



Rijksinstituut voor Kust en Zee/RIKZ

BIBLIOTHEEK "DE HAAFF"

Droevendaalsesteeg 3a
6708 PB Wageningen

Ecologisch profiel van de Scholekster *Haematopus ostralegus*

Bureau Waardenburg rapport 97.25
Werkdocument RIKZ OS-97.862X

Floor A. Arts ¹⁾
Peter L. Meininger ²⁾
Mark Zekhuis ²⁾

949533

¹⁾ Bureau Waardenburg bv
Postbus 365
4100 AJ Culemborg

BIBLIOTHEEK "DE HAAFF"

Droevendaalsesteeg 3a
6708 PB Wageningen

²⁾ Rijksinstituut voor Kust en Zee
Postbus 8039
4330 EA Middelburg

Culemborg/Middelburg, november 1997

Ecologisch profiel van de Scholekster



Inhoud

Samenvatting	5
1 Inleiding	7
2 Taxonomie en voorkomen	9
2.1 Taxonomie	9
2.2 Voorkomen	9
3 Verspreiding, populatiegrootte en trend	10
3.1 Broedpopulatie	11
3.1.1 <i>Europa</i>	11
3.1.2 <i>Nederland</i>	13
3.2 Winterpopulatie	14
3.2.1 <i>Wereld</i>	14
3.2.2 <i>West-Europa en Noordwest-Afrika</i>	14
3.2.3 <i>Nederland</i>	15
3.3 Historie en trend	21
4 Autecologie	23
4.1 Broedbiologie	23
4.1.1 <i>Broedbiotoop</i>	23
4.1.2 <i>Broedtijd</i>	23
4.1.3 <i>Vliegvlug worden</i>	25
4.1.4 <i>Paarbinding en broedstrategie</i>	25
4.1.5 <i>Broedsucces</i>	25
4.2 Emigratie en immigratie	26
4.3 Mortaliteit	26
4.4 Populatiedynamiek	28
4.5 Abiotische factoren	30
4.5.1 <i>Weer</i>	30
4.6 Biotische factoren	30
4.6.1 <i>Voedseleecologie</i>	30
4.6.2 <i>Fysiologie</i>	48
4.6.3 <i>Predatie</i>	50
4.7 Rui	51
4.8 Trek en overwintering	51
5 Ingreep-effect relaties	53
5.1 Antropogene verstoring	53
5.2 Biotoopverlies	54
5.3 Jacht en visserij	55
5.3.1 <i>Jacht</i>	55
5.3.2 <i>Eierrapen</i>	55
5.3.3 <i>Visserij</i>	55
5.4 Verontreiniging	59
5.4.1 <i>Chemische/toxicologische verontreinigingen</i>	59
5.4.2 <i>Eutrofiëring</i>	63
5.4.3 <i>Olie</i>	64
5.5 Stuurvariabelen	64
6 Literatuur	65

Bijlage 1.	Wetenschappelijke namen van soorten vermeld in ecologisch profiel Scholekster	77
Bijlage 2.	Referentiewaarden	78
Bijlage 3.	Ontwikkeling van de Europese broedpopulatie	79



Samenvatting

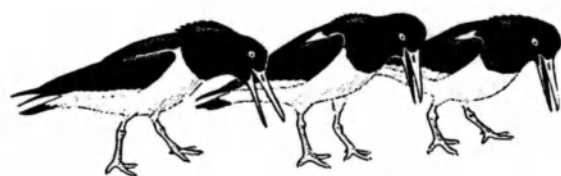
Dit 'ecologisch profiel' van de Scholekster is bedoeld als achtergrondinformatie voor beleidmakers, beheerders en andere belangstellenden. In dit document is de meest relevante informatie samengevat over de factoren die grootte van de overwinterende populatie van de Scholekster in een bepaald gebied kunnen bepalen. Hierbij ligt het accent op de Nederlandse zoute Rijkswateren. Dit document dient tevens als onderbouwing van de referentiewaarden van de Kluut in de 'amoebes' van Waddenzee, Oosterschelde en Westerschelde, zoals deze voor het project Watersysteemverkenningen (WSV) zijn samengesteld. Het project Watersysteemverkenningen levert de technisch wetenschappelijke onderbouwing voor de Vierde Nota Waterhuishouding.

De Scholekster is de meest voorkomende steltloper in de Nederlandse kustwateren. Als volwassen vogel is de soort sterk gespecialiseerd in het eten van tweekleppige schelpdieren. Jonge en zwakke vogels eten ook andere bodemdieren. Door hun maatschappelijke structuren zijn Scholeksters representatief voor de draagkracht van een zout intergetijdengebied voor steltlopers. Naast voedsel is vooral ook de ruimtelijke verdeling van de individuen bepalend voor het voorkomen.

Historische kwantitatieve gegevens over het voorkomen op de intergetijdengebieden ontbreken vrijwel. Wel zijn schattingen bekend van de grootte van broedpopulatie, die in Europa rond de jaren dertig klein was en bloot stond aan aanzienlijke menselijke beïnvloeding door jacht en het rapen van eieren. De Scholekster is een voorbeeld van een soort die zich als broedvogel succesvol heeft aangepast aan veranderende omstandigheden. In WSV is gekozen voor de functionele benadering dat onze watersystemen aangepaste en voldoende overwinteringsmogelijkheden moeten bieden voor de huidige broedpopulaties. De hierbij behorende referentie is per watersysteem aangegeven.

De voedselsituatie is in hoge mate bepalend voor de aantallen op de langere termijn. De intensiteit en de wijze waarop mosselcultuur wordt uitgevoerd (litoraal of sublitoraal) alsmede het beleid rond de kokkelvisserij zijn sterk bepalend voor het voedselaanbod. Daarnaast speelt de factor ruimte een belangrijke rol. Hierbij speelt niet alleen de oppervlakte intergetijdengebied een rol, maar ook de hoogteligging en de bodemmorfologie. Verstoring door bijvoorbeeld betreding kan er toe leiden dat potentieel geschikt gebied niet of minder kan worden benut.

Vanaf het begin van deze eeuw is de Scholekster in West-Europa sterk in aantal toegenomen als broedvogel en overwinteraar. De aantallen in de Waddenzee volgden deze trend. De belangrijkste oorzaak is de vermessing van de landbouwgebieden, die daarop door de Scholekster werden gekoloniseerd. In het Deltagebied is de toenemende trend onderbroken door de uitvoering van de Deltawerken. Een flink oppervlak is in de jaren zeventig permanent ongeschikt geworden als overwinteringsgebied voor de soort. Tot de aanvang van de Oosterscheldewerken halverwege de jaren tachtig bleef het aantal overwinteraars nog stabiel. Na afsluiting van het Krammer-Volkerak en het instellen van gedempt getij nam het aantal in de Delta als geheel af; in de Westerschelde was er weliswaar een toename, maar in de Oosterschelde een grotere afname.



1 Inleiding

De Scholekster is één van de grootste Europese steltlopers, en heeft een opvallende zwart-wit tekening, rode, rechte snavel, vrij korte rode poten en een rood oog. Ze wegen meestal tussen 500 en 600 g. Buiten de broedtijd komen Scholeksters vooral voor in getijdenwateren, waar ze vooral foerageren op schelpdieren, in mindere mate op wormen. Het broedgebied beperkte zich tot in de eerste helft van deze eeuw vooral tot de kuststrook, maar de soort heeft zich gedurende deze eeuw in diverse landen (waaronder Nederland) met succes tot ver in het binnenland gevestigd.

Het overwinteren in zoute getijdenwateren, de voedselkeuze en het grote deel van de Noordwest-Europese populatie dat voorkomt in Waddenzee en Deltagebied, waren alle redenen om de Scholekster te selecteren als één van de soorten die indicatief worden geacht voor de toestand van de zoute watersystemen, met name de oostelijke en westelijke Waddenzee, Eems-Dollard, Oosterschelde en Westerschelde.

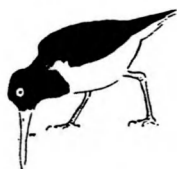
Dit 'ecologisch profiel' is bedoeld als achtergrondinformatie voor beleidsmakers, beheerders en andere belangstellenden. In dit document is de meest relevante informatie samengevat over de factoren die de populatiegrootte in een bepaald gebied kunnen bepalen. Hierbij ligt het accent op de niet-broedende populatie in de Nederlandse zoute Rijkswateren. Dit document dient tevens als onderbouwing van de 'referentiewaarden' (bijlage 2) van de Scholekster in de 'amoebes' van diverse bekkens, zoals deze voor het project Watersysteemverkenningen (WSV) zijn samengesteld (Baptist & Jagtman 1997). Het project Watersysteemverkenningen levert de technisch wetenschappelijke onderbouwing voor de Vierde Nota Waterhuishouding.

Dankwoord Waardevol commentaar op het manuscript werd ontvangen van Sjoerd Dirksen en Theo Boudewijn (Bureau Waardenburg bv). Cor Berrevoets en Rob Strucker (Delta Project Management) maakten vogelgegevens uit de RIKZ database toegankelijk!

Acknowledgements The following correspondents kindly provided information on the status of Oystercatcher in various parts of Europe: Nicola Baccetti (Italy), Felipe Bárcena (NW-Spain), D. Bloch (Faroe Islands), Dr Vassilis Goutner (Greece), Dr Paul E. Jönsson (Sweden), Drs Rob H.D. Lambeck (Norway, Russia White Sea), M. Nikiforov (Byelorussia), Olivier Pineau (S-France), Dr Rui Rufino (Portugal) and Johan Stuart (Greece).

Wetenschappelijke namen van in de tekst vermelde organismen zijn opgenomen in bijlage 1.

De afronding van dit ecoprofiel heeft door omstandigheden enkele jaren vertraging opgelopen. Hierdoor was het helaas niet mogelijk alle recent gepubliceerde literatuur te verwerken. Het moge ook duidelijk zijn dat het verwerken van de inhoud een uitvoerige monografie (Goss Custard 1996; 442 pagina's), een extra dik nummer van Ardea (Blomert et al. 1996; 538 pagina's), en een lijvig proefschrift (Zwarts 1997; 386 pagina's) in dit ecoprofiel vrijwel onmogelijk zou zijn. Er wordt dus ook met nadruk verwezen naar deze documenten!



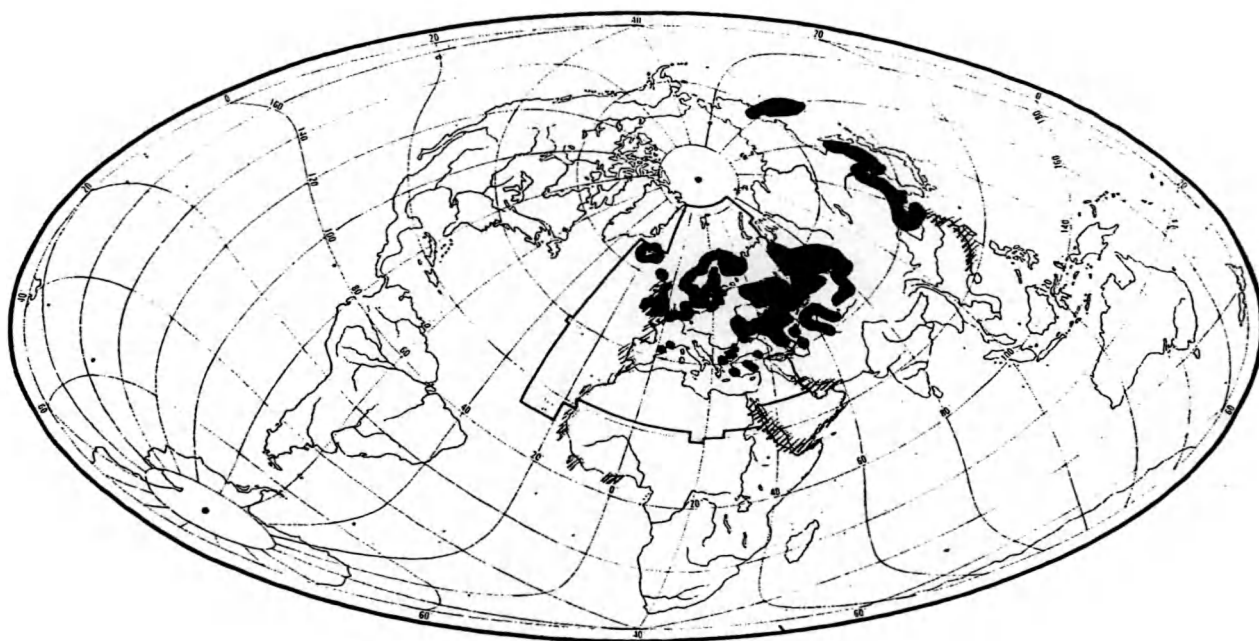
2 Taxonomie en voorkomen

2.1 Taxonomie

Van de Scholekster *Haematopus ostralegus* worden drie ondersoorten onderscheiden: *H. o. ostralegus* in Europa, oostelijk tot in Rusland, *H. o. longipes* in oostelijk en zuidelijk Rusland, Turkije en Griekenland, en *H. o. osculans* in Oost-Azië (Cramp & Simmons 1983).

2.2 Voorkomen

De Scholekster is broedvogel van diverse delen van Eurazië, noordelijk tot IJsland en Noord-Noorwegen, zuidelijk tot de noordelijke kusten van de Middellandse Zee (figuur 2.1).



Figuur 2.1.

Broedgebied en winterspreiding van de Scholekster; zwart: broedgebied, gearceerd: overwinteringsgebied (naar Cramp & Simmons 1983).

Tabel 3.1. Geschat aantal broedparen van de Scholekster in Europa, populatie trends in recente jaren (- afname, o stabiel, + toename, . n.v.t.), geschat percentage broedvogels in het binnenland, en zeegebied waarmee (het grootste deel van) de populatie een relatie mee heeft: At = Atlantische Oceaan, Ba = Oostzee, BI = Zwarte Zee, Me = Middellandse Zee, No = Noordzee (nvt = niet van toepassing). Zie bijlage 3 voor details en bronnen.

land/gebied	aantal broedparen (jaar)	trend in aantallen			% binnen- land	zee- gebied
		kust	binnen land	sinds		
IJsland	10 000 (1984)	?	+	?	?	At
Far Oer	8 700 (1980)	o	o	?	.	At
Groot Brittannië	33 000-43 000	+	+	?	?	At
Ierland	3000	?	?	?	?	At
Rusland, Witte Zee	3 000-4 000	+	.	nvt	0	At
Finland	6 000 (c.1988)	+	+	1970s	<1	Ba
Zweden	15 000 (1991)	+	+	?	3	Ba
Noorwegen	40 000-44 000 (c.1980)	+	+	1873	5	At
Estland	3 000 (c.1965)	?	?	?	?	Ba
Letland	50-70 (c.1985)	+	+	1980	20	Ba
Litouwen	10 (1990)	+	+	1980s	50	Ba
Polen	7-10 (c.1985)	o	+	1982	20	Ba
Denemarken	4000-6000 (c.1980)	+	+	1896	20	No
Duitsland	25 000 (c. 1990)	+	+	.	20	No
Nederland	88 500-111 000 (c.1985)	+	+	c.1910	85	No
België	610-640 (1990)	o	+	1960	80	No
Frankrijk, Atlant.	710-770 (c.1985)	+	o	?	1	At
Frankrijk, Midd. Zee	80 (c.1985)	o	.	nvt	0	Me
Spanje, Atlantisch	9-24 (1990)	+	.	nvt	0	At
Spanje, Midd. Zee	25 (c.1985)	o	.	nvt	0	Me
Portugal	0	.	.	nvt	.	At
Italië	45(1991)	.	.	nvt	0	Me
Joegoslavië	6-7 (c.1985)	o	.	nvt	0	Me
Albanië	enkele (c.1975)	?	.	nvt	0	Me
Griekenland	100-125 (1990)	+	.	nvt	0	Me
Bulgarije	60-95 (c. 1988)	?	?	nvt	50?	BI
Roemenië	0	.	.	.	.	BI
Rusland (excl. Witte Zee)	?	.	.	.	.	.
Wit-Rusland	230 (c. 1992)	+	+	c 1970	100	BI
Oekraïne	?	.	.	.	.	BI



3 Verspreiding, populatiegrootte en trend

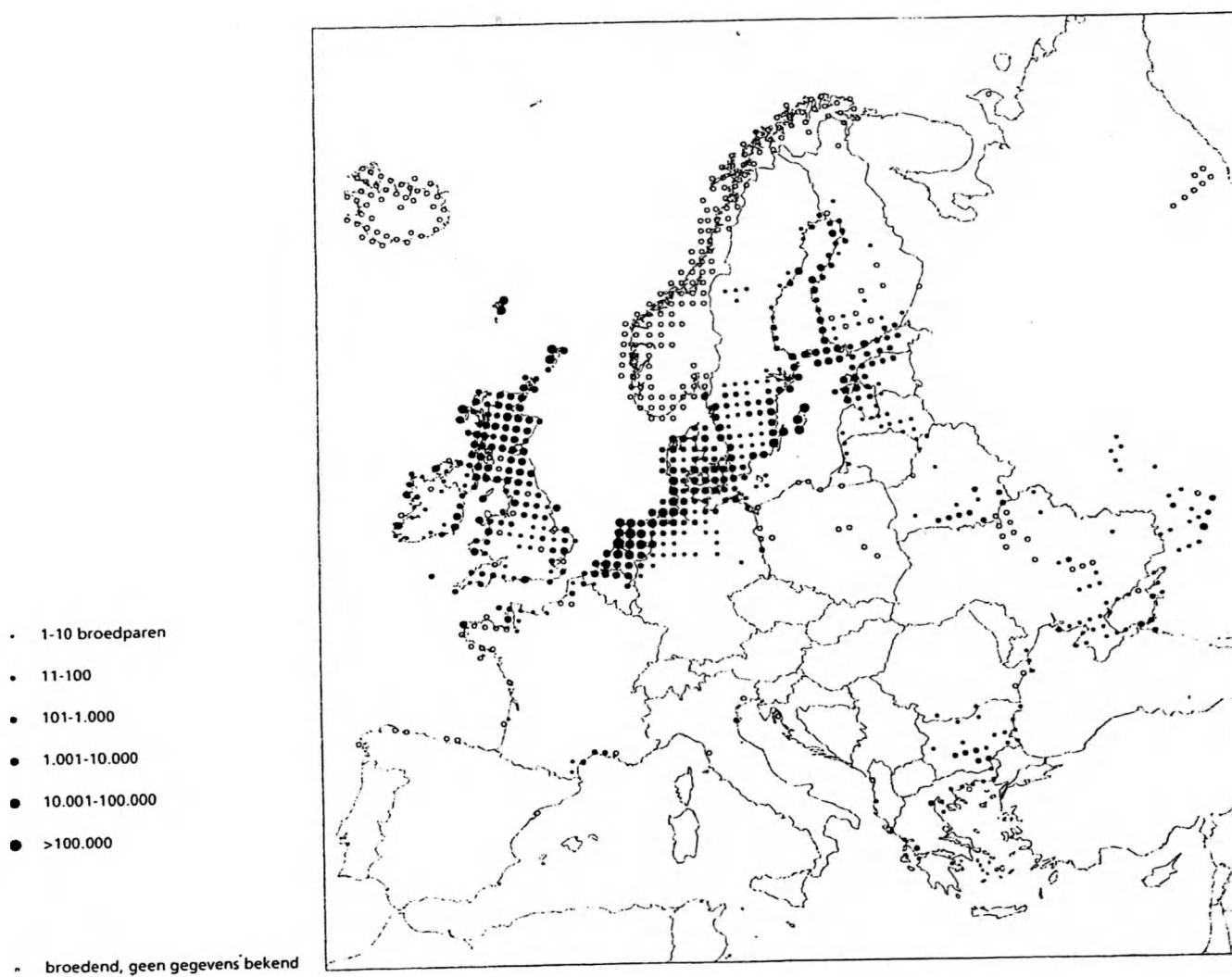
3.1 Broedpopulatie

3.1.1 Europa

Gedurende de 20e eeuw is het Europese broedgebied van de Scholekster (figuur 3.1) sterk uitgebreid. Niet alleen werden nieuwe kustgebieden langs de noordelijke en zuidelijke randen van het broedgebied gekoloniseerd, maar wist de soort zich ook met succes aan te passen aan het broeden in agrarische gebieden. Deze laatste aanpassing maakte in veel landen een uitbreiding van het broedgebied tot ver in het binnenland mogelijk. De toename in de oorspronkelijke broedgebieden en de landinwaartse expansie resulteerde in een aanzienlijke toename van de Europese populatie. De ontwikkeling van de Europese broedpopulatie is in meer detail beschreven in bijlage 3.

De opmerkelijke recente expansie werd voorafgegaan door een afname. In de tweede helft van de 19e eeuw waren de broedpopulaties in veel gebieden blijkbaar sterk afgenomen. Leege (1905) vermeldde dat de soort langs de kust van Sleeswijk-Holstein, waar voorheen 'massa's' broedden, sterk in aantal was afgenomen rond 1900. Deze afname werd vooral toegeschreven aan vervolging, verstoring en ongunstige veranderingen in habitats. Een gedeeltelijk herstel van de populatie begon rond 1930, maar vond vooral plaats na 1950. De toename langs de kust werd vooral mogelijk door het aanbod van nieuwe habitats (landaanwinningswerken) en toegenomen bescherming. Sindsdien is de Europese populatie verveelvoudigd (Glutz von Blotzheim *et al.* 1975). Het koloniseren van binnenlandse gebieden is waarschijnlijk bevorderd door veranderingen in de landbouw, zoals veranderd beheer van akkers en graslanden, veranderde gewaskeuze, toename van bemesting (en daarmee van regenwormen), etc. Een verdere toename van de binnenlandse populatie kan voorts zijn bevorderd door een relatief gunstig broedsucces in de binnenlandse gebieden (Hulscher 1972, Glutz von Blotzheim *et al.* 1975). Overigens beperkt de areaaluitbreiding zich vooral tot het Europese 'laagland' (waaronder geheel Nederland), waarbij via rivierdalen (o.a. Rijn, Elbe, Maas) vrij ver in het binnenland wordt doorgedrongen.

De meest recente schatting van de Noordwest-Europese broedpopulatie is 240 000-280 000 paar, waarvan 88 500-111 000 (c. 38 %) in Nederland (tabel 3.1, bijlage 3).



Figuur 3.1.

Broedgebied van de Scholekster in Europa (EBCC Atlas of European Breeding Birds; Hagemeijer & Blair 1997).

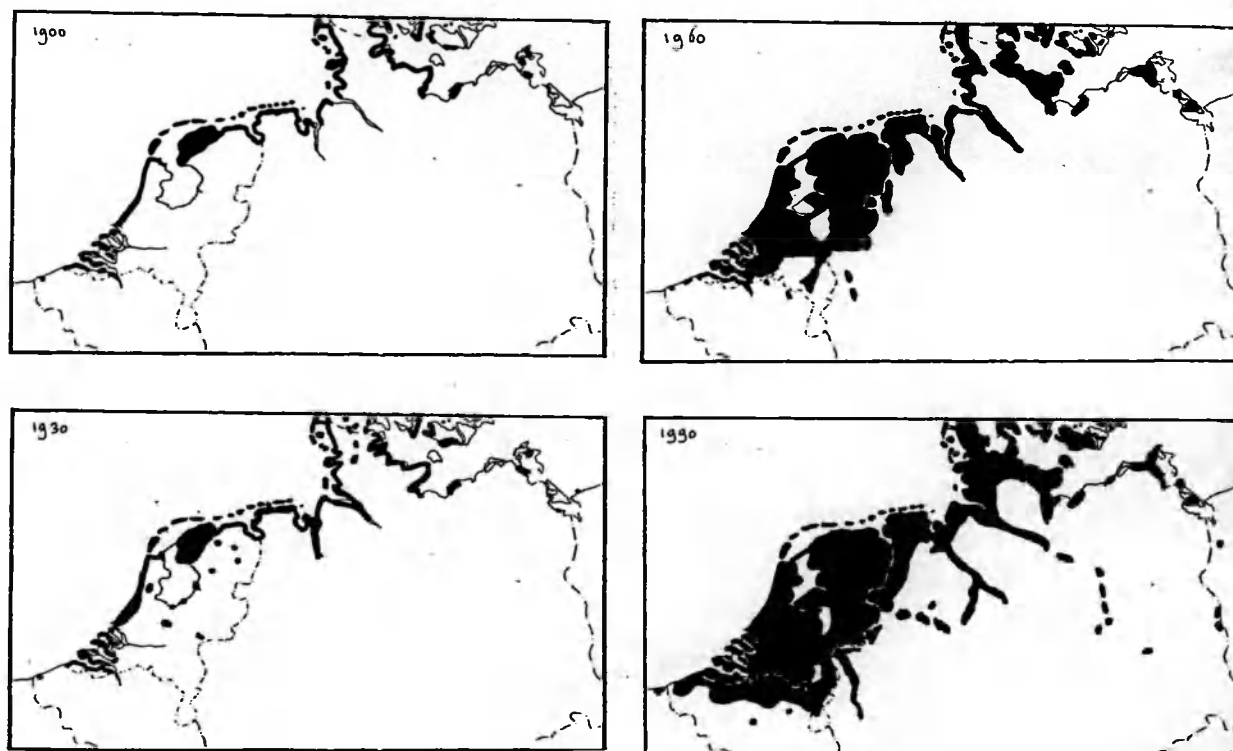
3.1.2 Nederland

In de 19e eeuw was de Scholekster in Nederland hoofdzakelijk een kustbroedvogel, waarvan de verspreiding beperkt was tot duinen en stranden langs de Noordzeekust, langs de Waddenzee en langs de estuaria in het zuidwesten van het land (b.v. Schlegel 1853). Alleen uit Friesland werd gemeld dat de soort ook in het binnenland broedde, maar voornamelijk langs de kust (Albarda 1866). Voornamelijk na 1920 begon de soort met een snelle kolonisatie van binnenlandse gebieden.

In het oosten van Nederland hadden de eerste vestigingen (in de jaren veertig) vooral plaats langs de grote rivieren, een situatie vergelijkbaar met die in het binnenland van Duitsland. In 1961 werden de eerste broedgevallen vastgesteld in Limburg (Teixeira 1979). Gelijktijdig met de kolonisatie van het binnenland namen de aantallen in de oorspronkelijke broedgebieden langs de kust sterk toe. Als voorbeeld kan de populatieontwikkeling op Terschelling worden genoemd: 1955-62 c. 480 paar, 1961 c. 500, 1977-79 2000-2150 paar, 1981 2600 paar, 1983 3000 paar (Zwart 1985).

In 1958 werd de totale Nederlandse populatie geschat op 8000-12000 paar (Blaak 1958), maar deze schatting is mogelijk te laag. In het midden van de jaren zeventig broedden er 43 000-50 000 paar (Teixeira 1979). De meest recente schatting van de Nederlandse populatie is 88 500-111 000 paar, bijna 40 % van de Europese broedpopulatie (van Dijk *et al.* 1989).

Figuur 3.2 geeft een beeld van de uitbreiding van het broedgebied van de Scholekster in Nederland en omgeving gedurende de 20e eeuw.



Figuur 3.2. Uitbreiding van het broedgebied van de Scholekster in Nederland, België en Duitsland gedurende de 20e eeuw (PLM).

3.2 Winterpopulatie

3.2.1 Wereld

De omvang van de wereldpopulatie van de Scholekster is betrekkelijk klein. De populatie van de ondersoort *H. o. ostralegus* wordt geschat op 874 000 vogels, die van *H. o. longipes* op 25 000 en die van de Oost-Aziatische ondersoort *H. o. osculans* op minder dan 10 000 (Rose & Scott 1994).

3.2.2 West-Europa en Noordwest-Afrika

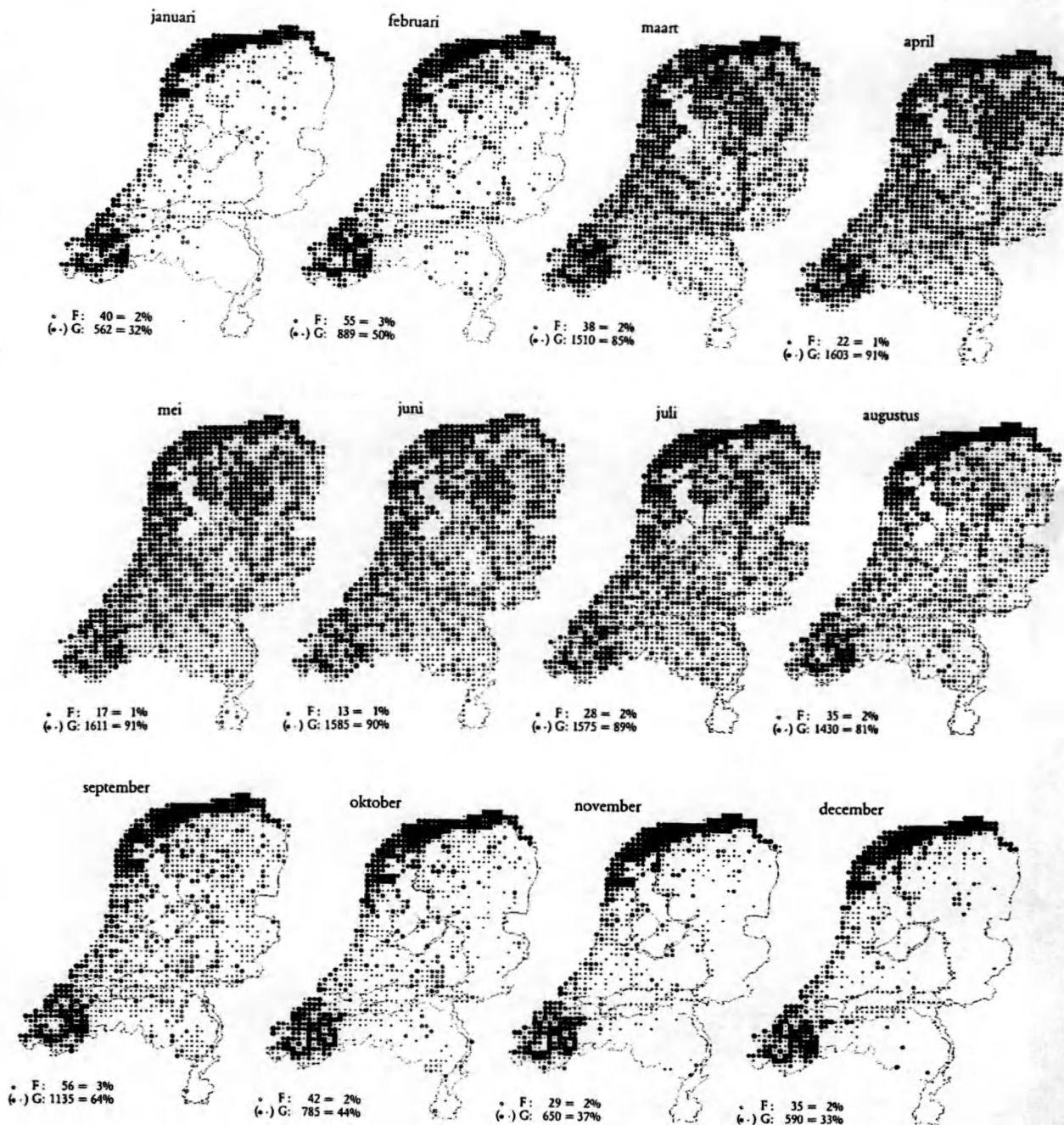
De huidige omvang van de winterpopulatie in West-Europa en Noordwest-Afrika wordt geschat op 875 000 (tabel 3.2).

Tabel 3.2. Aantal overwinterende Scholeksters langs de Atlantische kust van Europa, in de westelijke Middellandse Zee en in West-Afrika. + = gering aantal (tientallen of honderden).

Gebied	aantal	bron
IJsland	3000	Smit & Piersma 1989
Far Õer	+	
Groot Brittannië	280 000	Smit & Piersma 1989
Ierland	32 500	Smit & Piersma 1989
Zweden, Oostzee	+	
Noorwegen	+	
Denemarken, excl. Waddenzee	100	Smit & Piersma 1989
Denemarken, Waddenzee	29 500	Rösner <i>et al.</i> 1994
Duitsland, Waddenzee	170 000	Rösner <i>et al.</i> 1994
Nederland, Waddenzee	210 000	Rösner <i>et al.</i> 1994
Nederland, Deltagebied	81 500	Meininger <i>et al.</i> 1994
Nederland, stranden	3000	Meininger & Becuwe 1979
België	1750	De Putter <i>et al.</i> 1993
Frankrijk, Atlantisch	40 000	Mahéo 1992
Portugal	400	Smit & Piersma 1989
Spanje, Atlantisch	1750	Velasco & Alberto 1993
Atlantische kust Europa totaal	853 500	
Spanje, Middellandse Zeekust	50	Velasco & Alberto 1993
Italië	+	
Algerije	+	
Tunesië	5000	van Dijk <i>et al.</i> 1986
Westelijke Middellandse Zee totaal	5050	
Marokko	1400	Smit & Piersma 1989
Mauretanië	9200	Altenburg <i>et al.</i> 1982
Senegal	2500	Meininger 1989
Gambia	+	Gore 1990
Guinee Bissau	2400	Zwarts 1988
Guinee	1000	Altenburg & van der Kamp 1991
Sierra Leone	0	Tye & Tye 1987
Liberia	0	Gatter 1988
Ghana	20	Ntiamoa-Baidu & Grieve 1987
Nigeria	+	Elgood <i>et al.</i> 1994
West-Afrikaanse kust totaal	16 520	
Oost-Atlantische trekroute totaal	875 070	

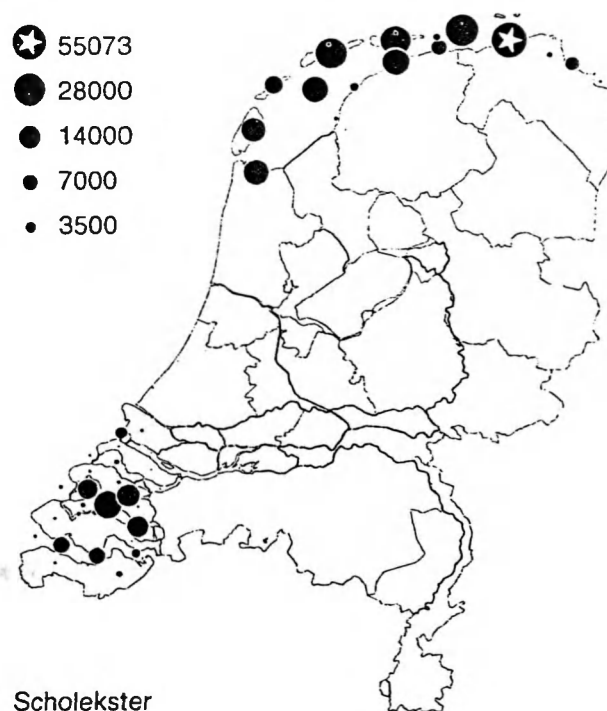
3.2.3 Nederland

De Scholekster heeft in Nederland de ruimste verspreiding in de maanden maart t/m augustus, in welke periode de meeste broedgebieden bezet zijn (figuur 3.3). In de winter zijn de meeste binnenlandse broedgebieden verlaten en komen veruit de grootste aantallen voor in de Waddenzee en in het Deltagebied. In figuur 3.4 is de verspreiding van de Scholekster in Nederland tijdens watervogeltellingen in januari 1995 weergegeven.



Figuur 3.3.

Verspreiding van de Scholekster in Nederland per maand in de periode 1978-1983. Open rondjes: alleen overvliegend; plusjes: aanwezig; gesloten rondjes: oplopend van 1-10, 11-100, 101-1000 vogels; vierkantje: > 1000 vogels. (naar SOVON 1987).



Figuur 3.4. Verspreiding van de Scholekster in Nederland in januari 1995 (naar Boele et al. 1996).

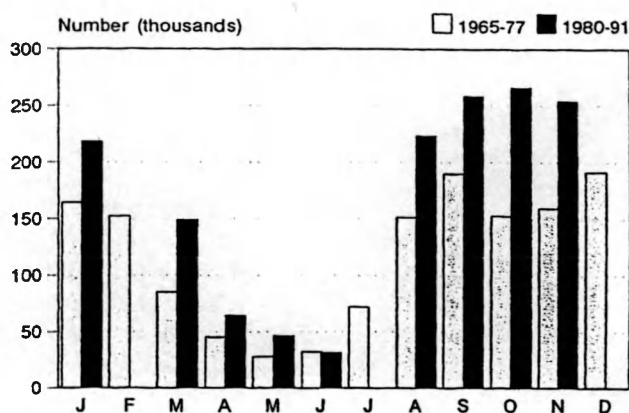
Waddenzee

verspreiding Tijdens simultaantellingen van watervogels in de internationale Waddenzee in januari 1994 werden 541 013 Scholeksters geteld (aantal geschat d.m.v. imputing, werkelijke telling 442 476 vogels); de verspreiding van deze vogels is gegeven in figuur 3.5 (Poot et al. 1996).



Figuur 3.5. Verspreiding van de Scholekster in de internationale Waddenzee in januari 1994 (naar Poot et al. 1996).

trend Een vergelijking van de gemiddeld per maand aanwezige aantallen Scholeksters in de gehele Nederlandse Waddenzee in de perioden 1965-77 en 1980-91 werd gepresenteerd door Smit & Zegers (1994; figuur 3.6). Deze aantallen zijn gedeeltelijk gebaseerd op 'imputing' van ontbrekende tellingen. Voor sommige maanden bleek het onmogelijk een recent getal te presenteren. Wanneer de aantallen in de periode 1980-91 uitgedrukt worden als percentage van de aantallen in 1980-91, geeft dit per maand het volgende beeld: januari 133%, maart 175%, april 144%, mei 168%, augustus 148%, september 126%, oktober 174% en november 159% (Smit & Zegers 1994). In de internationale Waddenzee verbleven in de periode 1980-91 in oktober, de piekmaand, gemiddeld maximaal ruim 680 000 Scholeksters, waarvan 266 000 (78%) in het Nederlandse deel (Smit & Zegers 1994).



Figuur 3.6.

Vergelijking van de gemiddeld per maand aanwezige aantallen Scholeksters in de gehele Nederlandse Waddenzee in de perioden 1965-77 en 1980-91 (Smit & Zegers 1994).

Een overzicht van het aantal overwinterende vogels in de Nederlandse Waddenzee sinds 1980 word gegeven in tabel 3.3.

Tabel 3.3. Tellingen van Scholeksters per deelgebied in de Nederlandse Waddenzee in 1980-1995.

Getallen hebben betrekking op tellingen in januari. In het geval van incomplete tellingen op door *imputing* gecorrigeerde aantallen.

Bronnen: januari 1980-91 Meltotte *et al.* (1994), januari 1992 en 1993 Rösner *et al.* (1994), januari 1994 (Poot *et al.* 1996), januari 1995 [geen imputing; Richel, Rottumeroog en -plaat niet geteld] (Boele *et al.* 1996)

Gebiedsindeling:

Waddenzee west omvat hier Texel, Vlieland, Balgzand, Wieringen, Afsluitdijk, Richel, Griend (monitoringgebieden 27, 28, 29)

Waddenzee oost omvat hier Terschelling (geheel), Ameland, Schiermonnikoog, Engelsmanplaat, Rottum, Friese kust en Groningse kust (monitoringgebieden 23, 24, 25 en 26)

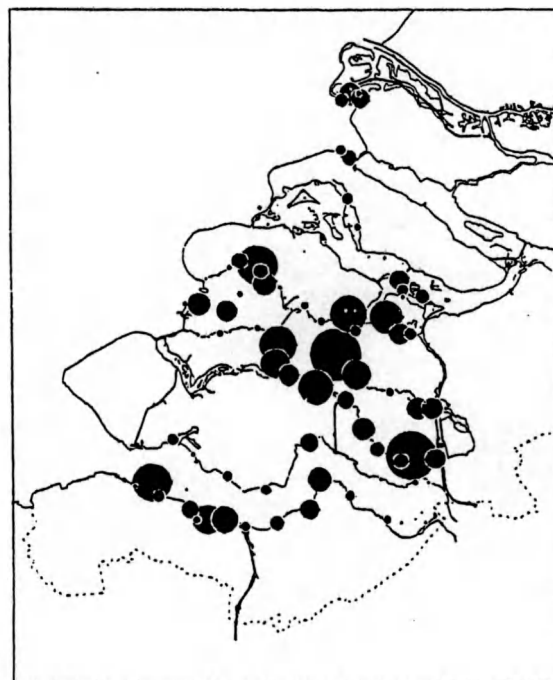
Dollard (monitoringgebied 22). Getallen Eems zitten gedeeltelijk onder Groningse kust.

Opmerkingen: Scholekster is geen doelvariabele meer voor Dollard

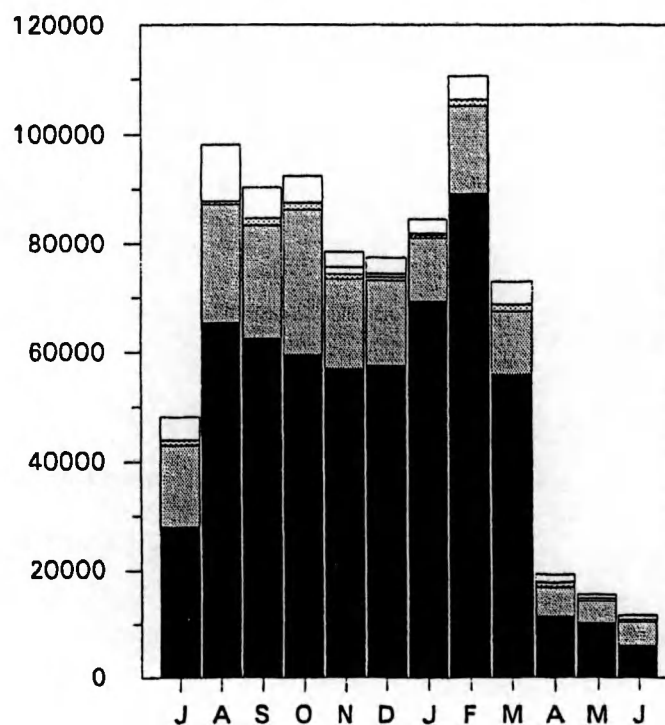
winter:	totaal	west	oost	Dollard
1979/80	181775	62440	119335	0
1980/81	218385	58000	159535	850
1981/82	169606	43930	125675	1
1982/83	233605	52165	180920	520
1983/84	324573	46674	277899	0
1984/85	196020	53923	141817	280
1985/86	237458	54817	182641	0
1986/87	141093	21064	120018	11
1987/88	232907	46459	186618	460
1988/89	270569	48377	221652	540
1989/90	256321	55035	200866	420
1990/91	181007	43338	137650	19
1991/92	216267	73320	142200	?
1992/93	207304	80772	126250	?
1993/94	234312	59855	173718	739
1994/95	220003	58851	155940	5212

Deltagebied

verspreiding De belangrijkste gebieden voor niet-broedende Scholeksters in het Deltagebied zijn getijdengebieden Oosterschelde en de Westerschelde, met kleinere aantallen in de Voordelta (Westplaat en Kwade Hoek), Grevelingen en Veerse Meer (figuur 3.7). In de maanden augustus t/m februari verblijven de hoogste aantallen in de Delta (figuur 3.8). De aantallen in februari zijn normaal niet zo hoog. In februari 1996 vonden er massale verplaatsingen van Scholeksters plaats als gevolg van strenge vorst, vogels vanuit de Waddenzee trokken o.a. naar de Delta.



Figuur 3.7. Relatieve verspreiding (gebaseerd op vogeldagen) in het Deltagebied van de Scholekster in 1995/96 (naar Meininger *et al.* 1997).



Figuur 3.8. Gemiddeld aantal waargenomen Scholeksters per maand in 1995/96 en aantal vogeldagen van de Scholekster per seizoen in de zoute Deltawateren (naar Meininger *et al.* 1997).

Trend Een overzicht van het januari-aantal en het seizoensmaximum van Scholeksters in de Oosterschelde en Westerschelde sinds 1987 wordt gegeven in tabel 3.4. Met nadruk wordt verwezen naar de toelichting bij de tabel! De eerder gepubliceerde getallen over de periode vóór 1987 (Meininger *et al.* 1984, 1985, 1994, Meininger & van Haperen 1988), zijn hier bewust niet opnieuw gepresenteerd. Het basismateriaal van alle tellingen vóór 1987 behoeft een nieuwe intensieve bewerking, die op afzienbare termijn zal worden uitgevoerd.

De trend in het gebruik door Scholeksters van de Oosterschelde, gebaseerd op vogeldagen, was tussen 1987 en 1990 stabiel, in 1990-92 dalend, en sinds 93 stabiel op een duidelijk lager niveau. De trend in het gebruik van de Westerschelde sinds 1987 is duidelijk positief.

Tabel 3.4. Januari-aantallen en seizoensmaxima van Scholeksters in de Oosterschelde en Westerschelde in 1987-1997. Deze getallen zijn gebaseerd op een nieuwe, uitvoerige bewerking van de database van het RIKZ, waarbij is gecorrigeerd voor ontbrekende of minder betrouwbaar geachte deeltellingen middels 'imputing'. Deze getallen vervangen eerder gepubliceerde aantallen. Bron: Database RIKZ.

	Oosterschelde		Westerschelde	
	jan	max	jan	max
gecorrigeerde getallen:				
1987/88	60556	76992	9452	9951
1988/89	63147	80073	9621	13239
1989/90	65542	81222	13551	13724
1990/91	64325	84546	12939	16152
1991/92	58050	79679	11300	15199
1992/93	42611	61826	16100	17988
1993/94	51837	72337	14222	14813
1994/95	54848	60880	15474	19477
1995/96	69175	89230	11928	23749
1996/97	61179	61179	20733	20733

3.3 Historie en trend

Systematische vogeltellingen worden pas uitgevoerd sinds enkele tientallen jaren, zowel in het Waddengebied als in het Deltagebied. Oudere gegevens beperken zich meestal tot aanduidingen als 'talrijk', in groot aantal etc. Om een beeld te krijgen van de aantallen die rond 1930 in Nederland aanwezig zouden kunnen zijn geweest kan worden uitgegaan van de West-Europese broedpopulatie, die in deze periode met ten minste een factor vijf is toegenomen. Voor alle besproken getijdengebieden kan aldus worden aangenomen dat de winterpopulatie rond 1930 ongeveer 20% bedroeg van de huidige.

Hoewel een vergelijking van de aantallen Scholeksters in de Nederlandse Waddenzee in de perioden 1965-77 en 1990-91 een duidelijk toename toonde, heeft sinds 1990 een duidelijke afname plaatsgevonden (Smit & Zegers 1994). De afname wordt vooral toegeschreven aan het verdwijnen van litorale mosselbanken door het opvissen van mosselzaad en stormen en gelijktijdige intensieve kokkelvisserij (Smit 1994). In het bij Sleeswijk-Holstein behorende deel van de Duitse Waddenzee werd in geen enkele seizoen een significante verandering in aantallen gevonden gedurende de laatste jaren (Rösner 1994).



4 Autecologie

4.1 Broedbiologie

4.1.1 Broedbiotoop

De Scholekster komt overwegend voor in de noordelijke helft van de gematigde klimaatzone. De lucht- noch watertemperatuur zijn van wezenlijk belang, zolang er voldoende voedsel beschikbaar is. Alleen ijsbedekking wordt gemeden.

biotooptypen Een breed spectrum aan kustbiotopen en, in mindere mate, sommige binnenlandse gebieden zijn geschikt als broedbiotoop. Vooral de aanwezigheid van geschikt foerageerbiotoop is van belang, omdat een de broedplaats weinig eisen worden gesteld. Aan de kust is geschikt broedbiotoop vooral te vinden in waddengebieden, estuaria en delta's met grote oppervlakten intergetijdengebied. Gebroed wordt dan op allerlei typen eilandjes, stranden, kwelders, duinen en, aan rotskusten, aan de voet van kliffen en rotsen. Ook in het binnenland is de aanwezigheid van geschikte foerageergebieden bepalend voor het voorkomen als broedvogel. Naast oevers van rivieren en meren zijn vooral graslanden geschikt. In Nederland is de Scholekster één van de kenmerkende weidevogels. Het nest wordt niet altijd in graslanden zelf gemaakt; de dichtheid in geschikte akkergebieden is soms hoger dan in grasland. Na het uitkomen trekken ouders en jongen echter meteen naar het grasland.

nestplaats De Scholekster nestelt op nagenoeg kale of met kort gras begroeide open vlakten. De voorkeur gaat uit naar substraten die het graven van een nestkuiltje toelaten. Overigens stelt de soort zeer beperkte eisen. Omdat de jongen door de ouders gevoerd worden is de nestplaats niet gebonden aan plaatsen, waar ook de jongen kunnen foerageren. Een extreem voorbeeld hiervan is het broeden op met grind bedekte platte daken in steden. De soort broedt overwegend in kustgebieden; binnenlands broeden, tot enkele honderden kilometers van de kust komt in verschillende landen al van oudsher voor, maar is in de loop van deze eeuw sterk in betekenis toegenomen. Ook dan gaat echter de voorkeur uit naar de aanwezigheid van (zoet) water in de directe omgeving.

De laagste dichtheden worden aangetroffen in binnenlandse broedgebieden, variërend van 2-8 paar per 100 ha ver van de kust tot 10-50 paar per 100 ha in de gunstigste gebieden dicht bij de kust. De hoogste dichtheden treden op in kustgebieden bij wadden en kwelders: 200-300 paar per 100 ha, met een uitschieter van 230 paar per 10 ha op het kleine, 8 ha grote Waddeneilandje Norderoog (Sleeswijk-Holstein) (Glutz von Blotzheim *et al.* 1975).

4.1.2 Broedtijd

AANKOMST BROEDGEBIED EN EERSTE EILEGDATUM

Vanaf februari bezetten Scholeksters hun broedgebieden, eerst die langs de kust, daarna die in het binnenland. Pas vanaf eind april verschijnen de eerste legfels. In Nederland loopt de broedtijd tot half juli.

BROEDZORG

De eieren worden met een leginterval van 24 tot 26 uur gelegd. Pas als het legsel compleet is wordt het continu bebroed. Zowel het mannetje als vrouwtje nemen deel aan het broeden. Het vrouwtje neemt het grootste deel van de broedzorg op zich. Als er niet gefoerageerd hoeft te worden staat de niet broedende partner op de uitkijk.

LEGSELGROOTTE

Het legsel bestaat meestal uit 3 eieren, soms 2 of 4. Het aandeel van 4-legsels neemt af van Noordoost- naar Zuidwest-Europa. Hierbij komt een verschil tussen kust-broeders en binnenland-broeders. In het binnenland is het aandeel 4-legsels beduidend groter en het aandeel 2-legsels kleiner. Op Skokholm nam in de loop van het broedseizoen de legselgrootte af als gevolg van verslechterende voedselcondities (Glutz von Blotzheim *et al.* 1975). Bij het bepalen van de legselgrootte wordt vaak geen onderscheid gemaakt tussen eerste en vervanglegsels. In enkele goed onderzochte gebieden bleek dat het verschil meestal niet zo groot is (tabel 4.1).

Tabel 4.1. Legselgrootte van eerste legsels en alle gevonden legsels gedurende het broedseizoen, inclusief eerste legsels (Goss-Custard *et al.* 1995)

plaats	jaren	eerste legsel		alle legsels	
		gem.	SD	gem.	SD
Schiermonnikoog	1984-90	2,79	2,20	0,75	0,21
Rhine Valley	1990-91	3,15	0,21	3,00	0,14
Ythan Valley	1966-68	2,92	0,01	2,83	0,05
Skokholm	1963-77	2,70	0,22	2,69	0,20
Lune Valley	1978-80	3,80	0,52	3,38	0,50

Bij verlies van het eerste legsel wat regelmatig voorkomt (overspoeling, predatie, vertrapping) wordt een vervanglegsel geproduceerd (Glutz von Blotzheim *et al.* 1975). In intensief bestudeerde gebieden produceerden Scholeksters gemiddeld 1,1-1,2 legsels per broedseizoen (tabel 4.2).

Tabel 4.2. Aantal legsels per paar per broedseizoen (Goss-Custard *et al.* 1995).

plaats	jaren	gem.	SD
Mellum eiland	1948-60	1,21	0,19
	1986-88	1,20	0,20
Texel locatie 1 + 2	1983-91	1,13	0,10
Texel locatie 4	1985-91	1,10	0,11
Schiermonnikoog	1984-90	1,11	0,10
Skokholm	1963-77	1,22	0,50
Lune Valley	1978-80	1,49	0,23

BROEDDUUR

De broedduur bedraagt 24-27 dagen (Cramp & Simmons 1983).

4.1.3 Vliegvlug worden

De jongen zijn na ongeveer vier weken vliegvlug maar blijven afhankelijk van de ouders tot ze zelfstandig kunnen foerageren. De lengte van de leerperiode hangt af van de foerageertechniek en kan bij schelpdier etende vogels tot enkele maanden oplopen (Glutz von Blotzheim *et al.* 1975, Cramp & Simmons 1983, Beintema *et al.* 1996).

4.1.4 Paarbinding en broedstrategie

PAARBINDING

De Scholekster is monogaam. De paarbinding is voor lange tijd, waarschijnlijk levenslang. Dezelfde vogels blijven seizoen na seizoen bij elkaar in hetzelfde territorium, zelfs in jaren dat er geen broedpoging wordt ondernomen (Cramp & Simmons 1983). Echtscheidingen zijn zeldzaam: in het overgrote deel van de gevallen zoeken de dieren na de winter hun oude partner in hun oude territorium op. Soms komt het voor dat een paar er in het begin van het seizoen niet in slaagt het territorium te "heroveren". Op Schiermonnikoog leidt dit altijd tot scheiding. Daarnaast gebeurt het soms dat één van de partners verdreven wordt uit het territorium, terwijl de ander achterblijft in het territorium en een paarband vormt met de "upsurpator". Tenslotte kan één der partners naar een nieuw territorium verhuizen en zo zijn oude partner in de steek laten. Op Skokholm kwamen meer echtscheidingen voor als de mortaliteit in voorafgaande winter hoog was geweest (Ens 1992).

TWEEDE BROEDSEL

Scholeksters produceren normaal één broedsel per seizoen. Het voorkomen van tweede broedsels is vaak vermoedt maar lijkt onwaarschijnlijk en is nog nooit bewezen.

LEEFTIJD VAN EERSTE KEER BROEDEN

Scholeksters kunnen vanaf het vierde jaar na uitkomst broeden maar zijn dan meestal nog niet in staat een territorium te verwerven. Op Schiermonnikoog lukt dat meestal pas in het vijfde of zesde levensjaar (Ens 1992).

4.1.5 Broedsucces

UITKOMSTSUCCESS

De grootste eiverliezen treden op door predatie. Aan de kust door predatie van meeuwen en in het binnenland door predatie van kraaien. Tevens trad er eiverlies op door overspoeling in kustgebieden en in het binnenland door vertrapping van vee en landbouwmachines (Goss-Custard *et al.* 1995).

Hieronder volgt een opsomming van verliesoorzaken van eieren.

Belangrijkste oorzaken zijn (Glutz von Blotzheim *et al.* 1975):

- predators (opgaven variëren van 15-25% tot ca. 70%)
- overstroming (een opgave van 5-15% soms tot 60%)
- directe verstoring van het nest door mensen (van 2,8 tot 24,5%); ook door rapen van eieren
- (in weidegebieden) vertrapping door vee (van 7,5% in gebieden met nestbeschermers tot 50-75% in gebieden zonder)
- (in weidegebieden) maaien (één opgave: 27,5% van de nesten en 1,8% van de jongen).

UITVLIEGSUCCES

Ook bij pullen is predatie een belangrijke sterftefactor. Sterfte als gevolg van voedseltekort en ziektes is geconstateerd. Scholeksterpullen van paartjes met een slecht territorium stierven relatief vaak als gevolg van verhongering (Kersten 1997).

BROEDSUCCES

Gegevens van diverse onderzoeken in Europa zijn gebruikt voor het berekenen van een waarde voor legselgrootte, uitkomstsucces en uitvliegssucces in de verschillende regio's van de Europese populatie (tabel 4.3).

Tabel 4.3. Berekende waarden voor legselgrootte, uitkomstsucces en uitvliegssucces in 1990 op lokaties in het binnenland en in kustgebieden voor de Atlantische en Continentale regio's (Goss-Custard *et al.* 1995).

	Atlantisch		continentaal	
	kust	binnenland	kust	binnenland
legselgrootte	2,60	2,75	2,84	2,99
uitkomstsucces	31,8	40,2	48,2	56,5
uitvliegssucces	55,5	55,5	20,2	20,4

Vroege broeders zijn succesvoller dan de late. Uitkomst en overleving van 4-legsels zijn groter dan bij kleinere legsel (Cramp & Simmons 1983).

4.2 Emigratie en immigratie

TROUW AAN GEBOORTEPLAATS

De juvenielen vertonen dispersie in WZW richting. Nederlandse Scholeksters werden in hun eerste en tweede kalenderjaar tot aan zuid Spanje aangetroffen. Ook derde kalenderjaar vogels werden in de broedtijd nog tot op enkele honderden kilometers vanaf hun geboorteplaats teruggemeld. Vanaf het vierde kalenderjaar waren er alleen nog terugmeldingen uit de omgeving van het Nederlands-Duitse broedgebied. Dezelfde patronen zijn voor Belgische, Duitse en Deense Scholeksters vastgesteld. Het overgrote deel van de Scholeksters keert dus weer terug naar de geboortegrond. Een klein deel komt elders tot broeden (Glutz von Blotzheim *et al.* 1975).

TROUW AAN BROEDPLAATS

Scholeksters zijn zeer trouw aan hun broedplaats. Er zijn maar enkele gevallen bekend van broedvogels die van broedplaats verwisselden (Glutz von Blotzheim *et al.* 1975).

4.3 Mortaliteit

MORTALITEIT GEDURENDE HET BROEDSEIZOEN

De mortaliteit onder broedende adulten is kleiner dan 1%. Daarentegen is er relatief veel sterfte van adulten aan het einde van de winter en in het vroege voorjaar tijdens het verwerven van een territorium en paarvorming (Lambeck & Wessels 1991). In het binnenland sterven veel Scholeksters door botsingen met draden en auto's maar er vallen soms ook doden tijdens extreme weersomstandigheden (Watson 1980). De mortaliteit van niet-

broedende adulten in de broedgebieden is nooit goed bestudeerd. Op Schiermonnikoog werden meer broeders dan niet-broeders dood gevonden, men neemt aan dat de mortaliteit van niet-broeders even laag is als die van broedende vogels. Van de onvolwassen vogels die terugkeren naar het overwinteringsgebied verdwijnen er maar enkele tijdens het broedseizoen, de mortaliteit is laag (Goss-Custard *et al.* 1982b).

MORTALITEIT BUITEN HET BROEDSEIZOEN (VAN ADULTEN)

Wintersterfte is berekend uit het percentage vogels dat na afloop van de winter weer terugkeert naar de broedplaats. De berekende waarde zal een kleine overschatting zijn van de mortaliteit omdat soms vogels van broedplaats veranderen of in het overwinteringsgebied achterblijven. Om een onduidelijk reden is de sterfte in niet-strengere winters gemiddeld lager op het continent dan in de Atlantische regio. De berekende gemiddelde waarden zijn respectievelijk 5,9% en 11,1% (Goss-Custard *et al.* 1995). In strenge winters waarin lange koude periodes voorkomen met veel wind sterven veel Scholeksters, zowel op het continent als in de Atlantische regio. De mortaliteit neemt toe met de strengheid van de winter. Op het continent werd in 15% van de winters ($n=92$) extreme hoge sterfte van Scholeksters vastgesteld (Hulscher 1989, 1990).

MORTALITEIT BUITEN HET BROEDSEIZOEN (VAN ONVOLWASSEN VOGELS)

Er was geen verschil in de wintersterfte van derde- en vierde-winter Scholeksters vergeleken met adulte vogels. Juvenielen en tweede-winter vogels hebben echter een hogere wintersterfte dan adulten (Goss-Custard *et al.* 1982b, Kersten & Brenninkmeijer 1995). Men berekende dat de wintersterfte van juvenielen en tweede-winter vogels gemiddeld 20% hoger was dan van oudere vogels.

MORTALITEIT IN STRENGE WINTERS

In lange perioden van slecht weer als de energiebehoefte toeneemt en de mogelijkheden tot foerageren afnemen kunnen grote aantallen Scholeksters sterven. Zowel lage temperaturen als harde wind kunnen Scholeksters hinderen bij het foerageren. Vogels met kleine vetreserves, of voedsel strategieën die in het nadeel zijn onder slechte weersomstandigheden lopen onder deze omstandigheden het hoogste risico om dood te gaan. Dus de foerageercondities, voor de aanvang van het slechte weer, in combinatie met de individuele foerageer strategieën bepalen welke vogels het grootste risico lopen (Goss-Custard *et al.* 1996b). Een combinatie van factoren bepaald welke Scholeksters strenge winters overleven. Vaak is dit zeer plaatsgebonden, de sterfte verschilt per estuarium. Tellingen van winterslachtoffers in de Nederlandse Delta tonen dit aan (tabel 4.4). In drie koude winters 1985-1987 werden in de zoute Deltawateren in totaal 9811 Scholeksters (58% van een totaal van 16 950 watervogels) dood gevonden, vooral langs de Oosterschelde en op de Noordzeestranden (Meininger *et al.* 1991). Ongeveer tien jaar later in de koude winters van 1996 en 1997 werden in de Delta totaal 9745 Scholeksters dood gevonden (59% van een totaal van 16424 watervogels). Nu vonden in vergelijking met de koude winters van 1985-1987 in de Westerschelde relatief veel Scholeksters de dood.

Tabel 4.4. Totaal aantal dood gevonden Scholeksters in de "Zoute Delta" gedurende zes koude winters met tussen haakjes het percentage van het totaal aantal. Diverse = o.a. Krammer-Volkerak, Grevelingenmeer, Veerse Meer, binnendijks. Winters zijn aangeduid met de januari-maand (Meininger *et al.* 1991, Meininger *et al.* 1997 & Arts & Meininger 1997).

Jaar	totaal	Voordelta	Oosterschelde	Westerschelde	diverse
1985	1516	460 (30)	850 (56)	100 (7)	106 (7)
1986	5103	629 (12)	3531 (69)	264 (5)	679 (13)
1987	3192	683 (21)	2119 (66)	270 (8)	120 (4)
1991	2218	900 (41)	1044 (47)	272 (12)	2 (-)
1996	2472	662 (27)	685 (28)	1125 (46)	- (-)
1997	7273	2410 (33)	3890 (53)	845 (12)	128 (2)
totaal 1985-97	21774	12119	2876	5744	1035

MORTALITEIT ALS GEVOLG VAN ZIEKTES

In januari en februari 1977 vond in het Veerse Meer een omvangrijke vogelsterfte plaats: onder de 822 geregistreerde dode vogels waren 31 (3.8 %) Scholeksters. Het totaal aantal slachtoffers werd geschat op ruim 1700. Onderzoek wees uit dat hier sprake was van een massale uitbraak van vogelcholera (*Pasteurellosis*), veroorzaakt door de bacterie *Pasteurella multocida*. Dit was de grootste uitbraak tot dan toe bekend in Nederland. Ook in het Grevelingenmeer werden in dezelfde periode tientallen dode vogels aangetroffen, vooral Knobbelswanen. (Mullié *et al.* 1979). Sindsdien heeft zich voor zover bekend in het Deltagebied geen sterfte door vogelcholera van vergelijkbare omvang meer voorgedaan.

Zie paragraaf 5.3 en 5.4 voor gegevens over sterfte door jacht, visserij en chemische verontreinigingen.

4.4 Populatie dynamiek

MODEL GOSS-CUSTARD

Met behulp van modelberekeningen is gepoogd voorspellingen te doen over de gevolgen van habitat verandering voor de Scholeksterpopulatie op een continentale schaal (Goss-Custard *et al.* 1996a).

Het aantal broedende of overwinterende Scholeksters in een gebied is niet alleen afhankelijk van factoren die opereren in dat gebied maar ook van het aantal beschikbare vogels die daar kunnen leven. Dit is weer afhankelijk van de aantrekkelijkheid van het gebied in relatie tot andere gebieden en processen die plaatsvinden op de, meestal elders gelegen, overwinterings- of broedgebieden en tijdens de trek. Bij zulke soorten moeten de populatie processen onderzocht worden op een grote ruimtelijke schaal.

De Scholeksterpopulatie is in de laatste decades toegenomen, mogelijk deels als gevolg van de toename van het broeden in het binnenland. Er zijn geen aanwijzingen dat in reactie op de toegenomen populatiegrootte; de legselgrootte, uitkomstsucces, uitvliessucces en mortaliteit van broedende adulten zijn afgenomen in recente decades; hoewel door steekproeven en methodologische problemen enkele trends verborgen kunnen zijn gebleven. De enige aantoonbare consequentie van de populatie toename is dat een groter aandeel van de volwassen vogels in sommige gebieden geen

broedterritorium meer kan veroveren. Het broedsucces per paar kan in sommige gebieden afnemen als het aantal concurrerende paren toeneemt. Er is een model ontwikkeld voor de Atlantische en Continentale populaties dat gebaseerd is op literatuur onderzoek. Binnen elke regio broeden vogels zowel in het binnenland als aan de kust maar vogels van beide populaties overwinteren samen aan de kust. Simulaties tonen aan dat antropogene factoren die dichtheidsafhankelijke ratio's veranderen, zelfs maar weinig, van grote invloed kunnen zijn op de populatiegrootte, in het bijzonder als de zomer dichtheid afhankelijkheid zwak is. Habitatverlies in de winter zou de dichtheid doen toenemen, ten minste tijdelijk, zodat het zeer belangrijk is of wintermortaliteit al dan dichtheidsafhankelijk is. Tot op zekere hoogte heeft de mate van de winter dichtheid afhankelijkheid een grote invloed op het effect dat habitat verlies heeft op de populatiegrootte. De meeste simulaties tonen aan dat, in vergelijking tot het verloren deel, verwijdering van habitat van vergelijkbare kwaliteit alleen leidt tot een subproportionele reductie van de populatiegrootte. Twee omstandigheden leiden tot een supraproportionele reductie: (i) waar twee subpopulaties met verschillende reproductiesnelheden hetzelfde winterhabitat gebruiken en verliezen, de slechtste broedpopulatie neemt in een disproportionele hoge snelheid af, en (ii) als het kwalitatief beste, meer nog dan het gemiddelde, habitat wordt verwijderd.

Het verwijderen van zomer habitat heeft een bijna proportionele of duidelijk subproportioneel effect op de populatiegrootte, afhankelijk van de dichtheidsafhankelijkheid in zowel zomer en winter. Het creëren van extra broedhabitat leidt alleen tot subproportionele toenames in populatiegrootte, de toename is het laagst als de winter dichtheid afhankelijkheid groot is. Een reden hiervoor is dat de langzamer reproducerende kustvogels niet in staat zijn gebruik te maken van de extra broedgelegenheid omdat ze in de overwinterings gebieden eruit geconcentreerd worden door de sneller reproducerende binnenlandbroeders. De conclusie is dat onderzoek naar *ruimtelijke variatie van de parameters van de kritische dichtheid afhankelijke functies* is vereist als meer betrouwbare voorspellingen gemaakt moeten worden zowel op lokale als globale schaal. Dit moet zowel in de zomer als in de winter gebeuren omdat, bij een migrerende soort zoals deze, het effect van habitat verlies in het ene seizoen afhankelijk is van de dichtheid afhankelijkheid in dat seizoen maar ook van de dichtheid afhankelijkheid het andere seizoen.

MODEL RIKZ

Bij het Rijksinstituut voor Kust en Zee (RIKZ) wordt momenteel gewerkt aan een populatiemodel voor de Scholekster. De kern van het model wordt gevormd door een leeftijdsgestructureerde Leslie-matrix, die gegevens bevat betreffende het broedsucces en de overleving.



4.5 Abiotische factoren

4.5.1 Weer

STRENGE WINTER

Zie paragraaf 4.3 voor gegevens over effecten van strenge winters op de Scholeksterpopulatie.

INVLOED WEER OP BROEDSUCCES

Buitendijks broedende vogels kunnen grote verliezen lijden tijdens hoge vloed in de broedtijd. Een hoge vloed op Schiermonnikoog in 1990 vernielde alle legfels en doodde alle kleine pullen. Slechts één pul overleefde deze catastrofe en werd vliegvlug (Kersten 1997).

4.6 Biotische factoren

4.6.1 Voedseleecologie

FOERAGEERBIOTOOP

FOERAGEERBIOTOOP VAN ADULTEN

Binnenlands broedende Scholeksters foerageren overwegend terrestrisch. Een aantal van de hieronder behandelde biotoopeisen geldt alleen voor broedvogels aan de kust. De aan de kust broedende Scholeksters zijn gebonden aan zeewater, i.h.a. met getijbeweging, hoewel ook langs zoutwatermeren als de Grevelingen hoge dichtheden voorkomen. Het precieze zoutgehalte lijkt van weinig belang. Uiteenlopende typen intergetijdengebied. Gezien de voedselsamenstelling zullen slibhoudende en slibrijke bodems de voorkeur hebben. Gefoerageerd wordt op droogvallend intergetijdengebied, tot maximaal 13 km uit de kust. De voorkeur gaat uit naar gebieden die per getij 0-6 uur droogvallen.

FOERAGEERBIOTOOP VAN PULLEN

Het foerageergebied van de jongen is in principe gelijk aan dat van de adulten. Wanneer de nestplaats op een voor foerageren ongunstige plaats is gelegen, worden de jongen door de adulten gevoerd. De jongen worden direct na het uitkomen door de ouders gevoerd, hoewel ze al snel zelf wat oppikken. In kustgebieden zijn borstelwormen voor de jongen de belangrijkste voedselbron, binnenlands vooral regenwormen en larven van langpootmuggen (Tipulidae) en andere insecten. Voor jongen is enige dekking in de vorm van wat vegetatie belangrijk.

VOEDSEL VAN DE SCHOLEKSTER

VOEDSELSAMENSTELLING IN GETIJDENGEBIEDEN

Hoofdvoedsel De meeste Scholeksters zijn voedselspecialisten, maar bij schaarste of bij een aanbod van veel alternatief voedsel kunnen zij zeer opportunistisch zijn. De meest grondige onderzoeken naar het voedsel van Scholeksters in getijdengebieden zijn verricht op de Britse eilanden en in het Noordzeegebied. Hier bestaat het voedsel vooral uit schelpdieren, wormen, krabben en insecten. De Mossel en de Kokkel zijn buiten de broedperiode de belangrijkste prooidieren, maar lokaal ook voor broedvogels van belang (tabel 4.5). Het Nonnetje, Platte slijkgaper en Zeeduizendpoot kunnen plaatselijk ook belangrijke prooidieren zijn (Beukema 1993).

Tabel 4.5. Relatieve frequentie (%) prooidieren in krop- en maaganalyse van 1969 Scholeksters uit Morecambe Bay (Engeland), in de winter (naar Dare & Mercer 1973).

	Mosselbank	Mossel-Zandbank	Zandplaat	Schor
aantal	1247	283	258	181
<i>Mytilus edulis</i>	97,9	78,8	5,0	
<i>Cerastoderma edule</i>	1,5	19,8	68,6	
<i>Macoma balthica</i> , <i>Tellina tenuis</i>	0,7	6,4	41,1	
overige schelpdieren			1,2	
<i>Littorina sp.</i>	1,4	4,6	1,5	
<i>Carcinus maenas</i>	0,2	0,3	9,3	
<i>Crangon crangon</i>	<0,1	0,7	7,0	
<i>Ligia oceanica</i>	<0,1			
Amphipoda			0,8	
Polychaeta			0,4	
Regenwormen				97,8
Diptera				13,3
Lepidoptera				11,0
Coleoptera				1,1
Dermaptera				0,5

Alternatieve prooien Naast Kokkels en Mossels worden afhankelijk van de plaatselijke omstandigheden ook vele andere soorten prooidieren gegeten. De Strandgaper is in de Waddenzee lokaal een belangrijke prooi, maar bijvoorbeeld in Morecambe Bay (Engeland) wordt deze zelden gegeten. Vlokkreeften (Talitridae, Amphipoda), met name Slijkgarnaal behoren in Nederland tot het voedsel. Kreeften (Decapoda: b.v. Strandkrab) fungeren in Nederland en Engeland als voedsel voor Scholeksters, vooral in de zomer. In de winter houden kreeften zich op in dieper water en zijn dan moeilijker bereikbaar. Overige schelpdieren en wormen die op het menu staan van Scholeksters zijn de Alikruik, Purperslak, Paardemossel, Ruwe boormossel, Tapijtschelp, platschelp, Schaalhoorn, Zeepier en Gemshoornworm (Glutz von Blotzheim *et al.* 1975, Cramp & Simmons 1983). In tegenstelling tot wat hun Engelse naam doet verwachten, eten Scholeksters tegenwoordig nog zelden Oesters. Dit gebeurt alleen nog regelmatig op oesterkwekerijen in de Baai van Morlaix en rond het eiland Ré in Zuidwest-Frankrijk. Oesters (hier *Ostrea gigas*) vormen voor 10-25% van de lokale populatie de belangrijkste voedselbron (Lunais 1975).

VOEDSELSAMENSTELLING IN HET BINNENLAND

Het hoofdvoedsel voor in het binnenland broedende vogels en vogels die in de winter tijdens hoogwater in het binnenland foerageren, bestaat uit verschillende soorten regenwormen. Buiten het broedseizoen worden deze zelden gegeten. In het binnenland worden vooral rupsen van motten en vlinders (Lepidoptera), vliegen (Diptera) en dan vooral de larven, emelten, sprinkhanen (Orthoptera) en oorwormen (Dermaptera) en af en toe Kevers (Coleoptera) gegeten (Glutz von Blotzheim *et al.* 1975).

UITZONDERLIJKE PROOIEN

Briggs (1980) vermeldde een Scholekster die in een klein poeltje foera-geerde op kleine visjes en zelfs kikkers at. Ook visafval prikt op de menulijst van de Scholekster. Eieren en kuikens (o.a. van eenden, meeuwen, sterns en steltlopers) zijn ook niet veilig voor de Scholekster. Gloe (1991) zag dat eieren van een Kokmeeuw werden gegeten. In het Deltagebied zijn diverse gevallen bekend van Scholeksters die eieren en jongen van o.a. Visdief, Dwergstern en Kluut aten (Rutten 1931, PLM). Zeer soms worden

Zeekomkommers (Holothuroidea) en Zeeanemonen (Actinia) gegeten (Hulscher 1964).

VOEDSELSPECIALISME

Er zijn weinig gegevens over voedselspecialisatie van Scholeksters in de overwinteringsgebieden over verschillende jaren en onder verschillende omstandigheden. Goss-Custard & Durell (1983) merkten op dat individuele Scholeksters zich kunnen specialiseren op één prooiotype. De meeste Scholeksters bestudeerd door Norton-Griffiths (1966) aten in achtereenvolgende broedseizoenen het zelfde voedsel. Na een extreem koude winter (1962/63) stortte de kokkelpopulatie in de Morecambe Bay in en werd het Nonnetje voor de komende drie jaren een belangrijke of de belangrijkste voedselbron voor de overwinterende Scholeksters. In het najaar daarna aten sommige vogels daarnaast nog krabben of garnalen (Dare & Mercer 1973). Toen tijdens een koude periode op Vlieland de kokkelpopulatie instortte, gingen ook hier de Scholeksters massaal Nonnetjes eten (Hulscher 1964). Vanaf het moment dat bij Schiermonnikoog de dichtheden Mossels afnamen, werden door de aanwezige Scholeksters meer Kokkels, Nonnetjes Slijkgapers en Zeeduizendpoten gegeten (Zwarts & Drent 1981). De effecten van afnemend voedselaanbod kunnen dus deels worden gebufferd doordat de Scholeksters andere prooitypen of -soorten in het dieet zullen opnemen, lagere prooi- en hogere predatordichtheden accepteren en hun foerageer-intensiteit opvoeren. In bijna al deze gevallen zal de gemiddelde opnamesnelheid afnemen, zodat het risico op sterfte onder strenge weersomstandigheden toeneemt (Bos 1994).

FOERAGEERGEDRAG

FOERAGEERGEDRAG IN GETIJDENGEBIED

De Scholeksters die foerageren op intergetijdengebieden worden bij hoogwater gedwongen deze te verlaten. Ze vliegen dan naar gebieden in de directe omgeving die tijdens hoogwater droog blijven. Op deze hoogwatervluchtplaatsen (hvp's) rusten ze dan gemeenschappelijk in grote groepen tot het weer laagwater wordt. Deze hvp's bevinden zich vaak op schorren, dijken of binnenlands in inlagen of karrevelden. De maximum vastgestelde afstand tussen het foerageergebied (droogvallende platen) en de kust, bedraagt 13 km. De grootste groepen Scholeksters op hvp's zijn te vinden bij de grootste oppervlakte foerageergebied (Smit & Wolff 1980). Scholeksters kunnen het hele jaar door, aan het einde van een foerageertij prooien van het wad of slik meenemen naar hun hvp om daar op te eten. Zowel adulte als onvolwassen vogels vliegen daartoe over soms grote afstanden met een prooidier in hun snavel (Leopold *et al.* 1985). De grootte van een hvp (aantal vogels) is waarschijnlijk in sterke mate afhankelijk van de totale oppervlakte van het meestal nabijgelegen foerageergebied, doch de kwaliteit van het foerageergebied kan hierin ook een rol spelen. Naast de droogvaltijd van de voedselgronden kan ook de afstand tot de hvp's de waarde bepalen van deze gronden voor vogels (Swennen 1983). De bevindingen van Swennen (1983) suggereren dat sterke adulte vogels zich de gunstige gebieden toeëigenen. Op een grote hvp is het aantal adulte vogels relatief groot, de gemiddelde snavellengte is er groter (meer wijfjes) en het gemiddeld gewicht per leeftijdsgroep is hoger dan op een kleine hvp. Op kleine (ongunstige) hvp's is er een groter percentage van allerlei abnormaliteiten aan snavel en poten. Het percentage wintermortaliteit is er eveneens hoger (Swennen 1983). De vogels verblijven bij voedselschaarste minder lang op de hvp en spenderen meer tijd aan foerageren op de intergetijdengebieden. Ze zoeken dan ook voedsel op de hogere kustzones, bij opkomend en afgaand tij, zones waar ze normaal overheen vliegen naar hun hvp's (Heppleston 1971). Op mosselbanken die tijdens eb sterk uitdrogen, hielden Scholeksters tijdens de laagwaterperiode een

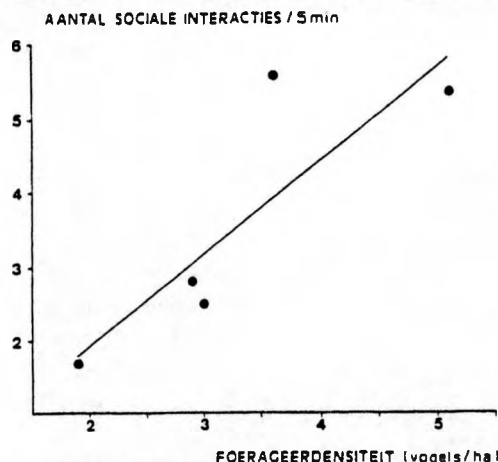
gemeenschappelijke rustpauze of ze verlieten de mosselbank (Davidson 1967). De activiteit was dan beperkt tot het begin het afgaande water en bij het opkomende water. De activiteiten liepen op tot 90 % bij het vrijkomen van de mosselbanken, na drie uur dalen tot 20%, en dan bij het wassende water weer tot 90 %.

BINNENDIJKS FOERAGEREN

Heppleston (1971) vermeldde dat Scholeksters, die in bepaalde tijden van de winter bij laagwater niet voldoende voedsel vinden in het intergetijdengebied, binnendijs gaan foerageren. Het belang van deze graslanden, met regenwormen en emelten, voor Scholeksters is in sommige gebieden groot. Er zijn echter risico's aan het foerageren op graslanden en hierop gespecialiseerd zijn, gezien de hoge sterfte onder de vogels als de grasvelden niet beschikbaar zijn. Bij langdurige droogte of bij vorst of sneeuw zijn de wormen niet of slecht bereikbaar. Het binnendijs foerageren op graslanden kan zelfs doorgaan tijdens laagwater (PLM, RIKZ). Het foerageren op graslanden rond de Oosterschelde was tien jaar geleden een uitzonderlijk verschijnsel, maar vindt de laatste jaren in toenemende mate plaats (PLM, RIKZ). Ook in Friesland en in Noord-Holland zijn sinds 1990 opmerkelijk grote aantallen in het binnenland foeragerende Scholeksters waargenomen (Hulscher *et al.* 1993, Tanger 1993). Dit kan duiden op voedselschaarste op de buitendijsse platen en slikken (kokkelvisserij!) of dat het binnendijs foerageren voor de vogels meer oplevert dan buitendijs foerageren. Goss-Custard & Durell (1988) constateerden in de Exe Estuary dat de Scholeksters die bij hoogwater op graslanden in het binnenland foerageren voor het grootste deel bestond uit vogels die buitendijs gespecialiseerd waren op Zeeduizendpoot en Platte slijkgaper, onafhankelijk van hun leeftijd. Vogels die op Mossel en wadslakjes gespecialiseerd waren verschenen zelden op de binnendijsse graslanden; gespecialiseerde kokkelelers zijn er zelfs nooit gezien.

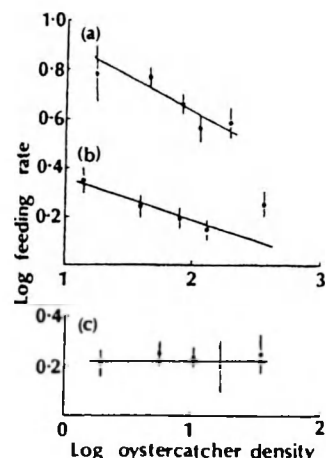
FOERAGEERDICHTHEDEN

Interferentie Het is vaak aangetoond dat een toename van de dichtheden van Scholeksters een negatieve invloed heeft op de gemiddelde *intake rate* van de aanwezige vogels (Sutherland & Koene 1982, Eryvynck 1983, Ens & Goss-Custard 1984). De energie-opname van de vogels (gerelateerd aan foerageertijd) neemt af door een toename van sociale en agressieve interacties, ontwijkgedrag, kleptoparasitisme, resulterend in een afname van het aantal daadwerkelijk foeragerende vogels. Dit proces wordt interferentie genoemd. Dat sociale interacties toenemen bij een hogere vogeldichtheid blijkt uit figuur 4.1. Figuur 4.2 visualiseert dat het aantal gegeten prooien door Scholeksters, afneemt als dichtheid aan Scholeksters toeneemt.



Figuur 4.1.

Aantal sociale interacties per 5 minuten gerelateerd aan dichtheid van foeragerende Scholeksters op de Slikken van Vianen in de nazomer van 1982 (Hamerlynck 1983).

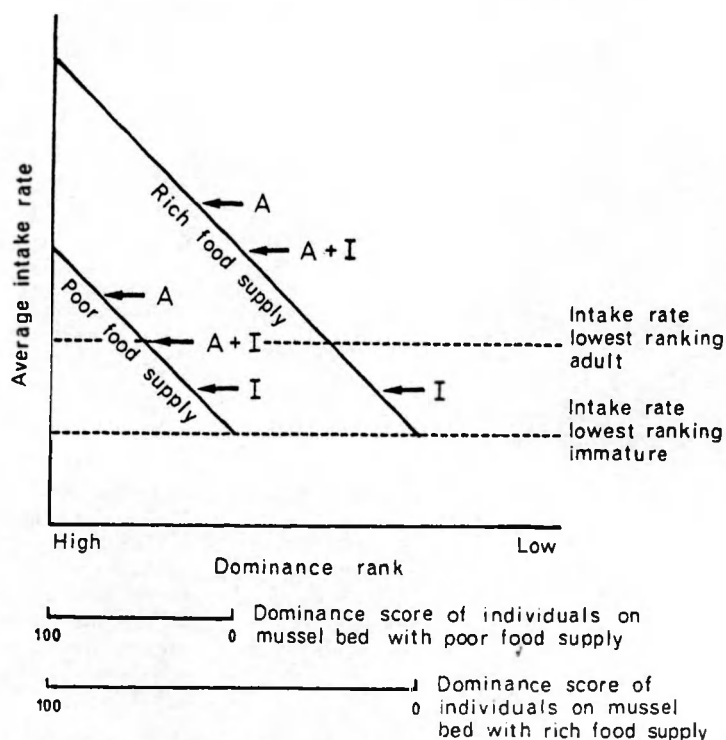


Figuur 4.2.

Het effect van Scholeksterdichtheden (per ha) op hun feeding rate in drie studies. Beide assen zijn weergegeven in logaritmen. Het verloop van de grafiek is met originele gegevens berekend door Sutherland & Koene (1982). a Is het aantal Mossels dat per tien minuten is gepakt op Schiermonnikoog (Zwarts & Drent 1981) $m = 0.29 \pm 0.09$. b Het aantal Mossels gepakt per tien minuten op Texel (Koene 1987). De originele data is ook te vinden in Zwarts & Drent (1981) $m = 0.10 \pm 0.04$. c Is het aantal Kokkels gepakt per vijf minuten bij Traeth Melynog $m = 0.00 \pm 0.00$.

FOERAGEERDICHTHEDEN OP MOSSELBANKEN

Scholeksters foeragerend op Mossels, onderzocht in het Exe Estuary zijn naar elkaar agressief en stelen Mossels van elkaar. Een stabiele en lineaire dominantie-hiërarchie bestond tussen tien vogels die in detail werden bestudeerd. Dominante vogels bovenin deze hiërarchie zijn voor het merendeel adult, juveniele vogels zitten meestal onderin de rangorde. De *intake rate* (geconsumeerde biomassa per 10 min. foerageren) van zes van de acht vogels, waar specifieke gegevens van bekend waren, nam af bij een toename van scholeksterdichtheid. Echter dit gebeurde niet bij de twee topdominante individuen, die niet leden onder de toegenomen interferentie. Interferentie bij de subdominante vogels werd veroorzaakt door toegenomen kleptoparasitisme door soortgenoten (dominante vogels) en het afgenomen aantal gevangen Mossels, vermoedelijk veroorzaakt door een toename van ontwijk- en agressief gedrag. Het is mogelijk te stellen, dat bij hoge vogeldichtheden dominante Scholeksters een grotere gelegenheid hebben om voedsel te stelen van subdominante vogels (Ens & Goss-Custard 1984). In figuur 4.3 is te zien dat adulte en dominante Scholeksters een hogere *intake rate* hebben dan onvolwassen vogels.



Graphical illustration of the modified ideal despotic distribution. We compare a hypothetical musselbed with a rich food supply and one with a poor food supply, which are assumed to be of equal size for convenience. (If the two musselbeds are not of equal size we need to define a quantity we might call the effective rank of an individual, which would describe the density of oystercatchers dominating the individual, instead of the number of oystercatchers dominating the individual as does dominance rank.) We assume that each individual attempts to maximize its intake rate and that intake rate decreases with dominance rank. The graph depicts the situation once the distribution has stabilized. Since the beds are of equal size the density of oystercatchers is clearly higher on the musselbed with the rich food supply. Arrows indicate average intake rates for (A) adult, (I) immatures and (A + I) adults and immatures combined. The predictions derived in the text are dependent on the shape of the curves relating intake rate with dominance rank, but the predictions will hold for a wide variety of curves as long as these curves decrease monotonically and do not cross each other.

Figuur 4.3. Intake rate van volwassen en onvolwassen Scholeksters op een rijk en een arm voedselgebied onder invloed van interferentie (Ens & Goss-Custard 1984).

De minst agressieve onvolwassen vogels verlaten de meest geprefereerde mosselbanken als eerste, als de volwassen, dominante vogels in juli t/m oktober terugkeren van hun broedgebied. De onvolwassen vogels die blijven, hebben dezelfde agressie verkregen als de volwassen vogels. Agressief gedrag vond meer plaats op rijke mosselbanken dan op armere. Op de drukbezochte mosselbanken verlaagde kleptoparasitisme de voedselopname van minder agressieve vogels en verhoogde de voedselopname van dominante vogels. Dit was niet het geval op schaars bezochte mosselbanken stelen van elkaars voedsel was hier schaars (Goss-Custard *et al.* 1984).

FOERAGEERDICHTHEDEN OP KOKKELBANKEN

Omdat Scholeksters in hoge dichtheden op mosselbanken foerageren, zal hier snel interferentie optreden. Naar interferentie bij Scholeksters die foerageren op Kokkels is nog weinig onderzoek gedaan. Deze zal ook moeilijker aantoonbaar zijn omdat de foerageerdichtheden hier veel lager zijn. Hamerlynck (1983) vond (nog) geen effect van interferentie bij dichtheden van 20 Scholeksters per ha. Hogere dichtheden van

Scholeksters foeragerend op Kokkels zijn in het veld niet vaak geobserveerd, dus kan weinig gezegd worden over de mate van interferentie. Dat er enige mate van interferentie zal zijn, ligt voor de hand omdat niet alle Scholeksters op die slikken en platen foerageren waar de kokkeldichtheden het hoogste zijn.

BESCHIKBAARHEID VAN PROOIEN

INLEIDING

De jaarlijks consumptie van bodemdieren door vogels in de Oosterschelde (na de bouw van de Oosterscheldekering) is berekend op 1500×10^3 kg ADW (asvrij drooggewicht). Meer dan de helft van deze biomassa wordt gegeten door de Scholekster (870×10^3 kg ADW). Op proefvlakken in de Oosterschelde varieerde de predatiedruk van Scholeksters op de aanwezige prooidieren van 10% tot 70% (Meire *et al.* 1994). Schijnbaar kunnen Scholeksters onbeperkt bodemdieren eten, maar niets is minder waar. Het voedsel ligt niet voor het oprapen, want veel is afhankelijk van het gedrag en de beschikbaarheid van de prooidieren. Vooral 's winters hebben Scholeksters en andere kustvogels meer moeite om voldoende voedsel te vergaren om aan hun energiebehoeften te kunnen voldoen.

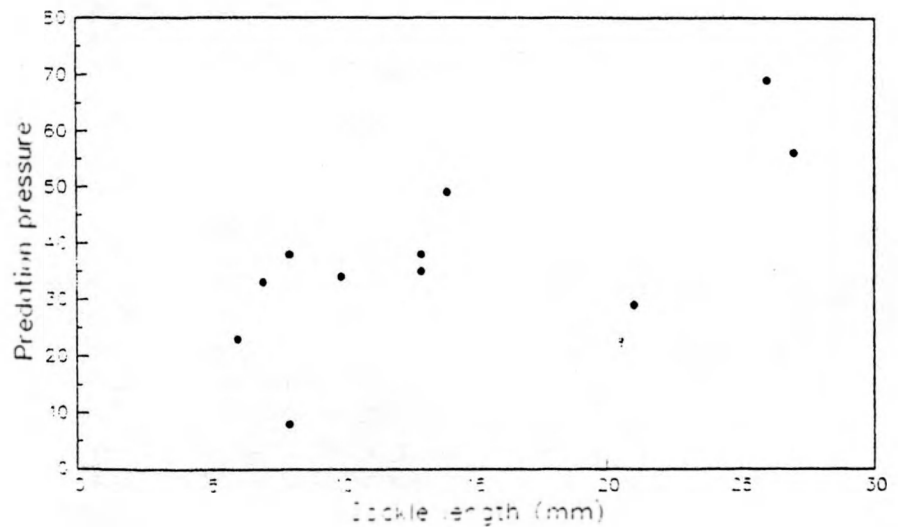
KOKKEL

Om een beeld te krijgen van beschikbaarheid en energie-inhoud ('profijtelijkheid') van Kokkels, is het van belang bekend te zijn met hun levenscyclus en jaar- en seizoensvariaties. De dichtheid en verspreiding van Kokkels kan van jaar tot jaar sterk verschillen. Een jaar met goede broedval van Kokkels is de basis voor de daarop volgende jaren. Regelmatig treedt goede broedval op in een voorjaar volgend op een strenge winter. In de periode hierna ontwikkelen zich vaak goede jaarklassen van Kokkels, maar ook van Mossels. Na 1,5 tot 2,5 jaar zijn deze zover gegroeid dat ze in grote aantallen beschikbaar komen in de voor Scholekster en Eidereend aantrekkelijke grootteklassen (Beukema *in* Smit 1994). Al direct na de jaarlijkse broedval eind mei-begin juni, waarbij op geschikte vestigingsplaatsen vaak dichtheden van vele duizenden tot tienduizenden exemplaren per vierkante meter voorkomen, vindt een snelle aantalsafname plaats door predatie door garnalen, jonge platvis en sommige borstelwormen. In een iets later stadium worden ook de Strandkrab en - bij laagwater - kleine steltlopersoorten als Kanoetstrandloper belangrijk als predator. Aan een verdere uitdunning dragen ook stromen en soms ijsgang bij. In de loop van het tweede groeiseizoen wordt de soort een zeer belangrijk prooidier voor grote steltlopers, met name voor de Scholekster (Lambeck *et al.* 1988).

Kokkels kunnen enerzijds in dichte banken voorkomen, maar anderzijds zijn er ook grote arealen met slechts een lage bezettingsgraad. Kokkelzaad vestigt zich op de hogere gedeeltes van droogvallende platen of strand. Ze zijn hier algemeen, jong en langzaam groeiend. Onderaan het strand of op de lagere gedeeltes zijn Kokkels gemiddeld schaarser, ouder en snelgroeiend. De vleesinhoud van Kokkels gerelateerd aan de lengte nam toe lager bij het strand en is negatief gecorreleerd aan de dichtheid (Sutherland 1982a).

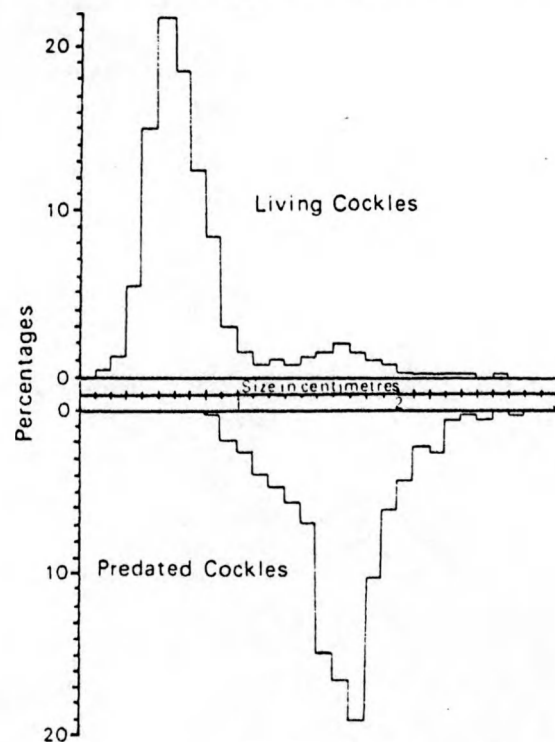
De opbrengst van verschillende foerageer lokaties voor Scholeksters is niet alleen afhankelijk van de dichtheid van kokkels, maar ook van de lengte en de vleesinhoud. Bij lage kokkeldichtheden werden grote Kokkels gegeten die relatief veel vleesinhoud hadden, maar het aantal Kokkels dat per tijdseenheid werd gegeten was laag. Bij hoge kokkeldichtheden werden meer Kokkels gegeten, maar deze waren kleiner en hadden minder vleesinhoud (Sutherland 1982b). Sutherland constateerde ook dat Scholeksters meestal foerageren in gebieden met de hoogste profijtelijkheid (25-150 Kokkels per m^2), en daardoor de hoogste kokkelsterfte in deze gebieden veroorzaken.

Naast een hogere predatiedruk door Scholeksters bij hoge kokkeldichtheden, is er ook een hogere predatiedruk op grotere Kokkels. Meire (1993) liet zien dat Scholeksters een groter percentage wegvangen van grote Kokkels dan van de aanwezige kleinere Kokkels (figuur 4.4).



Figuur 4.4. Predatiedruk van Scholeksters op Kokkels in verschillende studiegebieden in de Oosterschelde, als een functie van de lengte van Kokkels (Meire 1993).

Ondanks het feit dat grote Kokkels meer energie kosten om deze te vinden en op te eten, hebben ze een hogere energie-opbrengst voor Scholeksters. Daarom worden grote Kokkels geprefereerd (zie figuur 4.5).

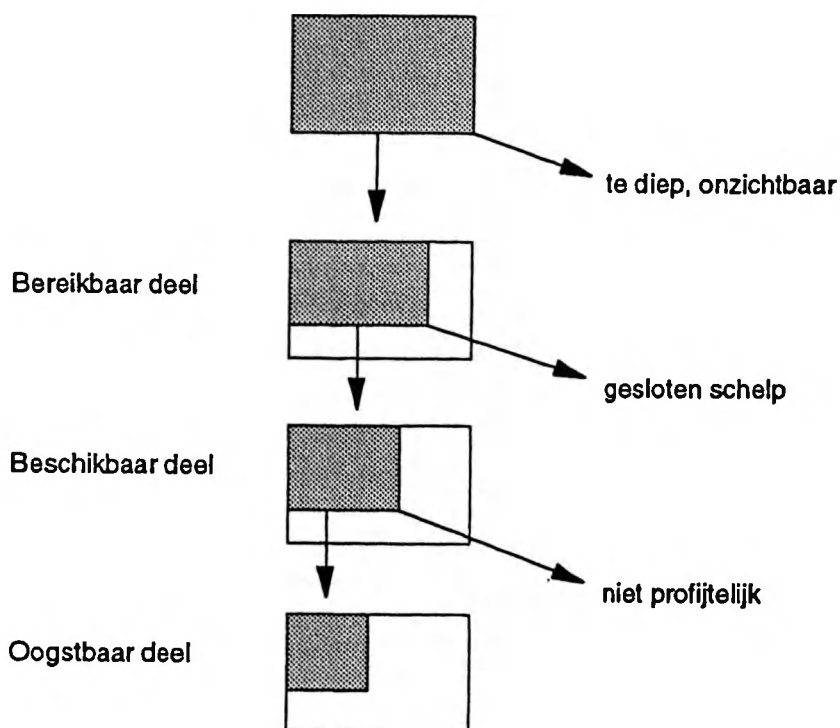


Figuur 4.5. Groottefrequentie en verspreiding van Kokkels in Strangford Lough, Noord-Ierland (boven) en grootteverdeling van Kokkels gegeten door Scholeksters in het zelfde gebied (onder). Tweedejaars Kokkels en oudere exemplaren (boven 12 mm) worden met name gegeten, kleine eenjarigen genegeerd (Brown & O'Connor 1974).

Wanneer Kokkels en Mossels met het door de Scholekster geprefereerde formaat aan het eind van de winter schaars worden, worden ook kleinere of grotere schelpen gegeten. Uit het onderzoek van Van Eekelen (1987) blijkt dat maar 7,5% van de Kokkels beschikbaar is gedurende de foerageerperiode. Dit is de periode waarin het waterniveau minder dan 8 cm boven het slikoppervlak bedraagt en de Scholekster nog uitstekend kan foerageren. Met beschikbaarheid van de Kokkel wordt bedoeld dat de Kokkel openstaat en actief is, dus vangbaar voor een stekende Scholekster. Ongeveer 75% van die beschikbaarheid wordt in de eerste 45 min. en de laatste 30 min. van de beschikbare foerageerperiode (laagwater) gerealiseerd. Hieruit kan worden opgemaakt dat het voor de stekende (= beetelende; zie foerageerstrategie) Scholekster het meest gunstig is om langs de waterlijn te foerageren, hetgeen vooral voor de vloedperiode geldt.

Het is dus niet zo dat Scholeksters van een kokkelpopulatie alle Kokkels kunnen eten. Met behulp van figuur 4.6 wordt het oogstbare deel van een prooidierpopulatie voor stekende Scholeksters gevisualiseerd. Hamerende (zie foerageerstrategie) Scholeksters kunnen ook gesloten schelpen openen (Hulscher 1992). De bereikbare fractie van prooidieren is seizoensafhankelijk; immers, in de winter graven veel prooidieren (behalve Kokkels) zich dieper in.

Totale prooidierpopulatie



Figuur 4.6.

Verschillende fracties van een totale prooidierpopulatie (Meire 1993). Van een totale prooidierpopulatie is een deel voor predators niet bereikbaar omdat deze bijvoorbeeld voor de snavellengte van de predator, zich te diep in het substraat bevindt. Ook kan het zijn dat de prooien op elkaar liggen of bedekt zijn met pokken en daarom onzichtbaar zijn voor de predator. Van de bereikbare fractie is een deel niet beschikbaar omdat bijvoorbeeld de schelp gesloten is. Het resterende beschikbare deel is voor de predator niet allemaal oogstbaar omdat niet alle prooien profijtelijk zijn. Prooien zijn niet profijtelijk als ze bijvoorbeeld te weinig netto-energie bevatten, te klein zijn of een te harde schelp hebben.

MOSSEL

Alle Mossels op een mosselbank lijken op het eerste gezicht beschikbaar voor Scholeksters, maar omdat Mossels vaak aan elkaar vastzitten vormen ze compacte kluiten. Hierdoor liggen veel Mossels op of onder elkaar. Met name de kleinere zijn verscholen achter de grotere Mossels en daardoor onzichtbaar voor de Scholekster. Mossels die meer dan de helft bedekt zijn met Zeepokken zijn niet aangetroffen tussen de door Scholeksters leeggegeten Mossels. Er wordt verondersteld dat ze deze Mossels niet kunnen openmaken of zelfs niet meer herkennen als potentiële prooi (Meire 1993).

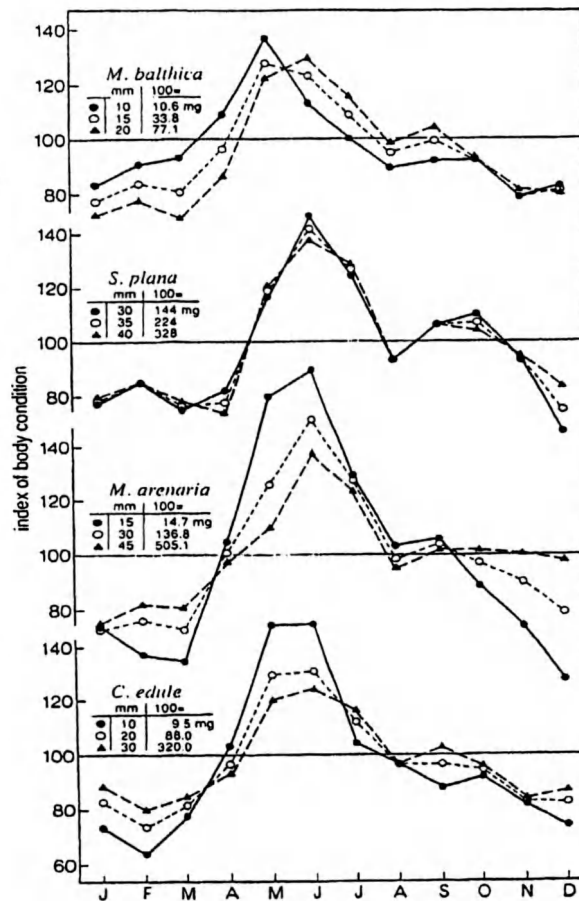
BESCHIKBAARHEID PROOIEN IN DE WINTER

Met name voor Kokkels geldt dat de conditie gedurende de maanden september-maart gemiddeld afneemt met 50%. Om een bepaalde voedselbehoefte te dekken zullen dan ook twee maal zoveel prooidieren moeten worden gegeten (Zwarts & Wanink 1993). Deze afname van prooibeschikbaarheid door vermagering, sterfte en veranderingen in het prooigedrag, is er mede oorzaak van dat Scholeksters slechts op beperkte schaal gebruik kunnen maken van 'alternatieve voedselbronnen', zoals Nonnetje, Platte slijkgaper en de Zeeduizendpoot (Bos 1994). Zoals gebleken uit onderzoek door Boates en Goss-Custard (1989) in het Exe estuarium (Engeland), neemt gedurende het najaar de energetische opbrengst en beschikbaarheid van Platte slijkgaper minder af dan die van Zeeduizendpoot. Er werd geconstateerd dat Scholeksters in het najaar hun dieet veranderden van Zeeduizendpoot naar Platte slijkgaper. Zeeduizendpoot trekt in de winter dieper in het substraat en is zo moeilijker bereikbaar. Ook de activiteit van Nonnetje aan de oppervlakte neemt in koude periodes af. In sommige jaren is een aanzienlijk deel van de aanwezige populatie onbereikbaar, met name in de maanden november-maart. In sommige jaren is in deze periode 40-60% van de aanwezige populatie ingegraven op een diepte van 6 cm, terwijl een groot deel van de Scholeksters zijn prooi zoekt tot op een diepte van 2-4 cm (Zwarts & Wanink 1993).

BESCHIKBAARHEID PROOIEN BIJ STRENG WINTERWEER

Als het wad of slik is bevroren of door ijs bedekt, kan de Scholekster hier geen voedsel vinden. Het zelfde geldt voor binnendijs gelegen gronden, waar dan regenwormen, emelten en dergelijke onbereikbaar zijn. Wanneer een vorstperiode langer dan twee dagen duurt, worden de mogelijkheden tot foerageren steeds beperkter. Onder deze omstandigheden kunnen er massale trekbewegingen van Scholeksters plaatsvinden, de zogenaamde 'vorstvluchten' (van Eerden 1977, Hulscher 1989).

De effecten van streng winterweer zijn tweeledig. In slikken levende ongewervelde prooi-soorten zijn minder beschikbaar voor vogels omdat ze minder actief zijn en/of zich dieper in de bodem bevinden als reactie op lage temperatuur en sterke winden. Dit gaat echter niet op voor Kokkels of Strandgapers. Het vleesgehalte van veel schelpdieren neemt in de loop van de winter aanzienlijk af (Zwarts 1991; figuur 4.7). Hierdoor neemt ook de energie-opbrengst per gevangen prooi voor de Scholekster af (Zwarts & Wanink 1993). Ten tweede is er door de lage temperatuur, vooral in combinatie met wind, sprake van een verhoging van energetische kosten voor de thermoregulatie van de Scholekster (Erich & Van Veen 1982).



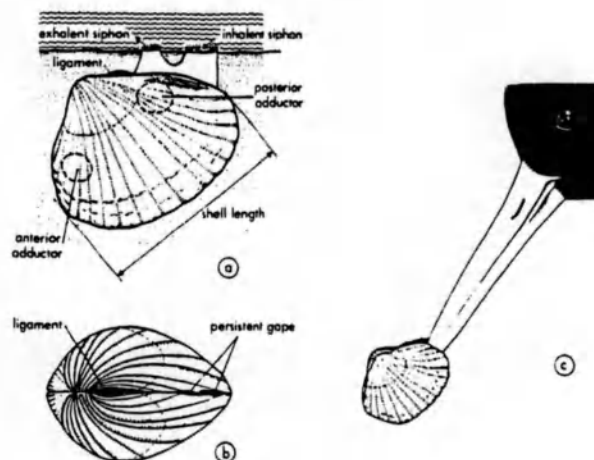
Figuur 4.7.

Seizoensvariatie in het asvrij drooggewicht van de weke delen van drie formaatklassen van Nonnetje *Macoma balthica*, Platte slijkgaper *Scrobicularia plana*, Strandgaper *Mya arenaria* en Kokkel *Cerastoderma edule*. Het gemiddelde gewicht per jaar is op 100 gesteld en de maandelijkse gewichten zijn gegeven als percentages van de afwijking (Zwarts 1991).

FOERAGEERSTRATEGIE

LOKALISEREN VAN PROOIEN

Scholeksters zoeken de grootste tijd van het jaar voedsel aan de kust, ook de ver in het binnenland broedende vogels. Op de droogvallende slikken en zandplaten gaan de vogels lopend op zoek naar prooidieren. Vrijliggende prooien worden overdag visueel herkend. Zelfs diepliggende Kokkels en Mossels worden niet door toevallig steken, maar op het oog ontdekt (figuur 4.8). Zeer waarschijnlijk zijn door de siphonopening van de schelp, aan het zandoppervlak kleine verschillen in kleur en structuur zichtbaar (Glutz von Blotzheim *et al.* 1975, Cramp & Simmons 1983). Nonnetjes worden door Scholeksters visueel gelokaliseerd omdat Nonnetjes met hun instroomsiphon sporen op het slik achter laten. Scholeksters foeragerend op Zeepieren pikken zowel in de trechtergaten als in de typische faeceshoepjes van deze wormen. Na lokalisering van de worm wordt deze naar boven gehaald en afgespoeld in water om daarna genuttigd te worden. Als er in de directe omgeving, op loopafstand water aanwezig is zullen Scholeksters eerst hun voedsel afspoelen alvorens dit op te eten (Hulscher 1964).



Figuur 4.8.

Kokkel ingegraven in het substraat met de siphons naar buiten, gezien vanaf de zijkant (a). Kokkel van boven gezien met de siphons naar binnen (b) laat de siphonopening zien. Dit is de weke plaats waar de Scholekster de Kokkel aanvalt. De gestoken Kokkel sluit zich om de snavelpunt van de Scholekster en wordt zo uit het substraat getrokken (naar Hulscher 1976).

TECHNIEKEN OM SCHELLEN OPEN TE MAKEN

Er worden door Scholeksters twee manieren gebruikt om schellen open te maken, het zogenaamde hameren en het steken (of beitelen). Een Scholekster beheerst meestal één van beide technieken om een schelp te openen. De techniek om een schelp te openen, heeft een Scholekster van zijn ouders geleerd (Norton-Griffiths 1966).

Het hameren Een gesloten Kokkel of Mossel wordt gebroken door een serie stoten met de snavel op één van de schelphelften. Gemiddeld zijn vijf stoten genoeg om een schelphelft te breken (Norton-Griffiths 1966). Als de snavelpunt door het gat naar binnen kan, wordt de sluitspier van het schelpdier doorgeknijpt zodat de schelp kan worden leeggegeten. Het is zaak dat de prooi op een stevig substraat ligt, zodat deze niet door de stoten in de bodem zakt. De Kokkel of Mossel wordt door de Scholekster daar gehamerd waar deze het zwakste is, de ventrale zijde (Norton-Griffiths 1966).

Het steken Deze methode wordt vaak toegepast als de Kokkel of Mossel onder water ligt en dus meestal openstaat in verband met voeding en ademhaling. De snavel wordt dan tussen beide schelphelften, in de siphonopening gewrikt. De vogel knijpt eenmaal binnengekomen, aan één kant van de schelphelft de sluitspier door. De schelp moet minimaal 1 mm openstaan om de Scholekster zijn snavel tussen beide schelphelften te laten krijgen (van Eekelen 1987).

SNVELVORM EN PROOITYPE

Grote Mossels met sterke schellen laten zich alleen door steken openmaken, niet door hameren. Harde Mossels kunnen door Scholeksters

ook geopend worden door deze vanaf enige hoogte op een hard substraat te laten vallen. Naar schaaldikte en stevigheid van het substraat varieert het aandeel van de ene of de andere techniek van openen, maar onafhankelijk van de mosselgrootte per mosselbank. Door Scholeksters is er een actieve selectie op Mossels met dunne schelpen.

Het eten van grote schelpen is voor Scholeksters niet helemaal zonder gevaar. Scholeksters die een schelp proberen te openen en niet ver genoeg met hun snavel in de schelp zitten om de sluitspieren door te knippen, lopen het risico dat de Kokkel of Mossel zich vast om hun snavel heen sluit. Dit zit zo vast dat de vogel de schelp er niet meer afkrijgt en zal verhongeren (Hulscher 1976).

De vogels zijn gespecialiseerd in één van beide technieken, die ze van hun ouders hebben geleerd. Hiermee gecorreleerd komen er ook twee (algemene) snavelvormen voor: een afgestompte snavel van de hameraars en een scherpere, beetelvormige snavel bij de stekers (Norton-Griffiths 1966). Deze specifieke slijtage toont aan dat een bepaald dier ook steeds dezelfde foerageermethode gebruikt. Individuen gebruiken zoals gezegd meestal één van beide technieken, maar enkelingen kunnen beide technieken gebruiken. Met sterk gepunte snavels worden vooral zeepijlen en Strandgaper gegeten en minder Nonnetje en Mossel dan door vogels met stompe snavels. Bij het veranderen naar een andere manier van schelpen openen verandert het slijtagepatroon van de bek. Na 10 tot 26 dagen heeft de vogel een nieuwe snavelvorm. Dit leidt tot een tijdelijke afname van het aantal prooien en een toename van de handelingstijd. De kosten van een verandering in voedselspecialisatie kunnen behoorlijk hoog zijn, vooral bij koude perioden kan het voedselaanbod flink afnemen (Hulscher & Ens 1991, Swennen *et al.* 1983).

Nonnetjes worden na het lokaliseren open gehamerd of -gestoken. Alikruiken worden met de opening naar boven gelegd en door hameren geopend, de weke delen en het dekseltje worden opgegeten. Strandkrabben worden op een stuk, dat vrij is van planten, op hun rug gelegd. De Scholekster gaat naast de Strandkrab staan om onbereikbaar te zijn voor de scharen van de Krab. Door een snavelhouw in de mondstreek van de Krab wordt deze gedood. Het schild wordt verwijderd en de weke delen en uiteindelijk ook de resten van de Krab worden opgegeten (Glutz von Blotzheim *et al.* 1975).

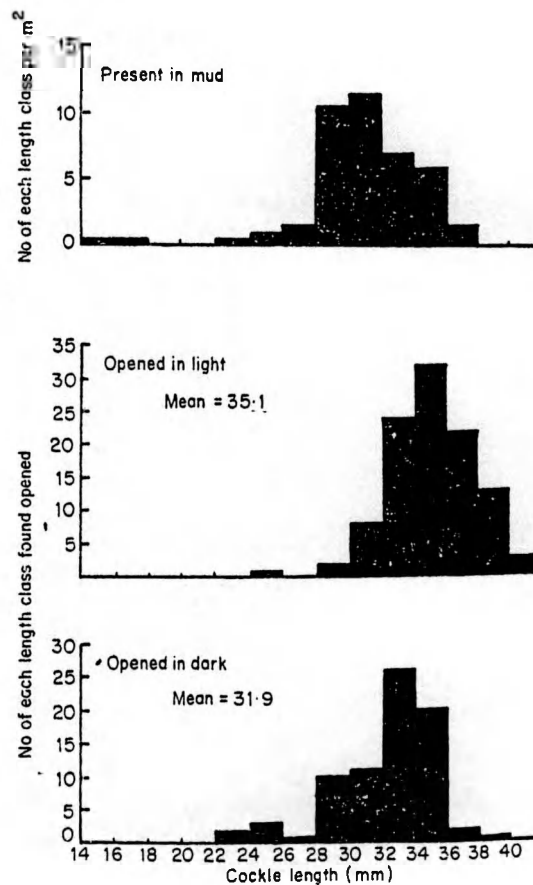
SNAVELVORM EN GESLACHT

Scholekster mannetjes hebben in vergelijking met vrouwtjes gemiddeld een kortere en bredere snavel. Als gevolg van deze sexuele dimorfie pakken mannetjes relatief meer grote en dikschalige schelpdieren zoals Mossel, Nonnetje en Kokkel. De langsnavelige vrouwtjes pakken relatief dieper begraven prooien zoals Strandgaper en wormen, bij voorbeeld Zeeduizendpoot of Zeepier (Hulscher & Ens 1992).

FOERAGEERGEDRAG OVERDAG VERSUS EN NACHTS

Naar het nachtelijk foerageergedrag van Scholeksters zijn enkele onderzoeken gedaan. Met een gekortwiekte Scholekster onderzocht Hulscher (1976) het foerageren overdag en 's nachts. Overdag worden Kokkels gevangen door middel van pikken, die waarschijnlijk gericht zijn op oppervlaktesporen van de Kokkel. 's Nachts is dit anders: er wordt dan 'geploegd'. De vogel steekt dan zijn snavel 1-2 cm schuin in het substraat en al lopende maakt hij vlugge op- en neergaande bewegingen met de snavel, zonder deze helemaal uit het substraat te trekken. Bij lage dichtheden (13-40 Kokkels per m²) wordt overdag naast pikken ook geploegd. De zelfde zoektechniek gebruikt de Scholekster soms ook voor Nonnetjes, maar nu kan hij zijn snavel gebruiken voor de gehele lengte. De

voedselopname 's nachts en overdag onder vergelijkbare omstandigheden is gelijk, 3,40 g vlees (totaal drooggewicht) per uur (Hulscher 1976). Scholeksters foerageren 's nachts meer op de tast dan overdag. Daarnaast blijkt dat Scholeksters 's nachts minder grote Kokkels vangen dan overdag (figuur 4.9; Sutherland 1982c).



Figuur 4.9. Lengtes van Kokkels die door Scholeksters werden gegeten bij daglicht en 's nachts en de presentie op dezelfde locatie (naar Sutherland 1982c).

In de winter zijn de dagen korter en de nachten langer, waardoor er relatief vaker 's nachts gefoerageerd wordt, terwijl dan juist de prooien die worden gevangen minder profijtelijk zijn.

ENERGIEOPNAME EN SNAVELVORM

De energie-opname van hamerende Scholeksters bij een interferentie-vrije situatie in de winter, is 40-50% keer meer dan stekende Scholeksters die de kleinere Mossels steken. Het effect van interferentie beïnvloedt dit verschil weinig, zodat hameraars in de winter een hogere *intake rate* hebben dan stekers. Daaruit volgt dat stekers meer dan hameraars, hun energiebehoefte moeten aanvullen door voedsel uit de graslanden tijdens hoogwater (Goss-Custard & Durell 1988).

KLEPTOPARASITISME

Scholeksters foerageren op mosselbanken in kleine, overlappende territoria. Agressieve interacties tussen de vogels komen hier veelvuldig voor, ongeacht de methode die de vogels gebruiken bij het openen van de Mossels. Onderling variëren individuen in hun agressief gedrag. De meer

agressieve vogels zijn vaker aanwezig op mosselbanken, foeragerend op de hoogste dichtheden van Mossels en zijn het meest succesvol in het stelen van voedsel van andere Scholeksters (tabel 4.6). Alleen de zeer agressieve vogels stelen meer Mossels dan er van hun worden gestolen en zijn zo in staat hun voedselopname te verhogen (Goss-Custard *et al.* 1982a).

Tabel 4.6. Bij 277 pogingen van Scholeksters om bij soortgenoten Mossels te stelen en op te eten, mislukt ongeveer 80%. De resultaten van de pogingen zijn in percentages hieronder weergegeven (Goss-Custard *et al.* 1982a).

	Percentage van ontmoetingen
Aanvaller steelt en eet mossel	20,6
Slachtoffer laat mossel vallen maar aanvaller kan 'm niet vinden	19,5
Slachtoffer laat mossel vallen maar uitkomst onbekend	4,3
Slachtoffer verdedigt en behoudt mossel	1,1
Slachtoffer rent weg en behoudt mossel	54,5

Ook buiten hun winterterritorium kunnen Scholeksters prooien van elkaar stelen. Briggs (1980) vermeldde een paar Scholeksters dat regenwormen stal van in hun broedterritorium foeragerende Kieviten.

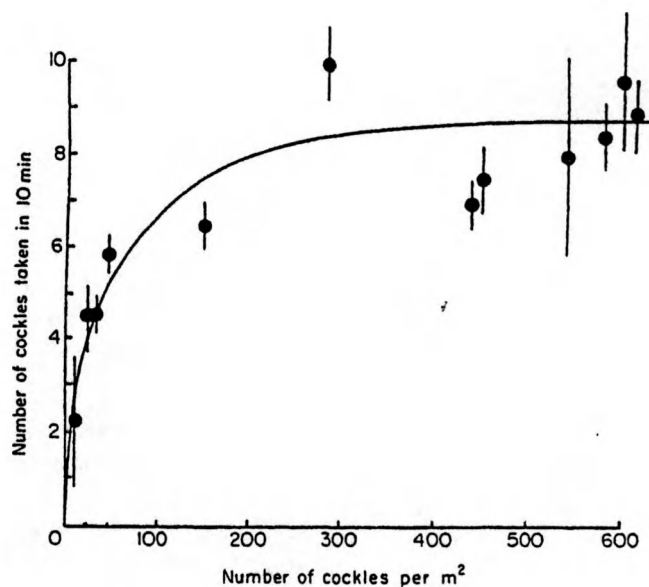
Scholeksters stelen dus Kokkels, Mossels en wormen van elkaar, omdat dit de zoek- en handelingstijd kan verkorten. Naast intraspecifiek kleptoparasitisme kan het voedsel van Scholeksters ook gestolen worden door volwassen meeuwen en kraaien. Kleptoparasitisme op Scholeksters is onder andere vastgesteld door Kokmeeuw, Stormmeeuw, Zilvermeeuw, Roek en Kraai (Briggs 1980). Soms zijn meeuwen hierin zo succesvol dat de betrokken Scholeksters lange tijd niet aan eten toekomen (Cramp & Simmons 1983).

FUNCTIONELE RESPONS

Er is veel onderzoek verricht naar de voedselopname van vogels onder verschillende foerageeromstandigheden. Er worden verschillende begrippen gebruikt om deze weer te geven. De voedsel- c.q. energie-opname verschilt immers per prooi, prooi- en foerageerdichtheid, periode, dominantie e.d.. Het aantal prooien (van één soort) dat gegeten wordt, gedeeld door de tijd dat de predator op zoek is naar de prooi-soort noemt men de **feeding rate**. De feeding rate van Scholeksters in de Burry Inlet (Engeland) varieerde van 0,73 tot 2,1 Kokkels per minuut, afhankelijk van de kokkelinhoud (Hale 1980). Linders (1985) vond in de Oosterschelde in het najaar, dat tijdens één getijdencyclus een gemiddelde foeragerende Scholekster per 'zoekminuut' minimaal 0,17 en maximaal 2,1 Mossels predeert. Scholeksters vergroten hun feeding rate in het voorjaar (in vergelijking met de winter), zeer waarschijnlijk is om de lage voedingswaarde van Mossels in het voorjaar te compenseren (Maangaard & Jensen 1994).

Het aantal opgenomen prooien per tijdseenheid, stijgt bij stijgende prooidichtheid, maar bereikt geleidelijk een plateau (functionele respons volgens Holling (1966)). De feeding rate van een predator is dus gelimiteerd (Ervynck 1983). De **functionele respons** is voedselopname van een

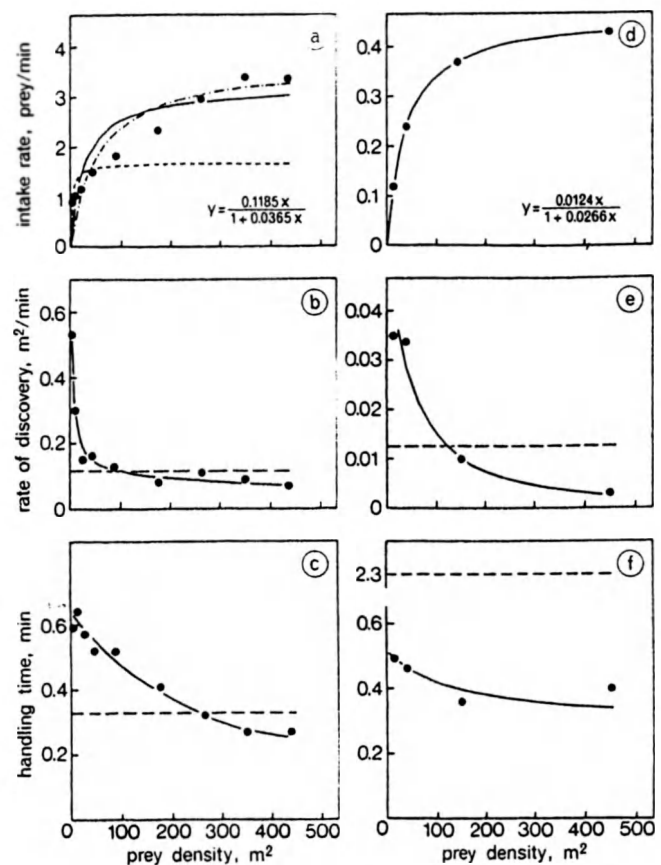
individuele predator gerelateerd aan de voedseldichtheid, zonder de werking van interferentie (Figuur 4.10).



Figuur 4.10. Aantal Kokkels gegeten door Scholeksters per 10 minuten in relatie tot de kokkeldichtheid (Sutherland 1982c).

Het aantal gegeten prooidieren (feeding rate) zegt niet zoveel over energie-opname en voedselbehoefte omdat de energie-opbrengst per prooi, prooi-soort en per periode in het jaar sterk verschilt. Men gebruikt daarom bij energieberekeningen en berekeningen van voedselbehoeftes de *intake rate*. In figuur 4.11 wordt de functionele respons gegeven met de *intake rate*; tevens is zichtbaar dat bij een hogere prooidichtheid de zoek- en handelingstijd afnemen.





Figuur 4.11.

Voor de functionele respons en de afhankelijkheden hiervan (doorgetrokken lijnen) zijn gegevens gebruikt voor fig. a, b, c afkomstig van Wanink & Zwarts (1985) en voor fig. d, e, f van Hulscher (1967). In fig. a zijn twee extra lijnen die de waarden aangeven van de berekende waarden bij de laagste en hoogste prooidichtheid (uit Wanink & Zwarts 1985).

De seisoensafhankelijke veranderingen van de *intake rate* in het najaar zijn veelal het gevolg van een afname van de energie-inhoud per prooi en een geleidelijke afname in prooidichtheid en beschikbaarheid. De *intake rate* van worm (*Nereis*) etende vogels nam af van 1300 mg per 15 minuten in augustus naar 150 mg/15 min in oktober en november. Als de *intake rate* van wormen zich nog boven de 200 mg/15 min bedroeg veranderde er nog geen Scholekster van dieet (*Nereis* naar *Scrobicularia*) (Boates & Goss-Custard 1989). Ook bij Kokkels neemt het vleesgewicht af tussen half oktober en half mei. De Scholeksters moeten in deze periode dus meer Kokkels eten om aan de nodige energie-opname te voldoen (Hale 1980).

Scholeksters eten met name de grote schelpdieren: Platte slijkgapers kleiner dan 10 mm en Nonnetjes kleiner dan 13 mm worden door Scholeksters genegeerd. De energie-opbrengst van de schelpinhoud zal bij dergelijke kleine schelpen waarschijnlijk dan niet méér zijn dan de energiekosten van het zoeken, openmaken en opeten. De *intake rate* varieert sterk en hangt vooral af van de presentie van grote schelpdieren. Bij hoge dichtheden van grote schelpen bereiken de Scholeksters een hogere *intake rate*. Daardoor worden ze meer selectief en negeren Platte slijkgapers die kleiner zijn dan 15 mm en Nonnetjes die kleiner zijn dan 25 mm. De voor Scholeksters oogstbare fractie is dus zeer variabel. Ten eerste: de diepteverspreiding van de prooi in het substraat en de biomassa fluctueren per seizoen en jaar. Ten tweede: minimum prooiformaat als ook de diepte-selectie variëren en zijn een functie van de *intake rate* (Zwarts & Wanink 1993).

De **numerieke respons** is de relatie tussen de prooidichtheid en de predator-dichtheid. Er is een numerieke respons van de predators op de gemiddelde profijtelijkheid van Kokkels (Hamerlynck 1983). Het aantal vogels foeragerend op een bepaald gebied is sterk afhankelijk van de kwaliteit van voedselgronden elders, bijvoorbeeld in de delta. De numerieke respons is daarom niet constant en onbruikbaar voor berekeningen van de draagkracht van een foerageergebied. Het maximum aantal vogels dat kan foerageren op een bepaalde oppervlakte wordt begrensd door interferentie (Bos 1994). Bos (1994) concludeerde verder dat gedurende periodes van voedselschaarste vogels in staat zijn over te stappen naar andere prooitypes of foerageergronden. Ze zullen op voedselrijke gebieden in hogere dichtheden gaan foerageren en verlagen de drempel van een minimum prooidichtheid. Op deze manier wordt voedselschaarste gebufferd, maar risico's van sterfte door weersomstandigheden nemen toe.

Bij de O.F.T. (*optimal foraging theory*: optimalisatie theorie (Pycke *et al.* 1977), zullen bij een lage predator-dichtheid alle dieren foerageren in het beste voedselgebied. Stijgt deze dichtheid van predators dan begint door interferentie de feeding rate te dalen. Als deze daling zich doorzet tot onder het niveau dat een predator (zonder interferentie) in een slechter foerageergebied kan halen, is het voordeliger te vertrekken en te foerageren in het minder goede habitat (Ervynck 1983). Deze theorie van optimaal foerageergedrag stelt dat predators de meest profijtelijke gebieden opzoeken om hun energie-opname te maximaliseren.

De verspreiding van Scholeksters over de voedselgronden op het intergetijdengebied is dus onder andere het resultaat van twee tegengestelde tendensen; aan de ene kant zouden de vogels moeten gaan foerageren op gebieden met een hoge prooidichtheid om de energie-opname te maximaliseren. Aan de andere kant zullen ze grote concentraties soortgenoten ontwijken omdat de individuele opname daar als gevolg van de interferentie zal afnemen (Goss-Custard 1970).

4.6.2 Fysiologie

Energiegebruik Scholeksters eten niet voor niets. Al hun bewegingsprocessen kosten energie, dus met eten worden deze processen gevoed. Daarnaast kan er nog sprake zijn van 'opvetten', dus dat de vogels meer energie opnemen dan dat ze in die periode verbruiken. Dit wordt gedaan om een vetlaag aan te leggen voor temperatuurisolatie of als reserve voor 'barre tijden' bijvoorbeeld tijdens de trek. Het energieverbruik van een vogel is onder meer afhankelijk van de grootte van zijn lichaam (gewicht) waarin de levensprocessen gaande gehouden moeten worden. Van Scholeksters die begin maart aanwezig zijn in hun broedgebied in het binnenland, is het gemiddelde gewicht van vrouwtjes 545 g en van mannetjes 535 g (Koopman 1992). Het minimum gewicht van (net nog levende) Scholeksters ligt rond 290-320 g (Marcström & Mascher 1979). Meer informatie over lichaamsgewicht in relatie tot lichaamsgrootte is te vinden in Zwarts *et al.* (1996b). Zie tabel 4.7 voor gemiddelde maandelijkse gewichten in de Wash, Engeland.

Tabel 4.7. Gemiddelde gewichten (g) per maand van Scholeksters gevangen in de Wash, Engeland (1e regel; Johnson 1985) en van volwassen Scholeksters in de Waddenzee (2e regel; C. Swennen in Cramp & Simmons 1983).

jul	aug	sept	okt	nov	dec	jan	feb	mrt	apr	mei	jun
598,3 479	506,4 -	499,5 544	512,8 548	520,5 552	547,9 611	554,6 -	587,9 587	607,8 544	569,1 531	562,9 526	529,4 493

Om deze gewichten te handhaven consumeerden de vogels van de Wash in januari gemiddeld 181 Kokkels (gelijk aan 296 Kcal.) per dag; er werd toen 's nachts weinig gefoerageerd (Goss-Custard 1977). Met negen Scholeksters in gevangenschap heeft Hulscher (1974) in de zomer een voedselonderzoek gedaan. Daaruit kwam dat de gemiddelde opname van de Scholeksters varieerde van 23,5-36,3 (gem. 28,8) g Mossel- en/of Kokkelvlees (asvrij drooggewicht) per 24 uur, dit is gelijk aan 120-185 (gem. 147) Kcal (gem. 616 KJoule) per 24 uur per vogel (zie tabel 4.8). Hulscher berekende verder dat Scholeksters in de zomer met een voedselopname van 170.8 en 184.7 Kcal per dag, in de winter een voedselopname moeten hebben die 1.7 keer zoveel is. Hierbij moet worden aangetekend dat op maar zes dagen monsters zijn genomen. Een Scholekster heeft minimaal 141 en maximaal 235 Kcal (591-985 KJoule) per 24 uur nodig (van den Bergh 1983).

Tabel 4.8. Voedselopname van negen Scholeksters in gevangenschap in de zomer (Hulscher 1974).

bird nr.	days	prey species	fresh		dry weight				body-weight		number of weighings	bill- length mm	sex
			weight		ash-included		ash-free		at capture	in captivity (mean)			
			g	s.d.	ml	s.d.	g	s.d.	g	g			
64-1	48	Mytilus	152		145		26.6	24.0	503	442	3	?	♂
64-2	78	Mytilus	176		169		26.0	23.5	503	473	4	76.6	♀
65-1	57	Mytilus	144 ± 52.5		134 ± 49.5		29.6 ± 10.6	26.8 ± 9.6	483	453	3	72.9	♂*
65-3	73	Mytilus	130 ± 48.0		123 ± 45.3		28.8 ± 10.4	25.8 ± 9.4	520	453	4	67.0	♂*
65-4	46	Mytilus	117 ± 49.4		110 ± 46.5		28.8 ± 12.1	26.1 ± 10.9	513	469	4	71.6	♂
65-5	46	Mytilus	120 ± 58.0		113 ± 54.7		29.4 ± 13.9	26.9 ± 13.0	545	461	4	79.4	♀
66-1	89	Myt. + Card.	187 ± 51.0		176 ± 47.9		41.8 ± 10.2	36.3 ± 8.7	556	473	31	70.9	♂
66-2	98	Myt. + Card.	177 ± 55.0		166 ± 51.6		39.2 ± 11.6	34.0 ± 9.9	570	456	33	71.3	♀*
66-3	58	Myt. + Card.	184 ± 48.4		173 ± 45.4		40.6 ± 10.0	35.5 ± 8.6	527	466	18	80.5	♀*

* sexed by dissection

In tabel 4.9 wordt een overzicht geven van de verschillende opnamehoeveelheden van Kokkels door Scholeksters, afkomstig uit verschillende onderzoeken. Helaas worden de eenheden niet op dezelfde manier gegeven; tevens is niet bekend in welke periode de gegevens verzameld zijn.

Tabel 4.9. Overzicht van literatuurgegevens van de opname van Kokkels door Scholeksters (uit Smit 1994).

opname	eenheid	bron
235	g vlees/24 h	Smit 1981
220	g vlees/24 h	Kersten & Piersma 1987, Meire <i>et al.</i> 1994
214-315	Kokkels/24 h	Drinnan 1957
306-420	Kokkels/24 h	Davidson 1967
187	g vlees/24 h	Hulscher 1976
162	g vlees/ 6 h	Swennen <i>et al.</i> 1989
163	g vlees/ lw periode	Hulscher 1982
600-1000	KJoules/24 h	Goede 1993
(= ca.150-250	g vlees/24 h)	
255	g vlees (maximaal verteerbare opname/24 h)	Zwarts <i>et al.</i> 1996a

Om de energetische uitgaven van steltlopers te kunnen weergeven wordt gerekend met het basaalmetabolisme (*basal metabolic rate*, BMR). Dit is het energieverbruik van een vogel in rust (bijvoorbeeld op het nest) zonder opname of vertering van voedsel, in een omgevingstemperatuur die het zelfde is als zijn lichaam. Deze wordt als volgt berekend (Kersten & Piersma 1987):

$$\text{BMR (Watts)} = 5.06 \text{ BW(kg)}^{0.729}$$

$$\text{BW} = \text{Body weight } r^2 = 0.97 \text{ } n = 6.$$

Kersten en Piersma berekenden zo voor de Scholekster een BMR van 3,29 Watt. Speakman (1984) daarentegen berekende op zijn manier een BMR van 2.91 Watt voor de Scholekster ($n=4$). Om te kijken wat een Scholekster per dag aan energie verbruikt en dus nodig heeft wordt de DEE (*Daily Energy Expenditure*) berekend. Van een vrijlevende vogel bestaat de DEE uit de BMR plus thermoregulatie en energie die hij kwijt is aan andere activiteiten zoals vliegen, foerageren, etc. De DEE is dus afhankelijk van lichaamsgewicht, temperatuur en wind, activiteit, lichaamsbouw en vetreserves. Kersten en Piersma (1987) berekenden voor een Scholekster (gewicht 0.555 kg) in januari, met een netto energie-opname (NEI) van 251 Kcal/bird.day (= 1052 Kjoule), een DEE van 3,7 keer de BMR. Met de gegevens van Speakman (BMR = 2.91 Watts) is er een DEE van 5,3 keer de BMR. Hulscher (1974) berekende voor een Scholekster in gevangenschap (147 Kcal (= 616Kj) /24 uur/vogel) een DEE van 4,3 keer de BMR.

Bij temperatuurneutrale omstandigheden is een Scholekster (in gevangenschap) in staat zijn lichaamsgewicht te handhaven bij een dagelijkse consumptie van 32 g (asvrij drooggewicht). Als de luchttemperatuur daalt tot 0 °C zal de dagelijkse voedselbehoefte stijgen tot 47 g (Kersten & Piersma 1987).

Buiten het broedseizoen verbruiken steltlopers energie aan: a) lichaamstemperatuur op pijl houden en normale metabolische processen o.a. de rui, b) het vliegen van en naar zijn voedselgronden en om te ontsnappen aan predators en c) het foerageren. Als de energiekosten van het voedsel zoeken hoger zijn dan het voedsel oplevert, kan het zijn dat vogels niet gaan

foerageren. Dit kan zich voor doen tijdens zeer koud en winderig weer. Zo is waargenomen dat Scholeksters tijdens koud en slecht weer tijdens laag water, op de hoogwatervluchtplaats blijven (Evans 1976).

Hoe lang kunnen Scholeksters vasten tijdens vorstperiodes? Voor het berekenen hiervan is voor de Scholekster een gewicht van 580 g (gemiddelde in de Waddenzee) met een reserve van 3770 KJ gebruikt. Het getal voor het energieverbruik ligt tussen het minimum niveau van 1 BMR en het meer reële niveau van 2 BMR. Dit betekent dat de reserve van een Scholekster van 580 g tijdens een koude periode van -10 °C goed is voor 4.7 tot 9.3 dagen vasten. Er moet rekening mee worden gehouden dat de vogels het eerder moeilijk kunnen krijgen als de voedselsituatie voor de vorstperiode al slecht is (Hulscher 1989).

Met behulp van deze gegevens van energiebehoeftes kunnen berekeningen worden gemaakt van de voedselbehoeftes van Scholeksters in een bepaalde periode. Bijvoorbeeld, met hulp van de tellingen uit de periode 1980-91 in de Nederlandse Waddenzee kan het gemiddelde aantal Scholeksters per dag worden berekend op 145 000. Met een opname van 225 g/24h voor de Scholekster, berekend Smit (1994) als volgt een maximale consumptie door Scholeksters in de Waddenzee; $0.225 \times 145.000 \times 365.25 = 11.9$ miljoen kg schelpdiervlees per jaar. Hiervan bestaat onder normale omstandigheden 75% uit Kokkels, oftewel 8,9 miljoen kg. In de Oosterschelde consumeren Scholeksters $51.000 \times 0.225 \times 365.25 = 4.2$ miljoen kg vlees (Smit 1994).

4.6.3 Predatie

EIEREN EN JONGEN

De belangrijkste predator van eieren en jongen is de Zilvermeeuw. Op een Duits waddeneiland (Malam) werd naar schatting 15-25% van de eieren door Zilvermeeuwen geroofd. Soms loopt de predatie van eieren op tot 70%. Ook jongen worden gepakt; percentages zijn niet bekend. Andere predators zijn kraaien en de Vos (Glutz von Blotzheim *et al.* 1975). Verder is in het Deltagebied predatie van kuikens waargenomen door Kleine Mantelmeeuw en Grote Mantelmeeuw (PLM). Beintema *et al.* (1995) berekenden de dagelijkse overlevingskans van de nesten ten aanzien van predatie. Tijdens de legfase was dat $0,950 \pm 0,0077$ en tijdens de broedfase $0,986 \pm 0,0010$ ($n = 1066$).

ADULTEN

Predatie op adulte Scholeksters komt weinig voor. Potentiële predators zijn o.a. marterachtigen, Vos, Velduil, Havik en Slechtvalk. Met name de laatste soort slaat waarschijnlijk wel eens een Scholekster. De afgelopen 10-15 jaar is het aantal overwinterende Slechtvalken in de Nederlandse kustgebieden sterk toegenomen. Alleen in het Deltagebied overwinterden in het midden van de jaren negentig naar schatting 25-35 Slechtvalken, terwijl vrij veel vogels als vroeg in het seizoen (eind juli/augustus) aankomen, en tot laat in het voorjaar (eind april/mei) blijven (Meininger *et al.* 1994). Indien de kolonisatie door Haviken van de meer open gebieden van Nederland doorgaat, zullen op afzienbare termijn vele broedgebieden en overwinteringsgebieden van Scholeksters binnen het reguliere jachtgebied van Haviken vallen. Deze ontwikkeling is zowel te verwachten in het Waddengebied als in het Deltagebied (Rob G. Bijlsma *in litt.*).

4.7 Rui

ADULTEN

Na het broedseizoen (juni tot september-december), ondergaan de volwassen vogels een complete lichaamsrui. De niet-broeders beginnen in juni met de rui, de broedvogels een maand later in juli. De handpenrui neemt 100-135 dagen in beslag, in de Nederlandse Waddenzee 90-105 dagen. Voor het broedseizoen (december - april) ondergaan de vogels een partiële rui naar het zomerkleed, het zijn vooral de kop- en nekveren die geruid worden (Cramp & Simmons 1983, Ginn & Melville 1983).

JUVENIELEN

In de periode augustus - september tot december ondergaan de juvenielen een partiële rui. De meeste lichaamsveren worden dan vernieuwd (Cramp & Simmons 1983).

TWEEDE KALENDERJAAR

Na de winter ondergaan de jongen een tweede partiële rui van lichaamsveren en vaak worden vleugeldekveren en de centrale staartpenen geruid. Na het broedseizoen ondergaan deze vogels een complete rui. Deze vogels beginnen altijd eerder met de rui dan de adulten. Hierna sluit het rui patroon aan bij het patroon van adulten (Cramp & Simmons 1983).

4.8 Trek en overwintering

De Scholekster is in het grootste deel van z'n verspreidingsgebied trekvogel. Een klein deel vertoont enige dispersie of is standvogel.

WEST-EUROPESE POPULATIE

Broedvogels van IJsland, Far Oer en noordelijk Groot Brittannië overwinteren en ruïen voornamelijk rond de Ierse Zee en langs de westkusten van Groot Brittannië en Ierland. Sommige Britse vogels, voornamelijk in Zuid-Engeland, blijven in de buurt van de broedgebieden, maar de algemene trend is wegtrek om te overwinteren en ruïen in het zuiden van Frankrijk en Iberië. De Nederlandse Scholeksters ruïen en overwinteren voornamelijk in de Waddenzee en het Deltagebied, sommige bereiken Oost-Engeland en er is een zuidwestelijke trek langs de kusten. Onvolwassen vogels van deze populatie worden het gehele jaar aangetroffen langs de kust van Nederland tot Portugal, sommige bereiken Noordwest-Afrika. De hele Noorse kustpopulatie overwintert rond de Noordzee (oostelijk Groot Brittannië en Nederlands-Duitse Waddenzee). In de herfst is er sterke trek langs de Noorse- en Deense kust. De vogels die in Groot Brittannië overwinteren vliegen waarschijnlijk rechtstreeks dwars over de zee. Over de overwinteringsgebieden van de Baltische en Noord-Russische populatie is relatief weinig bekend. Waarschijnlijk overwinteren deze vogels in de Waddenzee en langs het vasteland van Europa, minstens tot aan de Golf van Biskaje. Subpopulaties lijken gezamenlijke rui- en overwinteringsgebieden te hebben.

Vanaf eind juli tot augustus - september arriveren de vogels in de rui- en overwinteringsgebieden. Terugtrek naar de broedgebieden vindt plaats vanaf eind januari tot april. Onvolwassen vogels (tot 2-3 jaar oud) hebben de neiging om in de overwinteringsgebieden achter te blijven waar ze dan eerder dan de adulten met de rui beginnen, sommige vogels bezoeken het broedgebied zonder te broeden. De meeste vogels zijn zeer trouw aan hun rui- en overwinteringsplaats (Cramp & Simmons 1983).

VORSTTREK

Onder gemiddelde winterse omstandigheden is het voedsel altijd bereikbaar voor Scholeksters. Wanneer de temperatuur enkele graden onder nul daalt, begint het bovenste laagje van het slik te bevriezen en wordt de bereikbaarheid van het voedsel slechter. Bij een lang aanhoudende vorstperiode kan het voedsel zoeken helemaal onmogelijk worden. Onder dergelijke omstandigheden kan zowel massale wegtrek (vorstvlucht) als massale sterfte optreden. Duizenden Scholeksters kunnen dan van honger omkomen.

Vorstvluchten worden gekarakteriseerd door het synchroon wegtrekken van duizenden Scholeksters uit het overwinteringsgebied. Langs de Nederlandse kust kunnen dan binnen enkele uren tienduizenden langstreckende Scholeksters worden waargenomen (Keijl & Mostert 1988, Hulscher *et al.* 1996). Geringde Scholeksters van Schiermonnikoog die normaal in de omgeving van hun broedgebied overwinteren komen werden teruggemeld in estuaria en op stranden tot aan Bretagne (Hulscher 1989).



5 Ingreep-effect relaties

5.1 Antropogene verstoring

Mensen kunnen foeragerende of rustende Scholeksters op veel manieren verstoren. Opzettelijke acties zoals naar een groep toe lopen of het schieten op vogels zijn de bekendste voorbeelden. Verstoring kan ook onopzettelijk voortvloeien uit vrijetijdsactiviteiten zoals de hond uitlaten, surfen, vogels kijken en zeilen, en uit andere activiteiten zoals laag vliegende vliegtuigen en helicopters, pierenstekers, seismisch onderzoek, militaire oefeningen en wetenschappelijk onderzoek. Het aantal verstoringen direct veroorzaakt door mensen is in sommige gebieden vele malen groter dan verstoringen veroorzaakt door natuurlijke factoren zoals predators (Tensen & van Zoest 1983, Kirby *et al.* 1993). Sinds vrije tijds activiteiten substantieel zijn toegenomen in recente decades worden vogels tegenwoordig waarschijnlijk meer beïnvloed dan in het recente verleden (Lambeck *et al.* 1996).

BROEDPLAATS

Rust is voor de Scholekster in het broedbiotoop van enig belang. Bij de keuze van de nestplaats wordt een zekere afstand tot menselijke aanwezigheid in acht genomen. Een deel van de nestverliezen is te wijten aan menselijke verstoring. In vergelijking met andere steltlopers is de Scholekster weinig schuw. Regelmatig wordt zelfs op door toeristen en vissers bezochte stranden gebroed. Regelmatige verstoring door allerlei menselijke activiteiten kan leiden tot het verlaten van nesten. De Scholekster reageert echter veel minder sterk op verstoring dan andere grote steltlopers (Smit & Visser 1987).

HOOGWATERVLUCHTPLAATS

Bij vloed moeten de vogels kunnen uitwijken naar een geschikte hoogwatervluchtplaats. Hierbij is rust een belangrijke voorwaarde. Verstoring (opvliegen) van hoogwatervluchtplaatsen vindt regelmatig plaats door o.a. door vliegtuigen (met name sportvliegtuigen en sproeivliegtuigen), helicopters, landbouwactiviteiten, wandelaars en honden. Bij vliegtuigen en helicopters spelen diverse factoren een rol bij de mate van verstoring van Scholeksters: hoogte, snelheid en route (rechtdoor of in bochten) van het vliegtuig. Vliegtuigen boven 300 m had verstoring van rustende Scholeksters tot gevolg in slechts 8% van de gevallen, maar onder deze hoogte in 70% van de gevallen. Laag vliegende straaljagers hebben relatief weinig effect, in tegenstelling tot een langzaam en laag vliegend sportvliegtuig. Een zekere gewenning aan vliegtuigen is mogelijk (Smit & Visser 1993).

FOERAGEERGEBIED

De betreding van slikken en platen in de Oosterschelde is middels een 'betredingsregeling' gereguleerd. Vooral in het recreatieve hoogseizoen (juli-augustus) komt betreding van 'gesloten' slikken en platen echter regelmatig voor. In de Westerschelde bestaat geen betredingsregeling en worden vrijwel alle slikken en platen regelmatig betreden. De Scholekster lijkt echter tot de minder verstoringsgevoelige steltlopersoorten te behoren (van der Meer 1985, Smit & Visser 1993). Bovendien lijken er regionale en lokale verschillen bestaan in verstoringsgevoeligheid van Scholeksters. Zo bedroeg de gemiddelde afstand waarbij Scholeksters opvlogen bij nadering van wandelaars op het slik in het Deltagebied 85 m (uitersten 81-89 m) en in het Waddengebied 136 m (uitersten 25-300 m) (van der Meer 1985, Smit & Visser 1993). Berekend werd dat in het Deltagebied een wandelaar op een

slik een gebied van 20 ha foerageergebied voor Scholeksters verstoort, terwijl een pierenspitter een gebied van 3,3 ha scholekstervrij houdt (van der Meer 1985).

5.2 Biotoopverlies

Naast activiteiten die direct de dood van vogels veroorzaken is de onomkeerbare vernietiging van voedselgebieden potentieel de meest schadelijke menselijke invloed op Scholeksters in het intergetijdengebied. Wereldwijd is er een continue proces van landaanwinning in estuaria en ondiepe baaien, gecorreleerd met de toename van de menselijke populatie (Davidson *et al.* 1991). Veel Britse estuaria hebben gedurende de laatste drie eeuwen meer dan 25% van hun gebied verloren en in enkele is vrijwel het hele intergetijdengebieden verdwenen (Evans 1991). Huidige plannen claimen nog eens 10% van het overgebleven intergetijdengebied (Prater 1981, Davidson *et al.* 1991). Voor Frankrijk en Zuid-Europa geldt hetzelfde verhaal. In het Seine estuarium, bijvoorbeeld, verdween 75% van het intergetijdengebied sinds 1850 (Desprez & Dupont 1985). In Nederland is een lange traditie van landaanwinning en inpolderen, meestal voor agrarisch gebruik. Niettemin is dit proces niet geheel eenzijdig. Veel van de recent aangelegde polders was land in het verleden. Door geologische transgressie gecombineerd met stormvloed en ontstond nog maar enkele duizenden jaren geleden de Waddenzee. Overeenkomstig dateren de eerste kleine polders in het Deltagebied uit de Middeleeuwen, voornamelijk tot de 17e eeuw nam het aantal estuaria aanzienlijk toe (Pieters *et al.* 1991). De snelheid van landaanwinning nam recent sterk toe door technische ontwikkelingen die het mogelijk maken duizenden hectaren in één project in te dijken. Deze trends hebben geleid tot vragen om het effect van verder verlies aan winterhabitat op het aantal Scholeksters en andere steltlopers te kunnen voorspellen.

De meest uitgebreide studies naar het effect van winterhabitat verlies op de populatie Scholeksters zijn uitgevoerd in het Deltagebied. Toen het voedselgebied van 30 000 overwinterende Scholeksters verdween met de afsluiting van de Grevelingen in 1971 nam het totaal aantal Scholeksters in de regio niet af, dit suggereerde dat er nog voldoende capaciteit was. Echter er waren bewijzen van weerstand tegen de toename van Scholekster dichtheden in sommige favoriete voedselgebieden. Een verder verlies van voedselgebieden en foerageertijd gebeurde gedurende 1985-1987 toen de Deltawerken in het Oosterschelde estuarium, dat van cruciaal belang is voor Scholeksters, in de laatste fase kwam. Dit resulteerde in extreme Scholekster sterfte, inclusief ongewoon hoge aantallen adulten, tijdens een strenge winter. Na afronding van de Deltawerken werd de foerageertijd weer normaal maar 36% van het foerageergebied ging verloren. In de drie volgende jaren bleven de aantallen Scholeksters in het najaar in het estuarium onveranderd vergeleken met daarvoor. Echter waar in het verleden de piekaantallen midwinter werden bereikt, namen nu de aantallen af in de loop van de winter, zelfs in milde winters en onder goede voedselcondities. Individuen waarvan de voedselgebieden nog intact waren gingen minder snel weg. Toen in de daaropvolgende winters de voedsel omstandigheden achteruitgingen als gevolg van het uitblijven van broedval van Kokkels, terwijl de visserij doorging, namen de winteraantallen van de Scholekster verder af en hun gevoeligheid voor strenge winters nam toe. De volgende stap is het voorspellen van specifieke combinaties van strenge winters, habitat verlies en schelpdiervisserij die de Scholekster wintersterfte en aantallen beïnvloeden in de toekomst.

5.3 Jacht en visserij

5.3.1 Jacht

Over jachtdruk op Scholekster in Europese landen is relatief weinig bekend. In Denemarken is de Scholekster sinds 1983 beschermd. Voordien werden er mogelijk enkele duizenden Scholeksters per jaar geschoten (Lambeck *et al.* 1996). In Duitsland is de jacht op de Scholekster niet geopend. Van 20 uit de Duitse Waddenzee afkomstige onderzochte vogels had er één (5%) hagelkorrels in het lichaam (Averbeck *et al.* 1990). In Nederland is de jacht op de Scholekster niet geopend en is schieten geen doodsoorzaak van betekenis. Vanwege veronderstelde schade aan de kokkelvisserij werden in Groot-Brittannië in 1956-69 16 000 Scholeksters geschoten in Morecambe Bay en in 1973-74 10 000 in de Burry Inlet. Het schieten van deze vogels had geen effect op de voortdurende afname van de kokkelbestanden (Prater 1981). Sindsdien is jacht op de Scholekster hier niet meer toegestaan. Uit Frankrijk worden regelmatig geschoten Scholekster teruggemeld. In normale winters betreft het hier vooral onvolwassen vogels, waarvan er jaarlijks naar schatting enkele duizenden worden geschoten. Vooral na vorstvluchten vanuit noordelijker gelegen overwinteringsgebieden kunnen er echter ook grote aantallen volwassen vogels in Frankrijk worden geschoten. Van 100 000-150 000 vogels die in januari 1987 waarschijnlijk deelnamen aan een vorstvlucht vanuit de Waddenzee, werden er volgens een voorzichtige berekening minimaal 10-15 000 en mogelijk 18-27 000 vogels geschoten in Frankrijk (Lambeck *et al.* 1996). Daarnaast vind er in vrijwel geheel Europa illegaal schieten plaats, blijkens ringterugmeldingen o.a. in Fenno-Scandinavië en Rusland (Lambeck *et al.* 1996).

5.3.2 Eierrapen

Rapen van scholekster-eieren was vermoedelijk vroeger van groot belang en komt ook nu nog voor. Lokaal kunnen de verliezen enige omvang hebben (Glutz von Blotzheim *et al.* 1975). Verminderde 'predatie door mensen' wordt wel gezien als een van de oorzaken van de sterke toename deze eeuw (Sharrock 1976).

5.3.3. Visserij

KOKKELVISSERIJ

Door een grote jaarlijkse variatie in broedval en predatie van juvenielen in combinatie met een gevoeligheid voor strenge winters en stormen kunnen kokkeldichtheden van jaar tot jaar sterk verschillen (Beukema *et al.* 1993). Kokkels worden in diverse landen bevist maar dit hoeft noodzakelijkerwijs de jaarlijkse mortaliteit niet significant te beïnvloeden omdat de jaarlijkse aanvoer meestal veel kleiner is dan de jaarlijkse natuurlijke sterfte, in het bijzonder in strenge winters. Echter op veel plaatsen vindt de kokkelvisserij al plaats in het najaar zodat de voedselvoorraad voor de Scholekster al afgenomen is voor aanvang van de winter. Bovendien overlappen de grootte-klassen van de Kokkels die door de mens en Scholekster worden gegeten grotendeels, dus visserij kan in potentie de voedselvoorziening van de Scholekster beïnvloeden.

Methode van vissen

De traditionele handkokkelvisserij komt tegenwoordig bijna niet meer voor in Europa, uitgezonderd in het Somme estuarium. In Nederland nam deze wijze van kokkelvisserij sterk toe in de tachtiger jaren maar recent zijn de uitgegeven licenties sterk beperkt. Tegenwoordig worden de Kokkels voornamelijk machinaal geoogst met zogenaamde kokkelzuigkorren die

tijdens hoog water over de bodem worden getrokken door schepen. Met een waterstraal wordt de bodem los gespoten zodat de bovenste bodemlaag inclusief de zich daarin bevindende bodemfauna in de kor spoelt. Zand, bijvangst (te kleine Kokkels en andere bodemorganismen) en water verdwijnen door de tralies van de kor. Tussen deze tralies is ongeveer 1.5 cm tussenruimte zodat de marktwaaardige Kokkels van 2,5 à 3 cm in de kor achterblijven. Een moderne boot, met aan beide kanten een kor van een meter breed, kan per dag ongeveer 4 ha dreggen. De kokkeldichtheid tot waar visserij nog lonend is, is 30 Kokkels/m² (van Stralen 1991).

Effecten van kokkelvisserij op de bodemfauna

Omdat de waterstraal tot een diepte van 12 cm het zand kan verwijderen kunnen de indirecte consequenties van deze methode voor de Scholekster zelfs groter zijn dan het handmatig verwijderen van de grote Kokkels. Het kan korte- en lange termijn veranderingen veroorzaken in de kokkelpopulatie en in de bentische gemeenschap in het algemeen. Direct door het doden van gevoelige soorten en juvenielen en indirect door fysieke vernietiging van het sediment. Als gevolg van verwondingen, toegenomen kwetsbaarheid voor predators en verplaatst sediment zullen veel van de kleine, niet commercieel interessante, Kokkels die door de vangkorven heen gaan niet in staat zijn zich weer te vestigen. In het Thames estuarium is aangetoond dat 25% van deze voornamelijk juveniele Kokkels gedood werden bij het machinaal vissen, terwijl schattingen in de Waddenzee varieerden van 10 tot 50% (Franklin & Pickett 1978, Anon. 1987). Na het experiment bleek echter dat de natuurlijke sterfte in het gedregde gedeelte lager was dan in het ongedregde gedeelte doordat verschillen in dichtheden verdwenen die ontstaan waren in zes maanden. Hierbij waren verplaatsingen van kokkels naar het gedregde gedeelte van ondergeschikt belang. Het bevolken van de dregsporen gebeurde meestal binnen acht maanden (Franklin & Pickett 1978). De diepte waarop andere prooien van Scholeksters, zoals Zeepieren en Nonnetjes, zich bevinden varieert met het type sediment en de tijd van het jaar. De sterfte van deze alternatieve prooien varieerde van bijna nul tot enkele tientallen procenten. De hoogste verliezen traden op waar de dregsporen elkaar overlaptten. Meetbare effecten verdwenen gradueel over 1 tot 4 jaar (Anon. 1987). Echter sessiele dieren die in gangen leven waren meestal niet in staat zich opnieuw te vestigen na dreggen. Dit zijn aanwijzingen dat dreggen een lange-termijn effect kan hebben op de bentische gemeenschap. De omvang van de visserij is daarom cruciaal (Anon. 1987).

Effect kokkelvisserij op kokkelbestanden

De gehele Nederlandse kokkelvisserij is sinds de jaren zeventig flink toegenomen, jaarlijks wordt nu 7-9 miljoen kg kokkelvlees gevangen. Per jaar wordt dan c. 4000 ha bevist. In jaren met veel kokkels wordt maar enkele procenten van het totale bestand weggevisst. Maar in de arme jaren van 1984-1986 bijvoorbeeld, die na strenge winters volgden, nam in de Waddenzee het percentage toe tot respectievelijk 17, 36 en 31% per jaar (Anon. 1987). Omdat de mortaliteit van kokkels in de Delta in strenge winters veel lager is verhuist de kokkelvloot daar naar toe in zulke jaren. Gezien het feit van de grote capaciteit van de kokkelvloot en de relatief kleine omvang van het gebied vergeleken met de Waddenzee kan de invloed van kokkelvisserij in de Delta zeer groot zijn. In 1987 bijvoorbeeld, toen werd een record hoeveelheid aangevoerd ondanks de virtuele afwezigheid van kokkels in de Waddenzee. De gemiddelde dichtheid en biomassa van volwassen kokkels op de Roggenplaat (16 km²), een plaat in de westelijke Oosterschelde namen af met respectievelijk 90% en 70% tussen maart en november 1987. De visserij werd verantwoordelijk geacht voor ten minste 40% van dit verlies, implicerend dat de kokkelschepen ongeveer 80% van het najaarsbestand verwijderd hadden (Lambeck *et al.* 1988).

Meer recente en precieze data van de Oosterschelde laten een natuurlijke mortaliteit zien van adulte kokkels van ongeveer 10% tussen augustus en december 1989. Daarentegen was in beviste gebieden 68% verdwenen met maar liefst 85% van de beste kokkelbanken. Totaal verdween 58% in het studiegebied waarvan 48% als gevolg van visserij. Omdat de gebieden hoog in de intergetijdenzone onbereikbaar zijn voor kokkelboten ligt het verlies van kokkels in 1989 in de Oosterschelde als gevolg van visserij tussen de 29 en 38% (van Stralen *et al.* 1991).

In dat jaar was het oneconomisch voor de kokkelvisserij om te vissen beneden dichtheden van 30 kokkels per m² (van Stralen *et al.* 1991). De laagste dichtheden waarbij Scholeksters profeitelijk kunnen foerageren liggen in dezelfde grootte orde (Horwood & Goss-Custard 1977, Sutherland 1982b). In jaren met weinig kokkels en hoge prijzen, is het winstgevend voor de visserij om ondermaatse kokkels inclusief andere dieren van 16-18 mm lang op te vissen (Lambeck *et al.* 1988). Omdat de minimum profeitelijke kokkelgrootte voor de Scholekster ongeveer 15 mm is kan de Scholekster de effecten van de visserij niet meer ontvluchten door kleine kokkels te gaan eten (Zwarts *et al.* 1996a). Omdat de beste kokkelgebieden bijna compleet bevestigd worden en de vleesinhoud van kokkels van de hogere delen van de intergetijdenzone relatief laag is, is de kokkelvisserij gemakkelijk in staat om het kokkelbestand in dit belangrijke overwinteringsgebied te halveren.

Komt de voedselvoorziening van Scholeksters in gevaar door de kokkelvisserij ?

In Nederland voorziet de kokkel in 50% (Oosterschelde) tot 75% (Waddenzee) in de voedselopname van de Scholekster. Dezelfde waarden worden opgegeven voor enkele Britse en Franse estuaria (Triplet & Etienne 1991, Goss-Custard *et al.* 1997).

De visserijsector berekende met behulp van een evenwichtsmodel dat Scholeksters de lange-termijn opbrengst van de visserij kunnen reduceren tot 40%. In jaren met een klein bestand van tweedejaars kokkels kan het korte-termijn effect zelfs veel groter zijn (Horwood & Goss-Custard 1977, Goss-Custard *et al.* 1997).

In dat geval is er een conflict tussen de vogels en de visserij. Veel hangt in dat geval af van de minimum grootte van de kokkel die bevestigd mag worden. Bijvoorbeeld in Frankrijk is de minimum bevestigbare grootte 30 mm. De lokale Scholeksters eten voornamelijk kleine kokkels. Met een hoge natuurlijke wintersterfte en in sommige jaren ook een hoge natuurlijke zomersterfte is de predatie door de Scholekster van ondergeschikt belang en wordt niet van invloed geacht.

Er zijn wel problemen in Nederland waar de minimaal bevestigbare kokkelgrootte 20-22 mm is. In de Oosterschelde werden de effecten van visserij voor het eerst in 1987 zichtbaar. De intensieve visserij had op twee platen in het westelijk deel van de Oosterschelde dat jaar het adulte kokkelbestand gereduceerd tot een gemiddelde dichtheid van 35 m⁻². Scholeksters hadden problemen om in hun energiebehoefte te voorzien, ze wogen midwinter gemiddeld 30 g minder dan normaal. Dit in vergelijking met de Scholeksters uit het nabijgelegen oostelijk deel, met voldoende kokkels, waarvan het gewicht normaal was (Lambeck 1991). Ondanks het lage gewicht van de Scholeksters in het westelijk deel was de mortaliteit niet abnormaal hoog omdat de winter extreem mild en nat was zodat de Scholeksters hun opname konden verhogen door zowel met hoog als laag water binnendijs te foerageren. Niettemin werden de problemen die de vogels hadden duidelijk toen met enkele dagen vorst in december uitzonderlijk hoge aantallen naar Frankrijk trokken; normaal gebeurt dit alleen maar na lange perioden van extreem zwaar weer (Lambeck 1991, Hulscher *et al.* 1996).

In de winter van 1990-1991 waren de kokkelvoorraden in het westelijk deel van de Oosterschelde als gevolg van lage broedval en visserij nog lager dan

ze waren in de winter 1987-1988. Prompt nam de lokale winterpopulatie Scholeksters af van 18 000 vogels tot 6000, het laagste aantal sinds aanvang van de census in 1965 (Lambeck *et al.* 1989). De Scholeksters verhuisden naar het centrale deel van de Oosterschelde, een klein Belgisch estuarium en de Noordzeestranden. Ondanks deze herverdeling van vogels stierven meer dan 1200 Scholeksters in de Delta tijdens een koude periode van twee weken, wat ongeveer 2% is van de midwinterpopulatie. Dit percentage mortaliteit is iets hoger dan 1985 toen de weersomstandigheden nog veel slechter waren (Lambeck 1991, Meininger *et al.* 1991). Onder Scholeksters uit het westelijk deel was een drie maal hogere sterfte vergeleken met andere delen van de Oosterschelde (Lambeck *et al.* 1996). In strenge winters moeten Scholeksters de tol betalen van een voedseltekort in het begin van de winter (Goss-Custard *et al.* 1996b). In dit geval lijkt het dat de slechte voedselomstandigheden voor de vogels voor de koude inval, als gevolg van slechte broedval, zijn verslechterd door de commerciële kokkelvisserij.

MOSSELVISSERIJ

Predatie Scholeksters op mossels

Mosselbedden zijn zeer belangrijke voedselgebieden voor Scholeksters. Dichtheden van meer dan 100 vogels ha⁻¹ komen voor en verschillende studies hebben aangetoond dat Scholeksters een aanzienlijke invloed kunnen hebben op de mossels (Zwarts & Drent 1981). Door mosselbedden van verschillende kwaliteit te combineren berekende Goss-Custard *et al.* (1980) dat tot 30% van het najaarsbestand van grote mossels gedurende de winter werd gepredeerd door de Scholeksters in het Exe estuarium. In de Waddenzee bij Schiermonnikoog werd ongeveer 40% van de mossels groter dan 40 mm (c. 3 jaar oud) geconsumeerd gedurende het jaar, de afname in geïsoleerde mosselklompen was daarbij tweemaal zo hoog als in de continue banken (Zwarts & Drent 1981). Baird *et al.* (1985) berekenden dat 12,6% van de jaarlijkse productie van de drie belangrijkste schelpdieren in de Waddenzee, inclusief de Mossel, werd geconsumeerd door de Scholekster, terwijl in het Ythan estuarium 15% van de mossel biomassa en productie jaarlijks werd geconsumeerd (Baird & Milne 1981). Craeymeersch *et al.* (1986) berekenden dat 40% van de totale productie van een mosselbed in de Oosterschelde werd gepredeerd door Scholeksters; dit nam toe tot 60% wanneer alleen de belangrijkste mosselgrootte klasse (30-50 mm) in beschouwing werd genomen. Omdat maar 60% van de Mossels beschikbaar zijn voor de Scholeksters is de uitputtingsratio over het jaar zelfs nog hoger. Zulke hoge belastingen kunnen de Scholeksters gemakkelijk in conflict brengen met mosselvisserij.

Mosselcultuur

In de meeste gebieden is de mosselcultuur voor kleine juveniele mossels afhankelijk van natuurlijke banken. Een gedeelte van dit zogenaamde zaad wordt overgebracht naar onderwater percelen waar de groeicondities optimaal zijn en waar binnen twee seizoenen oogstbare mossels gekweekt kunnen worden. In Nederland is de mosselvisserij tegenwoordig vrijwel beperkt tot de Waddenzee, waar ongeveer 20% van het mosselzaad uit het intergetijdengebied komt en de rest van onderwaterbanken. Tegenwoordig is ook veel zaad afkomstig uit de Duitse- en Deense Waddenzee. Mosselcultuur is beperkt tot het Deltagebied, dat nog steeds de thuisbasis van de vissers en handel is, maar de westelijke Waddenzee is als opgroeigebied de laatste tientallen jaren even belangrijk geworden. Hoewel de door vissers aangelegde opgroei- en zaadbanken tot mosselbanken aantrekkelijk zijn voor Scholeksters, verdwijnen de meeste van zulke banken in de getijzone binnen enkele maanden als gevolg van stormen en soms ijsgang. Bovendien hebben Nederlandse vissers nieuwe mosselbanken aangelegd in de getijzone, voornamelijk in de Oosterschelde waar een

overschot aan mossels opgeslagen is. Hoewel mossels op deze manier soms voor enkele jaren opgeslagen worden is de turnover op zulke opslagplaatsen meestal hoog. Op deze wijze worden de Scholeksters in een voedselbehoefte voorzien die zelfs beter is dan natuurlijke mosselbanken omdat een groter deel van de mossels beschikbaar is en minder begroeid zijn met zeepokken en andere epifauna (Meire & Ervynck 1986). Het is zelfs mogelijk dat de toegenomen mosselweek deze eeuw een verhoogde winteroverleving van Scholeksters tot gevolg had en daarmee heeft bijgedragen tot de lange-termijn groei van de populatie (Cramp & Simmons 1983).

Recente ontwikkelingen: invloed kokkelvisserij op Scholeksters

Echter recente ontwikkelingen lijken wat minder rooskleurig. In reactie op een verminderde voorraad mossels en, gedeeltelijk, een toegenomen predatiedruk van Scholeksters en meeuwen verminderen mosselweekers het gebruik van percelen in de getijdzone. Na drie jaren van slechte zaadval in 1988, 1989 en 1990 waren de meeste mossels in de Waddenzee weggevisd en vrijwel alle natuurlijke mosselbank waren verdwenen (Beukema 1993). Niettemin bleven de Scholekster aantallen op het Balgzand onveranderd. Gebaseerd op zoöbenthos data, Beukema (1993) beweert dat Scholeksters de winter overleefden door over te schakelen op alternatieve schelpdierprooien en zeepieren, die op hun beurt tot ongekend lage aantallen waren afgenomen. Massale sterfte werd ook niet gemeld uit andere delen van de Waddenzee, maar de Eideréend, die voornamelijk foerageert op sublitorale mossels, leed grote winterverliezen in 1991 en veel vogels verlieten het gebied (Swennen 1991, Revier 1993). De lange-termijn invloed op Scholeksters van zulke grootschalige veranderingen in de mosselcultuur zijn nauwelijks bekend. De weinige studies gaan over lokale effecten van mosselvisserij op Scholeksters. Enkele korte-termijn effecten van het verdwijnen van mosselbanken zijn bekend, grote negatieve effecten op de lange termijn worden verondersteld maar zijn niet bestudeerd. Nieuwe technieken moeten het mogelijk maken om zulke effecten te anticiperen zowel op lokale als globale schaal (Goss-Custard *et al.* 1996a, Goss-Custard *et al.* 1996c).

PIERENSTEKEN

Pierensteken, het graven naar Zeepieren en Zeeduizendpoten, is een menselijke activiteit die niet direct van invloed is op de voedselvoorziening van de Scholekster omdat deze wormen niet behoren tot het hoofdvoedsel van de Scholekster. De verstoring die de pierenstekers veroorzaken kan veel meer invloed hebben op de voedselvoorziening van de Scholekster.

5.4 Verontreiniging

5.4.1 Chemische/toxicologische verontreinigingen

MICROVERONTREINIGINGEN

West-Europese estuaria zijn een belangrijke bron van door steltlopers gedurende de loop van het jaar opgenomen verontreinigingen (Parslow 1973, Goede 1985, Goede & de Voogt 1985, Lambeck *et al.* 1991). Er zijn echter slechts enkele gevallen bekend waarbij de oorzaak van de sterfte van steltlopers direct was toe te schrijven aan deze verontreinigingen.

Lood Na een industriële lozing van alkalisch lood in 1979 in het estuarium van de Mersey, Engeland, werden 1500 dode steltlopers aangetroffen, voornamelijk Bonte Strandlopers. Scholeksters werden niet gevonden (Bull *et al.* 1983). Alkalisch lood is waarschijnlijk even giftig als anorganisch lood (Osborne *et al.* 1983). Sublethale gehalten kunnen resulteren in veranderingen in orgaangewichten en verminderde energiereserves, en

daardoor een geringere overleving onder moeilijke omstandigheden. De loodgehalten in Scholeksters uit de Burry Inlet (Wales) lagen ver onder de veronderstelde niveaus waarbij bij andere vogelsoorten effecten zijn vastgesteld (Hutton 1981). Goede & de Voogt (1985) suggereerden echter dat sommige steltlopers in de Waddenzee wel degelijk effecten van loodvergiftiging ondervinden. Vogels accumuleren lood in de veren, wat de mogelijkheid impliceert om door het ruien van de veren lood kwijt te raken (Goede & de Voogt 1985). Loodgehalten in de nieren van steltlopers in de Waddenzee waren echter beduidend lager dan die van vergiftigde vogels (Goede & Voogt 1985, Bull *et al.* 1983). Veel watervogels sterven door loodvergiftiging na het consumeren van loden hagelkorrels die worden gebruikt voor de jacht (Pain 1990). Van 105 op loodkorrels onderzochte, dood gevonden Scholeksters bleek er slechts één door loodvergiftiging te zijn gestorven (Smit *et al.* 1988).

Cadmium De hoogste gehalten aan Cadmium worden aangetroffen in de nieren, minder hoge in de lever en lage in andere organen en in de veren. Hutton (1981) vond bij Scholeksters, in het najaar geschoten in de Burry Inlet (Wales), een toename van Cadmiumgehalte met de leeftijd, variërend van 4 µg/g DW in de nier van juveniele vogels tot 21 µg in subadulten en 43 µg in adulten. De gehalten waren significant hoger bij vrouwtjes, vermoedelijk door een hogere opname van cadmium (cadmium-selenium synergie) gedurende de eiproduktie. In de Duitse Waddenzee verhongerde Scholeksters hadden lagere cadmiumgehalten. Subadulte vogels hadden hier een even hoog of zelfs iets hoger gehalte dan volwassen vogels; hier hadden de mannetjes een hoger gehalte dan vrouwtjes (Stock *et al.* 1989). Hoewel de in de literatuur vermelde cadmiumgehalten in Scholeksters in het algemeen hoger waren dan die in andere steltlopers, waren zelfs de hoogste concentraties onder de niveaus die nierbeschadiging kunnen veroorzaken (Lambeck *et al.* 1996).

Kwik Ook kwik, meestal in de vorm van methylkwik, is een potentiële bedreiging voor Scholeksters, omdat dit metaal wordt geaccumuleerd door schelpdieren (Phillips 1977). Een hoge belasting met lood kan leiden tot een verminderde reproductie. Parslow (1973) vermeldde een vertienvoudiging van het kwikgehalte in Scholeksters gedurende het winterseizoen; blijkbaar werd het kwik weer grotendeels geloosd uit het lichaam tijdens de najaarsrui. Kwikgehalten in recent uitgegroeide veren van Kanoetstrandloper en Rosse Grutto in de Waddenzee bleken relatief hoog (Goede 1985). Vogels van mariene milieu's zijn mogelijk beter aangepast aan hoge kwikbelastingen (Parslow 1973), en mogelijk ook andere zware metalen, dan echte 'landvogels' (Lambeck *et al.* 1996).

Van 2750 in de winter van 1986/87 in het Duitse Waddengebied door verhongering omgekomen exemplaren werden er 15 onderzocht op microverontreinigingen. De gehalten aan PCB's en kwik in de lever (gemiddeld resp. 16,2 mg/kg, en 4,6 mg/kg natgewicht) waren zo hoog, dat ze waarschijnlijk een aandeel hebben gehad in de dood van de vogels. Vijf gezonde vogels, die als referentie werden geschoten hadden veel lagere gehalten in de lever, maar wel hoge gehalten PCB's in het vetweefsel (13,3 mg/kg). Andere microverontreinigingen kwamen alleen in lage concentraties voor (Heidmann *et al.* 1987).

CHLOORKOOLWATERSTOFFEN: DDT EN 'DRINS'

In het Duitse Waddengebied vertoonde de broedpopulatie van de Scholekster tussen 1950 en 1980 een sterke toename. Echter, in de jaren zestig werd de toenemende trend onderbroken en was zelfs sprake van een geringe afname (Becker & Erdelen 1987). In deze periode werd bij diverse broedvogelsoorten in zowel het Nederlandse als Duitse Waddengebied, maar

ook in het Deltagebied, een sterke afname van de populatiegrootte geconstateerd, o.a. bij Lepelaar, Eider, sterns, en Zilvermeeuw (Koeman *et al.* 1967, Koeman 1971, Brenninkmeijer & Stienen 1992). Deze populatieafnamen werden vooral toegeschreven aan toegenomen mortaliteit en slecht broedsucces, veroorzaakt door vergiftiging van het voedsel door DDT, Dieldrin, Telodrin en Aldrin. Deze stoffen werden door een pesticidenfabriek nabij Rotterdam tijdens het productieproces in het water geloosd. Na stopzetting van deze lozingen herstelden de meeste populaties zich weer. Overigens werden in deze periode de genoemde bestrijdingsmiddelen ook op grote schaal gebruikt in de landbouw, zodat de stoffen vrijwel overal in het milieu aanwezig waren. Het lijkt zeer aannemelijk dat deze middelen tijdelijk een negatieve invloed hebben gehad op de Scholeksterpopulatie. Tegenwoordig zijn de gehalten van pesticiden, zowel in eieren (Becker 1989) als in organen van volwassen vogels (Everaarts *et al.* 1991) uit de Waddenzee, gering.

CHLOORKOOLWATERSTOFFEN: PCB'S

PCB's komen vooral terecht in kustgebieden via rivieren die geïndustrialiseerde gebieden afwateren. PCB congenenieren zijn zeer lipofiel en worden dus makkelijk opgenomen door alle in het water levende organismen, ook door de prooidieren van Scholeksters (Langston 1978, Duinker *et al.* 1983, Hummel *et al.* 1990). De analyse van PCB's is ingewikkeld. Ongeveer 132 van het theoretisch maximum van 209 congenenieren komen voor in het natuurlijk milieu, maar het aantal congenenieren dat wordt betrokken bij analyses is minder en variabel. Een vergelijking tussen gepubliceerde PCB gehalten in organismen is daarom vaak moeilijk. Hoge doses PCB's kunnen vogelsterfte veroorzaken, maar dit is zeer uitzonderlijk (Koeman *et al.* 1972). Een groter risico wordt gevormd door een verminderd broedsucces. Bij sterns in de Verenigde Staten werd ten gevolge van PCB's o.a. misvorming van embryo's, dunnere eischalen en verminderde ouderzorg (gedragstoringen) vastgesteld (Kubiak *et al.* 1989).

Het gehalte van het totaal van 59 PCB congenenieren in scholekstereieren verzameld langs de Westerschelde was gemiddeld 43 µg/g PEL ('pentane extractable lipids'), drie maal zo hoog als op Texel. Tot nu toe is er echter geen bewijs dat het broedsucces van Scholeksters wordt beïnvloed door relatief hoge PCB-gehalten in eieren (Lambeck *et al.* 1996).

Scholeksters uit de westelijke Waddenzee bevatten een gemiddelde totale concentratie (totaal van 22 belangrijke congenenieren) van 4,5 µg/g PEL in juveniele en 8 µg in oudere vogels. Getallen voor de hersens bedroegen ongeveer 0,4 µg/g PEL bij beide leeftijdscategorieën (Everaarts *et al.* 1991). Het overgrote deel van de totale lichaamsbelasting wordt opgeslagen in vetweefsel. Scholeksters bouwen in het najaar extra vetreserves op; de massa van volwassen vogels neemt dan toe met 50-60 g (Lambeck 1991). Wanneer deze reserves worden gemetaboliseerd, vindt een herverdeling plaats van PCB'S. Concentraties in vitale organen als hersens en lever hangen daarom sterk af van de conditie van de vogel. Vogels die tijdens streng winterweer verhongeren verliezen bijna 40% van hun normale wintergewicht. De gemiddelde PCB-concentratie in de levers van winterslachtoffers bleek ten opzichte van gezonde vogels toegenomen met een factor 35, en in de hersens met een factor 56 (juveniele vogels) of zelfs 120 (volwassen vogels). Ondanks deze sterke toename bleven de PCB gehalten ver onder de niveau's die bij andere soorten toxisch bleken. Waarschijnlijk hebben PCB'S geen rol gespeeld bij de sterfte tijdens drie koude winters in het Deltagebied (Lambeck *et al.* 1991).

TRIBUTYLTIN

Tributyltin is het actieve bestanddeel van sommige aangroei werende verven voor schepen. TBT heeft tegenwoordig over de gehele wereld invloed op de voortplanting van mariene gastropoden, en heeft een negatief effect op de overleving van larven en volwassen schelpdieren. Kokkels en mossels behoren tot de meer kwetsbare soorten (Beaumont *et al.* 1989). In gebieden met drukke scheepvaart of nabij jachthavens kan TBT een afname van het voedsel van Scholeksters veroorzaken (Lambeck *et al.* 1996). Het gebruik van TBT houdende verven is echter inmiddels in Nederland verboden.

DOORVERGIFTIGING

Ruys & Pijnenburg (1991) beschreven een methode op basis van 'doorvergiftiging' om de maximaal toelaatbare risicowaarden in het aquatische milieu van steltlopers en zeevogels (viseters) vast te kunnen stellen. Bij doorvergiftiging zijn twee specifieke aspecten van belang: de benodigde hoeveelheid voedsel per dag en de geaccumuleerde gehalten aan stoffen in de prooidieren. Deze aspecten werden in een model verwerkt om maximaal toelaatbaar risico (MTR) waarden te berekenen voor prooidieren van steltlopers en viseters en voor het zoute water. In het model is extrapolatie toegepast van toxicologische gegevens van laboratoriumvogels naar steltlopers en viseters. Dit is gebeurd door NOEC (No Observed Effect Concentrations) waarden uit toxiciteitsproeven, die uitgedrukt worden in mg/kg van een stof in het voedsel, te vertalen naar mg/kCal van een stof in het voedsel. Tevens is rekening gehouden met het verhoogde energieverbruik van vogels in het veld ten opzichte van vogels in een kooi. MTR waarden in $\mu\text{g/kCal}$ zijn afgeleid volgens door het RIVM gehanteerde methoden. Met de MTR waarden voor het voedsel in $\mu\text{g/kCal}$, zijn MTR waarden berekend voor diverse prooidieren van steltlopers en viseters (tabel 5.1). Vervolgens zijn uit de MTR waarden van prooidieren de maximaal toelaatbare concentraties van een stof in zout water berekend. Hiervoor wordt de MTR waarde van type prooidier gedeeld door de bioconcentratiefactor van dat prooidier. Op deze manier zijn via twee verschillende consumptiepatronen van steltlopers (foeragerend op mossel) en viseters, maximaal toelaatbare concentraties van stoffen in zout water berekend. Indien de gehalten van de in tabel 5.1 genoemde stoffen in prooien van de Scholekster bekend zijn, kan uit deze tabel worden afgeleid of deze vogels eventueel risico lopen.

Tabel 5.1. MTR ('Maximaal Toelaatbaar Risico')-niveaus ($\mu\text{g/g}$ versgewicht) voor een aantal organochloorverbindingen zoals berekend met de 'doorvergiftigingsmethode' (naar Ruys & Pijnenburg 1991).

	ppDDT	opDDT	ppDDE	ppDDD	lindaan	dieldrin	HCB	PCB153
Mossel	0,032	0,382	0,014	0,009	0,012	0,026	0,037	0,152
Vlokreeft	0,027	0,323	0,012	0,007	0,010	0,022	0,032	0,129
Insectenlarve	0,020	0,239	0,009	0,005	0,008	0,016	0,023	0,095

5.4.2 Eutrofiëring

Grote hoeveelheden gesuspendeerd organisch materiaal kunnen een negatief effect hebben op zowel de primaire produktie als het filtreervermogen van '*filter-feeding*' schelpdieren, die daardoor slechter groeien en sneller sterven. Ophoping van organisch materiaal verandert de textuur van het sediment en vermindert de opname van zuurstof in de bodem. Mineralisatie kan invloed hebben op het zuurstofgehalte van water en bodem, afhankelijk van de geloosde hoeveelheid organisch materiaal en de plaatselijke hydrodynamische omstandigheden. Problemen zijn eerder te verwachten in (bijna) gesloten watersystemen dan in goed gemengde estuaria (Rosenberg 1985). Een sterk verminderd zuurstofgehalte van het water heeft een negatief effect op de overleving van pelagisch levende larven. Wanneer echter organisch materiaal wordt omgezet in bacteriën, kunnen *filter-feeders* hiervan profiteren. Lage zuurstofconcentraties in de bodem vermindert het aantal soorten bodemdieren, veroorzaakt een verschuiving van *filter-feeders* naar *deposit-feeders* en een verandering van grotere, langlevende soorten naar kleine, kortlevende soorten (opportunisten). Als de problemen ernstiger worden zullen slechts enkele tolerante soorten kunnen overleven en uiteindelijk resulteren in permanente zuurstofloosheid en bijna levenloze situaties (Lambeck *et al.* 1996).

Dergelijke veranderingen in bodemdierpopulaties zijn ongunstig voor Scholeksters. Lozingen van grote hoeveelheden organisch materiaal vinden plaats door o.a. papierfabrieken, kartonfabrieken, aardappelmeelfabrieken etc. De meest beïnvloede gebieden zijn die met de hoogste sedimentatie, meestal gelegen in de brakke overgangszones van estuaria. Scholeksters komen echter het meeste voor in de mariene delen van estuaria (Wolff 1969), de minst beïnvloede zone.

Mineralisatie van organisch materiaal veroorzaakt een toename van nutriëntengehalten. Aan deze eutrofiëring wordt verder bijgedragen door bemestingsstoffen in drainagewater van landbouwgebieden, lozingen van zuiveringsinstallaties en neerslag uit de atmosfeer. Omdat de beschikbaarheid van nutriënten meestal een beperkende factor is, wordt de primaire productie verhoogd door een toename (zowel wat betreft duur als omvang) van fytoplankton- en fytoënthosbloei. Dit kan de groei van macrozoënthos stimuleren en daardoor de voedselomstandigheden voor steltlopers verbeteren (Van Impe 1985). De biomassatoename van zoënthos in de Nederlandse Waddenzee, met name in het westelijke deel, is door diverse auteurs toegeschreven aan eutrofiëring (Beukema & Cadeë 1986, Beukema 1991). Afhankelijk van de omvang van de toename van nutriënten, kunnen ook negatieve ontwikkelingen optreden. Er is niet alleen een verhoogde kans op bloei van slecht eetbare algen (*Phaeocystis*), maar ook van giftige algen, die sterfte van vis en zoënthos kan veroorzaken. Sedimentatie en vervolgens mineralisatie van de restanten van algenbloei kan leiden tot zuurstofarme of -loze situaties. In de jaren tachtig trad als gevolg van algenbloei massale sterfte op van bodemdieren in het Somme estuarium, Frankrijk. De kokkelpopulatie verdween vrijwel geheel en Scholeksters werden gedwongen andere prooien te gaan eten (o.a. Mossel, *Nereis diversicolor*, *Lanice conchilega*, *Donax vittatus* en *Macoma balthica*), gedeeltelijk in - voorheen marginale - foerageergebieden in andere delen van het estuarium. Overigens had dit geen invloed op de aantallen aanwezige Scholeksters (Desprez *et al.* 1992). Over de conditie van de betrokken vogels wordt echter niets vermeld.

Eutrofiëring heeft ook tot gevolg dat macroalgen talrijker worden (voornamelijk zeesla *Ulva sp.* en darmwier *Enteromorpha sp.*). Hoewel negatieve effecten van toegenomen algenbedekking op bodemdieren (en vogels) denkbaar zijn (Lambeck 1996), bestaat er hiervoor nog geen bewijs:

in estuaria met toegenomen populaties van macro-algen namen ook de aantallen steltlopers toe (Nicholls *et al.* 1981). Voor Scholekster, die vooral gebruik maken van estuariene gebieden in het winterhalfjaar, vormt algenbedekking van voedselgebieden waarschijnlijk nauwelijks een probleem: in het najaar vallen de gedurende de zomer gevormde algenmatten immers grotendeels uiteen.

5.4.3 Olie

Scholeksters die op stranden verblijven zijn enigszins gevoelig voor aangespoelde olie. Onder de 95 986 geregistreerd dode vogels langs de Noordzeekust in de periode 1969-85 bevonden zich 4873 Scholeksters waarvan 14.1% was besmeurd met olie. Veel besmeuring vindt echter pas plaats nadat de vogels door andere oorzaken zijn omgekomen. Dode Scholeksters werden vooral aangetroffen tijdens of na koudeperiodes. Op grond van habitat, specialisatie, en gedrag, kan de kwetsbaarheid van Scholekster voor olieverontreiniging als 'laag' ('*vulnerability low*') worden geclassificeerd (Camphuysen 1989). In Westerschelde en Oosterschelde speelt de bijna 'structurele' olieverontreiniging, zoals deze optreedt langs de Noordzeekust, nauwelijks een rol. Wel kan hier bij calamiteiten olie vrijkomen. Dit is vooral een risico in wateren die als scheepvaartroute dienen. Op 24 januari 1988 vond aan de Oosterscheldezijde van de Krammersluizen een aanvaring plaats tussen twee olietankers. Hierbij kwam c. 100 ton zware stookolie terecht in de Oosterschelde. Van de 3000 aanwezige Scholeksters op de Plaat van Oude Tonge werden naar schatting 300-450 in enige mate met olie besmeurd. Slechts enkele exemplaren werden dood gevonden (Meininger 1988). In de winter van 1987 waren na een olieverontreiniging in de Waddenzee van c. 2500 dood gevonden Scholeksters slechts 30 met olie besmeurd, terwijl andere soorten wel op grote schaal werden getroffen (Engelen 1987).

5.5 Stuurvariabelen

Uit de voorgaande paragrafen mag men concluderen dat de belangrijkste stuurvariabelen van de grootte van de populatie van de Scholekster in Nederland zijn:

- Voedselvoorziening in najaar en winter: Er zijn diverse aanwijzingen dat er de laatste jaren 's winters in Nederland te weinig voedsel is voor de aanwezige populatie. Vogels verlaten eerder de overwinteringsgebieden en tijdens strenge winters treed er abnormaal hoge sterfte op.
- Oppervlakte foerageerhabitat: Door menselijke ingrepen verdwijnen in hoog tempo intergetijdengebieden. Voor de huidige populatie is de grens bereikt.

6 Literatuur

- Albarda H. 1866. Naamlijst der in de Provincie Friesland in wilden staat waargenomen vogels. In: J.A. Herklots. *Bouwstoffen voor eene fauna van Nederland 3: 198-233*, Brill, Leiden.
- Altenburg W. & van der Kamp J. 1991. Ornithological importance of coastal wetlands in Guinea. *ICBP Study Report 47/WIWO Report 35*, Cambridge, Zeist.
- Altenburg W., Engelmoer M., Mes R. & Piersma T. 1982. Wintering waders on the Banc d'Arguin, Mauritania. *Stichting Veth tot Steun aan Waddenonderzoek, Leiden*.
- Andell P., Jönsson P.E. & Nilsson L. 1987. Svensk fågelatlas i Skåne. Slutrapport. Del 3. *Anser 26: 97-110*.
- Anon. 1987. Effecten van de kokkelvisserij in de Waddenzee. *Rijksinstituut voor Natuurbeheer (RIN) rapport 87/18, Texel*.
- Arts F. & Meininger P.L. 1997. Vogelsterfte in het Deltagebied in de winter 1996/1997. *Werkdocument RIKZ/OS-97.810X. Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg*.
- Averbeck C., Kempken E., Petermann S., Prüter J., Vauk G. & Visze C. 1990. Röntgenuntersuchungen zur Bleischrotbelastung tot aufgefundenen Vögel in Norddeutschland. *Z. Jachtwiss. 36: 30-42*.
- Baird D. & Milne H. 1981. Energy flow in the Ythan Estuary, Aberdeenshire, Scotland. *Estuarine Coastal Shelf Science 13: 455-472*.
- Baird D., Evans P.R., Milne H. and Pienkowski M.W. 1985. Utilization by shorebirds of benthic invertebrate production in intertidal areas. *Oceanographic Marine Biological Annual Review 23: 573-597*.
- Baptist H.J.M. & Jagtman E. 1997. Watersysteemverkenningen 1996. De Amoebes van de zoute wateren. *Rijksinstituut voor Kust en Zee rapport RIKZ-97.027, Den Haag*.
- Barcena F. & Dominguez J. in press. Ostrero *Haematopus ostralegus*. In: S.G.H.N. (ed.). *Atlas dos Vertebrados de Galicia. Consello da Cultura Galega, Santiago*.
- Bartovsky V., Kletecki E., Radovic D., Stripevic M. & Susic G. 1987. Breeding waders in Yugoslavia. *Wader Study Group Bull. 51: 33-37*.
- Bauer W., von Helversen O., Hodge M. & Martens J. 1969a. *Catalogus Faunae Graeciae, Pars Aves. Thessaloniki*.
- Bauer W., von Helversen O. & Martens J. 1969b. Bemerkenswerte Brutnachweisen aus Griechenland. *J. Orn. 110: 79-89*.
- Bauer W., Böhr H.-J., Mattern U. & Müller G. 1973. 2. Nachtrag zum "Catalogus Faunae Graeciae; Pars Aves". *Vogelwelt 94: 1-21*.
- Beaumont A.R., Newman P.B., Mills D.K., Waldock M.J., Miller D. & Waite M.E. 1989. Sandy-substrate microcosm studies in tributyl tin (TBT) toxicity to marine organisms. In: J.D. Ros (ed). *Topics in Marine Biology, Scient. Mar. 53: 737-743*.
- Becker P.H. 1989. Seabirds as monitor organisms of contaminants along the German North Sea coast. *Helgoländer Meeresunters. 43: 395-403*.
- Becker P.H. & Erdelen M. 1987. Die Bestandsentwicklung von Brutvögeln der deutschen Nordseeküste 1950-1979. *J. Orn. 128: 1-32*.
- Bengston S.-A. & Bloch D. 1983. Island bird population densities in relation to island use and habitat quality on the Faroe Islands. *Oikos 41: 507-522*.
- van den Bergh E. 1983. Voedseloecologie van de Scholekster (*Haematopus ostralegus* L.-Aves - Charadriiformes) op de Slikken van Vianen (Oosterschelde - NL.). *Lic. thesis, Rijksuniversiteit Gent, Gent*.

- Bergman G. 1983. Muriharakka *Haematopus ostralegus*. In: G. Bergman, K. Hyytiä, J. Aantaa, E. Kellomäki, J. Lokki, L. Sammalisto & I. Stén (eds). *Suomen lintuatlas*. Lintutieto Oy, Helsinki.
- Beukema J.J. 1991. Changes in composition of bottom fauna of a tidal flat area during a period of eutrofication. *Mar. Biol.* 111: 293-301.
- Beukema J.J. 1993. Increased mortality in alternative bivalve prey during a period when the tidal flats of the Dutch Wadden Sea were devoid of mussels. *Neth. J. Sea Res.* 31: 395-406.
- Beukema J.J. & Cadeé G.C. 1986. Zoobenthos responses to eutrophication of the Dutch Wadden Sea. *Ophelia* 26: 55-64.
- Beukema J.J., Essink K., Michaelis H. & Zwarts L. 1993. Year-to-year variability in the biomass of macrobenthic animals on tidal flats of the Wadden Sea: how predictable is this food source for birds? *Neth. J. Sea Res.* 31: 319-330.
- Bianki V.V. 1967. Gulls, shorebirds and alcid of Kandalaksha Bay. *Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem*.
- Blaak H. 1958. Over het broeden van de Scholekster in Nederland. *Levende Nat.* 61: 131-133.
- Bloch D. 1981. Bird census in the Faeroe Islands, summer 1981. *Preliminary report. Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 75: 1-6 [in Danish].
- Blomert A.M., Ens B.J., Goss-Custard J.D., Hulscher J.B. & Zwarts L. (eds). 1996. Oystercatchers and their estuarine food supplies. *Ardea* 84a. 538 pp.
- Blondel J. & Isenmann P. 1981. Guide des oiseaux de Camargue. *Delachaux & Niestle, Neuchatel & Paris*. 344 pp.
- Boates J.S. & Goss-Custard J.D. 1989. Foraging behaviour of Oystercatchers *Haematopus ostralegus* during a diet switch from worms *Nereis diversicolor* to clams *Scrobicularia plana*. *Can. J. Zool.* 67: 2225-2231.
- Boele A., van Roomen M. & van Winden E. 1996. Midwintertelling van watervogels in Nederland, januari 1995. *SOVON-monitoringsrapport 96/05, RIZA-rapport BM 95.28, IKC Natuurbeheer coöproductie 11. SOVON, Beek-Ubbergen*.
- Borella S., Scarton F., Valle R. & Vettorel M. 1992. Cencimento della popolazione nidificante di Beccaccia di mare (*Haematopus ostralegus*) in un tratto del litorale nord-adriatico. *Proc. Ital. Conf. Orn., Torino 1992*.
- Bos D. 1994. Effects of decreasing food availability on wintering Oystercatchers *Haematopus ostralegus*: literature review and model study. *Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Report RIKZ-94.014, Middelburg*.
- Brenninkmeijer A. & Stienen E.W.M. 1992. Ecologisch profiel van de Grote Stern (*Sterna sandvicensis*). *DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, RIN-rapport 92/17, Arnhem*.
- Briggs K.B. 1980. Notes on the feeding techniques of inland feeding Oystercatchers. *Wader Study Group Bull.* 28: 31-33.
- Brombach H. 1992. Erweitert der Austernfischer (*Haematopus ostralegus*) sein Brutareal? *Charadrius* 28: 111-112.
- Brown R.A. & O'Connor R.J. 1974. Some observations on the relationships between Oystercatchers *Haematopus ostralegus* L. and Cockles *Cardium edule* L. in Strangford Lough. *Irish Nat.J.* 18: 73-80.
- Bull K.R., Every W.J., Freestone P., Hall J.R., Osborn D., Cooke A.S. & Stowe T. 1983. Alkyl lead pollution and bird mortalities on the Mersey estuary, UK, 1979-1981. *Environ. Pollut. (Ser. A)* 31: 239-259.
- Buxton E.J.M. 1962. The inland breeding of the Oystercatcher in Great Britain, 1958-59. *Bird Study* 8: 194-209.
- Camphuysen C.J. 1989. Beached bird surveys in the Netherlands 1915-1988. *Technisch Rapport Vogelbescherming 1, Zeist*.
- Coverley W.H. 1931. Notes on Portugese birds. *Ibis Ser.* 13, 1: 94-96.

- Craeymeersch J.A., Herman P.M.J. & Meire P.M. 1986. Secondary production of an intertidal mussel (*Mytilus edulis* L.) population in the Eastern Scheldt (S.W. Netherlands). *Hydrobiologia* 133: 107-115.
- Cramp S. & Simmons K.E.L. (eds) 1983. The birds of the Western Palearctic 3. *Oxford University Press, Oxford*.
- Crann P., Pineau O. & Seriot J. 1987. Quatrieme rapport sur la nidification des Larolimocoles dans le Languedoc-Roussillon. *Guepier* 5: 23-32.
- Dare P.J. 1966. The breeding and wintering populations of the Oystercatcher in the British Isles. *Fishery Invest., London (Ser. II)* 25 (5), 69 pp.
- Dare P.J. & Mercer A.J. 1973. Foods of the Oystercatcher in Morecambe Bay, Lancashire. *Bird Study* 20: 173-184.
- Davant P. & Fleury A. 1969. Nidification de l'hultrier, *Haematopus ostralegus*, sur le bassin d'Arcachon. *Alauda* 37: 80.
- Davidson P.E., 1967. A study of the Oystercatcher in relation to the fishery rot cockles in the Burry Inlet, South Wales. *Fishery Invest., London (ser.II)* 25: 1-28.
- Davidson N.C., Laffoley D. d'A., Doody J.P., Way L.S. Gordon J. and Key R. 1991. Nature conservation and estuaries in Great Britain. *Nature Conservancy Council, Peterborough*.
- Decuyper P. & De Scheemaeker F. 1991. Broedende steltlopers in de Noordwestvlaamse kustpolders in 1990. *Mergus* 5: 52-66.
- De Putter G., Devos K. & Willemyns F. 1993. Aantalsverloop en verspreiding van steltlopers aan de Vlaamse kust, periode 1 juli 1989 tot 30 juni 1990. *Mergus* 7: 1-37.
- Desprez M. & Dupont. J.-P. 1985. Impact biosédimentaire d'aménagements portuaires en estuaire de Seine. In: Cabioch L. (ed.) *La Baie de Seine: fonctionnement, conséquences en matière d'environnement et d'utilisation de la mer*, Vol. 2: 273-280. *CNRS, Caen*.
- Desprez M., Rybarczyk H., Wilson J.G., Ducrotoy J.P., Sueur F., Olivesie R. & Elkaim B. 1992. Biological impact of eutrophication in the bay of the Somme and the induction and impact of anoxia. *Neth. J. Sea Res.* 30: 149-159.
- Devos K., Meire P. & Kuijken E. 1991. Recent population estimates of meadow breeding waders in Belgium. *Wader Study Group Bull.* 61, Suppl. 14-22.
- Dominguez J., Barcena F., Souza J.A. & Villarino A. 1987. Breeding waders in Galicia, north-west Spain. *Wader Study Group Bull.* 50: 28-29.
- Drinnan R.E. 1957. The winter feeding of the Oystercatcher on the edible cockle. *J. Anim. Ecol.* 26: 441-469.
- van Dijk A.J., van Dijk K., Dijkse L.J., van Spanje T.M. & Wymenga E. 1986. Wintering waders and waterfowl in the Gulf of Gabes, Tunisia, January-March 1984. *WIWO-Report* 11, Zeist.
- van Dijk A.J., van Dijk G., Piersma T. & SOVON. 1989. Weidevogelpopulaties in Nederland. De jongste aantalsschattingen in internationaal perspectief. *Vogeljaar* 37: 60-68.
- Dubois P. & Mahéo R. 1986. Limicoles nicheurs de France. *LPO, Paris*. 291 pp.
- Duinker J.C., Hillebrand M.T.J. & Boon J.P. 1983. Organochlorines in benthic invertebrates and sediments from the Dutch Wadden Sea; identification of individual PCB components. *Neth. J. Sea Res.* 17: 19-38.
- Dybbro T. 1976. De danske ynglefugles udbredelse. *Dansk Ornithologisk Forening, Copenhagen*.
- Dybbro T. 1981. A survey of wader populations in Denmark. *Proc. 2nd Nordic Congr. Orn.* 1979: 109-110 [in Danish with English summary].
- van Eekelen J. 1987. De beschikbaarheid van de kokkel als prooi voor de Scholekster. *Rijkswaterstaat Dienst Getijdewateren, Studentenrapport* 2-87, Middelburg.
- van Eerden M. 1977. Vorstvlucht van watervogels door het oostelijk deel van de Nederlandse Waddenzee op 30 december 1976. *Watervogels* 2: 11-14.

- Elgood J.H., Heigham J.B., Moore A.M., Nason A.M., Sharland R.E. & Skinner N.J. 1994. The birds of Nigeria. *B.O.U. Check-list 4 (second edition)*. British Ornithologists' Union, Tring.
- Engelen K.A.M. 1987. Olieslachtoffers in het Waddengebied. Januari-februari 1987. *Vanellus* 20: 71-74.
- Ens B.J. 1992. The social prisoner: causes of natural variation in reproductive success of the Oystercatcher. *Proefschrift, Universiteit Groningen*.
- Ens B.J. & Goss-Custard J.D. 1984. Interference among Oystercatchers *Haematopus ostralegus*, feeding on Mussels *Mytilus edulis*, on the Exe estuary. *J. Anim. Ecol.* 53: 217-231.
- Erich T. & van Veen W. 1982. Over de overlevingskansen van de Scholekster en de Wulp tijdens extreme weersomstandigheden. *Studentenverslag RIN/SOL, Texel*.
- Ervynck A. 1983. De invloed van interferentie op voedselopname en verspreiding van de Scholekster. *Rijksuniversiteit Gent, Fakulteit der Wetenschappen, Laboratorium voor Oecologie der Dieren, Gent*.
- Evans P.R. 1976. Energy balance and optimal foraging strategies in shorebirds: some implications for their distributions and movements in the non-breeding season. *Ardea* 64: 117-139.
- Evans P.R. 1991. Introductory remarks: habitat loss-effects on shorebird populations. *Acta XX. Congressus Internationalis Ornithologici*: 2197-2198.
- Everaarts J.M., de Buck A., Hillebrand M.T.J. & Boon J.P. 1991. Residues of chlorinated biphenyl congeners and pesticides in brain and liver of the oystercatcher (*Haematopus ostralegus*) in relation to age, sex and biotransformation capacity. *Sci. Total Environ.* 100: 483-499.
- Ferry C. 1956. Observations ornithologiques sur l'archipel de Molène (Finistère). *Alauda* 24: 250-265.
- Franklin A., & Pickett G.D. 1978. Studies on the indirect effects of fishing on stocks of cockles, *Cardium edule*, in the Thames estuary and Wash. *Fishery Research Technical Report, MAFF, Directory of Fisheries Research Lowestoft* 42: 1-9.
- Gatter W. 1988. Mittwinterzahlung palearktischer Wasservogel in Liberia (Westafrika). *Verh. orn. Ges. Bayern* 24: 659-687.
- Gibbons D.W., Reid J.B. & Chapman R.A. 1993. The new atlas of breeding birds in Britain and Ireland: 1988-1991. *Poyser, London*.
- Ginn H.B. & Melville D.S. 1983. Moults in birds. *BTO guide 19. British Trust for Ornithology, Tring*.
- Goede A.A. 1985. Mercury, selenium, arsenic and zinc in waders from the Dutch Wadden Sea. *Environ. Pollut. (Ser. A)* 37: 287-309.
- Goede A.A. 1993. Variation in the energy intake of captive Oystercatchers. *Ardea* 81: 89-98.
- Goede A.A. & de Voogt P. 1985. Lead and cadmium in waders from the Dutch Wadden Sea. *Environ. Pollut. (Ser. A)* 37: 311-322.
- Gloe P. 1991. Methoden des Nahrungserwerbs durch Austernfischer in einem antropogen geprägten Habitat. *Orn. Mitt.* 43: 13-14.
- Glutz von Blotzheim U.N., Bauer K.M. & Bezzel E. 1975. Handbuch der Vögel Mitteleuropas. 6. *Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden*.
- Goss-Custard J.D. 1970. Feeding dispersion in some overwintering wading birds. In: J.H. Crook (ed.), *Social Behaviour in Birds and Mammals*, p 3-35. *Academic press, London*.
- Goss-Custrad J.D. 1977. The ecology of The Wash. III. Density related behaviour and the possible effects of a loss of feeding grounds on wading birds (Charadrii). *J. Appl. Ecol.* 14: 721-739.
- Goss-Custard J.D. (ed.). 1996. The Oystercatcher: from individuals to population. *Oxford Univeristy Press, Oxford*.

- Goss-Custard J.D. & Durell S.E.A. le V. dit 1983. Individual and age differences in the feeding ecology of Oystercatchers *Haematopus ostralegus* wintering on the Exe Estuary, Devon. *Ibis* 125: 155-171.
- Goss-Custard J.D. & Durell S.E.A. le V. dit 1988. The effect of dominance and feeding method on the intake rates of Oystercatchers, *Haematopus ostralegus*, feeding on mussels. *J. Anim. Ecol.* 57: 827-844.
- Goss-Custard J.D., McGrorty S., Reading C.J., and Durell S.E.A. le V. dit. 1980. Oystercatchers and mussels on the Exe Estuary. *Essays on the Exe Estuary. Devon Association, special volume 2: 161-185.*
- Goss-Custard J.D., Durell S.E.A. le V. dit & Ens B.J. 1982a. Individual differences in aggressiveness and food stealing among wintering Oystercatchers, *Haematopus ostralegus* L. *Anim. Behav.* 30: 917-928.
- Goss-Custard J.D., Durell S.E.A. le V. dit, Sitters H.P. & Swinfen R. 1982b. Age-structure and survival of a wintering population of Oystercatchers. *Bird Study* 29: 83-98.
- Goss-Custard J.D., Clarke R.T. & Durell S.E.A. le V. dit 1984a. Rates of food intake and aggression of *Haematopus ostralegus* on the most and least preferred mussel *Mytilus edulis* beds of the Exe Estuary. *J. Anim. Ecol.* 53: 233-245.
- Goss-Custard J.D., Clarke R.T., Briggs K.B., Ens B.J., Exo K.-M., Smit C., Beintema A.J., Caldow R.W.G., Catt D.C., Clark N.A., Durell S.E.A. le V. dit, Harris M.P., Hulscher J.B., Meininger P.L., Picozzi N., Prŷs-Jones R., Safriel U.N. & West A.D. 1995. Population consequences of winter habitat loss in a migratory shorebird. I. Estimating model parameters. *J. Appl. Ecol.* 32: 320-336.
- Goss-Custard J.D. Durell S. le V. dit., Clarke R.T., Beintema A.J., Caldow R.W.G., Meininger P.L. & Smit C.J. 1996a. Population dynamics: predicting the consequences of habitat change at the continental scale. In: J.D. Goss-Custard (ed.). *The Oystercatcher: from individuals to populations*, pp. 352-383. Oxford University Press, Oxford.
- Goss-Custard J.D., Durell S. le V. dit, Goater C.P., Hulscher J.B., Lambeck R.H.D., Meininger P.L. & Urff J. 1996b. How Oystercatchers survive the winter. In: J.D. Goss-Custard (ed.). *The Oystercatcher: from individuals to populations*, pp. 133-154. Oxford University Press, Oxford.
- Goss-Custard J.D., West A.D., Clarke R.T., Caldow R.W. & Durell S.E.A. le V. dit. 1996c. The carrying capacity of coastal habitats for Oystercatchers. In: J.D. Goss-Custard (ed.). *The Oystercatcher: from individuals to populations*, pp. 327-352. Oxford University Press, Oxford.
- Goss-Custard J.D., McGrorty S. & Durell S.E.A. le V. dit. 1997. The effect of the European Oystercatchers on shellfish populations. *Ardea* 84A: 453-468.
- Gore M.E.J. 1990. Birds of the Gambia (2nd revised edition). *B.O.U. Checklist 3. British Ornithologists' Union, London.*
- Goutner V. 1983. The distribution of the waders (Charadrii) in the Evros Delta (Greece) during the breeding season. *Sci. Annals, Fac. Sciences, Univ. Thessaloniki* 23: 37-78.
- Gudmundsson F. 1951. The effects of the recent climatic changes on the birdlife of Iceland. *Proc. int. orn. Congr.* 10: 502-514.
- de Haan M.W. 1991. Relatie tussen kokkelvisserij en het ecologisch functioneren van de Waddenzee, Voordelta en Oosterschelde. *DHV Water BV dossier E2159-10-200, Amersfoort.*
- Haftorn S. 1971. Norges fugler. *Universitetsforlaget, Oslo.*
- Hagemeijer W.J.M. & Blair M.J. (eds) 1997. The EBBC Atlas of European Breeding Birds. *Poyser, Calton.*
- Hale W.G. 1980. Waders. *Collins, Glasgow*
- Hälterlein B. & Böhm-Berkelmann K. 1991. Brutvögelbestände an der deutschen Nordseeküste im Jahre 1990 - Vierte Erfassung durch die Arbeitsgemeinschaft "Seevogelschutz". *Seevogel* 12: 47-51.

- Hamerlynck O. 1983. De scholekster (*Haematopus ostralegus* L.-Aves-Charadriiformes) als predator van de kokkel (*Cerastoderma edule* L.-Mollusca-Bivalvia) op de Slikken van Vianen (Oosterschelde-NL.). *Rijksuniversiteit Gent*.
- Heidmann W.A., Büthe A., Peterat B. & Knüwer H. 1987. Zur Frage des Einflusses chemischer Rückstände auf das Sterben von Austernfischern (*Haematopus ostralegus*) an der niedersächsischen Küste im Winter 1986/87. *Vogelwarte* 34: 73-79.
- Heppleston P.B. 1971. The feeding ecology of Oystercatchers (*Haematopus ostralegus*) in winter in northern Scotland. *J. Anim. Ecol.* 40: 651-672.
- Holling C.S. 1966. The functional response of invertebrate predators to prey density. *Mem. Entomol. Soc. Can.* 48: 1-86
- Horwood J.W. & Goss-Custard J.D. 1977. Predation by the Oystercatcher, *Haematopus ostralegus* (L.), in relation to the cockle, *Cerastoderma edule* (L.), fishery in the Burry Inlet, South Wales. *J. Appl. Ecol.* 14: 139-158.
- Hötter H. 1991. Waders breeding on wet grasslands in the countries of the European Community - a brief summary of current knowledge on population sizes and population trends. *Wader Study Group Bull.* 61, Suppl.: 50-55.
- van Huijssteeden E., van Leeuwen G. & de Nobel P. 1990. Birds of the wetlands in Western Greece spring 1990. *Preliminary report, WIWO, Haarlem*.
- Hulscher J.B. 1964. Scholeksters en wormen. *Levende Nat.* 67: 97-102.
- Hulscher J. 1972. De Scholekster, een nieuwkomer onder de weidevogels. *Vanellus* 25: 206-211.
- Hulscher J.B. 1974. An experimental study of the food intake of the Oystercatcher *Haematopus ostralegus* L. in captivity during the summer. *Ardea* 62: 155-79.
- Hulscher J.B. 1976. Localisation of cockles (*Cardium edule* L.) by the Oystercatcher (*Haematopus ostralegus* L.) in darkness and daylight. *Ardea* 64: 292-310.
- Hulscher J.B. 1989. Sterfte en overleving van Scholeksters *Haematopus ostralegus* bij strenge vorst. *Limosa* 62: 177-181.
- Hulscher J.B. 1982. The Oystercatcher *Haematopus ostralegus* as a predator of the bivalve *Macoma balthica* in the Dutch Waddensea. *Ardea* 70: 89-152.
- Hulscher J.B. 1990. Survival of Oystercatchers during hard winter weather. *Ring* 13: 167-172.
- Hulscher J.B. 1992. Is de snavel van de mannelijke Scholekster een beter instrument om mossels te openen dan die van het vrouwtje? *Limosa* 65: 129.
- Hulscher J.B. & Ens B.J. 1991. Somatic modifications of feeding system structures due to feeding on different foods with emphasis on changes in bill shape in Oystercatchers. *Proc. int. orn. Congr.* 20: 889-896.
- Hulscher J.B. & Ens B.J. 1992. Is the bill of the male Oystercatcher a better tool for attacking Mussels than the bill of the female? *Neth. J. Zool.* 42: 85-100.
- Hulscher J.B., de Jong J. & van Klinken J. 1993. Uitzonderlijk grote aantallen Scholeksters in het binnenland gedurende de winter van 1992/93. *Limosa* 66: 117-123.
- Hulscher J.B., Exo K.-M. & Clark A. 1996. Why do Oystercatchers migrate? In: J.D. Goss-Custard (ed.). *The Oystercatcher: from individuals to populations*, pp. 155-185. Oxford University Press, Oxford.
- Hummel H., Bogaards R.H., Nieuwenhulze J., de Wolf L. & van Liere J.M. 1990. Spatial and seasonal differences in the PCB content of the Mussel *Mytilus edulis*. *Sci. Total Environ.* 92: 155-163.
- Hutchinson C.D. 1989. Birds in Ireland. *Poyser, Calton*.
- Hutton M. 1981. Accumulation of heavy metals and selenium in three seabird species from the United Kingdom. *Environ. Pollut. (Ser. A)* 22: 129-145.
- Johnson C. 1985. Patterns of seasonal weight variation in waders on the Wash. *Ring. & Migr.* 6: 19-32.

- Kålås J.A. & Byrkjedal I. 1981. The status of breeding waders Charadrii in Norway including Svalbard. *Proc. Second Nordic Congr. Ornithol.* 1979: 57-74.
- Klafs G. & Stübs J. (eds). 1987. Die Vogelwelt Mecklenburgs (3rd edn.). *Gustav Fisher, Jena.*
- Kersten M. 1997. Living leisurely should last longer: energetic aspects of reproduction in the Oystercatcher. *Proefschrift, Universiteit Groningen.*
- Kersten M. & Piersma T. 1987. High levels of energy expenditure in shorebirds; metabolic adaptations to an energetically expensive way of life. *Ardea* 75: 175-187.
- Kersten M. & Brenninkmeijer A. 1995. Growth rate, fledging success and post-fledging survival of juvenile Oystercatchers. *Ibis* 137: 396-404.
- Keijl G.O. & Mostert K. 1988. Vorsttrek van Scholeksters (*Haematopus ostralegus*) langs de kust in 1987. *Sula* 2: 113-118.
- Koeman J.H. 1971. het voorkomen en de toxische betekenis van enkele chloorkoolwaterstoffen aan de Nederlandse kust in de periode van 1965 tot 1970. *Thesis, Univeriteit van Utrecht, Utrecht.*
- Koeman J.H., Oskamp A.A.G., Veen J., Brouwer E., Rooth J., Zwart P., van de Broek E. & van Genderen H. 1967. Insecticides as a factor in the mortality of the Sandwich Tern (*Sterna sandvicensis*). *Med. Rijksfac. Landbouwwetensch. Gent.* 32: 841-854.
- Koeman J.H., Bothof T., de Vries R., van Belzen-Blad H. & Vos J.G. 1972. The impact of persistent pollutants on piscivorous and molluscivorous birds. *TNO-nieuws* 27: 561-569.
- Koopman K. 1992. Biometrie, gewichtsverloop en handpenrui van een binnenlandse populatie Scholeksters *Haematopus ostralegus*. *Limosa* 65: 103-108.
- Koskimies P. 1989. Distribution and numbers of Finnish breeding birds. Appendix to Suomen lintuatlas. *Lintutieto, Helsinki.*
- Kubiak T.J., Harris H.J., Smith L.M., Schwartz T.R., Stalling D.L., Trick J.A., Sileo L., Docherty D.E. & Erdman T.C. 1989. Microcontaminants and reproductive impairment of the Forster's Tern on Green Bay, Lake Michigan - 1983. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 18: 706-727.
- Kumerloeve H. 1966. A propos de l'aire de reproduction de l'huitrier-pie en Asie Mineure et notamment en Turquie. *Oiseau Rev. française Ornithol.* 36: 252-255.
- Lambeck R.H.D. 1991. Changes in abundance, distribution and mortality of wintering Oystercatchers after habitat loss in the Delta area, SW-Netherlands. *Proc. int. orn. Congr.* 20: 2208-2218
- Lambeck R.H.D. & Wessel E.G.J. 1991. Seasonal variation in mortality of the Oystercatcher (*Haematopus ostralegus*). In: *Heip C.H.R. & de Bruijn E.S. (eds.) Progress Report: Delta Institute for Hydrobiological Research: 22-24. Koninklijke Nederlandse Akademie van Wetenschappen, Amsterdam.*
- Lambeck R.H.D., Hannewijk A. & Brummelhuis E.B.M. 1988. Een bestandsopname in november 1987 van de kokkel (*Cerastoderma edule*) op twee platen in de Oosterschelde: mogelijke effecten van visserij. *DIHO rapporten en verslagen 1988-6, Yerseke.*
- Lambeck R.H.D., Sandee A.J.J. & Wolf L. de. 1989. Long-term patterns in the wader usage of an intertidal flat in the Oosterschelde (SW Netherlands) and the impact of the closure of an adjacent estuary. *J. Appl. Ecol.* 26: 419-431.
- Lambeck R.H.D., Nieuwenhuize J. & van Liere J.M. 1991. Polychlorinated biphenyls in oystercatchers (*Haematopus ostralegus*) from the Oosterschelde (Dutch Delta area) and the western Wadden Sea, that died from starvation during severe winter weather. *Environ. Poll.* 71: 1-16.
- Lambeck R.H.D., Goss-Custard J.D. & Triplet P. 1996. Oystercatchers and man in the coastal zone In: *J.B. Goss-Custard (ed.) Behaviour and ecology of the Oystercatcher: from individuals to populations. Oxford University Press, Oxford.*
- Langston W.J. 1978. Accumulation of polychlorinated biphenyls in the cockle *Cerastoderma edule* and the tellin *Macoma balthica*. *Mar. Biol.* 45: 265-272.

- van Latestijn H.C. & Lambeck R.H.D. 1986. The analysis of monitoring data with the aid of time-series analyses. *Environmental Monitoring Assessment* 7: 287-297.
- Leege O. 1905. Die Vögel der Ostfriesischen Inseln. *Emden & Borkum*.
- Leewis R.J., Baptist H.J.M. & Meininger P.L. 1984. The Dutch Delta area. In: P.R. Evans, J.D. Goss-Custard & H.W. Hale (eds): *Coastal waders and wildfowl in winter*: 253-260. Cambridge University Press, Cambridge.
- Leopold M.F., Martijn E.C.L. & Swennen C. 1985. Long-distance transport of prey from the intertidal zone to high-tide roosts by the Oystercatcher. *Ardea* 73: 76-82.
- Linders A. 1985. Een inleidend onderzoek naar de relatie tussen de fouragerende Scholekster (*Haematopus ostralegus*) en de getijdencyclus en het aanbod van mosselen. *Rijkswaterstaat Deltadienst, Studentenrapport 01.85, Middelburg*.
- Lunais B. 1975. Caractéristique et signification du comportement prédateur de l'Huîtrier-pie *Haematopus ostralegus* sur l'Huître de culture *Crassostrea gigas* Mem. DEA Ecol. Université de Tours.
- Maangaard L. & Jensen K.T. 1994. Prey size selection, intake rate and distribution of staging Oystercatchers (*Haematopus ostralegus*) feeding on an intertidal mussel bed (*Mytilus edulis*). *Ophelia Suppl.* 6: 201-215.
- Makatsch W. 1963. Ornithologische Beobachtungen in Griechenland. *Zool. Abh. Ber. Mus. Tierk. Dresden* 26: 135-161.
- Maes P. & Voet H. 1988. Scholekster *Haematopus ostralegus*. pages 114-115. In: P. Devillers, W. Roggeman, J. Tricot, P. del Marmol, C. Kerwijn, J.-P. Jacob & A. Anselin (eds). *Atlas van de Belgische Broedvogels*. Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, Brussel.
- Mahéo R. 1992. Valeur internationale du littoral Français pour les limicoles en hivernage. *Alauda* 60: 227-234.
- Marchant T.H., Hudson R., Carter S.P. & Whittington P. 1990. Population trends in British breeding birds. *British Trust for Ornithology, Tring*.
- Marcström V. & Mascher J.W. 1979. Weights and fat in Lapwings *Vanellus vanellus* and Oystercatchers *Haematopus ostralegus* starved to death during a cold spell in spring. *Ornis Scand.* 10: 235-240.
- Martinez Vilalta A. 1985. Breeding waders of the Iberian Peninsula. *Wader Study Group Bull.* 45: 35-36.
- Martinez A., Motis A., Matheu E. & Llimona F. 1983. Data on the breeding biology of the Oystercatcher *Haematopus ostralegus* L. in the Ebro Delta. *Ardea* 71: 229-234.
- Mayaud N. 1956. Notes d'ornithologie française; supplément à la liste des oiseaux de France. *Alauda* 24: 53-61.
- van der Meer J. 1985. De verstering van vogels op de slikken van de Oosterschelde. *Rijkswaterstaat Deltadienst nota DDMI 85.09, Middelburg*.
- Meininger P.L. 1988. Gevolgen van olieramp nabij Philipsdam (24 jan. 1988) voor vogels. *Rijkswaterstaat Dienst Getijdewateren notitie GWAO-88.1210*.
- Meininger P.L. 1989. Palearctic coastal waders wintering in Senegal. *Wader Study Group Bull.* 55: 18-19.
- Meininger P.L. (ed.). 1990. Birds of the wetlands in north-east Greece, spring 1987. *WIWO-report 20, Zeist*.
- Meininger P.L. & Becuwe M. 1979. Resultaten van een vogeltelling langs de Nederlandse en Belgische Noordzeekust in het seizoen 1977/78. *Watervogels* 4: 162-169.
- Meininger P.L. & van Haperen A.M.M. 1988. Vogeltellingen in het zuidelijk Deltagebied in 1984/85-1986/87. *Rijkswaterstaat Dienst Getijdewateren nota GWAO-88.1010, Ministerie van Landbouw en Visserij, Directie Natuur, Milieu en Fauna-beheer, Middelburg/Goes*.
- Meininger P.L., Baptist H.J.M. & Slóó G.J. 1984. Vogeltellingen in het Deltagebied in 1975/76-1979/80. *Rijkswaterstaat Deltadienst nota DDMI-84.23, Staatsbosbeheer Zeeland, Middelburg/Goes*.

- Meininger P.L., Baptist H.J.M. & Slob G.J. 1985. Vogeltellingen in het zuidelijk Deltagebied in 1980/81-1983/84. *Rijkswaterstaat Deltadienst nota DGWM-85.001. Staatsbosbeheer Zeeland. Middelburg/Goes.*
- Meininger P.L., Blomert A.M., Marteljn E.C.L., 1991. Watervogelsterfte in het Deltagebied, ZW-Nederland, gedurende de drie koude winters van 1985, 1986 en 1987. *Limosa* 64: 89-102.
- Meininger P.L., Berrevoets C.M. & Strucker R.C.W. 1994. Watervogeltellingen in het zuidelijk Deltagebied 1987-1991. *Rijksinstituut voor Kust en Zee, rapport RIKZ-94.005, NIOO-CEMO, Middelburg/Yerseke.*
- Meininger P.L., Berrevoets C.M. & Strucker R.C.W. 1995. Watervogels in de Zoute Delta 1991-94. *Rijksinstituut voor Kust en Zee, rapport RIKZ-95.025, Den Haag.*
- Meininger P.L., Berrevoets C.M. & Strucker R.C.W. 1996. Watervogels in de Zoute Delta 1994/95. *Rijksinstituut voor Kust en Zee, rapport RIKZ-96.009, Den Haag.*
- Meininger P.L., Berrevoets C.M. & Strucker R.C.W. 1997. Watervogels in de Zoute Delta 1995/96. *Rijksinstituut voor Kust en Zee, rapport RIKZ-97.001, Middelburg.*
- Mierauskas P. & Logminas V. 1990. The breeding bird atlas of Lithuania: results. In: J. Viskne & I. Vilks I. (eds). *Baltic Birds* 5 (vol. 2). Zinatne, Riga: 13-16.
- Meire P.M. 1993. The impact of bird predation on marine and estuarine bivalve populations: a selective review of patterns and underlying causes. In: R.F. Dame (ed.) *Bivalve filter feeders in estuarine and coastal ecosystem processes*, p. 197-243. NATO ASI-Series, Springer, Berlin.
- Meire P.M. & Eryvynck A., 1986. Are oystercatchers (*Haematopus ostralegus*) selecting the most profitable mussels (*Mytilus edulis*)?. *Anim. Behav.* 34: 1427-1435.
- Meire P.M., Schekkerman H. & Meininger P.L. 1994. Consumption of benthic invertebrates by waterbirds in the Oosterschelde estuary, SW Netherlands. *Hydrobiologia* 282/283: 525-546.
- Mildenberger H. 1982. Die Vögel des Rheinlandes. 1. *Kilda verlag, Greven.*
- Møller A.P. (ed.). 1978. Nordjyllands Fugle. *Scandinavian Science Press, Klampenborg.*
- Mullié W.C., Smit T. & Moraal L. 1979. Vogelcholera (Pasteurellosis) als oorzaak van sterfte onder watervogels in het Deltagebied in 1977. *Vogeljaar* 27: 11-20.
- Muntaner J., Ferrer X. & Martinez-Vilalta A. 1983. Atlas dels ocells nidificants de Catalunya i Andorra. *Ketres, Barcelona.* 323 pp.
- Nankinov D. 1989. The status of waders in Bulgaria. *Wader Study Group Bull.* 56: 16-25.
- Nicholls D.J., Tubbs C.R. & Haynes F.N. 1981. The effect of green algal mats on intertidal macrobenthic communities and their predators. *Kieler Meeresforsch. Sonderheft* 5: 511-520.
- Nikiforov M. 1992. Current distribution and population trends of some rare waders in Byelorussia. *Poster Presentation, Wader Study Group Conference, Odessa April 1992.*
- Norton-Griffiths M. 1966. Some ecological aspects of the feeding behavior of the Oystercatcher *Haematopus ostralegus* on the edible mussel *Mytilus edulis*. *Ibis* 109: 412-424.
- Nowak E. 1976. Albania. In: M. Smart (ed.). *Proc. Int. Conf. Conserv. Wetlands Wildfowl, Heiligenhafen 1974*: 67-72.
- Ntiama-Baidu Y. & Grieve A. 1987. Palearctic waders in coastal Ghana in 1985/86. *Wader Study Group Bull.* 49, *Suppl./IWRB Spec. Publ.* 7: 76-78.
- Osborn D., Every W.J. & Bull K.R. 1983. The toxicity of trialkyl lead compounds to birds. *Environ. Poll. (Ser A)* 31: 261-275.
- Pain D.J. 1990. Lead poisoning of waterfowl: a review. In: Matthews G.V.T. (ed.). *Managing waterfowl populations. IWRB Spec. Publ.* 12: 172-181.
- Parslow J.L.F. 1973. Mercury in waders from the Wash. *Environ. Pollut.* 5: 295-304.

- Phillips D.J.H. 1977. The use of biological indicator organisms to monitor trace metal pollution in marine and estuarine environments. *Environ. Pollut.* 13: 281-317.
- Piersma T. 1986. Breeding waders in Europe: a review of population size estimates and a bibliography of information sources. *Wader Study Group Bull.* 48, Suppl.: 1-116.
- Pieters T., Storm C., Walhout V.T., and Ysebaert T. 1991. Het Schelde estuarium, méér dan een vaarweg. *Rijkswaterstaat, Nota GWWS-91.081, Middelburg.*
- Poot M., Rasmussen L.M., van Roomen M., Rösner H.-U. & Südbek P. 1996. Migratory Waterbirds in the Waddensea 1993/94. *Wadden Sea Ecosystem No. 5. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group & Joint Monitoring Group of Migratory Birds in the Wadden Sea, Wilhelmshaven.*
- Prater A.J. 1981. Estuary birds of Britain and Ireland. *Poyser, Calton.*
- Priednieks J. 1990. Changes of land bird populations of Latvia. In: J. Viksne & I. Vilks I. (eds). *Baltic Birds 5 (vol. 2). Zinatne, Riga: 74-78.*
- Pycke G.H., Pulliam H.R., Charnov E.L., 1977. Optimal foraging, a selective review of theory and tests. *Q. Rev. Biol.* 52: 137-154.
- Rabosée D. 1990. Nidification de l'Huitrier pie (*Haematopus ostralegus*) à proximité de Bruxelles. *Aves* 27: 68-69.
- Reed T.M. 1985. Estimates of British breeding wader populations. *Wader Study Group Bull.* 45: 11-12.
- Revier H. 1993. Mosselen en kokkels duur betaald. *Waddenbulletin* 93: 150-153.
- Rheinwald G. 1992. Atlas der Verbreitung und Häufigkeit der Brutvögel Deutschlands. Kartierung um 1985. *Dachverband Deutscher Avifaunisten, Berlin.*
- Rose P.M. & Scott D.A. 1994. Waterfowl population estimates. *IWRB Publ. 29, International Waterfowl and Wetlands Research Bureau, Slimbridge.*
- Rosenberg R. 1985. Eutrophication - the future marine coastal nuisance. *Mar. Pollut. Bull.* 16: 227-231.
- Rösner H.U. 1994. Population indices for migratory birds in the Schleswig-Holstein Wadden Sea from 1987 to 1993. *Ophelia Suppl.* 6: 171-186.
- Rösner H.U., van Roomen M., Südbek P. & Rasmussen L.M. 1994. Migratory waterbirds in the Wadden Sea 1992/1993. *Wadden Sea Ecosystem 2. Common Wadden Sea Secretariat & Trilateral Monitoring and Assessment Group, Wilhelmshaven.*
- Rufino R. 1989. Atlas das aves que nidificam em Portugal Continental. *Cempa, Lisboa.*
- Rutten M. 1931. Het rooven van eieren en jongen van Sterns (*Sterna spec.*) door de Scholekster (*Haematopus ostralegus* L.) op de Beer. *Ardea* 20: 176.
- Schlegel H. 1853. Naamlijst der tot heden in de Nederlanden in den wilden staat waargenomen vogels. In: J.A. Herklots. *Bouwstoffen voor eene fauna van Nederland I: 58-155. Brill, Leiden.*
- Sharrock J.T.R. 1976. The atlas of breeding birds in Britain and Ireland. *Poyser, Berkhamsted.*
- Smit C.J. 1981. Production of invertebrates and consumption by birds in the Dutch Wadden Sea. In: C.J. Smit & W.J. Wolff (red.) *Birds of the Wadden Sea: 290-301. Balkema, Rotterdam.*
- Smit C.J. 1994. Alternatieve voedselbronnen voor schelpdier-etende vogels in Nederlandse getijdewateren. *IBN rapport 077. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (DLO-IBN), Wageningen.*
- Smit C.J. & Piersma T. 1989. Numbers, mid-winter distribution and migration of wader populations using the East Atlantic Flyway. In: H. Boyd & J.Y. Pirot (eds). *Flyways and reserve networks for water birds. IWRB Spec. Publ. 9, Slimbridge: 24-63.*
- Smit C.J. & Wolff W.J. (eds) 1980. Birds of the Wadden Sea. *Balkema, Rotterdam.*
- Smit C. & Visser G. 1987. Militaire activiteiten en wadvogels. *Waddenbulletin* 22: 132-134.

- 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 Bull.* 68: 6-19.
- Smit C.J. & Zegers P.M. 1994. Shorebird counts in the Dutch Wadden Sea, 1980-91: a comparison with the 1965-77 period. *Ophelia Suppl.* 6: 163-170.
- Smit T., Bakhuizen T. & Moraal L.G. 1988. Metallisch lood als bron van loodvergiftiging in Nederland. *Limosa* 61: 175-178.
- Stock M., Herber R.F.M. & Gerón H.M.A. 1989. Cadmium levels in oystercatcher *Haematopus ostralegus* from the German Wadden Sea. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 53: 227-234.
- van Stralen M. 1991. Het kokkelbestand in de Oosterschelde en de Waddenzee in 1991. *RIVO, Yerseke*.
- van Stralen M.R. & Kesteloo-Hendrikse J.J. 1992. Het kokkelbestand en de broedval van kokkels in de Oosterschelde en de Waddenzee in 1991. *RIVO-rapport AQ 92-05, IJmuiden*.
- Sutherland W.J. 1982a. Spatial variation in the predation of cockles by Oystercatchers at Traeth Melynog, Anglesey. I. The cockle population. *J. Anim. Ecol.* 51: 481-489.
- Sutherland W.J. 1982b. Spatial variation in the predation of cockles by Oystercatchers at Traeth Melynog, Anglesey. II. The pattern of mortality. *J. Anim. Ecol.* 51: 491-500.
- Sutherland W.J. 1982c. Do Oystercatchers select the most profitable cockles? *Anim. Behav.* 30: 857-861.
- Sutherland W.J. & Koene P. 1982. Field estimates of the strength of interference between Oystercatchers *Haematopus ostralegus*. *Oecologia* 55: 108-108.
- Sutherland W.J. & Ens B.J., 1987. The criteria determining the selection of mussels *Mytilus edulis* by Oystercatchers *Haematopus ostralegus*. *Behaviour* 103: 187-202.
- Sveriges Ornitologiska Förening 1990. Sveriges fåglar. *Vår Fågelvärld, suppl.* 14.
- Swennen C. 1983. Differences in mean quality between roosting flocks of Oystercatchers. In: P.R. Evans, J.D. Goss-Custard & W.G. Hale (eds). *Coastal waders and wildfowl in winter*, p. 177-189. Cambridge University Press, Cambridge.
- Swennen C. 1991. Ecology and population dynamics of the Common Eider in the Dutch Wadden Sea. *Ph. D. Thesis. University of Groningen*.
- Swennen C., de Bruijn L.L.M., Duiven P., Leopold M.F. & Martelijn E.C.L. 1983. Differences in bill form of the Oystercatcher *Haematopus ostralegus*; a dynamic adaption to specific foraging techniques. *Neth. J. Sea Res.* 17: 77-83.
- Swennen C., Leopold M.F., de Bruijn L.L.M. 1989. Time-stressed Oystercatchers, *Haematopus ostralegus*, can increase their intake rate. *Anim. Behav.* 38: 8-22.
- Tait W.C. 1924. The birds of Portugal. *Witherby, London*.
- Tanger D. 1993. Steltlopervertellingen in Noord-Holland. *Nieuwsbrief Nederlandse Steltloperwerkgroep* 1 (1): 8.
- Teixeira, R.M. (ed.). 1979. Atlas van de Nederlandse broedvogels. *Natuurmonumenten, 's-Graveland*.
- Tye A. & Tye H. 1987. The importance of Sierra Leone for wintering waders. *Wader Study Group Bull.* 49, *Suppl./IWRB Spec. Publ.* 7: 71-75.
- Tinarelli R. & Baccetti N. 1989. Breeding waders in Italy. *Wader Study Group Bull.* 56: 7-15.
- Triplet P. & Etienne P. 1991. L' Huitrier-pie (*Haematopus ostralegus*) face à une diminution de sa principale ressource alimentaire la Cocque (*Cerastoderma edule*) en baie de Somme. *Bull. Mensuel Office National de la Chasse* 153: 21-28.
- Tomialojc L. 1990. Ptaki Polski. *Panstwowe Wydawnictwo Naukowe, Warsaw*.
- Ulfstrand S. & Högstedt G. 1976. How many birds breed in Sweden? *Anser* 15: 1-32 [in Swedish].

- Utmar P. 1989. Nidificazione di Beccaccia di mare, *Haematopus ostralegus*, in Friuli-Venezia Giulia. *Riv. ital. Orn.* 59: 132-133.
- Van Impe J. 1985. Estuarine pollution as a probable cause of increase of estuarine birds. *Marine Pollut. Bull.* 16: 271-276.
- Vasic V., Soti J. & Pelle I. 1977. New breeding data of some Charadriiform species in Ulcinj area, Montenegro, Yugoslavia. *Bull. Mus. Hist. nat. Belgrade Ser. B.*, 32: 113-130 [in Servo-Croatian].
- Vasiliu G.D. 1968. *Systema Avium Romaniae. Alauda, Paris.*
- Velasco T. & Alberto L.J. 1993. Numbers, main localities and distribution maps of waders wintering in Spain. *Wader Study Group Bull.* 70: 33-41.
- Viksne J. (ed.). 1989. Latvian breeding bird atlas 1980-1984. *Zinatne, Riga.*
- Watson A. 1980. Starving Oystercatchers in Deeside after severe snowstorm. *British Birds* 73: 55-56.
- Wolff W.J. 1966. Spring and summer observations from Mesolonghion, Greece. *Ardea* 54: 68-75.
- Wolff W.J. 1969. Distribution of non-breeding waders in an estuarine area in relation to the distribution of their food organisms. *Ardea* 57: 1-28.
- Yeatman L. 1976. Atlas des oiseaux nicheurs de France. *Ministère de la Qualité de la Vie Environnement, Paris.* 282 pp.
- Zwart F. 1985. De broedvogels van Terschelling. *Van Gorcum, Assen.*
- Zwarts L. 1988. Numbers and distribution of coastal waders in Guinea-Bissau. *Ardea* 76: 42-55.
- Zwarts L. 1991. Seasonal variation in body weight of the bivalves *Macoma balthica*, *Scrobicularia plana*, *Mya arenaria* and *Cerastoderma edule* in the Dutch Wadden Sea. *Neth. J. Sea Res.* 28: 231-245.
- Zwarts L. 1997. Waders and their estuarine food supplies. *Proefschrift, Rijksuniversiteit Groningen.*
- Zwarts L. & Drent R.H. 1981. Prey depletion and the regulation of predator density: Oystercatchers (*Haematopus ostralegus*) feeding on Mussels (*Mytilus edulis*). In: N.V. Jones & W.J. Wolff (eds), *Feeding and survival strategies of estuarine organisms*: 193-216. *Marine Science* 15. Plenum, New York.
- Zwarts L. & Wanink J.H. 1993. How the food supply harvestable by waders in the Waddensea depends on the variation in energy density, bodyweight, biomass, burying depth and behaviour of tidal-flat invertebrates. *Neth. J. Sea Res.* 31: 441-476.
- Zwarts L., Cayford J.T., Hulscher J.B., Kersten M., Meire P.M. & Triplet P. 1996a. Prey size selection and intake rate. In: J.D. Goss-Custard (ed.), *The Oystercatcher: from individuals to populations*, pp. 30-55. Oxford University Press, Oxford.
- Zwarts L., Hulscher J.B., Koopman K. & Zegers P.M. 1996b. Body weight in relation to variation in body size of Oystercatchers (*Haematopus ostralegus*). *Ardea* 84A: 21-28.

Bijlage 1. Wetenschappelijke namen van soorten vermeld in ecologisch profiel Scholekster

Vogels (op systematische volgorde)

Lepelaar	<i>Platalea leucorodia</i>
Eidereend	<i>Somateria mollissima</i>
Havik	<i>Accipiter gentilis</i>
Slechtvalk	<i>Falco peregrinus</i>
Kluut	<i>Recurvirostra avocetta</i>
Kievit	<i>Vanellus vanellus</i>
Kanoetstrandloper	<i>Calidris canutus</i>
Rosse Grutto	<i>Limosa lapponica</i>
Kokmeeuw	<i>Larus ridibundus</i>
Zilvermeeuw	<i>Larus argentatus</i>
Grote Mantelmeeuw	<i>Larus marinus</i>
Kleine Mantelmeeuw	<i>Larus fuscus</i>
Visdief	<i>Sterna hirundo</i>
Dwergstern	<i>Sterna albifrons</i>
Velduil	<i>Asio flammeus</i>
Roek	<i>Corvus frugilegus</i>
Zwarte Kraai	<i>Corvus corone</i>

Schelpdieren (alfabetische volgorde)

Alikruik	<i>Littorina littorea</i>
Kokkel	<i>Cerastoderma edule</i>
Mossel	<i>Mytilus edulis</i>
Nonnetje	<i>Macoma balthica</i>
Oester	<i>Ostrea edulis</i>
	<i>Ostrea gigas</i>
Paardemossel	<i>Modiolus modiolus</i>
Platte slijkgaper	<i>Scrobicularia plana</i>
Purperslak	<i>Nucella lapillus</i>
Ruwe boormossel	<i>Zirphaea crispata</i>
Schaalhoorn	<i>Patella sp.</i>
Strandgaper	<i>Mya arenaria</i>
Tapijtschelp	<i>Venerupis pullastra</i>
Tere platschelp	<i>Tellina tenuis</i>

Schaaldieren (alfabetische volgorde)

Slijkgarnaal	<i>Corophium volutator</i>
Strandkrab	<i>Carcinus maenas</i>
Zeepokken	<i>Balanus balanoides</i>

Wormen (alfabetische volgorde)

Gemshoornworm	<i>Scolecopsis squamata</i>
regenwormen	<i>Lumbricus rubellus</i>
	<i>L. terrestris</i>
	<i>L. castaneus</i>
	<i>Allolobophora longa</i>
	<i>A. chlorotica</i>
	<i>A. caliginosa</i>
Zeepier	<i>Arenicola marina</i>
Zeeduizendpoot	<i>Nereis diversicolor</i>

Zoogdieren (alfabetische volgorde)

Vos	<i>Vulpes vulpes</i>
-----	----------------------

Bijlage 2. Referentiewaarden

Historische kwantitatieve gegevens over het voorkomen op de intergetijdgebieden ontbreken vrijwel. Wel zijn schattingen bekend van de grootte van broedpopulatie, die in Europa rond de jaren dertig klein was en bloot stond aan aanzienlijke menselijke beïnvloeding door jacht en het rapen van eieren. De Scholekster is een voorbeeld van een soort die zich als broedvogel succesvol heeft aangepast aan veranderende omstandigheden. In WSV is gekozen voor de functionele benadering dat onze watersystemen aangepaste en voldoende overwinteringsmogelijkheden moeten bieden voor de huidige broedpopulaties (zie Baptist & Jagtman 1997). De hierbij behorende referentie is per watersysteem aangegeven in tabel B2.

Voor de Scholekster zijn per watersysteem onder- en bovengrenzen vastgesteld. De ondergrens heeft een functie in het soortbehoud en heeft een signaalfunctie voor het goed functioneren van de watersystemen. De bovengrens kan worden gezien als een aantal dat bij overschrijding kan leiden tot spanningen met andere functies van het watersysteem. De waarden zijn aangegeven in tabel B2. Bij het bepalen van de bandbreedtes is rekening gehouden met de natuurlijke variatie. Deze is in de Waddenzee veel groter dan in het Deltagebied.

Tabel B1. Referentiegetallen per watersysteem van de Scholekster. Eenheid: aantallen in de winter * 1000

Gebied	Referentie	Refmin	Refmax	1988	1994
Nederland	280	220	420	304	276
Waddenzee	200	150	290	204	202
Deltagebied	80	70	130	100	75
Westerschelde	20	10	30	14	15
Oosterschelde	60	60	100	87	60
Waddenzee west	65	50	90	41	66
Waddenzee oost	135	100	200	163	135

Bijlage 3. Ontwikkeling van de Europese broedpopulatie

CHANGES IN EUROPEAN BREEDING DISTRIBUTION AND POPULATION SIZE OF OYSTERCATCHER

Peter L. Meininger

Inleiding

Het grootste deel van deze bijlage werd samengesteld als 'werkdokument' voor diverse hoofdstukken van een boek over de Scholekster (Goss-Custard 1996), en voor een artikel over de populatiedynamica (Goss-Custard et al. 1995). Aangezien de tekst reeds in het Engels was geschreven, leek het tijdsverspilling deze in het Nederlands te vertalen. Bovendien is op deze wijze de verzamelde informatie beter toegankelijk voor buitenlandse lezers.

Introduction

The greater part of this appendix was prepared as a 'working document' for various chapters in a book on the Oystercatcher (Goss-Custard 1996), and for a paper on population dynamics (Goss-Custard et al. 1995). Since the text had been (attempted to be....) written in English, it seemed a waste of time to translate this into Dutch. Moreover, in this way the information collected on this subject will be more easily accessible to foreign readers.

During the past century the European breeding range of Oystercatcher has extended considerably. Not only were new coastal areas in both the northern and southern fringes of its distribution range colonised, but - more importantly - the species adapted successfully to breeding in agricultural areas, enabling it to extend the breeding range far inland in several countries. The increase in traditional breeding areas and the inland expansion resulted in a considerable growth of the European population. The following summarizes the development of the European breeding population of Oystercatcher, based on literature and correspondence with observers in many countries.



Table B3.1.

Estimated number of breeding pairs of Oystercatcher in Europe, population trends in recent years (- decrease, o stable, + increase, . none), estimated percentage of inland breeders, and sea area (most of) the population is attributed to: At = Atlantic Ocean, Ba = Baltic Sea, BI = Black Sea, Me = Mediterranean Sea, No = North Sea. (n.a. = not applicable; for sources see main text).

country/region	number of pairs (year)	trend in numbers			% inland breeders	sea area
		coast	inland	since		
Iceland	10 000 (1984)	?	+	?	?	At
Far Oer	8 700 (1980)	o	o	?	.	At
Great Britain	33 000-43 000	+	+	?	?	At
Ireland	3000	?	?	?	?	At
Russia, White Sea	3 000-4 000	+	.	n.a.	0	At
Finland	6 000 (c.1988)	+	+	1970s	< 1	Ba
Sweden	15 000 (1991)	+	+	?	3	Ba
Norway	40 000-44 000 (c.1980)	+	+	1873	5	At
Estonia	3 000 (c.1965)	?	?	?	?	Ba
Latvia	50-70 (c.1985)	+	+	1980	20	Ba
Lithuania	10 (1990)	+	+	1980s	50	Ba
Poland	7-10 (c.1985)	o	+	1982	20	Ba
Denmark	4000-6000 (c.1980)	+	+	1896	20	No
Germany	25 000 (c. 1990)	+	+	.	20	No
The Netherlands	88 500-111 000 (c.1985)	+	+	c.1910	85	No
Belgium	610-640 (1990)	o	+	1960	80	No
France Atlantic	710-770 (c.1985)	+	o	?	1	At
France Medit.	80 (c.1985)	o	.	n.a.	0	Me
Spain Atlantic	9-24 (1990)	+	.	n.a.	0	At
Spain Medit.	25 (c.1985)	o	.	n.a.	0	Me
Portugal	0	.	.	n.a.	.	At
Italy	45(1991)	-	.	n.a.	0	Me
Yugoslavia	6-7 (c.1985)	o	.	n.a.	0	Me
Albania	few (c.1975)	?	.	n.a.	0	Me
Greece	100-125 (1990)	+	.	n.a.	0	Me
Bulgaria	60-95 (c. 1988)	?	?	n.a.	50?	BI
Rumania	0	.	.	.	.	BI
Russia (excl. White Sea)	?	.	.	.	.	.
Byelorussia	230 (c. 1992)	+	+	c 1970	100	BI
Ukraine	?	.	.	.	.	BI

Iceland

The breeding populations in 1966 and in 1984 were both estimated at 10 000 pairs (by respectively F. Gudmundsson in Dare 1966, and by A. Gardarsson in Piersma 1986), most of which occur in the south and around the two biggest coast bays of Faxaflói and Breidafjörður (Gudmundsson 1951). In the 30 years following 1920, Gudmundsson (1951) recorded a very conspicuous increase in breeding Oystercatchers in north and north-east Iceland, where there had previously only been odd pairs; he ascribed this to a marked climatic amelioration which occurred over the same period. Possible trends since 1950 remain undocumented.

Faroe Islands (Far Oer)

A breeding bird survey of the entire Faroe Islands carried out between 12 June and 3 July 1981 revealed the Oystercatcher as having a breeding distribution throughout the archipelago, with a total of 8667 pairs counted (Bengston & Bloch 1983, Bloch 1981). No quantitative information is available as regards trends over time, but the population appears to be stable (D. Bloch, *in litt.*)

Great Britain and Ireland

The most recent estimate of the population size of Oystercatcher breeding in Britain is 33 000 - 43 000 pairs (Piersma 1986), which was derived by the subtraction of 3000 pairs from the estimate of 36 000-46 000 given by Reed (1985) for Britain and Ireland combined. These figures need to be treated with caution in the absence of published details regarding their derivation. The estimate of 19 000-30 000 pairs in the early 1960s (Dare 1966) indicates the magnitude of the Oystercatcher's increase in Britain.

Coastal Oystercatchers breed on shingle beaches, dunes, salt marshes, and rocky shores. Breeding, however, is limited to relatively undisturbed coasts where stocks of mollusca and other marine prey and uncovered daily by a sufficiently wide tidal range. Inland, Oystercatchers nest mainly on riverine shingle beds, lake shores and in fields (especially arable) along the river valleys. (Gibbons *et al.* 1993).

The breeding range has spread inland since the late 19th century, or even earlier in E Scotland, by colonisation on the main rivers in NE England, and SW and E Scotland (Buxton 1962, Dare 1966). By the 1960s, Oystercatchers were moving away from water and into Lapwing and Curlew habitats in some areas. This radical expansion was probably caused by behavioural change, rather than by human pressure on shore nest sites in the north (Gibbons *et al.* 1993).

In most of Britain there has been a marked increase and spread of breeding Oystercatchers, particularly since 1940 (Sharrock 1976). In Scotland and northern England, the species breeds in increasing numbers inland, reaching altitudes of up to 1070 m above sea level: in the mid-1960's at least 2900 pairs in Scotland, about 300-535 pairs in northern England, but sparsely inland in central England and Ireland (Dare 1966). Data since 1940 on inland breeding provided by the Waterways Bird Survey reveal that the index roughly doubled over a fifteen year period (Marchant *et al.* 1990), a growth rate of c. 4.6 per annum. Due to increasing disturbance and development in the south of England, coastal Oystercatchers there are becoming ever more confined to nature reserves. Comparison of breeding atlas data from 1968-72 and 1988-90 also reveals clear evidence of a continuing range expansion inland in England as well as in mid and NE Wales (Gibbons *et al.* 1993).

The most recent guesstimate of the Irish breeding population of Oystercatchers is 3500 pairs (Hutchinson 1989). Although, as in Britain, inland nesting may have increased in recent years, it is still a relatively rare phenomenon (Sharrock 1976, Gibbons *et al.* 1993). There is no available quantitative information on all-Ireland population trends.

White Sea (Russia), Finland and Scandinavia

In the 1960s Bianki (1967) estimated the total White Sea population at 1500-2000 pairs, of which 500 pairs in Kandalaksha Bay. In 1991 the population of Kandalaksha Bay was estimated at 1000 pairs (pers. comm. R.H.D. Lambeck and H. Schekkerman). If this population increase was the same in the entire White Sea, this would result in a recent population of 3000-4000 pairs.

The Oystercatcher breeds along the entire coast of Finland; the densest population is found in the Archipelago Sea. The population, which is currently estimated at 6000 pairs, has been generally stable though, at least in the Gulf of Finland, it has increased recently after a low in the middle of this century. Inland breeding started only in the 1970s and at present about 20 pairs breed inland (Bergman 1983, Koskimies 1989).

In Norway the Oystercatcher is a widely distributed, mainly coastal breeder (Haftorn 1971). Although breeding birds are generally restricted to the coast, there are also birds breeding (and feeding) on meadows at the (inland) end of fjords (R.H.D. Lambeck, pers. comm). It has become more numerous as an inland breeder during the 1970s, but it does not breed far inland. In the late 1970s the total breeding population for the whole country was estimated at 40 000 pairs: 15 000 in southern and 25 000 in northern Norway. An alternative estimate for the southern part of the country was 19 000 pairs (Kålås & Byrkjedal 1981). In the area of Jaeren, S Norway inland breeding along fresh water occurred for the first time in 1873; in 1953 and 1954 there were 113 and 85 pairs respectively in this inland area and since then the species does not only breed along waters but also on fields. In the surroundings of Rinnal/Surnadal, coastal central Norway, in recent years the species breeds up to 40 km inland. Inland breeding was also noted near Skiptveit, Østfold, along the River Glomma (S Norway, near Swedish border) and in 1973 at Rundestad, Akershus (Kålås & Byrkjedal 1981).

The breeding population in Sweden in the early 1970s was estimated at 10 000 pairs (Ulfstrand & Högstäd 1976), in the early 1980s at 11 000 pairs (Sveriges Ornitologiska Förening 1990) and in 1990 at at least 15 000 pairs (P.E. Jönsson in litt., mainly based on Sveriges Ornitologiska Förening 1990). The largest numbers of breeding pairs are found in the southern part of the country, mainly in the provinces of Bohuslän (2000 pairs) and Skåne (1950), in the Archipelago of Stockholm county (1600), and on the islands of Öland (1500-1600) and Gotland (6000). Relatively small, but increasing, numbers breed in the northern part of the country. Inland breeding started a few decades ago and has increased since. Around Lake Vänern 100 pairs bred in 1984 (Sveriges Ornitologiska Förening 1990). In Skåne, the southernmost part of Sweden, inland breeding started around 1950, with now 125 pairs (13% of the local population) breeding inland, mainly in arable fields, on grasslands, industrial fill-up areas. Coastal areas are probably "filled-up", with little change in numbers in recent decades (Andell *et al.* 1987).

Baltic states

In Estonia an estimated 3000 pairs breed, especially on the island Saaremaa (E. Kumari in Dare 1966). No more recent information is available. The number of Oystercatchers breeding in Latvia in the early 1980s was estimated at 30 pairs, in the mid 1980s at 50-70 pairs and the increase has continued since. The increase was mainly due to a remarkably growing number of pairs along the river Daugava, after the first inland establishment in 1980, and also on the western coast of the Gulf of Riga (Viksne 1989, Priednieks 1990). In Lithuania Oystercatchers were found breeding for the first time in the 1980s, including at an inland locality (Mierauskas & Logminas 1990).

Poland

In Poland only 5-8 pairs breed on the coast and in 1982-83 and 1987 single pairs deep inland (near Pulawy and Plock) on the Wisla river, as well as in 1987 at Slonsk near Gorzow Wlkp. (Tomialojc 1990).

Denmark

In Denmark the Oystercatcher is mainly a coastal breeder, with a total population of 4000-6000 pairs (Dybbro 1981). First inland breeding occurred in 1896 at Ørum Sø (Møller 1978). Inland breeding mainly increased since 1950 (Dybbro 1976). Increasing on grasslands (J. Frikke in Hötter (1991).

Belgium, the Netherlands, Germany

Belgium. In the early 20th century the Oystercatcher was a rare and strictly coastal breeder in Belgium. Since the mid-1950s numbers increased and the distribution range extended rapidly. Colonisation of and subsequent increase in coastal polders mainly took place after 1960. During the early phase of inland range extension, further inland it bred exclusively on sandy, fallow building sites for industrial areas near Antwerp, which were colonised since 1951. Later agricultural areas were occupied increasingly. In the "Kempen" (provinces of Antwerp and Limburg) where the species breeds since 1950 (first still infrequently, increase after 1960), maize-fields and sandy areas near clay- and sand-pits have been occupied (Maes & Voet 1988).

After a steady increase until the 1970s, there has been not much change in breeding numbers at coastal sites recently (figure B1). In the coastal polder areas the increase continued into the 1970s and 1980s (figure B2). Since 1981 there was a 30% increase in the Antwerpse Kempen and the population doubled in Limburg; in the Beneden Schelde Polders near Antwerp there was an increase from 89 pairs in 1981 to 150 in 1990. While the increase in present breeding seems to continue, the species is also still expanding its breeding range to the south, with a preference for cultivated land in river valleys (Devos *et al.* 1991). First breeding near Brussels was in 1990 (Rabosée 1990). In the most important breeding areas, the species prefers to breed on arable land (maize). The presence of wet meadows is however essential as the birds use these as feeding areas (Devos *et al.* 1991).

The total population estimates for Belgium in various years are: 1956 16-20, 1968 65, 1972 60, 1977 260-280, 1981 360-380, and 1990: 610-640 pairs (Maes & Voet 1988, Devos *et al.* 1991).

Table B3.2. Number of breeding pairs of Oystercatcher in the Zwin area at Knokke-Heist, Flanders, Belgium (after Decuypere & De Scheemaeker 1991).

1952	1956	1962	1968	1972	1978	1981	1982	1986	1987	1988	1989
14	12	35	35	48	55	54	62	43	50	48	60

Table B3.3. Number of breeding pairs of Oystercatcher in coastal polder area near Uitkerke, Flanders, Belgium (after Decuypere & De Scheemaeker 1991).

1966	1967	1969	1971	1973	1975	1977	1979	1981	1988	1990	1991
1	0	2	4	4	3	10	17	12	12	23	17

The Netherlands

In the 19th century the Oystercatcher was mainly a coastal breeding bird in the Netherlands, breeding being restricted to dunes and beaches along the North Sea coast, along the Wadden Sea and along the estuaries in the SW of the country (e.g. Schlegel 1853). Only in Friesland the species was reported to breed throughout the province, although mainly along the coast (Albarda 1866). Mainly after 1920 the species rapidly started colonising inland areas. In the eastern part of the Netherlands the first settlements (in the 1940s) were mainly in river valleys, a situation comparable to inland Germany. In 1961 the first breeding pairs were noted in the southern province Limburg (Teixeira 1979). Parallel to the inland range extension the population size increased dramatically. As an example of the increase in a traditional breeding area, the population development on the Wadden Sea island Terschelling is given: 1955-62 c. 480 pairs, 1961 c. 510 pairs, 1977-79 2000-2150 pairs, 1981 2600 pairs, 1983 3000 pairs (Zwart 1985).

In 1958, the total population in the Netherlands was estimated at 8000-12000 pairs (Blaak 1958), but this estimate may have been too low. In the mid-1970s the population was estimated at 43 000-50 000 pairs (Teixeira 1979). The most recent estimate of the Dutch breeding population is 88 500-111 000 pairs, nearly half of the European breeding population (van Dijk *et al.* 1989).

Hulscher (1972) presumes that increased protection measures in the 1920s, combined with increased use of fertilizer (increased number of worms etc. in grassland) was main cause of range extension and increase. After inland settlement there could have been a changed balance between reproduction and mortality, which had effect on further increase. The mean inland clutch size 3.4, 3 along the coast.

Germany Until the beginning of the 20th century, Oystercatchers were virtually restricted to the coast. Mainly since c. 1930 the population showed a considerable increase, as illustrated the more than doubling numbers (33 breeding sites combined) in the German Wadden Sea area between 1950 and 1980 (Becker & Erdelen 1987; Figure xx). The increase in the Wadden Sea region during the first part of the century is mainly explained by a better protection through establishment of reserves. The slight decrease in the 1960s is attributed to pollutants (Becker & Erdelen 1987). The species did not only increase in the Wadden Sea area, but also considerably extended its breeding range inland. According to Mildenberger (1982) the occupation of the Rhine area began around 1950 in the Niederrhein area, thus an extension of the breeding area in the adjacent part of the Netherlands. By 1962, there were 25-30 pairs, in 1971 50-70 and, by 1976-77, 75-85 pairs (Mildenberger 1982). This was following by a slow occupation of the Rhine valley upstreams. By 1991 the most southerly breeding site was near Leverkusen (Brombach 1992).

In (mainly in former 'western') Germany c. 25 000 pairs breed (Hälterlein in Hötter 1991), of which over 22 000 pairs along the North Sea coast (Hälterlein & Behm-Berkelmann 1991). The figure of 50 000 pairs mentioned by Rheinwald (1993) is undoubtedly too high. Although mainly a coastal breeding bird, it increasingly occurs inland in the northern German lowlands, and penetrating several hundred kilometres inland along the rivers Rhine, Ems, Weser and Aller, Elbe, and Oder (Rheinwald 1993). In Mecklenburg, it is mainly a breeder along the Baltic coast, with only up to four pairs inland in the Elbe area since 1971. The total population in Mecklenburg in the early 1980s was estimated at 260-270 pairs, without significant changes during the past 150 years (Klafs & Stübs 1987).

Atlantic coasts of France, Spain and Portugal.

Along the Atlantic coast of France breeding Oystercatcher numbers are increasing. The majority of the French population (790-850 pairs; Dubois & Mahéo 1986), breeds in Bretagne (530 pairs, of which 120 pairs Molène archipel, c. 50 Tregor coast and c. 50 on Sept Isles) (Yeatman 1976). In the Molène archipel (Finistère) 30-35 pairs bred in the early 1950s (Ferry 1956), compared to 120 in the early 1970s (Yeatman 1976). The relatively recent establishment at the Banc d'Arguin, near Arcachon, was possible due to the protection of a colony of Sandwich Tern (Yeatman 1976). Breeding was noted here in 1953 (Mayaud 1956); from 1967 to 1968 there was an increase from 4-5 to 15-18 breeding pairs in this area (Davant & Fleury 1969).

In Galicia, northwest Spain, breeding was reported in the early 20th century at the Islas Sisargas and at Coruna Bay (Tait 1924). The species re-established in this region in 1982 and the present estimate for Galicia and western Asturia is 9-24 pairs (Dominguez *et al.* 1987; Barcena & Dominguez in press).

During the first decades of the 20th century, Oystercatchers have apparently nested regularly in small numbers along the coast of Portugal at the Sado estuary (R. Rufino in litt.). However, the first report of breeding in this country was in May 1931, when two nests

were found at Comporta, Sado estuary, and the species was said to breed here regularly (Coverley 1931). There are no recent breeding records from this country (Rufino 1989; R. Rufino in litt.).

Mediterranean coast of Spain, France and Italy.

In the Ebro Delta, **Spain**, breeding is known since 1964, and it is probable that the species has bred before (Muntaner *et al.* 1983). In 1973 a partial census found 14 breeding pairs. Outside a well protected area this species is now decreasing in the Delta: In 1973 36% of the population bred outside the protected area, in 1980 only 13%. During complete censuses in 1979 and 1980 22 and 23 pairs were located respectively (Martinez *et al.* 1983). Martinez Vilalta (1985) mentioned 25 pairs for NE-Spain.

Along the Mediterranean coast of **France** Oystercatchers breed in relatively few places along coastal lagoons, in salinas and on islands. The largest concentration is found in the Camargue: 36 pairs in 1956, c. 60 in 1979 (Blondel & Isenmann 1981). Smaller numbers breed along the coast of Languedoc-Roussillon, between the Camargue and the Spanish border (21 pairs in 1985-86; Crann *et al.* 1987).

The only regular present breeding area in **Italy** is the Po Delta, where the population decreased from c. 40 pairs (1983) to 20-25 (1987) (Tinarelli & Baccetti 1989). In 1991 the total Italian population was estimated at 45 pairs (Borella *et al.* 1992). This breeding population is presently threatened by increasing human presence (mainly tourists and cockle catchers) and - at a less important scale - by coastal erosion or transformation (N. Baccetti in litt.). Other recent breeding sites are along the Adriatic coast: at the Reno mouth (1 pair 1987 and 1988; Tineralli & Baccetti 1989) and at the Lagoon of Grado (1 pair in 1988; Utmar 1989). On the Tyrrhenian coast indications of possible breeding were noted in 1983 and 1984 at Orbetello and San Rossore; at the latter site this species bred regularly in the first decades of this century (Tinarelli & Baccetti 1989). The major limiting factor for breeding appears to be the impact of tourists on the even remotest beaches (N. Baccetti in litt.).

South-eastern Europe and Turkey

The Oystercatchers breeding in (NE-)Greece, Bulgaria and Turkey are believed to belong to the subspecies *H. o. longipes* (Glutz von Blotzheim *et al.* 1975, Nankinov 1989; Meininger 1990).

Along the Adriatic coast of (former) **Yugoslavia** breeding was first proved in 1975, when about six pairs were found in the Ulcinj area, Montenegro (Vasic *et al.* 1977). The present population is very small: apart from the six pairs mentioned before there is one other possible breeding site, occupied by one pair, in Croatia (Bartovsky *et al.* 1987).

In **Albania** the species was reported as an 'uncommon' breeder by Nowak (1976). There is no recent information from this country.

In **Greece** the Oystercatcher is a rare and local breeder along the west coast and is sparsely distributed along the Aegean coast of northeast Greece (Bauer *et al.* 1969a). Breeding is restricted to coastal lagoons, sandbars, dunes and islets. The total breeding population is tentatively estimated at 100-125 pairs (PLM). The first indication for breeding in western Greece was one alarming pair in 1963 and 1964 in the Mesolongi area (Wolff 1966); at least 4-5 pairs were found here in 1969 (Bauer *et al.* 1969b), and in 1990 c. 25 pairs were breeding (van Huijssteden *et al.* 1990). In the Gulf Arta the species was observed in May 1966 (Bauer *et al.* 1969a) and on 24-26 April 1982 (six) (Engelmoer & Bloksma 1982), but there is no proof of local breeding. At the mouth of the river Thiamis (near the Albanian border) two or three breeding pairs were found in May 1970 (Bauer *et al.* 1973). In northeast Greece breeding is known from several areas: at the beach near Korinos (1961 2-3 pairs possibly breeding; Makatsch 1963), at the Mouth of the Aliakmon (1961 1 pair probably breeding; Makatsch 1963), in the Axios Delta (1961 1 pair probably breeding; Makatsch 1963), in the Nestos Delta (5-10 pairs in 1987; PLM pers. obs.), in the Porto Lagos area (10-15 pairs in 1987; PLM pers. observ.) and in the Evros Delta, mainly on coastal islets (c. 30 pairs in 1979-82; Goutner 1983).

According to Nankinov (1989) the species breeds in three areas of **Bulgaria**: along the Black Sea coast (on lakes and islands), along the River Danube (Kozloduy island: five pairs in summer 1987) and nearby Karaboaz Marsh, and along the River Maritsa (east of Ognyanovo village), its tributaries and associated wetlands (rice fields, fishponds). In recent years the total population is estimated at 60-95 pairs.

There are only two breeding records from **Rumania**: in 1897 and c. 1960 (Vasiliu 1968; Cramp & Simmons 1983).

Russia (inland), Byelorussia, Ukraine

Russia inland: unknown.

Byelorussia: Breeding since the early 1970s in two regions. In the Braslav Lake Group (Poozerie or northern lake region) now 30 pairs and increasing. Since the establishment along the Pripiat river, the species is expanding its range north- and eastward along the large rivers in the south (Dnieper, Sozh, Berezina, Pripiat) are the current population here is estimated at 200 pairs (Nikiforov 1992). In the south the species breeds on dry shores and on gravel banks (not on fields). The recent increase in southern Byelorussia is possibly related to the creation of dams and reservoirs in adjacent Ukraine (pers. comm. M. Nikiforov).

Turkey

In Turkey the Oystercatcher is considered a fairly widespread and not uncommon summer visitor to river valleys, wetlands etc. in the East, locally also in small numbers on the central plateau and in coastal localities in western Anatolia (OST 1978). This species mainly breeds inland in the eastern part of the country (Kumerloeve 1966). For several areas shown as breeding sites in Cramp & Simmons (1983) firm evidence is lacking, while the extensive solid breeding area shown in eastern Turkey is definitely too optimistic.

Western Anatolia: Breeding was known in the late 19th century near Izmir and in the Menderes delta (Kumerloeve 1966). 1966 and 1967 2 pairs Dalyan G (OST 1969).

Central Anatolia: A few pairs breed at Kulu Gölü (nests found) (Kasperek 1987), c. five pairs in 1988 (H. Schekkerman pers. comm.); two pairs showing breeding behaviour seen at Eregli Gölü in June 1971 (OST 1975).

Eastern Turkey: Found from the Erzincan area eastwards to Selim (SW of Kars) and Dogubayazit, southwards to the Agri area to Van; a pair plus young at Selim on 17 May 1970 (OST 1975). Lake Van area: Ercek Gölü, some pairs breeding (Kasperek & van der Ven 1983); in 1968-69 at least five pairs in Agri area, at least five pairs on rivers and deltas entering Lake Van. (OST 1972). June 1975 pair apparently breeding Askale (OST 1978). The only indication for breeding along the Turkish Black Sea coast is two pairs "alarming" in the Kizilirmak Delta on 8 June 1969 (Dijksen & Kasperek 1985). In spring 1989 4-5 pairs were found breeding at the Goksu Delta, Mediterranean coast (PLM).

