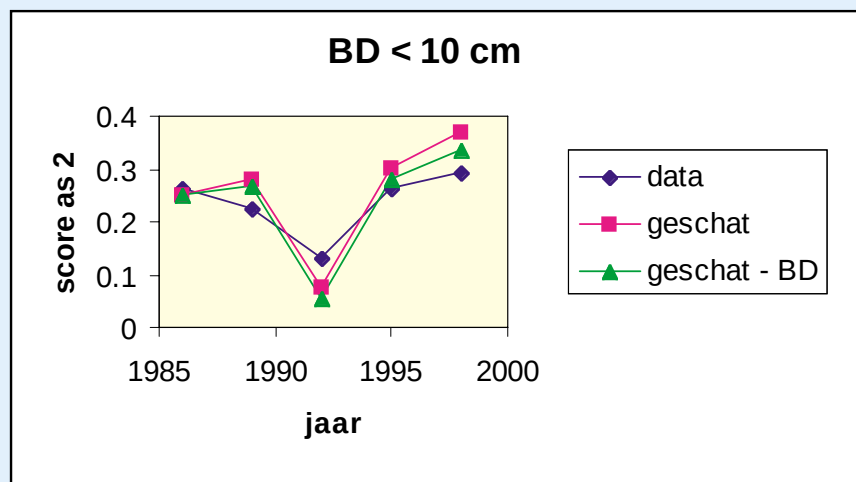
Figuur 5.54c:



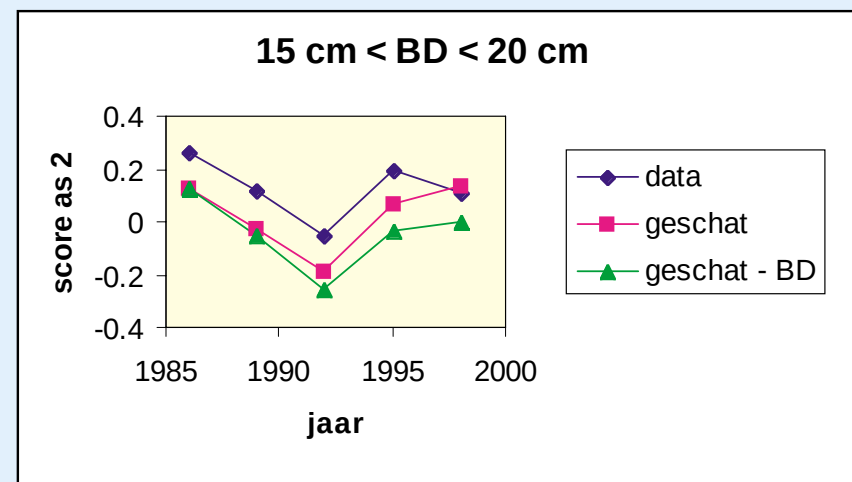
Figuur 5.54d:



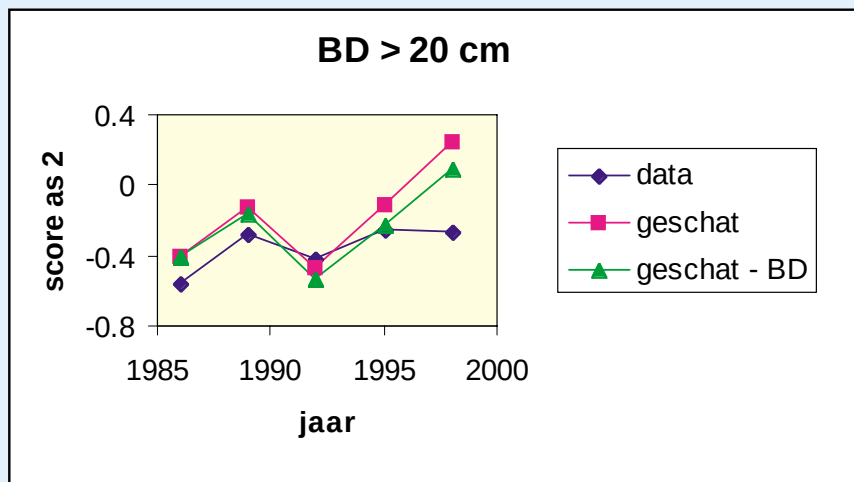
Figuur 5.54f:



Figuur 5.54e:



Figuur 5.54g:



Figuur 5.54h:

VI en VII, Figuur 5.55). Omdat de gebieden met struweelsterfte in het gebied met de grootste bodemdaling liggen, is in 1996 besloten om extra onderzoek uit te voeren naar de oorzaak van deze sterfte.

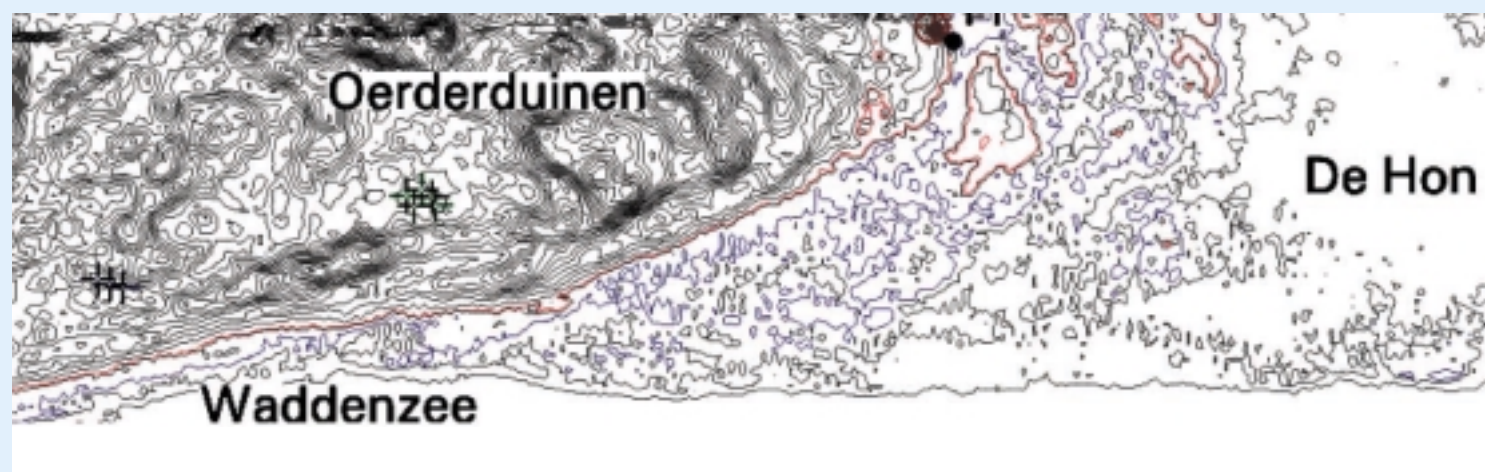
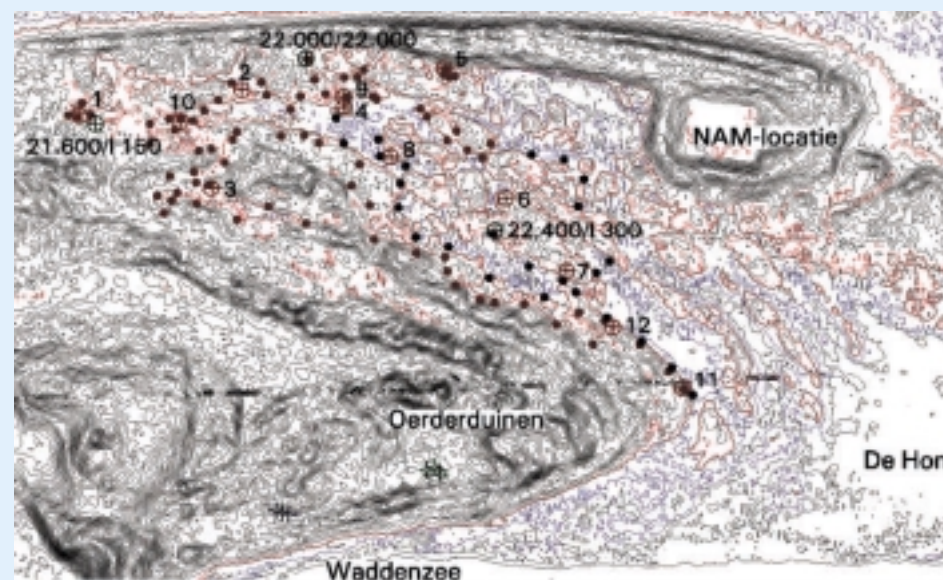
5.5.2 Struweelsterfte in de duingebieden

5.5.2.1 Algemeen

Het standaardmonitoringprogramma in de geselecteerde pq's was voornamelijk gericht op het gedrag van kruidachtige, lage vegetatie op de kwelders en in de duingebieden van Ameland-Oost. In 1990 werd in het excursieverslag van Wiertz en Kiewiet al melding gemaakt van sterfte van duindoorn buiten de geselecteerde pq's. Daarna meldde It Fryske Gea in 1994 echter het voorkomen van plotselinge sterfte van eenstijlige meidoorn (*Crataegus monogyna*) en gewone vlier (*Sambucus nigra*) in enkele kleine valleien in de Oerderduinen (valleien III en V, Figuur 5.31). Naar aanleiding daarvan werd in 1995 tijdens het reguliere veldwerk in de duinen over een grote oppervlakte vrij massale sterfte van duindoorn (*Hippophae rhamnoides*) geconstateerd in enkele jonge duinvalleien juist ten westen en ten zuiden van de NAM-locatie. Dit gebied ligt ter hoogte van de transecten (raaien) VI en VII tussen de strandpalen 21.600/I150 en 22.400/I300 (valleien



Figuur 5.55 Kaart van Ameland-Oost met aangegeven de ligging van de verschillende valleien (III, V, VI en VII)





5.5.2.2. Aanpak van het onderzoek

Aangezien sterfte van duindoorn en meidoorn een niet geheel onbekend verschijnsel is (Oremus, 1982; Weeda *et al.*, 1987; Westhoff & Van Oosten, 1991; Zoon, 1995), is in eerste instantie in 1996 en 1997 een vooronderzoek uitgevoerd naar het tijdstip van de sterfte en zijn zo veel mogelijk alternatieve oorzaken van de struweel-sterfte (anders dan extreme weersomstandigheden en bodemdaling) geïnterpreteerd en uitgesloten. In het onderzoek is ook gekeken of elders op Ameland, buiten het bodemdalingsgebied, of op een van de andere waddeneilanden in dezelfde periode vergelijkbare struweelsterfte is opgetreden (Slim, 1997a,b).

Bij duindoorn is in het vooronderzoek gekeken naar 'autogene successie' en naar 'veroudering' als oorzaken voor de sterfte, maar tevens naar veranderingen in de bodemgesteldheid in een bepaald stadium van de vegetatiesuccessie (zoals te laag calciumcarbonaatgehalte, te lage zuurgraad, te hoog chloridegehalte) en naar aantasting van het wortelstelsel door nematoden (aaltjes).

Bij alternatieve oorzaken is voor meidoorn eveneens gedacht aan 'autogene successie' en 'veroudering', alsmede aan bacterievuur ('perenvuur'), een ziekte die wordt veroorzaakt door de bacterie *Erwinia amylovora*.

In het vervolgonderzoek is gericht nader ingegaan op het optreden van extreme gebeurtenissen in het weer en de daarmee eventueel gepaard gaande vernatting en/of verzilting als mogelijke oorzaak van de sterfte. Hiertoe is nagegaan of deze samenvielen met het tijdstip van de opgetreden sterfte. Tenslotte is nagegaan in hoeverre de bodemdaling invloed op de geconstateerde sterfte heeft gehad.

5.5.2.3 Oorzaak duindoornsterfte

Het gebied met duindoornsterfte beslaat op Ameland-Oost een oppervlakte van ca. 25 ha (Figuur 5.31). Ook op het oosten van Schiermonnikoog en Terschelling is, weliswaar in verschillende mate, sterfte van duindoorn waargenomen. Deze laatste twee gebieden kennen geen bodemdaling. Op

alle sterftelocaties (valleien VI en VII) heeft de zee tijdens een (extreme) stormvloed toegang; ook op Schiermonnikoog en Terschelling.

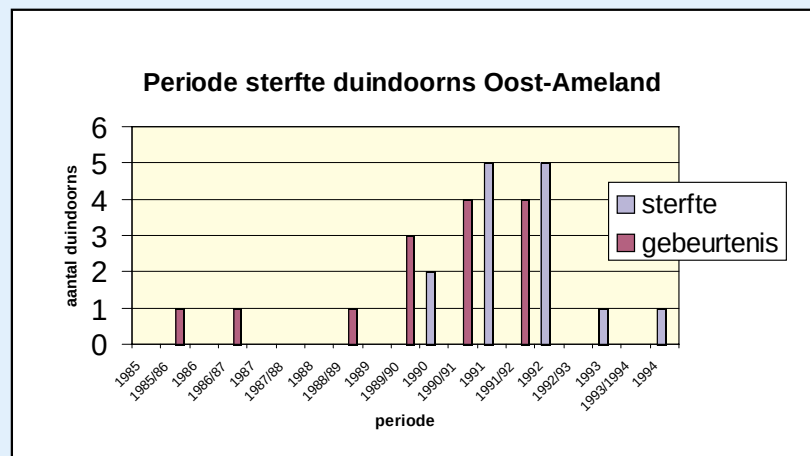
Uit het vooronderzoek bleek dat de volgende mogelijke oorzaken van sterfte kunnen worden uitgesloten:

1. Uit de globale ecologische beschrijving komt niet het beeld naar voren dat de sterfte een gevolg zou zijn van 'autogene vegetatiesuccessie'. In dat geval zou er sprake zijn van een ontwikkeling in de richting van duindoornligusterstruweelachtige vegetaties of duingrasland. In werkelijkheid is in de valleien met sterfte eerder sprake van een regressie in de richting van een kwelderachtige vegetatie. Juist op de valleibodems is de duindoorn gestorven. Duindoorns op iets hoger gelegen standplaatsen leven nog. Er is dus een opvallende verticale differentiatie.
2. Op Ameland-Oost is in het sterftegebied een gemiddelde leeftijd aangetroffen van 16 jaar voor levende duindoorns en 14 jaar voor dode. De oudste gevonden exemplaren waren evenwel 33 jaar, zowel in levende als in dode toestand. 'Veroudering' van de duindoorn op Ameland-Oost lijkt dus geen rol te spelen als oorzaak van sterfte.
3. Plantparasitaire aaltjes, mogelijk gestimuleerd door verhoogde stikstofbeschikbaarheid, bevorderen de aftakeling van het duindoornstruweel en daarmee de eerder genoemde successie. Schadelijke aaltjes komen wel voor, maar lang niet op alle monsterplekken en in erg wisselende aantallen bij zowel levende als dode struiken. Mede gezien het stadium van de vegetatiesuccessie, lijken ze geen oorzaak van sterfte te zijn.
4. De bodemgesteldheid: het calciumcarbonaatgehalte, de zuurgraad, het chloridegehalte en het gehalte organische stof verschillen weinig tussen de groeiplaatsen van levende en dode duindoorns. Er zijn wel verschillen met literatuurgegevens, maar die vinden hun oorzaak deels in verschillen tussen de Hollandse duinen en het Waddengebied. Al met al geeft de bodemchemische gesteldheid geen aanleiding te denken dat hierin de oorzaak van sterfte ligt.



5. Aantastingen door rupsen van de basterdsatijnvlinder (*Euproctis chrysorrhoea*) kwamen lokaal voor, maar veroorzaken geen massale sterfte. Later trad herstel op.
6. Vraat van konijn en ree zijn wel waargenomen maar in zo geringe mate dat zij voor de sterfte geen rol kunnen spelen.
7. Een smalle genetische basis is uitgesloten; er zijn afzonderlijke uit zaad gevestigde individuen.

Uit jaarringanalyses aan 12 paren dode en levende duindoorns bleek de sterfte op Ameland te zijn opgetreden in de periode 1990 t/m 1992. Op grond van waarnemingen op Terschelling, Schiermonnikoog en ook Ameland is verondersteld dat de sterfte mogelijk verband houdt met extreme hoogwaters in de periode 1989/90 t/m 1991/92 (Figuur 5.56). Hierna zijn in deze gebieden nieuwe vestigingen geconstateerd.



Figuur 5.56 Moment van sterfte duindoorn en geschat moment van daaraan voorafgaande gebeurtenis die de sterfte veroorzaakte.

Na 1996 is nader ingegaan op klimaat en bodemdaling als mogelijke oorzaken van de struweelsterfte. In 1997 zijn, in samenwerking met de NAM, met behulp van een 'Global Positioning System' (GPS) naast de reguliere waterpassingen t.b.v. het monitoringprogramma, de x-, y-, en z-coördinaten bepaald van de locatie met duindoornsterfte (valleien VI en VII). De gebruikte GPS (Wild-Leica) leverde in het veld voor de plaatsbepalingen (x- en y-coördinaten) een nauwkeurigheid op van ca. 2 cm en voor de hoogteligging in NAP (z-coördinaat) een nauwkeurigheid van ca. 1 cm. Voor het doel is dit nauwkeurig genoeg. Van de duindoornvalleien is op deze wijze, regelmatig verspreid over het gebied, op 75 plaatsen de bovengrens en op 25 plaatsen de ondergrens van de duindoornsterfte bepaald (dit is tevens de ondergrens van het voorkomen van duindoorn). De 12 monsterplekken van paren dode en levende duindoorn uit het vooronderzoek in 1996 zijn ook ingemeten.

Tenslotte zijn lengteprofielen van het maaiveld in deze valleien gemeten om te bezien of hier nog drempels een rol van betekenis spelen bij inundaties (afschermen van instroming bij lagere stormvloed en vasthouden van zee-water dat bij hogere vloed is ingestroomd). De gemeten lengteprofielen besloegen de gehele lengte van de vallei, het zgn. klinkerpad en diverse subsystemen van de vallei, alsmede de lage doorgang door de duinen en het strand ten oosten van de NAM-locatie. Tevens kon daarmee worden nagegaan of instromend zeewater vanuit de Noordzee (*wash-over*) danwel vanuit de Waddenzee het gebied binnendringt. In principe blijkt het water van beide kanten te kunnen komen, doch gezien de beperkte capaciteit van de smalle en relatief hoge doorgangen door de duintjes ten oosten van de NAM-locatie en ten westen van het klinkerpad wordt het zeewater overwegend via de Waddenzee aangevoerd (zie ook Appendix 6). Uit de gemeten lengteprofielen werd tevens duidelijk dat een drempel op NAP + 3,01 m aan de oostzijde van vallei VI er de oorzaak van is dat deze vallei meestal niet vanuit het oosten, maar met een omweg via vallei VII vanuit het westen volstroomt.

De bovengrens van de duindoornsterfte in vallei VII lag in 1997 op gemiddeld NAP + 2,11 m en de ondergrens op gemiddeld NAP + 1,69 m. In vallei VI ligt de bovengrens iets lager (NAP + 2,09 m) en is de spreiding geringer. De



ondergrens is in deze vallei niet gemeten. Na de sterfte veroorzakende gebeurtenis in de periode 1989/90 t/m 1991/92, is in de duindoornvalleien tot de hoogtemeting in 1997 de daling ca. 11 cm voortgeschreden. Boven- en ondergrens lagen oorspronkelijk dus even zoveel centimeters hoger. Van de bemonsterde 12 paren levende en dode duindoorns uit 1996 stonden de levende in 1997 bijna 10 cm hoger dan de dode exemplaren; respectievelijk gemiddeld op NAP + 2,09 m en NAP + 2,00 m.

Het GHW te Nes fluctueert globaal tussen NAP + 0,95 m en NAP + 1,15 m en is dus veel te laag om een dergelijke sterfte op dat niveau te kunnen veroorzaken. Dit is alleen mogelijk door een stormvloed, die hoger is geweest dan de bovengrens van de duindoornsterfte, die in 1997 gemeten, op NAP + 2,11 m lag. Hoewel Wiertz (1990) ook reeds sterfte vermeldt voor 1989, lijkt het merendeel van de sterfte in 1990 en later plaats te vinden. Uit de gegevens van de overschrijdingsfrequentie van HW te Nes (Paragraaf 3.2) blijkt dat er in de periode 1990 t/m 1992 twee opeenvolgende extreme hoge vloed zijn opgetreden, namelijk op 26 en 27 februari 1990 (resp. NAP + 3,48 m en NAP + 3,27 m). Deze extreme gebeurtenis heeft zeer waarschijnlijk de duindoornsterfte op Ameland-Oost en op Terschelling en Schiermonnikoog veroorzaakt. In de sterfteperiode 1989/90 t/m 1991/92 komen geen extreem natte jaren voor (paragraaf 3.3). Verondersteld wordt daarom dat de sterfte werd veroorzaakt door plotselinge stijging van het grondwater door infiltratie van zeewater tijdens de extreme hoogwaters in februari 1990 en niet door extreme regenval.

Door de Directie Noord-Nederland van Rijkswaterstaat werd in 1998 een digitaal terreinmodel (DTM) van Ameland-Oost ter beschikking gesteld. De data hiervoor zijn in 1997 met laseraltimetrie verkregen. Dit model is door de NAM geijkt met behulp van de gegevens van het geodetische veldwerk uit 1997, waardoor het model een zeer realistisch beeld geeft van het hoogteverloop van het terrein. Om de invloed van de bodemdaling op de duindoornsterfte te bepalen is met behulp van het DTM allereerst een hoogtelijnenkaart gemaakt met intervallen van 0,50 m. Op deze kaart (Figuur 5.31) zijn alle 100 metingen aan de boven- en ondergrens van het duindoornsterftegebied weergegeven, alsmede de locaties van de bemonsterde duin-

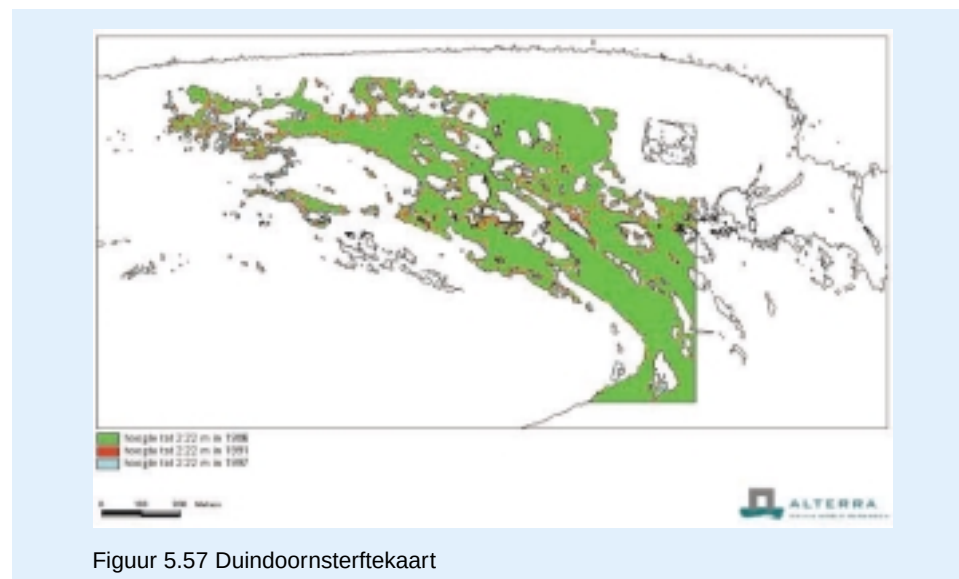
doorns uit 1996. Daarna is op de hoogtekaart het gebied aangegeven waarbinnen de duindoornsterfte zich voordeed. Dat is het gebied beneden NAP + 2,22 m omdat rekening moet worden gehouden met de daling van ca. 11 cm die nog plaatsvond tussen het moment van optreden van de sterfte veroorzakende gebeurtenis (ca. 1991) en de meting in 1997 (in 1997 gemeten 2,11 m, plus de daling van 0,11 m). Vervolgens zijn met behulp van het DTM nieuwe hoogtekaarten voor de situatie 1991 en 1986 gemaakt waarbij de hoogten geografisch gedifferentieerd zijn gecorrigeerd voor de daling die tussen 1986 en 1997 en tussen 1986 en 1991 is opgetreden. De opgetreden daling is berekend met een regressiemodel (Houtenbos 1998, 1999). Ook hierbij is weer het gebied beneden NAP + 2,22 m aangegeven. Indien wordt aangenomen dat de tijdelijk bereikte waterhoogte bepalend is geweest voor de sterfte dan kan in GIS de oppervlakte van het sterftegebied berekend worden als er geen bodemdaling zou zijn geweest (1986: 23,1 ha), op het moment van de gebeurtenis (1991: 26,5 ha) en als de gebeurtenis op het meetmoment zou hebben plaatsgevonden (1997: 31,4 ha).



Het resultaat van de berekening is weergegeven in een duindoornsterftekaart (Figuur 5.57). Deze geeft de drie situaties aan:

- A) in groen de oppervlakte zonder bodemdalingseffect als de sterfte voor aanvang van de gaswinning zou zijn opgetreden (1986),
- B) in rood de extra oppervlakte veroorzaakt door bodemdaling in de feitelijke situatie (1991) en
- C) in blauw de extra oppervlakte indien sterfte later (1997) zou zijn opgetreden.

Uit de verhouding tussen de oppervlakten in 1986 en 1991 blijkt dat de oppervlakte in 1991 t.o.v. 1986 met ca. 15% is toegenomen. Deze toename komt dus voor rekening van de bodemdaling; 85% van het oppervlakte-effect in 1991 komt voor rekening van de 'natuurlijke dynamiek'. Indien de sterfte pas in 1997 zou zijn opgetreden, dan was het effect met meer daling, groter geweest: 36% dalingseffect en 64% voor rekening van de 'natuurlijke dynamiek'.



Figuur 5.57 Duindoornsterftekaart

Conclusie duindoornsterfte

Voor de sterfte van duindoornstruweel konden de effecten van de 'natuurlijke dynamiek' van het systeem (vooral door weerseffecten bepaald) en van de bodemdaling (door gaswinning) van elkaar worden gescheiden. De conclusie is dat in dit zeer dynamische gebied de verstoring door bodemdaling ondergeschikt is aan de verstoring veroorzaakt door de 'natuurlijke dynamiek'. Gerekend naar de oppervlakten bepaald voor 1986 en 1991 kan 85% van de sterfte aan de 'natuurlijke dynamiek' worden toegeschreven. Het overige deel komt voor rekening van de bodemdaling.

5.5.2.4 Oorzaak meidoorn- en vliersterfte

It Fryske Gea stelde in 1994 in enkele kleine, geheel van de zee afgesloten valleien in de Oerderduinen plotselinge sterfte van meidoorn en vlier vast na inundatie van deze valleien. Het betreft hier valleien III en V op Figuur 5.55. De samenstelling van de ondergroei van het struweel wekt de indruk dat de oorspronkelijke vegetatie is afgestorven, waarna in de bodem een sterke mineralisatie is opgetreden, die tot verzuuring leidde. Iets hoger gelegen meidoorns en vlieren leven nog. Evenals bij de duindoornsterfte is hier dus een opvallende verticale differentiatie. De meidoorn- en vliersterfte blijkt alleen op te treden op Ameland-Oost en is beperkt in oppervlakte (ca. 0,5 ha). Op het westen van Terschelling is - in de zelfde periode - zeer lokaal op zeer kleine schaal jonge duindoorn gestorven, mogelijk op overeenkomstige wijze als het meidoornstruweel. Beide gebieden zijn niet toegankelijk voor zeewater.



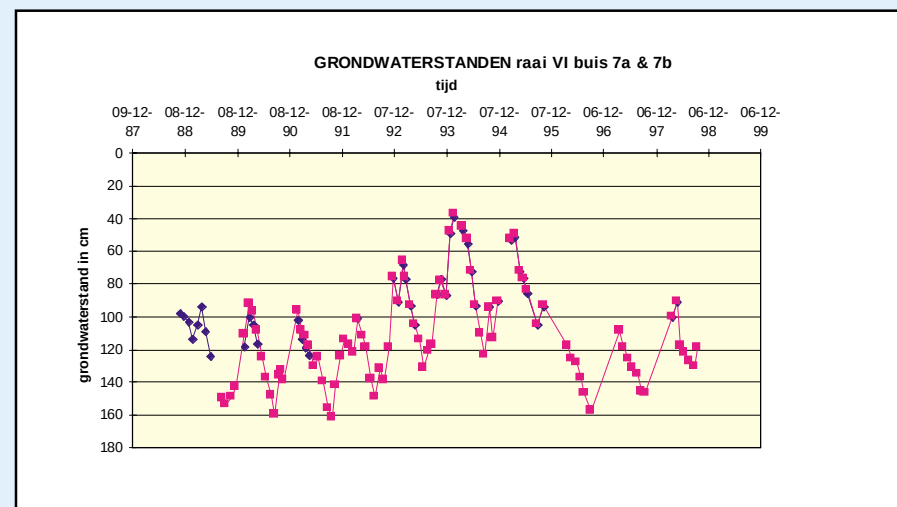
Uit het vooronderzoek bleek dat de volgende mogelijke oorzaken van sterfte kunnen worden uitgesloten:

1. Het meidoornstruweel op Ameland-Oost manifesteert zich binnen een bijzondere, spontane bosontwikkeling. Uit de globale ecologische beschrijving komt niet het beeld naar voren dat de meidoorn- en vliersterfte is gerelateerd aan 'autogene vegetatie-successie'. De bosontwikkeling is nog maar net begonnen en meidoorn kan hierbij zeker nog lang een rol spelen.
2. Jaarringanalyses van enkele omgezaagde dode meidoorns wijzen uit dat deze enkele decennia oud zijn. De andere dode en levende bomen lijken even oud. Meidoorns kunnen tot 200 jaar oud kunnen worden. Er lijkt dus geen sprake te zijn van 'veroudering'.
3. Slechts uit 2 van 10 meidoornmonsters is *Erwinia amylovora* (de veroorzaker van 'perenvuur') geïsoleerd. De struiken waarvan deze monsters afkomstig zijn, zien er florissant uit. In de gestorven meidoorns is geen perenvuur aangetroffen. Ook vlieren stierven en die zijn niet gevoelig voor de bacterie.
4. Aantasting door stippelmot (*Yponomeuta padellus*) is wel waargenomen, maar in zo geringe mate dat dit geen sterfte kan hebben veroorzaakt.
5. Hetzelfde geldt voor vraat van konijn en ree.

In het vervolgonderzoek zijn in 1997 naast de reguliere waterpassingen t.b.v. het monitoringprogramma, in samenwerking met de NAM ook de valleien III, IV en V in de Oerderduinen met behulp van een 'Global Positioning System' (GPS) opgemeten en zijn de x-, y-, en z-coördinaten bepaald van de locaties met meidoorn- en vliersterfte. De uitkomst hiervan was dat de bodems van vallei III (vliersterfte) en vallei V (meidoorn- en vliersterfte) op ongeveer gelijke hoogte bleken te liggen: respectievelijk gemiddeld op 2,32 m en 2,29 m boven NAP, terwijl de bodem van vallei IV (zonder enige sterfte) daarentegen hoger lag op 2,71 m boven NAP.

Van het reguliere monitoringprogramma liggen geen grondwaterstandbuizen in de valleien III, IV en V. Wel liggen de buizen 7a (ondiep filter) en 7b (diep filter) van raai VI nabij vallei III en ca. 400 m westelijk van vallei V. Met de gegevens van deze buizen werd een overzicht van de grondwaterstanden tussen 1988 en 1998 verkregen (Figuur 5.58).

Deze figuur laat zien dat eind 1993 en in 1994 en in 1995 voor het gebied van de valleien III, IV en V extreem hoge grondwaterstanden zijn bereikt; in 1994 ruim 50 cm verhoging. Indien de grondwaterstanden in buis 7a worden uitgedrukt in cm t.o.v. NAP, kunnen de standen worden vergeleken met de gemeten hoogten van de valleibodems ten opzichte van NAP. In 1993/94 lag het maaiveld bij buis 7a ongeveer op NAP + 3,00 m en was op 28 april 1994 het grondwaterpeil ter plaatse nog NAP + 2,45 m. In de andere valleitjes kan dit toen nog iets hoger zijn geweest. De bodemdaling ter plekke bedroeg tussen 1993/94 en 1997 (hoogtemeting) circa 5 cm. Hieruit kan worden afgeleid dat in elk geval de valleien III en V (met sterfte; bodem in 1994 op



Figuur 5.58 Grondwaterstanden raai VI buis 7a & 7b.



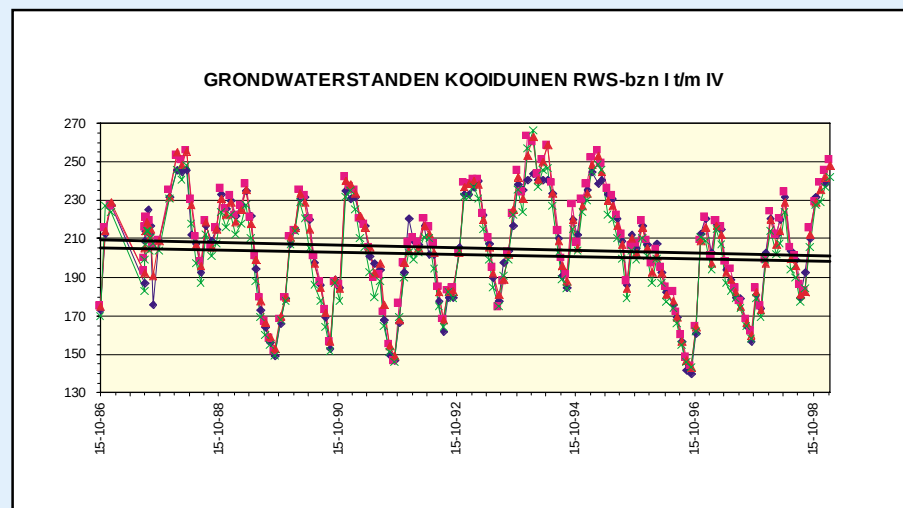
NAP + 2,35 m) in het voorjaar van 1994 onder water hebben gestaan en vallei IV (zonder sterfte; bodem in 1994 op NAP + 2,75 m) mogelijk niet of in elk geval maar gedurende kortere tijd vroeg in het voorjaar.

Uit jaarlijkse neerslaggegevens van De Bilt blijkt dat tussen 1900 en 1950 een trendmatige verhoging is opgetreden van een gemiddelde neerslag van iets meer dan 700 mm/jr rond 1900 tot iets minder dan 800 mm/jr na 1950 (Figuur 3.11). Pieken in de neerslagsom van meer dan 1000 mm kwamen tussen 1900 en 1950 niet voor. Na 1950 gebeurde dit enkele malen. Een gedetailleerde bestudering van de reeks na 1950 laat extreme jaarlijkse neerslagsommen zien in 1965 (1153 mm) en in 1966 (1147 mm). Andere regenrijke jaren waren 1974 (995 mm), 1981 (993 mm) en 1994 (1025 mm). In 1998 overtrof de hoeveelheid neerslag in De Bilt die van alle eerdere jaren (1306 mm). De situatie op de waddeneilanden kan echter verschillen van het binnenland: in tegenstelling tot De Bilt, is 1995 op Ameland ook een nat jaar en is eveneens 1992 natter dan normaal. Aangezien de meidoorns na hun

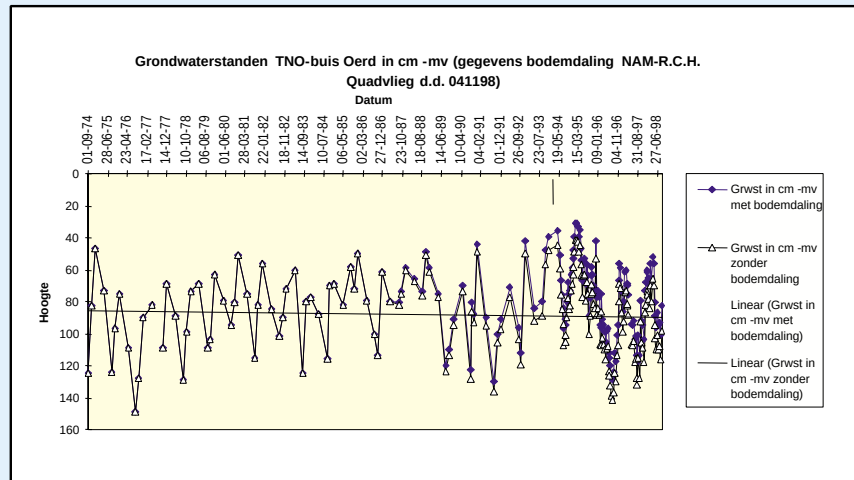
dood enkele decennia oud bleken, is aan te nemen dat ze van na de opeenvolgende extreem regenrijke jaren 1965 en 1966 dateren. Kennelijk hebben de meidoorns de regenrijke jaren 1974 en 1981 overleefd en vond de sterfte pas plaats in 1994.

Men kan zich afvragen in hoeverre de extreme waterstanden, die de sterfte veroorzaakten, het gevolg zijn van bodemdaling. Hiertoe is gekeken naar trendmatige veranderingen in grondwaterstand op enkele plaatsen met verschillende mate van bodemdaling. Als referentie is gebruik gemaakt van de vier buizen van Rijkswaterstaat in de Kooiduinen (I t/m IV), waarvan maandelijks gegevens beschikbaar zijn vanaf 1987. In dit gebied is nauwelijks bodemdaling opgetreden (2 cm of minder). Het blijkt dat de grondwaterstand hier zelfs een licht dalende trend heeft (Figuur 5.59).

Van het Instituut voor Toegepaste Geowetenschappen TNO te Delft is een dataset verkregen van de TNO-grondwaterbuis bij het Oerdshek juist op het Nieuwlandsrijd, op de grens met Het Oerd. Deze meetreeks loopt vanaf 1974 en hier kan de periode van voor de start van de gaswinning in 1986 dienen als referentie. Eerdere data dan 1974 van deze buis zijn vanwege hun onbetrouwbaarheid niet gebruikt. Tot 1994 zijn er kwartaalmetingen beschikbaar en daarna is de grondwaterstand maandelijks opgenomen. In 1998 is de gerealiseerde bodemdaling hier 14 cm. Figuur 5.60 demonstreert dat de hoge neerslagoverschotten in 1992 t/m 1995 hier ook in extreem hoge grondwaterstanden worden vertaald. Aangegeven zijn bovendien de grondwaterstanden gecompenseerd voor de hier opgetreden bodemdaling. Een pijl duidt het moment van meidoorn- en vliersterfte aan. De trends van de grondwaterstanden zonder en met bodemdaling zijn aangegeven. Er is hier een trendmatige, relatieve verhoging van de gemiddelde grondwaterstand opgetreden ter grootte van de bodemdaling (14 cm).



Figuur 5.59 Grondwaterstanden Kooiduinen RWS-bzn I t/m IV



Figuur 5.60 Grondwaterstanden TNO-buis Oerd in cm -mv (gegevens bodemdaling NAM-R.C.H. Quadvlieg d.d. 041198).

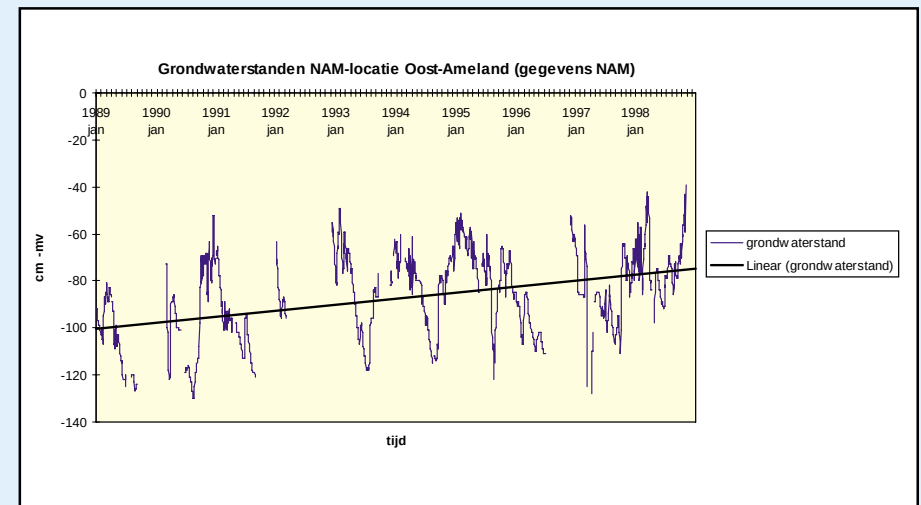
Op de NAM-locatie zijn met een peilschrijver de grondwaterstanden continu geregistreerd. Deze gegevens zijn weliswaar niet volledig, maar geven toch een goed beeld van het verloop van de grondwaterstand aldaar. Bij hoge grondwaterstanden vindt op de locatie bron-bemaling plaats en worden de daar gemeten waterstanden dus beïnvloed. In 1998 is de gerealiseerde bodemdaling hier 20 cm (Houtenbos, 1998). In Figuur 5.61 is de trend op deze locatie voor de standen over de waarnemingsperiode 1989 t/m 1998 ten opzichte van het maaiveld aangegeven. Evenals voor de TNO-buis komt de stijgende trend hier overeen met de ter plekke opgetreden bodemdaling (20 cm).

De peildata op deze drie locaties maken het aannemelijk dat bodemdaling, overeenkomstig de verwachtingen, leidt tot een stijgende trend in de grondwaterstand ter grootte van die bodemdaling zelf. Met dit gegeven kan worden nagegaan in hoeverre de vlier- en meidoorn-sterfte is veroorzaakt door bodemdaling. Figuur 5.58 laat zien dat t.o.v. de overleefde grondwaterstand

in 1992/93, in 1993/94 ca. 30 cm verhoging in de winter danwel 50 cm verhoging in het voorjaar niet is overleefd. De bodem-daling ter plekke bedroeg in 1993/94 ca. 10 cm. Zonder deze daling zou het grondwater dus ten opzichte van het maaiveld 10 cm lager hebben gestaan. Ook in dat geval zouden de bodems van de valleien III en V onder water zijn gekomen.

Conclusie meidoorn- en vliersterfte

De bijdrage van de bodemdaling aan de sterfte van vlieren en meidoorns is moeilijk te bepalen, maar wordt op 25% (10/30e tot 10/50e deel) geschat. De conclusie is dat, zelfs in de reeds lang afgesloten valleien, de verstoring veroorzaakt door bodemdaling ondergeschikt is aan de verstoring veroorzaakt door de natuurlijke dynamiek, maar in 1993/94 toch nog maximaal een derde deel van de totale schade kan hebben veroorzaakt. Hierbij moet worden aangetekend dat deze schatting minder nauwkeurig is dan die voor de duindoornsterfte, omdat geen rekening is gehouden met de lokale topografie.



Figuur 5.61 Grondwaterstanden NAM-locatie Oost-Ameland (gegevens NAM)



5.5.3 Overstromingsrisico van duinvalleien

5.5.3.1 Van incident naar risico

In Hoofdstuk 5.5.2 is bij de bespreking van de struweelsterfte een '*opper-vlaktebenadering*' gekozen. Daar is nagegaan wat het toegevoegde effect was van bodemdaling op de duindoornsterfte toen bij enkele feitelijk plaatsgevonden hebbende extreme vloed, enkele valleien rondom de boorlocatie onder water liepen.

In plaats van een benadering op basis van enkele gebeurtenissen (incidenten) is er echter ook een andere benadering mogelijk en wel op basis van '*overstromings-*risico**'. Daar-om wordt hieronder nagegaan hoe meer in het algemeen de frequentie en het risico van overstroming van de lage delen van het gebied rondom de boorlocatie, toenemen als gevolg van zeespiegelrijzing en bodemdaling. Voor de bepaling van overstromingsfrequentie en -risico is ook hier het digitaal terreinmodel van de Directie Noord-Nederland van Rijks-waterstaat uit 1997 gebruikt (Hoofdstuk 5.5.2). Voor een meer uitgebreide behandeling van het overstromingsrisico van de duinvalleien wordt verwezen naar de studie van Schouten (Appendix 6).

5.5.3.2 Overstromingsfrequentie

In het laaggelegen gebied in de buurt van de NAM-locatie zijn negen duinvalleien aanwezig (A t/m G2) die van elkaar zijn gescheiden door drempels. De hoogte van deze drempels is bepalend voor de hoogte die een hoogwater moet bereiken voordat een bepaalde vallei overstroomt.

Overschrijdingsfrequenties van het hoogwater (Hoofdstuk 3.2) bepalen hoe vaak per jaar een hoogwater de hoogte van de drempel overschrijdt.

Figuur 5.62 brengt de verschillende duinvalleien in het gebied in beeld, waarbij voor elke vallei is aangegeven bij welke NAP-hoogte deze in de beginsituatie (dus voor aanvang van de bodemdaling) overstroomde.

Overstroming van de duinvalleien vindt, meestal in de winter, slechts gemiddeld enkele malen per jaar plaats, namelijk alleen bij extreme hoogwaters. De frequentie van dergelijke hoge waterstanden wisselt bovendien van jaar tot jaar. De daling van de drempels in de duinvalleien als gevolg van bodemdaling en zeespiegelrijzing, zorgt ervoor dat de kans toeneemt dat de verschillende duinvalleien vaker per jaar gaan overstroomen. Aangenomen wordt dat de drempels niet in relatieve hoogte veranderen. De overstromingsfrequentie neemt dan vooral toe in de duinvalleien nabij het centrum van de bodemdalingsschotel.

Hoe de overstromingsfrequentie voor de duinvalleien verandert indien de daling van 28 cm van de eindprognose op basis van een gekozen scenario voor zeespiegelstijging van 25 cm per eeuw wordt bereikt, kan worden afgelezen in Tabel 5.20.

Table 5.20. Toename van overstromingsfrequenties per jaar bij een toekomstige zeespiegelstijging van 25 cm per eeuw en een situatie zonder en met bodemdaling. De hoogte van de drempels is gegeven in m + NAP. Bij bodemdaling is uitgegaan van een constante daling in de tijd

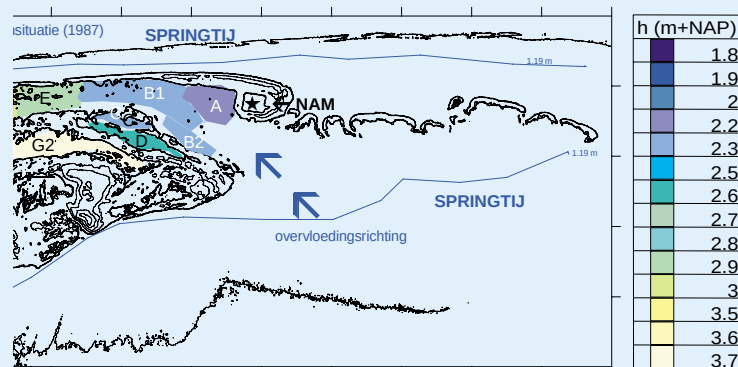
Vallei	Beginsituatie 1987		Eindprognose zonder bodemdaling	Eindprognose met bodemdaling 28 cm	
Zie fig. 5.38	Hoogte drempel	Overstromingsfrequentie	Overstromingsfrequentie	Hoogte drempel	Overstromingsfrequentie
A	2,2	4	5	1,9	13
B1, 2	2,3	3	3	2	9
C	2,5	2	2	2,3	3
D	2,8	0,5	1	2,6	1
E	2,9	0,3	0,4	2,7	1
F	3	0,2	0,3	2,8	0,5
G1, 2	3,7	0,02	0,02	3,6	0,03

De kans op overstromen van het gebied neemt op grond van bovenstaande getallen dus toe. De huidige daling ligt in het centrum van de bodemdalingsschotel op ruim 20 cm. Dit betekent dat volgens deze berekening de overstromingsfrequentie van vallei A zal liggen op een waarde tussen 4 en 13 maal per jaar.

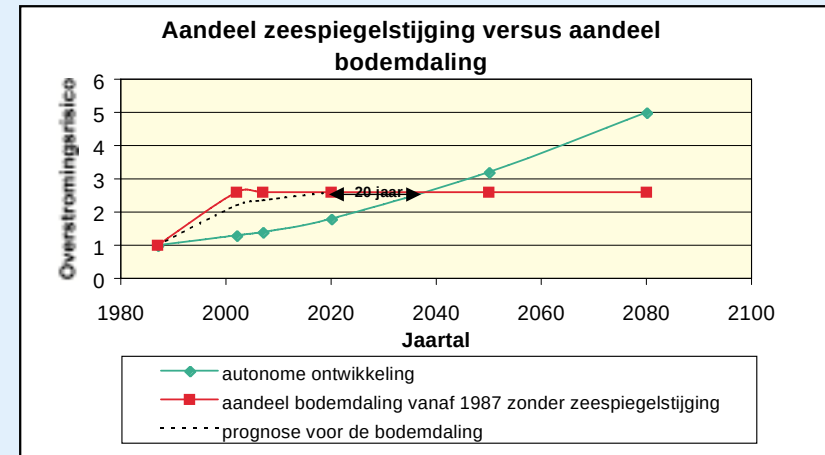
5.5.3.3 Overstromingsrisico

Overstromingsrisico wordt hier gedefinieerd als kans maal oppervlakte potentieel beïnvloed gebied. Om het aandeel van de bodemdaling in de toename van overstromingsrisico te bepalen, is alleen de daling van de drempels in de valleien meegenomen en is de stijging van de zeespiegel buiten beschouwing gelaten. De hoogte van de drempels bij een bodemdaling van 28 cm in het centrum van de bodemdalingsschotel is naast de overschrijdingsfrequenties van hoogwaters uit 1987 gelegd.

Op eenzelfde manier kan ook de autonome ontwikkeling van het gebied in termen van overstromingsrisico worden bepaald. De bodemdaling die in het gebied is opgetreden en nog zal optreden wordt dan buiten beschouwing



Figuur 5.62. Ameland-Oost voor de aanvang van bodemdaling (situatie 1987) met de verschillende duinvalleien, en de waterhoogten in NAP waarbij deze overstromen.



Figuur 5.63 De autonome ontwikkeling (hier met versnelde zeespiegelstijging van 50 cm/eeuw) in de toename van het overstromingsrisico vergeleken met het gekozen bodemdalingsscenario. Zie ook Appendix 6.

gelaten. Dit betekent dat de hoogte van de drempels in de valleien op het niveau blijft van 1987 en dat alleen de groeiende kans op extreme hoogwaters als een gevolg van de zeespiegelstijging wordt meegenomen (in dit geval een toekomstige versnelde zeespiegelstijging van 50 cm per eeuw). De overstromingsrisico's zijn vervolgens voor beide gevallen bepaald door het oppervlak dat in de duinvalleien overstroomt, te vermenigvuldigen met de frequentie waarmee elke vallei per jaar overstroomt. Het aandeel bodemdaling in de totale toename van de overloedingsfrequentie in de duinvalleien kan nu worden bepaald. Bij alleen bodemdaling zonder zeespiegelstijging zou dit 2,5 keer zo groot zijn. Na het bepalen van het aandeel van de bodemdaling in de toename van het overstromingsrisico is bepaald hoe de stijging van het overstromingsrisico verloopt in het geval van een autonome ontwikkeling met alleen zeespiegelstijging. Dit verloop is naast het aandeel van de bodemdaling gelegd en dan kan worden afgelezen wanneer de toename van overstromingsrisico in een autonome ontwikkeling van het gebied, hetzelfde niveau bereikt als deze toename in een situatie met alleen bodemdaling.



Dit resulteert in Figuur 5.63, waaruit blijkt dat als gevolg van de bodemdaling op Ameland-Oost, het proces van de toename van overstromingsrisico door de zeespiegelstijging (bij een versnelde zeespiegelstijging van 50 cm/eeuw), ongeveer 20 jaar eerder wordt bereikt dan zonder bodemdaling, in het achterhoofd nemend dat de werkelijke eindsituatie van bodemdaling (de prognose 28 cm) in 2020 is voorspeld.

5.5.3.4 Secundaire effecten

Als gevolg van de aanwezigheid van de drempels in de duinvalleien blijft na een extreem hoogwater zeewater achter in de valleien. Dit is het primaire effect van overstroming.

Secundair kan het zoute water gevolgen hebben voor plant en dier. Omdat het water achter de drempel blijft staan, kan langdurige inundatie optreden (Figuur 5.64). Gemiddeld blijft dit water 4-6 weken staan. Ook deze langdurige inundatie kan een oorzaak zijn geweest van de duindoornsterfte. Het effect van zeespiegelstijging en bodemdaling is in dit geval niet een vergroting van het beïnvloede oppervlak (zie Paragraaf 5.5.2) maar een toename van de frequentie van overfloeding. Zoals uit Tabel 5.10 blijkt, heeft bodemdaling met name invloed op de overvloedingsfrequentie van de valleien A, B1 en B2. Daardoor kan zuurstoftekort in de bodem ontstaan (anaërobie), waardoor sterfte van de vegetatie kan optreden in de meest overstromde valleien (A, B1 en B2). Tevens vindt er een vernatting van de bodem plaats. Frequentere overstroming met zeewater van een duinvallei leidt tot toename van het zoutgehalte in de bodem en tot vertraging van de ontkalking. De extreem hoge waterstanden waar het hier om gaat treden vooral op bij storm. Het slibgehalte in het water is dan hoger dan gemiddeld. Aangetoond is dat onder dergelijke omstandigheden ook veel slib op kwelders wordt afgezet. Dit slib wordt ook over de drempels gevoerd, waarna het water blijft staan en het slib bezinkt. De bodem wordt hierdoor slibrijker.



Figuur 5.64
Duindoornsterfte
op Ameland. De
foto geeft een
overzicht van
vallei B1 een
week na de
stormvloed in
1998.

Bovenstaande factoren staan een normale vegetatiesuccessie in de weg. Er vindt eigenlijk een regressie plaats in de richting van meer zoutminnende soorten vooral in de lage delen van de valleien. Veel van deze zoutminnende plantensoorten hebben evenwel een hoge waardering in termen van zeldzaamheid, mate van achteruitgang en internationale belangrijkheid; ze behoren ook tot de doelsoorten in het systeem van natuurdoeltypen (Bal et al. 1995).

In de valleien nabij de boorlocatie heeft de vegetatie zich ontwikkeld naar een vegetatie van meer zoutminnende soorten. Het duindoornstruweel is hier deels vervangen door vegetatie uit de overgangszone tussen de kwelders en jonge duinen. Deze zone is een open tot gesloten grazige vegetatie met o.a. fioringras (*Agrostis stolonifera*), aardbeiklaver (*Trifolium fragiferum*), zilte zegge (*Carex distans*), rode bies (*Scirpus rufus*) en zeerus (*Scirpus maritimus*). Een dergelijke vegetatie komt voor in gebieden die onregelmatig overspoeld worden door zeewater. Ze bevat de meest soorten-



rijke typen van de kwelder. Door de verdere toename in de overvloedingsfrequentie van deze valleien zal er vaker water achterblijven in deze valleien en zal er meer opslibbing plaatsvinden. Deze opslibbing, verzilting en vernatting leidt tot een vegetatie met meer soorten van natte vegetaties en van de lage kwelder. De bodem slibt dicht en er zal mogelijk poelvorming ontstaan.

In de valleien met een geringe toename van overfloeding speelt opslibbing nauwelijks een rol. Hier is grazige vegetatie en duindoornstruweel nog dominant, maar ook deze vegetatie zal door vernatting en toename van het zoutgehalte kunnen verdwijnen. Door een toename van het zout- en vochtgehalte van de bodem zou zich hier dan een overgangszone tussen kwelder en jonge duinen kunnen vestigen met plantensoorten waartoe ook doelsoorten zouden kunnen behoren.

5.5.4 Natuurlijke dynamiek

In het licht van de beide voorgaande paragrafen 5.5.2 (Struweelsterfte in de duingebieden) en 5.5.3 (Overstromingsrisico van duinvalleien) is het goed om even stil te staan bij de van nature in dergelijke gebieden aanwezige ('systeemeigen') milieu-dynamiek. Dit is nodig om de opgetreden effecten van bodemdaling in een breder kader te plaatsen. De 'systeemeigen' milieu-dynamiek noemen we hier voor het gemak natuurlijke dynamiek.

In voorafgaande hoofdstukken komt de 'normale' natuurlijke dynamiek aan de orde: zeewaterstand, neerslag, verdamping, grondwaterstand, grondwaterchemie, bodemchemie etc. Maar ook ligging, expositie en biotische invloeden dragen bij aan de grote natuurlijke dynamiek van het duingebied. Grote delen van het jonge duingebied van Ameland-Oost zijn nog min of meer toegankelijk voor de zee. Een van de belangrijkste conclusies die voor de duingebieden uit de afgelopen monitoringperiode evenwel kan worden getrokken, is dat de *extremen* in natuurlijke dynamiek van het gebied bij aanvang van het onderzoek niet voldoende zijn benoemd en zijn onderschat. Hoewel vanzelfsprekend naar aard bekend (extreem natte jaren, extreem droge zomers, perioden met zeer hoge vloed en zelfs extreem koude winters), is de omvang van deze natuurlijke extremen niet meegewogen in de

voorspelling (Eysink et al., 1987). Hoewel de frequentie redelijk bekend is uit weers- en getijstatistieken, is het moment van optreden uiteraard onvoorspelbaar. Momenteel blijkt uit de onderzoekresultaten dat de meeste waargenomen veranderingen eerder het gevolg zijn van weersinvloeden en extremen hierin dan van bodemdaling. Deze zogenaamde 'events' kwamen bijvoorbeeld voor in de periode 1989/90 t/m 1991/92 (extreme hoogwaters) en in 1992/95 (extreme neerslagen).

Het effect van de bodemdaling ten opzichte van het effect van de natuurlijke dynamiek van het gebied is tot nu toe relatief gering gebleken. De verhouding tussen beide is in de voorgaande hoofdstukken met behulp van de data verkregen uit het lopende monitoringprogramma, achteraf geschat. Dit is daarom zo belangrijk, omdat daarmee inzicht is verkregen in de 'ecologische ruimte' waarbinnen zich de bodemdaling afspeelt. Voorbeelden van effecten van natuurlijke dynamiek uit de afgelopen periode zijn sterfte van duindoorns ten gevolge van extreme vloed en sterfte van meidoorns ten gevolge van verdrinking door regenwater. In de afgelopen monitoringsperiode (1986-1998) veranderden dezelfde delen van het Oerdswater tweemaal van watervegetaties in landvegetaties.

Duindoorn is een hoge heester die in ons land vanouds veelvuldig voorkomt langs de hele Noordzeekust. Duindoorn is als pionier door bouw en (symbiotische) levenswijze goed aan het dynamische kustmilieu aangepast. De soort kiemt op lichte, humusarme, kalkhoudende meestal enigszins vochtige grond, in open vegetaties. In nat of brak milieu kiemt de soort niet. Eenmaal gevestigd, handhaaft hij zich vrijwel uitsluitend door vegetatieve vermeerdering en breidt zich dan naar drogere en nattere terreingedeelten uit. Door uitbreiding in nattere delen, als geen verzuring optreedt, verdwijnen dan bijzondere duinvalleisoorten als knobbies (*Schoenus nigricans*), parnassia (*Parnassia palustris*) en moeraswespenorchis (*Epipactis palustris*). Duindoorn is bestand tegen harde, zoute zeewind ('salt spray') en overstuiving door zand, maar voor overspoeling met zeewater is de soort erg gevoelig, tenzij sporadisch in de winter (Weeda et al. 1987: 189-190).

Tijdens het vooronderzoek naar de oorzaak van de struweelsterfte is (zoals in 5.5.2 vermeld) in 1996 vastgesteld dat behalve op Ameland, ook op



Schiermonnikoog en Terschelling eerder duindoornsterfte was opgetreden (Slim 1997a). Op grond van deze waarnemingen wordt verondersteld dat in een periode met weinig of geen hoge vloeden duindoorn zich naar beneden toe uitbreidt naar een zone die in een periode met veel hoge vloeden, voor de soort niet meer geschikt is. De struik sterft dan door het zeewater. Onder gewijzigde omstandigheden zou weer kolonisatie kunnen optreden. Duindoorn zou zo met zijn ondergrens van voorkomen langs een hoogtegradiënt pendelen. We zouden dit het 'halve-harmonicamodel' willen noemen omdat aan de bovengrens geen veranderingen optreden. In het dynamische kustmilieu is het niet ongewoon dat kenmerkende vegetaties langs de hoogtegradiënt op en neer pendelen. Op de grens van zout/nat en zoet/droog komen in het kustgebied enkele pioniergemeenschappen voor die zijn samengevat tot de zeevetmuurklasse (*Saginetea maritima*). Deze vegetaties komen vooral voor aan de voet van duinen en stuifdijken waar het zout- en vochtgehalte grote fluctuaties vertonen. De vegetaties bestaan uit eenjarige kruiden, kleine rozetplanten en bladmossen en vormen een open en laagblijvende begroeiing (Schaminée et al. 1998). Daardoor zijn deze vegetaties in staat met de wisselende grens van zout/nat en zoet/droog daadwerkelijk op en neer te pendelen: naar de omstandigheden komen ze bij voorbeeld het ene jaar lager en het andere jaar hoger voor op de hoogtegradiënt, doordat de soorten kortlevend zijn en zich gemakkelijk en snel in een geschikte omgeving vestigen. Dit mechanisme is deels vergelijkbaar met het 'halve-harmonicamodel': de ondergrens van het duindoornstruweel schuift naar beneden, maar bij hogere waterstanden kan duindoorn als langlevende, houtige soort niet mee naar boven. De soort is hieraan niet aangepast, en sterft.