

Inv. P2DT-B-98610

WEB NATUURONTWIKKELING
ECOLOGISCH ONDERZOEKS- EN ADVIESBUREAU

WEB



NATUURONTWIKKELING

ONS KENMERK:
O.9811.003

UW KENMERK:

DATUM:
5-11-1998

09 NOV 1998

Geachte [REDACTED],

Hierbij ontvangt u de eindrapportage 'Vooronderzoek groene dijk Paulinaschor. Een afweging tussen de huidige en potentiële natuurwaarden'. Conform onze offerte nr. 980505#2 zou deze in drievoud worden geleverd. Op verzoek van Dhr. Bartels (Bouwdienst RWS) worden echter 40 exemplaren geleverd. Voor de 37 extra rapporten zullen meerkosten in rekening worden gebracht ten opzichte van opdrachtbon nr. 358032. Bijgaand treft u 35 exemplaren aan; de overige (5) exemplaren zijn verzonden naar [REDACTED]. Wij vertrouwen erop dat deze eindrapportage beantwoordt aan uw verwachtingen. Voor eventuele vragen kunt u vanzelfsprekend contact met ons opnemen.

Met vriendelijke groet,

[REDACTED]

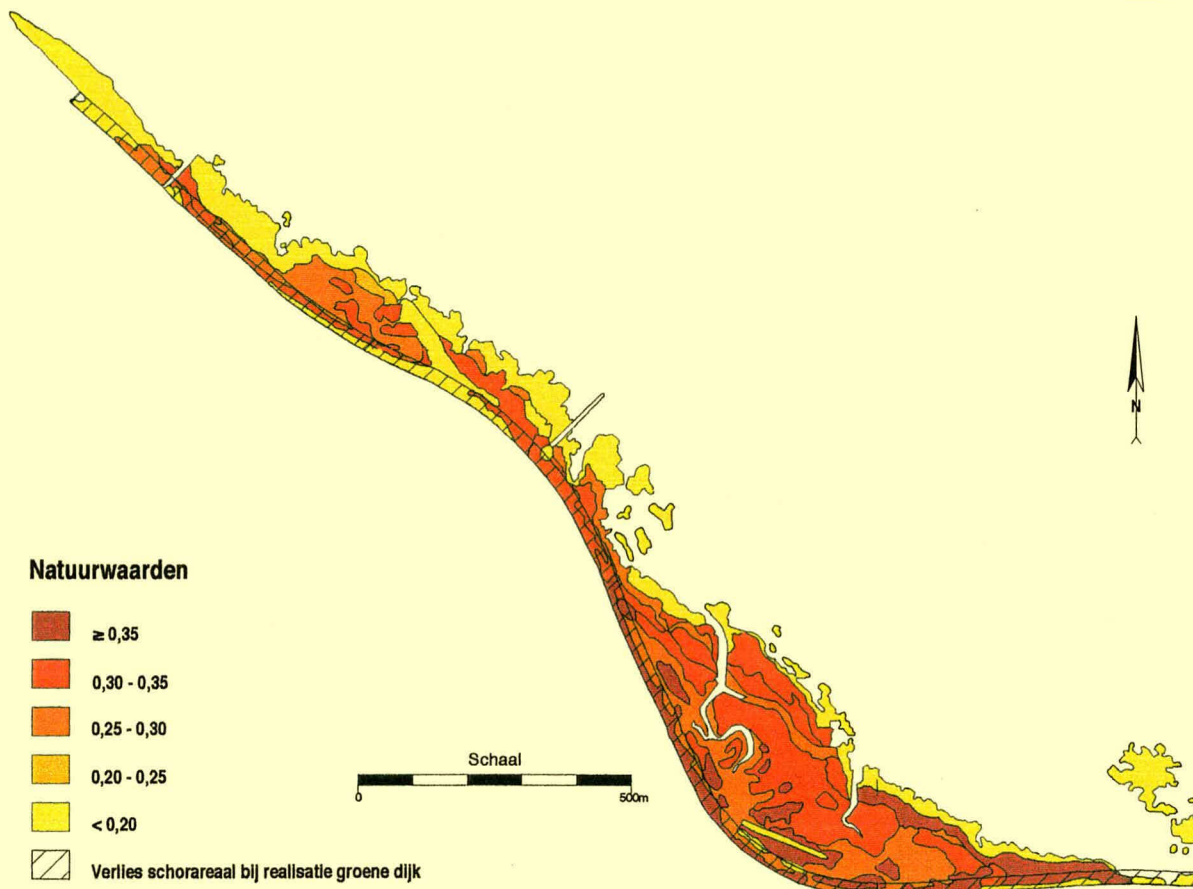


002253 1998 PZDT-R-98618 inv

eindrapportage + brief vooronderzoek groene dij

Vooronderzoek groene dijk Paulinaschor

*een afweging tussen de huidige en potentiële
natuurwaarden*



Uitgevoerd
in opdracht van
Projectbureau Zeeweringen
RWS Directie Zeeland (november 1998)

Vooronderzoek groene dijk Paulinaschor
een afweging tussen de huidige en potentiële natuurwaarden



© **WEB** *NATUURONTWIKKELING*

Donker Curtiusstraat 7-400A
1051 JL Amsterdam
Tel./fax: 020 - 488 66 54
e-mail: web.natuurontwikkeling@tip.nl

Amsterdam, november 1998

Rapport nr. 98.704

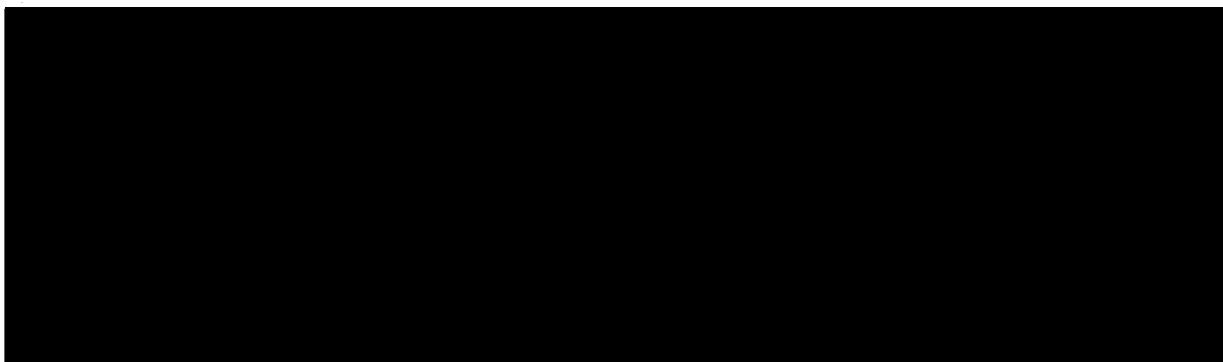
Inhoudsopgave

HOOFDSTUK 1	INLEIDING	1
	1.1. Kader en doel van het onderzoek	1
	1.2. Algemene beschrijving van het projectgebied	2
	1.3. Werkwijze	3
HOOFDSTUK 2	NAAR EEN BRUIKBAAR AFWEGINGSKADER	5
	2.1. Inleiding	5
	2.2. Ecologische variabelen en criteria voor natuurwaardering	5
	2.3. Overzicht afwegingskader ecologische variabelen en meeteenheden	12
HOOFDSTUK 3	POTENTIËLE WAARDEN GROENE DIJK	13
	3.1. Ruimtetechnische aspecten van de groene dijk	13
	3.2. Vegetatie en avifauna op de groene dijk	14
	3.3. Aspecten van inrichting en beheer van de groene dijk	16
	3.4. Botanische en abiotische waardebeoordeling	16
HOOFDSTUK 4	ACTUELE WAARDEN PAULINASCHOR	21
	4.1. Algemene beschrijving abiotisch milieu en gebruikswaarden	21
	4.2. Algemene beschrijving vegetatie	22
	4.3. Avifaunistische betekenis van het Paulinaschor	29
	4.4. Botanische en abiotische waardebeoordeling	32
HOOFDSTUK 5	CONCLUSIES EN DISCUSSIE	35
	GERAADPLEEGDE LITERATUUR	39

Hoofdstuk 1 Inleiding

1.1. *Kader en doel van het onderzoek*

Deze rapportage beschrijft het vooronderzoek naar de wenselijkheid van een groene dijk langs het Paulinaschor, dat ecologisch onderzoeks- en adviesbureau **WEB NATUURONTWIKKELING** in opdracht van Projectbureau Zeeweringen heeft uitgevoerd.



Het Projectbureau Zeeweringen is opgericht voor 'het waar nodig (doen) verbeteren van de met steen beklede onderdelen van het buitentalud van de zeeweringen in Zeeland'. Een groene dijk geldt als een mogelijke principe-oplossing voor verbetering van het buitentalud. Bij een groene dijk wordt de huidige bekleding verwijderd en wordt een niet-harde bekleding (kleidek) aangelegd. Een soortenrijke vegetatie op een groene dijk maakt onderdeel uit van de veiligheid van de bekleding, maar heeft tevens een natuurfunctie. Dit betekent niet alleen dat een groene dijk eisen stelt aan vegetatiebeheer, maar tevens dat bij de inrichting een zo flauw mogelijk talud wordt nagestreefd, om een natuurlijke overgang van de vegetatie op de dijk naar de vegetatie op het voorland te realiseren.

Eén van de meest urgente dijktrajecten voor het Projectbureau Zeeweringen is gelegen langs het Paulinaschor in de Westerschelde. In de huidige situatie bevindt zich hier een begroeid voorland (schor en slik) onder een relatief steile (circa 1:3 à 1:4), verharde dijk. Volgens de 'Milieu-inventarisatie Westerschelde' kan de principe-oplossing 'groene dijk' langs dit traject een mogelijke verbetering van de natuurwaarden (een natuurlijker gradiënt) opleveren (RWS-Projectbureau Zeeweringen, 1998). De aanleg van een groene dijk langs het Paulinaschor zou een landschappelijk opvallende verandering ten opzichte van de huidige situatie betekenen. In plaats van een abrupte overgang tussen de harde bekleding en het voorland, kan hier een vloeiende overgang van een volledig groene dijk met gradiëntvegetatie naar schor (en begroeid slik) ontstaan.

Bovengenoemde beschrijving lijkt op het eerste gezicht vanuit ecologisch oogpunt aantrekkelijk. Een verflauwing van het buitentalud betekent echter extra ruimtebeslag op het aangrenzende (begroeide) voorland. De oppervlakte van het huidige schor wordt derhalve verkleind ten behoeve van de groene dijk. In het huidig landelijk beleid wordt echter naar een vergroting van het schorareaal gestreefd (Baptist & Jagtman, 1997; Bisseling *et al.*, 1994; Schobben, 1997; Vroon *et al.*, 1997). Aangezien de realisatie van een groene dijk een verhoging van natuurwaarden tot doel heeft, dient te worden onderzocht of de groene dijk wel ecologische meerwaarde oplevert ten opzichte van de huidige waarden op het schor. Indien hiervoor een m.e.r.-procedure moet worden doorlopen, is de in 1999 geplande uitvoering van de dijkverbetering echter niet haalbaar. Vooruitlopend op een eventuele m.e.r.-procedure bestaat daarom de behoefte aan een vooronderzoek, waarin een afweging wordt gemaakt tussen de ecologische waarden van de groene dijk en de waarde van het schorgedeelte dat door een groene dijk beïnvloed zou worden. Indien blijkt dat de groene dijk op het dijktraject langs het Paulinaschor geen ecologische meerwaarde biedt, kan alsnog worden besloten de huidige dijkbekleding door een nieuwe harde bekleding te vervangen. Het schor blijft dan intact, zodat een m.e.r.-procedure overbodig is.

De doelstelling van het onderhavige project/vooronderzoek is op te delen in de volgende punten:

- (A) Het opstellen van een methodiek voor het maken van een afweging tussen de potentiële ecologische waarden van de groene dijk en de huidige waarden van het schorgedeelte dat door een groene dijk zou worden beïnvloed.
- (B) Het maken van een inschatting van de potentiële (natuur-)waarden van de nieuw aan te leggen groene dijk en het geven van een beschrijving van hiervoor benodigde randvoorwaarden.
- (C) Het verkrijgen van een voldoende representatief en gedetailleerd beeld van de huidige waarden in het projectgebied.
- (D) Het maken van een afweging tussen de potentiële ecologische waarden van de groene dijk en de huidige ecologische waarden van het schorgedeelte dat door een groene dijk zou worden beïnvloed.

De hoofdstukken 2, 3, 4 en 5 van deze rapportage werken respectievelijk de punten A, B, C en D van bovenstaande doelstelling uit. Het resultaat van het vooronderzoek dient een basis te vormen voor een brede discussie over de afweging tussen behoud van het schor en de aanleg van een groene dijk.

1.2. Algemene beschrijving van het projectgebied

Het projectgebied 'Paulinaschor' ligt langs de noordkust van Zeeuws-Vlaanderen (enkele kilometers ten westen van Terneuzen). Het Paulinaschor is een restant van een uitgestrekt complex van slikken en schorren in het mondingsgebied van de voormalige zeearm 'de Braakman'. Het schor maakt onderdeel uit van de Westerschelde. Dit is een estuarium, dat geomorfologisch gekarakteriseerd kan worden als een min of meer trechtvormige riviermonding, waarin getijbeweging voorkomt. Vanuit eco-

logisch oogpunt is het meest opvallende kenmerk van een estuarium als de Westerschelde de aanwezigheid van een geleidelijk verlopende zoet/zoutgradiënt van oost naar west. De verschuiving van levensgemeenschappen hangt hiermee nauw samen met deze gradiënt en het vormt de basis voor het onderscheid tussen vier districten in de Westerschelde: het geëxponeerd stranddistrict, het marien district, het marien overgangsgebied en het brak district. Het Paulinaschor is gelegen in het marien district. In dit gedeelte van de Westerschelde zijn in het verleden grote schorgebieden door inpoldering verloren gegaan. In de huidige situatie is erosie van schorranden een relevante factor voor areaalverkleining. Reeds lange tijd wordt onderzocht welke maatregelen tegen het verlies van schorren en slikken mogelijk zijn (Postma, 1992). Het totale schorareaal in de Westerschelde beslaat 3185 ha (Schobben, 1997; Baptist & Jagtman, 1997), waarvan Saeftinge 75% representeert. De oppervlakte van het projectgebied beslaat ruim 115 ha. De Stichting Het Zeeuwse Landschap heeft daarvan circa 45 ha van de Staat in gebruik gekregen en heeft 45 ha in eigendom. De resterende oppervlakte is in eigendom en beheer van waterschap Het Vrije van Sluis. Het Paulinaschor heeft de bestemming natuurgebied gekregen in zowel het vigerend streekplan Oost Zeeuws Vlaanderen, als het bestemmingsplan Westerschelde van de gemeente Terneuzen. Het gebied is niet vrij toegankelijk.

1.3. *Werkwijze*

Het vooronderzoek is gebaseerd op bronnenstudie (relevante literatuur, databestanden en kaartmateriaal), deskundigenoordeel en een beperkte veldstudie. Doel van de veldstudie was de bruikbaarheid van de meest recente vegetatiekartering van het Paulinaschor uit 1993/1994 (RWS-MD, 1996) te toetsen. De begrenzingen en de vegetatietype-samenstelling van de verschillende legenda-eenheden van deze kartering zijn vergeleken met de actuele vegetatie. Naast het verifiëren van de relevante vegetatiegrenzen en standplaatsovergangen in het veld, zijn steekproefsgewijs vegetatie-opnamen gemaakt. Hierbij is vooral gekeken naar de aan- of afwezigheid van plantensoorten met een hoge presentie binnen het betreffende vegetatietype. Een nauwkeuriger veldtoetsing is op basis van de vegetatiekartering uit 1993/1994 niet mogelijk, omdat deze geen detailinformatie biedt over de specifieke samenstelling van de vegetatietypen op het Paulinaschor, maar slechts over de gemiddelde samenstelling van de vegetatietypen op de schorren in de Westerschelde (excl. Saeftinge).

Op grond van de veldtoetsing valt echter reeds te concluderen dat de beschikbare vegetatiekartering een voldoende representatief beeld biedt om de botanische waarden van het huidige schor te bepalen, ondanks het feit dat enige verschuivingen hebben plaatsgevonden (zie hiervoor hoofdstuk 4). De ligging, oppervlakten en samenstelling van de legenda-eenheden en vegetatietypen uit de bovengenoemde vegetatiekartering vormen dan ook de basis van de toepassing van het afwegingskader in dit vooronderzoek. Dit afwegingskader (natuurwaardering) wordt in het volgende hoofdstuk besproken. Andere methoden, zoals het berekenen van het ruimtebeslag op het schor, worden in de desbetreffende hoofdstukken (3 en 4) behandeld.

2.1. Inleiding

In het Vooronderzoek groene dijk Paulinaschor dient een methodiek of afwegingskader te worden ontwikkeld voor gebiedswaardering. Hoewel ook gegevens betreffende recreatie en cultuurhistorie worden betrokken in het onderzoek, staat de biotische en abiotische natuur centraal. Dit ligt gezien de status van het schor (ontoegankelijk natuurgebied) voor de hand. Het onderhavige hoofdstuk geeft de verschillende stappen die binnen het afwegingskader worden doorlopen om enerzijds de waarden van het huidige schor aan te geven, anderzijds om een vergelijking te maken tussen natuurwaarden van de actuele en de potentiële situatie. In de volgende paragrafen wordt het toegepaste afwegingskader verder uitgewerkt.

2.2. Ecologische variabelen en criteria voor natuurwaardering

Het afwegingskader bestaat uit 3 onafhankelijke ecologische variabelen: de botanische waarde, de abiotische waarde en de betekenis voor avifauna. Voor de eerste twee variabelen wordt een vergelijk gemaakt tussen de waarde van een groene dijk met die van het schorgedeelte dat mogelijk door een groene dijk wordt beïnvloedt. Deze variabelen worden hieronder verder uitgewerkt. Vanuit de avifauna wordt gekeken of de aanleg van een groene dijk de actuele en potentiële waarden van het totale gebied positief (+), neutraal (0), danwel negatief (-) beïnvloedt. Dit gebeurt op basis van literatuurgegevens en deskundigenoordeel. Deze invulling komt voort uit de geringe plaatsgebondenheid van avifauna. De aandacht voor fauna in deze rapportage richt zich uitsluitend op de vogels, vanwege het feit dat de informatiebeschikbaarheid betreffende overige fauna-groepen zeer laag is. Voor het projectgebied zijn slechts incidentele waarnemingen over vlinders voorhanden, waardoor het niet mogelijk is hier een relatie tot standplaatstypen of een ecologisch waardeoordeel aan te verbinden.

Gebiedswaardering en afweging op basis van de landschapsecologische betekenis van de huidige en potentiële vegetatietypen (botanische waarde) en standplaatstypen (abiotische waarde), is te prefereren boven een methodiek die uitgaat van de 'natuurwaarde' van **afzonderlijke plantensoorten**, zonder deze aspecten in een ecologische context te plaatsen.

In veel waarderingsmethoden wordt de waarde van een ruimtelijke eenheid - bijvoorbeeld een vegetatie-opname of een kilometerhok - berekend door de waarden van de voorkomende plantensoorten te sommeren. De botanische waarde van soorten wordt hierbij als een directe afgeleide gezien van de zeldzaamheid of algemeenheid van een soort (Witte, 1996). De score die dan ontstaat per ruimtelijke

eenheid geeft zowel uitdrukking aan de soortenrijkdom als aan de natuurwaarden van de soorten. Een eerste bezwaar van een dergelijke methode is dat niet-kenmerkende plantensoorten en/of soorten die antropogene verstoring of verruiging indiceren, in positieve zin bijdragen aan de totaalscore. Een tweede bezwaar is dat relatief soortenarme begroeiingen als zoute kustvegetaties, die in goed ontwikkelde vorm een aanzienlijke botanische betekenis hebben, een te lage beoordeling krijgen. Niet-kenmerkende soortenrijke graslanden op een groene dijk krijgen daarentegen per definitie een te hoge beoordeling. Een dergelijke waarderingsmethode achten wij dan ook niet geschikt voor het onderhavige project. Een betere invalshoek voor de natuurwaarde is de zeldzaamheid van gebiedsdelen te beschouwen vanuit de 'indicatiewaarde' van plantensoorten, de ontstaanswijze en ontwikkelingstijd van het standplaatstype en de 'natuurlijkheid' van vegetatietypen voor het betreffende ecosysteem.

Botanische waarde

De ecologische variabele 'botanische waarde' wordt bepaald door de criteria kenmerkendheid en zeldzaamheid van de vegetatie, alsmede door de oppervlakte van de verschillende vegetaties.

De kenmerkendheid van een vegetatie wordt gedefinieerd als de mate waarin deze karakteristiek of oorspronkelijk is voor een bepaald ecosysteem. Voor het Westerscheldegebied beschouwen wij vegetaties gebonden aan het getijdegebied (de relevante fysisch-geografische regio) en zeedijken (klei) als kenmerkend. De kenmerkende vegetaties worden afgeleid uit een referentietoestand of streefbeeld, welke is opgesteld op basis van kennis van optimale landschapsecologische patronen en processen in vergelijkbare systemen op een andere tijd of plaats.

Voor de toepassing van het criterium kenmerkendheid gaan wij uit van het CML-ecotopensysteem (Stevens *et al.*, 1987; Runhaar *et al.*, 1987). In dit systeem zijn planten naar gelang hun voorkeur voor bepaalde standplaatsfactoren, ingedeeld in ecologische soortengroepen. De indeling is gebaseerd op literatuuronderzoek, deskundigenoordeel en een groot aantal vegetatie-opnamen. Soorten uit de ecologische groepen komen hoofdzakelijk voor in gespecificeerde ecotootypen. Bij de indeling is rekening gehouden met de ecologische amplitudes van soorten, namelijk doordat een soort bij meerdere ecologische groepen kan zijn ingedeeld (Witte *et al.*, 1996). Een soort met een brede ecologische amplitude komt in verschillende ecotootypen voor, dat wil zeggen de indicatiewaarde of de kenmerkendheid voor een ecotootype is lager dan een soort met een smalle ecologische amplitude (Witte & Van der Meijden, 1995). De kenmerkendheid van een vegetatietype (K) wordt in dit onderzoek gedefinieerd als de gemiddelde relatieve trouw van de soorten binnen het vegetatietype aan de kenmerkende ecotootypen voor getijdegebieden en zeedijken (klei). Een soort die slechts voorkomt in één kenmerkend ecotootype krijgt 1,0 als score voor de relatieve trouw. Een soort die is ingedeeld bij 2 ecotootypen, waarvan slechts 1 kenmerkend is, heeft een relatieve trouw van 0,5. Dit geldt bijvoorbeeld voor *Plantago maritima* (zeeweegbree). Deze soort komt voor in de ecotootypen bP20 en zG20. Ecotootype zG20 is wel kenmerkend voor getijdesystemen (zie verder), maar bP20 (pioniervegetatie op brakke



natte bodem; bijvoorbeeld binnendijkse standplaatsen waar brakke kwel aan de oppervlakte komt) is dat niet. Hierdoor krijgt *Plantago maritima* een score van 0,5 voor relatieve trouw. De score voor het criterium kenmerkendheid (K) van een vegetatietype wordt op de volgende wijze bepaald:

$$K = \frac{\sum(t \cdot a)}{\sum a}$$

- t = de relatieve trouw van een soort;
a = de presentie van een soort (fractie of kans op voorkomen binnen het vegetatietype; zie ook tabel 4.1.);

De eerste stap van de uitwerking van dit criterium is het bepalen van de kenmerkende ecotootypen. Streefbeelden of referentietoestanden bieden hiertoe de handvatten. Voor schor/slik-systemen zijn echter geen bruikbare historische referenties voorhanden, omdat het beleid ten aanzien van getijde-systemen in het verleden gericht was op landaanwinning en inpoldering (De Bruijne, 1994; Baptist & Jagtman, 1997) en niet op het behoud en de ontwikkeling van natuurwaarden. Het huidige beleid richt zich - op basis van ecologische argumenten - juist op het vergroten van het areaal van schorren en kwelders in Nederland (Schobben, 1997). Als geschikte referentie voor het Paulinaschor achten wij één 'natuurdoeltype' voor het getijdegebied uit het natuurbeleid het meest geschikt. Dit betreft Gg-3.1, een onbeheerde kwelder (Jansen *et al.*, 1993). Dit doeltype bestaat uit kleine percelen natuurlijke kwelder langs de randen van de getijdegebieden. Er wordt geen enkele vorm van beheer uitgevoerd, dit ten behoeve van een spontane ontwikkeling van vegetatie en fauna. Er zijn lage en hoge kwelders (in zuidwest-Nederland respectievelijk slikken en schorren genoemd). De lage gebieden bestaan uit pioniervegetaties. De hoge kwelders kennen een meer gesloten vegetatiedek (*ibid.*). Zoals in hoofdstuk 3 wordt beschreven is als gewenst beheer in het Paulinaschor inderdaad gekozen voor 'niets doen'.

In een vergelijking van natuurdoeltypen met ecotootypen door Runhaar & Van 't Zelfde (1996) wordt Gg-3.1 vertaald naar een vijftal ecotootypen, die corresponderen met lage zoutminnende vegetaties op standplaatsen die onder invloed van het getijde staan en waar geen beheer wordt uitgeoefend. Dit betreft de ecotootypen zP20, zG20, bG20, bG40 en bP40 (*ibid.*). Overigens omvat Gg-3.2 (beheerde kwelder) dezelfde ecotootypen. De verschillen liggen in het type en de omvang van de vegetaties die op de verschillende standplaatstypen ontstaan. Hieronder volgt een beschrijving van de bovengenoemde ecotootypen in een onbeheerde kwelder.

Ecotootype zP20 (pioniervegetatie op zilte, natte bodem) komt in dit natuurdoeltype overeen met:

- pioniervegetaties op dagelijks overstroomde slikken, en in kommen in de schorren;
- pioniervegetaties op dagelijks (langdurig) overstroomde slikken;
- pioniervegetaties op dagelijks overstroomde plekken op de overgang van schor naar slik en langs krekken.

Ecotootype zG20 (grasland op zilte, natte bodem) komt in dit natuurdoeltype overeen met:

- graslandvegetaties op regelmatig met zeewater overstromde plekken;
- graslandvegetaties op lage tot middelhoge oeverwallen van kreken;
- graslandvegetaties op wat hogere, onregelmatig door zeewater overspoelde plekken.

Ecotooptype **bG20** (grasland op brakke, natte bodem) komt in dit natuurdoeltype overeen met:

- graslandvegetaties op wat hogere, onregelmatig door zeewater overspoelde plekken;
- graslandvegetaties op slechts incidenteel overspoelde plekken;
- graslandvegetaties op strandvlaktes en jonge primaire duinvalleien.

Ecotooptype **bG40** (grasland op brakke, vochtige bodem) komt in dit natuurdoeltype overeen met:

- graslandvegetaties op slechts incidenteel overspoelde plekken;
- graslandvegetaties op strandvlaktes en jonge primaire duinvalleien.

Ecotooptype **bP40** (pioniervegetaties op brakke, vochtige bodem) komt in dit natuurdoeltype overeen met:

- pioniervegetaties op met zand overstoven vloedmerk;
- pioniervegetaties op slechts incidenteel overspoelde natte zandgrond.

In de vegetatiekartering uit 1993/1994 (RWS-MD, 1996) worden voor het Paulinaschor 3 standplaatstypen onderscheiden: pionierzone, laag schor en middelhoog schor. Voor het berekenen van de kenmerkendheid van de op het Paulinaschor voorkomende vegetaties op deze standplaatstypen, is uitgegaan van de gemiddelde soortensamenstelling van de betreffende vegetatietypen op de schorren van de Westerschelde (exclusief Verdrongen land van Saeftinge). Zoals reeds in § 1.3. is aangegeven, is dit detailniveau het maximum haalbare met de beschikbare vegetatiegegevens.

Naast ecotooptypen van het getijdegebied achten wij ook ecotooptypen corresponderend met begroeiingen op zeedijken (klei) als kenmerkend. Dit betekent echter niet dat een begroeiing op groene kleidijken bij voorbaat een hoge score voor K oplevert. Indien de potentiële vegetatie voornamelijk bestaat uit graslandsoorten met een zeer brede ecologische amplitude, zal de score voor de kenmerkendheid van deze vegetatie laag zijn. Natuurdoeltype Zk-3.6 (bloemrijk grasland op zeeklei; Runhaar & Van 't Zelfde, 1996; Blokland & Kleijberg, 1997) kan gezien worden als relevante referentie voor kenmerkende begroeiingen op zeedijken (klei). Dit natuurdoeltype omvat volgens de indeling van Runhaar & Van 't Zelfde de ecotooptypen G46 en G47. Dit betreft beide graslanden op vochtige, matig voedselrijke bodem, waarbij voor G46 als aanvulling geldt dat deze in basisch (kalkrijk) milieu voorkomt (ibid.). In de indeling van Van der Meijden *et al.* (1991) is dit onderscheid (nog) niet gemaakt en worden planten uit beide typen tot G47 gerekend. Kenmerkende (corresponderende) vegetaties van zeedijken betreffen vooral glanshavergemeenschappen en bloemrijke kamgrasweiden (Runhaar & Van 't Zelfde, 1996; Blokland & Kleijberg, 1997).

Voor het berekenen van de kenmerkendheid van vegetatietypen op het standplaatstype groene kleidijk is uitgegaan van de gemiddelde soortensamenstelling van drie typen potentiële dijkvegetaties op het

zoete deel van de groene dijk en een potentiële vegetatie in de zoet/zout-overgangszone (zie verder hoofdstuk 3).

Bij het hanteren van het criterium **zeldzaamheid** van het vegetatietype is gebruik gemaakt van het gemiddelde van de landelijke verspreiding van de voorkomende soorten in een vegetatietype. Hierbij is voor de standplaatstypen uitgegaan van de gemiddelde soortensamenstelling van de betreffende vegetatietypen in de schorren van de Westerschelde (exclusief Verdrongen land van Saeftinge). Voor het berekenen van de zeldzaamheid van vegetatietypen op het standplaatstype groene kleidijk is uitgegaan van de gemiddelde soortensamenstelling van een drietal potentiële vegetatietypen en een potentiële vegetatie in de zoet/zout-overgangszone (zie verder hoofdstuk 3). De score voor het criterium zeldzaamheid (**Z**) wordt op de volgende wijze bepaald:

$$Z = [\sum(10-f)*a]/[10*\sum a]$$

f = de uurhokfrequentie (UFK) van een soort;

a = de presentie van een soort (fractie of kans op voorkomen binnen het vegetatietype; zie ook tabel 4.1.);

De UFK betreft een uurhokfrequentieklasse-aanduiding volgens de 10-delige logaritmische schaal (van UFK0 tot en met UFK9) van Van der Maarel. Een UFK1 betreft een zeldzame soort, welke slechts in 1-3 atlasblokken voorkomt. Een soort met een UFK van 9 is zeer algemeen in Nederland (1211-maximum aantal atlasblokken). In het onderhavige onderzoek wordt gewerkt met de UFK-1990 volgens Van der Meijden *et al.* (1991), welke grotendeels is gebaseerd op gegevens van de Atlas van de Nederlandse Flora. Als gevolg van de UFK-schaal is in de bovenstaande formule onder de breukstreep een factor 10 ingevoerd om een uiteindelijke score tussen de 0,1 en 0,9 te realiseren, waardoor de scorering beter overeenkomt met die voor kenmerkendheid.

Een rekenvoorbeeld ter verduidelijking. Vegetatietype Y5 bestaat uit drie soorten, te weten (1) *Atriplex portucaloides* (gewone zoutmelde), (2) *Atriplex prostrata* (spiesmelde) en (3) *Elymus athericus* (strandkweek). De eerste soort komt slechts in 38% van de opnamen van dit vegetatietype voor (presentie = 0,38) en heeft een UFK van 5. Voor de tweede en derde soort geldt respectievelijk een presentie van 0,85 en 1,0, terwijl de UFK-scores 9 en 6 bedragen. Dit levert het volgende op: soort 1: $(10-5)*0,38 = 1,9$; soort 2: $(10-9)*0,85 = 0,85$; soort 3: $(10-6)*1,0 = 4,0$. Deze scores opgeteld geeft een waarde van 6,75. Het gemiddeld aantal soorten $\sum a$ in het vegetatietype bedraagt $0,38 + 0,85 + 1,0 = 2,23$. Nu is **Z** te berekenen als $6,75/2,23 = 0,30$.

Ter bepaling van de botanische waarde van een vegetatietype (**WV**) wordt **K** vermenigvuldigd met **Z**. In verband met het detailniveau van de vegetatiekartering is het voor het bepalen van de huidige waarde van de vegetatie noodzakelijk te werken met een botanische waarde per legenda-eenheid. Op

de vegetatiekaart kunnen verschillende vegetatietypen samen een legenda-eenheid vormen. Met behulp van de bijbehorende matrixlegenda is het wel mogelijk het relatieve aandeel van vegetatietypen binnen een legenda-eenheid te bepalen (zie verder hoofdstuk 3). Door het relatieve aandeel van de vegetatietypen in een legenda-eenheid (zie § 1.3.) telkens te vermenigvuldigen met de bijbehorende WV en te sommeren, ontstaat een score voor de botanische waarde van een legenda-eenheid (WL). Een voorbeeld ter verduidelijking. Als een legenda-eenheid bestaat uit twee vegetatietypen, waarvan de eerste met een WV van 0,4 90% van de legenda-eenheid omvat, terwijl de ander een aandeel heeft van 10% en een WV van 0,2, is de uiteindelijke WL 0,36 (berekening: $0,9 \cdot 0,4 + 0,1 \cdot 0,2$).

BOTANISCHE WAARDE GROENE DIJK		
REFERENTIE	Stap 1	Bepaling kenmerkende natuurdoeltypen: onbeheerde kwelder (Gg-3.1) en bloemrijk grasland (Zk-3.6)
	Stap 2	Vertaling Gg-3.1 en Zk-3.6 naar CML-ecotootypen: zP20, zG20, bG20, bG40, bP40 en G47
VEGETATIE GROENE DIJK	Stap 3	Bepaling van de soortensamenstelling en zonering van potentiële vegetatietypen op de groene dijk
PARAMETERS	Stap 4	Bepaling van de relatieve trouw (t) van soorten in de potentiële vegetatietypen aan de ecotootypen
	Stap 5	Toekenning van een presentie (a=1) aan de soorten binnen de potentiële vegetatie-typen
	Stap 6	Bepaling van de UFK (f) van de soorten binnen de potentiële vegetatietypen
CRITERIA	Stap 7	Bepaling van de kenmerkendheid van de potentiële vegetatietypen: $K = \sum(t^*a)/\sum a$
	Stap 8	Bepaling van de zeldzaamheid van de potentiële vegetatietypen: $Z = [\sum(10-f)^*a]/(10^*\sum a)$
BOTANISCHE WAARDE	Stap 9	Bepaling van de botanische waarde van vegetatietypen: $WV = K*Z$
POTENTIËLE BOTANISCHE WAARDE GROENE DIJK	Stap 10	Bepaling van de oppervlakten van de vegetatietypen/-zones
	Stap 11	Bepaling van de totale botanische waarde van de groene dijk: TWV-P

BOTANISCHE WAARDE HUIDIG SCHOR		
REFERENTIE	Stap 1	Bepaling kenmerkende natuurdoeltypen: onbeheerde kwelder (Gg-3.1)
	Stap 2	Vertaling Gg-3.1 naar CML-ecotootypen: zP20, zG20, bG20, bG40 en bP40
VEGETATIE SCHOR	Stap 3	Bepaling soortensamenstelling van vegetatietypen van het schor
PARAMETERS	Stap 4	Bepaling van de relatieve trouw (t) van soorten in de vegetatietypen aan de ecotootypen
	Stap 5	Bepaling van de presentie (a) van de soorten binnen de vegetatietypen
	Stap 6	Bepaling van de UFK (f) van de soorten binnen de vegetatietypen
CRITERIA	Stap 7	Bepaling van de kenmerkendheid van de vegetatietypen: $K = \sum(t^*a)/\sum a$
	Stap 8	Bepaling van de zeldzaamheid van de vegetatietypen: $Z = [\sum(10-f)^*a]/(10^*\sum a)$
BOTANISCHE WAARDE	Stap 9	Bepaling van de botanische waarde van de vegetatietypen: $WV = K*Z$
	Stap 10	Bepaling van de botanische waarde van de legenda-eenheden: WL
VERLIES AAN BOTANISCHE WAARDEN DOOR GROENE DIJK	Stap 11	Bepaling van de te beïnvloeden oppervlakten van de legenda-eenheden
	Stap 12	Bepaling van de totale botanische waarde van het te beïnvloeden schorgedeelte: TWV-A

Tabel 2.1. Schematische weergave van de stappen ter bepaling van de botanische waarde voor de groene dijk (boven) en de botanische waarde van het huidig schor (onder).

Op basis van de WL-scores is het enerzijds mogelijk een vegetatiewaarden-kaart te vervaardigen voor het Paulinaschor (zie verder hoofdstuk 3), anderzijds een totaalscore van de botanische waarde van het gedeelte van het huidig schor dat door een groene dijk beïnvloed zou worden te bepalen en te vergelijken met de potentiële botanische waarde van een groene dijk. De totaalscore voor de huidige botanische waarde (TWV-A) ontstaat door de WL scores te vermenigvuldigen met de bijbehorende oppervlakten van de legenda-eenheden in het mogelijk te beïnvloeden schorgedeelte en te sommeren. Het bepalen van de totaalscore voor de botanische waarden van een groene dijk (TWV-P) gebeurt door het voorspellen van de samenstelling en oppervlakten van vegetaties in de potentiële situatie (hoofdstuk 3). De op basis hiervan berekende WV-scores worden vermenigvuldigd met de bijbehorende oppervlakten en gesommeerd tot TWV-P.

Tabel 2.1. geeft een schematisch overzicht van de hiervoor besproken stappen die moeten worden gezet teneinde te komen tot TWV-P en TWV-A. TWV-P kan nu worden vergeleken met TWV-A. Het verschil in botanische waarde tussen de potentiële situatie en de huidige situatie wordt uitgedrukt in een - (TWV-P lager dan TWV-A), een 0 (neutraal) of + (TWV-P hoger dan TWV-A). Een neutrale beoordeling wordt toegekend indien het waardeverschil tussen TWV-P en TWV-A kleiner is dan 10%.

Abiotische waarde

De hiervoor beschreven WV geeft indirect informatie over de relatieve zeldzaamheid van kenmerkende standplaatstypen in Nederland, gezien de onlosmakelijke relatie tussen soorten en hun abiotisch milieu in het CML-ecotopensysteem. Gezien het feit dat het niet wenselijk is bepaalde aspecten impliciet (en onbedoeld) een dubbele wegingsfactor te geven in het natuurwaarderingssysteem, achten wij zeldzaamheid en kenmerkendheid van standplaatstypen ongeschikt als criteria. Gebieden hebben ons inziens een hogere waarde, naarmate zij een groter aandeel aan moeilijk vervangbare standplaatstypen vertonen (criterium *vervangbaarheid*). De vervangbaarheid van een standplaatstype wordt bepaald door de kans op het ontstaan van het type (al of niet op natuurlijke wijze) en de tijd die nodig is voor volledige ontwikkeling van het type. Hoe kleiner de kans op gunstige uitgangskondities en hoe langer de ontwikkelingsduur, des te lager is de vervangbaarheid van het standplaatstype. Per standplaatstype (P = pionierzone, L = laag schor, M = middelhoog schor, D = verharde dijk en G = groene kleidijkzone) wordt een score gegeven. Een hoge vervangbaarheid geeft een lage score voor natuurwaarde. Deze varieert tussen 1 (hoge vervangbaarheid) tot 3 (lage vervangbaarheid). De volgende scores zijn toegekend (de argumentatie hiervoor staat in de hoofdstukken 3 en 4): D = 1, G = 2, P = 2, L = 3 en M = 3. Een vergelijking tussen de huidige (TWA-A) en potentiële waarden (TWA-P) kan plaatsvinden door de scores te vermenigvuldigen met de actuele en potentiële oppervlakten van de betreffende standplaatstypen over de breedte die door een groene dijk wordt beïnvloed. Het uiteindelijke resultaat van de aanleg van een groene dijk is dan positief (+), neutraal (0) of negatief (-) te beoordelen. Een neutrale beoordeling wordt toegekend indien het waardeverschil tussen de huidige en potentiële situatie kleiner is dan 10%.

Avifaunistische betekenis

De afweging voor de ecologische variabele **avifaunistische betekenis** vindt in dit onderzoek plaats op basis van een kwalitatieve beschrijving van de huidige en potentiële avifaunistische waarden van het totale projectgebied.

2.3. Overzicht afwegingskader ecologische variabelen en meeteenheden

Onderstaand schema geeft een beknopt overzicht van het afwegingskader. Er is voor gekozen geen wegingsfactor aan de verschillende variabelen toe te kennen om te komen tot een semi-kwantitatief eindoordeel. In plaats daarvan wordt de uiteindelijke afweging van specifieke kwaliteiten in hoofdstuk 5 gemaakt op basis van een inhoudelijke argumentatie.

ECOLOGISCHE VARIABELE	VERGELIJKING POTENTIËLE WAARDEN TEN OPZICHTE VAN ACTUELE WAARDEN	CRITERIA EN MEETEENHEDEN
Botanische waarde	TWV-P - TWV-A = +, 0 of - (in het te beïnvloeden gedeelte)	kenmerkendheid zeldzaamheid oppervlakte
Abiotische waarde	TWA-P - TWA-A = +, 0 of - (in het te beïnvloeden gedeelte)	vervangbaarheid oppervlakte
Avifaunistische betekenis	+, 0 of - (totale projectgebied)	kwalitatieve beschrijving

Hoofdstuk 3 Potentiële waarden groene dijk

3.1. *Ruimteteknische aspecten van de groene dijk*

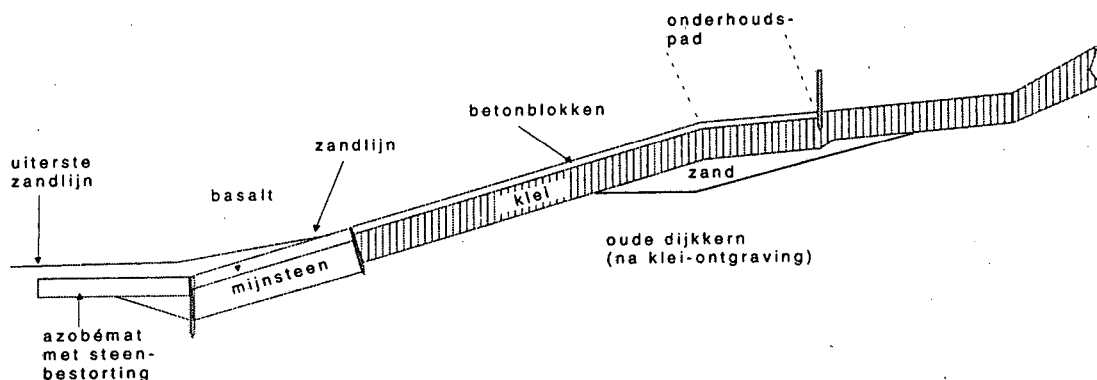
Op de meeste Nederlandse dijken is de harde bekleding langs de getijdewateren zo hoog opgetrokken dat de grasmat begint op een niveau waar hooguit 1-2 x per jaar zout water komt door golfoploop. Zeedijken waar de overgang tussen harde bekleding en gras veel lager ligt en waar golfaanval op de grasbekleding vaker plaatsvindt, worden veelal groene dijken genoemd. Begin jaren negentig bracht een aantal onderzoekers van Dienst Weg- en Waterbouw van Rijkswaterstaat een bezoek aan een aantal groene dijken in Duitsland en Denemarken met als doel 'het opdoen van ervaringen met bekledingen van gras op dijken en het leren van (erosie)schade die aan deze bekledingen is opgetreden' (Sprangers & Muijs, 1997).

De aanleg van groene dijken is aan randvoorwaarden gebonden. De keuze voor overwegend met gras beklede dijken berust op de aanwezigheid van uitgestrekte voorlanden met een hoogte tot boven GHW. Waar nodig worden de voorlanden in stand gehouden door landaanwinningswerken. Onder normale omstandigheden lopen de golven dood in het voorland. Alleen bij verhoogde waterstanden tijdens stormvloed bereiken de dan al enigszins gedempte golven de dijk. Bovendien breken de golven in de waterlaag van de teruglopende vorige golven. Een voldoende hoge dijk met flauwe taluds en een goed onderhouden grasmat kan deze kortstondige golfaanval zonder noemenswaardige schade doorstaan. Een tweede reden voor de aanleg van een groene dijk kan een weinig draagkrachtige ondergrond zijn. Door spreiding van de belastingen door de aanleg van lage en brede dijken kunnen dure grondverbeteringen worden voorkomen.

De moderne groene-dijkprofielen in Duitsland worden gekenmerkt door een flauw hellend buitentalud, zoveel mogelijk bekleed met een grasmat op een 1 m dikke kleilaag op een zandkern. Onder gemiddeld hoog water is het talud 1:10, daarboven vaak steiler, eerst 1:8, naar de kruin toe 1:5. Bij GHW breken de golven dus op de grasmat. De keuze van het profiel hangt af van de breedte van het voorland. Bij een voorland van minder dan 400 m is er te regelmatig sprake van golfaanval tijdens hoog water en wordt er een harde bekleding toegepast die via een verharde weg overgaat in het grastalud.

In het vooronderzoek wordt in principe uitgegaan van een groene dijk met een talud van 1:10 vanaf het huidige onderhoudspad ($\pm 5,65$ m +NAP, zijnde 3,65 m boven GHW), gezien dit overeenkomt met het in hoofdstuk 1 gestelde streven naar een zo flauw mogelijk talud. De dijk loopt tot op het schor danwel het slik, afhankelijk van de situatie ter plekke. In het Paulinaschor is de breedte van het voorland ruim minder dan 400 m. Civieltechnische overwegingen betreffende het toepassen van harde

dijkbekleding vallen buiten de reikwijdte van dit vooronderzoek. Uitgaande van (1) een groene dijk met een talud van 1:10, (2) een dijkhoogte van gemiddeld 5,65 m (onderhoudspad) en (3) een gemiddelde zandlijn op 1,91 m is de horizontale breedte van de groene-dijk talud berekend op 37,4 m. Dit komt overeen met een hellend talud van 37,6 m. Voor het berekenen van de gemiddelde dijkhoogte is de gemiddelde hoogte van het onderhoudspad op de huidige dijk bepaald, op basis van 8 dwarsprofielen van de dijk (de kaarten zijn afkomstig van Waterschap Het Vrije van Sluis (reg.nr. THOMPAUL.DWG)). Op deze kaarten is tevens per dwarsprofiel de hoogte van de uiterste zandlijn weergegeven, die de huidige hoogte van het schor, danwel het slik representeert. In figuur 3.1. is een schematische weergave te zien van de huidige dijk.



Figuur 3.1. Schematische weergave van de huidige dijk.

3.2. Vegetatie en avifauna op de groene dijk

Van nature is er een scherpe zonerings in de begroeiing van het voorland: ongeveer tot aan GHW (tot maximaal 0,10 boven GHW; Het Zeeuwse Landschap, 1984) groeit Engels slijkgras (*Spartina townsendii*), daarboven een vegetatie met kweldergras (*Puccinellia maritima*), met op de nog hoger gelegen delen dominantie van rood zwenkgras (*Festuca rubra*) en fioringras (*Agrostis stolonifera*) overgaand in een vegetatie met Engels raaigras (*Lolium perenne*), kamgras (*Cynosurus cristatus*) of glanshaver (*Arrhenatherum elatius*). Voor een beschrijving van vegetaties met dominantie van Engels slijkgras en kweldergras, dat wil zeggen de vegetaties van slikken en schor, kan verwezen worden naar hoofdstuk 4.

De gemiddelde hoogte van de kwelder (1.91 m) komt vrijwel overeen met de grens waar 'echte' zoutvegetaties voorkomen (GHW). Daarboven ligt een zone die nauwelijks wordt overspoeld (wel beïnvloeding door zoutspray) die enkele zoutminnende en relatief zoutresistente plantensoorten bevat. De grens tussen deze overgangszone en de zoete vegetatie (bloemrijk grasland) ligt gemiddeld 0,70 m boven gemiddeld hoog water (2,70 m +NAP in het projectgebied). Deze vegetatiegrens is scherp en beslaat slechts een breedte van minder dan 10 cm (RWS-Projectbureau Zeeweringen, 1998; Sprangers & Muijs, 1997). Op de groene dijk ligt verreweg het grootste gedeelte boven 2,70 meter (zie § 3.5.).

De begroeiing boven de zoet-zoutwatergrens betrof in Duitsland en Denemarken veelal vegetatie van het Beemdgras-raaigrasstype (Poo-Lolietum = PoL), met Engels raaigras als aspectbepalende soort. De wat oudere taluds kenden een dominantie van rood zwenkgras. Dit vegetatietype is relatief soortenarm en kenmerkt zich door hoge uniformiteit. Het wordt vaak zeer intensief beheerd (betreding, bemesting; Sprangers, 1989). Het is ook in Nederland veel voorkomend. Voorts werden dijkbegroeiingen aangetroffen die kunnen worden gerekend tot de kamgrasweide-associatie (Lolio-cynosuretum = LC) (Sprangers & Muijs, 1997) met kamgras (*Cynosurus cristatus*) als kenmerkende soort. Dergelijke vegetaties kennen een groter soorten aantal, maar waren vaak kruidenarm (soms vindt chemische bestrijding van kruiden plaats). Het betreft een gemeenschap van weilanden en hooilanden (die voor en/of nabeweid worden), die in stand worden gehouden door voortdurende, tamelijk intensieve beweiding (Westhoff & Den Held, 1969). Een derde vegetatietype die kan worden aangetroffen op groene dijken is het glanshaververbond (Arrhenatheretum = A). Dit type is gevonden op een aantal locaties in Denemarken, soms met aanwezigheid van stroomdalsoorten, zoals de zeldzame soort karwijvarkenskervel (*Peucedanum carviifolia*) (Sprangers & Muijs, 1997). Het betreft de meest soortenrijke gemeenschap van de drie. Glanshaverhooilanden kennen een extensief beheer van onregelmatig hooien met of zonder afvoer. Bovengenoemde gemeenschappen (Poo-Lolietum, Lolio-cynosuretum en Arrhenatheretum) komen ook regelmatig voor op zeedijken in Nederland. Op basis van onderzoek aan de vegetaties van zeedijken in Nederland van Sprangers (1989) en deskundigenoordeel, is gekomen tot gemiddelde samenstellingen voor deze drie gemeenschappen. Deze zijn weergegeven in tabel 3.1.

Beneden de zoet-zoutwatergrens bevindt zich een overgangsv egetatie voor zover er geen dijkverharding noodzakelijk is. Het soorten aantal kan verschillen, wat zowel met de saliniteit, de trofie als het beheer te maken kan hebben. De meest waarschijnlijke soorten zijn weergegeven in tabel 3.2. (op basis van zoet-zoutzoneringen in de Westerschelde, de Oosterschelde en vergelijkbare situaties in het buitenland). De soorten strandkweek, spiesmelde, gewone zoutmelde en reukeloze kamille kunnen worden aangemerkt als vloedmerkplanten en groeien daar waar extra voedingsstoffen vrijkomen (Van Berchum *et al.*, 1995). Het komt grotendeels overeen met de vegetatie van strandkweek (Atriplici-Agropyretum pungentis; zie ook § 4.3.). De andere soorten kunnen worden gerekend tot de associatie van zilte rus (Juncetum gerardii). Dit betreft een al dan niet beweidde gesloten gemeenschap van op slibrijke, in de ondergrond eventueel zandige gronden met een hoog zoutgehalte, waar

zoet of brak water het milieu beïnvloedt (Westhoff & Den Held, 1969). Hier kan zich ook Engels gras (*Armeria maritima*) vestigen (Blokland & Kleijberg, 1997).

Zowel de kweldergras-associatie als de associatie van zilte rus, de kamgrasweide en de glanshaver-associatie zijn belangrijk voor kritische weidevogels, zoals de grutto (Blokland & Kleijberg, 1997). Bij optimaal beheer kan op de vochtige delen van de groene dijk (beperkte) extra ruimte ontstaan voor bepaalde broedvogels.

3.3. Aspecten van inrichting en beheer van de groene dijk

Een aaneengesloten vegetatiedek wordt noodzakelijk geacht voor een erosiebestendige dijk. Om die reden brengt men bij de aanleg van een groene dijk meestal een bekleding aan met kwelderzoden tot meerdere decimeters boven de zoet-zoutwatergrens, het daarboven gelegen dijkgedeelte wordt ingezaaid met overwegend rood zwenkgras en/of Engels raaigras (Sprangers & Muijs, 1997). De kwelderzoden bestaan met name uit kweldergras, rood zwenkgras en fioringras. Na verloop van tijd ontwikkelt de zone boven de zoet-zoutwatergrens zich vanzelf tot een aaneengesloten zoete vegetatie.

Over het algemeen worden de dijken in Duitsland en Denemarken vrij intensief beweid met schapen, waarbij veelal tevens (lichte) bemesting plaatsvindt. Een dergelijk beheer leidt tot het beemdgras-raaigras type. Een meer extensief beheer leidend tot een relatief soortenrijke begroeiing is meer gewenst vanuit de natuurdoelstelling van een groene dijk. Dit beheer, bestaande uit hooien met afvoer van het maaisel, leidt bovendien tot een erosiebestendiger dijk, als gevolg van een hogere worteldichtheid (ibid.). Dergelijk beheer bevordert de ontwikkeling van glanshaverhooiland en wellicht mogelijkheden voor de vestiging van stroomdalsoorten. Aangezien erosie ter plekke van veekophopingen blijkt op te treden, is het ruimen van veek aan te bevelen (ibid.).

Een belangrijke conclusie uit het rapport van Van der Maas *et al.* (1997) is dat groene dijken met flauwe taluds een groot ruimtebeslag vragen en optimaal functioneren bij de aanwezigheid van een voldoende breed, hoog voorland.

3.4. Botanische en abiotische waardebeoordeling

Botanische waarde

In tabel 3.1. en 3.2. zijn voor de relevante plantensoorten de uurhokfrequenties (UFK) en het voorkomen in ecotooptypen gegeven. Overeenkomstig de beschreven methode in hoofdstuk 2 kan voor een gemeenschap van het Arrhenatheretum, Lolio-Cynosuretum, Poo-Lolietum en de vegetatie van de zoet-zoutovergangszone, de botanische waarde worden berekend (zie tabel 3.3.). Voor het berekenen

van de totale botanische waarde van de groene dijk (TWW-P) dient de oppervlakte van het (bloemrijk) grasland en de oppervlakte van zoet-zout overgangszone te worden bepaald.

SOORT	GEMEENSCHAP			UFK	ECOTOOPTYPEN
	A	LC	PoL		
<i>Centaurea jacea</i> - knooppkruid	x			8	G42, G43, G47
<i>Festuca arundinacea</i> - rietzwenkgras	x			9	G47, bG40
<i>Tragopogon prat. ssp prat.</i> - gele morgenster	x			8	G47, G67
<i>Vicia cracca</i> - vogelwikke	x			9	G47, R47
<i>Trisetum flavescens</i> - goudhaver	x			7	G47kr
<i>Galium mollugo</i> - glad walstro	x			8	G43, G47, G63, G67, H63
<i>Lathyrus pratensis</i> - veldlathyrus	x			8	G47
<i>Pimpinella major</i> - grote bevernel	x			6	G47
<i>Leucanthemum vulgare</i> - margriet	x			8	G47, G67
<i>Anthriscus sylvestris</i> - fluitekruid	x			9	G47, G48, R48, H47, G48
<i>Heracleum sphondylium</i> - gewone bereklauw	x			9	G48, R48, H48
<i>Pastinaca sativa</i> - patinaak	x			8	G47, G48
<i>Senecio erucifolius</i> - viltig kruiskruid	x			7	G47kr
<i>Arrhenatherum elatius</i> - glanshaver	x			9	G47, G48
<i>Daucus carota</i> - peen	x			8	G43, G47kr, G63, G67
<i>Plantago lanceolata</i> - smalle weegbree	x	x		9	P47, P67, G47, G67
<i>Crepis capillaris</i> - klein streepzaad	x	x		9	G47, G48, G67, G68
<i>Ranunculus bulbosus</i> - knolboterbloem	x	x		7	G43, G47, G63, G67
<i>Holcus lanatus</i> - gestreepte witbol	x	x		9	G27, G28, G47, G48, bG40, H27, H47
<i>Bellis perennis</i> - madeliefje	x	x		9	G47, G48
<i>Dactylus glomerata</i> - kropaar	x	x	x	9	G48, H48
<i>Elymus repens</i> - kweek	x	x	x	9	P48, P68, G48, G68, bG40, R48, R68, H48, H69
<i>Festuca rubra</i> - rood zwenkgras	x	x	x	9	P63, bP60st, bG20, bG40, zG20, G43, G47, G62, G63, G67
<i>Lolium perenne</i> - Engels raaigras	x	x	x	9	G48, G68, bG40
<i>Bromus hordaceus ssp hord.</i> - zachte dravik		x	x	9	G47, G48, G67, G68
<i>Trifolium repens</i> - witte klaver		x	x	9	G27, G28, G47, G48, bG20, bG40
<i>Poa annua</i> - straatgras		x	x	9	P48tr, P68
<i>Poa trivialis</i> - ruw beemdgras		x	x	9	G28, G48, bG20, bG40, H27, H28, H47, H48
<i>Medicago lupulina</i> - hopklaver		x		9	G47, G67
<i>Leontodon autumnalis</i> - vertakte leeuwetand		x		9	G47, G48, G67, G68, bG40
<i>Leontodon saxatilis</i> - kleine leeuwetand		x		8	G42, G43, G62, G63
<i>Cynosurus cristatus</i> - kamgras		x		8	G47
<i>Phleum pratense ssp prat.</i> - timoteegras		x		8	G48
<i>Geranium molle</i> - zachte ooievaarsb.		x		9	G47, G48, G67, G68
<i>Geranium pusillum</i> - kleine ooievaarsbek			x	8	G47, G67
<i>Hordeum murinum</i> - kruipertje			x	8	G47, G48, G67, G68
<i>Poa pratensis</i> - veldbeemdgras			x	9	G47, G48, G62, G63, G67, G68
<i>Ranunculus repens</i> - kruipende boterbl.			x	9	G27, G28, G47, G48, H28, H48

Tabel 3.1. Belangrijkste soorten in de vegetatie hoofdgroepen Arrhenatheretum (A), Lolio-Cynosuretum (LC) en Poo-Lolietum (PoL) met uurhokfrequentie (UFK) en presentie in ectootypen. Kenmerkende ectootypen zijn vetgedrukt weergegeven.

Met behulp van het gegeven dat de zoet-zoutgrens zich 0,70 m boven de gemiddelde hoogwaterlijn bevindt, kan de breedte van de vegetatiezones op de groene dijk worden berekend: 7,94 m voor de breedte van de overgangszone en 29,65 m voor de breedte van het bloemrijk grasland. Uitgaande van een groene dijk met lengte van 2700 m wordt de oppervlakte dan respectievelijk 2,1 ha en 8,0 ha.

SOORTEN	UFK	ECOTOOPTYPEN
<i>Festuca arundinacea</i> - rietzwenkgras	9	G47, bG40
<i>Potentilla anserina</i> - zilverschoon	9	bP20, P48tr, G27, G28, bG20, G47, G48
<i>Leontodon autumnalis</i> - vertakte leeuwetand	9	G47, G48, G67, G68, bG40
<i>Juncus gerardi</i> - zilte rus	6	bG20, zG20
<i>Spergularia maritima</i> - grande schijnspurrie	6	zP20, zG20
<i>Agrostis stolonifera</i> - fioringras	8	G27, G28, G47, G48, bG20, bG40, V18sa
<i>Festuca rubra</i> - rood zwenkgras	9	P63, bP60st, bG20, bG40, zG20, G43, G47, G62, G63, G67
<i>Glaux maritima</i> - melkkruid	6	bP20, bG20, zG20
<i>Artemisia maritima</i> - zeealsem	5	zG20
<i>Puccinellia maritima</i> - gewoon kweldergras	6	zG20
<i>Elymus athericus</i> - strandkweek	6	bP60st, bR40, R64
<i>Matricaria maritima</i> - reukeloze kamille	9	P48, bP40
<i>Atriplex portucaloides</i> - gewone zoutmelde	5	zP20
<i>Atriplex prostrata</i> - spiesmelde	9	P48, bP40

Tabel 3.2. Belangrijkste soorten (verwachte soortensamenstelling) van de zone tussen de GHW-lijn en de zoet-zoutgrens met uurhokfrequentie (UFK) en corresponderende ecotootypen. Kenmerkende ecotootypen zijn vetgedrukt weergegeven.

	K	Z	WV
Arrhenatheretum (A)	0,45	0,17	0,08
Lolio-Cynosuretum (LC)	0,29	0,13	0,04
Poo-Lolietum (PoL)	0,24	0,12	0,03
Zoet-zout vegetatiezone	0,66	0,27	0,18

Tabel 3.3. Waarden voor kenmerkendheid en zeldzaamheid, en de WV-scores voor de vegetatietypen Arrhenatheretum, Lolio-Cynosuretum en Poo-Lolietum en de vegetatie van de zoet/zout-overgangszone.

Met de combinatie van de WV-scores en de berekende oppervlakten kan de TWV-P worden bepaald. Omdat het streven naar ecologische meerwaarde het belangrijkste argument is te kiezen voor een groene dijk, is ervan uitgegaan dat zo veel mogelijk wordt gestreefd naar een optimaal beheer. Dit betekent dat wordt gerekend met de WV-score van het bloemrijk hooiland van het type Arrhenatheretea. Dit type heeft de hoogste waarde van de drie typische zeedijkgraslandgemeenschappen. De TWV-P is de som van de WV van het hooiland vermenigvuldigd met de bijbehorende oppervlakte en de WV van de overgangszone met de bijbehorende oppervlakte:

$$TWV-P = (0,08 * 8,0 \text{ ha}) + (0,18 * 2,1 \text{ ha}) = 1,0$$

Abiotische waarde

De onstaanswijze van een groene dijk is in principe antropogeen bepaald. Een groene dijk kan echter niet op elke willekeurige plaats worden aangelegd: de aanwezigheid van begroeid voorland is een

vereiste. De ontwikkelingstijd voor een soortenrijke, erosiebestendige graszode is enkele jaren. Een soortenrijke groene dijk stelt bovendien specifieke eisen betreffende vegetatiebeheer. Vergelijkbare vegetaties kunnen echter ook op een groot aantal andere standplaatsen worden ontwikkeld. Vanuit deze argumentatie is in hoofdstuk 2 voor de vervangbaarheid van het standplaatstype 'groene dijk' een score van 2 (matige vervangbaarheid) toegekend.

De totale (potentiële) abiotische waarde van de groene dijk is als volgt te bepalen:

$$\text{TWA-P} = (8,0 \text{ ha} + 2,1 \text{ ha}) * 2 = 20,2$$

Hoofdstuk 4 Actuele waarden Paulinaschor

4.1. Algemene beschrijving abiotisch milieu en gebruikswaarden

Zoals reeds in hoofdstuk 1 is aangegeven bestaat het projectgebied uit een buitendijks schor-/sliksysteem en de hierachter gelegen verharde dijk. De lengte van het onderzochte dijktraject is circa 2700 meter (dijkvaknr. 128, 129, 130 en een gedeelte van 131).

De betekenis van het projectgebied voor recreatie is zeer beperkt. Gezien de kwetsbaarheid van in het gebied verblijvende vogelpopulaties is het schor voor publiek afgesloten (rustgebied). Het onderhoudspad op de dijk fungeert tevens als recreatief wandel- en fietspad. Een dergelijk medegebruik is in verband met verstoring van vogels echter niet gewenst (RWS-Projectbureau Zeeweringen, 1998). Het bovenste deel van het buitentalud van de dijk wordt benut voor begrazing met schapen. In het westelijk deel van het gebied wordt nog gevisd met fuiken en ten oosten van het Paulinaschor bevindt zich een kunstmatig strand dat veel dagjesmensen trekt (Het Zeeuwse Landschap, 1984).

Binnen het projectgebied resteren enkele elementen met cultuurhistorische betekenis. Dat zijn in de eerste plaats enkele dammetjes, die werden aangelegd door schapenhouders uit de streek als uitwijkplaats voor schapen bij hoge vloed. Daarnaast ligt ter hoogte van de Thomaespolder een restant van een oude zeedijk (nol). Het behoud van deze elementen vereist geen speciale beheersmaatregelen (Het Zeeuwse Landschap, 1984). Zij liggen in ieder geval buiten het schorgedeelte dat door de aanleg van een groene dijk zou worden beïnvloed.

Het Paulinaschor bestaat uit een hoger gelegen schorgedeelte met aangrenzend voedselrijk slijk (Het Zeeuwse Landschap, 1984). Het gemiddeld hoogwater (de GHW-lijn) in het projectgebied ligt op ca. 2.00 m + NAP. Het niveau van gemiddeld laagwater (de GLW-lijn) ligt op 1.85 m - NAP. De ontwikkeling van het schor hangt samen met de overspoeling met zeewater. Deze beïnvloedt de aëratie en het zoutgehalte van de bodem, alsmede de aan- en afvoer van sediment en van voedings- en afbraakstoffen van planten. De overspoelingsfrequentie is dan ook de belangrijkste differentiërende factor die het patroon van de vegetatie op het Paulinaschor bepaalt. De aan- en afvoer van het zoute water op het schor vindt hoofdzakelijk plaats via krekens, waarlangs zich oeverwallen vormen. Achter de oeverwallen bevinden zich relatief laaggelegen kommen.

Het slikgedeelte of de pionierzone kent een zeer open vegetatie (lage bedekkingsgraad) met een of enkele soorten. De overspoelingsfrequentie in deze zone is meer dan 500 keer per jaar. Het schorgedeelte is onder te verdelen in twee standplaatstypen met een min of meer aaneengesloten zout-

minnende vegetatie (een minimale bedekkingsgraad van 50%). Deze betreffen laag schor (met een overspoelingsfrequentie van circa 300-500 keer per jaar) en middelhoog schor (met een overspoelingsfrequentie van minimaal 5 keer per jaar).

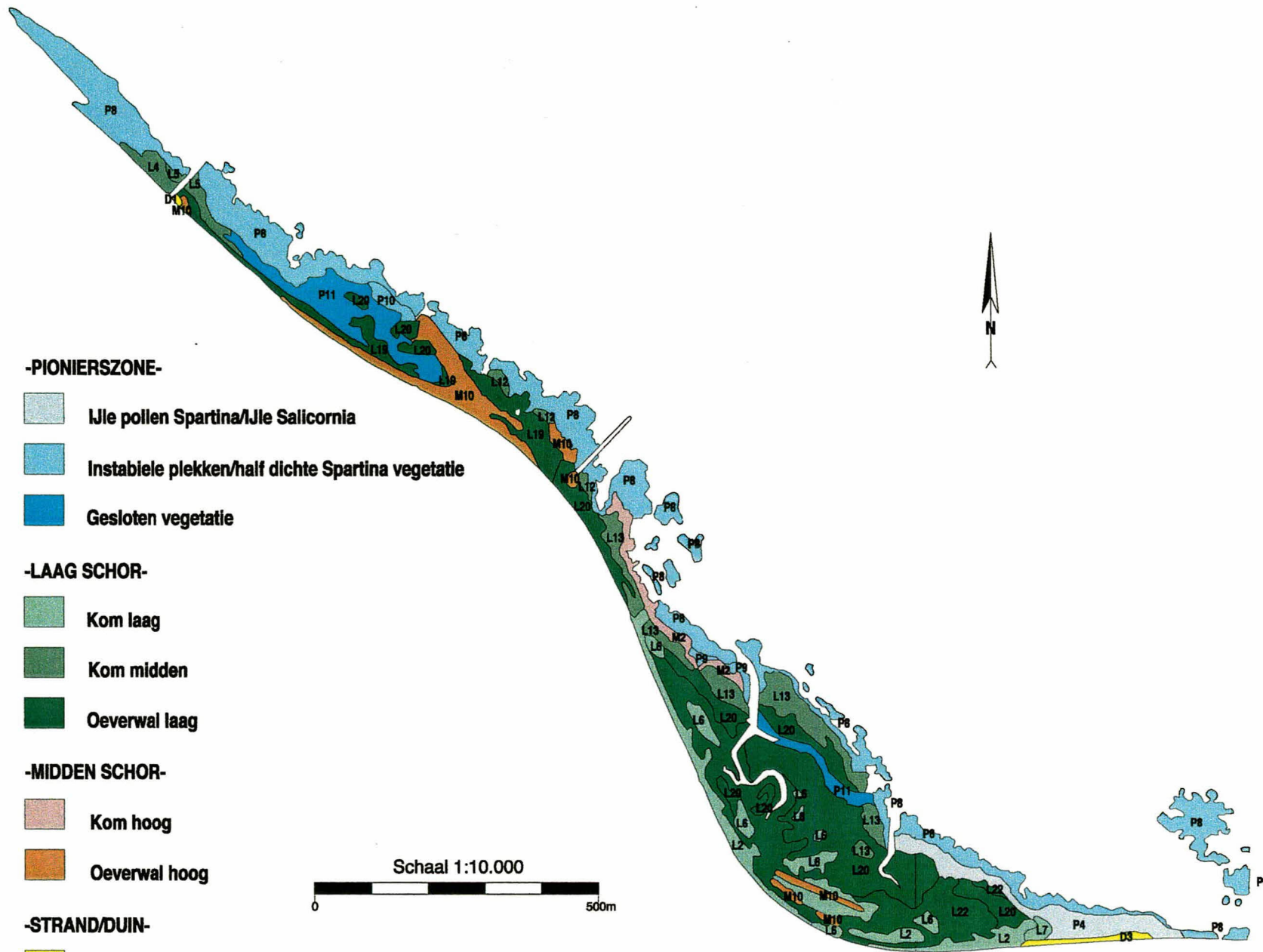
Vanaf open water naar de dijk toe kan het gebied als volgt worden beschreven. Ten zuiden van een 20 meter diepe geul bevindt zich een bolle zandplaat, waarop nog geen begroeiing voorkomt. Daarna volgt een pionierzone. Vervolgens gaat de pionierzone geleidelijk over in laag schor (onderverdeeld in kom laag, kom midden en oeverwal laag), ofwel abrupt via een afslagrand (tot 1 meter hoog) in middelhoog schor (onderverdeeld in kom hoog en oeverwal hoog). Ongeveer op de grens tussen de pionierzone en laag schor bevindt zich de GHW-lijn. Op sommige delen loopt de pionierzone echter helemaal door tot aan de dijkteen.

4.3. Algemene beschrijving vegetatie

Voor wat betreft de flora en vegetatie van het Paulinaschor zijn verschillende gegevens beschikbaar. Dit betreft allereerst een floristisch-oecologische beschrijving van beheersobjecten van Het Zeeuwse Landschap langs de Westerschelde in 1978 (Het Zeeuwse Landschap, 1980). In 1978 werden op het schor 21 soorten hogere planten aangetroffen van brakke en zilte milieus. Dominant waren vegetaties van Engels slijkgras (vergelijkbaar met S5 uit de huidige typologie; zie verder), vegetaties van gewoon kweldergras (vergelijkbaar met de typen Ph, Pl en Pas) en vegetaties van gewone zoutmelde (vergelijkbaar met H5). In 1981 is de vegetatie op het Paulinaschor in kaart gebracht ten behoeve van het beheersplan 'Schorren voor de Paulinapolder 1988 - 2000' (Het Zeeuwse Landschap, 1984). Bij deze kartering werden 17 plantensoorten van brakke en zilte milieus aangetroffen. Dominantie van de vegetatie-typen was in 1981 vergelijkbaar met 1978. In 1992 is door De Munck (DIHO, Yerseke) een lijst van 14 plantensoorten opgesteld die voorkomen op het schor voor de Paulinapolder. Opvallende soorten die in vergelijking met 1978 ontbreken zijn dunstaart (*Parapholis strigosa*) en zilte schijnspurrie (*Spergularia marina*).

De meest recente vegetatiekartering is beschreven in het rapport 'De schorren van de Westerschelde 1990/1993' (RWS-MD, 1996). Zoals reeds in hoofdstuk 1 is aangegeven vormt deze de basis voor het bepalen van de botanische waarde van het schor. Ten behoeve van de kartering is voor het Paulinaschor gebruik gemaakt van false color luchtfoto's van 30-6-1993 op een schaal van 1:5000. Het veldwerk is uitgevoerd in de maanden juli en augustus 1994. De vegetatie-opnamen zijn geïnterpreteerd volgens het vaste typen stelsel voor kweldervegetaties volgens Dijkema & Bossinade (1990). De synoptische tabel (tabel 4.1) geeft aan welke soorten tot de onderscheiden vegetatietypen behoren.

Na herinterpretatie (een vergelijking van fotoelementen en vegetatietypen) is uiteindelijk gekomen tot een vegetatiekaart, door definitieve kaarteenheden (matrixlegenda's of legenda-eenheden) te selecte-



ren. Een legenda-eenheid kan opgebouwd zijn uit verschillende vegetatietypen, maar volgt wel zo veel mogelijk de natuurlijke zonering van het schor (pionierzone, laag schor, middelhoog schor).

Vegetatietype-code	S	S5	Q	Qi	Ps	Bas	Pas	Ph	H5	Btr	Y5	Jf
Gem. tot. bedekking:	50	81	20	5	85	47	50	90	95	93	93	90
<i>Spartina townsendii</i> - Engels slijkgras	1 38	1 72	1 3		1 38	0,66 2	0,66 2	0,37 7	0,47 3	0,44 5		
<i>Salicornia procumbens</i> - langjarige zeekraal			1 18	1 3		1 11	0,66 12	0,63 2	0,40 2			
<i>Puccinellia maritima</i> - gewoon kweldergras		0,43 4	0,50 2		1 23		0,66 7	0,88 21	0,73 4	1 9		0,66 5
<i>Atriplex portulacoides</i> - gewone zoutmelde		0,21 2			1 5	1 4	1 5	1 30	1 83	0,22 2	0,38 2	1 10
<i>Aster tripolium</i> - zulte (zeeaster)	1 3	0,71 4			1 8	1 38	1 25	1 4	0,87 5	1 5		1 1
<i>Spergularia maritima</i> - gerande schijnspurrie				0,25 2	0,33 2	0,66 3		1 3	0,53 2	0,44 7		0,66 2
<i>Trichogin maritima</i> - schorrezoutgras		0,43 3			1 28		0,33 9	0,88 5		1 69		1 3
<i>Limonium vulgare</i> - lamsoor					1 3		0,66 2	0,88 4		0,33 3		
<i>Plantago maritima</i> - zeeweegbree					0,50 4		0,33 6	0,38 11	0,47 2	0,56 6		
<i>Suaeda maritima</i> - schorrekruid								0,62 2	0,66 2			
<i>Atriplex prostrata</i> - spiesmelde		0,43 3								0,66 2	0,85 3	
<i>Elymus athericus</i> - strandwee									0,66 2		1 84	1 6
<i>Festuca rubra</i> - roodzwenkgras												1 46
<i>Glaux maritima</i> - melkkruid												1 15
<i>Scirpus maritimus</i> - heen (zeebies)		0,36 2										0,66 2

Tabel 4.1. Synoptische tabel van de schorren langs de Westerschelde (excl. Saeftinge). Slechts de in het Paulinaschor voorkomende typen zijn opgenomen. Per soort is de presentie (fractie of kans op voorkomen binnen het vegetatietype; boven) en bedekking (%; onder) aangegeven. Naar RWS-MD (1996).

Hieronder wordt de vegetatie beschreven aan de hand van laatstgenoemde kartering en aanvullende waarnemingen in het veld die zijn gedaan ten behoeve van het onderhavige onderzoek (eind juni/begin juli 1998) of in eerdere karteringen. De op de vegetatiekaart van het Paulinaschor (zie kaart 1) voorkomende legenda-eenheden worden hier uitgewerkt naar (percentages van de) vegetatietypen waaruit zij zijn opgebouwd.

Hieronder worden de vegetatiekundige aspecten van de standplaatstypen van de huidige situatie beschreven (slik (P), schor (L en M) en verharde dijk (D)).

Standplaatstype P: pionierzone

Volgens Beeftink (in Het Zeeuwse Landschap, 1984) strekt de zone waarbinnen pioniergemeenschappen voorkomen zich uit van 1 meter beneden tot 0,1-0,15 meter boven gemiddeld hoog water.



Binnen het Paulinaschor komen twee pioniergemeenschappen voor, te weten de Zeekraal-associatie (*Salicornietum strictae*) en de Slikpest-associatie (*Spartinetum townsendii*). De door RWS-MD onderscheiden legenda-eenheden binnen standplaatstype P bevatten een combinatie van deze beide gemeenschappen, ofwel een combinatie van de slikpest-associatie met andere vegetatietypen. De legenda-eenheden zijn weergegeven in de onderstaande tabellen.

Legenda-eenheid P4	
	80% pioniervegetatie van langarig zeekraal (Qi)
	20% vegetatie van Engels slijkgras (S5)

Legenda-eenheid P8	
	60% onbegroeid
	20% pioniervegetatie van Engels slijkgras (S)
	20% vegetatie van Engels slijkgras (S5)

Legenda-eenheid P9	
	50% pioniervegetatie van langarig zeekraal (Qi)
	50% vegetatie van Engels slijkgras (S5)

Legenda-eenheid P10	
	100% vegetatie van Engels slijkgras (S5)

Legenda-eenheid P11	
	80% vegetatie van Engels slijkgras (S5)
	10% vegetatie van zeeaster (Bas)
	10% vegetatie van gewone zoutmelde (H5)

Het beheer van de vegetatie is onderverdeeld in beheerseenheden (Het Zeeuwse Landschap, 1984). Deze eenheden zijn vergelijkbaar met de indeling in standplaatstypen. Wat betreft de pionierzone wordt geen veldarbeid verricht (beheer: 'niets doen'). Tijdens de aanvullende veldtoetsing in 1998 blijkt Engels slijkgras de pionierzone sterk te overheersen. De pioniervegetatie met langarig zeekraal (P4), die op de vegetatiekaart van 1994 in oostelijk deel van het schor te vinden is, lijkt nog verder af te nemen. Op dergelijke plaatsen is nu sprake van een hoge abundantie van lamsoor. Dit wijst op een voortschrijdende successie richting vegetaties van laag schor. In 1981 groeide er zeekraal langs de hoge afslagrand in het oostelijk deel van het schor. De Zeekraal-associatie vereist een zandig substraat, wat ter plekke aanwezig was door de heersende dynamiek en erosie. Inmiddels is er geen afslagrand meer te vinden in het oostelijk gedeelte, hetgeen de achteruitgang van de Zeekraal-associatie kan verklaren (Het Zeeuwse Landschap, 1984).

Standplaatstype L: laag schor

De vegetaties van het laag schor behoren grotendeels tot de Kweldergras-associatie (*Puccinellietum maritimae*), die in de successie volgt op de slikpest-associatie. Kenmerkende soorten zijn kwelder-

gras (*Puccinellia maritima*), lamsoor (*Limonium vulgare*) en zeeaster (*Aster tripolium*). Voor het lage schor beperkt het beheer van het Zeeuwse Landschap zich tot het ruimen van plastic en ander afval (onder andere veek) in de vloedmerkzone. Het toezicht bestaat uit het weren van pierenspitters en zeegroentensnijders. Het standplaatstype laag schor beslaat het grootste deel van het Paulinaschor en bestaat uit de volgende 10 legenda-eenheden:

Legenda-eenheid L2	
	80% vegetatie van gewoon kweldergras en Engels slijkgras (Ps)
	20% vegetatie van gewone zoutmelde (H5)

Legenda-eenheid L4	
	30% onbegroeid
	25% vegetatie van langarig zeekraal (Q)
	45% vegetatie van zeeaster (Bas)

Legenda-eenheid L5	
	40% vegetatie van Engels slijkgras (S5)
	60% vegetatie van gewoon kweldergras en zeeaster (Pas)

Legenda-eenheid L6	
	60% vegetatie van gewoon kweldergras en zeeaster (Pas)
	40% vegetatie van gewone zoutmelde (H5)

Legenda-eenheid L7	
	20% vegetatie van Engels slijkgras (S5)
	30% vegetatie van gewone zoutmelde (H5)
	20% vegetatie van gewoon kweldergras en lamsoor (Pl); niet beschreven in de synoptische tabel
	30% vegetatie van zoutgras (Btr)

Legenda-eenheid L12	
	35% vegetatie van gewoon kweldergras en gewone zoutmelde (Ph)
	25% vegetatie van zoutgras (Btr)
	15% vegetatie van roodzwenkgras, lamsoor en zeeweegebree (Jl); niet beschreven in de synoptische tabel
	25% vegetatie van roodzwenkgras (Jf)

Legenda-eenheid L13	
	20% vegetatie van gewoon kweldergras en gewone zoutmelde (Ph)
	50% vegetatie van gewone zoutmelde (H5)
	30% vegetatie van zoutgras (Btr)

Legenda-eenheid L19	
	100% vegetatie van gewone zoutmelde (H5)

Legenda-eenheid L20	
	10% vegetatie van langarig zeekraal (Q)
	10% vegetatie van Engels slijkgras (S5)
	70% vegetatie van gewone zoutmelde (H5)
	10% vegetatie van zoutgras (Btr)

Legenda-eenheid L22	
	20% vegetatie van gewoon kweldergras en zeeaster (Pas)
	60% vegetatie van gewone zoutmelde (H5)
	20% vegetatie van strandkweek (Y5)

Het Zeeuws Landschap (1984) signaleerde het veelvuldig voorkomen van schorrezoutgras in centraal gelegen (oudere) kommen, waarbij zeeaster ontbreekt. Deze gemeenschap werd aangemerkt als een aparte variant van de Kweldergras-gemeenschap. De aanwezigheid van schorrezoutgras werd in verband gebracht met het optreden van stagnerend water in de betreffende kommen als gevolg van niveauverschillen tussen kommen en oeverwallen. In de kartering van RWS-MD wordt eveneens een vegetatietype met schorrezoutgras in de middelhoge en hoge kommen geïdentificeerd. Dit type wordt echter niet zozeer in het centrale deel van het schor aangetroffen, maar aan de randen (de zeezijde) in het meer westelijke deel van het schor. In het centrale deel werd in 1993/1994 een toename van gewone zoutmelde (*Atriplex portulacoides*) ten opzichte van eerdere karteringen geconstateerd (vegetatietype H5 in met name de legenda-eenheden L19, L20, L22 en L13). Ditzelfde geldt voor het areaal van strandkweek (*Elymus athericus*) (legenda-eenheid M10). Deze trend lijkt op basis van de veldtoetsing te zijn doorgezet. Deze trend betekent een toename van de Zoutmelde-associatie (*Halimionetum portulacoidis*) en de vegetatie van strandkweek (overeenkomend met het *Atriplici-Agropyretum pungentis*). Laatstgenoemde vegetatie kan worden gezien als de climax-vegetatie op de oeverwallen. Volgens Het Zeeuwse Landschap (1984) moeten vegetaties die volledig gedomineerd worden door gewone zoutmelde (in de kommen) of strandkweek als ongewenste verrijkingstypen worden beschouwd. Niet alleen zijn zij uit botanisch oogpunt weinig waardevol, ook voor broedvogels en voor andere faunasoorten verdwijnt door verrijking een geschikt biotoop. In de successiereeks bevindt de Zeealsem-associatie (*Artemisietum maritimae*) zich tussen beide voorgaande gemeenschappen in (Westhoff & Den Held, 1969). Deze associatie is te vinden op relatief zandige oeverwallen en werd wel aangetroffen in 1981 (Het Zeeuwse Landschap, 1984), maar is in 1993/1994 niet door RWS-MD gekarteerd. Tijdens onze veldinventarisatie werden wel verscheidene fragmenten van zeealsem (*Artemisia maritima*; rode lijst 3) waargenomen. Dit komt overeen met waarnemingen van De Munck (DIHO, Yerseke) in 1992.

Het Zeeuwse Landschap (1984) onderscheidde de Schorrekruid-associatie (*Suaedetum maritimae*) op de lage oeverwallen. Een soortgelijk vegetatietype is niet gekarteerd door RWS-MD en ook tijdens de veldinventarisatie kon een dergelijk afzonderlijk type niet worden onderscheiden. Schorrekruid (*Suaeda maritima*) maakt in de recente kartering onderdeel uit van vegetatietype H5 en komt voor binnen de legenda-eenheden L20 en L22. Legenda-eenheid L2 blijkt in het veld echter nauwelijks te onderscheiden van L22. Het areaal van legenda-eenheid L13 in 1998 lijkt ten opzichte van 1993/1994 iets te zijn afgenomen in het voordeel van L20.

Standplaatstype M: middelhoog schor

Wat betreft de vegetaties van het middelhoog schor is het vegetatietype met strandkweek (legenda-eenheid M10) reeds aan de orde gekomen. RWS-MD (1996) onderscheidt voor het Paulinaschor voorts een legenda-eenheid (M2) die voornamelijk bestaat uit een vegetatie van zoutgras met daarnaast een vegetatie van gewone zoutmelde en een vegetatie van Engels slijkgras. Schorrezoutgras is eveneens bij het voorgaande standplaatstype aan de orde gekomen. Op basis van de toetsende veldinventariatie lijkt het areaal van vegetatietypen van middelhoog schor toe te nemen.

Legenda-eenheid M2	
	20% vegetatie van Engels slijkgras (S5)
	20% vegetatie van gewone zoutmelde (H5)
	60% vegetatie van zoutgras (Btr)

Legenda-eenheid M10	
	100% vegetatie van strandkweek (Y5)

Het middelhoog schor kende in 1981 een optimale situatie voor wat betreft de differentiatie in de vegetatie. Wel trad er op kleine schaal reeds beginnende verruiging op (Het Zeeuwse Landschap, 1984), hetgeen zich de laatste jaren lijkt te hebben voortgezet. Om verruiging tegen te gaan werd voorgesteld het middelhoge schor te laten begrazen met schapen van een agrariër in de omgeving. Bij een passende begrazingsdruk kan het areaal strandkweek worden bedwongen en ontstaat een afwisseling van ruige en minder ruige gedeelten met broedgelegenheid voor vogels. Dit is in de praktijk nog niet gerealiseerd.

De laatste legenda-eenheden binnen het Paulinaschor zijn D1 en D3. Beide eenheden kunnen als opgespoten strand/duin worden gekarakteriseerd. D1 bestaat uit ruigtevegetatie van vloedmerkbzones. D3 bestaat voor 70% uit een vegetatie van opgespoten zandduintjes en voor 30% uit Y5.

Standplaatstype D: verharde dijk

Tot slot enkele opmerkingen over de aanwezige begroeiing op de dijkvlooiingen. In 1981 werden van de lagere flora de volgende hardsubstraat-soorten waargenomen: blaaswier, knotswier (*Ascophyllum nodosum*), kleine zee-eik en darmwier (*Enteromorpha spec.*) (Het Zeeuwse Landschap, 1984). Daarbij was een ondergroei met onder andere *Rhodochorton purpureum*, *Cladophora spec.* en *Polysiphonia spec.* aanwezig. De locaties waar deze waarnemingen werden gedaan zijn niet vermeld, net zo min als de omvang van de waarnemingen. Ze staan in tegenstelling tot de resultaten van een onderzoek naar de levensgemeenschappen van het hardsubstraat in de Westerschelde uit 1990 (Meijer, 1990). Daaruit blijkt dat op het betreffende dijktraject slechts marginale begroeiingen aanwezig waren. Ook door dijkverbetering blijft de potentie voor lagere flora laag (ibid.), als gevolg van een te hoge ligging

van de dijk. De huidige dijkbegroeiing is beperkt tot lichenen en een marginale begroeiing met een blindigia-gemeenschap (waarin klein darmwier overheerst) in het meest oostelijke van de vier dijkvakken en een marginale begroeiing met een cirripedia/littorinidae-gemeenschap (waarin zeepokken en alikruiken overheersen) in het meest westelijke dijkvak. Voor wat betreft hogere planten geldt dat op basis van de veldtoetsing/veldverkenning in het onderhavige onderzoek kan worden gesteld dat de dijkbegroeiing over het algemeen eveneens marginaal is. Wel zijn in 1997/1998 door medewerkers van Het Zeeuwse Landschap twee rode lijst soorten op de dijk (tussen steenglooiingen) waargenomen. Dit betreft ijzerhard (*Verbena officinalis*; rode lijst 3) en zeevenkel (*Crithmum maritimum*; rode lijst 1).

4.3. Avifaunistische betekenis van het Paulinaschor

Onbeheerde kwelders (schor-/slik-systemen) zijn internationaal van belang als hoogwatervluchtplaats en als fourageergebied voor een groot aantal vogels, zoals steltlopers, eenden en ganzen (Jansen *et al.*, 1993). Voor dit natuurdoeltype geldt de aanwezigheid van verstoringgevoelige soorten als een indicatie voor de kwaliteit van het systeem.

De avifaunistische betekenis van het Paulinaschor kan worden beschouwd vanuit de in het Paulinaschor gemaakte inventarisaties en -tellingen. Hierbij dient een relatie te worden gelegd met de functie die de standplaatstypen vervullen voor vogels en - waar mogelijk - het relatieve belang van het gebied voor specifieke vogelsoorten. Inventarisaties en tellingen zijn en worden verricht door verschillende organisaties (Het Zeeuwse Landschap, Provinciale Planologische Dienst, RWS-DGW/RIKZ, Natuurbeschermingsvereniging 'Het Duumpje'). Onderstaande tekst is grotendeels gebaseerd op door Het Zeeuwse Landschap beschikbaar gesteld gegevensmateriaal.

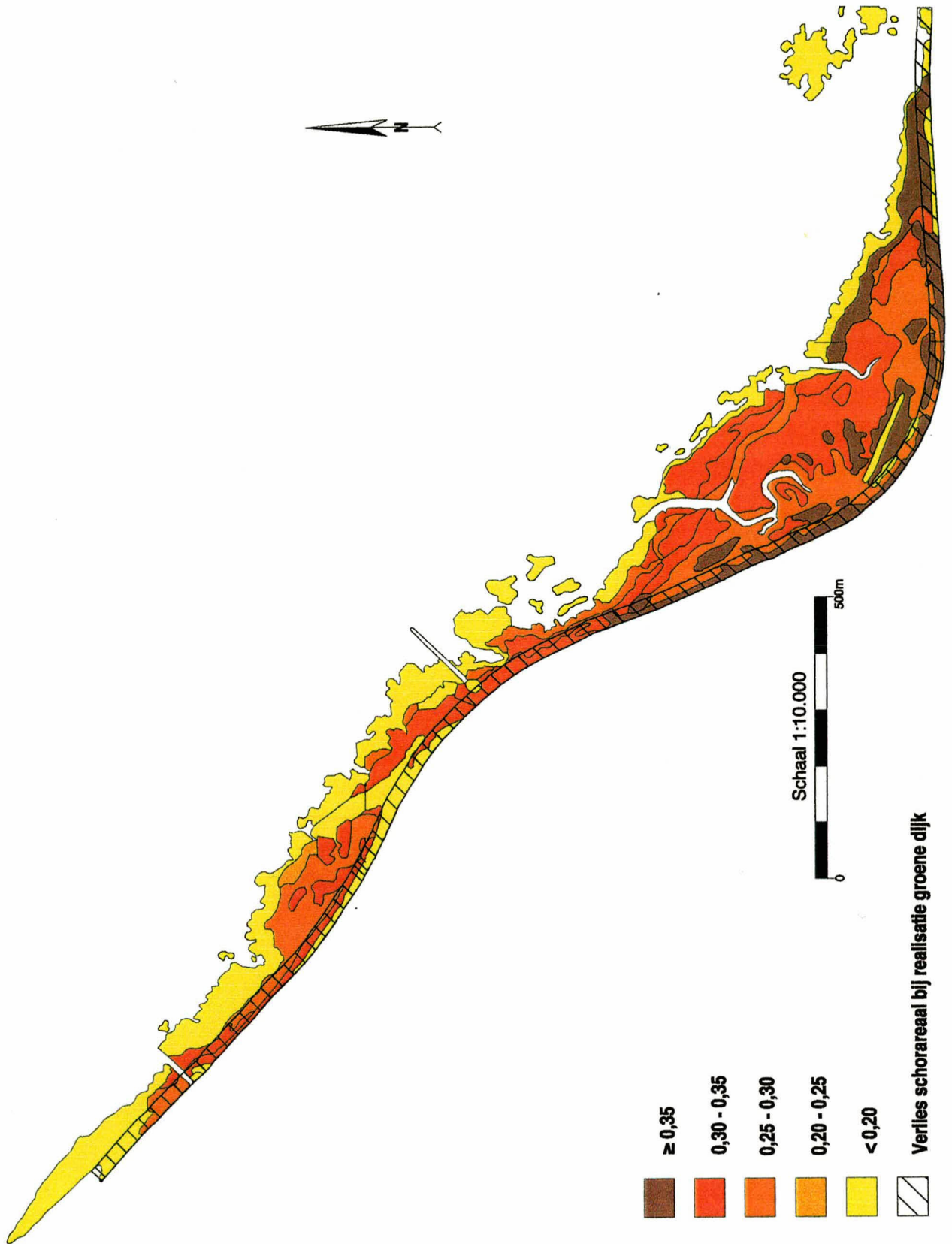
Er kan een onderscheid worden gemaakt tussen de functie van het gebied voor broedvogels en die voor winter- en trekvogels. Door periodieke overfloeding hebben slechts de hoger gelegen terreindelen (met name de oeverwallen) een betekenis als broedplaats. Zoals reeds aangegeven vormt een te ruige (te dichte begroeiing) een belemmering voor broedvogels. De betekenis van het gebied als broedbiotoop is ten opzichte van andere kweldergebieden in Nederland (en in de Westerschelde) relatief beperkt. Het belang voor vogels is met name gelegen in de hoge voedselrijkdom van het slik (schelpdieren, kreeftachtigen, wormen en zeeduizendpoten) en de geringe verstoring, waardoor het Paulinaschor het gehele jaar door een belangrijk foerageer- en rustgebied vormt. Het betreft soorten als de bergeend, kluut en verscheidene pleviersoorten. Sommige in het Paulinaschor foeragerende vogelsoorten benutten het gebied tevens als hoogwatervluchtplaats (scholekster, tureluur, wulp en steenloper), maar het grootste deel wijkt hiervoor uit naar de Zandplaat oostelijk van het plangebied (Paulinastrand) of de Hooge Platen. Een aantal soorten als de smient, wintertaling en pijlstaart eet plantaardig materiaal op het schor.

Het Paulinaschor staat bekend om zijn (inter-)nationale betekenis als overwinteringsgebied voor de grutto en als slaappleats voor de blauwe kiekendief en regenwulpen. Het Paulinaschor heeft tenslotte een functie als 'stop-over site' tijdens de voorjaartrek van steltlopers. Tot voor enkele jaren geleden was het projectgebied nog een belangrijke broedplaats voor duizenden kokmeeuwen. Er werd door het Zeeuwse Landschap zelfs nagedacht over maatregelen om deze massaliteit in te perken. De laatste twee jaar kwamen er echter nog maar respectievelijk 55 en 3 broedparen voor. De reden voor deze achteruitgang is onbekend. Wel gaat deze gepaard met een landelijke achteruitgang van de soort (mond. med. M. Jacobusse, 1998). Tabel 4.2. geeft een indicatie van het gemiddeld aantal individuen en soorten in het midden van de jaren tachtig. De huidige betekenis als rust-, trek- en foerageergebied vergelijkbaar met deze periode. Voor wat betreft de broedvogels zijn recente gegevens voorhanden. In 1997 en 1998 broedden - naast de kokmeeuw - de volgende soorten (met tussen haakjes de aantallen van respectievelijk 1997 en 1998) in het gebied: tureluur (30/38), scholekster (6/2), rietgors (7/12), graspieper (21/31), strandplevier (1/2), kneu (1/3), veldleeuwerik (0/3), blauwborst (0/1) en patrijs (0/1).

broedvogels		voorjaarstrek		foerageergebied	
wilde eend	5-10	zilverplevier	500-600	bergeend	300
bergeend	2-5	rosse grutto	400-500	smient	3000
scholekster	6-10	steenloper	80-100	pijlstaart	400
tureluur	15-20			wintertaling	300
kokmeeuw	1500-3000	najaarstrek/rui		wilde eend	4000
zilvermeeuw	0-1	zilverplevier	500-600	scholekster	500-1000
zwartkopmeeuw	0-1	bontbekplevier	400-500	tureluur	250
strandplevier	10-15	strandplevier	400-500	zilverplevier	400-500
graspieper	5-10	krombekstrandloper	50-100	wulp	400-600
rietgors	5-8	drieteenstrandloper	1000-1500	bonte strandloper	3000-4000
		tureluur	400-500	kanoetstrandloper	750-1000
slaappleatsfunctie		groenpootruiter	enkele	IJslandse grutto	150
regenwulpen	max. 850	zwarte ruiters	tientallen	steenloper	50
blauwe kiekendief	1-5	oeverloper	enkele	kluit	100

Tabel 4.2. Avifauna-gegevens van het Paulinaschor (gemiddelde waarden midden jaren tachtig).

Vanuit het oogpunt van standplaatstypen heeft de pionierzone (P) en het onbegroeid slik de hoogste betekenis voor de avifauna (foerageergebied). Het belang van het laag en middelhoog schor (L en M) is met name gelegen in de functie van rust- en doortrekgebied. De betekenis van deze standplaatstypen als hoogwatervluchtplaats en broedbiotoop is ten opzichte van andere vergelijkbare ecosystemen in de nabije omgeving (Westerschelde) relatief klein. De Haringmanblokken in de verharde dijk vormen een broedplaats voor de Strandplevier.



4.4. Botanische en abiotische waardebepaling

Botanische waarde

Zoals in hoofdstuk 3 is duidelijk gemaakt, leidt de aanleg van een groene dijk tot een verlies van schor-/slik-areaal. De horizontale afstand van de groene dijk (37,4 m gemiddeld) is gelijk aan de horizontale afstand van de huidige verharde dijk (van onderhoudspad tot zandlijn/schor, 12,4 m gemiddeld) plus de horizontale afstand van het schorgedeelte dat door de groene dijk verdwijnt. Deze laatste afstand bedraagt gemiddeld 25 m. Over een lengte van 2700 m betekent dit een verlies aan schor-/slikareaal van 6,75 ha. Een eerste stap voor het bepalen van de waarde van dit areaal is het berekenen van de botanische waarde van de vegetatietypen, die voorkomen in dit schorgedeelte. In tabel 4.3 zijn soortspecifieke gegevens, die benodigd zijn voor het bepalen van de kenmerkendheid en de zeldzaamheid van deze vegetatietypen, weergegeven. De berekende botanische waarden van de vegetatietypen (WV-scores) in het Paulinaschor zijn gepresenteerd in tabel 4.4. Voor type PI dient opgemerkt dat deze niet in de synoptische tabel van de oorspronkelijke vegetatiekartering voorkomt. Dit type betreft een vegetatie van gewoon kweldergras en lamsoor. In de uitwerking is uitgegaan van de veronderstelling dat dit vegetatietype slechts uit deze twee soorten bestaat en dat beide soorten een presentie $a = 1$ hebben.

SOORT	UFK	ECOTOOPTYPEN
<i>Aster tripolium</i> - Zulte	7	bG20, zG20, bR20, zR20
<i>Atriplex portucaloides</i> - Gewone zoutmelde	5	zP20
<i>Atriplex prostrata</i> - Spiesmelde	9	P48, bP40
<i>Elymus athericus</i> - Strandkweek	6	bP60st, bR40, R64
<i>Festuca rubra</i> - Rood zwenkgras	9	P63, bP60st, bG20, zG20, G43, (G47)
<i>Glaux maritima</i> - Melkkruid	6	bP20, bG20, zG20
<i>Limonium vulgare</i> - Lamsoor	5	zG20
<i>Plantago maritima</i> - Zeeweegbree	6	bP20, zG20
<i>Puccinellia maritima</i> - Gewoon kweldergras	6	zG20
<i>Salicornia procumbens</i> - Langarige zeekraal	6	zP20
<i>Scirpus maritimus</i> - Zeebies	8	R28, bR20, zR20, V18, bV10
<i>Spartina townsendii</i> - Engels slijkgras	5	zP20
<i>Spergularia maritima</i> - Gerande schijnspurrie	6	zP20, zG20
<i>Suaeda maritima</i> - Schorrekruid	5	zP20
<i>Triglochin maritima</i> - Schorrezoutgras	6	zG20

Tabel 4.3.. Plantensoorten van het Paulinaschor met uurhokfrequentie (UFK) en corresponderende ecotooptypen. Kenmerkende ecotooptypen zijn vetgedrukt weergegeven. Tussen haakjes staat een ecotooptype, dat wel kenmerkend wordt geacht voor een groene dijk, maar niet voor schor-/slik-systemen.

Op basis van de WV-scores en de samenstelling van de legenda-eenheden kunnen de WL-scores worden berekend. Kaart 2 geeft op basis daarvan een overzicht van de botanische waarden van de verschillende delen van het Paulinaschor. Als voorbeeld volgt hier een berekening van de WL-score van P4. Deze legenda-eenheid bestaat voor 80% uit vegetatietype Qi (WV = 0,40) en voor 20% uit vegetatietype S5 (WV = 0,27). De WL van P4 bedraagt derhalve $0,8 \cdot 0,40 + 0,2 \cdot 0,27 = 0,374$.

Vegetatietype	Z	K	WV
S	0,40	0,75	0,30
S5	0,36	0,74	0,27
Qi	0,40	1,00	0,40
Q	0,44	1,00	0,44
Bas	0,42	0,88	0,37
H5	0,42	0,77	0,32
Ps	0,43	0,89	0,38
Pas	0,42	0,87	0,37
Pl	0,45	1,00	0,45
Btr	0,36	0,80	0,29
Ph	0,40	0,91	0,36
Y5	0,30	0,36	0,11

Tabel 4.4. Waarden voor kenmerkendheid en zeldzaamheid, en de WV-scores voor de vegetatietype in het deel van het Paulinaschor, dat door de groene dijk wordt beïnvloed. Voor Jf zijn derhalve geen scores weergegeven.

Legenda-eenheid	WL	Opp. (ha)	WL*opp.
PIONIERZONE			
P4	0,374	0,41	0,15
P8	0,114	0,47	0,05
P11	0,285	0,33	0,09
LAAG SCHOR			
L2	0,368	12	0,44
L4	0,288	0,25	0,07
L5	0,330	0,14	0,05
L6	0,350	0,13	0,05
L7	0,327	0,07	0,02
L13	0,319	0,24	0,08
L19	0,320	0,77	0,25
L20	0,324	0,54	0,17
L22	0,288	0,86	0,25
MIDDELHOOG SCHOR			
M10	0,110	0,95	0,10

Tabel 4.5. Overzicht van de WL-scores en oppervlakten van de legenda-eenheden in het schorgedeelte dat door een groene dijk verloren gaat.

Het bepalen van de oppervlakten van de legenda-eenheden in het schorgedeelte dat door de aanleg van een groene dijk verloren gaat is de volgende stap. Dit is gedaan door middel van het aanbrengen van een grid over een vergrote scan van de vegetatiekaart. Van de totale oppervlakte van 6,75 ha heeft 0,39 ha een waarde nul toegekend gekregen. Dit betreft geheel onbegroeide delen en opgespoten zand (D1 en D3).

Tabel 4.5. geeft de WL-scores en bijbehorende oppervlakten van de legenda-eenheden. Door de scores van WL*oppervlakte (rechterkolom) te sommeren, ontstaat de totale botanische waarde. Deze bedraagt: TWV-A = 1,8

Abiotische waarde

Zoals reeds in hoofdstuk 2 is aangegeven variëren de toegekende scores voor de vervangbaarheid van de huidige standplaatstypen tussen 1 en 3. Het huidige buitentalud (standplaatstype D) heeft een hoge vervangbaarheid (score 1). De ontwikkelingstijd is zeer kort, de ontstaanswijze is geheel antropogeen en dit type standplaats kan op elke willekeurige plaats worden gerealiseerd. Er is dus geen voorland noodzakelijk. Ook de potentiële waarde van een beter begroeibare verharde dijk is laag, gezien de hoge ligging.

De pionierzone heeft een score van 2 toegekend gekregen, dat wil zeggen dat de vervangbaarheid matig is. Hoewel de ontwikkeling van begroeid slik een relatief natuurlijk proces is, verloopt de kolonisatie van pioniermilieus relatief snel. De plantensoorten van dit standplaatstype kunnen jaarlijks van de ene naar de andere plek 'pendelen'. Voor een slik dient echter wel een voorland aanwezig te zijn. Door sedimentatie gaat hoog slik over in laag schor. Anderzijds kan als gevolg van schorranderosie extra ruimte voor de pionierzone ontstaan. Slikvorming kan in grote mate antropogeen gestuurd worden; landaanwinning kan een relatief snelle aanwas van slik betekenen.

De standplaatstypen laag en middenhoog schor hebben een lage vervangbaarheid (beide een score van 3). De geomorfologische ontwikkelingstijd van deze standplaatsen is lang tot zeer lang (decennia tot enkele eeuwen), het ontstaansproces is nagenoeg-natuurlijk. De vegetatiesuccessie verkeert in een later stadium dan in pioniermilieus.

De totale abiotische waarde van de huidige dijk en het schorgedeelte dat door een groene dijk verloren gaat is als volgt te bepalen:

$$TWA-A = 3,55 \text{ ha (opp. D)} * 1 + 1,21 \text{ ha (opp. P)} * 2 + 4,2 \text{ (opp. L)} * 3 + 0,95 \text{ (opp. M)} * 3 = 21,4$$

Hoofdstuk 5 Conclusies en discussie

Groene dijk

De aanleg van een groene dijk langs het Paulinaschor levert per definitie nieuwe natuurwaarden op. Een groene dijk levert een geleidelijke en vloeiende overgang van dijk- naar schorvegetatie op. Op het flauwe kleidek ontstaat een standplaats die voornamelijk bestaat uit een zoete zone. Een dergelijke zone is op dit moment niet in het projectgebied aanwezig. Bij een optimaal vegetatiebeheer ontstaat hier een soortenrijk glanshaverhooiland. Goed ontwikkelde typen komen in Nederland onder meer voor in wegbermen en op rivier- en zeedijken. Onder aan de dijk ontstaat een overgangszone van zoet naar zout. Het onderscheid tussen beide zones komt duidelijk tot uitdrukking in de vegetatiesamenstelling. De zoet/zout-overgangszone gaat vervolgens over in schor-/slikvegetatie.

Ruimtebeslag op het schor

Gezien het feit dat de huidige verharde dijk nauwelijks mogelijkheden biedt voor flora en fauna, lijkt een groene dijk op het eerste gezicht ecologische meerwaarde op te leveren. De aanleg van een groene dijk langs het Paulinaschor (uitgaande van een dijk lengte van 2700 m) betekent echter dat een oppervlakte van 6,75 ha aan schor en slik verdwijnt. Om te bepalen of er daadwerkelijk sprake is van een ecologische meerwaarde, is in dit onderzoek een vergelijking gemaakt tussen de potentiële nieuwe natuurwaarden van de groene dijk en de huidige waarden van het schorgedeelte dat door de aanleg van een groene dijk verloren gaat. Hiervoor is in hoofdstuk 2 een afwegingskader opgesteld, met als ecologische variabelen botanische waarde, abiotische waarde en avifaunistische waarde.

Ecologische afweging

Op basis van het afwegingskader is de totale botanische waarde voor de potentiële situatie (TWV-P) en de actuele situatie (TWV-A) berekend. Deze waarden bedragen respectievelijk 1,0 en 1,8. Van een botanische meerwaarde is dus geen sprake. In de onderstaande tabel is dan ook een negatieve beoordeling voor deze variabele (-) geplaatst. De berekende totale abiotische waarde in de potentiële (20,2) en de actuele situatie (21,4) verschilt nauwelijks (minder dan 10%); de beoordeling is neutraal (0). Ook voor de avifauna is gekomen tot een neutrale beoordeling. De realisatie van een groene dijk resulteert niet in een relevante toe- of afname van de waarde van het schor voor vogels. De belangrijkste betekenis van het gebied voor vogels kan gewaarborgd blijven: het areaal slik wordt vrijwel niet aangetast (foerageergebied) en het Paulinaschor kan nog steeds fungeren als rustgebied. Bij de aanleg van een groene dijk verdwijnt een geringe oppervlakte aan middenhoog schor. De avifaunistische



functies van dit standplaatstype zijn die van broedbiotoop en hoogwatervluchtplaats. De waarde van het gebied vanuit deze functies bezien is echter relatief klein ten opzichte van andere gebieden in de nabije omgeving. Bovendien kan de groene dijk als een hoogwatervluchtplaats of broedbiotoop worden beschouwd. De betekenis van de groene dijk voor avifauna is echter zeer beperkt, gezien de algemeenheid van vochtig bloemrijk grasland in binnendijs gebied.

Op basis van de gehanteerde ecologische variabelen valt de ecologische afweging in het vooronderzoek in het nadeel van de groene dijk uit. Daarbij dient nog te worden benadrukt dat in het geval van een groene dijk is uitgegaan van een potentiële situatie met optimaal beheer, terwijl in de huidige situatie geen beheer wordt toegepast. Opgemerkt dient dat het vooronderzoek beperkt is gebleven tot het maken van een afweging tussen de potentiële natuurwaarden van een groene dijk en die in de huidige situatie. Dit betekent dat eventuele (positieve of negatieve) effecten van traditionele dijkverbetering buiten de reikwijdte van het onderzoek vielen.

ECOLOGISCHE VARIABLE	POTENTIËLE WAARDEN IN VERGELIJKING TOT ACTUELE WAARDEN
Botanische waarde	-
Abiotische waarde	0
Avifaunistische betekenis	0

Een kortere of minder flauwe groene dijk

Realisatie van een groene dijk langs het Paulinaschor betekent in de praktijk waarschijnlijk dat slechts over een deel van de totale lengte van het dijktraject voor deze oplossing wordt gekozen. Dit betreft het middelste deel van het traject. Wanneer de beide uiteinden van het Paulinaschor buiten het vooronderzoek zouden zijn gelaten, valt de ecologische afweging nog sterker in het nadeel van de groene dijk uit. Hetzelfde geldt wanneer wordt gekozen voor een iets minder flauw talud. Bij de afweging is uitgegaan van een talud van 1:10. Kiezen voor een talud van 1:6 betekent een relatief groter verschil in botanische waarde, omdat de vegetatie binnen het oppervlakte van het schor dat verloren zou gaan bij dit talud een relatief gemiddeld hogere waarde heeft, dan bij een talud van 1:10.

Integrale afweging

Het vooronderzoek is uitgevoerd vanuit een ecologische invalshoek. Dit betekent dat landschappelijke en recreatieve aspecten (belevingswaarde) buiten schot zijn gebleven. Door aanleg van een groene dijk langs het Paulinaschor worden de huidige cultuurhistorische en recreatieve waarden van het gebied in elk geval niet aangetast. Deze zijn namelijk gelegen buiten het schorgedeelte dat door een groene dijk zal verdwijnen. Er kan voor worden gekozen een meer integrale afweging te maken, waarin ook kosten- en civieltechnische aspecten worden meegenomen. Het is echter een gegeven dat de natuurfunctie, naast veiligheid, een hoofddoel van een groene dijk is. Hierdoor rijst ons inziens de vraag wat het nut is van een integrale afweging, wanneer reeds is gebleken dat de groene dijk langs het Paulinaschor geen ecologische meerwaarde heeft.

Geraadpleegde literatuur

- Baptist, H.J.M. & E. Jagtman (1997). De AMOEBES van de zoute wateren. Rapport RIKZ-97.027. Rijksinstituut voor Kust en Zee, Den Haag.
- Berchum, A.M., J. Coosen & A.J.M. Meijer (1995). Natuurvriendelijke waterkeringen langs de Westerschelde. Handreiking voor integraal beheer. RIKZ-95.054. Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.
- Bisseling, C.M. (red.), L.J. Draaijer, M. Klein & H. Nijkamp (1994). Ecosysteemvisie Delta. IKC-Natuurbeheer, Wageningen.
- Blokland, K.A. & R.J.M. Kleijberg (1997). De gewenste grondwatersituatie voor terrestrische natuurdoelen. Holoceen Nederland. NOV-rapport 3.2. Stowa-rapport 97-16.
- Bruijne, R.J. de (1994). Schor- en slikecosystemen in een verkennende modelstudie. 1. Schorontwikkeling; factoren en relaties. 2. Natuurwaardering m.b.v. EQUEST. Rapport no. 016/94. Landbouwniversiteit Wageningen. RWS Nota 94.038. Rijkswaterstaat Directie Zeeland, Middelburg.
- Dijkema, K.S. & J. Bossinade (1990). Vegetatieclassificatie van Waddenzeekwelders volgens een vast typenstelsel. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Texel. Rijkswaterstaat Directie Groningen, Groningen. Intern rapport 90/15.
- Het Zeeuwse Landschap (1980). Een floristisch-oecologische studie van de beheersobjecten van de stichting Het Zeeuwse Landschap - met o.a. een plantenlijst van Zeeland. Het Zeeuwse Landschap, Heinkensand.
- Het Zeeuwse Landschap (1984). Beheersplan Schorren voor de Paulinapolder 1988-2000. Het Zeeuwse Landschap, Heinkensand.
- Jansen, S.R.J., D Bal, H.M. Beije, R. During, Y.R. Hoogeveen & R.W. Uyterlinde (1993). Ontwerp-nota Ecosysteemvisies EHS. Kwaliteiten en prioriteiten in de ecologische hoofdstructuur van Nederland. Werkdocument IKC-NBLF nr. 48. IKC-NBLF, Wageningen.
- Meijden, R. van der (1990). Heukels' flora van Nederland. Wolters-Noordhoff, Groningen.
- Meijden, R. van der, L. van Duuren, E.J. Weeda & C.L. Platte (1991). Standaardlijst van de Nederlandse flora 1990. Gorteria 17: 75-120.
- Meijer, A.J.M. (1990). Oevertypen en hardsubstraat-levensgemeenschappen in de getijdzone van de Westerschelde, kartering 1990. Bureau Waardenburg bv, Culemborg.
- Postma, R. (1992). Plan van aanpak project Iamsoor. Maatregelen tegen het verlies van schorren, slikken en platen. Notitie AXW 92.020. Rijkswaterstaat Directie Zeeland, Middelburg.
- Runhaar, J., C.L.G. Groen, R. van der Meijden & R.A.M. Stevers (1987). Een nieuwe indeling in ecologische groepen binnen de Nederlandse flora. Gorteria 13: 276-359.
- Runhaar, J. & M. van 't Zelfde (1996). Vergelijking ecotootypen - natuurdoeltypen. CML rapport 128. Centrum voor Milieukunde, Rijksuniversiteit Leiden, Leiden.

- RWS-MD (1996). De Schorren van de Westerschelde 1990/1993. Overzichtskaarten van de vegetatie met begeleidende rapportage. Rapportnr. MD-GAT 9623. Delft.
- RWS-Projectbureau Zeeweringen (1998). Milieu-inventarisatie zeeweringen Westerschelde. Dijktrajecten Westerschelde. Documentnr. ZEEW-R-98018.
- Schobben, J.H.M. (1997). Ecosysteemontwikkeling zoute wateren. De mogelijkheden geanalyseerd. Rapport RIKZ-97.028. Rijksinstituut voor Kust en Zee, Den Haag.
- Sprangers J.T.C.M. (1989). Vegetatie van Nederlandse zeedijken. Plantengemeenschappen in relatie tot standplaatsfactoren. In opdracht van Rijkswaterstaat, Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Delft. Vakgroep Vegetatiekunde, Plantenoecologie en Onkruidkunde en Adviesgroep Vegetatiebeheer, Landbouw Universiteit Wageningen.
- Sprangers J.T.C.M. & J.A. Muijs (1997). Groene zeedijken in Noord-Duitsland en Denemarken. Verslag van een studiereis 3-7 juni 1991. Rijkswaterstaat, Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Delft.
- Stevens, R.A.M., J. Runhaar, H.A. Udo de Haes & C.L.G. Groen (1987). Het CML-ecotopensysteem, een landelijke ecosysteemtypologie toegespitst op de vegetatie. Landschap 2: 135-149.
- Vroon, J., C. Storm & J. Coosen (1997). Westerschelde, stram of struis? Eindrapport van het Project Oostwest, een studie naar de beïnvloeding van fysische en verwante biologische patronen in een estuarium. Rapport RIKZ-97.023. Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.
- Westhoff, V. & A.J. Den Held (1969). Plantengemeenschappen in Nederland. Thieme & Cie, Zutphen.
- Witte, J.P. & R. van der Meijden (1995). Distribution maps of the botanical quality in the Netherlands from FLORBASE. Gorteria 21: 3-59.
- Witte, J.P. (1996). De waarde van de natuur. Zeldzaamheid en de botanische waardering van gebieden. Landschap 13(2): 79-94.
- Witte, J.P., J. Hoogeveen & G. van Wirdum (1996). Ecotootypen: natuurlijke eenheden? Ecologische soortengroepen vergeleken met plantensociologische soortengroepen. Landschap 13(1): 17-28.
- Witte, J.P. & F. Klijn (1997). Waardering van standplaatstypen. Vuistregels voor een beoordeling van potentiële botanische natuurwaarden. Landschap 14(2): 105-109.



