

# Monitoring van vogels in de Waddenzee met de hand aan de kraan

>> eindrapport, pre-layout versie 23 december 2008 <<

Bruno Ens<sup>1</sup>  
Paul Goedhart<sup>2</sup>  
Kees Koffijberg<sup>1</sup>  
Kees Rappoldt<sup>3</sup>

<sup>1</sup>SOVON Vogelonderzoek Nederland

<sup>2</sup>Biometris, Wageningen Universiteits en Research Centrum, Postbus 100, 6700 AC Wageningen

<sup>3</sup>Ecocurves, Kamperfoelieweg 17, 9753 ER Haren

SOVON-onderzoeksrapport 2008/19

Deze rapportage is opgesteld in opdracht van de Nederlandse Aardolie Maatschappij B.V. (NAM) in het kader van het monitoringsplan gaswinning Waddenzee

## Colofon

© SOVON Vogelonderzoek Nederland 2008

*Tekst:* Bruno Ens, Paul Goedhart, Kees Koffijberg & Kees Rappoldt

*Gegevensbewerking, tabellen en figuren:* Bruno Ens, Kees Koffijberg, Lara Marx, Dries Oomen (SOVON), Paul Goedhart (Biometris) & Kees Rappoldt (Ecocurves)

*Redactie:* Kees Koffijberg & John van Betteray

*Lay-out:* John van Betteray

*Foto's omslag:* #

*Drukwerk:* Krips bv, Meppel

*Wijze van citeren:* Ens B.J., Goedhart P., Koffijberg K. & Rappoldt K. 2008. Monitoring van vogels in de Waddenzee met de hand aan de kraan. SOVON-onderzoeksrapport 2008/19. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.

ISSN 1382-6247

SOVON Vogelonderzoek Nederland

Rijksstraatweg 178

6573 DG Beek-Ubbergen

Tel.: 024-6848111

Fax: 024-6848122

E-mail: [info@sovon.nl](mailto:info@sovon.nl)

Homepage: [www.sovon.nl](http://www.sovon.nl)

# Inhoud

Inhoud .....	3
1 Samenvatting.....	5
2 Inleiding.....	9
3 Relatie tussen hoogwatervluchtplaatsen en laagwaterfoerageergebieden .....	12
3.1 Inleiding.....	12
3.2 Bestaande kennis.....	12
3.3 Methoden om verplaatsingen te meten .....	13
3.3.1 Waarnemers op strategische plaatsen .....	13
3.3.2 Vliegbewegingen registreren met radar .....	14
3.3.3 Kleurringen en afleesprogramma's.....	17
3.3.4 Radio zenders en automatische ontvangststations .....	18
3.3.5 Zenders met GPS .....	19
3.4 Alternatieve statistische benaderingen (WADISTID) .....	22
3.5 Conclusies.....	24
4 Verspreiding tijdens laagwater .....	25
4.1 Inleiding.....	25
4.2 Foerageerverspreiding van wadvogels.....	25
4.3 Methoden om foerageerverspreiding te meten .....	30
4.3.1 Tellen vanuit een vliegtuig.....	30
4.3.2 Tellen van plots vanuit een vaste observatiepost.....	30
4.3.3 Door lopende waarnemer tellen van in het veld herkenbare geografische eenheden of vakken.....	30
4.3.4 Intekenen van foeragerende groepen middels GPS en afstandmeter door over het wad lopende waarnemer .....	31
4.3.5 Inzet camera's .....	32
4.4 Analyse laagwatertellingen Friese kust .....	33
4.4.1 Correlatie in ruimte en tijd voor de laagwaterspreiding .....	34
4.4.2 Voorspellen van laagwaterverdeling door middel van meervoudige lineaire regressie .....	37
4.5 Eisen aan een laagwater telprogramma vanuit statistisch oogpunt.....	37
4.6 Conclusies.....	37
5 Power analyse .....	39
5.1 Inleiding.....	39
5.2 Voorgestelde aanpak.....	39
5.3 Opmerkingen.....	42
5.4 Conclusie.....	43
6 Verspreiding van broedvogels over de kwelder.. <b>Fehler! Textmarke nicht definiert.</b>	
7 Draagkrachtberekeningen met WEBTICS.....	55
7.1 Inleiding.....	55
7.2 Beschrijving WEBTICS.....	55
7.2.1 Abiotische gegevens .....	55
7.2.2 Voedsel .....	57
7.2.3 Vogels .....	58
7.2.4 De stress index .....	59
7.2.5 Draagkracht voor Scholeksters .....	59

7.2.6	Het kritische stress niveau .....	62
7.2.7	Validatie .....	63
7.3	Toepassingen WEBTICS .....	65
7.4	WEBTICS en bodemdaling door gaswinning .....	66
7.5	Conclusies .....	69
8	Broedsucces en geïntegreerde populatie monitoring .....	70
8.1	Inleiding .....	70
8.2	Broedsucces .....	70
8.3	Geïntegreerde populatie monitoring .....	71
8.4	Conclusies .....	72
9	Discussie .....	73
9.1	Conclusie auditcommissie over watervogeltellingen .....	73
9.2	Gidssoorten .....	75
10	Literatuur .....	77

# 1 Samenvatting

SOVON Vogelonderzoek Nederland voert in opdracht van de Nederlandse Aardoliemaatschappij (NAM) monitoring uit van vogels in de Waddenzee in het kader van de evaluatie van de nieuwe gaswinning, ook wel monitoring "met de hand aan de kraan" genoemd. In de "Nulrapportage monitoring vogels Waddenzee 1991-2006 in het kader van de nieuwe gaswinningen" werden verschillende problemen gesignaleerd die gepaard gaan met het toepassen van de huidige mede door SOVON verzamelde data over de watervogels en de broedvogels. Dit rapport gaat dieper op deze materie in en onderzoekt mogelijkheden om de situatie te verbeteren.

Een belangrijk probleem van de watervogeltellingen die al sinds de jaren zeventig van de vorige eeuw in de Waddenzee worden uitgevoerd is dat ze plaatsvinden tijdens hoogwater als de vogels geconcentreerd zijn op de zogenaamde hoogwatervluchtplaatsen, afgekort hvp's. Vanaf deze hvp's verspreiden ze zich over de laagwater-foerageergebieden en het zijn juist de laagwater-foerageergebieden die mogelijk een invloed ondervinden van bodemdaling door gaswinning. Sommige (hoogwater)telgebieden liggen op de grens van een komberging met bodemdaling en een komberging zonder bodemdaling. Daardoor is het niet duidelijk of de vogels opgeteld moeten worden bij de vogels die mogelijk last ondervinden van bodemdaling of bij de vogels die als referentie dienen. Er zijn verschillende oplossingsmogelijkheden onderzocht om dit probleem te ondervangen:

1. Er is onderzoek verricht naar bestaande maar "verborgen" kennis over de relatie tussen hvp's en laagwaterfoerageergebieden in de grijze literatuur en bij lokale telgroepen. Het beeld uit de grijze literatuur is dat juist op wantijen vaak grote hvp's liggen omdat die gebieden per definitie het laatste onderstromen. De wantijen vormen de grens tussen kombergingen en op zulke wantij-hvp's kunnen de vogels van beide kanten komen. De meeste lokale telgroepen hebben weinig kennis over waar de vogels op een hvp met laagwater naar voedsel zoeken. De conclusie is dat op basis van bestaande kennis de door Ens *et al.* (2008b) gehanteerde classificatie niet wezenlijk verbeterd kan worden.
2. Vervolgens is onderzoek verricht naar de beschikbare onderzoeksmethodes om deze kennis te vergaren. Er is heel veel mogelijk, maar in alle gevallen zal ook heel veel geld nodig zijn. Dat is een gevolg van het feit dat de methoden erg arbeidsintensief zijn en/of inzet van dure technologie vereisen.
3. Tenslotte is een statistisch model ontwikkeld (WADISTID – afkorting van WAder DIStribution under influence of TIDe) dat het mogelijk maakt een kosten-baten analyse uit te voeren van verschillende varianten van een monitoring programma dat is gebaseerd op de huidige watervogeltellingen, aangevuld met laagwatertellingen op basis waarvan de relatie tussen hvp's en laagwaterfoerageergebieden wordt geschat. De software om het model te draaien is ontwikkeld en getest, maar om het model toe te kunnen passen op een specifieke wadvogelsoort in de Waddenzee zullen er eerst nog de nodige

parameters geschat moeten worden. Het is niet goed in te schatten hoeveel werk daarvoor nodig is.

Laagwatertellingen zijn nodig om met het model WADISTID een relatie te leggen tussen laagwater-foerageergebieden en hvp's. Het is ook mogelijk om na te denken over een monitoring programma dat niet gebaseerd is op hoogwatertellingen, maar alleen op laagwatertellingen. In dat kader is onderzoek verricht naar:

1. Kennis over de factoren die de laagwatersverspreiding bepalen.
2. Methoden om de wadvogels tijdens laagwater te tellen. Er bestaat een groot aantal manieren om de laagwatersverspreiding te bepalen, maar alle methoden zijn zeer arbeidsintensief. Het opstarten van een vrijwilligersprogramma lijkt geen goed idee, onder andere vanwege de gevaren die over het wad lopen met laagwater met zich meebrengt.
3. Statistische variatie in een gegevensreeks over laagwateraantallen langs de Friese kust. Wat daarin opvalt is de grote variatie in getelde aantallen tussen soorten, in de tijd tussen en binnen jaren en in de ruimte.

De slotconclusie is dat het niet realistisch is om te denken dat een monitoring programma louter gebaseerd op laagwatertellingen effectief zou kunnen zijn in het kader van monitoring "met de hand aan de kraan", tenzij uitzonderlijk hoge kosten worden gemaakt. Mogelijk biedt het Nationaal Programma voor Zee- en Kustonderzoek van NWO te zijn tijd uitkomst. Een van die programmaonderdelen bestaat uit het ontwikkelen van een methode om op basis van hoogwatertellingen, radarmetingen tijdens opkomend en afgaand water en camera observaties op het laagwaterfoerageergebied tot een reconstructie te komen van de in de loop van het tij en seizoen voortdurend veranderende verspreidingspatroon van wadvogels. De studie duurt vier jaar en beperkt zich tot het Balgzand. De aldus ontwikkelde methodologie is echter mogelijk over een aantal jaren Waddenzee-breed inzetbaar.

Op korte termijn is het niet goed mogelijk om de monitoring van de aantallen watervogels ingrijpend te verbeteren voor het doel van monitoring "met de hand aan de kraan". Er wordt daarom voorgesteld op korte termijn een power analyse uit te voeren van de vogeltellingen. De nulhypothese is dat bodemdaling door gaswinning geen effect heeft op de aantallen vogels. Monitoring "met de hand aan de kraan" is bedoeld om zeker te stellen dat als de nulhypothese onjuist is dit ook tijdig wordt opgemerkt. Met een power analyse kan voor de bestaande monitoring programma's worden bepaald hoe groot het effect moet zijn om de nulhypothese dat er geen effect is te verwerpen.

Behalve mogelijkheden om de bestaande monitoring te verbeteren (vanuit de optiek van "hand aan de kraan") en de statistische power in te schatten, is ook onderzoek verricht naar een drietal alternatieve benaderingen:

1. Bepalen van de verspreiding van broedvogels over de kwelder
2. Inzet van het model WEBTICS om de jaarlijkse veranderingen in draagkracht voor wadvogels te bepalen

3. Meten van het broedsucces als “*early warning*” en als onderdeel van geïntegreerde populatie monitoring

Voor de broedvogels zijn veel gegevens over de verspreiding van de broedparen over de kwelder achterhaald en gedigitaliseerd. De beschikbaarheid van historische meetreeksen die als nulmeting kunnen dienen is dus geen probleem. Sinds kort heeft SOVON ook software ontwikkeld om verspreidingsgegevens van broedvogels op de kwelder op eenvoudige wijze in te voeren, en dit zal de kans verhogen dat ook in de toekomst voldoende gegevens beschikbaar komen. Hiervoor is vooral een extra coördinatie-inspanning vereist om waarnemers ertoe te bewegen hun verspreidingsgegevens daadwerkelijk in te voeren.

Voor de watervogels is de bruikbaarheid van het model WEBTICS (een afkorting van Wader Energy Balance Tidal Cycle Simulator) als instrument in het kader van monitoring "met de hand aan de kraan" onderzocht. Dit leidde tot de volgende conclusies:

1. Het model WEBTICS lijkt een bruikbaar instrument, maar voorlopig alleen voor overwinterende Scholeksters. Elk jaar kan op basis van nu al standaard verzamelde gegevens, zoals de schelpdiersurveys van IMARES, de draagkracht voor overwinterende Scholeksters voor kombergingen met en zonder bodemdaling worden berekend.
2. Calibratie van WEBTICS voor andere soorten dan de Scholekster is mogelijk, maar vereist wel een aanvullende onderzoeksinspanning. Kanoet en Wulp liggen het meest voor de hand.
3. Het verdient aanbeveling de voorspelling van WEBTICS dat vooral de lang droogliggende schelpdierbanken de draagkracht voor Scholeksters bepalen aan een nader onderzoek te onderwerpen.

Sinds 2005 wordt jaarlijks op verschillende plaatsen in de Waddenzee het broedsucces van een aantal karakteristieke broedvogels gemeten (Oosterhuis *et al.* 2004; Willems *et al.* 2005, de Boer *et al.* 2007). Er is voor deze soorten (Scholekster, Eidearend, Kluut, Zilvermeeuw, Kokmeeuw en Vissief) dus een historische meetreeks die als nulmeting kan dienen. Deze soorten hebben een hoge levensverwachting en komen pas na een aantal jaren tot broeden. Dat betekent dat een afnemend broedsucces pas na een aantal jaren zichtbaar wordt in de aantallen broedparen. Broedsucces is dus een veel betere maat dan het aantal broedparen als “*early warning*” mocht er toch sprake blijken te zijn van negatieve effecten door bodemdaling. Als tegelijkertijd de overleving van de vogels wordt gemeten is er sprake van geïntegreerde populatie monitoring (IPM). Een index gebaseerd op IPM is een betere “*early warning*” dan een index gebaseerd op broedsucces alleen en maakt daarnaast ook voorspellingen mogelijk over populatie-ontwikkelingen.

Tot slot bediscussiëren wij de conclusie van de Auditcommissie (2007) over de watervogeltellingen dat “de kans reëel aanwezig is dat het niet mogelijk zal zijn aantalsveranderingen van vogels geteld op HVPs in (causaal) verband te brengen met de gaswinning. Voor de monitoring is dit probleem te ondervangen door in plaats daarvan plaatarealen, de bijbehorende droogvaltijd en de voor de vogels relevante voedselsoorten (bodemdierfauna) – de primaire parameters – adequaat te monitoren.” We tonen aan dat

simpelweg bemonsteren van alle potentiële prooidieren en een totale biomassa dichtheid berekenen geen optie is. In het bemonsteringsprogramma van de bodemdieren zal rekening gehouden moeten worden met de vele factoren die de beschikbaarheid voor de verschillende vogelsoorten bepalen en vervolgens zal er een berekeningsmethodiek moeten worden toegepast die een eenduidig getal oplevert over het beschikbare voedselaanbod, waarbij ook droogvalduur van het wad wordt verdisconteerd. In het geval van Scholeksters bestaat een dergelijke berekeningsmethodiek: met WEBTICS kan de draagkracht voor elke komberging worden berekend op basis van de IMARES surveys van de schelpdieren die sinds 1990 plaatsvinden. Opvolgen van de suggestie van de audit commissie betekent een keuze voor een heel beperkt aantal gidssoorten.



## 2 Inleiding

De Nederlandse Aardoliemaatschappij (NAM) is voornemens nieuwe gaswinning in het Waddengebied te starten vanaf de locaties Moddergat, Lauwersoog en Vierhuizen. In de vergunning voor deze nieuwe gaswinning is vastgelegd dat er "met de hand aan de kraan" gas gewonnen gaat worden (NAM 2007). Daartoe is door SOVON Vogelonderzoek een rapport opgesteld dat als nulrapportage voor de evaluatie dient (Ens *et al.* 2008b). In dat rapport worden een aantal problemen geschetst die gepaard gaan met het *sec* toepassen van de momenteel door SOVON verzamelde monitoringgegevens van broedvogels en watervogels. Het gaat om vier hoofdproblemen:

1. Er bestaat een kwalitatief criterium (is er sprake van een afwijkende ontwikkeling, die mogelijk het gevolg is van de nieuwe gaswinning), maar geen kwantitatieve grenswaarde, op basis waarvan een besluit over "hand aan de kraan kan worden genomen";
2. Het is niet duidelijk welke kombergingsgebieden het beste als referentie kunnen dienen: kombergingsgebieden met bestaande bodemdaling of kombergingsgebieden zonder bodemdaling;
3. Het aantal kombergingsgebieden is gering en er is daardoor een relatief grote kans dat verschillen tussen kombergingsgebieden het gevolg zijn van andere factoren dan een verschil in bodemdaling;
4. Voor de watervogels is er onzekerheid over de relatie tussen de hoogwatervluchtplaats waar de vogels worden geteld en het kombergingsgebied waar naar voedsel wordt gezocht.

Dit rapport gaat dieper op deze materie in en onderzoekt mogelijkheden om de situatie te verbeteren en analyse van de monitoringgegevens beter toe te spitsen op de gevraagde evaluatie.

De onzekerheid over de relatie tussen hoogwatervluchtplaatsen (waar de vogels worden geteld) en laagwaterfoerageergebieden (waar de vogels mogelijk last ondervinden van bodemdaling door gaswinning) van watervogels komt aan bod in hoofdstuk 3. Allereerst wordt een overzicht gegeven van bestaande kennis, voor zover die achterhaald kon worden uit meestal grijze literatuur en gesprekken met in het Waddengebied actieve tellers. Vervolgens wordt een overzicht gegeven van methoden om verplaatsingen van wad- en watervogels te meten. Deze methoden zouden in vervolgonderzoek ingezet kunnen worden om meer inzicht te krijgen in de relatie tussen hoogwatervluchtplaatsen en laagwaterfoerageergebieden. Het hoofdstuk eindigt met een beschrijving van een alternatieve statistische benadering ontwikkeld door Emiel van Loon van de Universiteit van Amsterdam. In zijn model (Wadistid) wordt de verspreiding over laagwaterfoerageergebieden geschat uit de hoogwatertellingen en gegevens over die laagwaterfoerageergebieden, zoals het voedselaanbod.

Voor de watervogels zou ook gedacht kunnen worden aan monitoring van de laagwaterverspreiding, omdat het aannemelijk is dat als bodemdaling door gaswinning

een effect heeft op de watervogels, dit effect zich zal doen gelden op het moment dat de vogels op het droogvallende wad naar voedsel zoeken. In hoofdstuk 4 wordt eerst een kort overzicht gegeven over bestaande kennis over de foerageerverspreiding van wadvogels. Vervolgens worden de verschillende methoden om foerageerverspreiding te meten onder de loep genomen. Het hoofdstuk eindigt met een statistische analyse van een lange reeks laagwatertellingen langs de Friese kust. Die analyse is van belang om een beeld te krijgen van de variatie in die laagwatertellingen en daarmee van de telfrequentie die nodig is om een betrouwbaar beeld van de aantalveranderingen te krijgen.

Die betrouwbaarheid komt expliciet aan bod in het hoofdstuk 5 over een “power-analyse”. De nulhypothese in het monitoringonderzoek is dat bodemdaling door gaswinning die binnen de vastgestelde “gebruiksruimte” blijft geen meetbaar effect heeft op de aantallen broedvogels en watervogels die afhankelijk zijn van de Waddenzee. Het achterliggende idee van monitoring “met de hand aan de kraan” is dat in de wetenschap geen absolute zekerheid bestaat. De nulhypothese zou dus fout kunnen blijken, ook al is dit op grond van de huidige kennis niet waarschijnlijk. Het monitoringprogramma moet in staat zijn tijdig vast te stellen dat de nulhypothese fout is en dat er dus toch een effect is van bodemdaling. En dat niet alleen, ook een klein effect moet kunnen worden vastgesteld. Met een zogenaamde power-analyse kan een schatting worden gemaakt van de effect-grootte die leidt tot een verwerping van de nulhypothese dat bodemdaling geen effect heeft. Als de aantallen minimaal moeten halveren voordat een effect van bodemdaling statistisch kan worden gedetecteerd, dan is duidelijk dat er geen sprake is van monitoring “met de hand aan de kraan”. Als er al een effect is, dan verwachten we dat dit effect klein zal zijn en dus moeten ook kleine effecten gedetecteerd kunnen worden. In dit rapport worden geen power analyses uitgevoerd, maar wordt een beschrijving gegeven van de verschillende manieren waarop dergelijke analyses met het beschikbare materiaal uitgevoerd zouden kunnen worden.

De hoofdstukken over hoogwatervluchtplaatsen, laagwatersverspreiding en power-analyse blijven binnen het kader van een puur statistische analyse van aantallen getelde vogels. Zoals aangegeven in de nulrapportage (Ens *et al.* 2008b) is het ook mogelijk om oplossingen buiten dit kader te zoeken:

1. Geen aantallen tellen, maar andere parameters meten, zoals verspreiding, broedsucces, conditie of overleving.
2. Wel aantallen tellen, maar in plaats van statistische analyses mechanistische modellen inzetten om de oorzaken van aantalveranderingen te duiden en de ontwikkelingen in de voedselsituatie in te schatten.

In het monitoringsplan van de NAM (NAM 2007) wordt over de verspreiding van broedvogels het volgende opgemerkt: “eventuele veranderingen in de hoogteligging van kwelders kunnen naast vegetaties zichtbaar worden gemaakt aan de hand van de ruimtelijke spreiding van broedlocaties. Correlaties tussen de ruimtelijke spreiding van broedlocaties en variaties in hoogteligging en waterstanden (overstromingsrisico) maken geen onderdeel uit van het bestaande monitoringprogramma maar zullen binnen deze monitoring worden meegenomen.” In dit rapport wordt in hoofdstuk 6 een overzicht gegeven van nieuw verzamelde gegevens over de verspreiding van broedvogels over de

kwelder. In de eerder genoemde nulrapportage (Ens *et al.* 2008b) werden uitsluitend trends in aantallen broedvogels geanalyseerd, maar er zijn en worden ook veel gegevens verzameld over hoe die broedvogels verspreid zijn over de kwelder. De verspreiding van de broedvogels heeft een direct verband met het overstromingsrisico en dat overstromingsrisico zal ook worden beïnvloed door bodemdaling als gevolg van gaswinning. De in de afgelopen jaren verzamelde gegevens over de verspreiding van de broedvogels zijn zoveel mogelijk achterhaald en gedigitaliseerd.

In het monitoringprogramma van de NAM (NAM 2007) wordt ook uitdrukkelijk een voorschot genomen op een alternatieve aanpak m.b.t. de watervogels. Op bladzijde 8 van de monitoringprogramma is het volgende te lezen: “het inzetten van een model (het zogenaamde WEBTICS-model) waarmee een voorspelling kan worden gedaan over de gevolgen van veranderingen in de plaatmorfologie op de leefomstandigheden van wadvogels. Het model verklaart de verspreiding van een bepaalde soort in een komberging vanuit de fundamentele kennis van het foerageergedrag. Momenteel is van een zeer beperkt aantal soorten de benodigde kennis voorhanden om het model te draaien. Voor het monitoringprogramma is gekozen voor de Scholekster, omdat de soort representatief is voor schelpdier-etende vogels en de aantallen nauw samenhangen met schelpdierbanken en areaal droogvallend wad.” Dit sluit ook aan bij de zorgen van de audit commissie in haar advies over de opzet van de monitoring (Auditcommissie 2007) wat betreft de watervogels: “De Auditcommissie constateert dat de kans reëel aanwezig is dat het niet mogelijk zal zijn aantalsveranderingen van vogels geteld op HVPs in (causaal) verband te brengen met de gaswinning. Voor de monitoring is dit probleem te ondervangen door in plaats daarvan plaatarealen, de bijbehorende droogvaltijd en de voor de vogels relevante voedselsoorten (bodemfauna) – de primaire parameters – adequaat te monitoren.” In hoofdstuk 7 zullen we duidelijk maken dat het uitsluitend meten van plaatarealen en voedsel onvoldoende is om de draagkracht en de effecten van bodemdaling op die draagkracht voor de wadvogels in te kunnen schatten. Daarvoor moeten modellen zoals WEBTICS worden ingezet (Rappoldt *et al.* 2004).

Tenslotte zullen we in het laatste hoofdstuk 8 een lans breken voor het opnemen van broedsucces als een belangrijke monitoring parameter voor de broedvogels. In de door LNV uitgegeven vergunning in het kader van de Natuurbeschermingswet voor de nieuwe gaswinning (LNV 2006) wordt als voorwaarde gesteld dat er geen meetbare nadelige effecten mogen ontstaan t.a.v. “de voedselvoorziening en broedsucces van de met betrekking tot de Natura 2000-gebieden Waddenzee, Lauwersmeer, Duinen Ameland, Duinen Schiermonnikoog en Noordzeekustzone relevante vogelsoorten”. Sinds 2005 wordt jaarlijks op verschillende plaatsen in de Waddenzee het broedsucces van een aantal karakteristieke broedvogels gemeten (Oosterhuis *et al.* 2004; Willems *et al.* 2005. de Boer *et al.* 2007). Deze gegevens kunnen een belangrijke rol vervullen bij de monitoring "met de hand aan de kraan".

## **3 Relatie tussen hoogwatervluchtplaatsen en laagwaterfoerageergebieden**

### **3.1 Inleiding**

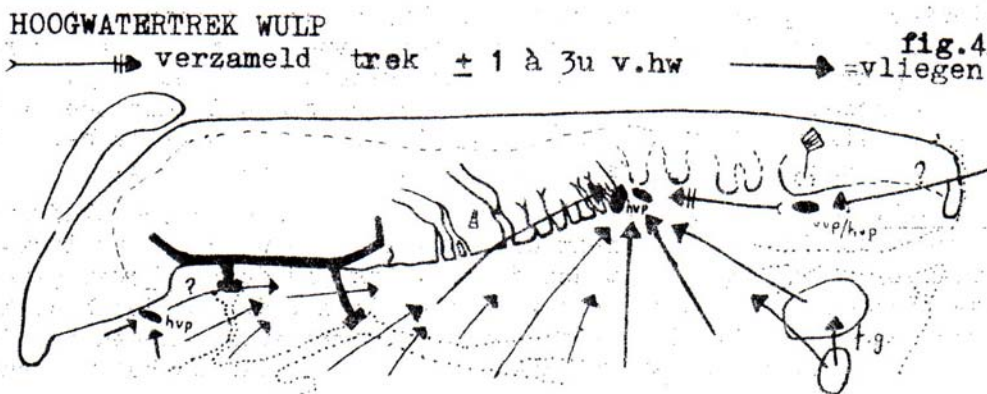
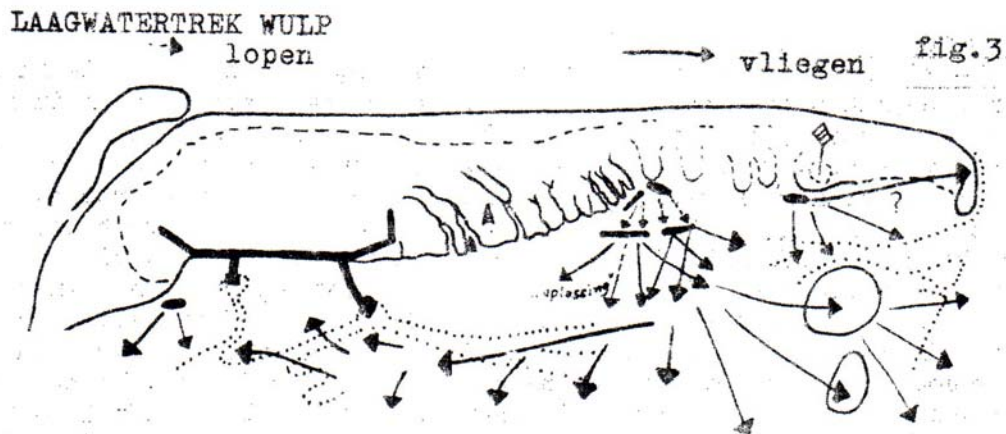
In dit hoofdstuk wordt onderzocht of het mogelijk is de toekenning van kombergingen waar de wadvogels met laagwater naar voedsel zoeken met meer zekerheid toe te kennen aan de telgebieden zoals die tijdens hoogwater worden gehanteerd. Allereerst wordt minder toegankelijke bestaande kennis besproken. Vervolgens wordt een overzicht gegeven van de methoden die ingezet zouden kunnen worden om meer kennis te verkrijgen over de relatie tussen foerageergebieden en de hoogwatergebieden. Tenslotte wordt een alternatieve statistische benadering besproken.

### **3.2 Bestaande kennis**

Het eerste serieuze wadvogel onderzoek in Nederland dateert van de jaren vijftig in de vorige eeuw en vond plaats op Vlieland (van der Baan *et al.* 1957). In de jaren zestig en zeventig is door leden van de vogelwerkgroep van de NJN tijdens zomerkampen intensief onderzoek gedaan op Schiermonnikoog. Daarbij werden vaak grote tochten over het wad gemaakt om de laagwaterfoerageergebieden in te tekenen en werden schetsen gemaakt van de vliegbewegingen van de laagwaterfoerageergebieden naar de hoogwatervluchtplaatsen (hier verder hvp genoemd). Over dit onderzoek is uitgebreid gerapporteerd in gestencilde rapporten zonder duidelijke bibliografische gegevens; voor de literatuurlijst zijn daarom de auteurs in de volgorde gezet waarin ze in het rapport voorkomen – een volkomen arbitraire keuze (Kuyken *et al.* 1965; Zwarts *et al.* 1966; Pauw *et al.* 1970; Ebbinge *et al.* 1974). Door de vogelwerkgroep van de KJN is vergelijkbaar onderzoek gedaan op Ameland (Rappoldt *et al.* 1973). Een typisch voorbeeld van het soort gegevens dat werd verzameld is weergegeven in Figuur 3-1. Hier is een schets gemaakt van de laagwatertrek vanaf de hvp en de hoogwatertrek naar de hvp voor Wulpen op Schiermonnikoog. Duidelijk is te zien dat er een grote hvp precies op het wad ligt en dat de Wulpen zowel vanuit het oosten als vanuit het westen die hvp gebruiken. Dit is precies het type gegevens waar we naar op zoek zijn. Tegelijkertijd is duidelijk dat de gegevens zelf ons niet verder helpen: de betreffende hvp van Wulpen kan niet eenduidig worden toegekend aan de Zoutkamperlaag (de westelijke komberging) of de Eilanderbalg. Dit is een situatie die veel vaker voorkomt. Soms is er wel een duidelijke scheiding. Men kan zich echter afvragen of de situatie van enkele decennia geleden nog steeds van toepassing is op de tellingen na 1990. Ook is het zo dat de informatie vrijwel uitsluitend betrekking heeft op de zomermaanden, omdat de informatie verzameld werd tijdens zomerkampen. Het is mogelijk dat de vogels zich anders gedragen in herfst en winter als er veel minder verstoring door toeristen is. Dat vogels dan ander overtuigingsgedrag kunnen vertonen is bekend van Wulpen (Ens & Zwarts 1980b).

Om na te gaan of er ook meer recente kennis was over verschillende maanden van het jaar zijn lokale telgroepen in het Waddengebied geïnterviewd. De beschikbare kennis blijkt zeer beperkt, omdat alle energie wordt gestoken in het tellen van de vogels met

hoogwater, en het moeilijk te zien is waar die vogels precies vandaan komen. Er is weinig animo om verre tochten over het wad te maken. Onder de kust is dit niet aantrekkelijk vanwege het zware slik en bovendien zijn dergelijke tochten, wanneer niet begeleid door een deskundige gids, niet zonder gevaar.



Figuur 3-1: Laagwatertrek en hoogwatertrek van Wulpen onder Schiermonnikoog in augustus 1965, zoals beschreven door Fokko Winterwerp in Schierboek 2 van de NJN-VWG (Kuyken *et al.* 1965).

### 3.3 Methoden om verplaatsingen te meten

#### 3.3.1 Waarnemers op strategische plaatsen

Een goede manier om vliegbewegingen vast te stellen is om op strategische plaatsen waarnemers neer te zetten die alle vogels registreren die vanuit een bepaalde richting aan komen vliegen. De eerder beschreven studies van jeugdbonders op Schiermonnikoog en Ameland bewijzen dat dit systeem werkt; zie ook Figuur 3-1. Het is echter een systeem dat veel mankracht vereist en alleen bij goed weer overdag kan worden toegepast.

### 3.3.2 Vliegbewegingen registreren met radar

Radar wordt al vele jaren ingezet om vliegbewegingen van vogels te meten. Een goed overzicht van het onderliggende principe wordt gegeven door Bruderer (1997a). Radar is met succes ingezet om vogeltrek te bestuderen (Bruderer 2003; Bruderer 1997b; Bruderer 1997a; Liechti & Bruderer 1998; Gauthreaux & Belser 2005), als waarschuwingssysteem op vliegvelden (Shamoun-Baranes *et al.* 2006) en om het effect van windmolenparken op vogels te bestuderen (Desholm *et al.* 2006; Meesters *et al.* 2007). Verschillende recente studies beschrijven de *state of the art* (Schmaljohann *et al.* 2008; van Gasteren *et al.* 2008; Zaugg *et al.* 2008).

Radar heeft een aantal grote voordelen:

1. Ook inzetbaar bij nacht en tijdens mist als het visueel waarnemen niet mogelijk is
2. Continu inzetbaar
3. Minder verschillen tussen waarnemers en waarnemcondities in vergelijking met visuele observaties of observaties met camera's

Radar heeft echter ook belangrijke nadelen:

1. Determinatie niet op soort, maar soms wel op vogelgroep
2. Geen onderscheid tussen individuen wanneer de dieren dicht bij elkaar vliegen
3. Schaduw effect

De zichtbaarheid van een vogel op de radar wordt bepaald door de RCS (*Radar Cross-Section*) (Bruderer 1997a). Die RCS hangt af van:

1. Type radar
2. Vliegrichting
3. Hoe de vogel wordt aangestraald

Radar kan worden getypeerd aan de hand van de golflengte:

- X-band golflengte 3 cm
- S-band golflengte 10 cm
- L-band golflengte 23 cm

Hoe kleiner de golflengte, hoe beter kleinere vogels kunnen worden gedetecteerd, maar ook hoe kleiner het bereik bij eenzelfde uitzendvermogen. Verder worden naast vogels ook insecten gedetecteerd. Dat is een ongewenste foutenbron. Een grotere golflengte is minder gevoelig voor grondreflectie en kan ook bij lichte regen worden gebruikt (Courstens & Stienen 2004). Een grotere golflengte heeft ook een groter bereik en geen last van insecten. Daardoor worden misschien solitair kleine vogels ook gemist, zoals bijvoorbeeld alleen vliegende Bonte Strandlopers. Sommige vogels worden beter opgemerkt met L-band radar en andere beter met S-band radar (Eastwood 1967).

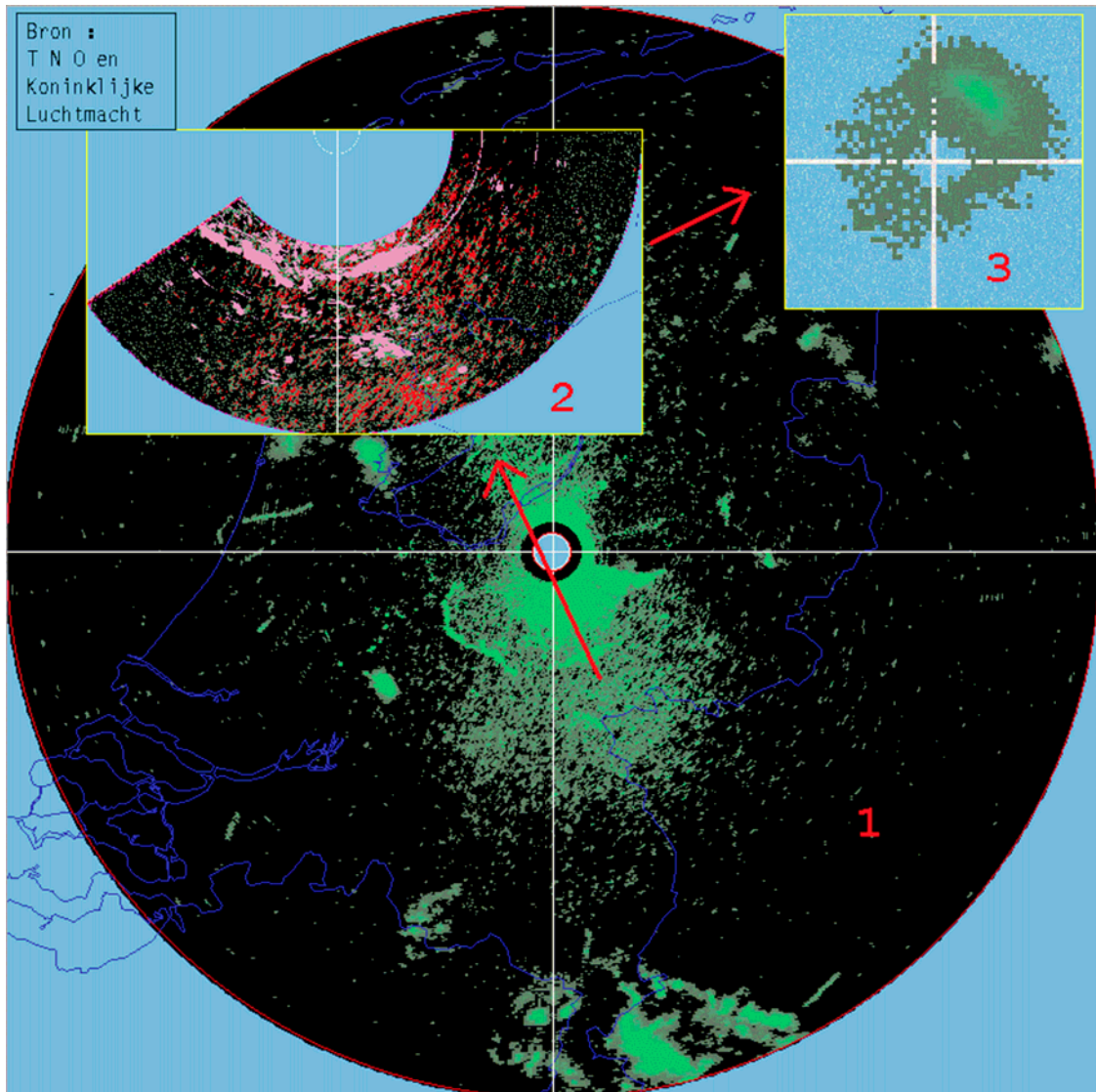
Een overzicht van de eigenschappen van verschillende radarsystemen is te vinden in Tabel 3-1. Dit overzicht maakt duidelijk dat de meeste radarsystemen “onbetaalbaar” zijn.

**Tabel 3-1: Vergelijking van verschillende radar typen wat betreft het vermogen, de afstand resolutie, de kosten, het bereik en de mogelijkheid om vogels te detecteren.**

	Low-powered navigatie radar	High-powered navigatie radar	Doppler radar	Doelzoek radar
Type	X-band; scheepsradar	S-band; luchtverkeersleiding	Meteoradars; verkeersradars	Militaire toepassingen
Vermogen	10 – 25 kW	1000 kW	300 kW	160-200 kW
Afstand resolutie	Ca. 7,5 m	30 m	100den meters (kan beter)	Ca. 7,5 m
Kosten	Tienduizenden euro's	10-20 miljoen euro	1-2 miljoen euro	Enkele miljoenen euro's
Bereik	8 km	100-240 km		
Detectie vogels	Ook detectie insecten	Koppeling met ROBIN	Snelheid en vleugelslagfrequentie individuele vogels: herkenning tot op groepsniveau	Volgen een voegecho met info over hoogte, snelheid en vliegrichting; herkenning tot groepsniveau

Naast het kostenaspect is het kwantificeren van vogelbewegingen met radar duidelijk geen sinecure. Er zijn tal van methodologische problemen waar volgens Schmaljohann *et al.* (2008) in veel studies onvoldoende aandacht aan wordt besteed. Deze auteurs laten het niet bij kritiek, maar geven ook een uitgebreide methodologische handleiding, die, indien opgevolgd, wel tot betrouwbare kwantificering van vogelbewegingen leidt.

In het ideale geval worden radarbeelden automatisch geïnterpreteerd. Visueel bestuderen van radarbeelden is altijd mogelijk, maar natuurlijk erg arbeidsintensief. Door TNO is het ROBIN (afkorting van Radar Observation of Bird INTensity) systeem ontwikkeld, dat in staat is uit de radarbeelden de bewegingen van vogels en vogelgroepen te extraheren (Figuur 3-2). Dit systeem werkt nu op de radar van de luchtverkeersleiding van de luchtmacht, die een groot deel van Nederland bestrijkt. Dat betekent dat laagvliegende vogels op enige afstand van de radar gemist zullen worden, als gevolg van de bolling van de aarde.



**Figuur 3-2: Visualisatie van de werking van het ROBIN systeem. (1) Het “ruwe” radarbeeld waarop “ground clutter” (reflectie van objecten op de grond), regen, vliegtuigen en vogels te zien zijn. (2) Het met ROBIN bewerkte ruwe beeld, waarop nu in rood de “tracks” van de vogels zijn aangegeven. (3) Een vector plot van de vliegrichting van de vogels. Overgenomen van de website van TNO: [www.tno.nl](http://www.tno.nl).**

De meeste vliegbewegingen tussen hvp en laagwaterfoerageergebied zijn meestal op geringe hoogte. TNO is vergevorderd met de ontwikkeling van een kleinere en lichte radar in combinatie met het ROBIN systeem, het zogenaamde ROBIN-Lite systeem. Dit systeem lijkt bij uitstek geschikt om in het waddengebied te worden ingezet. Het systeem combineert een horizontale met een verticale radar, zodat het mogelijk is de door Schmaljohann *et al.* (2008) gesignaleerde methodologische problemen op te lossen. Het systeem zal ook worden ingezet bij een onderzoek in het kader van het Nationaal Programma Zee- en Kustonderzoek van NWO naar de continu veranderende verspreiding van wadvogels over het foerageergebied (zie hoofdstuk 4). Dat project zal ons veel



inzicht verschaffen over de bruikbaarheid van radar om vluchtbewegingen van wadvogels tussen hvp en laagwaterfoerageergebied te registreren.

### 3.3.3 Kleurringen en afleesprogramma's

Door het aanbrengen van kleurringen is het mogelijk vogels individueel herkenbaar te maken (Figuur 3-3). In het veld kan dan door waarnemers worden vastgesteld waar de vogels overtijnen en waar ze naar voedsel zoeken. Dat kan alleen overdag, want 's nachts kunnen de ringen niet worden afgelezen. Wadvogels zijn ook 's nachts actief en als ze zich dan totaal anders gedragen dan overdag, zoals vastgesteld voor Goudplevieren en Kieviten in het binnenland (Gillings *et al.* 2005), dan levert deze methode dus een selectief beeld van de relatie tussen hvp en foerageergebied.



**Figuur 3-3: Een met kleurringen individueel gemerkte Scholekster op Schiermonnikoog. De vogel draagt rechtsboven een stalen ring met een uniek nummer van het Vogeltrekstation om te zorgen dat vangst of doodvondst van deze vogel tot een terugmelding leidt. De vogel draagt linksboven een witte kleurring en linksonder een grote groene ring met een dikke witte band bovenaan en een dikke witte band halverwege de ring. Foto Koos Dansen.**

In de Nederlandse Waddenzee worden op dit moment de volgende vogelsoorten met kleurringen bestudeerd: Zilvermeeuw, Kleine Mantelmeeuw, Kanoet, Rosse Grutto, Scholekster, Rotgans, Brandgans, Lepelaar, Aalscholver, Visdief en Drieteenstrandloper. Volgens de nulrapportage zijn Kanoet, Brandgans, Lepelaar, Aalscholver en Drieteenstrandloper om een aantal redenen minder geschikt om een rol te spelen in de monitoring van de mogelijke effecten van nieuwe gaswinning op vogels wanneer die monitoring plaatsvindt op basis van de door SOVON gecoördineerde watervogeltellingen (Ens *et al.* 2008b). Verder is het zo dat Kleine Mantelmeeuw en Visdief al bij voorbaat afvielen omdat de droogvallende wadplaten of kwelders voor deze soorten geen

belangrijk voedselgebied vormen (Ens *et al.* 2008b). Blijven over de Zilvermeeuw, Rotgans, Scholekster en Rosse Grutto. Van deze vier soorten foerageert de Rotgans op de kwelder en in de polder en in veel mindere mate (voornamelijk najaar) op het droogvallende wad. Van de tientallen soorten die in de nulrapportage worden onderzocht en die mogelijk een rol kunnen spelen in monitoring "met de hand aan de kraan" zijn er dus maar drie (Zilvermeeuw, Scholekster en Rosse Grutto) waarbij een kleurringprogramma loopt.

De volgende vraag die wij ons moeten stellen is of deze kleurringprogramma's ons inderdaad de informatie levert waar wij naar op zoek zijn, d.w.z. het verband tussen hvp en laagwaterfoerageergebieden. Kees Camphuysen heeft een vergelijking gemaakt tussen de zichtwaarnemingen van gekleurmerkte Zilvermeeuwen en de plaatsen met GPS-posities van met een satellietzender uitgeruste Zilvermeeuwen (Ens *et al.* 2008a). Op grond van de GPS-posities blijkt dat de droogvallende wadplaten een zeer belangrijk foerageergebied voor de Zilvermeeuwen vormen, maar er komen zo goed als geen aflezingen binnen van die platen. De Zilvermeeuwen worden afgelezen in steden, op vuilnisbelten, op het strand en in de weilanden. Waarnemers die Zilvermeeuwen aflezen bezoeken dus nauwelijks de droogvallende wadplaten. Hetzelfde geldt voor Scholeksters en Rosse Grutto's. Ook die worden vooral afgelezen op het land of in de buurt van de hvp. De belangrijkste reden daarvoor is dat de vogels op de wadplaten erg verspreid zijn en dus grote gebieden afgezocht moeten worden om een paar gemerkte vogels te vinden. Wanneer het doel is om zoveel mogelijk gemerkte dieren af te lezen, dan is het veel efficiënter om plaatsen te bezoeken waar grote aantallen dieren in korte tijd kunnen worden afgelezen.

Dit waarneemprobleem kan niet worden opgelost door vrijwilligers te vragen massaal tijdens laagwater over de wadplaten te gaan lopen op zoek naar individueel gemerkte wadvogels. Ten eerste brengt dat veel te veel gevaar voor die vrijwilligers met zich mee. Ten tweede is een dergelijk programma vanwege het lage rendement niet interessant voor vrijwilligers. Massale inzet van professionals is een optie, maar uitermate kostbaar.

### **3.3.4 Radio zenders en automatische ontvangstations**

Radiozenders zijn tegenwoordig zo licht van gewicht (0,2 g) dat zelfs insecten ermee kunnen worden uitgerust (Naef-Daenzer *et al.* 2005). Dat betekent dat deze techniek toepasbaar is op alle vogelsoorten die in de Waddenzee voorkomen. De zender kan geïmplanteerd worden, via een "harnas" worden bevestigd (Exo *et al.* 1996), of op het dier worden geplakt, bijv. op een staartveer. Omdat de zenders hun energievoorziening uit een batterij krijgen hebben ze een beperkte levensduur. Om die reden heeft een niet-permanente bevestiging van de zender de voorkeur. De zenders zijn relatief goedkoop, zodat grote aantallen dieren ermee kunnen worden uitgerust. Die dieren moeten natuurlijk wel eerst gevangen worden en dat is arbeidsintensief. Het grootste probleem zit echter in het opsporen van de gezenderde dieren.

De meest toegepaste methode is dat waarnemers met een ontvanger en antenne door het veld lopen. Dat wordt voor een gebied als de Waddenzee zeer arbeidsintensief en leidt er al snel toe dat moeilijk toegankelijke gebieden niet bezocht worden, zodat het lijkt alsof

de vogels daar ook nooit komen. Een oplossing voor dat probleem is om gezenderde vogels op te sporen door met een vliegtuig met ontvanger over het gebied te vliegen (Bishop *et al.* 2004). Dat is weer zeer kostbaar. De meest effectieve methode is om op een groot aantal plaatsen automatische ontvangstations te zetten die “continu” de aan- of afwezigheid van gezenderde individuen registreren. Deze techniek is met succes toegepast op Kanoeten in de westelijke Waddenzee (van Gils 2004). In dat onderzoek wordt gemeld dat gezenderde Kanoeten door de automatische ontvangstations geregistreerd werden binnen een afstand van 4-8 km. Vergelijkbaar onderzoek op de Banc d’Arguin meldt echter een afstand van slechts 1 km (Leyrer *et al.* 2006). In beide gevallen zijn heel veel ontvangstations nodig om een Waddenzee-dekkend meetnet te krijgen.

### 3.3.5 Zenders met GPS

Een elegante oplossing voor het aardse probleem met ontvangstations is de zenders hun signaal naar de satelliet te laten zenden. Dankzij het Doppler effect kunnen die satellieten ook een berekening maken van de locatie van de zender op aarde (CLS 2008). Die plaatsbepaling is echter erg grof en de nauwkeurigheid is vaak in de orde van grootte van tientallen kilometers (Britten *et al.* 1999). Dat is voldoende om de migratiepatronen te onderzoeken voor soorten die tochten van duizenden kilometers maken, maar het is onvoldoende om een idee te krijgen over de vluchten tussen hvp en laagwaterfoerageergebied.

Sinds kort zijn er ook zenders met een ingebouwde GPS waardoor een zeer nauwkeurige plaatsbepaling mogelijk is; de fout is vaak minder dan 10 m. De GPS-posities worden opgeslagen en eens in de zoveel tijd naar de satelliet gestuurd. Een extra voordeel van deze GPS-PTT's is dat ze hun energie uit een klein zonnepaneeltje op de zender halen en een levensduur van een aantal jaren hebben (volgens de fabrikant Microwave 3 jaar om precies te zijn). De zender kan met een tuigje worden aangebracht dat helemaal onder de veren van de vogel verborgen raakt (Figuur 3-4). De vogels lijken geen grote hinder te ondervinden van de tuigjes. In de zomer is het mogelijk om 10 posities op een dag te krijgen en dat is meer dan genoeg om een goed beeld te krijgen van het verband tussen foerageergebied en de plaats waar de vogels met hoogwater rusten. In Figuur 3-5 is die rustplaats geen hvp, maar het nest, maar dat is in dit verband geen essentieel verschil.



**Figuur 3-4: Zilvermeeuw MAFH met GPS-PTT zittend gefotografeerd door Pieter van Veelen (links) en vliend gefotografeerd door Peter Tibax (rechts).**



**Figuur 3-5: Locaties van een op de Vliehors broedende Zilvermeeuw uitgerust met een GPS-PTT in de periode 1 juni 2007 t/m 15 juli 2007. Data ESA FlySafe project.**



**Figuur 3-6:** Locaties bepaald voor een op de kwelder van Schiermonnikoog broedende Scholekster die is voorzien van een door de UvA ontwikkelde GPS-zender (zie tekst) in de periode 22 augustus t/m 28 september 2008. Het betrof een zogenaamde “hokker” met een territorium op de rand van de kwelder (Ens 1994). Hoewel het broedseizoen voorbij was foerageerde het dier nog regelmatig in zijn territorium op het wad en maakte van daaruit uitstapjes ver het wad op. Met hoogwater verbleef het dier meestal op een hvp aan de monding van de eerste slenk, maar het dier verbleef ook op hvp’s ten oosten van de tweede slenk, bij de oude pier en op de westpunt. Stippen zijn donker gekleurd als het dier zich snel bewoog, c.q. vloog. Data: Kees Oosterbeek, Bruno Ens & Willem Bouten.

Ondanks alle voordelen zijn aan grootschalige inzet van GPS-PTT’s wel een aantal nadelen verbonden:

1. De kleinste zenders die op dit moment commercieel verkrijgbaar zijn wegen 22 g en daarbij komt dan nog het gewicht van het tuigje. Dat betekent dat de zenders geschikt zijn voor de grote meeuwen en ganzen, maar niet voor de steltlopers. Het gros van de vogels die op de droogvallende platen naar voedsel zoeken kan dus niet worden uitgerust met dit type zenders;
2. In de wintermaanden is er in Nederland te weinig zonlicht om de batterijen voldoende op te laden met de zonnepanelen (Ens *et al.* 2008a);
4. Als de zender eenmaal is ingeschakeld en op de vogel is bevestigd is het niet meer mogelijk de frequentie van peilen en posities melden aan te passen;
5. De zenders zijn uitermate kostbaar (4000 euro per stuk) en daarnaast moeten aanzienlijke bedragen worden neergeteld voor de service van de Argos satellieten

die het signaal van de zenders opvangen en weer doorsturen naar een vast station op aarde.

Een deel van deze problemen is opgelost met de ontwikkeling door de UvA van een nieuw type GPS zender. Een prototype is in 2008 met succes getest op Scholeksters op Schiermonnikoog (Figuur 3-6). Belangrijke kenmerken van deze zenders zijn:

1. Met 14 g zijn ze beduidend lichter dan de commercieel beschikbare GPS-PTT's en kunnen daardoor worden ingezet voor onderzoek aan de grotere steltlopers, zoals Scholeksters en Wulpen (voor Kanoeten zijn de zenders nog te zwaar).
2. De zenders sturen hun informatie niet naar de satelliet, maar communiceren via draadloos internet met een ontvangststation. Daarvoor is niet zoveel energie nodig en als gevolg daarvan kunnen veel grotere aantallen posities bepaald worden (tot wel 1000 per dag), zodat het foerageergebied heel precies bestudeerd kan worden. Hoe goed de zenders het 's winters doen is een punt van onderzoek.
3. Draadloos internet wordt niet alleen gebruikt om de gegevens uit te lezen, maar kan ook worden gebruikt om de instellingen van de zender te veranderen. Als er een donkere periode aankomt, dan kan de zender worden ingesteld op minder registraties per dag om de batterij te sparen.
4. Hoe duur de zenders precies gaan worden is nog niet bekend, maar zeker is dat de prijs aanzienlijk lager zal uitvallen dan de prijs voor de commercieel beschikbare GPS-PTT's. Daarnaast zijn er alleen eenmalige kosten voor een ontvangststation, maar niet voor het doorsturen van de gegevens zoals bij de Argos satellieten.

Een potentieel nadeel van de UvA zenders is dat de vogels dicht genoeg bij het ontvangststation moeten komen om de zenders te kunnen uitlezen. Echter, de zenders kunnen een enorme hoeveelheid data voor onbeperkte tijd opslaan.

### **3.4 Alternatieve statistische benaderingen (WADISTID)**

Een andere manier om het probleem te benaderen is de vraag te stellen of met een beperkt aantal tellingen van laagwaterfoeragegebieden en een simpel model een betrouwbare schatting te maken is voor elke hoogwatervluchtplaats welk deel van de vogels naar een bepaald laagwaterfoeragegebied vertrekt. Het model zou ook moeten aangeven hoeveel tellingen nodig zijn om tot een betrouwbare schatting te komen.

Het is gelukt een aanzet voor een dergelijk model te ontwikkelen en het model heeft als naam WADISTID gekregen, een afkorting van "*WA*der *DI*Stribution under influence of *TIDE*". In appendix A van dit rapport wordt het model uitgebreid beschreven. Hier zullen we proberen op korte en bondige wijze uit te leggen hoe het model in elkaar zit, hoe het werkt en wat de meest voor de hand liggende volgende stap is in dit ontwikkelingsproces.

Het model moet worden gevoed met de volgende informatie:

1. De ligging en geometrie van de hoogwatertelgebieden;
2. De ligging en geometrie van de laagwatertelgebieden;
3. De beschikbare tellingen voor de verschillende hoogwatertelgebieden (ontbrekende tellingen zijn geen probleem);
4. De beschikbare tellingen voor de verschillende laagwatertelgebieden (ontbrekende tellingen zijn geen probleem, inclusief de mogelijkheid dat geen enkel laagwatertelgebied ooit geteld is);
5. Het voedselaanbod in de verschillende laagwatertelgebieden;
6. De gemiddelde afstand tussen elk van de hoogwatertelgebieden en laagwatertelgebieden. Deze afstanden zijn eenvoudig te berekenen door de informatie uit (1) en (2) te combineren;
7. Een parameter die de voedselbehoefte per vogel specificceert;
8. Een parameter die de trade-off tussen afstand en voedselaanbod specificceert.

Om het model te kunnen laten lopen zijn er ook nog schattingen nodig voor drie zogenaamde regularisatie parameters. Dit zijn een soort “afregelknoppen” waarvan de best passende waarden specifiek zijn voor elke studie en via optimalisatie gevonden moeten worden. Het gaat om:

1. Een parameter die verband houdt met de ruimtelijke autocorrelatie (vogels van hoogwatertelgebieden die dicht bij elkaar liggen moeten zich op een vergelijkbare manier over de laagwatertelgebieden verdelen);
2. Een parameter die verband houdt met hoe aantrekkelijk het is om naar een plek met veel voedsel te gaan;
3. Een parameter die verband houdt met het effect van afstand. Hoe verder een laagwatertelgebied verwijderd is van een hoogwatertelgebied, hoe lager de aantrekkelijkheid.

De eerste stap is het model te gebruiken om voor bepaalde parameterwaarden datasets te genereren en dan data weg te laten (met name laagwatertellingen) om na te gaan hoe goed de verspreiding tijdens laagwater vanuit de hoogwatertellingen geschat kan worden, afhankelijk van het aantal ontbrekende gegevens. Het model blijkt hiervoor geschikt en functioneert goed.

De volgende stap is het model te voeden met daadwerkelijke gegevens over een onderzoeksgebied en daadwerkelijk uitgevoerde tellingen in dat gebied. Die stap is nog niet gezet. Zonder daadwerkelijk uitproberen is het helaas niet mogelijk om op voorhand te bepalen hoeveel werk het zetten van die stap is.

### 3.5 Conclusies

Op basis van het onderzoek in dit hoofdstuk over de relatie tussen hoogwatervluchtplaatsen en laagwaterfoerageergebieden worden de volgende conclusies getrokken:

1. Op basis van bestaande kennis in de grijze literatuur en bij lokale telgroepen kan de door Ens *et al.* (2008b) gehanteerde classificatie van hoogwatertelgebieden niet wezenlijk verbeterd kan worden.
2. Er zijn in principe veel methodes beschikbaar om meer kennis te vergaren over de relatie tussen hoogwatertelgebieden en laagwateroerageergebieden. Niet alle methodes zijn echter even geschikt, maar in alle gevallen zal heel veel geld nodig zijn. Dat is een gevolg van het feit dat de methoden erg arbeidsintensief zijn en/of inzet van dure technologie vereisen.
3. Een alternatieve benadering lijkt mogelijk. Hiervoor is een statistisch model ontwikkeld (WADISTID – afkorting van WAder DIStribution under influence of TIDe) dat het mogelijk maakt een kosten-baten analyse uit te voeren van verschillende varianten van een monitoring programma dat is gebaseerd op de huidige watervogeltellingen, aangevuld met laagwatertellingen op basis waarvan de relatie tussen hyp's en laagwaterfoerageergebieden wordt geschat. De software om het model te draaien is ontwikkeld en getest, maar om het model toe te kunnen passen op een specifieke wadvogelsoort in de Waddenzee zullen er eerst nog de nodige parameters geschat moeten worden. Het is op dit moment niet goed in te schatten hoeveel werk daarvoor nodig is.



## **4 Verspreiding tijdens laagwater**

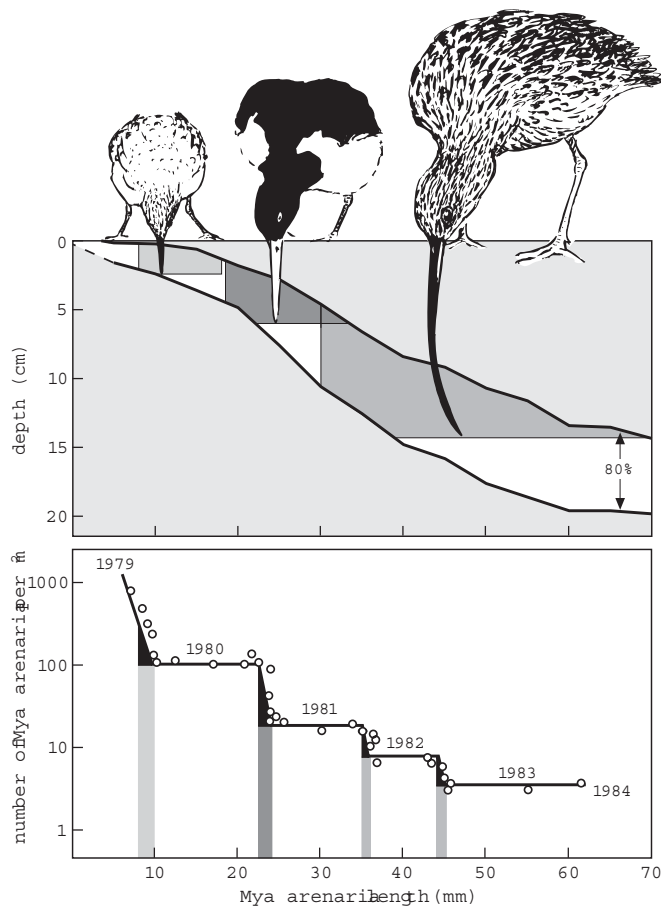
### **4.1 Inleiding**

In dit hoofdstuk staat de vraag centraal hoe de laagwatersverspreiding van wadvogels gemeten kan worden. Een meting van de laagwatersverspreiding zou kunnen dienen als invoer van WADISTID (zie vorige hoofdstuk) om tot een betere schatting te komen van de relatie tussen hvp en laagwaterfoerageergebieden, maar in principe zou overwogen kunnen worden om een apart programma van laagwatertellingen op te zetten.

Het hoofdstuk begint met een korte beschrijving van onze kennis over de foerageerverspreiding van wadvogels. Vervolgens worden de verschillende methoden onder de loep genomen die gebruikt kunnen worden om de laagwatersverspreiding te meten. Het hoofdstuk eindigt met een statistische analyse van de meest uitgebreide gegevens reeks van laagwatertellingen om inzicht te krijgen in de vraag hoe een statistisch verantwoord meetprogramma van laagwatertellingen eruit zou moeten zien.

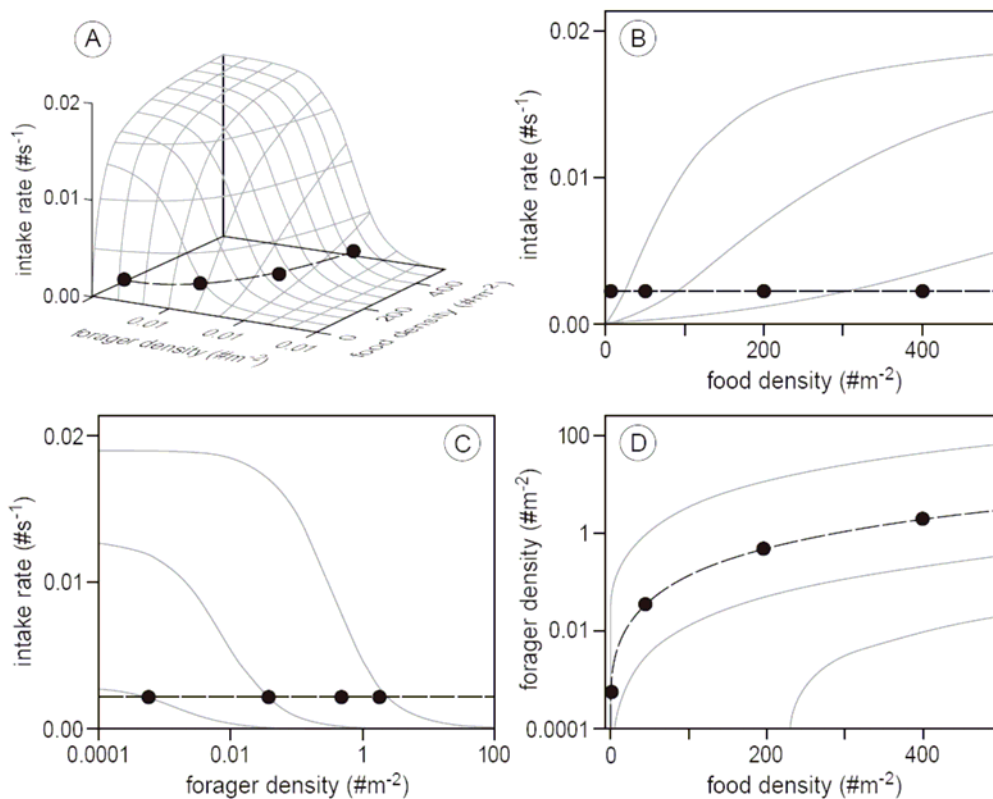
### **4.2 Foerageerverspreiding van wadvogels**

Het ligt voor de hand dat de aantrekkelijkheid van een gebied voor wadvogels vooral afhangt van de snelheid waarmee voedsel vergaard kan worden. Er zijn vele studies die bewijzen dat dit inderdaad het geval is (Goss-Custard 1985). De snelheid waarmee naar voedsel gezocht kan worden zal primair afhangen van wat door Zwarts het "oogstbare voedselaanbod" wordt genoemd (Zwarts & Blomert 1992; Zwarts *et al.* 1992). Het blijkt dat heel veel factoren de oogstbaarheid van het voedsel voor wadvogels bepalen. Niet alleen de prooidichtheid is van belang, maar ook de prooigrootte, de energie-inhoud, de verteerbaarheid, de schelpdikte, de ingraafdiepte and het gedrag aan het wadoppervlak. Dat betekent dat het niet eenvoudig is om voor een willekeurige wadvogelsoort te bepalen hoeveel voedsel er is. Kanoeten eten de 0-jarige Strandgapers, Scholeksters de 1- en 2-jarige, en Wulpen de oudere exemplaren zolang deze niet te diep zijn ingegraven (Figuur 4-1). Simpelweg meten van de dichtheid Strandgapers of de hoeveelheid biomassa zal geen goed beeld leveren van het oogstbare voedselaanbod.



**Figuur 4-1: De prooikeuze van Kanoet, Scholekster en Wulp overlapt vrijwel niet als de dieren Strandgapers eten (*Mya arenaria*). In het bovenste plaatje is de diepteverspreiding van de Strandgapers afhankelijk van de grootte weergegeven en welk deel de verschillende vogelsoorten daarvan kunnen eten. In het onderste plaatje is de dichtheid en de groei van een cohort Strandgapers weergegeven dat zijn leven begon in de zomer van 1979. Naar Van de Kam *et al.* 2004.**

Als in een gebied de opnamesnelheid hoog is dan kan de dichtheid foeragerende soortgenoten zo hoog oplopen dat er interferentie optreedt, d.w.z. dat de dieren last van elkaar krijgen tijdens het foerageren (Goss-Custard 1980; Zwarts & Drent 1981; Sutherland & Koene 1982; Ens & Goss-Custard 1984). Dat zal de dichtheid foeragerende vogels weer beperken. Vrijwel alle mechanistische modellen over de verspreiding van wadvogels zijn gebaseerd op het idee dat het (oogstbare) voedselaanbod een positief effect heeft op de opnamesnelheid en de dichtheid soortgenoten via interferentie een negatief effect en dat de vogels proberen hun opnamesnelheid te maximaliseren. Het eindresultaat is de zogenaamde ideale vrije verdeling (Fretwell & Lucas, Jr. 1970; Sutherland 1983), zie Figuur 4-2.



**Figuur 4-2:** (a) Grafische weergave van de zogenaamde gegeneraliseerde functionele respons, het verband tussen de opnamesnelheid van voedsel enerzijds en de dichtheid soortgenoten en anderzijds het voedselaanbod. De gegeneraliseerde functionele respons is opgebouwd uit (b) de functionele respons die het verband weergeeft tussen de opnamesnelheid van voedsel en het voedselaanbod (naarmate de lijnen lager liggen hebben de vogels meer last van interferentie) en (c) interferentie, d.w.z. de afname in opnamesnelheid van voedsel bij een toenemende dichtheid van concurrerende soortgenoten (naarmate de lijnen lager liggen is er minder voedsel). Onder de aanname dat er sprake is van een ideale vrije verdeling (Fretwell & Lucas, Jr. 1970) waarbij de vogels overal dezelfde opnamesnelheid hebben, kan (d) het verband tussen de dichtheid foeragerende vogels en het voedselaanbod voorspeld worden (als er meer vogels in het onderzoeksgebied komen, komen de lijnen hoger te liggen). Naar Vahl 2007.

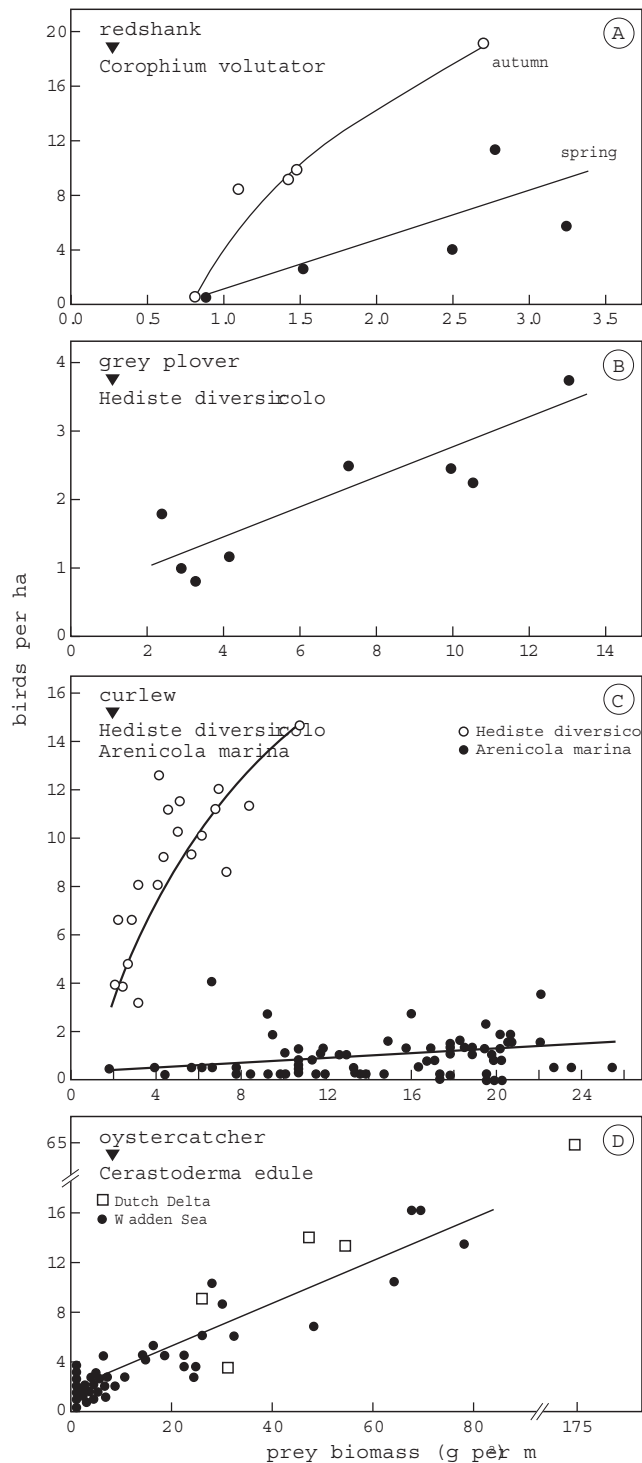
Het verband tussen de dichtheid foeragerende vogels en het prooiaanbod wordt ook wel aangeduid als de numerieke respons. De precieze vorm van die numerieke respons hangt sterk af van de vorm van de onderliggende gegeneraliseerde functionele respons (van der Meer & Ens 1997). De vorm van die onderliggende gegeneraliseerde functionele respons is een belangrijk punt van wetenschappelijke discussie en onderzoek (Vahl 2007).

Recentelijk wordt het ook steeds duidelijker dat de beslissing van de wadvogels om ergens te gaan foerageren ook kan afhangen van het risico om zelf als prooi te eindigen (Cresswell & Whitfield 1994; Whitfield 2003; Cresswell 1994; Hilton *et al.* 1999; Lank & Ydenberg 2003; Ydenberg *et al.* 2004; van den Hout *et al.* 2007).

Het voorgaande speelt al op een relatief kleine ruimteschaal. Als we over een veel grotere ruimteschaal gaan kijken speelt ook het klimaat en met name de strengheid van de winter een rol. Winterstrengheid bepaalt namelijk zowel het energieverbruik van de vogels als de beschikbaarheid van het voedsel (Goss-Custard *et al.* 1996; Wiersma & Piersma 1994). Nu het klimaat warmer wordt en de winters minder streng zijn er aanwijzingen dat wadvogels hun overwinteringsgebied in Engeland (Austin & Rehfisch 2005) en Europa (Maclean *et al.* 2008) steeds meer in oostelijke richting verschuiven, waar het vroeger te koud was.

Ondanks al deze complicaties zijn er veel studies die voor een bepaalde wadvogelsoort een positief verband hebben aangetoond tussen het aanbod van geprefereerd voedsel en de dichtheid van die soort op ruimteschalen variërend van tientallen vierkante kilometers tot honderden vierkante meters (Goss-Custard 1970; Bryant 1979; Zwarts 1981; Hicklin & Smith 1984; Meire 1993; Yates *et al.* 1993; Kalejta & Hockey 1994; van de Kam *et al.* 2004). Een paar voorbeelden zijn weergegeven in Figuur 4-3.

Omdat het meten van het oogstbare voedselaanbod een zeer tijdrovende en kostbare bezigheid is zijn er ook de nodige studies die geprobeerd hebben om de verspreiding van de wadvogels te correleren met abiotische factoren als hoogteligging van het wad en slijkigheid. Sommige studies melden daarbij succes (Yates *et al.* 1993; Brinkman & Ens 1998; Granadeiro *et al.* 2004). Andere studies suggereren dat het verklarend vermogen van abiotische variabelen nogal tegenvalt (Ens *et al.* 2005). Dat is ook de conclusie van de analyse van de laagwatertellingen langs de Friese kust in dit rapport; zie paragraaf 4.4.



**Figuur 4-3:** Het verband tussen de dichtheid foeragerende vogels en het voedselaanbod voor (a) Tureluurs die Slijkgarnalen (*Corophium volutator*) zoeken in herfst en voorjaar, (b) Zilverplevieren die Zeeduizendpoten (*Hediste diversicolor*) zoeken, (c) Wulpen die Wadpieren (*Arenicola marina*) en Zeeduizendpoten (*Hediste diversicolor*) zoeken en (d) Scholeksters die Kokkels (*Cerastoderma edule*) zoeken in de Waddenzee en de Nederlandse Delta. Naar Van de Kam *et al.* 2004.

### **4.3 Methoden om foerageerverspreiding te meten**

#### **4.3.1 Tellen vanuit een vliegtuig**

Vanuit een vliegtuig kunnen grote gebieden in relatief korte tijd worden bezocht en kunnen ook moeilijk toegankelijke gebieden zonder gevaar voor eigen leven geteld worden. Vliegtuigtellingen worden in de Nederlandse Waddenzee toegepast om zehonden en eenden te tellen (de Jong *et al.* 2005; Arts & Berrevoets 2007). Vooral grote dieren zijn goed te tellen vanuit een vliegtuig. In de Deense Waddenzee worden ook wadvogels geteld vanuit een vliegtuig en men heeft daar uitgebreid onderzoek gedaan naar de betrouwbaarheid van die tellingen door de resultaten van vliegtuigtellingen te vergelijken met tellingen vanaf de grond op hetzelfde moment (Laursen *et al.* 2008). De tellingen vonden plaats tijdens hoogwater als de vogels in grote groepen op de hvp zitten. Een deel van de soorten werd gemist vanuit het vliegtuig. Dit betrof meestal de kleinere soorten die in lage aantallen voorkwamen, of gemengd met andere soorten. In het algemeen gold dat een kleiner deel van de vogels vanuit de lucht werd geteld naarmate de vogels in lagere dichtheden voorkwamen. Aangezien tijdens laagwater de vogels nog veel meer verspreid voorkomen dan tijdens hoogwater is dit probleem bij een laagwatertelling nog aanzienlijk groter dan tijdens een hoogwatertelling. Grote opvallend gekleurde vogels zoals meeuwen en Scholeksters zijn misschien nog wel tijdens laagwater te tellen vanuit een vliegtuig, maar voor kleine grijsbruine vogeltjes zoals Bonte Strandlopers lijkt de kans uitermate klein dat een betrouwbare telling mogelijk is. Daar komt bij dat laagvliegende vliegtuigen bijzonder veel verstoring onder de vogels veroorzaken.

#### **4.3.2 Tellen van plots vanuit een vaste observatiepost**

Tellen vanuit een observatiepost die betrokken wordt voordat het wad droogvalt en die verlaten wordt nadat het wad is ondergelopen levert hele nauwkeurige tellingen op als op het wad tegelijkertijd onderzoeksvakken zijn uitgezet. De observatiepost kan een auto zijn (zie paragraaf 4.4), maar slechts een heel beperkt deel van het wad is vanuit een auto te tellen. De observatiepost kan ook een boot zijn. Als de boot niet mag droogvallen is alleen het wad langs geulranden op die manier te tellen. Als de boot wel mag droogvallen kan in principe overal geteld worden, zoals bij onderzoek in de Westerschelde (Ens *et al.* 2005). Om met een boot met bemanning elke keer naar een onderzoeksplek te varen is een kostbare zaak. Daarom is in veel onderzoek gebruik gemaakt van wadhutten die op het wad zijn geplaatst (Ens & Zwarts 1980b; Ens & Goss-Custard 1984; Zwarts *et al.* 1990; Ens *et al.* 1990; Zwarts *et al.* 1996b). Het probleem met een dergelijke aanpak is dat het gebied dat kan worden overzien beperkt is. Om een groot gebied te tellen zouden er op heel veel plekken wadhutten moeten staan. Ook zijn heel veel waarnemers nodig. Dat is precies de reden dat wadvogels niet met laagwater, maar met hoogwater geteld worden, als ze langs de randen van de Waddenzee geconcentreerd zijn.

#### **4.3.3 Door lopende waarnemer tellen van in het veld herkenbare geografische eenheden of vakken**

Om niet gebonden te zijn aan een beperkt aantal vaste locaties kunnen waarnemers ook over het wad lopen. Dat leidt altijd tot verstoring van de wadvogels in de directe omgeving van de waarnemer (Zegers 1973; Smit & Visser 1993; Spaans *et al.* 1996; Stillman & Goss-Custard 2002). Een oplossing is om zodanig grote gebieden te tellen dat de verstoring zich binnen het telgebied afspeelt. Omdat de verstoringssafstand van de schuwere wadvogelsoorten een paar honderd meter is (Smit & Visser 1993; Spaans *et al.* 1996), lijken kilometerhokken het minimum. Wanneer gebruik wordt gemaakt van natuurlijke grenzen, zoals slenkjes, zijn de telvakken vaak automatisch erg groot (Zwarts 1988; van Kleunen 1999; de Boer *et al.* 2002; Musgrove *et al.* 2003). Het gevolg daarvan is weer dat de telgebieden erg heterogeen zijn wat betreft abiotische en biotische variabelen (zoals de dichtheid bodemdieren). Dat heeft weer tot gevolg dat het erg moeilijk is om een relatie te leggen tussen de abiotische en biotische variabelen enerzijds en de vogeldichtheid anderzijds.

In Engeland heeft de BTO een programma voor vrijwilligers gestart die soms een paar keer per jaar een laagwatertelling uitvoeren in herkenbare geografische eenheden binnen een estuarium (Musgrove *et al.* 2003). De reden dat dit kan is omdat in Engeland heel veel kleine door wegen omgeven estuaria zijn, die vanaf de weg kunnen worden geteld. De grote wadgebieden waar geulen overgestoken moeten worden om bij de centrale wadplaten te komen vallen buiten dit programma omdat het te gevaarlijk is om vrijwilligers te vragen daar te gaan tellen (Musgrove pers. med.). Er is binnen SOVON onderzocht of een vergelijkbaar programma gestart zou kunnen worden voor vrijwilligers, maar uiteindelijk is besloten om dat niet te doen. Het grote verschil met Engeland is dat de Nederlandse Waddenzee merendeels niet makkelijk toegankelijk is. Slechts een heel klein deel kan zonder gevaar vanaf de kant worden geteld.

#### **4.3.4 Intekenen van foeragerende groepen middels GPS en afstandmeter door over het wad lopende waarnemer**

Door Eelke Folmer (pers. med.) is een techniek ontwikkeld waarbij een waarnemer op het wad zijn precieze positie vastlegt met een GPS en heel precies de positie van alle in zijn nabijheid foeragerende wadvogels vastlegt. De directe omgeving van de waarnemer wordt op die manier verstoord, net als dat het geval is met waarnemers die zich lopend over het wad bewegen. Echter, door langdurig stil te staan is dit gebied kleiner dan bij een regelmatig bewegende waarnemer en door het precies intekenen van de foeragerende groepen wordt een heel nauwkeurig beeld van de verspreiding verkregen. Om tot een goede locatie te komen is een afstandmeter nodig (Folmer gebruikt daarvoor een vizier van een geweer) en een kompas. Een groot nadeel van deze methode is dat het erg arbeidsintensief is: er kunnen slechts een paar plekken per tij worden bezocht. De methode werkt ook alleen rond laagwater. Tijdens opkomen en afgaand water verandert de verspreiding te snel om deze methode toe te passen. Ook kan de methode alleen overdag worden toegepast. Het is mogelijk om 's nachts wadvogels te tellen met een nachtkijker (Looijen 1983), maar soorten kunnen alleen op korte afstand herkend worden en het lijkt nauwelijks doenlijk om in het donker tot een goede afstandsmeting en richting te komen. Verder is 's nachts over het wad lopen nog gevaarlijker dan overdag.

### 4.3.5 Inzet camera's

Inzet van camera's kan in principe een groot deel van de hiervoor genoemde problemen oplossen, zeker als die camera's "onbemand" hun gegevens kunnen verzamelen. Er kunnen dan continu en zonder gevaar gegevens worden verzameld, ook bij zeer slechte weeromstandigheden waarbij het niet mogelijk is om vanuit een wadhut waarnemingen te doen en waarbij het al helemaal niet mogelijk is om over het wad lopend gegevens te verzamelen. (Moody *et al.* 1997) heeft met succes een camera ingezet om de verspreiding van Scholeksters op een mosselbank in groot detail te meten. In onderzoek naar de effecten van schietoefeningen op de Razende Bol wordt inzet van camera's voorgesteld, omdat het waarnemers niet is toegestaan tijdens schietoefeningen op de Razende Bol te verblijven (Smit *et al.* 2007). De beschreven vervolgstudie is inmiddels toegekend en de camera, die via het mobiele telefoonnetwerk de beelden doorstuurt, is geplaatst. De camera kan van afstand bestuurd worden wat betreft kijkrichting en mate van inzoomen. De eerste resultaten zijn veelbelovend, maar systematisch onderzoek naar de afstand tot de camera waarop verschillende vogelsoorten overdag en 's nachts herkend kunnen worden moet nog plaatsvinden.

Voor zover ons bekend bestaat er geen software voor beeldherkenning van op het wad foeragerende wadvogels. Wij verwachten ook niet dat dergelijke software snel beschikbaar zal komen. Dat betekent dat de foto's of videobeelden stuk voor stuk door een menselijke waarnemer beoordeeld en gescoord moeten worden. Dat is arbeidsintensief, al is de arbeidstijd per telling waarschijnlijk lager dan voor waarnemers die eerst naar een hut moeten lopen, dan een tijd lang moeten tellen, weer terug moeten lopen, en dan de telling moeten uitwerken en invoeren. Hoeveel beelden uitgewerkt moeten worden en hoeveel tijd dat kost is niet bekend.

Een ander probleem is dat een camera op een vaste opstelling natuurlijk maar een beperkt deel van het wad bestrijkt. Dit probleem is op te lossen door heel veel camera's te plaatsen, maar dat levert ook heel veel werk op en het is daarnaast aannemelijk dat grootschalige inzet van camera's op weerstand van natuurbeschermers zal stuiten. Een mogelijk oplossing bestaat uit het combineren van gegevens verzameld door een beperkt aantal camera's, met radar-gegevens over vliegende vogels en hoogwatertellingen. Of op deze wijze een goed functionerende monitoring kan worden opgezet van de voortdurend in de loop van het tijd en in de loop van het seizoen veranderende verspreiding van de wadvogels over het wad wordt de komende vijf jaar onderzocht op het Balgzand in het kader van het Nationaal Programma voor Zee- en Kustonderzoek van NWO. Het doel is om voor elk vogelsoort een ARMA (*autoregressive moving average*) model op te stellen. Dat zijn dynamische aanpassingen van bekende dichtheidsmodellen van vogels (Shamoun-Baranes *et al.* 2006) en vergelijkbaar met de modellen die zijn toegepast door Gronnevik & Evensen (2001). In elk van de ARMA modellen zullen beperkingen en regels worden ingevoerd op basis van beschikbare kennis over het gedrag van de vogels, de relatie met abiotische variabelen, de relatie met de dichtheid bodemdieren en eventuele menselijke verstoring. Voor elk van de observatietypen (hoogwatertelling, radar, camera observatie tijdens laagwater) zal een vergelijking worden opgesteld om een link te maken met het ARMA model. Met een Ensemble Kalman filter (Evensen 2003;



Evensen 2004) zullen de waarnemingen aan de modellen worden gekoppeld en zal de best mogelijke schatting voor elke spatio-temporele eenheid in het studiegebied worden verkregen, inclusief een schatting van de onzekerheid. Op basis van de modellen zal een zogenaamde “*reanalysis data set*” van het Balgzand gebied worden verkregen, een reconstructie van de voortdurend veranderende verspreiding van elk van de onderzochte wadvogelsoorten.

#### **4.4 Analyse laagwatertellingen Friese kust**

Voor de hierna te presenteren statistische analyse waren laagwatertellingen beschikbaar uit de periode 6 juli 1977 tot 25 oktober 1985. Deze laagwatertellingen zijn verzameld door Leo Swarts en beslaan de verwaarloosde landaanwinningsvakken langs de dijk tussen Paesens-Moddergat en Wierum. In ditzelfde gebied vond ook intensief onderzoek aan Wulpen plaats (Ens & Swarts 1980a; Ens & Swarts 1980b). De vakken werden geteld vanuit een auto die tijdens de telling op de dijk stond en na telling van een vak naar het volgende vak reed. Op die manier werden de op het wad foeragerende vogels niet verstoord. De tellingen werden uitgevoerd rond het moment van laagwater en vonden het hele jaar door plaats. Voor zover bekend is dit de enige dataset in de Waddenzee waar zo lang zo nauwkeurig het aantal tijdens laagwater op het wad foeragerende vogels is geteld.

Naast de tellingen zijn enkele omgevingsvariabelen per telgebied bekend: het minimum en maximum lutum gehalte en de minimum en maximum hoogte boven NAP. Ook het zeeniveau tijdens laagwater op de dag van de telling is beschikbaar als verklarende variabele.

Voor dezelfde periode zijn ook hoogwatertellingen beschikbaar voor gebieden die in de omgeving van de laagwatertelling liggen, namelijk de SOVON watervogelgebieden WG2500, WG2300 en WG3110.

De soorten die zijn weergegeven in Tabel 4-1 zijn in principe geteld. Maar van de soorten in de grijze rijen zijn altijd nul individuen waargenomen, dus deze soorten worden verder niet in de analyses beschouwd.

De analyse vindt plaats op soort-niveau. Eerst wordt een korte samenvatting gegeven van het voorkomen van de soorten. Daarna wordt een korte beschrijving gegeven van de correlatie in ruimte en tijd. Vervolgens wordt gekeken of de aantallen waargenomen per observatie-eenheid verklaard kunnen worden door middel van meervoudige lineaire regressie met de omgevingsvariabelen en de hoogwatertellingen uit de omgeving als verklarende variabelen.

Voor een aantal analyses worden de gegevens per observatie-eenheid geaggregeerd tot de eenheden die langs de dijk liggen (‘land strip’), de eenheden die verder het wad op liggen (‘zee strip’), en ook alle observatie eenheden bij elkaar genomen (‘totaal’).

Een uitgebreide beschrijving van de resultaten is te vinden in Appendix B. In dit hoofdstuk gaan we kort in op de voor deze rapportage belangrijkste conclusies.

**Tabel 4-1: De vogels die zijn geteld gedurende laag water langs een deel van de Friese kust. De soorten waarbij uitsluitend nul individuen zijn geteld, zijn met een grijze balk gemarkeerd.**

<b>Ned. naam</b>	<b>afkorting</b>
Bontbekplevier	BB
Bergeend	BE
Bonte Strandloper	BO
Scholekster	BP
Groenpootruiter	GP
Kanoet	KA
Krombekstrandloper	KB
Kluut	KL
Kokmeeuw	KM
Rosse Grutto	RG
Regenwulp	RW
Stormmeeuw	SM
Steenloper	ST
Tureluur	TU
Wulp	WU
Zilvermeeuw	ZM
Zilverplevier	ZP
Zwarte Ruiter	ZR

#### **4.4.1 Correlatie in ruimte en tijd voor de laagwatersverspreiding**

De ruimtelijke correlatie tussen geobserveerde aantallen is bepaald voor plots onderling, binnen de land en zee-strips (zie Tabel 4-2). De temporele correlatie tussen vogels is bepaald door de land en zee strips te aggregeren en ook voor alle observatie eenheden samen (zie Tabel 4-3).

Zowel de ruimtelijke als temporele autocorrelatie is zeer variabel tussen soorten, en daardoor is er per definitie geen algemeen bruikbare methode te maken voor het modelleren of interpoleren van aantallen, en ook geen optimaal monitoring programma dat voor alle soorten geschikt is. Voor de meerderheid van de vogels is er nog een relatief hoge ruimtelijke correlatie tot een afstand van 8 plots, dus als er over grotere eenheden wordt gemonitord is deze afstand als steekproef interval voldoende om de ruimtelijke structuur vast te leggen.

Als er op kleine ruimtelijke eenheden wordt gemonitord (zoals de land of zee-strips die in deze studie gebruikt zijn), en er dus geïntegreerd wordt over de tijd, dan moet er in ieder geval frequenter gemonitord worden dan eens per 10 dagen (als de soort met de grootste variabiliteit maatgevend is).

**Tabel 4-2: Ruimtelijke correlatie, met lags van 1, 4, 8 en 12 maal de breedte van de observatie plots. De waarden zijn correlaties en tussen haakjes staat de significantie (als de significantie groot is betekent dat de correlatie niet significant verschilt van nul). De cellen met een significantie groter dan 5 zijn grijs.**

	Bergeend	Bonte Strl.	Scholekster	Kanoet	Kokmeeuw	Rosse Grutto	Stormmeeuw	Tureluur	Wulp	Zilvermeeuw	Zilverplevier
land strip											
1 plot	0.41 (0.00)	0.40 (0.00)	0.79 (0.00)	0.21 (0.00)	0.79 (0.00)	0.61 (0.00)	0.81 (0.00)	0.51 (0.00)	0.58 (0.00)	0.56 (0.00)	0.51 (0.00)
4 plots	0.14 (0.00)	0.16 (0.00)	0.47 (0.00)	0.04 (0.08)	0.54 (0.00)	0.33 (0.00)	0.54 (0.00)	0.34 (0.00)	0.39 (0.00)	0.10 (0.00)	0.25 (0.00)
8 plots	0.08 (0.00)	0.03 (0.11)	0.27 (0.00)	0.08 (0.00)	0.34 (0.00)	0.19 (0.00)	0.53 (0.00)	0.26 (0.00)	0.23 (0.00)	0.15 (0.00)	0.15 (0.00)
12 plots	0.12 (0.12)	0.07 (0.07)	0.30 (0.30)	0.23 (0.23)	0.35 (0.35)	0.05 (0.05)	0.32 (0.32)	0.27 (0.27)	0.22 (0.22)	0.06 (0.06)	0.14 (0.14)
zee strip											
1 plot	0.41 (0.00)	0.22 (0.00)	0.75 (0.00)	0.24 (0.00)	0.55 (0.00)	0.64 (0.00)	0.82 (0.00)	0.49 (0.00)	0.71 (0.00)	0.63 (0.00)	0.36 (0.00)
4 plots	0.18 (0.00)	0.16 (0.00)	0.44 (0.00)	-0.00 (0.98)	0.36 (0.00)	0.34 (0.00)	0.51 (0.00)	0.35 (0.00)	0.52 (0.00)	0.27 (0.00)	0.18 (0.00)
8 plots	0.23 (0.00)	0.03 (0.10)	0.25 (0.00)	-0.00 (0.85)	0.27 (0.00)	0.02 (0.32)	0.28 (0.00)	0.25 (0.00)	0.24 (0.00)	0.15 (0.00)	0.06 (0.00)
12 plots	0.14 (0.14)	0.01 (0.01)	0.16 (0.16)	-0.01 (-0.01)	0.21 (0.21)	0.01 (0.01)	0.26 (0.26)	0.14 (0.14)	0.17 (0.17)	-0.01 (-0.01)	0.03 (0.03)
totaal											
1 plot	0.44 (0.00)	0.38 (0.00)	0.82 (0.00)	0.25 (0.00)	0.79 (0.00)	0.64 (0.00)	0.85 (0.00)	0.55 (0.00)	0.64 (0.00)	0.71 (0.00)	0.52 (0.00)
4 plots	0.21 (0.00)	0.23 (0.00)	0.58 (0.00)	0.10 (0.00)	0.57 (0.00)	0.30 (0.00)	0.57 (0.00)	0.39 (0.00)	0.50 (0.00)	0.22 (0.00)	0.28 (0.00)
8 plots	0.33 (0.00)	0.05 (0.03)	0.36 (0.00)	0.09 (0.00)	0.42 (0.00)	0.14 (0.00)	0.57 (0.00)	0.32 (0.00)	0.33 (0.00)	0.19 (0.00)	0.19 (0.00)
12 plots	0.26 (0.26)	0.06 (0.06)	0.36 (0.36)	0.21 (0.21)	0.42 (0.42)	0.04 (0.04)	0.42 (0.42)	0.37 (0.37)	0.35 (0.35)	0.09 (0.09)	0.12 (0.12)

**Tabel 4-3: Temporele autocorrelatie, met lags van 0-10, 10-20, 20-30 en 30-40 dagen. De waarden zijn correlaties en tussen haakjes staat de significantie (als de significantie groot is betekent dat de correlatie niet significant verschilt van nul). De cellen met een significantie groter dan 0.05 zijn grijs.**

	Bergeend	Bonte Strl.	Scholekster	Kanoet	Kokmeeuw	Rosse Grutto	Stormmeeuw	Tureluur	Wulp	Zilvermeeuw	Zilverplevier
land strip											
0-10 days	0.42 (0.01)	0.20 (0.25)	0.78 (0.00)	0.40 (0.02)	0.72 (0.00)	0.04 (0.82)	0.38 (0.02)	0.36 (0.03)	0.49 (0.00)	-0.09 (0.58)	0.18 (0.30)
10-20 days	0.61 (0.00)	0.24 (0.01)	0.72 (0.00)	0.06 (0.55)	0.58 (0.00)	0.16 (0.09)	0.86 (0.00)	0.55 (0.00)	0.52 (0.00)	0.66 (0.00)	0.32 (0.00)
20-30 days	0.65 (0.00)	0.13 (0.22)	0.71 (0.00)	-0.06 (0.59)	0.34 (0.00)	-0.09 (0.39)	0.00 (0.96)	0.25 (0.02)	0.43 (0.00)	0.39 (0.00)	0.09 (0.42)
30-40 days	0.23 (0.03)	0.17 (0.10)	0.72 (0.00)	-0.06 (0.57)	0.24 (0.02)	-0.10 (0.36)	0.32 (0.00)	0.13 (0.23)	0.53 (0.00)	0.59 (0.00)	-0.02 (0.88)
zee strip											
0-10 days	0.44 (0.01)	0.57 (0.00)	0.70 (0.00)	-0.08 (0.65)	0.15 (0.40)	0.14 (0.41)	-0.00 (0.99)	0.18 (0.30)	0.71 (0.00)	-0.05 (0.77)	0.72 (0.00)
10-20 days	0.95 (0.00)	0.16 (0.10)	0.76 (0.00)	0.05 (0.58)	0.56 (0.00)	0.13 (0.18)	0.14 (0.15)	0.18 (0.06)	0.58 (0.00)	0.87 (0.00)	0.13 (0.16)
20-30 days	0.56 (0.00)	0.06 (0.57)	0.63 (0.00)	-0.04 (0.73)	0.44 (0.00)	0.18 (0.09)	-0.02 (0.89)	0.10 (0.32)	0.56 (0.00)	0.75 (0.00)	0.16 (0.13)
30-40 days	0.24 (0.02)	0.05 (0.62)	0.66 (0.00)	-0.05 (0.65)	0.13 (0.21)	-0.04 (0.71)	-0.04 (0.74)	0.03 (0.76)	0.58 (0.00)	0.82 (0.00)	0.03 (0.75)
totaal											
0-10 days	0.64 (0.00)	0.29 (0.09)	0.76 (0.00)	0.34 (0.04)	0.61 (0.00)	0.05 (0.76)	0.12 (0.47)	0.28 (0.10)	0.57 (0.00)	-0.10 (0.54)	0.32 (0.06)
10-20 days	0.86 (0.00)	0.21 (0.03)	0.78 (0.00)	0.04 (0.67)	0.59 (0.00)	0.19 (0.04)	0.82 (0.00)	0.50 (0.00)	0.56 (0.00)	0.82 (0.00)	0.33 (0.00)
20-30 days	0.84 (0.00)	0.13 (0.22)	0.71 (0.00)	-0.06 (0.56)	0.40 (0.00)	-0.06 (0.60)	-0.00 (0.99)	0.26 (0.01)	0.49 (0.00)	0.62 (0.00)	0.16 (0.13)
30-40 days	0.25 (0.02)	0.15 (0.15)	0.76 (0.00)	-0.05 (0.63)	0.24 (0.02)	-0.09 (0.41)	0.26 (0.01)	0.12 (0.25)	0.59 (0.00)	0.74 (0.00)	-0.02 (0.88)

#### **4.4.2 Voorspellen van laagwaterverdeling door middel van meervoudige lineaire regressie**

Er worden wel significante meervoudige lineaire regressie modellen gevonden voor iedere soort. Hierin zijn de seizoenstrend, maximaal kleigehalte en soms hoogte boven NAP de significante verklarende variabelen. De hoogte van het laagste waterniveau wordt nooit geselecteerd als verklarende variabele. Maar de structurele model-fout is zo groot (overschatting bij lage aantallen, onderschatting bij hoge aantallen) dat deze modellen verder niet bruikbaar zijn. Een log-transformatie brengt in de structurele modelfouten geen verbetering.

#### **4.5 Eisen aan een laagwater telprogramma vanuit statistisch oogpunt**

Uit de analyses van de laagwatertellingen langs de Friese kust in de voorgaande paragraaf volgt dat het niet mogelijk is met de beschikbare omgevingsdata een goed lineair model te identificeren. Zonder een adequaat lineair model is het ook niet mogelijk op basis van meettheorie (bijv. Montgomery 1997) een optimaal meetontwerp te definiëren. Dit resultaat is niet uniek voor het probleem in deze studie maar vrij algemeen bij het monitoren van flora en fauna (bijv. Gregoire & Valentine 2004). De effectiviteit van een meetontwerp kan onder deze omstandigheden alleen bepaald worden door ieder van de mogelijke observatie technieken met betrekking tot kosten, en mogelijke steekproefdichtheid in ruimte en tijd te vergelijken.

De dataset die is gebruikt om een mogelijke meting te onderzoeken laat zien dat er veel variatie is tussen vogels en dat, gegeven de ruimtelijke eenheden die beschikbaar zijn (land-strip en zee-strip) er een hoge meetfrequentie nodig is (vaker dan eens per 10 dagen) of een groter integratie interval dan in deze studie is gebruikt. Als er over grotere oppervlakte wordt gemonitord zal de variatie over de tijd lager uitvallen. De relatie die deze reductie in variantie beschrijft bij toenemende oppervlakte (de varianitie-reductie functie) kan echter alleen empirisch worden bepaald op basis van een gegeven dataset.

#### **4.6 Conclusies**

Op basis van het voorgaande lijkt het niet realistisch om te denken dat een monitoring programma louter gebaseerd op laagwatertellingen effectief zou kunnen zijn in het kader van monitoring "met de hand aan de kraan", tenzij uitzonderlijk hoge kosten worden gemaakt. Omdat niet bekend is hoeveel aanvullende laagwatertellingen nodig zijn om WADISTID succesvol in te zetten kunnen de kosten voor dergelijke aanvullende laagwatertellingen niet worden geschat. Mogelijk biedt het Nationaal Programma voor Zee- en Kustonderzoek van NWO over een aantal jaren uitkomst, met name het programmaonderdeel dat zich richt op het ontwikkelen van een methode om op basis van hoogwatertellingen, radarmetingen tijdens opkomend en afgaand water en camera observaties op het laagwaterfoerageergebied tot een reconstructie te komen van de in de

loop van het tij en seizoen voortdurend veranderende verspreidingspatroon van wadvogels.

## 5 Power analyse

### 5.1 Inleiding

Een belangrijke vraag is of de huidige SOVON monitoring programma's die zich richten op aantallen watervogels (van Roomen *et al.* 2007) en aantallen broedvogels (van Dijk *et al.* 2008) wel een voldoende onderscheidend vermogen hebben om eventuele negatieve gevolgen van bodemdaling door gaswinning tijdig te signaleren. In de nulrapportage is een uitgebreide analyse uitgevoerd van de voor de Waddenzee beschikbare data (Ens *et al.* 2008b). De nulhypothese is dat bodemdaling geen effect heeft. Als we hele slechte gegevens hebben zullen we deze nulhypothese nooit kunnen verwerpen, zelfs als de bodemdaling door gaswinning een groot effect heeft. Als er een effect van bodemdaling is, dan is dat waarschijnlijk klein, maar het monitoringprogramma moet het wel kunnen aantonen. Met een power analyse kann worden berekend welk effect nog kan worden aangetoond. Daarbij moet worden opgemerkt dat het om een statistisch effect gaat. Er wordt gezocht naar een statistisch verband tussen bodemdaling en aantallen vogels. Als zo'n verband wordt gevonden betekent dat niet automatisch een bewijs dat er ook sprake is van een causaal verband. Echter, een causaal verband kan in zo'n situatie ook niet worden uitgesloten en het "hand aan de kraan" principe zou er dan toe kunnen leiden dat de gaswinning verminderd of zelfs gestopt wordt totdat aannemelijk is gemaakt dat het geconstateerde statistische verband tussen bodemdaling en aantallen vogels andere oorzaken heeft, bijvoorbeeld wel handkokkelvisserij in gebieden met bodemdaling en geen handkokkelvisserij in gebieden zonder bodemdaling.

Afhankelijk van de beschikbare gegevens zijn er verschillende manieren om een power analyse uit te voeren. Dit rapport bevat geen uitkomsten van power analyses, maar richt zich op een beschrijving van de verschillende mogelijkheden.

### 5.2 Voorgestelde aanpak

Uitgangspunt vormen jaarlijkse telgegevens op verschillende plots die in een jaar bij plot tabel kunnen worden samengevat. Deze tabel mag ontbrekende waarnemingen bevatten. Zulke gegevens worden veelal geanalyseerd met een loglineair model waarbij verondersteld wordt dat de tellingen een Poisson verdeling volgen (Ter Braak *et al.* 1994; Thomas 1996). Het model "Plot + LinJaar", waarin Plot een factor is en LinJaar het lineaire effect in de tijd representeert, geeft dan een schatting van de procentuele jaarlijkse toe- of afname. In de voorgestelde power berekeningen speelt deze procentuele jaarlijkse verandering, verder tijdtrend genoemd, een centrale rol. Definieer daartoe

- N1 de tijdtrend in de NAM plots<sup>1</sup> vóór de ingreep
- N2 de tijdtrend in de NAM plots ná de ingreep
- C1 de tijdtrend in de Controle plots vóór de ingreep

---

<sup>1</sup> Met NAM plots worden de plots bedoeld waarin de bodemdaling door gaswinning optreedt. Dit kan een komberging betreffen, maar ook een plotje op de kwelder. Deze worden vergeleken met de controle plots, die ook wel worden aangeduid als referentie gebieden.

## C2 de tijdtrend in de Controle plots ná de ingreep

Er worden drie situaties onderscheiden, deze worden grafisch weergegeven in Figuur 5-1.

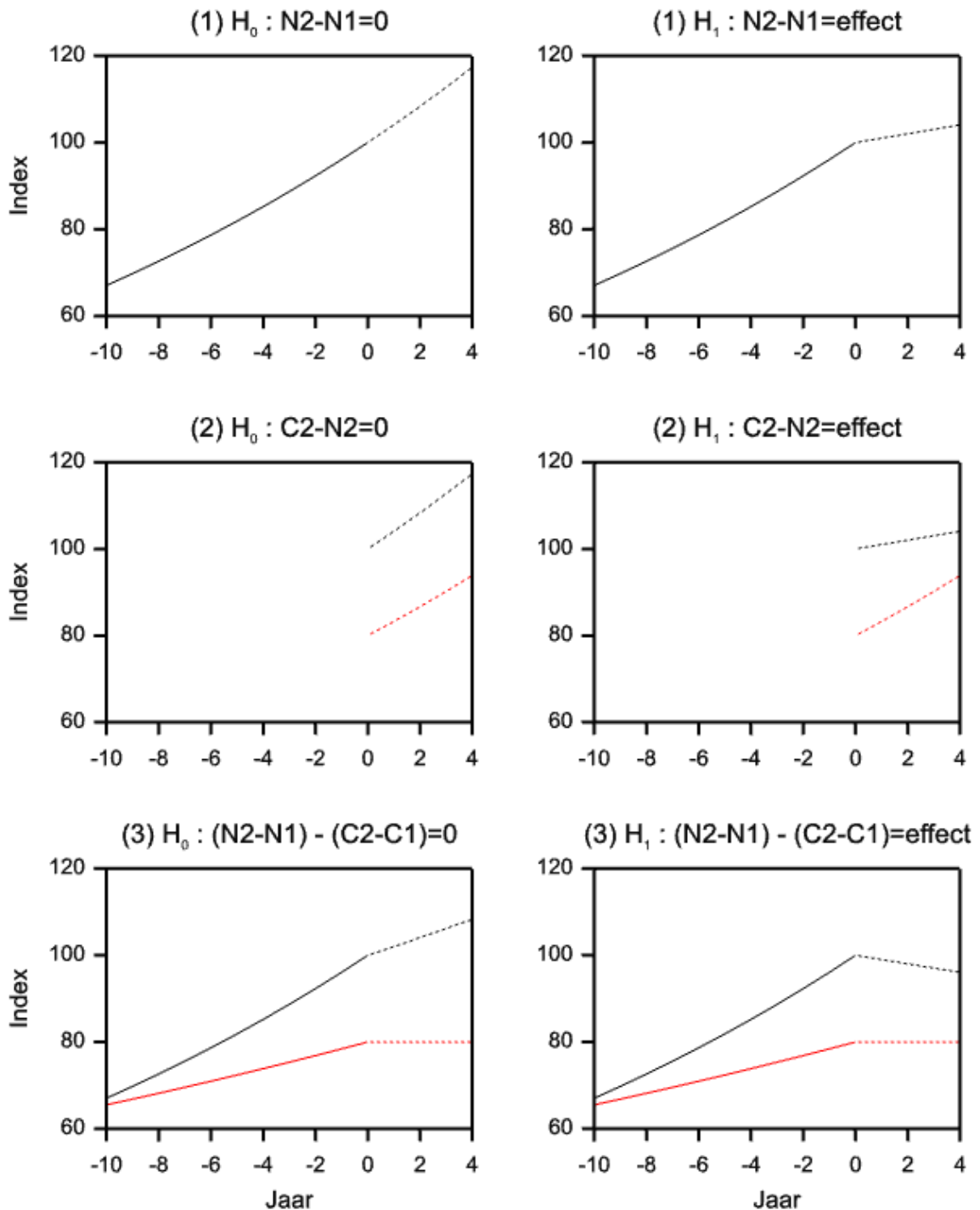
**Situatie 1.** De tijdtrend in de NAM plots vóór de ingreep wordt vergeleken met de trend in de NAM plots ná de ingreep; controle plots worden hierbij buiten beschouwing gelaten. De nulhypothese is nu dat de tijdtrend gelijk blijft met als alternatief dat de tijdtrend wijzigt, met bijvoorbeeld +5% of -5%. Dus  $H_0 : N2 - N1 = 0$  en het alternatief  $H_1 : N2 - N1 = \text{effect}$ .

**Situatie 2.** De tijdtrend in de NAM en Controle plots ná de ingreep worden vergeleken; de tijdtrend vóór de ingreep wordt buiten beschouwing gelaten. Dus  $H_0 : C2 - N2 = 0$  en het alternatief  $H_1 : C2 - N2 = \text{effect}$ .

**Situatie 3.** De tijdtrend in de NAM en Controle plots vóór en ná de ingreep worden met elkaar vergeleken. Dus nu wordt de nulhypothese gegeven door  $H_0 : N2 - N1 = C2 - C1$  en het alternatief  $H_1 : (N2 - N1) - (C2 - C1) = \text{effect}$ . De nulhypothese specificeert nu dat de verandering in de NAM plots gelijk is aan de verandering in de Controle plots. De alternatieve hypothese specificeert dat deze veranderingen niet aan elkaar gelijk zijn.

Power berekeningen onder een normale verdeling hangen slechts af van de grootte van het effect (Cochran & Cox 1957). Dit komt omdat gemiddelde en variantie van een normale verdeling ongerelateerd zijn. Dit geldt echter niet voor de Poisson verdeling, daarvoor geldt immers dat de variantie gelijk is aan het gemiddelde. Daarom worden bestaande data gebruikt om bijvoorbeeld in situatie 1 het uitgangspunt van vóór de ingreep te definiëren. Dan is  $N1$  bijvoorbeeld de tijdtrend zoals geschat uit de data. De onzekerheid in  $N1$  moet in principe meegenomen worden in de power berekening, hoewel nu nog onduidelijk is hoe dat zou moeten. Het zou overigens kunnen dat de invloed van deze onzekerheid op de power berekening gering is. In situatie 2 zullen de resultaten afhangen van het startniveau van zowel de NAM als de Controle plots, en tevens van de veronderstelde waarde van  $C2$  onder de nulhypothese. Deze kunnen echter weer uit de data worden afgeleid (inclusief hun onzekerheid).





**Figuur 5-1:** Grafische voorstelling van de drie situaties (zie tekst) waarvoor de power berekend kan worden. Zwarte lijnen representeren zogenaamde NAM plots, rode lijnen de controle plots. Het verloop vóór de ingreep wordt weergegeven met een doorgetrokken lijn, en ná de ingreep door een gestippelde lijn. In situatie (1) is de nulhypothese dat de tijdtrend in de NAM plots niet verandert tegen het alternatief dat dit wel gebeurt. In situatie (2) is de nulhypothese dat de tijdtrend in de NAM plots ná de ingreep gelijk is aan de tijdtrend in de controle plots ná de ingreep. In situatie (3) is de nulhypothese dat de verandering in de NAM plots gelijk is aan de verandering in de Controle plots.

### 5.3 Opmerkingen

1. De power wordt berekend via simulatie. Voor zover ons bekend zijn er namelijk geen exacte methoden beschikbaar. Daartoe worden een groot aantal datasets gegenereerd volgens een loglineair model en een bepaalde grootte van het effect, en wordt gekeken hoe vaak de nulhypothese wordt verworpen. Daarbij geldt in het algemeen dat hoe groter het effect is, hoe vaker de nulhypothese wordt verworpen. Een uitkomst zou bijvoorbeeld kunnen zijn dat, bij een werkelijk effect van 5%, na 3 jaar de kans op het verworpen van de nulhypothese gelijk is aan 0.3, en na 5 jaar gelijk aan 0.8.
2. Voor het uitvoeren van de simulatie is het nodig dat bekend is welke plots in de komende, zeg 5, jaar geteld gaan worden. Ook hierin mogen ontbrekende data voorkomen.
3. Tellingen aan sommige vogelsoorten vertonen meer variatie dan volgens de Poisson verdeling; dit fenomeen wordt overdispersie genoemd. Zulke gegevens worden standaard geanalyseerd met een quasi-Poisson verdeling. In feite is dit een model waarin slechts gemiddelde ( $\mu$ ) en variantie ( $\sigma^2\mu$ ) worden gespecificeerd en niet een complete verdeling. Omdat er feitelijk geen verdeling beschikbaar is, kan er ook geen power worden berekend. Daarom wordt naast de Poisson verdeling ook de negatief binomiale verdeling gebruikt in de simulatie; deze heeft variantie  $\mu + \mu^2/k$  met extra parameter  $k$ .
4. Maandtellingen, zoals die voorkomen bij de watervogels, zouden in eerste instantie met het programma U-index geïmputeerd kunnen worden naar jaartellingen en dan op overeenkomstige wijze geanalyseerd kunnen worden. Een alternatief is om de maandtellingen zelf te nemen en het basismodel te wijzigen in bijvoorbeeld Plot + Maand + LinJaar, waarbij Maand een factor is. In dit model is de Maand correctie overigens gelijk voor alle jaren. Alternatieve modellen met een verschillende Maand correctie voor verschillende plots kunnen mogelijk ook worden onderzocht.
5. Hierboven wordt uitgegaan van een ingreep die wel of niet gerealiseerd wordt. Een alternatief is dat het effect afhangt van de gerealiseerde bodemdaling. In dat geval moet niet het effect van de ingreep worden gespecificeerd (in termen van +5% of -5%), maar het effect als gevolg van 1 centimeter bodemdaling. Tevens moet dan voor elke plot de komende verwachte bodemdaling gespecificeerd worden, bijvoorbeeld meer bodemdaling in het centrum van de gaswinning, langzaam oplopend naar nul aan de randen van de gaswinning. Dit vereist waarschijnlijk te veel voorkennis en wordt daarom niet aanbevolen.
6. In een korte literatuur zoektocht zijn geen relevante publicaties gevonden. Er zijn wel artikelen (Sims *et al.* 2006; Gary & Burlew 2007; Thogmartin *et al.* 2007) die de power berekenen voor het ontdekken van een trend in korte tijdreeksen, maar geen artikelen die de power berekenen voor het ontdekken van een **verandering** in de tijdtrend.

## **5.4 Conclusie**

Het lijkt uitermate zinvol en goed mogelijk om een power-analyse uit te voeren op de huidige monitoring gegevens van de watervogels en de broedvogels zoals die gebruikt worden in de monitoring "met de hand aan de kraan" van de nieuwe gaswinning. Alleen dan ontstaat voldoende zekerheid over de vraag of de huidige monitoring wel in staat is kleine effecten op de aantallen watervogels en broedvogels als gevolg van bodemdaling door gaswinning te detecteren.

## 6 Verspreiding van broedvogels op de kwelders

### 6.1 Inleiding en doelstelling

Het dynamische milieu van de Waddenzee neemt voor veel Nederlandse broedvogels een speciale positie in en is voor veel soorten aangewezen als Natura 2000 gebied (van Dijk *et al.* 2006). Een groot aantal vogelsoorten is te vinden op de buitendijks gelegen kwelders en strandvlaktes. Vooral Scholekster, Kluut, Kievit, Tureluur, Kokmeeuw en plaatselijk ook Visdief bereiken hier hun hoogste dichtheden, net als een groot aantal zangvogels als Veldleeuwerik, Graspieper en Rietgors (van Dijk *et al.* 2006, Koffijberg *et al.* 2006). De steltlopers, meeuwen en sterns prefereren vooral de schaars begroeide en dynamische, lage delen van de kwelders. Het zijn vooral ook deze soortengroepen die kwetsbaar zijn voor hoge waterstanden. Stormvloed in het broedseizoen (mei-juli) kunnen het broedsucces sterk reduceren (en daarmee de populatieontwikkeling beïnvloeden), en hebben dat in de afgelopen jaren ook meerdere malen gedaan (Willems *et al.* 2005, de Boer *et al.* 2007). Het is vanuit deze context dat de broedvogels ook bij de evaluatie van de nieuwe gaswinning in de Waddenzee en de "monitoring met de hand aan de kraan" een belangrijke rol spelen. Indien de broedplaatsen in de buitendijkse gebieden ten opzichte van gemiddeld hoog water in hoogte afnemen, treedt een verhoogd risico op dat nesten wegspoelen of kuikens verdrinken.

In een eerdere rapportage is ingegaan op de ontwikkelingen in aantallen broedvogels in de verschillende delen van de Waddenzee, onderscheiden naar het type kombergingsgebied (Ens *et al.* 2008). Van veel gebieden waar broedvogels worden geteld bestaan in principe gedetailleerde verspreidingsgegevens die precies aangeven waar de territoria en broedplaatsen van de vogels te vinden zijn. Temporele veranderingen in die verspreiding zijn interessant in het licht van eventuele gevolgen van bodemdaling. Anders dan de ontwikkelingen in aantallen broedparen geven ze directere aanwijzingen dat de ligging van de broedplaatsen verandert op grond van veranderingen in de omgeving, bijvoorbeeld de hoogteligging ten opzichte van gemiddeld hoog water. Een analyse van temporele veranderingen in verspreiding is dus een belangrijk deel van de "monitoring met de hand aan de kraan", en wordt in dit hoofdstuk nader besproken.

Het doel van dit hoofdstuk is het geven van een overzicht van welke gebieden in de Waddenzee verspreidingsgegevens van broedvogels digitaal beschikbaar zijn, en op welke wijze deze kunnen worden gebruikt voor analyse van eventuele gevolgen van bodemdaling als gevolg van de nieuwe gaswinning in de Waddenzee. Tot dusverre spelen verspreidingsgegevens een ondergeschikte rol in de broedvogelmonitoring in de Waddenzee. Van de meeste inventarisaties worden namelijk de verspreidingsgegevens niet standaard ter beschikking gesteld aan SOVON en/of opgeslagen in een Geografisch Informatie Systeem (GIS). De teller interpreteert enkel de gegevens om volgens de richtlijnen van SOVON het aantal broedparen of territoria te bepalen, en geeft vervolgens alleen dat aantal door. Ten behoeve van deze opdracht is nagegaan welke verspreidingsgegevens nog waren te achterhalen. Daarnaast zijn beschikbare gegevens toegankelijk gemaakt voor verdere analyse in het kader van de monitoring van de nieuwe gaswinning.

## 6.2 Werkwijze

### 6.2.1 Opzet broedvogelinventarisaties en veldwerk

Broedvogels in de Waddenzee worden sinds 1991 volgens gestandaardiseerde methoden in kaart gebracht. Dat gebeurt in het kader van het Trilateral Monitoring and Assessment Program (TMAP), een samenwerkingsverband van Nederland, Duitsland en Denemarken (Koffijberg *et al.* 2006). Tegenwoordig zijn de broedvogeltellingen net als alle andere monitoringprojecten van SOVON Vogelonderzoek Nederland tegelijk onderdeel van het nationale Netwerk Ecologische Monitoring (van Strien 2007). De opzet van de broedvogelmonitoring in de Waddenzee is tweeledig. Algemeen verspreid voorkomende soorten als Scholekster, Kievit en Veldleeuwerik worden jaarlijks in een vaste selectie van steekproefgebieden geteld die verspreid over de Waddenzee liggen en representatief worden geacht voor het gebied als geheel (het zogenaamde Broedvogel Monitoring Project – BMP). Eens in de vijf jaar worden deze soorten integraal in het gehele internationale Waddengebied in het kader van TMAP compleet geteld (Koffijberg *et al.* 2006). Koloniebroedvogels (Lepelaar, meeuwen en sterns) en zeldzame soorten (o.a. Kluut, Strandplevier, Bontbekplevier) worden vanwege hun zeldzaamheid of geclusterde voorkomen elk jaar compleet in het hele Waddengebied geteld (onderdeel van het Landelijk Soortonderzoek Broedvogels – LSB). Op grond van de aantallen broedparen of territoria worden jaarlijks trends in aantallen bepaald, zowel voor de Waddenzee (Natura 2000 gebied) als voor het hele land (van Dijk *et al.* 2008).

Het veldwerk voor de broedvogelkarteringen is in hoge mate gestandaardiseerd en wordt uitgevoerd volgens de richtlijnen van de monitoringprojecten van SOVON Vogelonderzoek Nederland (van Dijk 2004, van Dijk *et al.* 2004). Het veldwerk wordt uitgevoerd door vrijwilligers, medewerkers van terreinbeheerders (bijv. Staatsbosbeheer en Natuurmonumenten) en professionele inventarisatiemedewerkers van SOVON. Koloniebroedvogels en zeldzame soorten worden elk met soort-specifieke methoden geteld, waarbij in een bepaald gebied jaarlijks dezelfde werkwijze wordt gehanteerd om het aantal broedparen of territoria te bepalen (zie verder van Dijk *et al.* 2004). Meestal worden aantallen per gebied of per kolonie geteld, maar plaatselijk (o.a. Fries-Groningse kust) wordt de ligging van de kolonies en de broedplaatsen vrijwel jaarlijks opnieuw in kaart gebracht. Van echte karteringen is ook sprake bij de algemene soorten die in de steekproefgebieden worden geteld. Elk steekproefgebied wordt gemiddeld vijf maal per broedseizoen, in de periode april-juni, bezocht. Voor elk van die bezoeken worden alle territorium-indicatieve waarnemingen (zang, balts, oudervogel met voedsel, etc.) per soort op kaart (meestal 1:10.000 of kleiner) ingetekend. Er wordt niet naar nesten gezocht. Na afloop van het broedseizoen worden de kaarten per bezoek naar soort uitgewerkt en wordt op de kaart per soort volgens vaste regels het aantal broedparen/territoria bepaald (zie verder van Dijk 2004 voor details). Zo'n soortkaart bevat dus alle waarnemingen in de loop van het broedseizoen en levert een stippenkaart op met de ligging van de uiteindelijke territoria in een telgebied.

### 6.2.2 Inventarisatie van verspreidingsgegevens

Lang niet alle waarnemers bewaren hun kaartgegevens na afloop van het broedseizoen. Voor het toegankelijk maken van verspreidingsgegevens werden dan ook een aantal criteria aangewend om het zoeken te stroomlijnen en af te bakenen: (1) er moest sprake van zijn van een langere serie gegevens van één telgebied en/of (2) er moest sprake zijn van een grotere regionale schaal

waarop gegevens in een bepaald jaar waren verzameld, bijvoorbeeld tijdens één van de vijfjaarlijkse-integrale karteringen ten behoeve van het TMAP-programma (1991, 1996, 2001, 2006). Er werd zowel gezocht naar verspreidingsgegevens die voor monitoringdoeleinden kunnen worden gebruikt (tijdseries van gegevens) als gegevens die als referentie kunnen worden gebruikt voor de nul-situatie, namelijk de verspreiding van broedvogels vóór de nieuwe gaswinning. Om gegevens boven tafel te krijgen werd contact opgenomen met individuele waarnemers of vogelwerkgroepen uit het waarnemersbestand van SOVON. Voor in opdracht uitgevoerde karteringen werd de broedvogeldatabase van SOVON geraadpleegd, die informatie bevat over alle karteringen waarvan digitale verspreidingsgegevens beschikbaar zijn. Alle verkregen verspreidingsgegevens werden –voor zover niet reeds digitaal beschikbaar- vervolgens ingevoerd in een Geografisch Informatiesysteem (GIS; ArcView 3.2 of ArcGIS). Vervolgens werd een catalogus opgezet van welke gebieden digitale verspreidingsgegevens beschikbaar waren, en van welke soorten. Deze catalogus vormt de basis voor de beschrijving van de beschikbare gegevens in het volgende hoofdstuk.

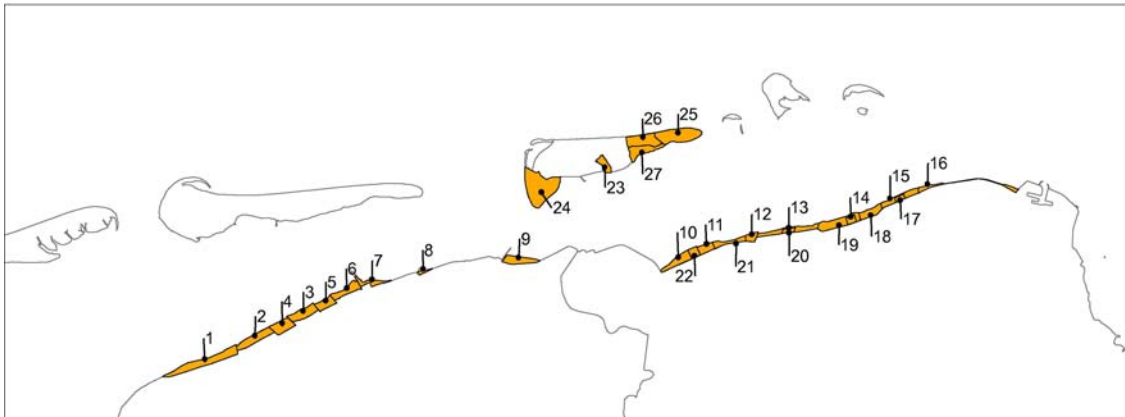
### **6.3 Beschrijving van digitale verspreidingsgegevens**

De digitale verspreidingsgegevens die in het kader van deze opdracht toegankelijk zijn gemaakt bestaan grotendeels uit gegevens van de ligging van territoria of broedplaatsen ('territoriumstippen'), ofwel het eindresultaat van een seizoen broedvogels inventariseren. Voor een klein aantal gebieden zijn ook de waarnemingen van de afzonderlijke bezoeken ('bezoekstippen') gedigitaliseerd. Deze gegevens kunnen het zwaartepunt van een territorium beter differentiëren, maar het is de vraag of ze goed bruikbaar zijn voor verdere analyse, omdat de schaal waarop bodemdalings-gegevens beschikbaar zijn waarschijnlijk grover is. Bovenal zijn de gegevens het resultaat van een momentopname tijdens een inventarisatieronde, zodat er sprake is van een schijnnaauwkeurigheid. Vooralnog gaan we in de onderstaande beschrijving dan ook uit van gegevens van de 'territoriumstippen'. We nemen daarbij aan dat de positie van die stip een representatieve benadering is van de locatie van de broedplaats.

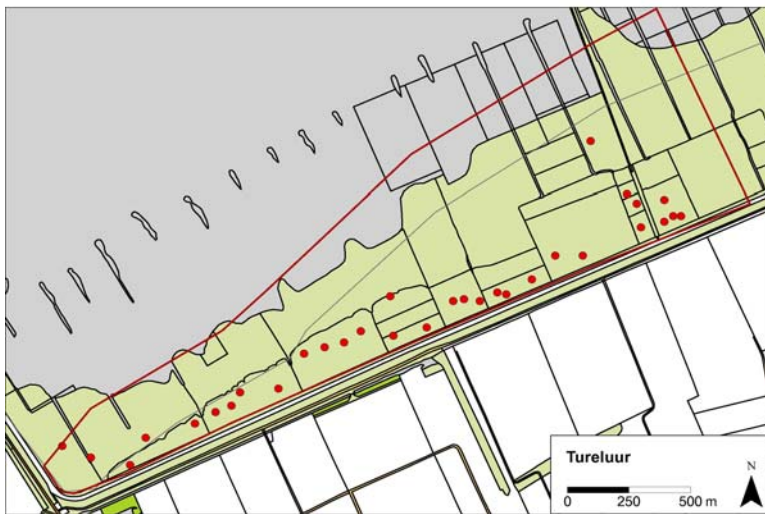
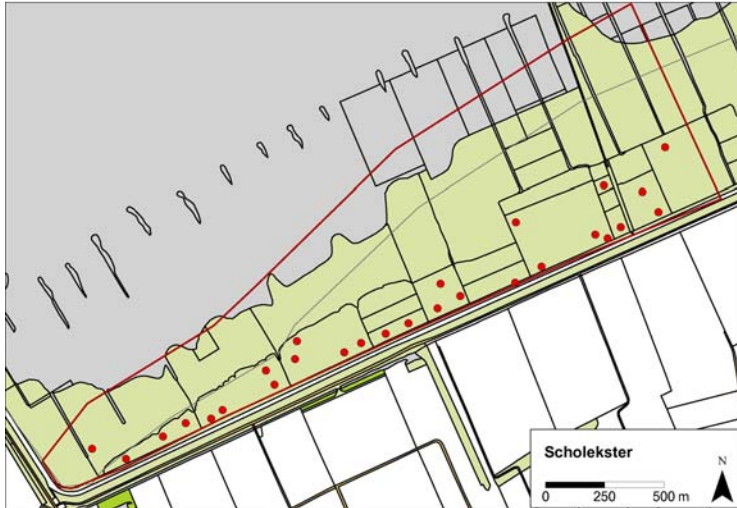
Voorals in de oostelijke Waddenzee, daar waar ook de grootste oppervlakte buitendijkse terreinen liggen, konden veel gegevens worden getraceerd en gedigitaliseerd (figuur 6-1). Tabel 6-1 geeft aan om welke gebieden en welke jaren het gaat, en van hoeveel soorten per telgebied verspreidingsgegevens beschikbaar zijn. In de meeste gevallen waren alleen gegevens beschikbaar na 2000. De grootste geografische spreiding in gegevens wordt bereikt voor 2006 – de laatste telling van alle broedvogelsoorten in het kader van TMAP (eerdere TMAP gegevens van 2001, 1996 en 1991 waren niet beschikbaar). Van 2006 zijn langs het vaste land verspreidingsgegevens beschikbaar van de gehele Friese kust (Noord-Friesland buitendijks) en de Groningse kust (traject Lauwersmeer-Eemshaven). Tevens zijn gegevens voorhanden van meerdere plots op Schiermonnikoog. Gezien het tijdstip en de schaal waarop in 2006 verspreidingsgegevens toegankelijk zijn gemaakt verdient het de aanbeveling 2006 als nul-referentie te gebruiken. Op dat moment vond alleen gaswinning plaats op Ameland; de nieuwe gaswinning was nog niet gestart. Tijdseries met verspreidingsgegevens zijn vooral beschikbaar van de Groningse kust en Schiermonnikoog. Figuur 6-2 en 6-3 tonen een dwarsdoorsnede van de beschikbare gegevens.

Bij het toegankelijk maken van de verspreidingsgegevens is vooraf geen selectie van soorten uitgevoerd. Bij latere analyse verdient het aanbeveling van die soorten uit te gaan waarvoor het Waddengebied een belangrijke broedpopulatie herbergt, of soorten die karakteristiek zijn voor het

gebied. We stellen voor dezelfde soorten te gebruiken die eerder door Ens *et al.* (2008) zijn gebruikt voor het analyseren van trends (tabel 6-2).

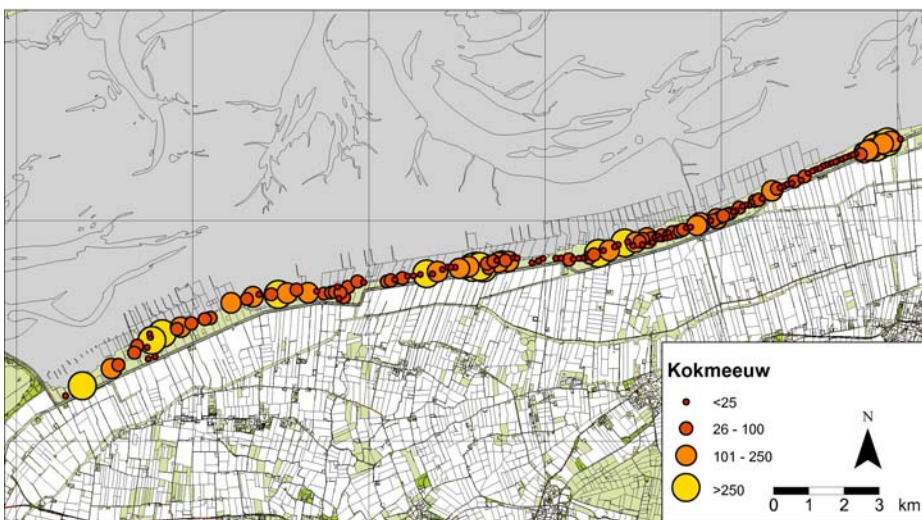


**Figuur 6-1. Ligging van telgebieden voor broedvogels in de Waddenzee waarvoor digitale verspreidingsgegevens beschikbaar zijn. De nummers van de gebieden corresponderen met de nummers in tabel 6-1. Verdere uitleg zie tekst.**



**Figuur 6-2.** Voorbeeld van verspreidingskaart van Scholekster en Tureluur, Westpolder en Julianapolder-west (plot 1823), Groninger kust, 2006.





**Figuur 6-3. Verspreiding van Kluut en Kokmeeuw langs de Groninger kust in 1999.**

**Tabel 6-1. Telgebieden voor broedvogels in de Waddenzee en de jaren waarvan digitale verspreidingsgegevens beschikbaar zijn. De nummers van de gebieden corresponderen met de nummers in figuur 1. Weergegeven is het aantal soorten waarvan gegevens beschikbaar zijn.**

Volgnr	Plotnummer	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
1	1.961																13
2	1.962																10
3	1.966																8
4	1.279																11
5	1.968																6
6	1.970																7
7	1.972																
8	1.974																5
9	1.284																18
10	1.823															11	16
11	1.298											13	17	15	15	16	11
12	1.276					11	12	13	14	13	15		15	12	14	15	15
13	1.297											12	12	12	12	10	12
14	1.296											12	12	14	12	11	12
15	1.295											10	12	13	8	12	5
16	10.524												3	2	2	2	2
17	10.522												1	2	1		2
18	10.520												1	1	1	1	2
19	10.518												1	2	1	2	2
20	10.517												1	2	1	1	
21	10.515													1	1	1	5
22	10.514													2	3	1	3
25	2.196								10	22	21	19	16	22	22	19	14
26	2.197								25	19	19	28	22	16	16	16	13



## **6.4 Strategie voor verdere monitoring**

### **6.4.1 Vraagstelling**

De verspreiding van broedvogels in getijde-beïnvloede gebieden in de Waddenzee wordt gevolgd vanuit het oogpunt dat eventuele bodemdaling gevolgen kan hebben voor het risico van overstroming van broedplaatsen (zie paragraaf 6.1.1). Vogels kunnen daarop reageren door zich hoger op de kwelder (vasteland) of hoger gelegen delen van strandvlakte's (eilanden) te vestigen. De nulhypothese luidt dan ook dat de verspreiding van broedvogels zich niet naar hoger gelegen delen van de buitendijkse gebieden verplaatst. Een complicerende factor is daarbij nog dat niet alleen de ligging van de broedplaatsen, maar ook externe factoren als de aard en sterkte van aanlandige wind (meestal uit noordwest) in het broedseizoen van belang is, omdat juist die situatie tot overstromingen leidt. Windgegevens en waterstanden worden echter op verschillende locaties in het Waddengebied verzameld ([www.knmi.nl](http://www.knmi.nl) van het KNMI en [www.waterbase.nl](http://www.waterbase.nl) van Rijkswaterstaat) en kunnen dus als covariabelen in de analyse worden meegenomen.

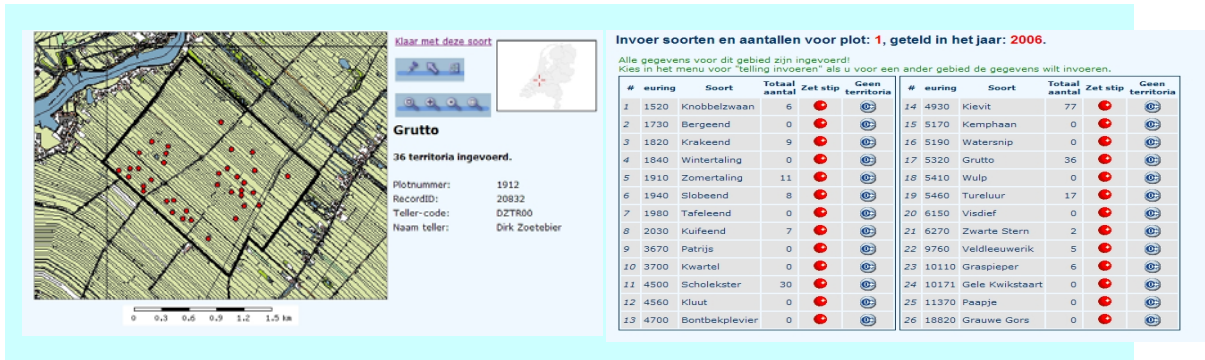
### **6.4.2 Strategie voor monitoring**

In 2009 zal een definitieve strategie worden opgesteld hoe de verspreiding van broedvogels verder gemonitord kan worden. Het verdient daarbij aanbeveling ten minste uit te gaan van de gebieden die in hoofdstuk 3 zijn beschreven, omdat juist van deze gebieden referentiegegevens van vóór de nieuwe gaswinning beschikbaar zijn, en alleen hier dus eventuele trends in verspreiding kunnen worden afgezet tegen de nul-situatie. De opzet kan tweeledig zijn:

1. Jaarlijks vastleggen van verspreidingsgegevens in een aantal steekproefgebieden binnen de in figuur 1 weergegeven begrenzing;
2. Periodiek vastleggen van verspreidingsgegevens op grotere schaal, om ontwikkelingen in de steekproef te kunnen iken.

Voor de jaarlijkse monitoring gaan we uit van alle steekproefgebieden langs de Fries-Groningse kust en op Schiermonnikoog. Voor het periodiek vastleggen van verspreidingsgegevens op grotere schaal kan aangesloten worden bij de integrale inventarisatie in het kader van TMAP, die eens in de zes jaar (volgende inventarisatie 2012) wordt gedaan.

Het vastleggen van verspreidingsgegevens is sinds 2008 vereenvoudigd omdat waarnemers (vrijwilligers) zelf hun gegevens kunnen invoeren zonder beschikking te moeten hebben over een GIS applicatie. SOVON heeft in 2008 als onderdeel van het Netwerk Ecologische Monitoring in opdracht van de Gegevensautoriteit Natuur (GaN) een invoermodule ontwikkelt die waarnemers in staat stelt zelf stippenkaarten van territoria te maken (figuur 6-4). Implementatie is voorzien voor 2009, maar wordt niet verplicht gesteld. Het is dus noodzakelijk voor de Waddenzee, speciaal de gebieden in figuur 6-1, een speciale coördinatie-inspanning te doen om waarnemers zelf gegevens te laten invoeren.



**Figuur 6-5. Invoermodule voor het verzamelen van verspreidingsgegevens van broedvogelinventarisaties. Met behulp van speciale software (Postgresql, Postgis en Mapserver) kunnen waarnemers thuis alle waarnemingen per bezoek zelf invoeren. Op deze wijze komen direct goede verspreidingsgegevens beschikbaar die verder geanalyseerd kunnen worden.**

De soorten waarvan verspreidingsgegevens worden gemonitord zijn weergegeven in tabel 6.2. Het gaat om dezelfde selectie die Ens *et al.* (2008) gebruikten voor het analyseren van trends. Een aantal soorten zal minder relevant blijken omdat ze met name in de duinen broeden.

**Tabel 6-2. Selectie van broedvogels waarvoor verspreidingsgegevens worden verzameld. Soorten gemerkt met \* zijn minder relevant omdat ze niet zijn gebonden aan kwelders of strandvlakte's of omdat de locatie van hun broedplaatsen niet nauwkeurig wordt bepaald.**

Euring	Soortnaam
1440	Lepelaar*
1610	Grauwe Gans*
1670	Brandgans*
1730	Bergeend*
1820	Krakeend
1860	Wilde Eend
1940	Slobeend
2060	Eider*
4500	Scholekster
4560	Kluut
4700	Bontbekplevier
4770	Strandplevier
4930	Kievit
5320	Grutto
5410	Wulp
5460	Tureluur
5820	Kokmeeuw
5900	Stormmeeuw*
5910	Kleine Mantelmeeuw*
5920	Zilvermeeuw*
6110	Grote Stern*
6150	Visdief
6160	Noordse Stern
6240	Dwergstern*
9760	Veldleeuwerik
10110	Graspieper
10170	Gele Kwikstaart
18770	Rietgors

## 7 Draagkrachtberekeningen met WEBTICS

### 7.1 Inleiding

In dit hoofdstuk onderzoeken we de mogelijkheid om het model WEBTICS in te zetten als instrument bij de monitoring van vogels "met de hand aan de kraan" in de Waddenzee. Daartoe zullen we allereerst een beschrijving geven van het model en vervolgens kort een aantal toepassingen de revue laten passeren. Het hoofdstuk eindigt met een evaluatie van de inzetbaarheid als instrument bij de monitoring "met de hand aan de kraan".

### 7.2 Beschrijving WEBTICS

Het model WEBTICS (afkorting van *Wader Energy Balance and Tidal Cycle Simulator*) simuleert het foerageren van steltlopers gedurende een winterseizoen, het afnemen van het prooibestand door predatie, een zekere achtergrondsterfte en vermagering van de prooien tijdens de winter. Berekend wordt uiteindelijk de stress index, een getal tussen nul en één, dat aangeeft hoe hard de vogels moeten werken om hun energiebehoefte te dekken. Die energiebehoefte is afhankelijk van de temperatuur en van de grootte van de vogels.

De stress index wordt berekend voor de vogels in het model en die hebben het om verschillende redenen gemakkelijker dan de echte vogels. Uit het aantalsverloop van de Scholeksters gedurende een reeks van jaren en uit gegevens over de wintersterfte is daarom een kritisch stress niveau bepaald waarboven de echte vogels in de problemen komen (Rappoldt *et al.* 2003a; Rappoldt *et al.* 2003b). Met behulp van dit kritisch stress niveau zijn vervolgens berekeningen mogelijk aan de draagkracht van een gebied voor Scholeksters.

De berekeningen worden uitgevoerd voor een bepaald gebied of regio, bijvoorbeeld het Waddengebied of de Oosterschelde. Een gebied wordt verdeeld in deelgebieden waarvoor de eigenlijke simulaties worden gedaan. Bij ieder deelgebied horen vogels die zich vrij (en met verwaarloosbare kosten) kunnen verplaatsen binnen dat deelgebied. De indeling van een gebied of regio in deelgebieden dient zoveel mogelijk te gebeuren uitgaande van het getijderitme van de vogels. Een samenhangend oppervlak aan wadplaten dat bezocht wordt door vogels die op bepaalde (en bekende) hoogwatervluchtplaatsen overtijen is het uitgangspunt.

Een uitgebreide beschrijving van WEBTICS geven Rappoldt *et al.* (2004).

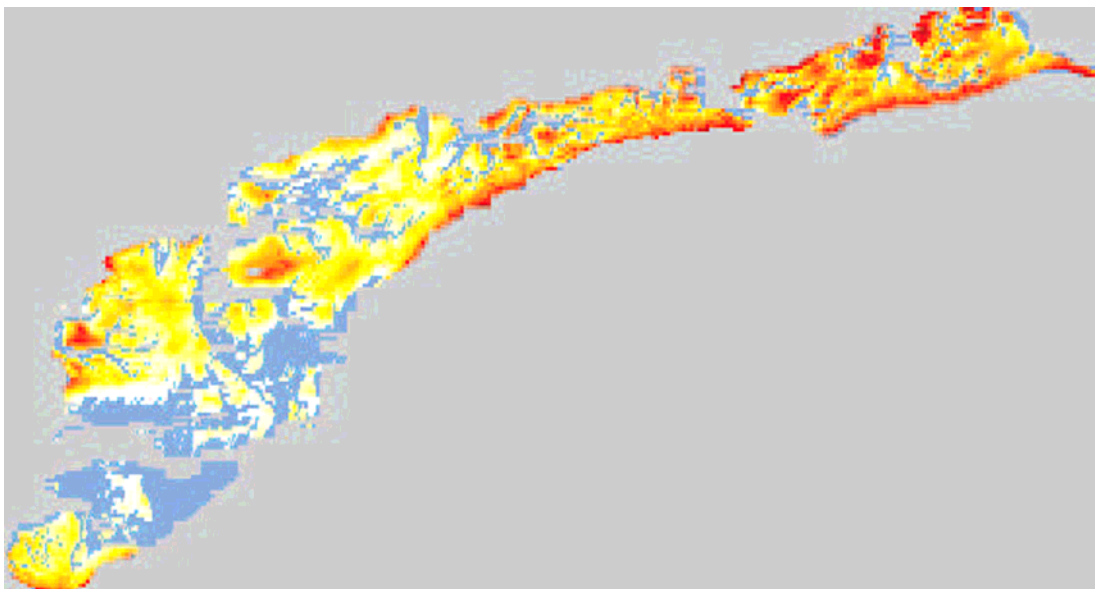
#### 7.2.1 Abiotische gegevens

De geografische breedte en lengte van een gebied worden gebruikt om te bepalen of het op een zeker moment dag is of nacht. In de nacht wordt er namelijk niet binnendijs op grasland gevoerageerd.

Van de weersgegevens van een standaard weerstation wordt alleen de dagelijkse minimum en maximum temperatuur gebruikt. Met behulp van deze minima en maxima kan het dagelijks temperatuurverloop voldoende goed geschat worden om de energiebehoefte te kunnen uitrekenen. Verder wordt de temperatuur nog gebruikt om een het effect van langdurige vorst op de beschikbaarheid van de prooien in rekening te brengen.

Voor de simulatie van een seizoen zijn historische waterstanden nodig zoals die door Rijkswaterstaat op basis van een 10 minuten interval worden geregistreerd. Aan ieder deelgebied wordt een getijdenstation toegekend. Als er “gaten” zitten in de tijdseries, dan kan dat opgevangen worden door de hoog- en laagwatertijden en standen te schatten aan de hand van gegevens voor een naburig meetstation.

Ieder deelgebied wordt verdeeld in zogenaamde “spots”. Een spot is een deel van het gebied dat een bepaalde hoogte heeft en een bepaald oppervlak, en bij voorkeur ook een gemiddelde droogvalduur. Hoogte en gemiddelde droogvalduur worden verkregen door interpolatie tussen kaartgegevens voor verschillende jaren. De kaartgegevens staan als kolommen op een datafile die door WEBTICS wordt ingelezen. In het bijzonder als het aantal droogvallende spots klein is, is het van belang dat voor spots die vlak naast geulen liggen alleen het droogvallende oppervlak wordt opgegeven. Ook de gemiddelde droogvalduur heeft dan betrekking op alleen het droogvallende gedeelte van de spot. Aan de hand van de waterstand op ieder moment wordt bepaald of een spot op dat moment droog ligt of niet. Indien een gemiddelde droogvalduur bekend is kan (in plaats van de echte hoogte) een gecorrigeerde hoogte worden gebruikt die met de waterstanden van het gebruikte getijdenstation precies de juiste gemiddelde droogvalduur oplevert.



**Figuur 7-1: Droogvalduur van de “spots” gebruikt voor de EVA-II studie van de Waddenzee (Rappoldt *et al.* 2003a). De grootte van de spots is hier bepaald door de grootte van de kleinste cel van het “sampling grid” van de schelpdiersurveys van Wageningen IMARES. De grotere cellen zijn**

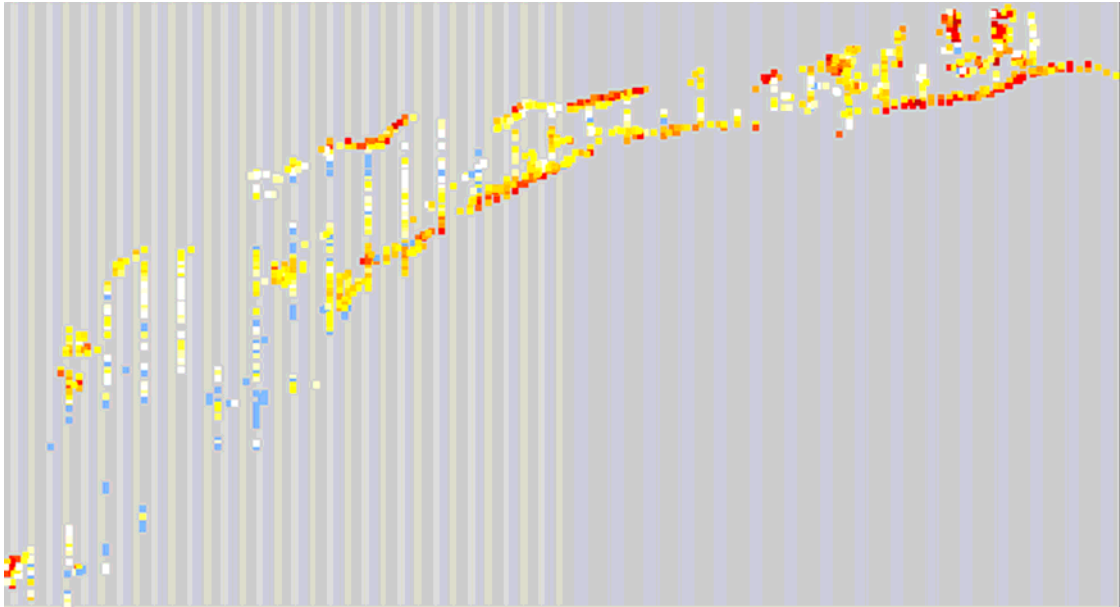


verdeeld in veel kleintjes die alle hetzelfde prooidierbestand hebben, maar een verschillende, van de kaart afgelezen droogvalduur. Deze aanpak is in latere rapporten losgelaten (Rappoldt *et al.* 2008). Er wordt gerekend met de originele oppervlakken, toegekend aan elk monsterpunt van de survey en met de droogvalduur van alleen het ene monsterpunt.

Spots hebben verder een X en Y coördinaat op de kaart. Die zijn in de berekeningen niet persé nodig omdat verplaatsingskosten (nog) niet worden meegenomen. Illustratieve kaartjes van de verspreiding van voedsel en vogels zijn echter alleen te maken als ook coördinaten kunnen worden ingelezen. Het maakt daarbij niet uit of dat hoekpunten of centrumpunten zijn voor alle spots, als er maar een keuze wordt gemaakt. In Figuur 7-1 wordt een voorbeeld gegeven van de hoogteverdeling van de spots zoals die zijn gebruikt in de eerste berekeningen met WEBTICS over de draagkracht van de Waddenzee voor Scholeksters (Rappoldt *et al.* 2003a).

## 7.2.2 Voedsel

Voor ieder deelgebied zijn voedselgegevens nodig, per spot en per prooi. Dat betekent dat de ruimtelijke resolutie waarmee deze gegevens bekend zijn in het algemeen bepalend is voor de grootte van de spots. De voedselgegevens worden door het model gebruikt om de maximale voedselopname te berekenen die de vogels op die spot (en op een bepaald moment) kunnen realiseren. De mate van detail in de voedselgegevens kan verschillend zijn en de simulaties worden daar dan op aangepast. Voor de Scholekster wordt gewerkt met zowel dichtheid als prooigewicht voor kokkels in verschillende jaarklassen. De dichtheden nemen in de loop van de winter af door predatie en “natuurlijke sterfte”, maar ook de individuele prooigewichten nemen af door vermagering tijdens de winter. Indien er in de wetenschappelijke literatuur aanknopingspunten te vinden zijn voor berekeningen op basis van bijvoorbeeld een voedseldichtheid in gram per eenheid oppervlak, dan kan er ook op basis van minder gedetailleerde gegevens gerekend worden.



**Figuur 7-2:** Grafische weergave van het kokkelbestand in de Waddenzee in 2001 zoals gebruikt in de studie met WEBTICS over de effecten van handkokkelvisserij (Rappoldt *et al.* 2008). Hoe donkerder de stip, hoe hoger het kokkelbestand ter plekke. Het kokkelbestand wordt sinds 1990 jaarlijks Waddenzee-breed bemonsterd door IMARES (Kamermans *et al.* 2003; Bult *et al.* 2004; Kesteloo *et al.* 2008).

Afhankelijk van de mate van detail wordt, zoals ook hierboven uiteengezet, een “natuurlijke sterfte” van de prooien in rekening gebracht in combinatie met vermagering. Voedselgegevens kunnen in allerlei eenheden worden ingelezen, maar wat er uiteindelijk toe doet is de energie-inhoud van de eetbare delen. Dat vereist nogal eens ijklijnen om maten en gewichten in elkaar om te rekenen.

Voor visserij gegevens geldt dat zowel gedetailleerde gegevens per spot als ook een totaal gevist tonnage gebruikt kunnen worden. In dat laatste geval wordt de visserij door het model gesimuleerd. Ook mengvormen zoals een totaal gevist tonnage en een relatieve visserij-inspanning per spot (“black-box data”) kunnen gehanteerd worden.

### 7.2.3 Vogels

Vanwege het effect dat de vogels hebben op hun voedsel en vanwege het effect van interferentie rekent WEBTICS voor ieder deelgebied met een aantal vogels. Tussen de maandelijkse aantallen wordt geïnterpoleerd. Ten behoeve van draagkrachtberekeningen kunnen simulaties worden gedaan met andere aantallen dan de historische.

De energiebehoefte van steltlopers is goed bekend en wordt, als de omgevingstemperatuur onder een bepaalde waarde komt, verhoogd met extra kosten voor thermoregulatie. Daarmee wordt in WEBTICS rekening gehouden, maar er wordt geen rekening gehouden met de invloed van wind en straling. Dat is ook uiterst moeilijk omdat die invloeden afhangen van zeer lokale omstandigheden, zoals de bewolgingsgraad en de mate van beschutting op 15 centimeter boven de grond. De energiebehoefte van

Scholeksters hangt enigszins af van hun eigen gewicht. Dat effect wordt in rekening gebracht met behulp van (in het veld) gemeten gewichtsverlopen gedurende de winter. Dit effect is echter relatief klein en lijkt niet essentieel.

Om de maximale voedselopname bij een bepaald voedselaanbod op een bepaald tijdsip uit te rekenen moet de functionele respons bekend zijn in een vorm die past bij de voedselgegevens. De functionele respons beschrijft het verband tussen de opname snelheid van voedsel en het aanbod van voedsel. Naast de maximale voedselopname per vogel en per tijdseenheid wordt een interferentie effect in rekening gebracht: een lagere voedselopname naarmate de vogeldichtheid hoger is. Dit effect wordt niet in detail gemodelleerd. Er wordt dus geen gedrag gemodelleerd. Er wordt slechts een vermindering in rekening gebracht die afhangt van de vogeldichtheid op de betreffende spot.

Naast gegevens over het hoofdvoedsel kan in WEBTICS de bijdrage van marginale voedselbronnen worden meegenomen, zoals het foerageren tijdens hoogwater op wormen of emelten in grasland. Dat wordt op eenvoudige wijze gedaan, zonder interferentie effect, slechts als een functionele respons die onder voorwaarden haalbaar is (geen vorst en alleen overdag).

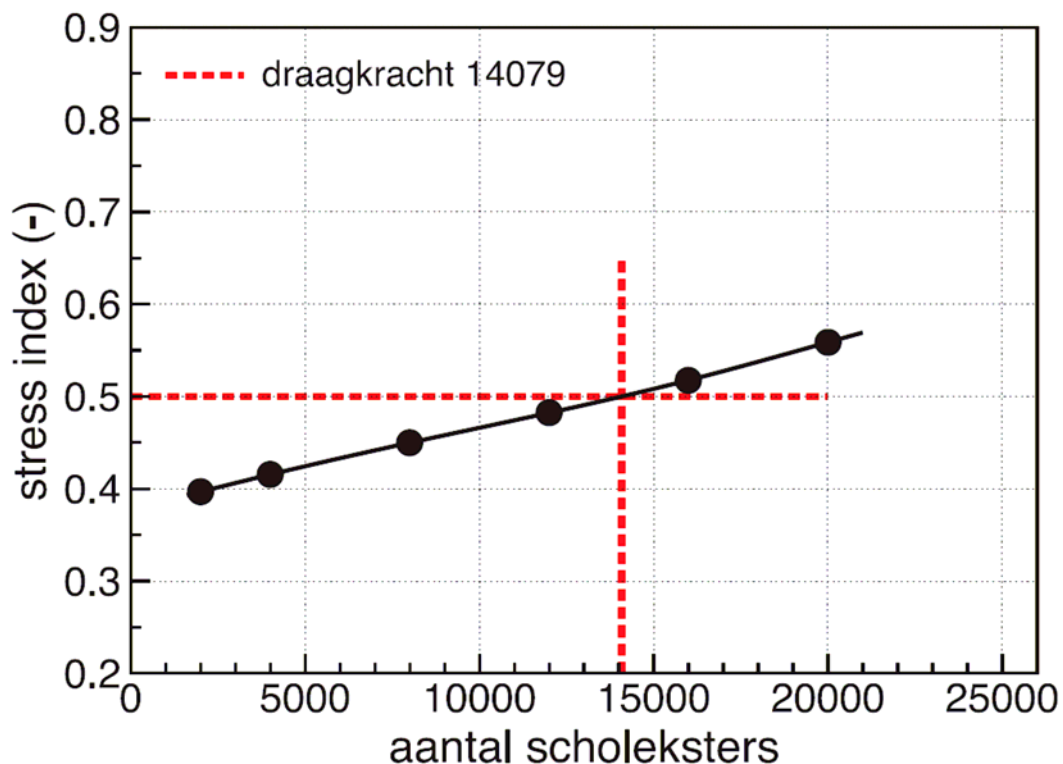
#### **7.2.4 De stress index**

Met behulp van de gegevens over de voedselopname wordt in het model voor ieder kwartier de voedselopname op de droogvallende slikken berekend. Voor elke getijdeperiode wordt vervolgens bepaald hoe hard de vogels hebben moeten werken om hun energiebehoefte te dekken. Uit de inspanningsniveau's voor alle getijdeperioden in de wintermaanden wordt de stress index berekend, een getal tussen nul en 'één dat aangeeft hoe gemakkelijk of moeilijk de overwintering is.

Het verloop van deze stress index over de jaren 1990–2001 voor de Oosterschelde en Waddenzee (Rappoldt et al., 2003a,b), in combinatie met het aantalsverloop van de scholeksters suggereert een kritisch stress niveau van ongeveer 0.5. Ligt het inspanningsniveau van de vogels in het model gemiddeld over een reeks van jaren boven die waarde dan verwachten we een daling van het aantal overwinterende vogels.

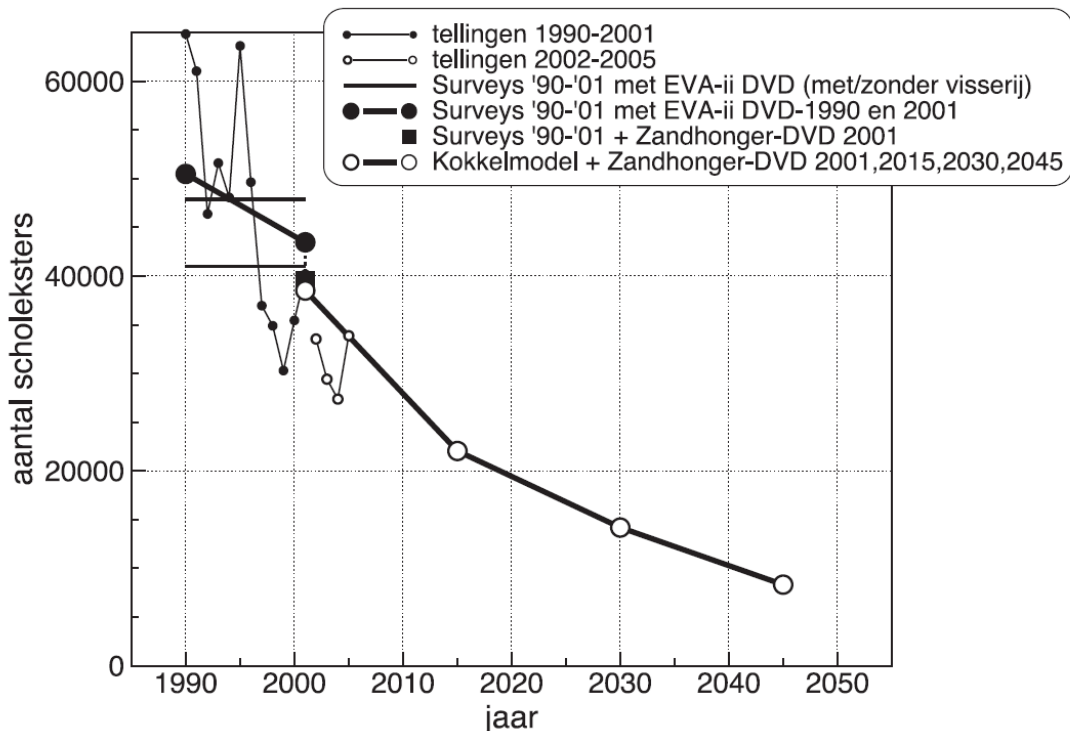
#### **7.2.5 Draagkracht voor Scholeksters**

Met behulp van het kritisch stress niveau van 0.5 kunnen draagkrachtberekeningen worden gemaakt. Door simulaties uit te voeren met verschillende aantallen vogels kan worden uitgezocht voor welk aantal vogels het stress niveau gemiddeld over een reeks van jaren kritisch is. In Figuur 7-3 is een voorbeeld te zien voor de Oosterschelde. Door middel van interpolatie tussen 6 gesimuleerde stress indices (elk het gemiddelde over een reeks van jaren) is een draagkracht van ongeveer 14.000 vogels berekend.



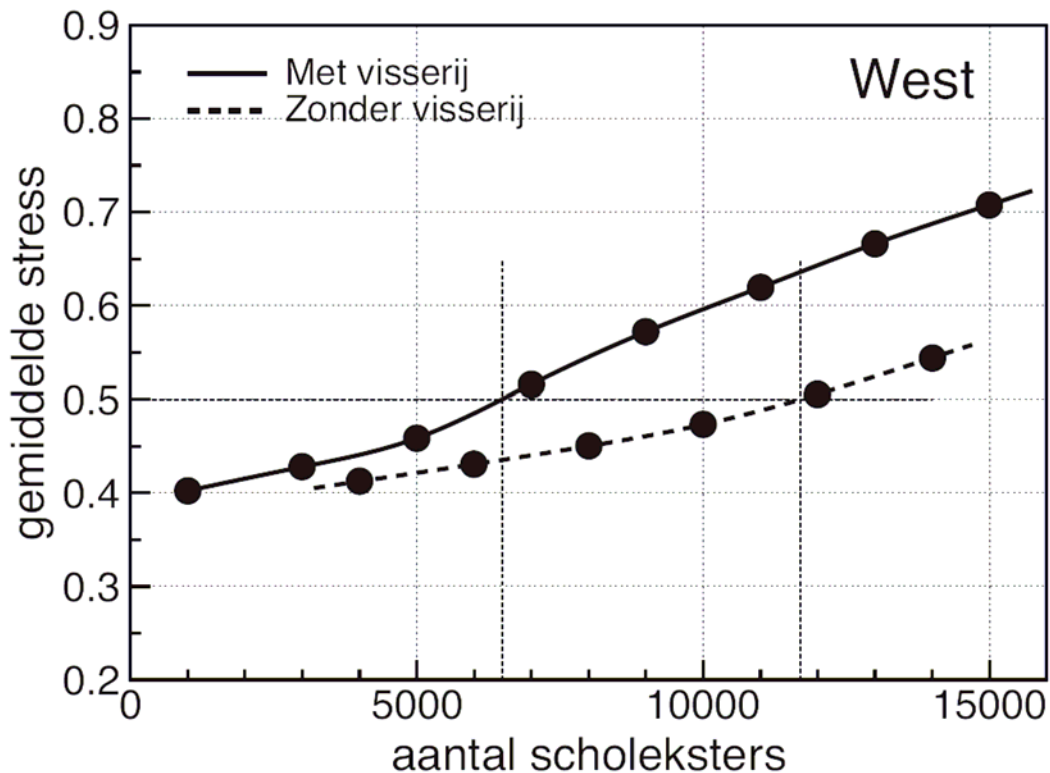
**Figuur 7-3:** Voorbeeld van een draagkrachtberekening voor het deelgebied West in de Oosterschelde (Rappoldt *et al.* 2006).

Met behulp van draagkrachtberekeningen kan het effect van een verandering in droogvalduur, van verstoring of ingrepen worden uitgedrukt als een verandering in het aantal Scholeksters dat kan overwinteren. Het effect van zandhonger en zeespiegelstijging op de scholeksters in de Oosterschelde, bijvoorbeeld, is bestudeerd in (Rappoldt *et al.* 2006). In dat rapport wordt een dramatische afname van het aantal Scholeksters in de Oosterschelde verwacht tengevolge van de voorziene verkorting van de droogvalduur van de platen; zie Figuur 7-4.



**Figuur 7-4: Draagkrachtberekeningen met WEBTICS en vogeltellingen (kleine dichte stippen voor 1990-2001 en kleine open stippen voor 2002-2005) voor de Oosterschelde. De afkorting DVD in de legenda staat voor “droogvalduur”. Het onderste horizontale lijntje (bij 41.000 vogels) geeft de draagkracht berekend met de EVA-II kokkelbestanden (gebaseerd op de schelpdiersurveys van Wageningen IMARES) in combinatie met de EVA-II gegevens over de droogvalduur, de historische waterstanden en temperaturen. Deze draagkracht is berekend met de historische visserij. Het bovenste horizontale lijntje (bij 47.900 vogels) geeft de berekende draagkracht zonder visserij. De schuin naar beneden lopende dikke lijn tussen 1990 en 2001 (met twee dikke zwarte punten) geeft het effect van de droogvalduurvermindering in de negentiger jaren. Het punt voor 1990 is berekend door voor het interpoleren droogvalduurkaarten het jaar 1990 te gebruiken en dat van 2001 is berekend voor de droogvalduren van 2001. Daarbij is geïnterpoleerd tussen de droogvalduurkaarten van 1989 en 2001, zoals die ten behoeve van het EVA-II onderzoek zijn gemaakt en er is gerekend zonder visserij. De schuin naar beneden lopende dikke lijn met grote open punten is de berekende draagkracht als gevolg van de voorspelde vermindering in droogvalduur (Rappoldt *et al.* 2006).**

Een ander voorbeeld betreft de Westerschelde. Dat gebied is niet gebruikt voor calibratie van het model (bepaling van het gebruikte kritisch stress niveau 0.5). Figuur 7-5 laat een draagkrachtberekening zien voor het westelijk deelgebied. De stress index stijgt snel met het aantal vogels in de simulatie. Met de historische visserij (d.w.z. de visserij zoals die in de periode 1992-2006 heeft plaatsgevonden) wordt het kritisch niveau van 0.5 bereikt voor 6500 scholeksters. Dat is goed in overeenstemming met het gemiddeld getelde aantal van 6670 vogels.



Figuur 7-5: Het resultaat zien van een draagkrachtberekening voor Westerschelde West op basis van de gemeten surveybestanden voor kokkels en nonnetjes voor de seizoenen van 1992–1993 tot en met 2005–2006. De berekening is uitgevoerd met en zonder de historische kokkelvisserij (Rappoldt & Ens 2006). Het gemiddeld getelde aantal overwinterende vogels bedroeg 6670.

## 7.2.6 Het kritische stress niveau

De waarde van 0.5 werpt de vraag op of de vogels niet harder kunnen werken. Er worden in het model echter een aantal vereenvoudigingen gemaakt waardoor de mogelijkheden voor de vogels relatief optimistisch worden ingeschat. Zo hebben de Scholeksters in het model een perfecte gebiedskennis en kunnen ze zich zonder energetische kosten en momentaan verplaatsen naar de beste plekken gedurende laagwater.

Een belangrijke factor is ook het gebruik van de schelpdiersurveys. Hoge en zeer lokaal gemeten dichtheden worden ten behoeve van de simulatie toegekend aan oppervlakken van tientallen hectare. De modelvogels hebben dus te maken met enkele zeer goede spots en met een groot aantal slechte. Voor de schatting van een totaal kokkelbestand is dat geen probleem (daar gaat het om een correct gemiddelde), maar de gesimuleerde vogels gaan natuurlijk naar de allerbeste plekken, die in de heterogene werkelijkheid een kleinere omvang hebben.

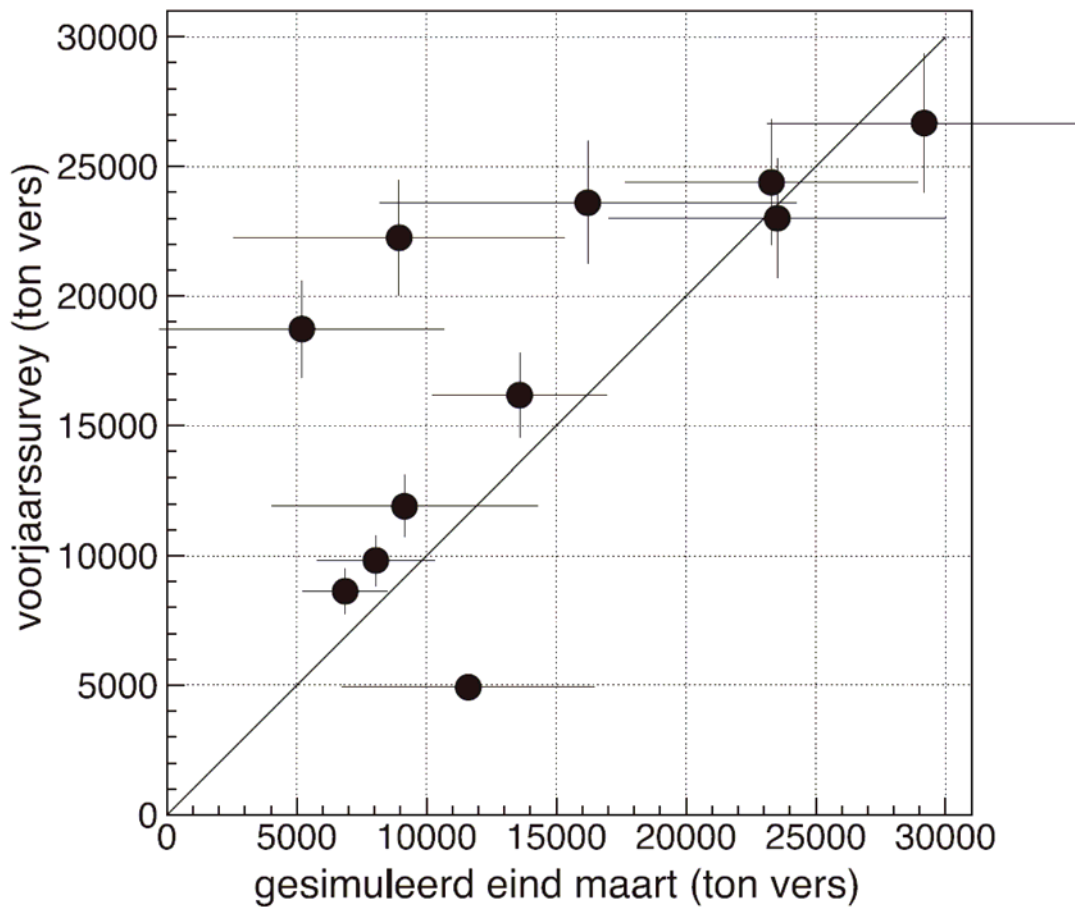
Tenslotte zijn in het model ook nog alle vogels hetzelfde, terwijl er in werkelijkheid dominante en subdominante individuen zijn, jonge vogels met minder ervaring, etc.

Al deze vereenvoudigingen laten we echter voor wat ze zijn en we nemen aan dat, indien de modelvogels het moeilijker krijgen, de echte vogels het ook moeilijker krijgen. Bij wat voor kritisch stress niveau in het model het in werkelijkheid dan mis gaat, dat moet door calibratie van het model worden bepaald. Op deze wijze kunnen heel veel details omtrent de verspreiding van de schelpdieren, het gedrag van de vogels en het eigenlijke foerageerproces buiten beschouwing blijven.

### **7.2.7 Validatie**

Er zijn verschillende manieren om het model te valideren. Een methode is om het schelpdierbestand dat volgens de berekening overblijft aan het einde van de winter in maart, te vergelijken met de resultaten van de nieuwe voorjaarsurvey. In de bestandschattingen van IMARES op basis van de survey zitten soms aanzienlijke onzekerheden (Bult *et al.* 2004) en die onzekerheden nemen toe met de aanvullende berekeningen die nodig zijn voor WEBTICS (Rappoldt *et al.* 2006). Desondanks zijn de resultaten van deze vergelijking in het algemeen bevredigend; zie bijvoorbeeld Figuur 7-6.

Een zeer overtuigende manier van valideren is het vergelijken van de door het model berekende draagkracht met het aantal in het gebied overwinterende vogels. WEBTICS is uitgebreid gekalibreerd voor Scholeksters die van schelpdieren leven en overwinteren in Waddenzee (Rappoldt *et al.* 2003a) en Oosterschelde (Rappoldt *et al.* 2003b). Zonder aanpassing van parameterwaardes is het model daarna toegepast op de Westerschelde en de voorspelde aantallen Scholeksters kwamen, zoals hierboven al vermeld, zeer goed overeen met de aanwezige aantallen (Rappoldt & Ens 2006). Recente berekeningen aan de Waddenzee (Rappoldt *et al.* 2008) kunnen ook als validatie worden gezien, omdat de periode waarop zij betrekking hebben (2001-2007) niet overlapt met de periode waarover de calibratie plaatsvond (1990-2001). De overeenkomst tussen de voorspelde en getelde aantallen is verbluffend (Tabel 7-1).



Figuur 7-6: De kokkelbalans voor de Oosterschelde in de simulaties voor 1990–2001. Op de horizontale as staat de hoeveelheid kokkels aan het einde van de simulatie op 31 maart. Op de verticale as staat de hoeveelheid twee- en meerjarige kokkels in de voorjaarsurvey. De onzekerheid is zowel voor de survey als voor de berekende waarde weergegeven als een geschatte standaarddeviatie (Rappoldt *et al.* 2006).

Tabel 7-1: Vergelijking tussen de met WEBTICS berekende draagkracht voor Scholeksters en het gemiddeld getelde aantal (gegevens SOVON) in de periode september–maart van de seizoenen 2001-2002 t/m 2006-2007 voor deelgebieden in de Waddenzee en het totaal van deze deelgebieden (Rappoldt *et al.* 2008).

Deelgebied	Draagkracht volgens WEBTICS	Getelde aantallen Scholeksters
Texel-Vlieland	16.900	15.800
Ameland-Schiermonnikoog	44.300	41.000
Groningse en Friese kust	49.100	56.000
<i>totaal</i>	110.300	112.800



Er zijn daarnaast nog tal van manieren om het model te valideren die nog niet onderzocht zijn. Zo maakt het model voorspellingen over het dieet van de Scholeksters in de loop van het seizoen. Ook blijkt dat vooral de lang droogvallende schelpdierbanken volgens de modelberekeningen een belangrijke bijdrage leveren aan het bepalen van de draagkracht (Rappoldt *et al.* 2006; Rappoldt *et al.* 2008). Hier zal later nog op worden teruggekomen.

### **7.3 Toepassingen WEBTICS**

Het model WEBTICS is ontwikkeld om het effect van mechanische schelpdiervisserij op de draagkracht voor Scholeksters in de Waddenzee (Rappoldt *et al.* 2003a) en Oosterschelde (Rappoldt *et al.* 2003b) te onderzoeken. Vervolgens is het model toegepast op de Westerschelde om na te gaan of het model in de toekomst een rol zou kunnen spelen in het maken van betrouwbare voorspellingen over de effecten van waterstaatkundige ingrepen in het gebied, met name verbreding van de vaargeul (Rappoldt & Ens 2005). Daarbij bleken nog wat problemen in de bewerking van de onderliggende schelpdierdata die het gevolg zijn van het feit dat de jaarlijkse IMARES survey plaatsvindt in het voorjaar, maar dat de berekeningen met WEBTICS pas beginnen in het najaar als de Scholeksters terugkeren uit het broedgebied naar de overwinteringgebieden langs de kust. De gegevens van de schelpdiersurvey in het voorjaar moeten dus geëxtrapolerd worden naar het najaar. Op basis van een zorgvuldig onderzoek is de extrapolatie van de schelpdiergegevens verbeterd en zijn nieuwe berekeningen met WEBTICS voor de Westerschelde uitgevoerd (Rappoldt & Ens 2006). Vervolgens is het model gebruikt om de effecten van verschillende scenario's voor verruiming van de vaargeul in de Westerschelde op de draagkracht voor Scholeksters te bestuderen (Rappoldt & Ens 2007). In de Oosterschelde treedt als gevolg van de Deltawerken erosie van de platen op (Geurts van Kessel 2004). Op basis van door Rijkswaterstaat aangeleverde scenario's over de plaaterosie (in combinatie met zeespiegelstijging) is berekend wat de gevolgen zijn voor de draagkracht voor Scholeksters (Rappoldt *et al.* 2006); zie ook Figuur 7-4. De meest recente berekeningen betreffen onderzoek naar de vraag of het zinvol is gebieden dicht onder de kust te sluiten voor handkokkelvisserij als bijdrage aan de verbeterdoelstelling voor de Scholekster (Brinkman *et al.* 2008). Uit die berekeningen blijkt dat de huidige aantallen Scholeksters die in de Waddenzee overwinteren goed overeenkomen met de door WEBTICS voorspelde draagkracht (Rappoldt *et al.* 2008). Het gevolg is dat handkokkelvisserij bijna altijd tot een verlaging van de draagkracht voor Scholeksters zal leiden. Alleen onder heel speciale condities is dit niet het geval. Hierop komen we nog terug.

Uit het bovenstaande blijkt dat WEBTICS gebruikt kan worden om:

1. De draagkracht van een willekeurig wadgebied voor overwinterende Scholeksters te berekenen als er gegevens zijn over weer, tij, droogvalduur en voedselaanbod.
2. Op basis van historische data de effecten van schelpdiervisserij, plaaterosie en zeespiegelstijging door te rekenen.
3. Scenario-berekeningen uit te voeren over plaaterosie, zeespiegelstijging, vaargeulverdieping en beleid t.a.v. schelpdiervisserij.

In principe kan WEBTICS voor elke menselijke invloed die de hoogteligging van de platen, het voedselaanbod of de beschikbaarheid van het voedsel beïnvloedt een schatting maken van het effect op de draagkracht voor Scholeksters. Zo zal verstoring het voedsel af en toe lokaal onbereikbaar maken. Daar komt bij dat WEBTICS ook uitermate geschikt is om gecombineerde effecten (ook wel aangeduid als cumulatieve effecten) door te rekenen, bijvoorbeeld het effect van handkokkelvisserij met en zonder plaaterosie (of bodemdaling).

Wat WEBTICS echter niet doet is het effect berekenen van visserij op de verdere ontwikkeling van het kokkelbestand en daarmee op de situatie van volgende jaren. Dat effect hangt af van de leeftijdsopbouw van het kokkelbestand en is het grootst voor oudere kokkelbanken. Verder is WEBTICS ook geen model voor het gehele ecosysteem. Dat wil zeggen dat het effect van een ingreep op de schelpdieren zelf niet kan worden doorgerekend. Er wordt steeds uitgegaan van een schelpdierbestand voor september. Dat kan een waargenomen bestand zijn, of een bestand geschat met een schelpdier model (zoals in de Oosterschelde studie).

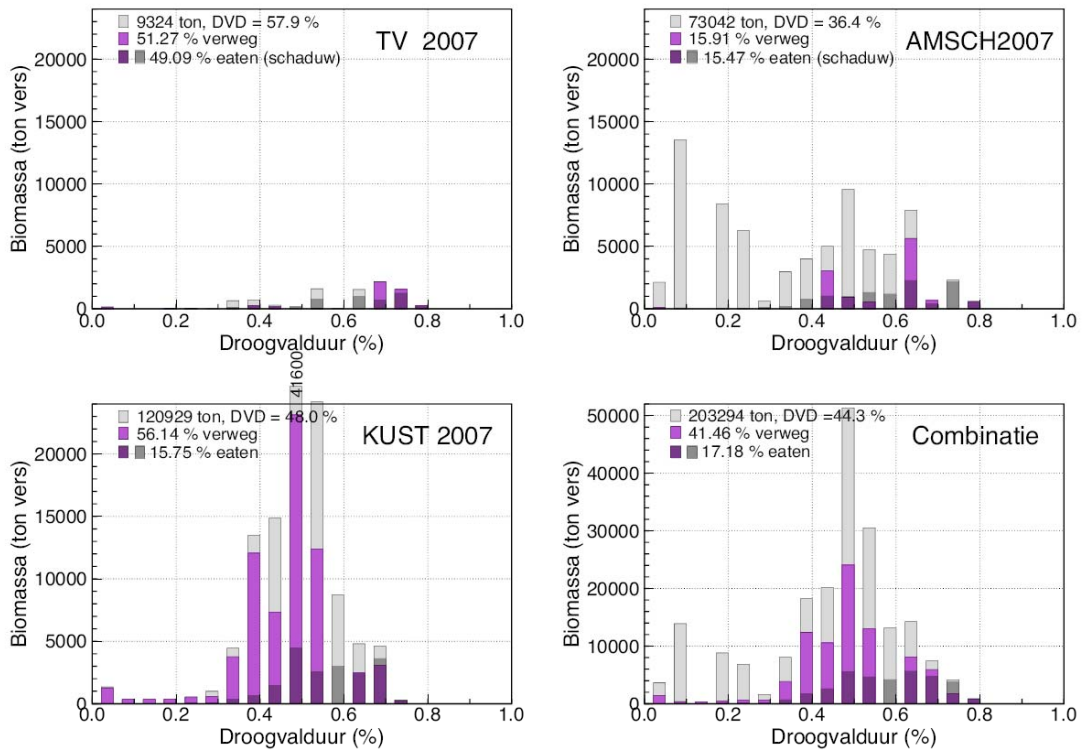
Tot nu toe is WEBTICS alleen gecalibreerd voor Scholeksters. Dit is een gevolg van het feit dat de Scholekster een algemene en karakteristieke wadvogel is waarvan de ecologie buitengewoon intensief is bestudeerd (Goss-Custard 1996; Blomert *et al.* 1996). Uit onderzoek van het aantal publicaties op het web of science blijkt zelfs dat de Scholekster de best bestudeerde wadvogel ter wereld is (Ilya MacLean pers. med.). Daarnaast zijn er dankzij de jaarlijkse schelpdiersurveys van IMARES ook buitengewoon goede gegevens over het voedselaanbod van de Scholeksters. Om het model toe te passen op andere wadvogels zal eerst een uitgebreide calibratie moeten plaatsvinden. Voor Wulp (Ens *et al.* 2006) en voor Kanoet (Ens *et al.* 2008c) is onderzocht welke informatie over de voedsleecologie beschikbaar is om berekeningen met WEBTICS mogelijk te maken, en welke acties nog nodig zijn voordat een succesvol model gebouwd kan worden. Over de voedsleecologie van beide soorten is veel bekend, maar de hoeveelheid werk die geïnvesteerd zal moeten worden moet niet worden onderschat.

#### **7.4 WEBTICS en bodemdaling door gaswinning**

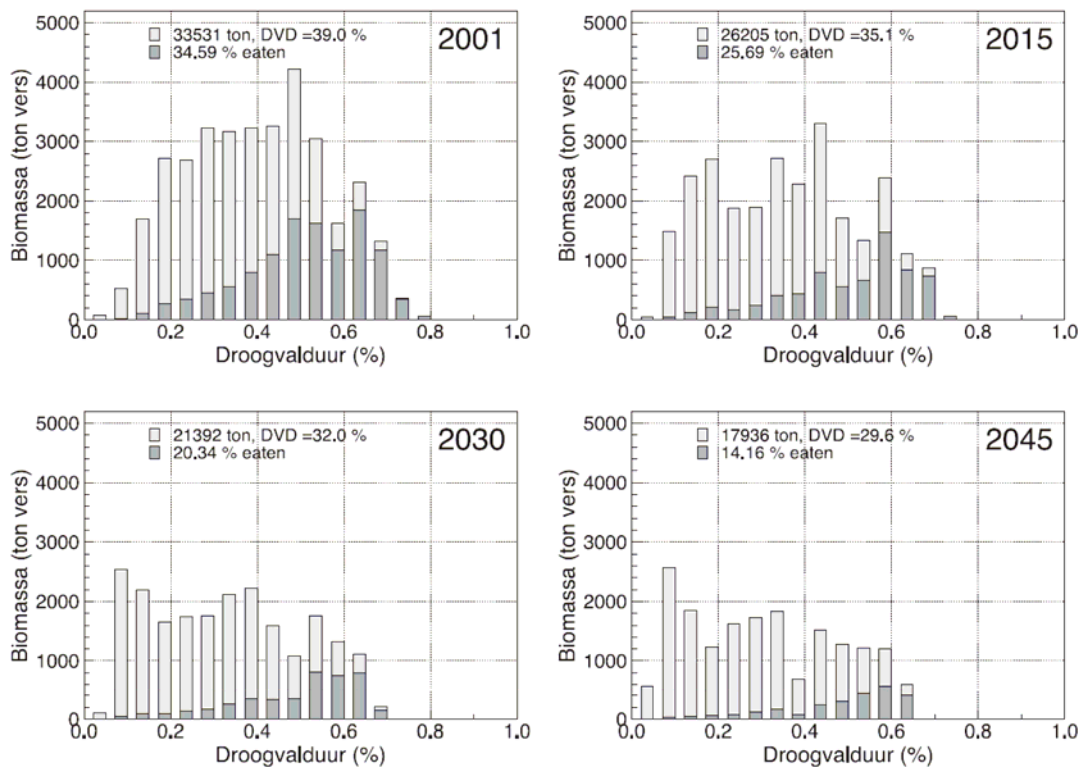
In het kader van dit rapport is de hoofdvraag in hoeverre WEBTICS bruikbaar is als instrument in het kader van monitoring "met de hand aan de kraan". WEBTICS is nog niet ingezet om de effecten van bodemdaling door te rekenen, maar het onderzoek naar de effecten van plaaterosie en zeespiegelstijging in de Oosterschelde bewijst dat dit geen enkel probleem is. Een minder goed gecalibreerde en niet gevalideerde voorloper van WEBTICS (het model DEplete) is in de integrale bodemdalingstudie gebruikt om verschillende scenario's van zeespiegelstijging en bodemdaling door te rekenen (Brinkman & Ens 1998). Deze scenario berekeningen zouden met betere scenario's, betere gegevens over het voedselaanbod (de IMARES surveys) en een beter model (WEBTICS) herhaald kunnen worden. Belangrijker nog is dat elk jaar de draagkracht van kombergingen met en zonder bodemdaling voor Scholeksters bepaald kan worden op basis van de weergegevens, de getijgegevens, de hoogtemeting van het wad en de gegevens over het voedselaanbod. Voor dat laatste zijn in ieder geval de jaarlijkse

IMARES surveys beschikbaar. Mogelijk dat de schattingen voor het voedselaanbod verbeterd kunnen worden met gegevens uit de monitoring in het kader van het ZKO programma voor wat betreft de westelijke Waddenzee en de door de NAM gefinancierde monitoring van de bodemfauna in de oostelijke Waddenzee. Mocht de draagkracht in kombergingen met bodemdaling zich in ongunstige zin ontwikkelen dan kunnen aanvullende analyses en berekeningen worden uitgevoerd over de oorzaken van die ontwikkeling.

In dit verband is het nuttig aandacht te besteden aan het effect van droogvalduur op de met WEBTICS berekende draagkracht. Het blijkt namelijk dat schelpdierbanken die lang droogvallen een veel grotere bijdrage leveren aan de draagkracht voor Scholeksters dan schelpdierbanken die maar kort droogvallen (Rappoldt *et al.* 2006; Rappoldt *et al.* 2008), ondanks het feit dat de kort droogvallende schelpdierbanken vaak veel betere foerageermogelijkheden bieden aan de Scholeksters (Sutherland 1982; Ens *et al.* 1996b). Dit heeft te maken met beperkingen in de verteringssnelheid van het voedsel en de beperkte opslagmogelijkheden van voedsel in het spijsverteringsstelsel van de Scholekster (Zwarts *et al.* 1996a). Het belang van de hooggelegen schelpdierbanken kan worden gevisualiseerd door de verdeling over droogvalduurtijden van de aan het begin van de winter aanwezige kokkelbiomassa te vergelijken met de weggegeten biomassa. In de Waddenzee zijn de aantallen Scholeksters op het niveau van de berekende draagkracht en het is duidelijk dat de predatiedruk vooral op de lang droog liggende schelpdierbanken zeer hoog is, onafhankelijk of deze banken nu dicht onder de kust liggen of ver weg (Figuur 7-7). Ook in de scenario-berekeningen voor de Oosterschelde zijn het volgens WEBTICS vooral de hooggelegen kokkelbanken die worden leeggegeten (Figuur 7-8). Het voorspelde draagkrachtverlies als gevolg van plaaterosie wordt in gelijke mate veroorzaakt door een afname in de kokkelbestanden als het minder beschikbaar worden van die kokkelbestanden.



**Figuur 7-7: Droogvalduur van de kokkels in 2007 voor de 3 deelgebieden TV (Texel, Vlieland), AMSCH (Ameland, Schiermonnikoog), KUST (Groningse en Friese kust) en de combinatie. De paarse delen van het histogram hebben betrekking op kokkels die “veraf” liggen (verder uit de kust dan de eerste geul vanaf het land). De gegeten fractie is beschaduwd (donkergrijs en donkerpaars). Overgenomen uit (Rappoldt *et al.* 2008).**



**Figuur 7-8: Droogvalduur van de kokkels in de modelbestanden voor de Oosterschelde voor de jaren 2001–2045. Het histogram geeft per droogvalduurklasse het versgewicht in september (na de zomergroei). De gemiddelde droogvalduur van de kokkels is in iedere figuur aangegeven. Het donkergrijze deel van het histogram geeft aan hoeveel kokkels in het model worden opgegeten door scholeksters tussen september en maart. Deze hoeveelheid is berekend door voor ieder deelgebied een simulatie uit te voeren met het aantal scholeksters op draagkracht (Rappoldt *et al.* 2006).**

Vanuit de optiek van het monitoren van de gevolgen van bodemdaling is het uitermate belangrijk om zeker te zijn dat de bevinding dat Scholeksters voor hun overleving vooral afhankelijk zijn van lang droogliggende schelpdierbanken correct is. Het verdient daarom aanbeveling hier nader onderzoek naar te verrichten.

## 7.5 Conclusies

1. Het model WEBTICS lijkt een bruikbaar instrument in het kader van monitoring "met de hand aan de kraan". Elk jaar kan op basis van nu al standaard verzamelde gegevens de draagkracht voor overwinterende Scholeksters voor kombergingen met en zonder bodemdaling worden berekend.
2. Calibratie van WEBTICS voor andere soorten dan de Scholekster is mogelijk, maar vereist wel een aanvullende onderzoeksinspanning. Kanoet en Wulp liggen het meest voor de hand.
3. Het verdient aanbeveling de voorspelling van WEBTICS dat met name de lang droogliggende schelpdierbanken de draagkracht voor Scholeksters bepalen aan een nader onderzoek te onderwerpen.

## 8 Broedsucces en geïntegreerde populatie monitoring

### 8.1 Inleiding

In de door LNV uitgegeven vergunning in het kader van de Natuurbeschermingswet voor de nieuwe gaswinning (LNV 2006) wordt als voorwaarde gesteld dat er geen meetbare nadelige effecten mogen ontstaan t.a.v. “de voedselvoorziening en broedsucces van de met betrekking tot de Natura 2000-gebieden Waddenzee, Lauwersmeer, Duinen Ameland, Duinen Schiermonnikoog en Noordzeekustzone relevante vogelsoorten”. Dat broedsucces desondanks ontbreekt als belangrijke parameter in het monitoringplan van de NAM (NAM 2007) is waarschijnlijk een gevolg van het feit dat bij het opstellen van het monitoringplan is aangenomen dat er geen monitoring van broedsucces plaatsvindt, zodat er ook geen sprake kon zijn van een goede nulmeting. Echter, sinds 2005 wordt jaarlijks op verschillende plaatsen in de Waddenzee het broedsucces van een aantal karakteristieke broedvogels gemeten (Oosterhuis *et al.* 2004; Willems *et al.* 2005; de Boer *et al.* 2007). Het gaat om Scholekster, Eidereend, Kluut, Zilvermeeuw, Kokmeeuw en Visdief. Voor deze soorten is er dus wel een nulmeting. In dit hoofdstuk wordt allereerst een korte schets gegeven van de waarde van het meten van broedsucces als monitoringparameter. Vervolgens wordt ingegaan op broedsucces als onderdeel van geïntegreerde populatie monitoring.

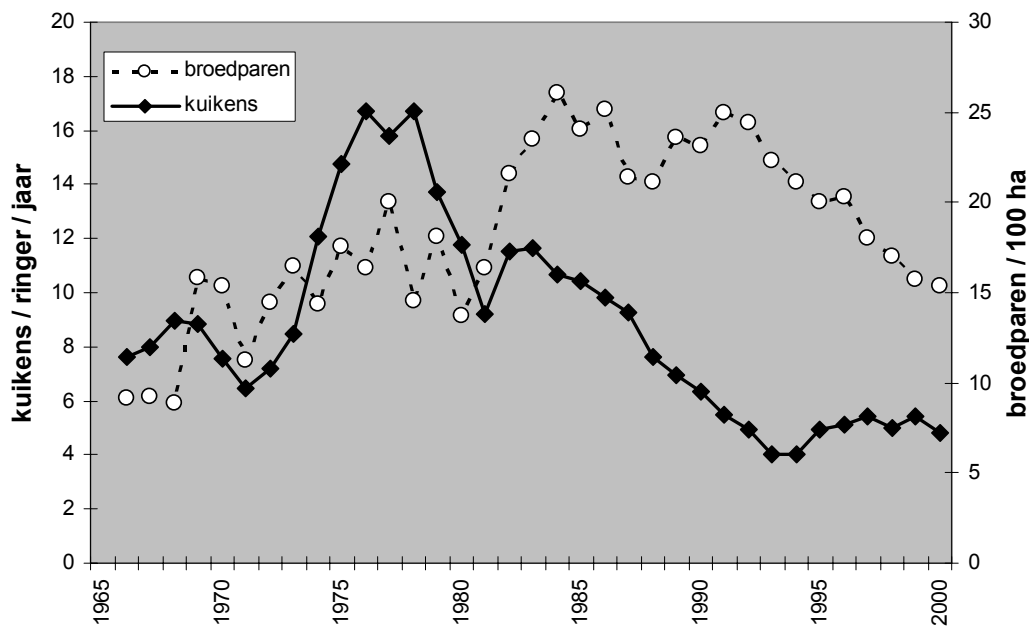
### 8.2 Broedsucces

Metingen van broedsucces zijn om een aantal redenen zinvol als het gaat om natuurbeheer en natuurbeleid (van Turnhout *et al.* 2008):

1. Evalueren van beheer: metingen aan broedsucces geven een betrouwbaarder en informatiever beeld van de effectiviteit van beheermaatregelen voor broedvogels dan alleen tellingen van aantallen;
2. Het achterhalen van oorzaken van waargenomen populatieveranderingen;
3. Het vroegtijdig van signaleren van zulke veranderingen bij langlevende soorten waar negatieve ontwikkelingen zich pas na enkele jaren in de populatieomvang manifesteren. Meten van broedsucces functioneert dan als “*early warning*”.

Gaswinning is geen maatregel in het kader van het natuurbeheer, maar voor monitoring "met de hand aan de kraan" is het belangrijk om na te kunnen gaan of de bodemdaling die het gevolg is van de gaswinning een effect heeft op de natuur, of een eventueel verband oorzakelijk is en als er een effect is dan willen we dat graag snel te weten komen. Dat broedsucces een goede *early warning* is bewijst Figuur 8-1. In Friesland bereikte het broedsucces van Scholeksters, gemeten als het aantal geringde kuikens per ringer per jaar, een hoogtepunt in de tweede helft van de jaren zeventig in de vorige eeuw (Hulscher & Verhulst 2003). Daarna nam het broedsucces snel af. Die afname in broedsucces werd uiteindelijk gevolgd door een afname in de dichtheid broedparen, maar met een tijdsverschil van ongeveer 7 jaar. Dat verschil komt overeen met de leeftijd die Scholeksters gemiddeld bereiken voor ze voor het eerst tot broeden komen (Ens *et al.* 1996a).

Ook in trilateraal verband raakt men in toenemende mate overtuigd van het belang van het meten van broedsucces. Daarom is recent onderzocht hoe een trilateraal monitoring programma van broedsucces eruit zou moeten zien en hoeveel dat zou moeten kosten (Koffijberg 2007). Alle 6 soorten die nu onderdeel uitmaken van het reproductiemeetnet Waddenzee (Scholekster, Eidereend, Kluut, Zilvermeeuw, Kokmeeuw en Visdief) hebben ook een hoge prioriteit in het voorstel voor TMAP. Daarnaast wordt aan een aantal extra soorten hoge prioriteit gegeven: Lepelaar, Kleine Mantelmeeuw, Grote Stern, Noordse Stern.

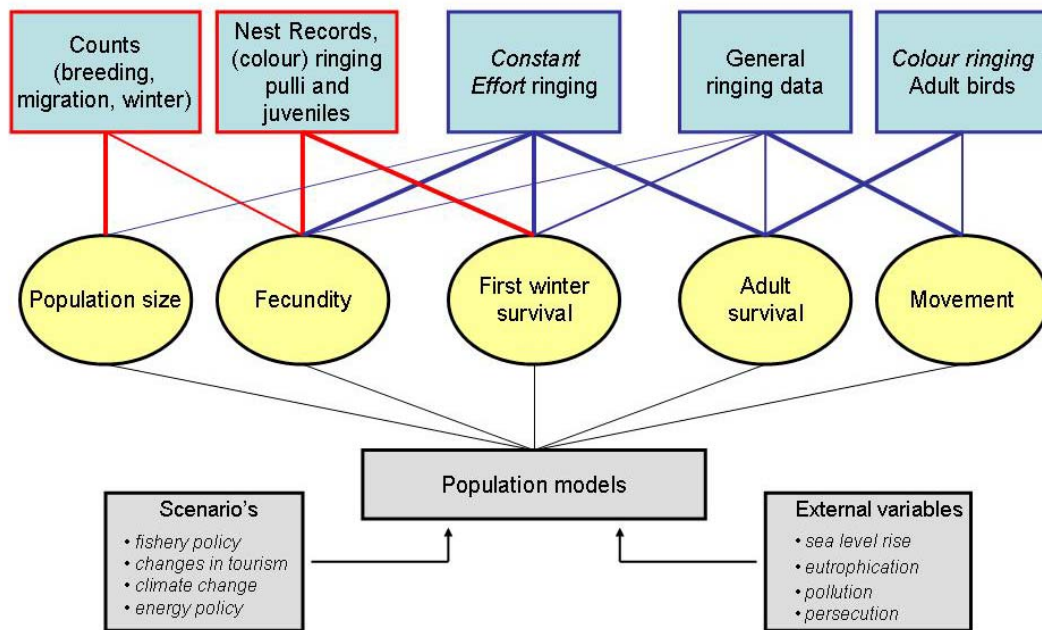


Figuur 8-1: Broedsucces als *early warning* voor een populatieafname van de Scholekster in Friesland. Weergegeven is het verloop in de tijd van het aantal broedparen per ha en het aantal kuikens dat per ringer per jaar werd geringd. Naar Hulscher & Verhulst 2003.

### 8.3 Geïntegreerde populatie monitoring

Populatie aantallen worden niet alleen door broedsucces bepaald, maar ook door overleving. Gelijktijdige monitoring van broedsucces en overleving levert naar verwachting dus een betere vinger aan de pols van de Waddenzee dan monitoring van broedsucces alleen (Reneerkens *et al.* 2005; Van der Jeugd *et al.* 2008). Als dat ook wordt gecombineerd met monitoring van aantallen is sprake van geïntegreerde populatie monitoring (Van der Jeugd *et al.* 2008). Het doel is populatie modellen te voeden met schattingen van populatie grootte, broedsucces, overleving (afhankelijk van leeftijd) en mogelijk migratie (Figuur 8-2). Die populatie modellen kunnen worden gebruikt het effect te onderzoeken van al of niet door mensen veroorzaakte veranderingen van het ecosysteem, of om scenarioberekeningen uit te voeren. De inzichten verkregen uit berekeningen met een draagkrachtmodel, zoals WEBTICS, dat zich tot het winterseizoen beperkt, kunnen op waardevolle wijze worden aangevuld met de inzichten uit

berekeningen met de IPM populatie modellen. Na uitgebreid onderzoek worden de volgende soorten door Van der Jeugd *et al.* (2008) voorgesteld voor geïntegreerde populatie monitoring: Aalscholver, Lepelaar, Rotgans, Eidearend, Scholekster, Kluut, Kanoet, Drieteen, Bonte Strandloper, Rosse Grutto, Kleine Mantelmeeuw, Zilvermeeuw en Visdief.



**Figuur 8-2:** Schematisch overzicht van de bijdrage van verschillende monitoring programma's (blauwe rechthoeken) aan de schatting van belangrijke parameters voor geïntegreerde populatie monitoring (IPM). Deze IPM parameters (gele ovalen) worden weer gebruikt in populatie modellen. Deze populatie modellen kunnen worden gebruikt om beleidsscenario's door te rekenen (linker grijze rechthoek) of the effect van door mensen veroorzaakte veranderingen van het ecosysteem (rechter grijze driehoek). Naar Van der Jeugd *et al.* 2008.

## 8.4 Conclusies

Monitoring van broedsucces is in principe te prefereren boven het tellen van aantallen broedvogels in het kader van monitoring "met de hand aan de kraan". Daarbij moet wel de voorwaarde gesteld worden dat het broedsucces voldoende betrouwbaar gemeten kan worden.

In het kader van monitoring "met de hand aan de kraan" is geïntegreerde populatie monitoring natuurlijk altijd beter dan monitoring van alleen broedsucces.



## 9 Discussie

In dit rapport worden mogelijkheden onderzocht om de monitoring van vogels in de Waddenzee te verbeteren in het licht van de behoefte om die monitoring een rol te laten spelen bij besluiten over de gaswinning, het zogenaamde “hand aan de kraan” principe. In deze discussie willen we niet ingaan op de conclusies van de afzonderlijke hoofdstukken, die steeds aan het einde van elk hoofdstuk vermeld staan. In plaats daarvan willen we aandacht besteden aan:

- De conclusie van de Auditcommissie (2007) over de watervogeltellingen dat “de kans reëel aanwezig is dat het niet mogelijk zal zijn aantalsveranderingen van vogels geteld op HVPs in (causaal) verband te brengen met de gaswinning. Voor de monitoring is dit probleem te ondervangen door in plaats daarvan plaatarealen, de bijbehorende droogvaltijd en de voor de vogels relevante voedselsoorten (bodemfauna) – de primaire parameters – adequaat te monitoren.”
- Het idee om het vogelonderzoek te concentreren op een aantal gidssoorten.

### 9.1 Conclusie auditcommissie over watervogeltellingen

De conclusie van de auditcommissie over de watervogeltellingen bevat een aantal componenten.

Allereerst wordt door de auditcommissie gesteld dat de kans reëel aanwezig is dat de aantalsveranderingen van de tijdens hoogwater op hvp's getelde vogels niet in (causaal) verband gebracht kunnen worden met de gaswinning. Net als de auditcommissie verwachten we dat een eventueel effect van bodemdaling klein zal zijn en dat het monitoring programma dus een klein effect moet kunnen detecteren. Zonder een power analyse kan echter niet op voorhand geconcludeerd worden dat de monitoring niet in staat zal zijn kleine effecten te detecteren. Dit punt verdient nader onderzoek en in hoofdstuk 5 is beschreven hoe dat onderzoek zou moeten plaatsvinden. Als de aantallen vogels (of bodemdieren) in gebieden met bodemdaling zich significant anders ontwikkelen dan de aantallen in gebieden zonder bodemdaling dan hoeft dat natuurlijk niet het gevolg te zijn van bodemdaling. Dat is echter een fundamenteel probleem van alle monitoring. Om oorzaken van trendbreuken te achterhalen is altijd aanvullend onderzoek nodig.

Vervolgens wordt door de auditcommissie voorgesteld dit probleem te ondervangen door in plaats van aantallen vogels, plaatarealen en de voor vogels relevante voedselsoorten adequaat te monitoren. Als de hvp-tellingen niet geschikt mochten blijken voor monitoring "met de hand aan de kraan", wat nog niet is bewezen, dan is dit een logische suggestie. Adequate monitoring van het voor vogels beschikbare voedsel is echter makkelijker gezegd dan gedaan. Dankzij het jarenlange onderzoek van Leo Zwarts en medewerkers weten we dat de wadvogels maar een kleine fractie van het totale prooibestand profijtelijk kunnen oogsten en dat elke wadvogelsoort zijn eigen specifieke eisen stelt (Zwarts & Wanink 1984; Esselink & Zwarts 1989; Zwarts *et al.* 1992; Zwarts & Wanink 1993; van de Kam *et al.* 1999); zie ook hoofdstuk 4. Als voorbeeld is in Tabel

9-1 een overzicht gegeven van de belangrijke prooidieren van de Wulp en de factoren die de beschikbaarheid en energiewinst voor de Wulp van die prooidieren bepalen. Krabben en garnalen zijn maar een deel van het seizoen op de platen aanwezig. Prooigrootte is belangrijk, omdat grote prooien meer energie bevatten, maar de grootste prooien zitten soms te diep, zoals bij de Strandgaper. Zeeduizendpoten graven diepere gangen in de winter en zijn dan ook minder actief en de schelpdieren bevatten minder vlees in de winter. Het zal daarom niet verbazen dat de ene prooisoort veel “beschikbaarder” is dan de andere prooisoort. Wadpieren leven in zulke diepe gangen dat Wulpen er niet bij kunnen en komen maar heel af en toe heel kort aan de oppervlakte. Zeeduizendpoten leven minder diep ingegraven en komen veel vaker aan de oppervlakte van het wad. Zeeduizendpoten zijn dus voor Wulpen veel makkelijker te vangen dan Wadpieren en bij eenzelfde biomassa dichtheid wormen foerageren er veel meer Wulpen op wad met vooral Zeeduizendpoten dan op wad met vooral Wadpieren (van de Kam *et al.* 1999); zie ook Figuur 4-3c.

**Tabel 9-1: Variatie in beschikbaarheid (als gevolg van seizoensmigratie, ingraafdiepte en activiteit) en conditie voor verschillende bodemdieren die door de Wulp worden gegeten. Naar Ens *et al.* 2006.**

Prooisoort	Latijnse naam	Migratie seizoen	Diepte seizoen	Diepte grootte	Activiteit getij	Activiteit seizoen	Conditie seizoen
Zeeduizendpoot	<i>Hediste diversicolor</i>	Nee	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja
Strandkrab	<i>Carcinus maenas</i>	Ja	Nee	Nee	Ja	Ja	Nee
Strandgaper	<i>Mya arenaria</i>	Nee	Nee	Ja	Nee	Nee	Ja
Platte Slijkgaper	<i>Scrobicularia plana</i>	Nee	Ja	Ja	Ja?	Ja?	Ja
Garnaal	<i>Crangon crangon</i>	Ja	Nee	Nee	Ja	Ja	Nee
Wadpier	<i>Arenicola marina</i>	Nee	Nee?	Ja	Ja	Ja	Ja
Schelpkokerworm	<i>Lanice conchilega</i>	Nee	Nee?	?	?	?	Ja?

Simpelweg bemonsteren van alle prooidieren en een totale biomassa dichtheid berekenen is dus geen optie. In het bemonsteringsprogramma zal rekening gehouden moeten worden met de factoren die beschikbaarheid voor vogels bepalen en vervolgens zal er een berekeningsmethodiek moeten worden toegepast die een eenduidig getal oplevert over het beschikbare voedselaanbod, waarbij ook droogvalduur van het wad wordt verdisconteerd. In het geval van Scholeksters bestaat een dergelijke berekeningsmethodiek: WEBTICS, zie hoofdstuk 7. De schelpdieren die als voedsel voor Scholeksters dienen migreren niet, leven op of dicht onder de oppervlakte van het wad en zijn inactief tijdens laagwater. De belangrijkste beschikbaarheidsproblemen waar rekening mee moet worden gehouden zijn het verlies aan conditie van de schelpdieren in de loop van de winter (waar goede gegevens over bestaan), de grootte van de schelpdieren, en de tijd dat de schelpdieren droogliggen. Dankzij de schelpdiersurveys van IMARES en de hoogtekaarten van Rijkswaterstaat kan met WEBTICS voor elke komberging vanaf 1990 de draagkracht voor Scholeksters worden berekend. Daarbij moet wel worden aangetekend dat de betrouwbaarheid van de schelpdiersurveys van IMARES (of welke andere survey ook) afneemt naarmate het gebied kleiner wordt, omdat daardoor de steekproef steeds kleiner wordt. Het verdient dus aanbeveling om een

schatting van die betrouwbaarheid te maken. Vervolgens zou met een power analyse kunnen worden bepaald of de nulhypothese dat bodemdaling geen effect heeft inderdaad sneller verworpen kan worden op basis van de middels schelpdiersurveys berekende draagkracht dan op basis van hoogwatertellingen van de vogels, zoals de auditcommissie verwacht.

WEBTICS kan waarschijnlijk ook worden toegepast op Kanoet en Wulp, maar daarvoor is wel eerst aanvullend onderzoek nodig; zie hoofdstuk 7. Echter, voor die soorten zijn de schelpdiersurveys van IMARES onbruikbaar. Kanoeten eten ook schelpdieren, maar alleen de kleinere exemplaren, die niet goed bemonsterd worden in de surveys van IMARES. De grootschalige bemonsteringen van het NIOZ van de westelijke en oostelijke Waddenzee in 2004 en 2006 leveren een goed beeld van het voedselaanbod voor de Kanoet (Kraan *et al.* 2007). Dat is niet verwonderlijk gezien de jarenlange intensieve studies van de voedsel生态学 van deze soort vanuit het NIOZ (Piersma 1994; van Gils 2004). Voor de Wulp zijn deze bemonsteringen echter onbruikbaar, omdat de wormen alleen in het veld geteld werden en er geen biomassa werd bepaald (Kraan *et al.* 2007). Er zijn dus alleen Waddenzee-brede historische surveys van het voedselaanbod voor Kanoet en Scholekster.

## 9.2 Gidssoorten

Uit het bovenstaande blijkt dat een keuze voor meer aandacht voor bemonstering van bodemdieren de facto ook een keuze is voor gidssoorten in die zien dat de bemonstering van de bodemfauna toegesneden zal moeten worden op een beperkt aantal vogelsoorten waarvan de voedselkeuze goed bekend is en waarvan het voor de vogels beschikbare voedselaanbod redelijkerwijs te bemonsteren is. Het is nu al duidelijk dat Scholekster en Kanoet gidssoort zijn, maar of ook de Wulp en misschien nog andere wormenetende wadvogelsoorten tot gidssoort kunnen worden gerekend kan pas beoordeeld worden na het beschikbaar komen van een uitgebreide beschrijving van het nieuw te starten monitoring programma van de bodemfauna.

De suggestie om de monitoring en het onderzoek van vogels in de Waddenzee te concentreren op een aantal gidssoorten is eerder gedaan in het kader van in opdracht van Vogelbescherming Nederland uitgevoerde studies (Reneerkens *et al.* 2005; Van der Jeugd *et al.* 2008). In het door het ministerie van LNV betaalde meetnet reproductie Waddenzee is ook een keuze gemaakt voor een beperkt aantal soorten (Willems *et al.* 2005) en datzelfde geldt voor de voorstellen om broedsucces Waddenzee breed te meten in het kader van TMAP (Koffijberg 2007). De verschillende selecties zijn met elkaar vergeleken in Tabel 9-2. Eidereend en Scholekster zijn de enige soorten die in alle selecties voorkomen. Lepelaar, Zilvermeeuw en Visdief krijgen drie kruisjes. De Eidereend speelt tot nu toe geen grote rol in discussies over monitoring van vogels "met de hand aan de kraan", omdat de soort zijn voedsel vooral uit dieper water haalt en niet van de droogvallende wadplaten, en omdat de soort niet laag op de kwelder broedt. Dat de Scholekster een voor de hand liggende gidssoort is moge duidelijk zijn. Voor Scholekster en Eidereend is de Waddenzee van groot belang als broedgebied en als overwinteringsgebied, maar er zijn ook veel soorten die er alleen broeden of juist alleen

buiten de broedtijd komen. De soorten die alleen buiten de broedtijd in de Waddenzee voorkomen kunnen alleen in de rechter twee kolommen een kruisje krijgen. Er is overeenstemming dat voor die categorie Rotgans, Kanoet en Rosse Grutto goede gidssoorten zijn. Als er gezocht wordt naar gidssoorten of indicator soorten voor broedvogels en niet-broedvogels in het kader van monitoring van vogels met de hand aan de kraan, dan lijkt er wetenschappelijk brede consensus over de in Tabel 9-2 grijs gemerkte vogelsoorten. In dat rijtje ontbreekt de Wulp, terwijl dit wel een algemene soort is, die grote goed bemonsterbare prooien eet, en waarvan zoveel bekend is over de voedsel生态学, dat calibratie van WEBTICS mogelijk lijkt (Ens *et al.* 2006). Dat zou een belangrijk argument kunnen zijn om de soort toch de status van gidssoort toe te kennen.

**Tabel 9-2: Vergelijking van voorstellen om het onderzoek en de monitoring van vogels in de Waddenzee te concentreren op een beperkt aantal gidssoorten in verschillende studies: reproductiemeetnet Waddenzee (Willems *et al.* 2005), TMAP (Koffijberg 2007), Waddenzee als kruispunt van vogeltrekwegen (Reneerkens *et al.* 2005) en geïntegreerde populatiemonitoring (Van der Jeugd *et al.* 2008). Ook is aangegeven of de betreffende soorten de Waddenzee als broedgebied (B) en/of juist buiten de broedtijd (N) gebruiken.**

Soort	B/N	Repro meetnet	TMAP	kruispunt	IPM
Aalscholver	BN				X
Lepelaar	B		X	X	X
Rotgans	N			X	X
Eidereend	BN	X	X	X	X
Scholekster	BN	X	X	X	X
Kluut	B	X	X		X
Kanoet	N			X	X
Drietenstrandloper	N				X
Bonte Strandloper	N				X
Rosse Grutto	N			X	X
Kleine Mantelmeeuw	B		X		X
Zilvermeeuw	BN	X	X		X
Kokmeeuw	BN	X	X		
Visdief	B	X	X		X
Grote Stern	B		X	X	
Noordse Stern	B		X		

## 10 Literatuur

- Arts F. A. & Berrevoets C.M. 2007. Midwintertelling van zee-eenden in de Waddenzee en de Nederlandse kustwateren, januari 2007. *Rapport RIKZ/2007.010*. RIKZ, Middelburg.
- Auditcommissie 2007. Monitoring van de aardgaswinning onder de Waddenzee vanaf de locaties Moddergat, Lauwersoog en Vierhuizen. Advies van de auditcommissie over de opzet van de monitoring en de nulmeting. *Rapportnummer 1900-368*. Commissie voor de m.e.r., Utrecht.
- Austin G.E. & Rehfisch M.M. 2005. Shifting non-breeding distribution of migratory fauna in relation to climate change. *Global Change Biology*, **11**, 31-38.
- van der Baan G., Blok A., Nijhof P. & Swennen C. 1957. Een inleidend onderzoek naar de betrekkingen tussen wadvogels en bodemfauna. *Verslag NJN Vogelwerkgroep*. NJN Vogelwerkgroep, Amsterdam.
- Bishop M.A., Warnock N. & Takekawa J.Y. 2004. Differential spring migration by male and female Western Sandpipers at interior and coastal stopover sites. *Ardea*, **92**, 185-196.
- Blomert A.-M., Ens B.J., Goss-Custard J.D., Hulscher J.B. & Zwarts L. 1996. Oystercatchers and their estuarine food supplies. *Ardea*, **84A**, 1-538.
- de Boer P., Voslamber B., Koks B., Kleefstra R. & Oosterhuis R. 2002. Onderzoek naar vogelwaarden van Hond en Paap in juli - november 2002. *SOVON-onderzoeksrapport 2002/14*. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- de Boer P., Oosterbeek K.H., Koffijberg K., Ens B.J., Smit C.J. & de Jong M.L. 2007. Broedsucces van kustbroedvogels in de Waddenzee in 2006. *Alterra-rapport 1745 / SOVON-onderzoeksrapport 2007/03*. Alterra, Wageningen.
- ter Braak C.J.F., van Strien A.J., Meijer R. & Verstrael T. 1994. Analysis of monitoring data with many missing values: which method? In: *Distribution, Monitoring and Ecological Aspects. Proceedings of the 12th International Conference of the International Bird Census Committee and European Ornithological Atlas Committee* (eds W. Hagemeyer & T. Verstrael), pp. 663-673. SOVON, Beek-Ubbergen.
- Brinkman A.G. & Ens B.J. 1998. Integrale Bodemdalingstudie Waddenzee: Vogels. *IBN rapport 371*. IBN, Den Burg.
- Brinkman A.G., Ens B.J., Jansen J. & Leopold M.F. 2008. Handkokkelactiviteiten in de Waddenzee. Antwoord op een aantal vragen van de Provincie Fryslân. *IMARES Rapport C047/08*. Wageningen IMARES, Texel.
- Britten M.W., Kennedy P.L. & Ambrose S. 1999. Performance and accuracy evaluation of small satellite transmitters. *Journal of Wildlife Management*, **63**, 1349-1358.
- Bruderer B. 1997a. The study of bird migration by radar .1. The technical basis. *Naturwissenschaften*, **84**, 1-8.

- Bruderer B. 1997b. The study of bird migration by radar .2. Major achievements. *Naturwissenschaften*, **84**, 45-54.
- Bruderer B. 2003. The Radar Window to Bird Migration. In: *Avian Migration* (eds P. Berthold, E. Gwinner & E. Sonnenschein), pp. 347-358. Springer-Verlag, Berlin.
- Bryant D.M. 1979. Effects of prey density and site character on estuary usage by overwintering waders (Charadrii). *Estuarine and Coastal Marine Science*, **9**, 369-384.
- Bult T. P., Ens B.J., Baars J.M.D.D., Kats R.K.H. & Leopold M.F. 2004. Eindrapport EVA II deelproject B3 (Evaluatie Schelpdiervisserij tweede fase): Evaluatie van de meting van het beschikbare voedselaanbod voor vogels die grote schelpdieren eten. *RIVO rapport C018/04*. RIVO, Yerseke.
- CLS 2008. Argos User's Manual. Worldwide tracking and environmental monitoring by satellite.
- Cochran W.G. & Cox G.M. 1957. *Experimental Designs*. Wiley, New York.
- Courtens W. & Stienen E.W.M. 2004. Verkennende studie naar het gebruik van radarbeelden voor vaststelling van vogeltrek op zee. In: *Interactions between anthropogenic activities and the avifauna in Belgian marine areas. Rapport Instituut voor Natuurbehoud, 2004.136* (ed. E.W.M. Stienen), pp. 25-38. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel.
- Cresswell W. 1994. Age-dependent choice of redshank (*Tringa totanus*) feeding location - profitability or risk. *Journal of Animal Ecology*, **63**, 589-600.
- Cresswell W. & Whitfield D.P. 1994. The effects of raptor predation on wintering wader populations at the Tynninghame estuary, Southeast Scotland. *Ibis*, **136**, 223-232.
- Desholm M., Fox A.D., Beasley P.D.L. & Kahlert J. 2006. Remote techniques for counting and estimating the number of bird-wind turbine collisions at sea: a review. *Ibis*, **148**, 76-89.
- van Dijk A.J. 2004. Handleiding Broedvogel Monitoring Project (Broedvogelinventarisatie in proefvlakken). SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- van Dijk A.J., Hustings F. & van der Weide M. 2004. Handleiding Landelijk Soortonderzoek Broedvogels (Kolonievogels en zeldzame broedvogels). SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- van Dijk A.J., Dijkse L., Hustings F., Koffijberg K., Oosterhuis R., van Turnhout C., van der Weide M., Zoetebier D. & Plate C. 2006. Broedvogels in Nederland in 2004. SOVON-monitoringrapport 2006/01. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- van Dijk A.J., Boele A., Hustings F., Koffijberg K. & Plate C. 2008. Broedvogels in Nederland in 2006. SOVON-monitoringrapport 2008/01. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- Eastwood E. 1967. *Radar Ornithology*. Methuen, London.
- Ebbinge B., Zegers P., Groenendaal M., Ruardij P., Zwarts L., Kuyken E., Morraux P., Goudswaard K., & van Tol J. 1974. Schierboek 5. *Rapport NJN-VWG*.

Ens B.J. 1994. The career decisions of the Oystercatcher *Haematopus ostralegus*. *Limosa*, **67**, 53-67.

Ens B.J. & Zwarts L. 1980a. Territoriaal gedrag bij wulpen buiten het broedgebied. *Watervogels*, **5**, 155-169.

Ens B.J. & Zwarts L. 1980b. Wulpen op het wad van Moddergat. *Watervogels*, **5**, 108-120.

Ens B.J. & Goss-Custard J.D. 1984. Interference among Oystercatchers *Haematopus ostralegus*, feeding on mussels, *Mytilus edulis*, on the Exe estuary. *Journal of Animal Ecology*, **53**, 127-231.

Ens B.J., Esselink P. & Zwarts L. 1990. Kleptoparasitism as a problem of prey choice: a study of mudflat-feeding Curlews, *Numenius arquata*. *Animal Behaviour*, **39**, 219-230.

Ens B.J., Rappoldt C. & Zwarts L. 2006. WEBTICS voor Wulpen. Rapportage over de werkzaamheden die nodig zijn om het simulatiemodel WEBTICS toe te passen op de Wulp. *SOVON-onderzoeksrapport 2006-11/EcoCurves rapport 3*. SOVON Vogelonderzoek Nederland/EcoCurves, Beek-Ubbergen/Haren.

Ens B.J., Briggs K.B., Safriel U.N. & Smit C.J. 1996a. Life history decisions during the breeding season. In: *The Oystercatcher: From Individuals to Populations* (ed J. D. Goss-Custard), pp. 186-218. Oxford University Press, Oxford.

Ens B.J., Merck T., Smit C.J. & Bunscoeke E.J. 1996b. Functional and numerical response of Oystercatchers *Haematopus ostralegus* on shellfish populations. *Ardea*, **84A**, 441-452.

Ens B. J., Brinkman A. G., Dijkman E., Meesters E., Kersten M., Brenninkmeijer A. & Twisk F. 2005. Modelling the distribution of waders in the Westerschelde. What is the predictive power of abiotic variables? *Alterra-rapport 1193*. Alterra, Wageningen.

Ens B.J., Bairlein F., Camphuysen C.J., de Boer P., Exo K.M., Gallego N., Hoye B., Klaassen M., Oosterbeek K., Shamoun-Baranes J., van der Jeugd H. & van Gasteren H. 2008a. Tracking of individual birds. Report on WP3230 (bird tracking sensor characterization) and WP4130 (sensor adaptation and calibration for bird tracking system) of the FlySafe basic activities project. *SOVON-onderzoeksrapport 2008/10*. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.

Ens B.J., Koffijberg K., Oomen D., van Roomen M., van Winden E. & Zoetebier D. 2008b. Nulrapportage monitoring vogels Waddenzee (1991-2006) in het kader van de nieuwe gaswinningen. *SOVON-onderzoeksrapport 2008-07*. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.

Ens B.J., Oosterbeek K.H. & Rappoldt C. 2008c. WEBTICS voor Kanoeten. Rapportage over de werkzaamheden die nodig zijn om het simulatiemodel WEBTICS toe te passen op de Kanoet. *SOVON-onderzoeksrapport 2008/13*. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.

Esselink P. & Zwarts L. 1989. Seasonal trend in burrow depth and tidal variation in feeding activity of *Nereis diversicolor*. *Marine Ecology Progress Series*, **56**, 243-254.

Evensen G. 2003. The Ensemble Kalman Filter: theoretical formulation and practical implementation. *Ocean Dynamics*, **53**, 343-357.

- Evensen G. 2004. Sampling strategies and square root analysis schemes for the EnKF. *Ocean Dynamics*, **54**, 539-560.
- Exo K.M., Scheiffarth G. & Haesihus U. 1996. The application of motion-sensitive transmitters to record activity and foraging patterns of Oystercatchers *Haematopus ostralegus*. *Ardea*, **84A**, 29-38.
- Fretwell S.D. & Lucas H.L., Jr. 1970. On territorial behavior and other factors influencing habitat distribution in birds. I. Theoretical development. *Acta Biotheoretica*, **XIX**, 16-36.
- Gary B.R. & Burlew M.M. 2007. Estimating trend precision and power to detect trends across grouped count data. *Ecology*, **88**, 2364-2372.
- van Gasteren H., Holleman I., Bouten W., van Loon E. & and Shamoun-Baranes J. 2008. Extracting bird migration information from C-band Doppler weather radars. *Ibis*. In druk.
- Gauthreaux S.A. & Belser C.G. 2005. Radar Ornithology and the Conservation of Migratory Birds. *USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-191*.
- Geurts van Kessel A.J.M. 2004. Verlopend tij, Oosterschelde een veranderend natuurmonument. *Rapport RIKZ/2004.028*. RIKZ, Middelburg.
- Gillings S., Fuller R.J. & Sutherland W.J. 2005. Diurnal studies do not predict nocturnal habitat choice and site selection of European Golden-Plovers (*Pluvialis apricaria*) and Northern Lapwings (*Vanellus vanellus*). *Auk*, **122**, 1249-1260.
- van Gils J.A. 2004. *Foraging decisions in a digestively constrained long-distance migrant, the red knot (Calidris canutus)*. Rijksuniversiteit Groningen.
- Goss-Custard J.D. 1970. The Response of Redshank (*Tringa totanus*) to spatial variations in the density of their prey. *Journal of Animal Ecology*, **39**, 91-113.
- Goss-Custard J.D. 1980. Competition for food and interference among waders. *Ardea*, **68**, 31-52.
- Goss-Custard J.D. 1985. Foraging behaviour of wading birds and the carrying capacity of estuaries. In: *Behavioural ecology: ecological consequences of adaptive behaviour* (eds R. M. Sibly & R. H. Smith), pp. 169-188. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Goss-Custard J.D. 1996. *The Oystercatcher: From Individuals to Populations*. Oxford University Press, Oxford.
- Goss-Custard J.D., dit Durell S.E.A.I.V., Goater C.P., Hulscher J.B., Lambeck R.H.D., Meininger P.L. & Urfi J. 1996. How Oystercatchers survive the winter. In: *The Oystercatcher: From Individuals to Populations* (ed J. D. Goss-Custard), pp. 155-185. Oxford University Press, Oxford.
- Granadeiro J.P., Andrade J. & Palmeirim J.M. 2004. Modelling the distribution of shorebirds in estuarine areas using generalised additive models. *Journal of Sea Research*, **52**, 227-240.
- Gregoire T.G. & Valentine H.T. 2004. *Sampling strategies for natural resources and the environment*. Lewis Publishers.



- Gronnevik R. & Evensen G. 2001. Application of ensemble-based techniques in fish stock assessment. *Sarsia*, **86**, 517-526.
- Hicklin P.W. & Smith P.C. 1984. Selection of foraging sites and invertebrate prey by migrant Semipalmated Sandpipers, *Calidris pusilla* (Pallas), in Minas Basin, Bay of Fundy. *Canadian Journal of Zoology*, **62**, 2201-2210.
- Hilton G.M., Ruxton G.D. & Cresswell W. 1999. Choice of foraging area with respect to predation risk in redshanks: the effects of weather and predator activity. *Oikos*, **87**, 295-302.
- van den Hout P.J., Spaans B. & Piersma T. 2007. Differential mortality of wintering shorebirds on the Banc d'Arguin, Mauritania, due to predation by large falcons. *Ibis*, **150**, 219-230.
- Hulscher J.B. & Verhulst S. 2003. Opkomst en neergang van de Scholekster *Haematopus ostralegus* in Friesland in 1966-2000. *Limosa*, **76**, 11-22.
- van der Jeugd H.P., Schekkerman H. & Ens B.J. 2008. Towards Integrated Population Monitoring of birds in the Wadden Sea. *Vogeltrekstation publication*.
- de Jong M. L., Ens B.J. & Leopold M.F. 2005. Het voorkomen van Zee- en Eideeenden in de winter van 2004-2005 in de Waddenzee en de Noordzee-kustzone. *Alterra rapport 1208*. Alterra, Wageningen.
- Kalejta B. & Hockey P.A.R. 1994. Distribution of shorebirds at the Berg River Estuary, South Africa, in relation to foraging modes, food supply and environmental features. *Ibis*, **136**, 233-239.
- van de Kam J., Ens B.J., Piersma T. & Zwarts L. 1999. Ecologische atlas van de Nederlandse wadvogels. Schuyt & Co, Haarlem.
- van de Kam J., Ens B.J., Piersma T. & Zwarts L. 2004. Shorebirds. An illustrated behavioural ecology. KNNV Publishers, Utrecht.
- Kamermans P., Kesteloo-Hendrikse J.J. & Baars D. 2003. EVA II deelproject H2 (Evaluatie schelpdiervisserij tweede fase): Evaluatie van de geschatte omvang en ligging van kokkelbestanden in de Waddenzee, Ooster- en Westerschelde. *RIVO rapport C054/03*. RIVO, Yerseke.
- Kesteloo J.J., van Stralen M.R., Jansen J.M. & van Zweeden C. 2008. Het kokkelbestand in de Nederlandse kustwateren in 2008. *IMARES Rapport C051/08*. Wageningen IMARES, Yerseke.
- Koffijberg K. 2007. Implementation of 'breeding success' as new parameter within TMAP. *Report on behalf of Joint Monitoring Group for Breeding Birds in the Wadden Sea (JMBB)*. SOVON Vogelonderzoek Nederland / Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven.
- Koffijberg K., Dijkse L., Hälterlein B., Laursen K., Potel P. & Südbeck P. 2006. Breeding birds in the Wadden Sea in 2001. Results of the total survey in 2001 and trends in numbers between 1991-2001. Wadden Sea Ecosystem 22. CWSS, Wilhelmshaven.
- van Kleunen A. 1999. Verspreiding en habitatvoorkeur van eenden en steltlopers in Ooster- en Westerschelde. *Werkdocument RIKZ / OS / 2000.806x*. RIKZ, Middelburg.

- Kraan C., Dekinga A., Folmer E. O., van der Veer H. W. & Piersma T. 2007. Macrobenthic fauna on intertidal mudflats in the Dutch Wadden Sea: Species abundances, biomass and distributions in 2004 and 2006. *NIOZ-Report 2007-2*. Royal Netherlands Institute for Sea Research (NIOZ), Den Burg.
- Kuyken E., Sluiter H., Zwarts L., de Vries G., Mooser R., Tjallingii S., Winterwerp F., & Drenth E. 1965. Schierboek 2. *Rapport NJN-VWG*.
- Lank D.B. & Ydenberg R.C. 2003. Death and danger at migratory stopovers: problems with "predation risk". *Journal of Avian Biology*, **34**, 225-228.
- Laursen K., Frikke J. & Kahlert J. 2008. Accuracy of 'total counts' of waterbirds from aircraft in coastal waters. *Wildlife Biology*, **14**, 165-175.
- Leyrer J., Spaans B., Camara M. & Piersma T. 2006. Small home ranges and high site fidelity in red knots (*Calidris c. canutus*) wintering on the Banc d'Arguin, Mauritania. *Journal of Ornithology*, **147**, 376-384.
- Liechti F. & Bruderer B. 1998. The relevance of wind for optimal migration theory. *Journal of Avian Biology*, **29**, 561-568.
- LNV 2006. Vergunning in kader Natuurbeschermingswet (Waddenzee en Lauwersmeer) voor activiteiten gaswinning locatie Moddergat. Kenmerk DRZ/06/2589/HD/SM.
- Looijen R. 1983. Tijdsbesteding van wulpen aan de Friese Waddenkust: op zoek naar compensatie-mechanismen. *Werkdocument 1983-138 Abw*. Rijksdienst voor de IJsselmeerpolders, Lelystad.
- Maclean I.M.D., Austin G.E., Rehfisch M.M., Blew J., Crowe O., Delany S., Devos K., Deceuninck B., Günther K., Laursen K., van Roomen M. & Wahl J. 2008. Climate change causes rapid changes in the distribution and site abundance of birds in winter. *Global Change Biology*, **14**, 2489-2500.
- van der Meer J. & Ens B.J. 1997. Models of Interference and Their Consequences for the Spatial Distribution of Ideal and Free Predators. *Journal of Animal Ecology*, **66**, 846-858.
- Meesters H. W. G., Krijgsveld K.L., Zuur A.F., Ieno E.N. & Smith G.M. 2007. Classification trees and radar detection of birds for North Sea wind farms. In: *Analysing Ecological Data* (eds A.F. Zuur, E.N. Ieno & G.M. Smith), Springer, Berlin.
- Meire P.M. 1993. *Wader populations and macrozoobenthos in a changing estuary: the Oosterschelde (The Netherlands)*. University of Gent.
- Montgomery D.C. 1997. *Design and Analysis of Experiments*. John Wiley & Sons, New York.
- Moody A.L., Thompson W.A., de Bruijn B., Houston A.I. & Goss-Custard J.D. 1997. The analysis of the spacing of animals, with an example based on oystercatchers during the tidal cycle. *Journal of Animal Ecology*, **66**, 615-628.

Musgrove A.J., Langston R.H.W., Baker H. & Ward R.M. 2003. Estuarine Waterbirds at Low Tide: the WeBS Low Tide Counts 1992-93 to 1998-99. *Report WSG/BTO/WWT/RSPB/JNCC*. International Wader Study Group, Thetford.

Naef-Daenzer B., Fruh D., Stalder M., Wetli P. & Weise E. 2005. Miniaturization (0.2 g) and evaluation of attachment techniques of telemetry transmitters. *Journal of Experimental Biology*, **208**, 4063-4068.

NAM 2007. Winning waddengas vanaf de locaties Moddergat, Lauwersoog en Vierhuizen. Monitoringprogramma 2007-2012. *NAM document nummer EP200701201533*. Nederlandse Aardoliemaatschappij BV, Assen.

Oosterhuis R., Foppen R., van Turnhout C., Koks B., Dijkse L.J., Vogel R.L., Ens B.J., de Jong M. L. & Kats R.K.H. 2004. Naar een reproductiemetnet voor broedvogels in de Waddenzee. *SOVON rapport 2004/3 & Alterra rapport 944*. SOVON, Beek-Ubbergen.

Pauw P., Zwartz L., Roselaar K., Koolhaas J., Dantuma R., de Bruyn K. & Ebbing B. 1970. Schierboek 4. *Rapport NJN-VWG*.

Piersma T. 1994. *Close to the edge: energetic bottlenecks and the evolution of migratory pathways in Knots*. Rijksuniversiteit Groningen.

Rappoldt C. & Ens B.J. 2005. Scholeksters en hun voedsel in de Westerschelde. Een verkenning van de voedselsituatie voor de scholeksters in de Westerschelde over de periode 1992-2003 met het simulatiemodel WEBTICS. *Alterra rapport 1209*. Alterra, Wageningen.

Rappoldt C. & Ens B.J. 2006. Scholeksters en kokkels in de Westerschelde; Modelberekeningen voor de periode 1992-2003 op basis van een verbeterde schatting van de groei en overleving van kokkels in de zomer. *EcoCurves rapport 1 / SOVON-onderzoeksrapport 2006/06*. EcoCurves / SOVON Vogelonderzoek Nederland, Haren / Beek-Ubbergen.

Rappoldt C. & Ens B.J. 2007. Scholeksters en de verruiming van de Westerschelde; Modelberekeningen voor de periode 1992-2015 aan het effect van de voorgenomen verruiming van de vaargeul op het aantal scholeksters. *EcoCurves rapport 5/SOVON-onderzoeksrapport 2007/03*. EcoCurves, Haren.

Rappoldt C., Kersten M. & Carriere C. 1973. Ameland-verslag. Verslag van het wadvogelonderzoek op Ameland in 1972 en 1973. *Rapport KJN-VWG*. jeugdbonden voor natuurstudie, Nijmegen.

Rappoldt C., Ens, B.J., Dijkman E. & Bult T. 2003a. Scholeksters en hun voedsel in de Waddenzee. Rapport voor deelproject B1 van EVA II, de tweede fase van het evaluatieonderzoek naar de effecten van schelpdiervisserij op natuurwaarden in de Waddenzee en Oosterschelde 1999-2003. *Alterra rapport 882*. Alterra, Wageningen.

Rappoldt C., Ens B.J., Dijkman E., Bult T., Berrevoets C.M. & Geurts van Kessel J. 2003b. Scholeksters en hun voedsel in de Oosterschelde. Rapport voor deelproject D2 thema 1 van EVA II, de tweede fase van het evaluatieonderzoek naar de effecten van schelpdiervisserij op natuurwaarden in Waddenzee en Oosterschelde 1999-2003. *Alterra rapport 883*. Alterra, Wageningen.

Rappoldt C., Ens B.J., Kersten M. & Dijkman E. 2004. Wader Energy Balance & Tidal Cycle Simulator WEBTICS. Technical Documentation version 1.1. *Alterra rapport 869*. Alterra, Wageningen.

Rappoldt C., Kersten M. & Ens B.J. 2006. Scholeksters en de droogvalduur van kokkels in de Oosterschelde; Modelberekeningen voor de periode 1990-2045 aan het effect van zandhonger en zeespiegelstijging op het aantal scholeksters. *Ecocurves rapport 2/SOVON-onderzoeksrapport 2006/12*. EcoCurves/SOVON Vogelonderzoek Nederland, Haren/Beek-Ubbergen.

Rappoldt C., Ens B.J. & Brinkman A.G. 2008. Het kokkelbestand 2001-2007 en het aantal scholeksters in de Waddenzee. Een beknopte modelstudie naar het effect van visserij. *EcoCurves rapport 8 / SOVON-onderzoeksrapport 2008/09*. EcoCurves / SOVON-Vogelonderzoek Nederland, Haren / Beek-Ubbergen.

Reneerkens J., Piersma T. & Spaans B. 2005. De Waddenzee als kruispunt van vogeltrekwegen. *NIOZ-rapport 2005-4*. Koninklijk Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee (NIOZ), Den Burg.

van Roomen M., van Winden E., Koffijberg K., van den Bremer L., Ens B. J., Kleefstra R., Schoppers J. & Vergeer J.-W. 2007. Watervogels in Nederland in 2005/2006. *SOVON-monitoringrapport 2007/03; Waterdienstrapport BM07.09*. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.

Schmaljohann H., Liechti F., Bachler E., Steuri T. & Bruderer B. 2008. Quantification of bird migration by radar - a detection probability problem. *Ibis*, **150**, 342-355.

Shamoun-Baranes J., Bouten W., Sierdsema H., van Belle J., van Gasteren H. & van Loon E. 2006. The Netherlands Birds Avoidance Model. *Report University of Amsterdam, SOVON & Royal Dutch Air Force*.

Sims M., Wanless S., Harris M.P., Mitchell P.I. & Elston D.A. 2006. Evaluating the power of monitoring plot designs for detecting long-term trends in the numbers of common guillemots. *Journal of Applied Ecology*, **43**, 537-546.

Smit C. J., Brasseur S.M.J.M., Ens B.J. & Oosterbeek K.H. 2007. Effecten van schietoefeningen vanaf Fort Erfprins op natuurwaarden in het zeegat van Texel. Een inventarisatie van bestaande kennis en een voorstudie voor ander onderzoek. *IMARES rapport C109/07 / SOVON onderzoeksrapport 2007/05*. Wageningen IMARES / SOVON Vogelonderzoek Nederland, Den Burg / Beek-Ubbergen.

Smit C.J. & Visser G.J.M. 1993. Effects of disturbance on shorebirds: a summary of existing knowledge from the Dutch Wadden Sea and Delta area. *Wader Study Group Bulletin*, **68**, 6-19.

Spaans B., Bruinzeel L. & Smit C.J. 1996. Effecten van verstoring door mensen op wadvogels in de Waddenzee en de Oosterschelde. *IBN-rapport 202*. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO), Wageningen.

Stillman R.A. & Goss-Custard J.D. 2002. Seasonal changes in the response of oystercatchers *Haematopus ostralegus* to human disturbance. *Journal of Avian Biology*, **33**, 358-365.

- van Strien A. 2007. Landelijke Natuurmeetnetten van het NEM in 2006. Kwaliteitsrapportage NEM. Centraal Bureau voor de Statistiek. Voorburg / Heerlen.
- Sutherland W.J. 1982. Spatial variation in the predation of cockles by Oystercatchers at Traeth Melynog, Anglesey. II. The pattern of mortality. *Journal of Animal Ecology*, **51**, 491-500.
- Sutherland W.J. 1983. Aggregation and the ideal free distribution. *Journal of Animal Ecology*, **52**, 821-828.
- Sutherland W.J. & Koene P. 1982. Field estimates of the strength of interference between oystercatchers *Haematopus ostralegus*. *Oecologia*, **55**, 108-109.
- Thogmartin W.E., Gray B.R., Gallagher M., Young N., Rohweder J.J. & Knutson M.G. 2007. Power to detect trend in short-term time series of bird abundance. *The Condor*, **109**, 943-948.
- Thomas L. 1996. Monitoring long-term population change: why are there so many analysis methods? *Ecology*, **77**, 49-58.
- van Turnhout C., Schekkerman H., Ens B.J. & Koffijberg K. 2008. Nut en noodzaak van broedbiologisch onderzoek voor natuurbeheer en -beleid. *De Levende Natuur*, **109**, 158-162.
- Vahl W.K. 2007. *Interference competition among foraging waders*. Rijksuniversiteit Groningen.
- Whitfield D.P. 2003. Redshank *Tringa totanus* flocking behaviour, distance from cover and vulnerability to sparrowhawk *Accipiter nisus* predation. *Journal of Avian Biology*, **34**, 163-169.
- Wiersma P. & Piersma T. 1994. Effects of microhabitat, flocking, climate and migratory goal on energy expenditure in the annual cycle of knots. *Condor*, **96**, 257-279.
- Willems F., Oosterhuis R., Dijkzen L. J., Kats R.K.H. & Ens B.J. 2005. Broedsucces van kustbroedvogels in de Waddenzee 2005. *SOVON-onderzoeksrapport 2005/07 - Alterra-rapport 1265*. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- Yates M.G., Goss-Custard J.D., McGrorty S., Lakhani K.H., dit Durell S.E.A.I.V., Clarke R. T., Rispin W.E., Moy I., Yates T., Plant R.A. & Frost A.J. 1993. Sediment characteristics, invertebrate densities and shorebird densities on the inner banks of the Wash. *Journal of Applied Ecology*, **30**, 599-614.
- Ydenberg R.C., Butler R.W., Lank D.B., Smith B.D. & Ireland J. 2004. Western sandpipers have altered migration tactics as peregrine falcon populations have recovered. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*, **271**, 1263-1269.
- Zaugg S., Saporta G., van Loon E. & Liechti F. 2008. Automatic identification of bird targets with radar via patterns produced by wing flapping. *Interfaces*. In druk.
- Zegers P.M. 1973. Invloed van verstoring op het gedrag van wadvogels. *Waddenbulletin*, **8**, 3-7.
- Zwarts J., Zwarts L., de Vries G., Kuyken E., Voss A. & Koolhaas J. 1966. Schierboek 3. *Rapport NJN-VWG*.
- Zwarts L. 1981. Habitat selection and competition in wading birds. In: *Birds of the Wadden Sea* (eds C. J. Smit & W. J. Wolff), pp. 271-279. Balkema, Rotterdam.

Zwarts L. 1988. Numbers and distribution of coastal waders in Guinea-Bissau. *Ardea*, **76**, 42-55.

Zwarts L. & Drent R.H. 1981. Prey depletion and the regulation of predator density: oystercatchers (*Haematopus ostralegus*) feeding on mussels (*Mytilus edulis*). In: *Feeding and survival strategies of estuarine organisms* (eds N. V. Jones & W. J. Wolff), pp. 193-216. Plenum Press, New York.

Zwarts L. & Wanink J.H. 1984. How Oystercatchers and Curlews successively deplete clams. In: *Coastal waders and wildfowl in winter* (eds P. R. Evans, J. D. Goss-Custard & W. G. Hale), pp. 69-83. Cambridge University Press, Cambridge.

Zwarts L. & Blomert A.-M. 1992. Why knot *Calidris canutus* take medium-sized *Macoma balthica* when six prey species are available. *Marine Ecology Progress Series*, **83**, 113-128.

Zwarts L. & Wanink J.H. 1993. How the food supply harvestable by waders in the Wadden Sea depends on the variation in energy density, body weight, biomass, burying depth and behaviour of tidal-flat invertebrates. *Netherlands Journal of Sea Research*, **31**, 441-476.

Zwarts L., Blomert A.-M., Ens B.J., Hupkes R. & van Spanje T.M. 1990. Why do waders reach high feeding densities on the intertidal flats of the Banc d'Arguin, Mauritania? *Ardea*, **78**, 39-52.

Zwarts L., Blomert A.-M. & Wanink J.H. 1992. Annual and seasonal variation in the food supply harvestable by knot *Calidris canutus* staging in the Wadden Sea in late summer. *Marine Ecology Progress Series*, **83**, 129-139.

Zwarts L., Ens B.J., Goss-Custard J.D., Hulscher J.B. & Kersten M. 1996a. Why Oystercatchers *Haematopus ostralegus* cannot meet their daily energy requirements in a single low water period. *Ardea*, **84A**, 269-290.

Zwarts L., Wanink J.H. & Ens B.J. 1996b. Predicting seasonal and annual fluctuations in the local exploitation of different prey by Oystercatchers *Haematopus ostralegus*: a ten-year study in the Wadden Sea. *Ardea*, **84A**, 401-440.

## Bijlage 1

# Manual wadistid, version 1

Emiel van Loon ([vanloon@uva.nl](mailto:vanloon@uva.nl))

Computational Geo-Ecology (CGE)  
Instituut voor Biodiversiteit en Ecosysteem Dynamica (IBED)  
Universiteit van Amsterdam  
Nieuwe Achtergracht 166  
1018 WV Amsterdam



Amsterdam  
December 2008



This document and the accompanying computer code is licensed under a Creative Commons Attribution-Share Alike 3.0 Unported.

This licence implies that:

**You are free to:**

- to copy, distribute and transmit the wadistid computer code and accompanying documentation
- to adapt the code and accompanying documentation

**Under the conditions that:**

- you refer to the following reference, as the original source

E.E. van Loon (2008) Manual wadistid, version 1. Technical Report. IBED, Universiteit van Amsterdam.
---

- if you distribute any work that uses (parts of) wadistid or its documentation, you do this only under the same, similar or a compatible license.

The full license can be found at <http://creativecommons.org/licenses/by-sa/3.0/>.



## TABLE OF CONTENTS

---

Summary .....	90
Introduction .....	91
Tide-dependent movements of waders in the Wadden Sea .....	91
A model to describe wader movements - <i>wadistid</i> .....	91
Running wadistid .....	93
An example run: redistribution in a circular domain .....	97
References .....	99
Appendix A: Short tutorial on running wadistid .....	100
Appendix B: Mathematical background .....	104

11

## Summary

---

The abundances of waders in the Wadden Sea are mainly assessed during high water periods when these birds reside on relatively small areas (high water locations). However, these counts can not readily be translated into a distribution during low water. Before starting to conduct additional counts during low tide, e.g. in order to establish relations between the high tide and low tide distribution of birds, it is important to assess how many of these counts would be required to develop such relations. For this purpose the wadistid (WAder DIStribution under influence of TIDe) model is created. It is designed as a tool to experiment with different observation and modelling strategies in order to find out what type of measurement plan would be feasible, given a particular spatial geometry and a particular set of behavioural rules according to which individual birds move. The model is kept simple because it is meant to act as a template for more extensive models (e.g. different models per species, or different models for different parts of the Wadden Sea). This manual describes the structure of wadistid and the main assumptions in the modelling approach. The required input data is described and model outputs are discussed. Also a tutorial is provided, to explain briefly how the model can be applied in practice.

## 12 Introduction

---

This report explains briefly the structure and application of the wadistid (WAder DIStribution under influence of TIDe) model. As explained in the subsequent sections, wadistid is a very simple model. It is intended to be used first in a series of basic experiments on artificial data. At a later stage it could be applied to real data, and real measurement-optimization problems that have to do with structured local bird movements (like the tide-dependent movements on the Wadden Sea).

Suggestions to improve the model or its documentation are always welcome ([vanloon@uva.nl](mailto:vanloon@uva.nl)).

## 13 Tide-dependent movements of waders in the Wadden Sea

---

The Wadden Sea is an estuary where the tide has a large effect on ecosystem functioning. The waders move to high-water locations where they rest (and do usually not feed) during high water and move onto the mudflats during low water to feed.

While during high water the birds reside on fixed, relatively small, locations, during low water the waders fly to the extensive areas that fall dry (preferably the most food-rich parts). While the waders start on the patches that fall dry first, they slowly disperse by following the water line while the water retreats. The reverse process occurs when the water level rises again. The total surface area of the feeding areas during low water is several orders of magnitude larger than the high-tide (resting) areas.

When considering these dynamics it is therefore not surprising that the bird surveys by SOVON concentrate on counting abundances at high water locations: high water counts can be done with much less effort and at a greater accuracy than low water counts. However, when information is desired about the distribution of birds during low-water there is an information gap.

## 14 A model to describe wader movements - *wadistid*

---

The options for estimating and monitoring the low-water distribution of waders in the Wadden Sea are:

- a) to build a concept-based model that in an accurate and precise way relates high water counts to low water distribution (which needs to be calibrated and tested with extensive and combined observations of high-water and low-water distribution), so that this model can be applied by feeding it with routinely collected high water counts only;
- b) to build a concept-based model that approximately relates high water counts to low water distribution (which needs to be calibrated and tested with some combined observations of high-water and low-water distribution), and combine this model with some routinely collected low water distribution counts as well as routinely collected high water counts;
- c) to routinely collect a lot of data on low water distribution and interpolate this data (or make aggregate estimates for the spatial units of interest) with a data-based technique.

Option c seems not to be feasible (at least not in the near future). This leaves us with monitoring options that have in some way to rely on conceptual models (rather than a purely data-based model of option c) and monitoring of both high water and low water distribution. In both cases these observations are input to a model. In option a) they are required for parameter estimation, and in option b) they are required for both parameter and state estimation.

Regardless of the model technique chosen and before starting any low water counts, it is wise to study how much and at which level of accuracy and precision these should be collected to be of any use. The utility of observations is conditional on the type of model that is being used. Hence, first a model should be available and on the basis of such a model an experimental plan can be evaluated. Unfortunately, waders behave not all in a similar way, such that different models may be required for different species. In addition, there are only very few models available to describe the travel patterns of waders between high water and low water areas, while the information to develop these models (combined observation of high water and low water distribution) is lacking. Hence we end-up in a stalemate: an optimal measurement plan cannot be developed without a model, and a model cannot be developed with sufficient and adequate measurements.

The way out of this problem is to work with artificial data sets, generated by models that represent sufficient key features of the wader system, and then experiment with several sub-optimal models (which can be of type a or b) under various measurement scenario's. On the basis of these experiments it the approximate observational requirements to achieve a given level of accuracy will become clear.

The wadistid model is designed especially to generate synthetic data, design sub-optimal models and, by using these, to evaluate different measurement plans. Stated differently, wadistid is made to experiment with different observation and modelling strategies in order to find out what type of measurement plan would be feasible, given a particular spatial geometry and a particular set of behavioural rules according to which individual birds move.

In the process of defining several sub-optimal models and evaluating different measurement plans, the sequence of fitting and evaluating a model must be repeated many times. For that reason, wadistid is kept simple, and defined in such a way (as a regularized and constrained linear model) that it can be calibrated and evaluated very fast even for problems with many spatial units (many parameters). Another reason to keep the model simple is that it is meant to act as a template for various more extensive models (e.g. per species, for different parts of the Wadden sea) with rather specific rules – it is not intended as a realistic model for a specific or average wader species.

## General structure

The model requires data on counts during high water per high water counting unit (HTU), distances between HTU's and the low water counting units (LTU's), and food availability per LTU. The trade-off between food and distance to travel is described by the relation:

$$food_L = dfpar \cdot dist_{H,L} \quad (eq. 1)$$

It states that the available food at LTU  $L$  ( $food_L$ ) allows a bird to travel a distance  $dist$  (from HTU  $H$  to LTU  $L$ ). The parameter  $dfpar$  stands for 'distance to food parameter'.

The available food at  $L$  is not unlimited, therefore a constraint is placed on the total number of birds that can move to an LTU  $L$  via the relation

$$food_L \geq fpbpar \cdot nrbird_L \quad (\text{eq. 2})$$

where the total number of birds that can move to LTU  $L$  is given by  $nrbird_L$ , and  $fpbpar$  is the 'food per bird parameter'.

In addition to these relations wadistid uses the assumption that HTU's that are near to each other or have more similar behaviour than HTU's that are further apart.

The various rules are combined with the HTU counts in a regression model with several equality and inequality constraints. (see Appendix B for details).

## Limitations

One of the most obvious limitations of wadistid is its semi-distributed nature, i.e. different high tide units and low tide units are distinguished but they are considered as point locations so that there is only one distance between any pair of units. In reality, the units (especially LTU's) may cover big surfaces. Another limitation is that the model simulates a steady-state situation, where birds have an average behaviour. Thus variability in time is not simulated by the model (in bird movement nor in food availability).

Another important limitation of wadistid in its current form is that only one type of bird is considered (i.e. one behaviour, and one set of parameters). While it will be relatively easy to extend the model to deal with different bird types, this option is not present currently.

## 15 Running wadistid

---

### Organising input data

The required inputs for wadistid are:

1. the location and geometry of each high water counting unit
2. the location and geometry of each low water counting unit
3. the counts at (some of) the high water counting unit
4. the counts at (some of) the low water counting units (this can be omitted)
5. the food availability at each low water counting unit
6. the average distance between each high and low water counting unit (inputs 1 and 2 should be combined to give these distances).
7. A parameter to specify the required food per bird ( $fpbpar$ , a default value does exist and is given by  $0.9 * \sum food_L / \sum nrbird_H$ , with  $\sum food_L$  = total available food at all low water counting units, and  $\sum nrbird_H$  = total nr of birds at all high water counting units).
8. A parameter that specifies the trade-off of distance to travel versus food that is available at a given location ( $dfpar$ , see equation 1). It has units of  $\{\text{Energy} \cdot \text{distance}^{-1}\}$ . A default value does exist and is given by  $\text{average}(food_L) * \text{average}(dist_{HL})$ .

Once this information is available, a copy can be made of the excel workbook wadistid\_template.xls. In this copy all relevant values can be entered in the appropriate places (Appendix A explains the spreadsheet structure a bit further, and in addition, the spreadsheet is annotated quite well).

It is important to note that in a next version the aim is to calculate the distance between each high and low water counting unit within wadistid, so that input nr. 6 does not have to be calculated by hand anymore.

## Choosing values for regularization parameters

Three so-called regularization parameters: spatreg, foodreg and distreg. The values of these cannot be specified for a general situation, but are specific for each study and are derived by optimization (the regularization parameters are always bigger than zero). The meaning of the three parameters is as follows:

- a. spatreg is a parameter to account for spatial autocorrelation (HTUs that are near to each other should have a similar partitioning over LTUs). The higher this value, the more stringent the spatial autocorrelation rule is applied. A value between 0 and 1 is reasonable when starting to analyse a new problem.
- b. foodreg is a parameter to account for the attractiveness to go to a place with a lot of available food. Enter one value here. The higher this value, the more weight is given to this rule. A value between 0 and 1 is reasonable when starting to analyse a new problem.
- c. distreg is a parameter to account for the effect of distance. The further an LTU is removed from an HTU, the less attractive it becomes. If the value of distreg increases, the rule (decreasing attractiveness when further apart) gets more weight. A value between 0 and 1 is reasonable when starting to analyse a new problem.

In a first run all regularization parameter should be set to a small value of e.g. 0.1 After that the different parameters should be changed stepwise according to a full factorial design (i.e. all combinations of the three parameters), to find the combination that leads to smallest overall model prediction error (the model prediction errors are expressed by an RMSE value). The way by which the optimal regularization parameters can be obtained is described in Appendix B (at the end, see eqs 9a and 9b). This procedure is currently not automated in wadistid.

## Run the wadistid model

After entering data in an excel workbook, it should be closed (excel itself can stay opened). The reason for this is that when running wadistid, the output will be written into an extra worksheet in the workbook. If the workbook is still opened by another program, Matlab cannot write to it.

Now wadistid can be run by the following command in Matlab:

```
>> wadistid('testdata1.xls')
```

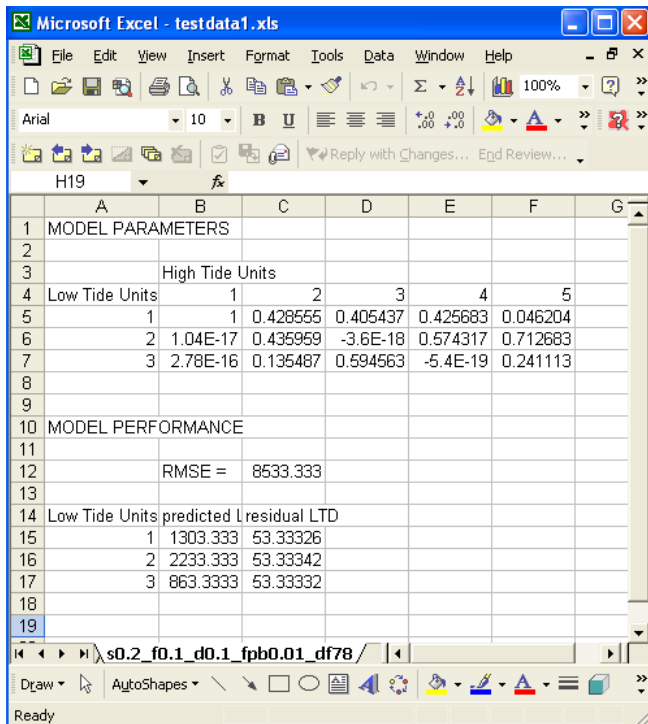
In this command the 'testdata1.xls' workbook should be replaced by the name of the workbook in which the problem was specified. wadistid indicates when it is finished and has written its output to the workbook.

## Investigate the output data

After wadistid has finished, the workbook can be opened again to study the results. Here, we will use the output from 'testdata1.xls' to explain the results from wadistid.

It appears that an extra worksheet is added, under the name 's0.2\_f0.1\_d0.1\_fpb0.01\_df78'. This name is a concatenation of the different parameter values that were assigned in the worksheet PriorPar.

The idea behind this somewhat involved name is that when you experiment with a certain problem, you can safely change the values of the parameters and rerun the model, because the results of all runs are automatically saved in separate worksheets. However, when making changes in the other worksheets (e.g. Food or Dist), the output-worksheets are overwritten. Thus, when making changes in worksheets other than PriorPar, it may be wise to make a copy of the workbook under a different name.



**Figure 1.** View of the output worksheet in the workbook 'testdata1.xls', after running wadistid on the initial settings.

The output from the initial run is shown in Figure A.2. This worksheet has two sections. The first is called 'MODEL PARAMETERS', the second 'MODEL PERFORMANCE'.

In the MODEL PARAMETERS section, a table is shown where each column sums to 1. The table shows which fraction of the birds in a HTU moves to the different LTU's. For example, from HTU 1 all the birds move to LTU 1 (the values 1.04E-17 and 2.78E-18 are effectively zeros), while for HTU 2 the distribution is: 0.42 moves to LTU 1, 0.43 moves to LTU 2 and 0.13 moves to LTU 3.

This is all there is to the model: providing a simple partitioning rule per HTU about how to assign the birds to different LTUs.

In the section 'MODEL PERFORMANCE' a root mean squared error (RMSE) is given. This value represents the average model error. It tells that by using the partitioning rules (as shown under 'MODEL PARAMETERS') the average misprediction per LTU is 8533 birds. So this value

gives an indication about the value of the predictions that could be made with the partitioning rules.

Finally, the model provides a prediction of the number of birds that are expected per LTU, accompanied by the prediction error (residual).

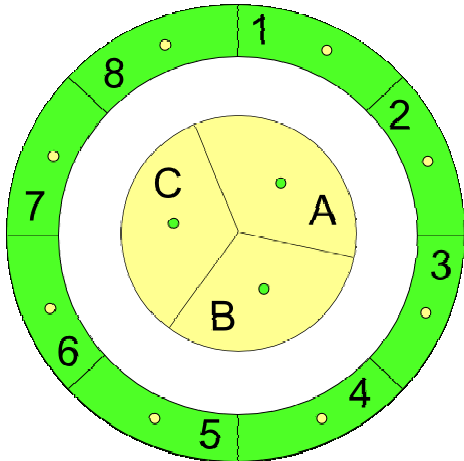
In the workbook testdata1.xls, the counts are given for each HTU and LTU. However, in many realistic situations, most LTU's are not counted. In these situations, it is possible to predict the expected number of birds per LTU, but it is not possible to calculate the RMSE nor the residual for those LTU's where no counts are available. So in situations where not all LTU's are counted (the respective cells in worksheet 'LTD' are left empty), the cells for 'RMSE' and 'residual LTD' are empty.



## 16 An example run: redistribution in a circular domain

---

As an example we will evaluate the redistribution of individuals when these are distributed over a circular domain while feeding in a central area. The spatial lay-out is shown in Figure 1.



**Figure 1.** The lay-out of a circular domain with HTUs in the green parts (numbered 1 to 8) and LTUs in the yellow part (indicated by letters a to c). The distance between the HTUs and LTUs is measured between the yellow and green points (in the HTUs and LTUs respectively).

In this spatial lay-out it is relatively straightforward to vary the number of LTUs (yellow units in Figure 1), and also to vary the exact location of these (i.e. the rotation of the LTU-circle) with respect to the HTU-circle. This property is used here to evaluate the prediction error of estimating the number of birds in the LTUs as a function of the number of LTUs that are observed, the size of the LTUs (i.e. the number of areas that are distinguished in the yellow circle), the observation error in the LTUs and the degree of model-correctness (implemented by rotating the LTU-domain). The experimental set-up is specified in Table 1. As shown in Table 1, it is a full factorial experiment with four treatments, each having two levels (resulting in 16 model runs). There is stochasticity involved when adding error to the LTU distribution (last column) and for that reason each treatment is repeated ten times, when adding a 5% noise to the LTU observations. In these experiments the regularization parameters are unknown and derived by optimizing the results (as described in Appendix B). In the wadistid model the sub-directory 'circular\_domain\_experiment' contains the various runfiles for this experiment. The results of the experiment are shown in Table 2. The RMSE value in the shaded cells can be seen as reference values. The exact values in these cells are dependent on the values chosen in the HTUs and LTUs as well as the heterogeneity between these, but given these boundary conditions there is no possibility to achieve a better result (given the geometry of the system with its imperfect observability). The linearity of the system and the solution algorithm give a best possible estimate. Also with other types of models, such as dynamic models, agent-based models or non-linear models, a better result is not possible unless the model better observable by describing individuals or dynamics over time.

**Table 1.** Lay-out of a small full factorial experiment to quantify the effect of different model and observation plans on model predictive error. The source data are generated with a models of respective 3 and 5 LTUs (see also the first column) and 8 HTUs. The observation error in the LTUs is an unbiased Gaussian error with a standard deviation equal to 0.05 times the mean LTU values.

Model run	Nr of LTUs	model correctness (deg. rotation with regard to original)	nr of LTUs observed	observation error in LTUs (% of the mean)
1	3	0	3	0
2	5	0	5	0
3	3	5	3	0
4	5	5	5	0
5	3	0	2	0
6	5	0	4	0
7	3	5	2	0
8	5	5	4	0
9	3	0	3	5
10	5	0	5	5
11	3	5	3	5
12	5	5	5	5
13	3	0	2	5
14	5	0	4	5
15	3	5	2	5
16	5	5	4	5

As explained in the caption of Table 2, the two output values that are presented, RMSE fit and RMSE CV, represent the average error (RMSE fit) that one would always like to calculate, but can only be calculated with artificial data (when the ‘full truth’ is available). As an alternative in field situations, the RMSE CV can be calculated. Table 2 shows that (fortunately) RMSE CV is following the pattern of RMSE fit and is systematically a bit higher.

The results in Table 2 show that the model error increases when distinguishing more units (5 units versus 3 units), which is to be expected. When distinguishing more units it turns out that the sensitivity to other perturbations is not increasing: there is little or no interaction between the resolution of a problem and various sources of error.

Overall, limited observability together with observation error have the most negative effect on the results. The incorrect model representation by rotation seems to be of smaller importance.

**Table 2.** Predictive error of the experiment that was outlined in Table 1. RMSE fit is the root mean squared error of observed numbers at all LTUs versus the predicted numbers at all LTUs. RMSE CV is the RMSE based on leave-one-out cross-validation (see equation B9a in appendix B). When working with artificial data RMSE fit can be calculated, but when working with field data only RMSE CV is available as an error-estimate.

Model run	RMSE fit	RMSE CV
1	123	131
2	185	252
3	146	169
4	213	223
5	163	212
6	195	201
7	234	257
8	294	314
9	214	233
10	232	245
11	238	251
12	280	283
13	331	392
14	347	421
15	341	363
16	389	461

What can we learn from this experiment with regard to real data? Nothing, this demonstration was meant to illustrate the type of experiment that can be done with wadistid. To evaluate a real case study, a realistic geometry has to be used with realistic bird numbers and heterogeneity, observation errors and observation units. The experiment does show that even when using a few factors and treatments, quite a large number of model runs need to be conducted. It also illustrates that after completion of the experiment, quantitative information (like in Table 2) is *in principle* available to decide about the most cost effective monitoring plan that leads to acceptable errors in estimating low water bird distribution. However, to get to such decisions, the cost of a given monitoring plan needs to be specified as well as the trade-off between cost and acceptable errors.

## 17 References

- Portugal, L. F., Judice, J. J. & Vicente, L. N. A Comparison of Block Pivoting and Interior-Point Algorithms for Linear Least-Squares Problems with Nonnegative Variables. *Math. Comput.* **63**, 625-643 (1994).
- Tikhonov, A. N. & Arsenin, V. A. *Solutions of Ill-posed Problems* (Winston & Sons, Washington, 1977).

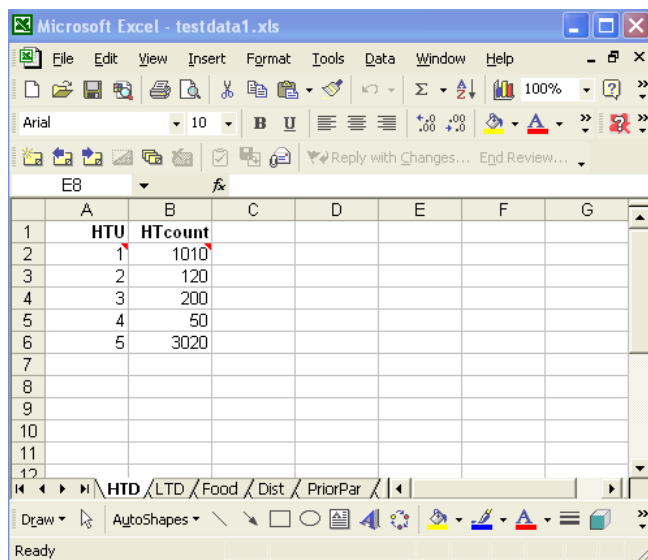
## 18 Appendix A: Short tutorial on running wadistid

---

Open Matlab, and make the directory in which the wadistid program and input-files are located the current directory. In case the wadistid program and input-files are located in the directory 'c:\temp\wadistid', then the command would be

```
>> cd c:\temp\wadistid
```

Next, open the excel-workbook testdata1.xls. This workbook has five worksheets that contain the different input data and parameters for wadistid: HTD, LTD, Food, Dist, and PriorPar (see Figure A.1).



	A	B	C	D	E	F	G
1	HTU	HTcount					
2	1	1010					
3	2	120					
4	3	200					
5	4	50					
6	5	3020					
7							
8							
9							
10							
11							
12							

**Figure A.1.** View of workbook 'testdata1.xls'.

The different worksheet-names have the following meaning:

- HTD = High Tide Distribution, this table gives the distribution of birds for each high water counting unit (HTU) that is considered.
- LTD = Low Tide Distribution, this table gives the distribution of birds for each low water counting unit (LTU) that is considered.
- Food = food availability at each LTU
- Dist = distance between the centre of each HTU and each LTU
- PriorPar = a number of parameters that are required for wadistid in order to find a solution. These parameters are:

- spatreg = A parameter to account for spatial autocorrelation, i.e. HTUs that are near to each other should have a similar partitioning over LTUs. The higher this value, the more stringent the spatial autocorrelation rule is applied. A value between 0 and 1 is reasonable when starting to analyse a new problem.
- foodreg = A parameter to account for the attractiveness to go to a place with a lot of available food. Enter one value here. The higher this value, the more weight this rule will be given. A value between 0 and 1 is reasonable when starting to analyse a new problem.
- distreg = A parameter to account for the effect of distance. The further an LTU is removed from an HTU, the less attractive it becomes. If the value of distreg increases the rule (decreasing attractiveness when further apart) gets more weight. A value between 0 and 1 is reasonable when starting to analyse a new problem.
- fbpbar = A parameter to specify the required food per bird. By default the required food per bird is calculated by the crude estimate that the 90% of the food resources available in total is required to support all the birds. This leads to the following calculation of fbpbar:  $fbpbar = 0.9 * \text{sum}(\text{Food}) / \text{sum}(\text{HTcount})$   
fbpbar does not have to be specified (in that case the default will be used), but when specified the value will overrule the default.
- dfpar = A parameter to correct for inconsistent units between distance and food availability (hence dfpar). A default value for dfpar is calculated by:  $dfpar = \text{average}(\text{Food}) * \text{average}(\text{Dist})$ .  
dfpar does not have to be specified (in that case the default will be used), and when specified the value will overrule the default. However, to get realistic results, dfpar should be given a value that is close to the default value.

The workbook contains helpful comments (under the small red triangles in the upper-right corner of a cell, see Figure 1). These comments give the meaning of all columns and also indicates which values have to be filled in and which can be left empty. A comment becomes visible when the mouse is moved over it.

Moreover, the excel workbook testdata1.xls has all values filled in, so that no editing is required. Testdata1.xls contains a setting with five HTU's and three LTU's.

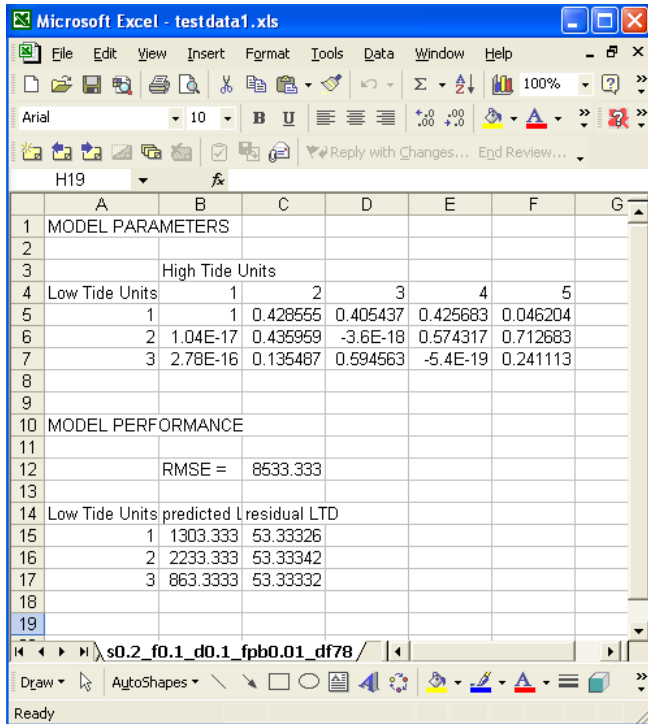
After viewing the excel workbook, it should be closed (excel itself can stay opened). The reason for this is that when running wadistid, the output will be written into an extra worksheet in testdata1.xls. If the workbook is still opened by another program, Matlab cannot write to it.

Now wadistid can be run by the following command in Matlab:

```
>> wadistid('testdata1.xls')
```

After this function has been executed, testdata1.xls can be opened again to study the results. It appears that an extra worksheet is added, under the name 's0.2\_f0.1\_d0.1\_fpb0.01\_df78'. This name is a concatenation of the different parameter values that were assigned in the worksheet PriorPar.

The idea behind this somewhat involved name is that when you experiment with a certain problem, you can safely change the values of the parameters and rerun the model, because the results of all runs are automatically saved in separate worksheets. However, when making changes in the other worksheets (e.g. Food or Dist), the output worksheets are overwritten. Thus, when making changes in worksheets other than PriorPar, it may be wise to make a copy of the workbook under a different name.



**Figure A.2.** View of the output worksheet in the workbook 'testdata1.xls', after running wadistid on the initial settings.

The output from the initial run is shown in Figure A.2. This worksheet has two sections. The first is called 'MODEL PARAMETERS', the second 'MODEL PERFORMANCE'.

In the MODEL PARAMETERS section, a table is shown where each column sums to 1. The table shows which fraction of the birds in a HTU moves to the different LTU's. For example, from HTU 1 all the birds move to LTU 1 (the values 1.04E-17 and 2.78E-18 are effectively zeros), while for HTU 2 the distribution is: 0.42 moves to LTU 1, 0.43 moves to LTU 2 and 0.13 moves to LTU 3.

This is all there is to the model: providing a simple partitioning rule per HTU about how to assign the birds to different LTUs.

In the section 'MODEL PERFORMANCE' a root mean squared error (RMSE) is given. This value represents the average model error. It tells that by using the partitioning rules (as shown under 'MODEL PARAMETERS') the average misprediction per LTU is 8533 birds. So this value gives an indication about the value of the predictions that could be made with the partitioning rules.

Finally, the model provides a prediction of the number of birds that are expected per LTU, accompanied by the prediction error (residual).

In the workbook testdata1.xls, the counts are given for each HTU and LTU. However, in many realistic situations, most LTU's are not counted. In these situations, it is possible to predict the expected number of birds per LTU, but it is not possible to calculate the RMSE nor the residual for those LTU's where no counts are available. So in situations where not all LTU's are counted (the respective cells in worksheet 'LTD' are left empty), the cells for 'RMSE' and 'residual LTD' are empty.





$$\begin{bmatrix} F_1 \\ F_2 \\ \vdots \\ F_I \end{bmatrix} \geq fpb \begin{bmatrix} H_1 & \cdots & H_J & & \cdots & 0 \\ & & & H_1 & \cdots & H_J & & \cdots & \vdots \\ & & & & & & \cdots & & \ddots \\ & & & & & & & & \ddots \\ & & & & & & & & \ddots \\ 0 & \cdots & & & & & H_1 & \cdots & H_J \end{bmatrix} \begin{bmatrix} p_{1,1} \\ \vdots \\ p_{1,J} \\ p_{2,1} \\ \vdots \\ p_{2,J} \\ \vdots \\ p_{I,1} \\ \vdots \\ p_{I,J} \end{bmatrix} \quad (\text{B2b})$$

where  $F_i$  is the available food in LTU  $i$ ; and  $fpb$  is the food requirement per bird.

In addition to the most important system properties as described by equations B1 and B2, there are a few system properties that are of secondary importance. These properties describe the effect of food scarcity, distance between HTUs and LTUs and spatial correlation.

Apart from the constraint specified in equation B2, food plays also a role in the sense that the difference between available food and the food which is consumed, is distributed homogeneously. For this purpose equation B3 is used.

$$foodreg \begin{bmatrix} F_1 \\ F_2 \\ \vdots \\ F_I \end{bmatrix} = foodreg \cdot fpb \begin{bmatrix} H_1 & \cdots & H_J & & \cdots & 0 \\ & & & H_1 & \cdots & H_J & & \cdots & \vdots \\ & & & & & & \cdots & & \ddots \\ & & & & & & & & \ddots \\ & & & & & & & & \ddots \\ 0 & \cdots & & & & & H_1 & \cdots & H_J \end{bmatrix} \begin{bmatrix} p_{1,1} \\ \vdots \\ p_{1,J} \\ p_{2,1} \\ \vdots \\ p_{2,J} \\ \vdots \\ p_{I,1} \\ \vdots \\ p_{I,J} \end{bmatrix} \quad (\text{B})$$

3)  
where  $foodreg$  is a so-called regularization parameter, specifying the importance of this equation relative to equation B1.

Distance is accounted for by assuming that it becomes less attractive to travel between LTUs and HTUs if these are further apart.



*foodreg*, *distreg* and *spatreg* are specify the importance of the smoothness constraints and called regularization coefficients.

Eqs. 1, 3, 4 and 5 can be combined into one matrix equation by vertically concatenating all the coefficient matrices and left-hand vectors (the parameter vector  $[p_{1,1} \dots p_{I,J}]^T$  remains unchanged). This matrix equation to be solved has the form

$$\mathbf{b} = \mathbf{A}\mathbf{p} \quad (\text{B6})$$

where the vector  $\mathbf{b}$  contains observed numbers of birds at different LTUs and some constants (the left-hand vectors of Eqs. B1, B3, B4 and B5), the matrix  $\mathbf{A}$  contains the numbers of birds at the different HTUs and other known constants (the matrices of Eqs. B1, B3, B4 and B5) and the vector  $\mathbf{p}$  contains the parameter values to be estimated: the fraction of the birds from each HTU that moves to each LTU ( $[p_{1,1} \dots p_{I,J}]^T$ ).

Due to the structure of the design matrices, the matrix  $\mathbf{A}$  is of full rank. Hence the solution to Eq. B6 in a least squares sense is given by

$$\mathbf{p} = (\mathbf{A}^T \mathbf{A})^{-1} \mathbf{A}^T \mathbf{b} \quad (\text{B7})$$

To avoid unrealistic values in  $\mathbf{p}$ , equality constraints (birds do not leave the system, Eq. B2a), as well as a set of inequality constraints (the number of birds in an LTU cannot surpass the available food divided by the food required per bird, Eq. B2b) are added to Eq. B7:

$$\text{Equality constraints: } \mathbf{d} = \mathbf{C}\mathbf{p} \quad (\text{B8a})$$

$$\text{Inequality constraints: } \mathbf{h} \geq \mathbf{G}\mathbf{p} \quad (\text{B8b})$$

This least squares problem with non-negativity constraints is solved with the block principal pivoting algorithm that was implemented and tested previously by Portugal et al. (1994). Having a solution algorithm for the inverse problem, the only remaining problem is to select appropriate values for *foodreg*, *distreg*, and *spatreg*. The appropriate values of the three regularization parameters is found by systematic variation of these parameters within a specified domain, and finding minimum error in predicting bird redistribution (the vector  $\mathbf{b}$  in equations B6 and B7) by leave-one-out cross-validation. This minimum prediction error is defined as

$$RMSE_b(x, y, z) = \sqrt{\left( \sum_{i,j} (\hat{b}_{i,j}(foodreg_x, distreg_y, spatreg_z) - b_{i,j})^2 / (IJ) \right)} \quad (\text{B9a})$$

$$RMSE_{b,\min} = \min_{x,y,z} [RMSE_b(x, y, z)] \quad (\text{B9b})$$

where  $\hat{b}_{i,j}(foodreg_x, distreg_y, spatreg_z)$  refers to the estimated value of the parameter  $b$  that partitions birds from HTU  $i$  into LTU  $j$ , while this observation was omitted from the data when estimating model parameters and when using values  $foodreg_x$ ,  $distreg_y$  and  $spatreg_z$  as regularization parameters;  $b_{i,d}$  is the observed value of  $b$ . In total  $(IJ)$  combinations of  $I$  HTUs and  $J$  LTUs are evaluated. The minimization  $\min_{x,y}$  refers to the fact that those values of  $foodreg_x$ ,  $distreg_y$  and  $spatreg_z$  are selected that lead to a minimum  $RMSE$  value.

## **Bijlage 2**

## Variation in bird abundance in the Wadden Sea during low tide

Emiel van Loon

### *Introduction*

This little report summarizes the observations collected by Leo Zwarts. These observations comprise low-tide counts two strips of 26 blocks (approximately 100 by 100 m in size) along the sea dike between Wierum and Paesens Moddergat over a period of more than 8 years (July 6, 1977 until October 25, 1985).

During each low tide the abundances of the species listed in Table 1 were established by visual counts. On those occasions where low tide coincided with darkness or heavy rain no counts are available.

**Table 1.** The birds that were counted during low tide. The records marked with \* (in the abbreviation column) were in fact never observed and are omitted in this analysis.

<b>English name</b>	<b>Dutch name</b>	<b>abbreviation</b>
ringed plover	bontbek	BB*
shelduck	bergeend	BE
dunlin	bontje	BO
oystercatcher	scholekster	BP
greenshank	groenpoot	GP*
knot	kanoet	KA
curlew sandpiper	krombekje	KB*
avocet	kluut	KL*
black-headed gull	kokmeeuw	KM
bar-tailed godwit	rosse grutto	RG
whimbrel	regenwulp	RW*
common gull	stormmeeuw	SM
turnstone	steenloper	ST*
redshank	tureluur	TU
curlew	wulp	WU
herring gull	zilvermeeuw	ZM
grey plover	zilverplevier	ZP
spotted redshank	zwarte ruitier	ZR*

In addition to these counts some explanatory variables were collected for each of the counting units: minimum and maximum height within counting plot (relative to NAP), minimum and maximum lutum percentage within each counting plot, and the surface area. Also the sea level during low water (at Lauwersoog) was collected.

This report aims at summarizing the abundances of these bird species and especially at describing the heterogeneity of abundance in space and time. Knowledge about these spatio-temporal heterogeneities is important before undertaking an attempt to derive population estimates or construct abundance models.

Next, also an attempt is made to relate the observed bird densities to the available explanatory variables by multiple linear regression.

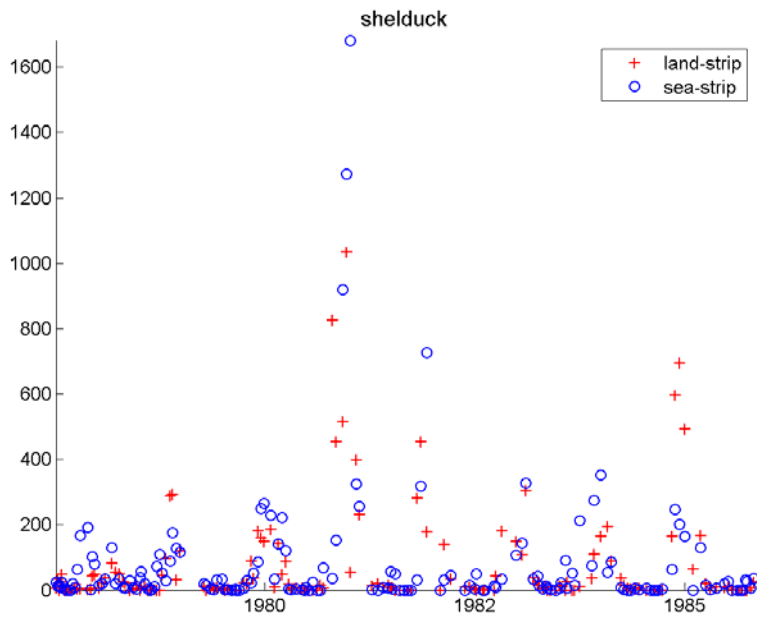
### *Methods*

Very straightforward techniques are applied to describe the observations. For each species the population trends for the entire observation domain are shown (raw observations as well as smoothed values via a loess smoother), the population mean and various inferences about the mean are calculated per species and presented in a table. Quantiles (0.05, 0.25, 0.5 and 0.75 and 0.95 quantiles) and outliers are calculated (also for the entire period and observation domain) and shown via box-and-whisker plots. The correlation between the observations for the strip nearest to the dike and the strip further into the Wadden Sea is established. Furthermore, spatial autocorrelation is calculated per species and presented via correlograms. On the basis of these statistics some general properties of the data are highlighted in the discussion.

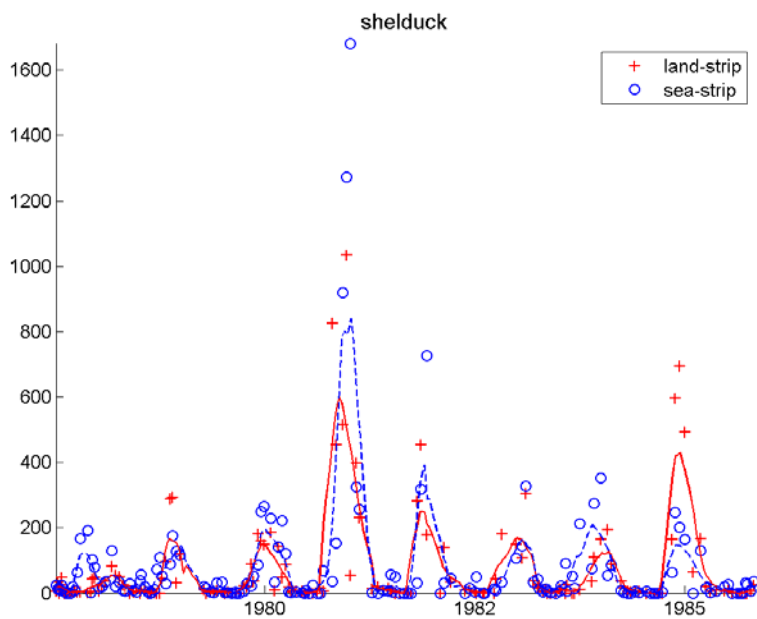
### *Results*

The temporal variation of the abundances is shown in three different displays: one with symbols only, one with symbols and a trend-line and one with only a trend-line. The trendline is calculated by a loess smoother, using a window containing 5% of the observation points. Examples of these displays are provided in Figures 1, 2 and 3. These figures are not included in the text for each bird species but rather provided separately as a digital archive with this document, the naming of the different figures in the archive is as follows: 'XX-plotype-subtype.png', where XX is one of the bird-abbreviations shown in Table 1, the plotype is a label that indicates the type of plot (for Figures 1 to 3 this label is 'timeseries'), and the 'subtype' indicates some plotting details (for Figures 1 to 3 respectively 'symb', 'symb\_loess' and 'loess').

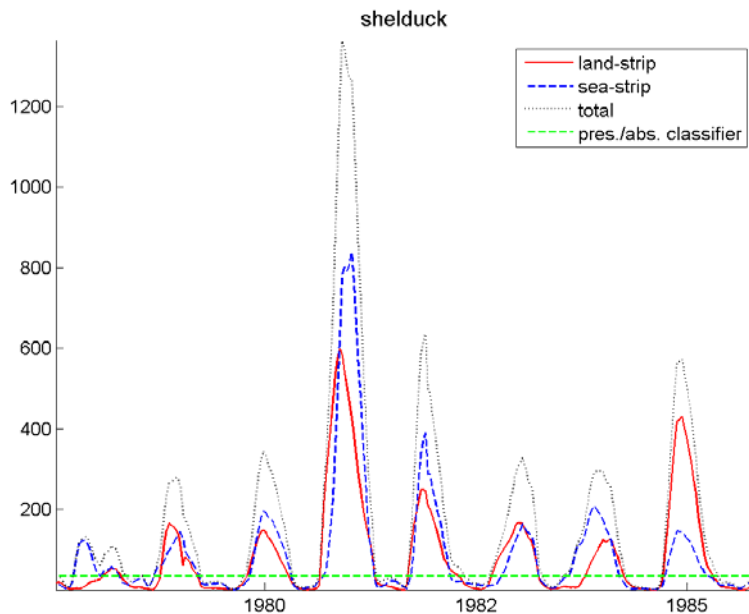
The example in Figure 1 to 3 shows very clearly how a seasonal (intra-year) trend can be present, how there can be considerable differences between the land- and sea-strips, and how there can be considerable low-frequency variation (in this case there were two peak years in the 8-year period).



**Figure 1.** The time series of the abundance (total over all counting plots) for the Shelduck, observations only (filename: BO\_timeseries\_symb.png).



**Figure 2.** The time series of the abundance (total over all counting plots) for the Shelduck, observations together with loess trendline (filename: BO\_timeseries\_symb\_loess.png).



**Figure 3.** The time series of the abundance (total over all counting plots) for the Shelduck, loess trendline. Note that the y-axis of this graph is on purpose scaled differently from that in Figures 1 and 2 (filename: BO\_timeseries\_loess.png).

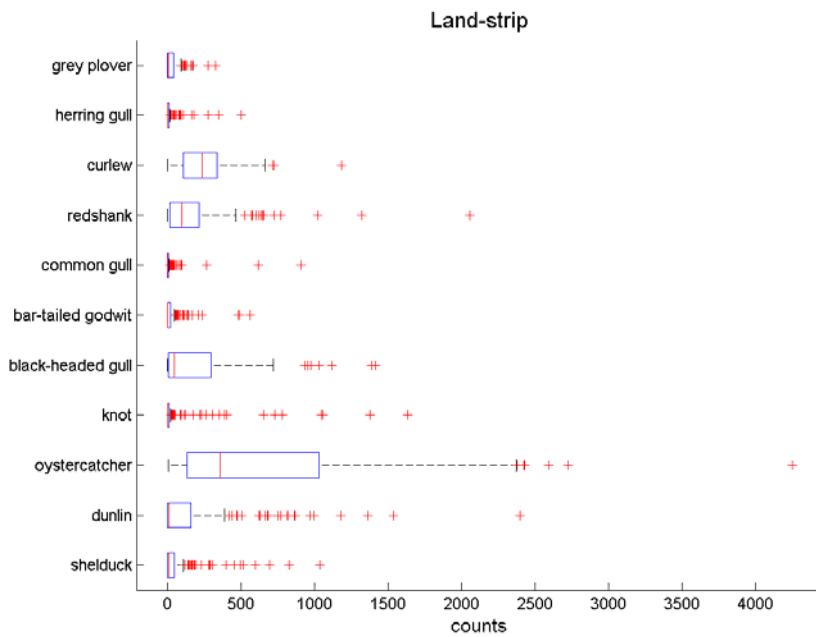
When comparing the timeseries for all the species it becomes clear that there are no obvious overall trends in abundance (not per species, and also not per species group or for all species pooled). It also appears that there are several species with infrequent peak-abundances (but also some species where these peaks are absent). The years where these peak abundances occur do not coincide for the different birds.

The seasonality of bird presence poses a difficulty for estimating abundances, since a naive procedure (where abundances are estimated for all observation moments, hence including a large number of zeros) would yield rather meaningless abundance estimates, with large confidence bounds around the mean. The results for estimating mean abundances as well as several percentiles via this naive procedure is shown in Table 1 and Figures 4 to 6. Table 1 shows the rather large variation over time (viz. the large standard deviation) and consequently the wide confidence bounds around the mean as well as for individual predictions. Note that due to the skewness of the distribution only the upper-confidence bounds have an indicative value (the lower-bounds are only included for completeness but have no practical use). The box-and-whisker plots in Figures 4 to 6 show, in line with Table 1 and the time-series figures, that the distribution of the abundances is very skewed and contain (partially as a consequence of skewness) many outliers. The outliers are here identified as points beyond the 2.5% and 97.5% percentiles.

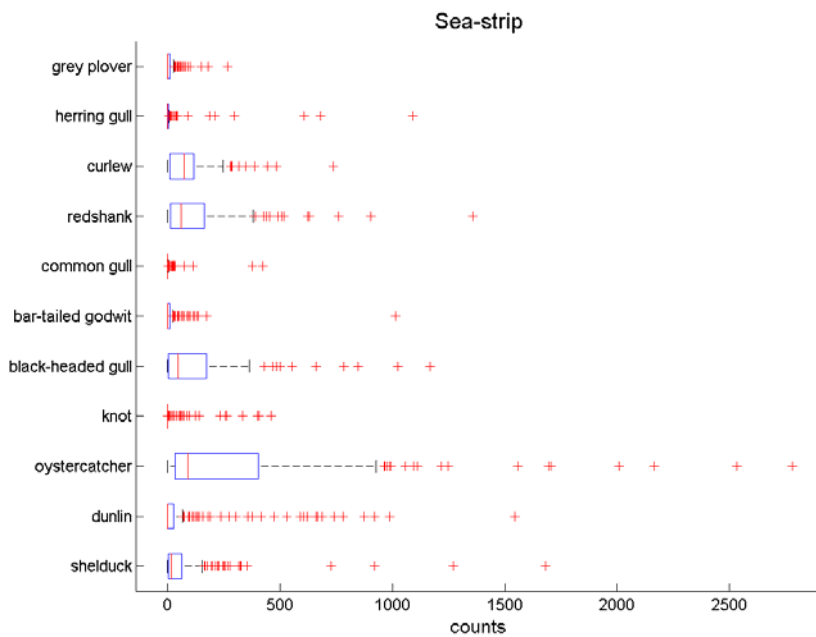


**Table 1.** Summary statistics of the low-tide counts, providing per species: mean, standard deviation, standard error of the mean, the 95% confidence interval around the mean and the 95% confidence interval of a prediction (based on the mean). These statistics are provided per strip as well as for both strips combined. All observations are included - ignoring any seasonality in bird presence.

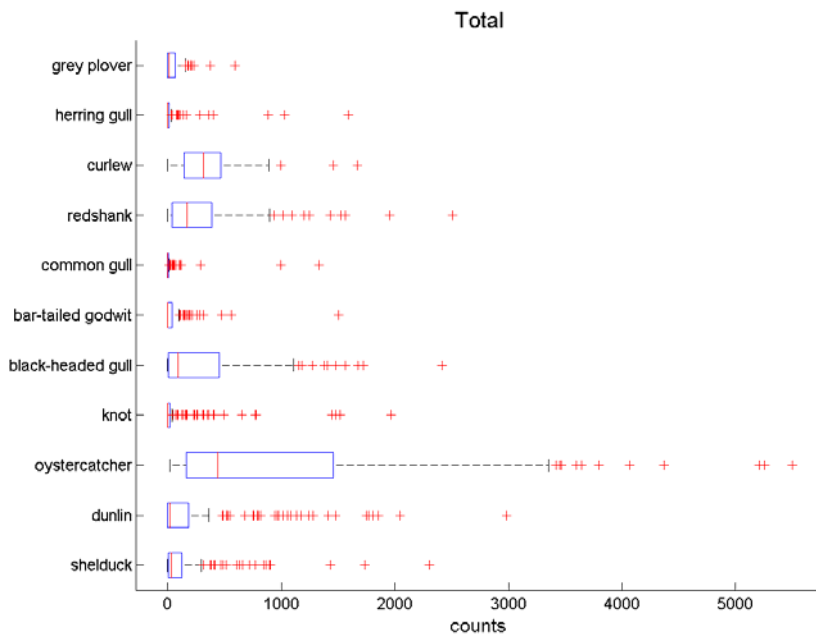
	shel- duck	dunlin	oyster- catcher	knot	bh. gull	bt. godwit	com. gull	red- shank	curlew	herring gull	grey plover
<b>land strip</b>											
mean	67	160	697	65	182	27	17	167	238	16	29
std	151	327	775	226	273	76	88	253	176	56	48
s.e. mean	12	25	60	18	21	6	7	20	14	4	4
c.i. mean	44	110	578	31	140	15	3	128	211	8	21
	90	211	816	100	224	39	30	206	265	25	36
c.i. pred.	-233	-488	-838	-383	-358	-124	-157	-334	-111	-95	-67
	367	809	2232	513	723	178	191	668	588	127	125
<b>sea strip</b>											
mean	76	89	307	20	120	19	8	124	94	22	13
std	194	229	484	72	187	83	45	181	103	114	32
s.e. mean	15	18	38	6	14	6	4	14	8	9	3
c.i. mean	46	54	232	10	91	6	1	96	78	4	8
	105	125	381	31	149	32	15	152	110	39	18
c.i. pred.	-309	-364	-652	-121	-250	-146	-82	-234	-110	-203	-51
	461	543	1265	162	490	184	97	481	299	247	77
<b>total</b>											
mean	143	250	1004	86	302	46	25	291	333	38	41
std	303	485	1201	274	421	139	131	381	266	167	71
s.e. mean	24	38	93	21	33	11	10	30	21	13	6
c.i. mean	96	176	820	44	238	25	4	233	292	12	31
	189	324	1188	128	367	67	45	349	373	63	52
c.i. pred.	-457	-710	-1375	-456	-531	-229	-235	-463	-195	-293	-100
	743	1210	3382	628	1135	321	284	1045	860	369	183



**Figure 4.** Box-and-whisker plot of the bird abundances over the entire observation period for the land-strip.



**Figure 5.** Box-and-whisker plot of the bird abundances over the entire observation period for the sea-strip.



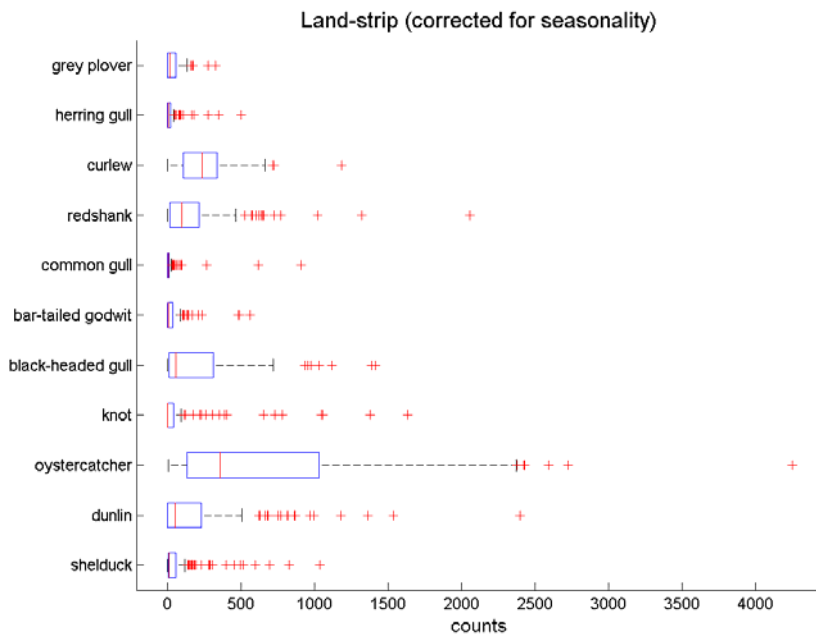
**Figure 6.** Box-and-whisker plot of the bird abundances over the entire observation period for the entire area.

A better procedure to describe mean and variability of bird abundances is to use the information about seasonal presence from the loess trend-lines as a classifier (to label the observation period into a presence or absence period) and subsequently only use the observations in the presence periods in subsequent analyses. Not only for calculating mean abundances, but also for a faithful calculation of spatial and temporal correlation the filtering of zero-observations in this way is very important.

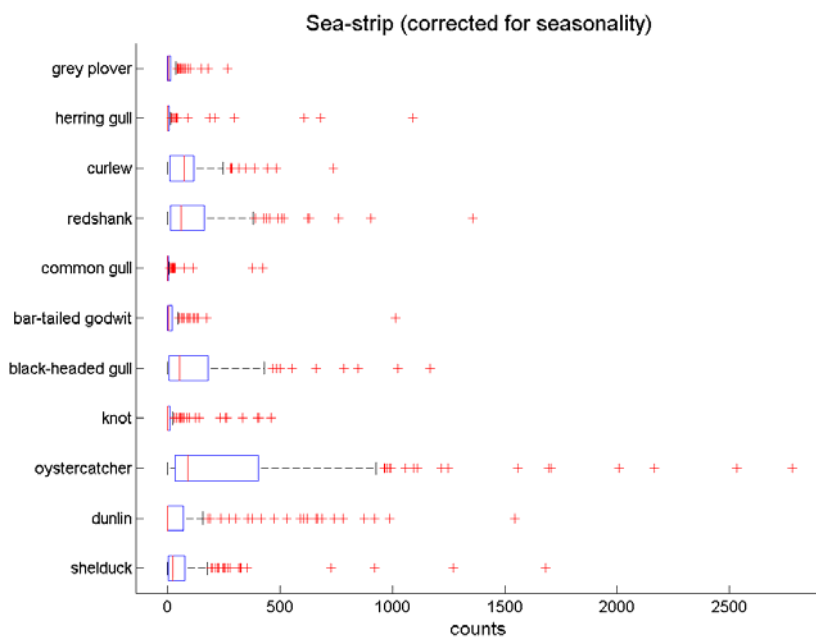
The classifier is derived by selecting the 2.5% of the maximum loess-estimated value per bird species as a lower threshold. In Figure 3, this value is shown by the green line. Every observation period where the loess-estimation falls below this threshold is assumed to be an absence period, and every observation period where this threshold is exceeded is assumed to be a presence period. Any observation in the absence period that is equal to zero is ignored (zero-observations in a presence period are included). By selecting the observations according to this criterium, the inferences about the mean and percentiles are recalculated. The results are shown in Table 2. and Figures 7 to 9. The results do not differ a lot from those shown in Table 1 and Figures 4 to 6.

**Table 2.** Summary statistics of the low-tide counts, providing per species: mean, standard deviation, standard error of the mean, the 95% confidence interval around the mean and the 95% confidence interval of a prediction (based on the mean). These statistics are provided per strip as well as for both strips combined. Only the observations outside the absence periods are (the data is corrected for seasonality).

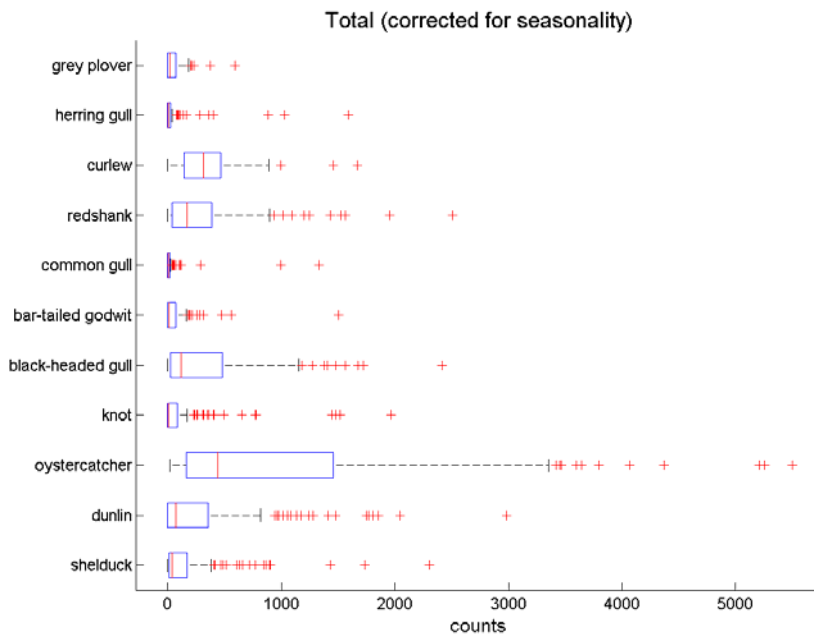
	shel- duck	dunlin	oyster- catcher	knot	bh. gull	bt. godwit	com. gull	red- shank	curlew	herring gull	grey plover
<b>land strip</b>											
mean	75	206	697	105	196	37	29	167	238	25	34
std	158	359	775	280	279	87	115	253	176	69	51
s.e. mean	13	32	60	28	22	8	12	20	14	7	4
c.i. mean	50	144	578	50	152	21	6	128	211	12	25
	101	269	816	160	241	53	53	206	265	39	42
c.i. pred.	-239	-506	-838	-453	-356	-136	-200	-334	-111	-112	-67
	390	919	2232	664	748	210	258	668	588	162	135
<b>sea strip</b>											
mean	85	115	307	33	129	26	14	124	94	34	15
std	204	254	484	89	191	97	59	181	103	142	35
s.e. mean	17	22	38	9	15	9	6	14	8	14	3
c.i. mean	52	71	232	16	99	9	2	96	78	7	9
	118	159	381	50	160	43	26	152	110	62	21
c.i. pred.	-320	-390	-652	-144	-249	-166	-105	-234	-110	-248	-54
	490	620	1265	210	507	218	132	481	299	316	84
<b>total</b>											
mean	160	322	1004	138	326	63	43	291	333	60	49
std	317	529	1201	337	428	160	172	381	266	207	75
s.e. mean	26	47	93	33	34	15	18	30	21	20	6
c.i. mean	109	229	820	72	258	34	8	233	292	20	37
	212	414	1188	204	394	92	78	349	373	100	62
c.i. pred.	-468	-729	-1375	-534	-522	-254	-299	-463	-195	-354	-100
	788	1372	3382	810	1174	380	385	1045	860	473	198



**Figure 7.** Box-and-whisker plot of the bird abundances over the entire observation period for the land-strip.



**Figure 8.** Box-and-whisker plot of the bird abundances over the entire observation period for the sea-strip.



**Figure 9.** Box-and-whisker plot of the bird abundances over the entire observation period for the entire area.

The correlation between the abundances at the land-side and sea-side plots is shown in Table 3 (for each of the plot-pairs) and Table 4 (for the plots at the land- and sea-sides aggregated). The correlation of the abundances is for most birds high and always significant. The patterns for those birds that do not show a high correlation between land- and sea-side (e.g. the shelduck, knot and bar-tailed godwit) have not been analysed yet.

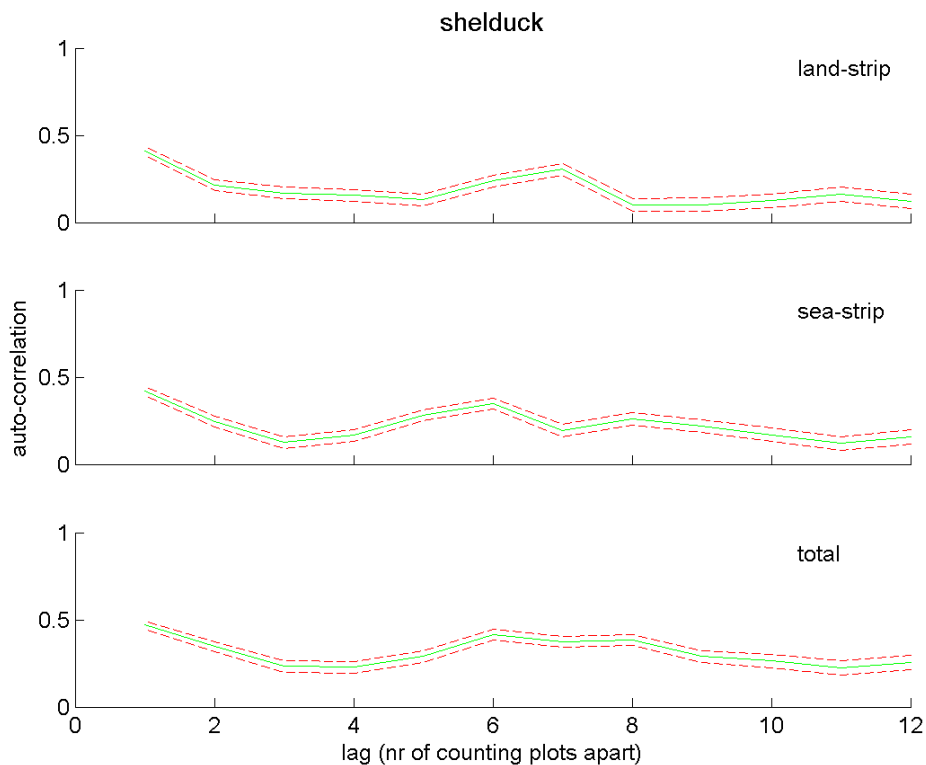
**Table 3.** The correlation between the abundances on land-side and sea-side plots per species, considering pairs of individual observation plots.

<b>English name</b>	<b>Correlation land-side and sea-side plots</b>	<b>95% conf. interval correlation</b>
shelduck	0.13	0.096 - 0.158
dunlin	0.22	0.186 - 0.251
oystercatcher	0.42	0.399 - 0.448
knot	0.18	0.141 - 0.214
black-headed gull	0.41	0.381 - 0.433
bar-tailed godwit	0.37	0.338 - 0.399
common gull	0.68	0.659 - 0.701
redshank	0.21	0.181 - 0.238
curlew	0.30	0.277 - 0.331
herring gull	0.51	0.480 - 0.536
grey plover	0.19	0.160 - 0.223

**Table 4.** The correlation between the abundances on land-side and sea-side plots per species, considering all observation plots together.

English name	Correlation land-side and sea-side plots	95% conf. interval correlation
Shelduck	0.51	0.385 - 0.622
Dunlin	0.48	0.331 - 0.600
oystercatcher	0.81	0.752 - 0.858
Knot	0.57	0.419 - 0.685
black-headed gull	0.73	0.642 - 0.793
bar-tailed godwit	0.45	0.298 - 0.584
common gull	0.94	0.907 - 0.958
Redshank	0.60	0.496 - 0.691
Curlew	0.79	0.720 - 0.838
herring gull	0.94	0.909 - 0.957
grey plover	0.51	0.378 - 0.625

While all birds show some form of clustering (the spatial auto-correlation drops with increasing lag), the spatial correlation structure differs a lot for the different species. Some species (like the gulls) show large correlation length (large correlations over more than 6 observation plots), while other species show very low correlations (the knot is an extreme case) or even a group-formation at characteristic distances (e.g. the shelduck and knot). Figure 10 gives an example of the spatial auto-correlation for the shelduck.



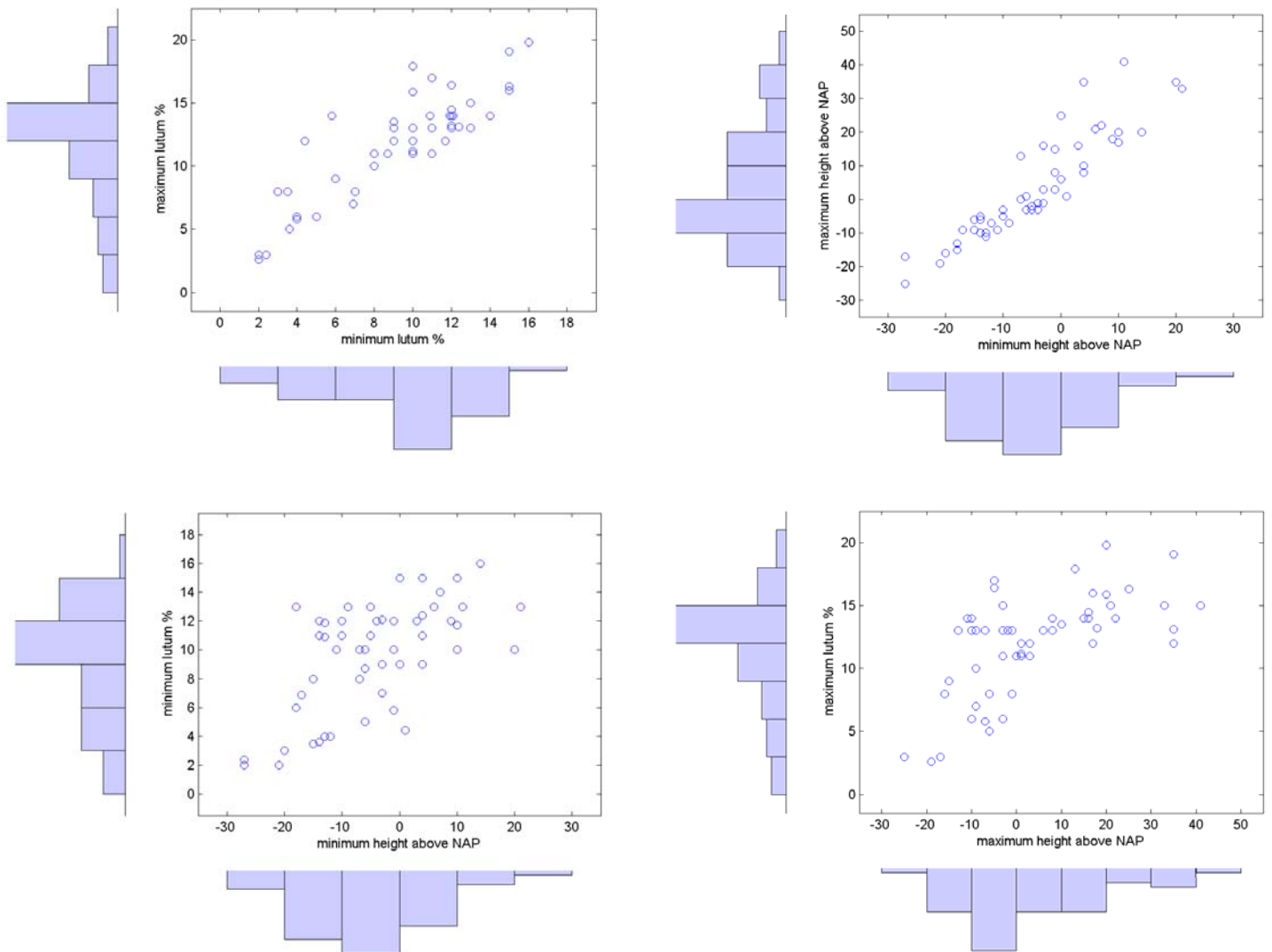
**Figure 10.** Spatial auto-correlation for the plots in the land-strip, sea-strip and for both strips taken together. The green solid line gives the expected correlation, and the red dashed line gives the 95% interval. The correlations at the different lag distances are connected by a line. This is for visual purposes only: the figure displays empirical correlations only, there is no underlying correlation model (filename: BO\_spatcor.png).

Temporal auto-correlation has not been calculated yet (this requires more work than the spatial auto-correlation as the sampling intervals are variable - hence a binning step is required before the correlations at different lags can be calculated). It is already obvious from the time-series graphs that some short term auto-correlation will be present but that it won't be very large (order of magnitude: 0.5 for a lag of 1 week).

A multiple linear regression approach is applied to evaluate how much of the variability in the low water bird distribution can be explained by environmental variables (height above NAP and lutum %). Since the explanatory variables are defined at the plot level and are not heterogeneous at higher levels of aggregation, this regression analysis is applied at the plot level.

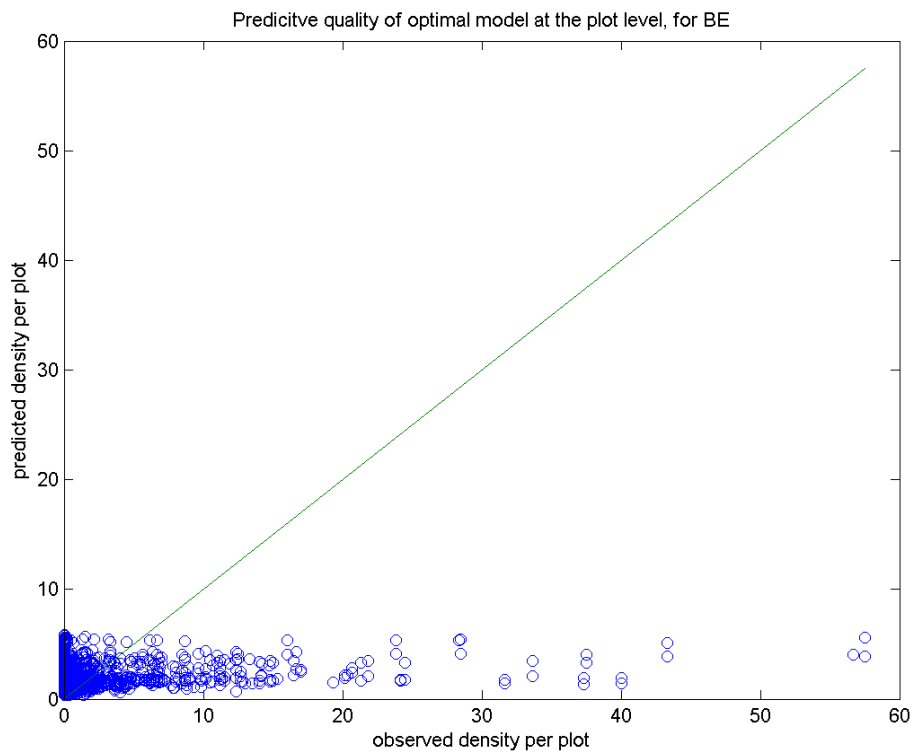
It turns out that the explanatory variables are strongly correlated (see Figure 11). Based on this correlation, only the maximum lutum % and maximum height above NAP are included as explanatory variables. In addition to these, the seasonal trend (separately for the land and sea strips) is included as explanatory variable (see Figure 3), as well as the sea level during low water (at Lauwersoog).





**Figure 11.** Correlation between explanatory variables. To prevent multi-co linearity in the regression models, it is decided to only include maximum lutum % and maximum height above NAP (minimum lutum% and minimum height above NAP could have been chosen equally well).

The regression resulted in significant models which included the seasonal pattern in all cases, and both maximum height above NAP and maximum lutum % in most of the cases. The sea level during low water was never included. However, the predictions were extremely bad, and the presumed explanatory power was only due to prevalence (many zeros). One example of such a model result is shown in Figure 12. Any prediction based on a previous observation or observations on nearby plots turns out to be better than the regression results.



**Figure 12.** Observed versus predicted values of bird densities (nr of birds per ha) per individual counting plot for the Shelduck.

## Discussion

If any aspect about the abundances stands out in this data summary, it is the large heterogeneity:

- 1) Between individual species: there are large differences in abundance at the land- and sea-strips. Also the spatial-temporal correlation structures differ considerably between species. Probably three or four species groups can be distinguished that behave similar as a group.
- 2) Over time: there is a huge and infrequent intra-year variability. This variability is the largest factor determining the abundances. The highs and lows are totally asynchronous for the different species. Based on this data set only, it is obviously unclear whether this pattern is representative for the entire Wadden Sea or just a reflection of large-scale spatial heterogeneities. For specific species and years, an investigation could be done to the relation between large- and small scale fluctuations.
- 3) In space: all species are to some degree clustered in space: correlations are often strong for 2 to 3 observation plots apart and drop quickly thereafter. Some birds show a clusters at characteristic distances.
- 4) Structure / regularity: In spite of the heterogeneities, there is clearly structure at the local level and for individual species. It seems as if the measurement errors (probably especially due to small spatial and temporal support) add a lot to the heterogeneity.
- 5) The explanatory variables that were available in this study (height above NAP and Clay content) were not useful in predicting bird densities at the plot level by multiple linear regression, also not when removing seasonal trends.

With respect to monitoring bird abundances during low-tide, the results summarized above suggest that a considerable effort is required before any meaningful estimates can be derived. Especially observations over a large domain (both in space and time) seem to be warranted. The observation resolution is of less importance. Local radar and supporting camera's may in fact be *the* solution in the future.

In a future study, explanatory variables beyond clay and height above NAP would be required. In addition, ecological insight about how these would be related to bird abundances would be required before these variables can be used effectively in a model.

The structure in the data suggests that dynamic simulation models could in theory be used to filter (and interpolate) the observational data (however, also here a suitable model should exist first before progress can be made). When used in that way, and provided that the models used are trusted, such models can also provide guidelines about monitoring techniques (where, when and at what support).