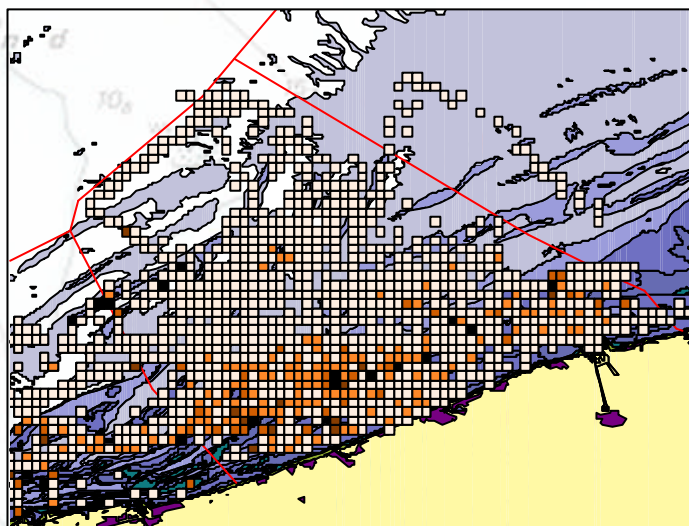


DE AVIFAUNA EN ZEEZOOGDIEREN VAN DE THORNTONBANK

STUDIE TER BEOORDELING EN MONITORING VAN DE IMPACT VAN EEN OFFSHORE WINDPARK OP DE MARIENE AVIFAUNA EN ZEEZOOGDIEREN

Rapport in opdracht van
C-Power N.V.

**Eric W.M. Stienen, Jeroen Van Waeyenberge &
Eckhart Kuijken**



Rapport IN.A.2002.244
December 2002

*Instituut voor Natuurbehoud
Brussel*



INHOUD

1. ACHTERGROND EN DOELSTELLING	4
2. METHODOLOGIE	4
2.1. Doelgebied en referentiekader	4
2.2. Telmethode en dataverwerking	5
3. REFERENTIESITUATIE	7
3.1. Avifauna.....	7
3.1.1. Seizoensfluctuaties	7
3.1.2. Soortenspectrum	8
3.1.3. Potentiële probleemsoorten	8
a. Algemeen	8
b. Bespreking van soorten/taxa	11
▪ Duiker spp. Gaviidae spp.	11
▪ Noordse Stormvogel Fulmarus glacialis	11
▪ Jan van Gent Sula bassana	12
▪ Jager spp. Stercorarius spp.	13
▪ Dwergmeeuw Larus minutus.....	14
▪ Stormmeeuw Larus canus	15
▪ Kleine Mantelmeeuw Larus fuscus	15
▪ Zilvermeeuw Larus argentatus	17
▪ Grote Mantelmeeuw Larus marinus	17
▪ Drieteenmeeuw Rissa tridactyla.....	17
▪ Grote Stern Sterna sandvicensis	18
▪ Visdief/Noordse Stern Sterna hirundo/paradisaea.....	20
▪ Zeekoet/Alk Uria aalge/Alca torda.....	21
3.1.4. Belang van het BCP voor trekvogels	22
a. Trekcorridor voor zeevogels	22
b. Belang van de kustzone	22
c. Belang van offshore gebieden	23
3.1.5. Conclusies	24
3.2. Zeezoogdieren	26
3.2.1. Potentiële probleemsoorten	26
3.2.2. Soortbeschrijving.....	26
a. Bruinvis Phocaena phocaena	26
b. Witsnuitdolfijn Lagenorhynchus albirostris	27
c. Gewone Zeehond Phoca vitulina	27
d. Grijze Zeehond Halichoerus grypus	28
3.2.3. Verspreiding en populatie.....	28
a. Bruinvis Phocaena phocaena	28
b. Witsnuitdolfijn Lagenorhynchus albirostris	30
c. Gewone Zeehond Phoca vitulina	31
d. Grijze Zeehond Halichoerus grypus	33
3.2.4. Conclusies	34
4. AUTONOME ONTWIKKELING	35
5. JURIDISCH KADER EN BEOORDELINGSCRITERIA IFV AVIFAUNA.....	35
5.1. Algemeen.....	35
5.2. De Vogelrichtlijn.....	35
5.3. De Habitatrichtlijn	36

5.4.	Het Ramsar Verdrag	37
5.5.	Het Bern Verdrag	37
5.6.	Het Bonn Verdrag en het AEWA.....	37
5.6.1.	Het Bonn Verdrag.....	37
5.6.2.	AEWA.....	38
5.7.	Bedreigde status	38
5.8.	Beoordelingscriteria.....	38
6.	BEOORDELING VAN POTENTIËLE EFFECTEN.....	38
6.1.	Avifauna.....	38
6.1.1.	Literatuuronderzoek.....	38
a.	Inleiding.....	38
b.	Beschrijving van potentiële effecten	39
c.	Aanvaringslachtoffers.....	39
d.	Verstoringseffecten	41
e.	Offshore situatie.....	42
f.	Conclusies	43
6.1.2.	Potentiële effecten tijdens de constructie- en ontmantelingsfase	44
6.1.3.	Potentiële effecten tijdens de exploitatiefase	44
a.	Pleisterende en foeragerende vogels	44
b.	Trekkende vogels en lokale vliegbewegingen.....	44
c.	Evaluatie van cumulatieve effecten.....	45
6.1.4.	Conclusies	45
6.2.	Zeezoogdieren	47
6.2.1.	Algemeen	47
6.2.2.	Potentiële effecten tijdens de constructie- en ontmantelingsfase	47
6.2.3.	Potentiële effecten tijdens de exploitatiefase	48
6.2.4.	Conclusies	49
7.	LEEMTEN IN KENNIS EN MILDERENDE MAATREGELEN	49
7.1.	Leemten in de kennis	49
7.2.	Milderende maatregelen	49
7.2.1.	Configuratie	49
7.2.2.	Waarschuwingssignalen	50
7.2.3.	Gefaseerde onderbreking	50
7.2.4.	Compensatie.....	51
8.	MONITORING.....	51
8.1.	Algemeen	51
8.2.	Monitoring van aanvaringsslachtoffers.....	51
8.3.	Barrièrewerking van de windmolens en aanvliegedrag van vogels	51
8.4.	Monitoring van de aanwezige avifauna en zeezoogdieren	52
8.5.	Fasering	52
9.	GERAADPLEEGDE LITERATUUR	54

1. ACHTERGROND EN DOELSTELLING

De Naamloze Vennootschap C-Power heeft in augustus 2002 twee aanvraagdossiers ingediend voor een domeinconcessie voor de bouw van een windmolenpark op de Thorntonbank, beide voor een geïnstalleerd vermogen van minimum 216 en maximum 300MW. Binnen deze vergunningsaanvraag moet een milieueffectenrapport (MER) opgesteld worden. Naar aanleiding hiervan heeft de C-Power NV het Instituut voor Natuurbehoud (IN) opdracht gegeven een deelstudie van het MER op te maken. In deze studie worden de volgende onderdelen behandeld:

- (1) de referentiesituatie wat betreft de avifauna (trekkende, pleisterende en foeragerende vogels) en zeezoogdieren op de Thorntonbank wordt beschreven,
- (2) het juridisch kader wordt beschreven en voor zover mogelijk de beoordeling wordt getoetst aan bestaande beoordelingscriteria
- (3) de potentiële effecten tijdens de bouw- en exploitatiefase voor zeezoogdieren en avifauna worden aangegeven,
- (4) de leemten in kennis worden aangehaald en milderende maatregelen worden voorgesteld en
- (5) een beschrijving wordt gegeven van de noodzakelijke monitoring voor de avifauna en zeezoogdieren tijdens de bouwfase en operationele fase.

C-Power heeft twee aanvraagdossiers ingediend voor de Thorntonbank, zijnde een voorkeursdossier (gesplitste inplanting, twee deelgebieden) en een alternatief dossier (gegroepeerde inplanting, één gebied). Dit alternatief dossier heeft een aantal nadelen wat betreft overlappingsen met andere toegestane activiteiten en energetisch rendement. Voor beide dossiers bestaat het project uit de bouw van 60 turbines van minimaal 3,6MW tot maximaal 5MW (globaal vermogen 216MW-300MW) op een diepte van maximaal 20 à 25 meter. De aangevraagde concessie beslaat in het geval van de gesplitste inplanting 13,79 km² en in geval van gegroepeerde inplanting 18,06 km², wat volgens C-Power neerkomt op een inname van maximaal 24% van de oppervlakte van de Thorntonbank.

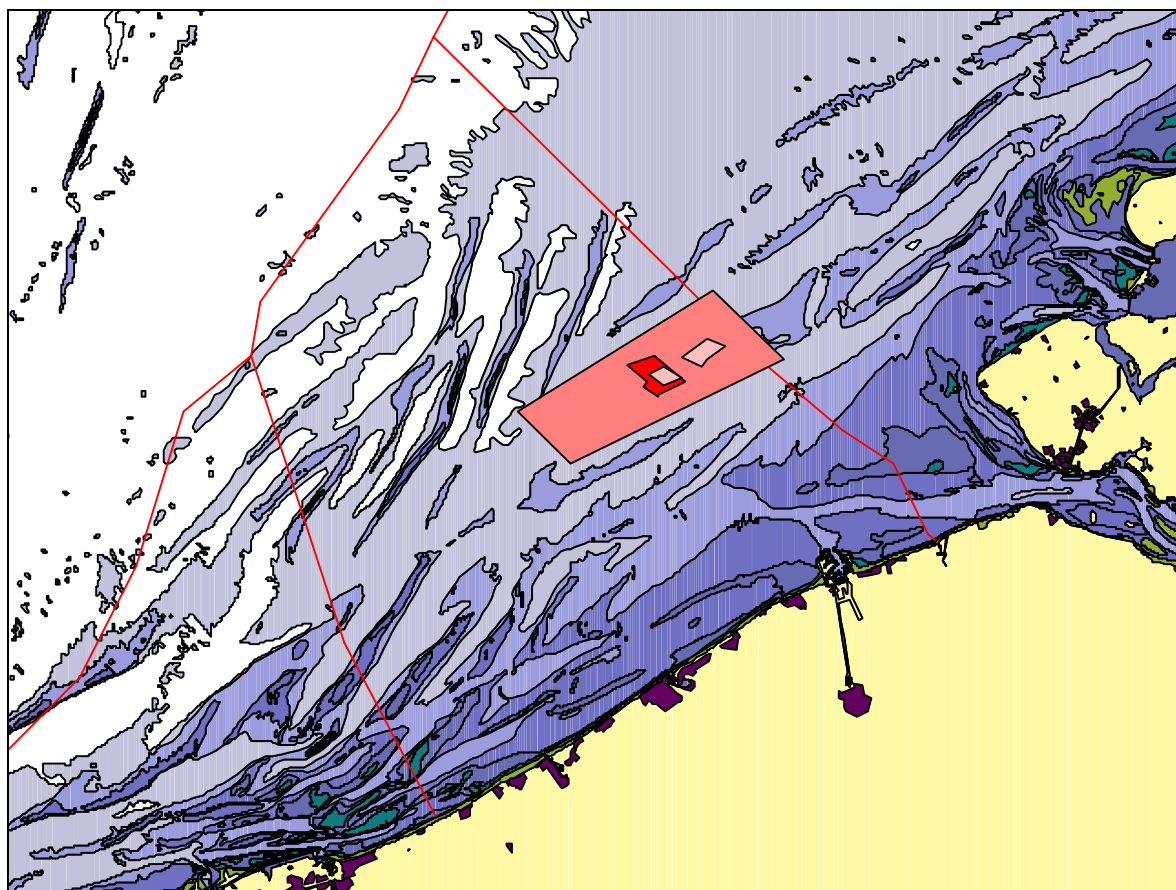
2. METHODOLOGIE

2.1. Doelgebied en referentiekader

Vanwege de hoge mobiliteit van zeevogels en zeezoogdieren is het niet toereikend om slechts het gebied waar het windpark is gepland te beschouwen. Bovendien kan door het beperkte aantal tellingen op de windparksite een verkeerd beeld ontstaan van het gebruik van het gebied door beide diergroepen. In het onderhavige rapport wordt daarom een bepaalde bufferzone in acht genomen waarbinnen de aanwezigheid van zeevogels en zeezoogdieren nauwkeurig wordt bekeken. De bufferzone omvat het Belgische deel van de Thorntonbank en de onmiddellijke omgeving daarvan (Figuur 1) en is ongeveer 160km² groot. In het hiernavolgende deel zal dit buffergebied worden aangeduid met de term doelgebied. Er is gekozen voor de afbakening van de gehele Thorntonbank omdat verwacht mag worden dat fysische en biologische omstandigheden min of meer vergelijkbaar zijn met die van de windparksite. Voorts is precieze begrenzing van het doelgebied geheel arbitrair gebeurd (maar zie ook paragraaf 2.2). Het valt echter niet te verwachten dat kleine veranderingen in de grootte of de vorm van het doelgebied de hier gepresenteerde resultaten sterk zullen beïnvloeden.

Om het ornithologische belang van het doelgebied te wegen, wordt per vogelsoort de dichtheid in het doelgebied afgewogen ten opzichte van het gehele Belgisch Continentaal Plat (BCP). Per beschouwde soort wordt het internationale belang en de kwetsbaarheid geëvalueerd. Als toetsingskader voor de beschermingsstatus wordt hier gebruik gemaakt van de belangrijkste lijsten van de Vogelrichtlijn, de Conventie van Bonn of Bern (zie paragraaf 5.5. en 5.6. bij hoofdstuk 5). Voor zover mogelijk en indien

relevant wordt tevens het belang van het doelgebied als migratiecorridor voor zeevogels geëvalueerd. Voor de afweging van het belang van het doelgebied voor zeezoogdieren wordt gekeken of er verschillen in verspreiding zichtbaar zijn tussen het doelgebied en andere delen van het BCP.



Figuur 1. Situering van het windpark en de afbakening van het doelgebied (rood gestippelde polygoon). Beide configuraties van het windpark worden getoond: 1) één compacte cluster (rode polygoon) op het centrale deel van de Thorntonbank of 2) een gesplitste positionering waarbij 1 cluster op het centrale deel en 1 cluster tegen de Nederlandse grens wordt geplaatst (roze gestippelde polygoonen). De rode lijnen vormen de afbakening van het Belgisch Continentaal Plat.

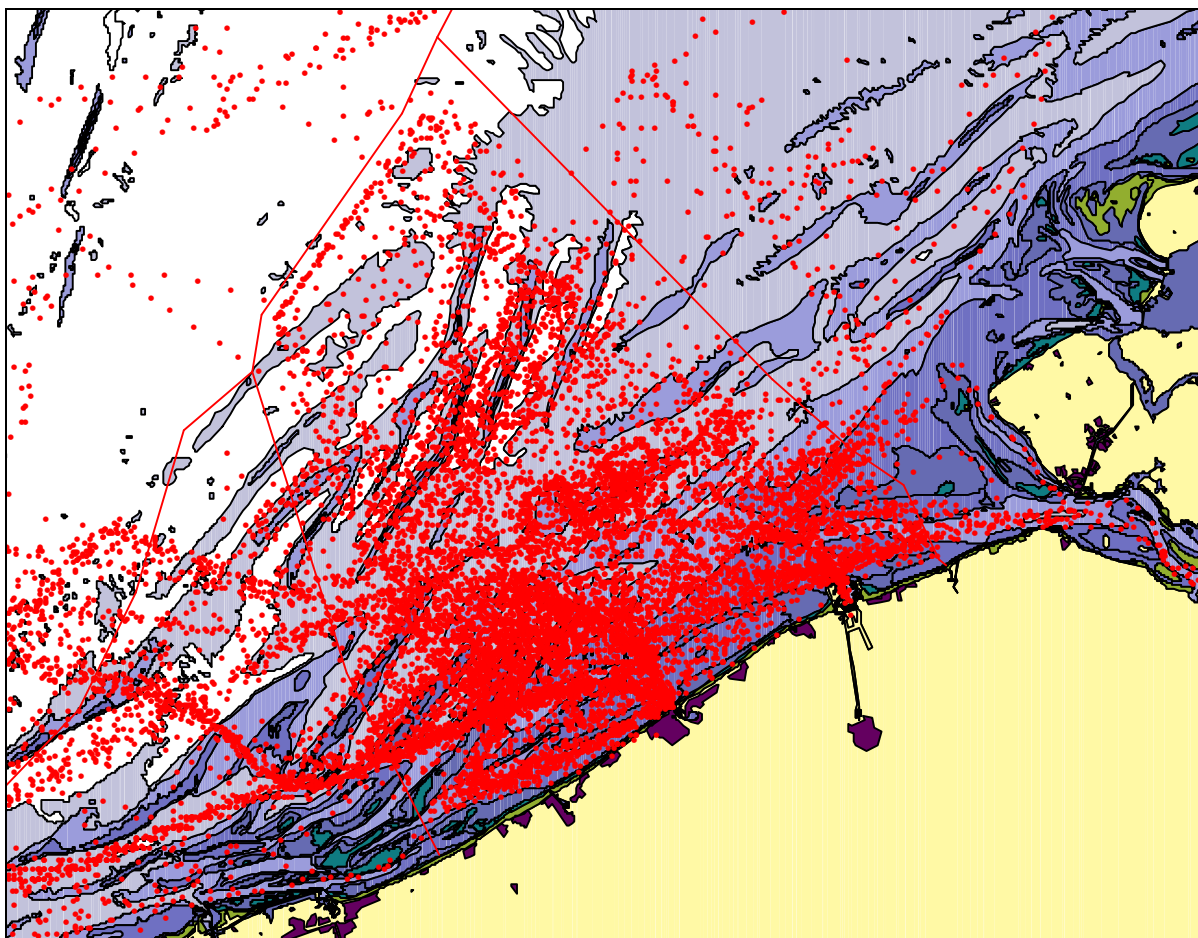
2.2. Telmethode en dataverwerking

Om het belang van de site voor de mariene avifauna en zeezoogdieren af te wegen, is gebruik gemaakt van een uitgebreid databestand met betrekking tot de verspreiding van beide diergroepen op het Belgisch Continentaal Plat en de directe omgeving daarvan. De gegevensset bestaat uit gestandaardiseerde tellingen vanaf schepen, die in de periode januari 1992 tot oktober 2002 zijn uitgevoerd door het Instituut voor Natuurbehoud.

De scheepstellingen zijn uitgevoerd met behulp van de zogenaamde transect-methode, waarbij gedurende opeenvolgende periodes van 10 minuten alle zwemmende vogels worden geteld die zich binnen een afstand van 300 m van het schip en in een hoek van 90° vanaf de voorkant van het schip bevinden (zie Tasker et al. 1984 voor een uitgebreide beschrijving). Voor het gestandaardiseerd tellen van vliegende vogels is de snapshotmethode gehanteerd (Komdeur et al. 1992). Hierbij worden iedere minuut alle vliegende vogels geteld die zich binnen een afstand van 300 m en in een hoek van 90°

van het schip bevinden. Het schatten van de afstand werd per waarnemer gekalibreerd. Voor het berekenen van de vogeldichtheid zijn de aantallen gecorrigeerd volgens internationaal geaccepteerde correctiefactoren (Offringa et al. 1996), die rekening houden met het feit dat sommige vogels moeilijk zichtbaar zijn op grotere afstand. Tijdens de tellingen worden ook alle vogels genoteerd die zich buiten het transect bevinden. Deze waarnemingen kunnen niet gebruikt worden voor een dichtheidsberekening, maar geven voor minder algemene soorten vaak een beter beeld van de werkelijke verspreiding dan kaarten op basis van de dichtheid aan vogels.

De gehanteerde telmethode is ook geschikt voor het weergeven van een algemeen beeld van de verspreiding van zeezoogdieren op het BCP, indien ook zeezoogdierwaarnemingen buiten het 300m-transect in rekening worden gebracht. Zeezoogdieren worden omwille van hun gedrag vrij zelden binnen 300 meter van het schip waargenomen, waardoor het aantal waarnemingen in deze zone zeer beperkt zou zijn en ontoereikend voor een grondige evaluatie.



Figuur 2. Posities op het BCP en de directe omgeving daarvan (rode punten) waar tellingen van zeevogels zijn uitgevoerd.

De scheepstellingen zijn verricht vanaf de schepen 'Belgica', 'Zeeleeuw', 'Zeehond', 'Zeearend', 'Ter Streep' en vanaf ferry's op de trajecten Zeebrugge-Dover en Oostende-Ramsgate. De tellingen geven een vrijwel complete dekking van het Belgisch Continentaal Plat (Figuur 2). Alleen in de diepwaterzone, langs de Belgisch-Engelse grens en het grensgebied met het Nederlands Continentaal Plat zijn de tellingen minder intensief gebeurd. Ook de Thorntonbank en omgeving, alsook de windparksite zelf, zijn minder frequent bezocht dan veel andere gebieden. Om toch een betrouwbaar beeld te krijgen

van de avifauna op de windparksite en omgeving is daarom gekozen om een redelijk groot (160 km²) min of meer homogeen gebied af te bakenen als doelgebied (Figuur 1).

Voor iedere vogelsoort (of in voorkomende gevallen soortgroep) is voor de periode 1992-2002 de gemiddelde dichtheid (aantal vogels per km²) per minuuthok¹ berekend. Aangezien het voorkomen van veel zeevogels sterk varieert met het jaargetijde is hierbij tevens een onderverdeling gemaakt per seizoen (waarbij herfst = september – november, winter = december – februari, lente = maart – mei, zomer = juni – augustus). Vervolgens zijn de waarden van alle minuuthokken die geheel of gedeeltelijk op het BCP dan wel in het doelgebied vallen gemiddeld, om zo te komen tot een betrouwbaar getal voor de dichtheid per vogelsoort per seizoen (Tabel 2). Door in feite twee maal te middelen (de eerste keer per minuuthok en vervolgens per gebied) worden eventuele uitschieters in de gegevens (bijvoorbeeld extreem hoge dichtheden van vogels achter vissersschepen) minder zwaar meegewogen dan wanneer alleen per gebied zou zijn gemiddeld.

De bovenstaande analyse is vooral bedoeld om de mogelijke probleemsoorten eruit te lichten. De gemiddelde dichtheden per seizoen doen echter niet altijd recht aan het werkelijke beeld. Veel soorten zijn slechts tijdelijke gasten, waarvan de aantallen kortstondige pieken vertonen in bepaalde maanden. Door met seizoensgemiddelden te werken kunnen de aantallen dus een onderschatting zijn van de werkelijke piekwaarden.

Wat de zeezoogdieren betreft worden alle soorten besproken die vastgesteld zijn tijdens onze tellingen. Daarnaast wordt ook nog bijkomende informatie uit strandingen gegeven. Aangezien het aantal waarnemingen van zeezoogdieren in de IN-databank in verhouding tot het aantal vogelrecords vrij beperkt is, hebben we geopteerd om ze als puntwaarnemingen weer te geven.

3. REFERENTIESITUATIE

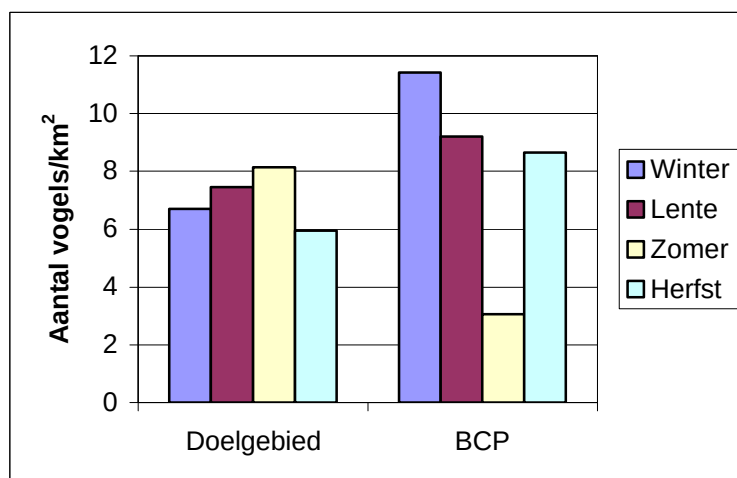
3.1. Avifauna

3.1.1. Seizoensfluctuaties

Op het BCP worden de hoogste dichtheden aan zeevogels bereikt in de winter (gemiddelde dichtheid 11,2 vogels/km², Figuur 3). In de lente en herfst is de gemiddelde dichtheid iets lager, maar ook dan worden nog steeds dichtheden van meer dan 8 vogels/km² vastgesteld. Tijdens de zomer worden relatief weinig vogels gezien op het BCP (gemiddelde dichtheid 3,1 vogels/km²). Let wel dat het hier gaat om gemiddelden van de gemiddelde waarde per minuuthok. Maximale dichtheden kunnen veel groter zijn en oplopen tot meer dan 700 vogels/km². Dergelijk hoge dichtheden van meer dan 100 vogels per km² zijn echter meestal het gevolg van de aantrekkende werking van vissersschepen, waar soms grote concentraties vogels achter worden waargenomen.

In het doelgebied rond de Thorntonbank, daarentegen, zijn er minder sterke fluctuaties door het jaar heen en varieert de dichtheid tussen 5,9 en 8,2 vogels/km². Tijdens de winter, lente en herfst zijn de dichtheden aan zeevogels er lager dan op het BCP. Opvallend is verder dat in tegenstelling tot het BCP de hoogste dichtheden worden bereikt tijdens de zomer.

¹ De term minuuthok verwijst naar het geografische coördinatensysteem waarbij gebruik wordt gemaakt van graden, minuten en seconden. Een minuuthok is een kwadrant van 1 x 1 minuut.



Figuur 3. De gemiddelde dichtheid aan zeevogels in het doelgebied en op het BCP tijdens de verschillende jaargetijden.

3.1.2. Soortenspectrum

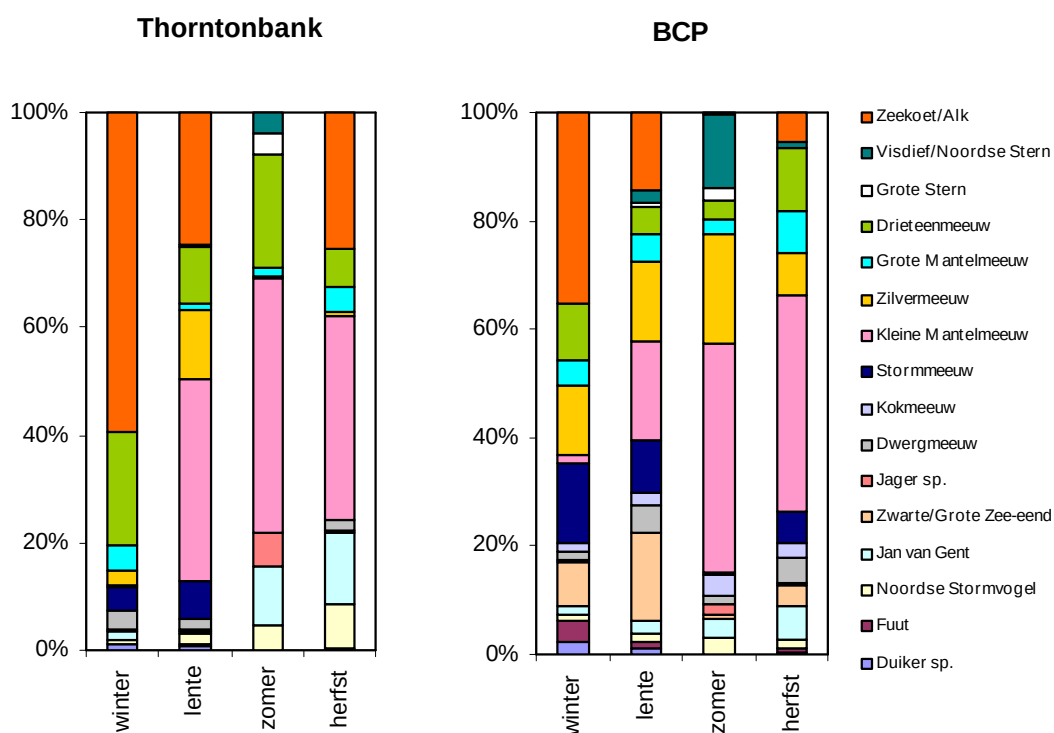
Het soortenspectrum in het doelgebied verschilt op enkele vlakken sterk van dat van de rest van het BCP (Figuur 4). Verhoudingsgewijs worden kustgebonden soorten zoals duikers, Fuut, zee-eenden, Kokmeeuw en Zilvermeeuw minder frequent aangetroffen in het doelgebied. Daarentegen maken soorten met een meer uitgesproken offshore karakter (zoals Zeekoet/Alk, Drieteenmeeuw en ook Kleine Mantelmeeuw) een belangrijk deel uit van het soortenspectrum in het doelgebied. In de winter wordt het doelgebied sterk gedomineerd door de aanwezigheid van Zeekoet/Alk (59% van alle soorten) en Drieteenmeeuw (21%). In de lente neemt het belang van deze soorten wat af, hoewel ze nog steeds 35% van het soortenspectrum uitmaken. De meerderheid van de vogels bestaat dan echter uit grote meeuwen; vooral Kleine Mantelmeeuw (38%), maar ook Zilvermeeuw (13%) en Stormmeeuw (7%). In de zomer is de Zeekoet/Alk geheel uit het doelgebied verdwenen, terwijl Noordse Stormvogel (5%), Jan van Gent (11%), jagers (6%) en sterns (8%) dan een niet onbelangrijk deel van het soortenspectrum uitmaken. De dominante positie van de Kleine Mantelmeeuw (47%) en Drieteenmeeuw (21%) blijft ook in de lente bestaan. In de herfst tenslotte wordt het soortenspectrum in het doelgebied gedomineerd door Zeekoet/Alk (26%) en Kleine Mantelmeeuw (38%). Andere belangrijke soorten zijn dan Jan van Gent (13%), Noordse Stormvogel (8%), Drieteenmeeuw (7%) en Grote Mantelmeeuw (4%).

3.1.3. Potentiële probleemsoorten

a. Algemeen

Het hierboven gepresenteerde soortenspectrum (Figuur 4) in combinatie met de dichtheden aan zeevogels (Figuur 3) geeft een goed beeld van de dominantie van bepaalde soorten op en rond de Thorntonbank. Het geeft tevens een eerste indicatie van de mogelijke impact van een windpark aldaar. Onderzoek in terrestrische situaties heeft immers uitgewezen dat het aantal slachtoffers van windturbines vooral is gerelateerd aan het aantal aanwezige vogels op de site (o.a. Musterts et al. 1991, Everaert et al. 2002). Echter door de nadruk te leggen op meest dominante soorten wordt geen recht gedaan aan zeldzame soorten, die evenwel vanuit beschermingsoogpunt zeer belangrijk kunnen zijn.

Ook geeft het geen inzicht in het relatieve belang van de Thorntonbank voor een bepaalde soort. Een bepaalde vogelsoort kan weliswaar zeer hoge dichtheden bereiken op de Thorntonbank, maar indien de soort wijd verspreid voorkomt over het hele BCP kan de mogelijke impact van een windpark nog steeds relatief klein zijn. Anderzijds komen sommige soorten in een bepaalde seizoen sterk geclusterd voor in één gebied of in slechts enkele gebieden (bijvoorbeeld Zwarte Zee-eend). In zo'n geval dient dus extra voorzichtigheid in acht te worden genomen wanneer het gaat om ingrijpende maatregelen zoals windparken in deze concentratiegebieden.



Figuur 4. Het relatieve belang van de verschillende zeevogels in het doelgebied in vergelijking met dat op het BCP.

Om voor elke soort een goed beeld te krijgen van het relatieve belang van de Thorntonbank dienen daarom de gemiddelde dichtheden aldaar te worden vergeleken met die op het hele BCP. De resultaten van deze analyse staan in Tabel 1. Aan de hand van deze gegevens kunnen vervolgens potentiële probleemsoorten worden onderkend. In deze studie worden potentiële probleemsoorten als volgt gedefinieerd:

- 1) Soorten waarvan de dichtheid in het doelgebied in een bepaalde jaargetijde hoger is dan op het BCP (rode tekstvakken in Tabel 1),
- 2) soorten die in een bepaald jaargetijde algemeen ($0,5 - 1$ vogel/ km^2) of zeer algemeen (> 1 vogel/ km^2) zijn in het doelgebied (uitroeptekens in Tabel 1) en
- 3) soorten die tijdens de piekperiode(s) van hun voorkomen op het BCP eveneens relatief hoge dichtheden bereiken in het doelgebied.

Tabel 1. De gemiddelde dichtheid aan zeevogels (aantal vogels/km²) en het aantal minuuthokken waarop het gemiddelde is gebaseerd in het doelgebied rond de windparksite en op het gehele Belgisch Continentaal Plat (BCP) in de winter, lente, zomer en herfst op basis van scheepstellingen in de periode 1992-2002. Wanneer in een bepaald jaargetijde de dichtheid van een soort in het doelgebied groter is dan die op het BCP is het tekstvak in rood weergegeven. Wanneer een soort in een bepaald jaargetijde algemeen (0,5 vogels/km² ≤ dichtheid < 1,0 vogels/km²) of zeer algemeen (³ 1,0 vogels/km²) voorkomt in het doelgebied is de waarde enkel dan wel dubbel onderstreept. Een uitroepteken geeft aan dat de soort tijdens de piekperiode(s) van haar voorkomen op het BCP eveneens relatief hoge dichtheden (³ 0,5 * de waarde op het BCP) bereikt in het doelgebied.

	Winter		Lente		Zomer		Herfst	
	Doel- gebied	BCP	Doel- gebied	BCP	Doel- gebied	BCP	Doel- gebied	BCP
Duiker spp. <i>Gavia stellata/arctica</i>	0,08	0,25	0,07	0,12	0,00	0,00	0,03	0,02
Fuut <i>Podiceps cristatus</i>	0,00	0,44	0,02	0,09	0,00	0,00	0,00	0,09
Noordse Stormvogel <i>Fulmarus glacialis</i>	0,05	0,14	0,13!	0,15	0,37!	0,10	0,47!	0,12
Jan van Gent <i>Sula bassana</i>	0,10	0,19	0,05	0,20	0,89	0,10	0,80!	0,54
Zwarte/Grote Zee-eend <i>Melanitta nigra</i>	0,00	0,95	0,00	1,50	0,00	0,03	0,00	0,34
Jager spp. <i>Stercorarius</i> spp.	0,02	0,01	0,01	0,00	0,52!	0,04	0,02!	0,04
Dwergmeeuw <i>Larus minutus</i>	0,24	0,18	0,15	0,45	0,00	0,05	0,11	0,38
Kokmeeuw <i>Larus ridibundus</i>	0,00	0,18	0,00	0,22	0,00	0,12	0,00	0,26
Stormmeeuw <i>Larus canus</i>	0,30	1,67	0,54!	0,89	0,00	0,01	0,00	0,49
Kleine Mantelmeeuw <i>Larus fuscus</i>	0,03	0,21	2,80!	1,68	3,86!	1,29	2,27!	3,45
Zilvermeeuw <i>Larus argentatus</i>	0,16	1,43	0,94!	1,35	0,04	0,62	0,05	0,68
Grote Mantelmeeuw <i>Larus marinus</i>	0,32!	0,55	0,11	0,47	0,10	0,08	0,26	0,67
Drieteenmeeuw <i>Rissa tridactyla</i>	1,42!	1,19	0,78!	0,49	1,73	0,10	0,42	1,00
Grote Stern <i>Sterna sandvicensis</i>	0,00	0,00	0,03!	0,06	0,31!	0,08	0,00	0,01
Visdief/Noordse Stern <i>Sterna hirundo/paradisaea</i>	0,00	0,00	0,00	0,20	0,33!	0,41	0,00	0,09
Zeekoet/Alk <i>Uria aalge/Alca torda</i>	3,97!	4,04	1,83!	1,33	0,00	0,01	1,52	0,47
Totaal vogels	6,69	11,43	7,46	9,21	8,15	3,05	5,95	8,65
Aantal minuuthokken	79	1074	53	892	29	713	56	926

In deze sectie wordt per potentiële probleemsoort het belang van het doelgebied afgewogen op basis van de huidige kennis over haar ruimtelijk en temporeel verspreidingspatroon op het BCP. In voorkomende gevallen wordt een gedetailleerde verspreidingskaart getoond, die de gemiddelde dichtheid van de desbetreffende soort weergeeft per minuuthok (zie bijvoorbeeld Figuur 5). In elke verspreidingskaart is de dichtheid onderverdeeld in 6 categorieën, namelijk: 0,00-0,49, 0,50-0,99, 1,00-1,49, 1,50-1,99, 2,00-4,99 en > 5,00 vogels per km² voor Fuut, Jan van Gent, Zwarte/Grote Zee-eend, Dwergmeeuw, Kokmeeuw, Stormmeeuw and Zeekoet/Alk en 0,00-0,09, 0,10-0,49, 0,50-0,99, 1,00-1,99, 2,00-4,99 en > 5,00 vogels per km² voor alle overige soorten (waarbij een toenemende intensiteit van de kleur evenredig is met een toenemende dichtheid). Voor enkele zeldzame soorten die in relatief lage dichtheden voorkomen op het BCP (bijvoorbeeld jagers en sterns) worden kaarten gepresenteerd waarop alle waarnemingen vogels zijn te zien (inclusief de waarnemingen buiten het 300m transect). Deze kaarten worden weliswaar sterk beïnvloed door het aantal tellingen dat is verricht in een bepaald gebied, maar geven desalniettemin een goed beeld van het verspreidingspatroon van de meer zeldzame soorten.

b. Bespreking van soorten/taxa

▪ **Duiker spp.** Gaviidae spp.

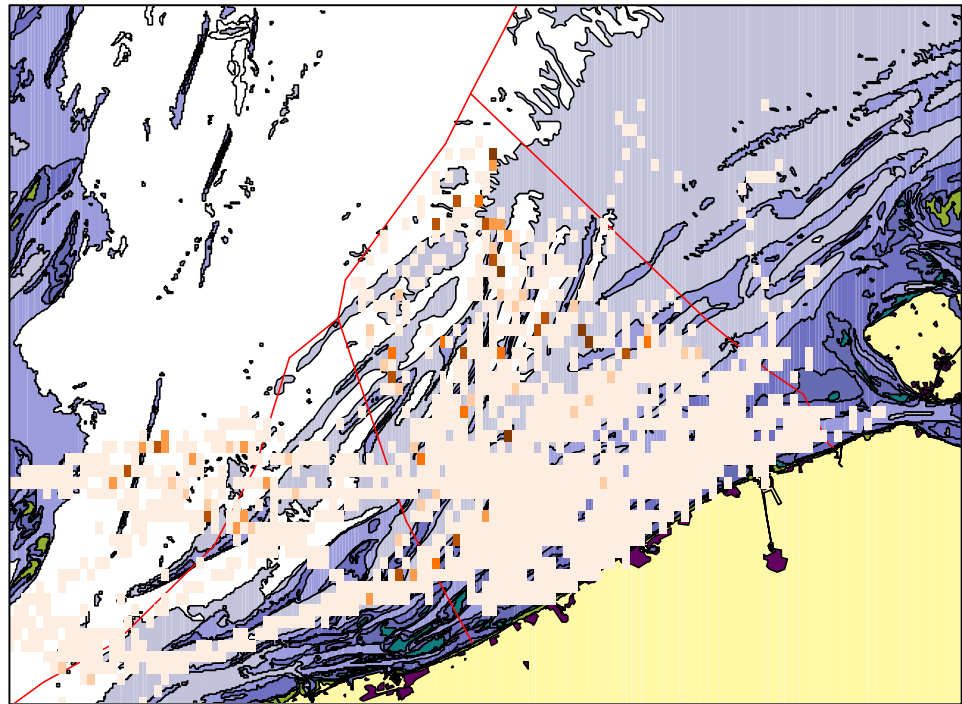
Aangezien het determineren van duikers in het veld niet eenvoudig is, wordt in het onderhavige document het gehele taxon besproken zonder onderscheid te maken tussen de verschillende soorten. Van de 1355 waarnemingen van duikers in het databestand van het IN kon 78,9% tot op het niveau van de soort worden gedetermineerd. Van de 1069 op soort gebrachte duikers was 93,4% Roodkeelduiker *Gavia stellata*, 6,5% Parelduiker *G. arctica* en 0,1% Ijsduiker *G. immer*. Duikers worden over het algemeen zwemmend op het water aangetroffen. Alle soorten duikers zijn uitermate verstoringsgevoelig. Bij de nadering van een schip vliegen ze vaak al op meer dan een kilometer afstand op (eigen waarneming IN).

Hoewel deze soortgroep als potentiële probleemsoort wordt onderkend omdat in de herfst de dichtheid in het doelgebied groter is dan die op het BCP (Tabel 1), lijkt het niet opportuun om deze ook als zodanig te erkennen. Duikers zijn immers typische wintergasten, die het BCP aandoen tussen november en maart. Tijdens de herfst is het aantal vogels dat aanwezig is op het BCP en in het doelgebied dermate gering dat een mogelijke impact van het windpark te verwaarlozen is. Bovendien zijn duikers over het algemeen sterk kustgebonden en komen vooral voor tussen 4 km en 20 km uit de kust, met concentratiegebieden op de Vlakte van de Raan, de westelijke kustbanken en Vlaamse Banken. De Thorntonbank is van ondergeschikt belang voor duikers.

▪ **Noordse Stormvogel** *Fulmarus glacialis*

Noordse Stormvogels zijn het gehele jaar door aanwezig op het BCP. De hoogste dichtheden zijn vastgesteld tijdens de zomermaanden. Het is een uitgesproken zeevogel die vrijwel uitsluitend in dieper water wordt aangetroffen (Figuur 5). De soort is wijdverspreid over de hele Noordzee, maar bereikt vooral ten noorden van 54°-breedtegraad hoge dichtheden. Het BCP is feitelijk van marginaal belang voor Noordse Stormvogels (zie o.a. Stone et al. 1995, Seys 2001). De Noordse Stormvogel wordt in drie seizoenen als probleemsoort aangeduid (Tabel 1). Maar gezien het wijd verspreide voorkomen van deze soort en het ondergeschikte belang van het BCP voor de soort als geheel, moet worden geconcludeerd dat de Thorntonbank in geen enkel jaargetijde belangrijk is voor Noordse Stormvogels.

Figuur 5. De verspreiding van Noordse Stormvogel op het BCP tijdens de herfst.

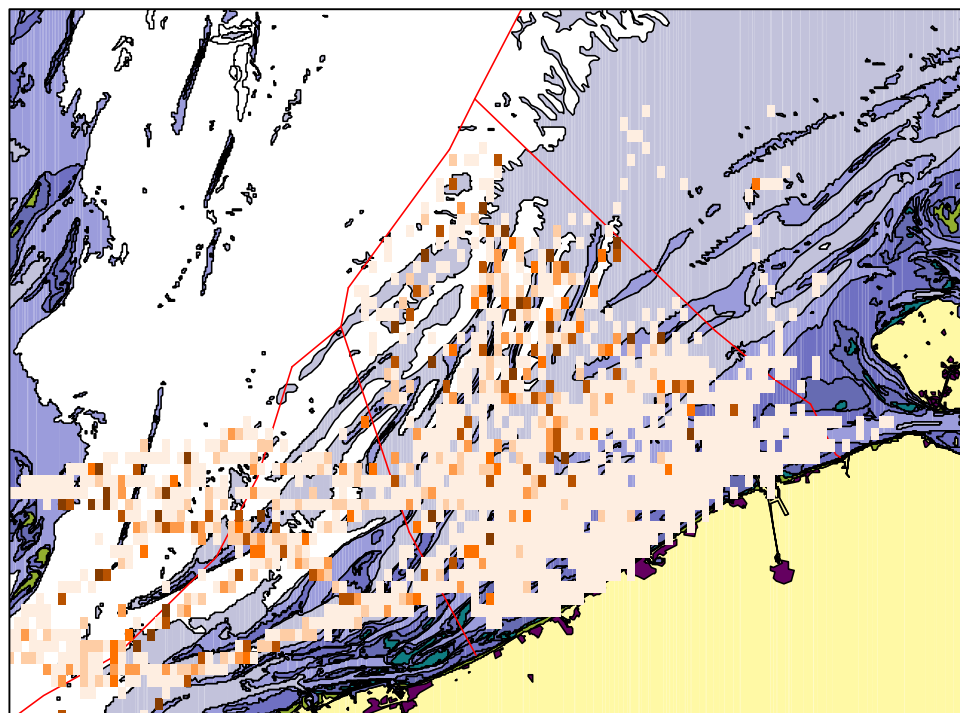


- **Jan van Gent** *Sula bassana*

Jan van Genten zijn uitgesproken zeevogels die de meeste tijd op open zee doorbrengen. Behalve tijdens de periode van reproductie wanneer de hoogste dichtheden worden gevonden rond de broedgebieden, komt de soort wijdverspreid voor over de Noordzee (Stone et al. 1995). Op het BCP worden de hoogste dichtheden bereikt tijdens de zuidwaartse trek in de herfst. Vooral in november worden er op het BCP veel Jan van Genten gezien. De zuidelijke Noordzee en dus ook het BCP vormt een belangrijk doortrekgebied, waar naar schatting 4-7% van de hele biogeografische populatie gebruik van maakt (Seys 2002). Wat betreft het BCP zijn vooral de Vlaamse Banken, de Hinderbanken, de noordelijke Zeelandbanken en de gebieden ten noorden hiervan van belang voor de soort (Figuur 6). Jan van Genten worden regelmatig in grote aantallen aangetroffen achter vissersschepen waar ze foerageren op overboord geworpen vis(resten).

Hoewel de soort tijdens de herfst in relatief hoge dichtheden voorkomt op de Thorntonbank is het gebied niet van uitgesproken belang. Jan van Genten komen namelijk wijdverspreid voor buiten de twaalfmijlszone. Alleen de Hinderbanken kunnen mogelijk als concentratiegebied worden beschouwd. In het doelgebied worden niet alleen in de herfst maar ook in de zomer (en vooral in de nazomer) relatief veel Jan van Genten aangetroffen (Tabel 1). De vastgestelde gemiddelde dichtheid in de zomer (0,89 vogels/ km²) is waarschijnlijk een overschatting als gevolg van het geringe aantal waarnemingen in de zomermaanden. In de nazomer worden vergelijkbare dichtheden aangetroffen op de Hinderbanken en Vlaamse Banken. Dit zijn blijkbaar de gebieden op het BCP waar de Jan van Genten het eerst naar toe trekken nadat ze de noordelijke broedgebieden hebben verlaten. Vooralsnog is er echter geen reden om de Thorntonbank als concentratiegebied voor Jan van Genten te beschouwen, ook niet tijdens de nazomer.

Figuur 6. De verspreiding van Jan van Gent op het BCP tijdens de herfst.

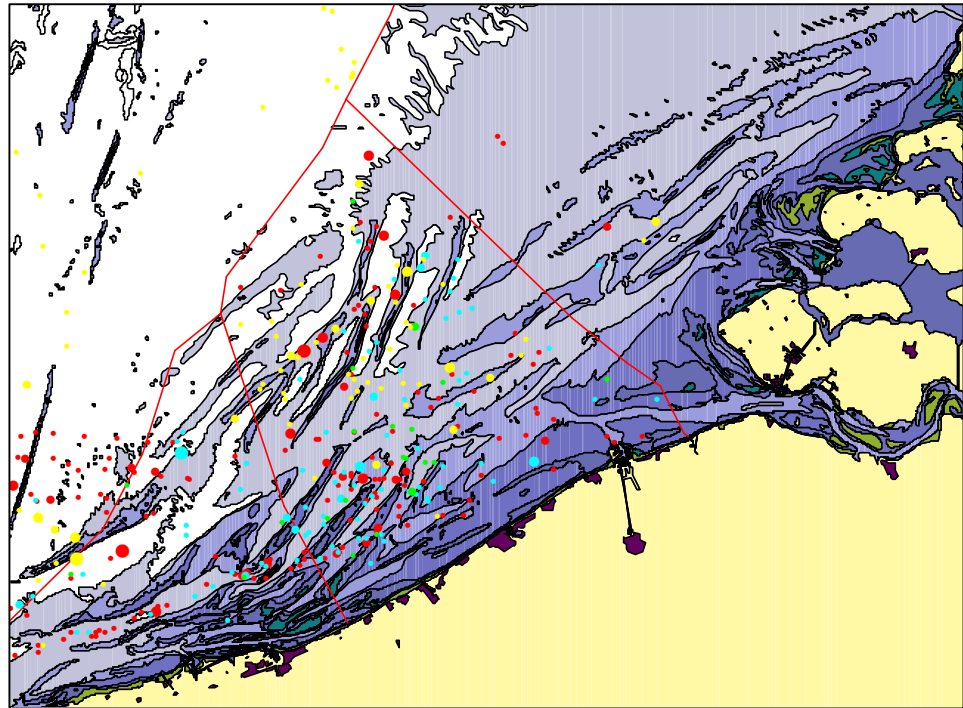


▪ **Jager spp.** Stercorarius spp.

Ofschoon de dichtheid aan jagers er zeer gering is (Tabel 1), is het BCP met name voor de Grote Jager van internationale betekenis (Seys 2001). Grote Jagers worden er vooral tijdens de herfst gezien, hetgeen ook geldt voor de Kleine, Middelste en Kleinste Jager (Spanhove 2001). Grote Jagers zijn uitgesproken kleptoparasieten (i.e. ze stelen vis van andere vogels). De zuidelijke Noordzee heeft een zeer belangrijke functie als doortrekgebied aangezien een zeer aanzienlijk percentage (80-100%) van de totale biogeografische populatie er doorheen trekt (Seys 2002). Op het BCP komen jagers vaak voor in associatie met meeuwen en Jan van Genten. Ook zijn ze veelvuldig te vinden achter vissersboten, waar ze kleptoparasiteren op andere vogels of foerageren op overboord geworpen vis(resten).

Op basis van gemiddelde dichtheden wordt de Thorntonbank tijdens alle jaargetijden als belangrijk gebied voor jagers beschouwd (Tabel 1). Voor zulke zeldzame soorten kan een verspreidingskaart op grond van gemiddelde dichtheden echter een vertekend beeld geven en zijn de gemiddelde waarden niet altijd even betrouwbaar. Voor een juiste interpretatie is het aangewezen om een kaart op te nemen waarop alle waarnemingen van Grote Jagers zijn te zien (Figuur 7), dus inclusief individuen die zich ver van het schip vandaan bevonden. Dergelijke kaarten hebben dan weer als nadeel dat ze worden beïnvloed door het aantal keren dat een gebied is aangedaan (zie daarvoor Figuur 2). Toch blijkt duidelijk uit Figuur 7 dat de Grote Jager in de herfst en winter verspreid over het BCP voorkomt, met concentraties op de Vlaamse Banken, de Hinderbanken en in mindere mate de Zeelandbanken (Gootbank). In de zomer zijn de meeste Grote Jagers verder uit de kust gezien en zijn vooral de Hinderbanken van belang, terwijl de weinige waarnemingen in de lente vrijwel allemaal betrekking hebben op de Vlaamse Banken. Ondanks het beperkte aantal tellingen op de Thorntonbank kan hieruit geconcludeerd worden dat deze geen specifiek belang heeft voor Grote Jagers. Ook voor de overige jagers zijn vooral de Vlaamse Banken, de Hinderbanken en de Zeelandbanken van belang voor de overige jagers (Spanhove 2001).

Figuur 7. Alle waarnemingen van Grote Jagers op het BCP tijdens de winter (blauwe stippen), lente (groen), zomer (geel) en herfst (rood). De grootte van de stippen is een indicatie van het aantal individuen (1-5).

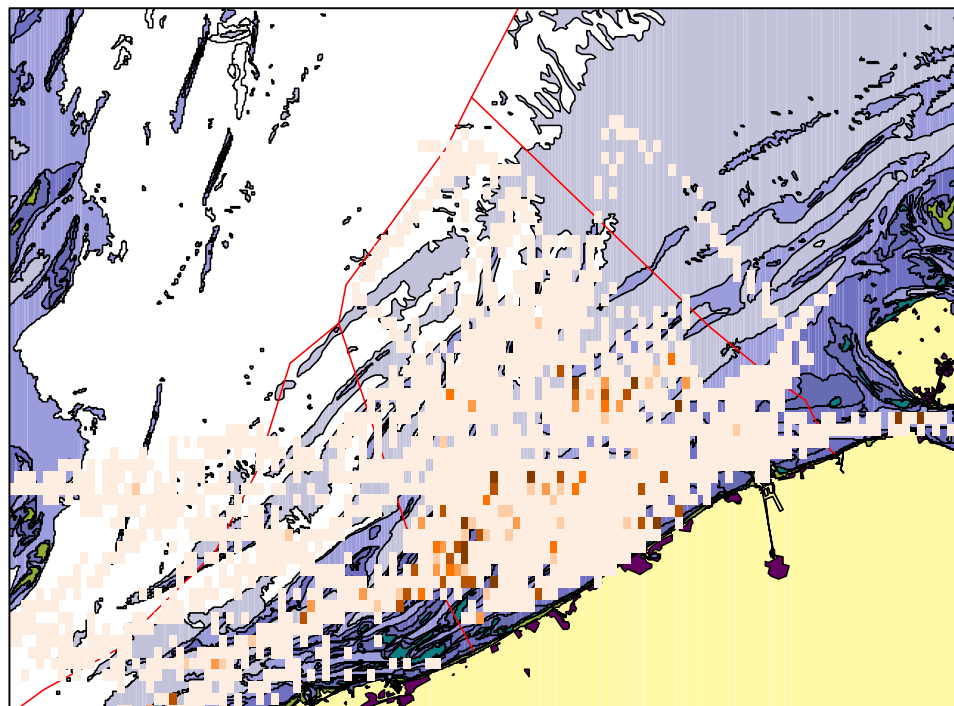


▪ Dwergmeeuw *Larus minutus*

Dwergmeeuwen doen het BCP vooral aan tijdens de trek van en naar de overwinteringsgebieden. De dichtheden op het BCP vertonen duidelijke pieken in maart-april en september-oktober. Vooral in de herfst vervult de zuidelijke Noordzee een cruciale rol als doortrekgebied voor deze soort. Naar schatting 40-100% van de totale biogeografische populatie trekt dan via de zuidelijke Noordzee naar zuidelijkere overwinteringsgebieden (Seys 2002). In de herfst is er sprake van een geconcentreerde trek die zich dicht langs de kust manifesteert (merendeel binnen 15 km van de kust). De Thorntonbank is dan van ondergeschikt belang voor de soort. Tijdens de winter bevindt zich een kleiner aantal vogels op het BCP, die zich concentreren ten zuiden van de Thorntonbank, op de meest westelijke Vlaamse Banken en rond de havenmond van Oostende (Figuur 8). Tijdens de lente is er een relatief brede trekbaan waarneembaar die zich grofweg situeert tussen de kustlijn tot 30 km buiten de kust. Daardoor zijn tijdens de herfst de dichtheden in het doelgebied iets hoger, maar ook dan is de Thorntonbank niet van specifiek belang.

In het doelgebied worden de hoogste dichtheden gemeten tijdens de winter (Tabel 1), wanneer de soort dan ook wordt aangemerkt potentiële probleemschijf. Inderdaad is het doelgebied dan een concentratiegebied voor de soort, maar dit wordt vooral veroorzaakt door hoge dichtheden op de Gootebank en het diepere water meteen ten noorden daarvan (Figuur 8). Enkel op de meest westelijke punt van Thorntonbank bevinden zich in de winter grotere dichtheden. Echter het meer oostelijke gedeelte waar het windpark is gepland is in geen enkel jaargetijde van uitgesproken belang voor deze soort.

Figuur 8. De verspreiding van Dwergmeeuw op het BCP tijdens de winter.



▪ **Stormmeeuw** *Larus canus*

De Stormmeeuw wordt vrijwel uitsluitend in de periode november-maart aangetroffen op het BCP. De soort is over het algemeen sterk verspreid aanwezig over een groot gedeelte van het BCP, echter nauwelijks op open zee. Zowel in de winter als in de lente, wanneer de hoogste dichtheden worden bereikt (Tabel 1), zijn er geen duidelijke concentratiegebieden aan te wijzen, hoewel de oostelijke kustgebieden relatief belangrijker zijn dan de Vlaamse Banken. Stormmeeuwen foerageren veelvuldig achter vissersboten. Op het BCP werd 31% van alle vogels aangetroffen achter vissersschepen (Offringa et al. 1996).

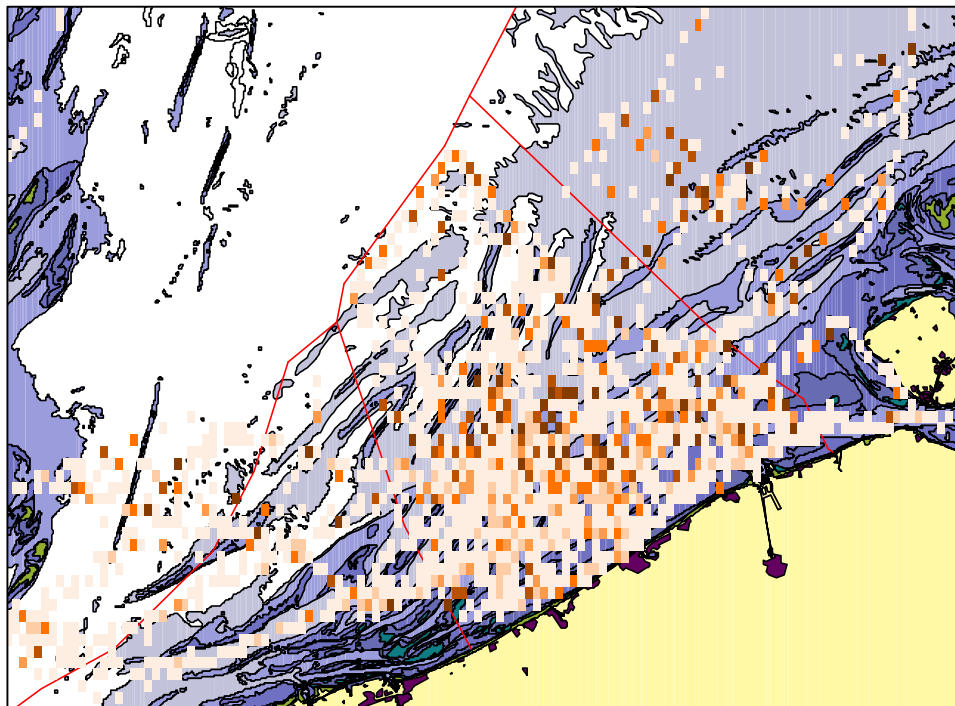
Evenals op de rest van het BCP bereikt de soort op de Thorntonbank relatief hoge dichtheden in de winter en lente (Tabel 1). In beide jaargetijden is het zelfs één van de meest algemene soorten op en rond deze bank, waarbij de gemiddelde dichtheden in de lente kan oplopen tot meer dan 0,5 vogels/km². Desalniettemin kan de Thorntonbank niet worden gezien als concentratiegebied en is dus niet van specifiek belang voor Stormmeeuwen.

▪ **Kleine Mantelmeeuw** *Larus fuscus*

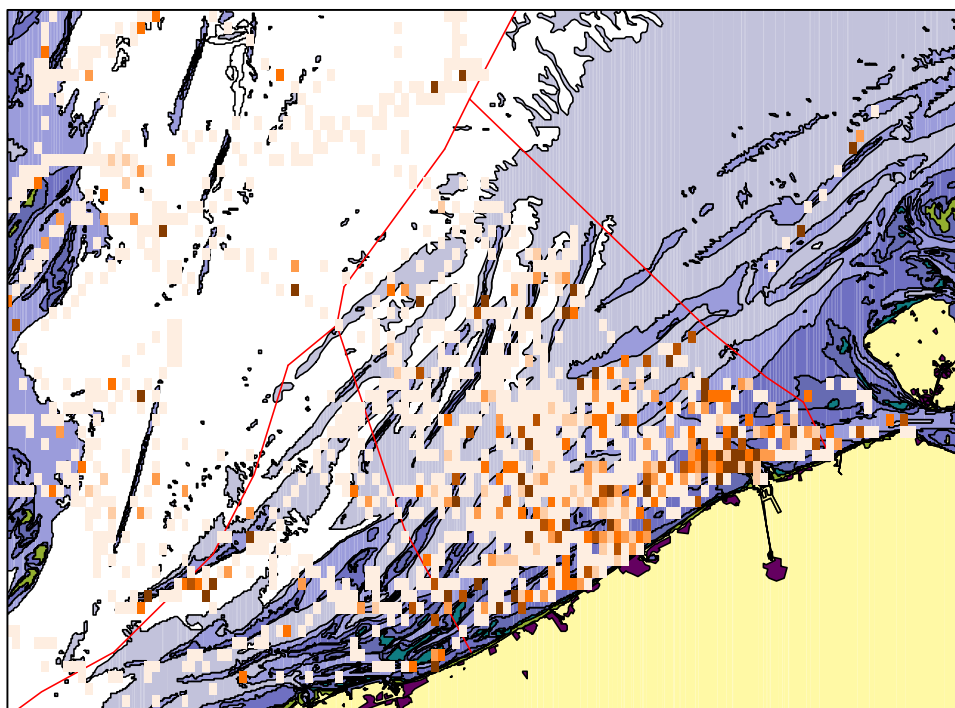
Behalve in de periode december-februari wordt de Kleine Mantelmeeuw het hele jaar door in hoge dichtheden aangetroffen op het BCP. Buiten het winterseizoen is het de meest algemene soort op het BCP. De dichtheden vertonen een piek in maart-april en in juli-september, wanneer de trek naar en van de overwinteringsgebieden plaatsvindt. In de herfst trekt naar schatting 28% van de totale biogeografische populatie door de zuidelijke Noordzee op weg naar de overwinteringsgebieden in het zuiden van Europa en Noord-Afrika. Op het BCP wordt de helft van de vogels aangetroffen achter vissersschepen (Offringa et al. 1996). De soort is veel minder kustgebonden dan de nauw verwante Zilvermeeuw. Vooral in de lente worden Kleine Mantelmeeuwen tot ver uit de kust aangetroffen (Figuur 9). Hoewel ze wijdverspreid zijn over het BCP bevinden de grootste concentraties zich tijdens de lente ter hoogte van de Gootebank. In de zomermaanden (Figuur 10) is het voorkomen vooral geconcentreerd in het oostelijk kustgebied. Dit weerspiegelt in grote lijnen het foerageergebied van de vogels

die in de haven van Zeebrugge broeden (maximaal 3404 broedparen in de voorhaven in 2002; eigen gegevens IN en zie ook Stienen et al. 2002). In de herfst is de soort wat meer kustgebonden. Het merendeel van de vogels bevindt zich dan binnen 20 km van de kust.

Figuur 9. De verspreiding van Kleine Mantelmeeuw op het BCP tijdens de lente.



Figuur 10. De verspreiding van Kleine Mantelmeeuw op het BCP tijdens de zomer.



Zowel op het BCP als in het doelgebied is dit de meest algemene soort in de periode maart-november (Tabel 1, Figuur 4). De gemiddelde dichtheid in het doelgebied kan oplopen tot bijna 3,9 vogels/km². In de lente- en zomermaanden worden de gemiddelde dichtheden van het BCP ruim overschreden. Ondanks dit feit en hoewel Kleine Mantelmeeuwen er in grote delen van het jaar het soortenspectrum domineren, is de Thortonbank en omgeving niet van specifiek belang voor de soort. Door het verspreide voorkomen van de soort kan immers geen enkel gebied worden aangeduid als concentratiegebied. Alleen tijdens de herfst vormt het hele gebied tot ongeveer 20 km buiten de kust een duidelijke corridor voor de trek, maar de Thorntonbank valt ruim buiten dit gebied.

- **Zilvermeeuw** *Larus argentatus*

De Zilvermeeuw wordt het hele jaar door in vrij hoge dichtheden aangetroffen op het BCP (Tabel 1). Meer dan één derde van alle vogels wordt aangetroffen achter vissersschepen (Offringa et al. 1996), waar ze foerageren op overboord geworpen vis en visresten. In de zomer en herfst is de soort sterk kustgebonden en bevindt het merendeel van de vogels zich binnen 20 km van de kust. In beide jaargetijden bevinden de grootste concentraties zich langs de oostelijke kustzone. In de Voorhaven van Zeebrugge is 's zomers een belangrijke broedkolonie gevestigd (maximaal 1184 paren in 2001, Stienen et al. 2002). In de winter en lente wordt de soort ook verder uit de kust aangetroffen (tot 45 km). De belangrijkste gebieden zijn dan het kustgebied tussen Blankenberge en de Nederlandse grens, de havenmond van Oostende, de Vlaamse Banken en de Hinderbanken. In het doelgebied rond de Thorntonbank worden over het algemeen relatief weinig Zilvermeeuwen aangetroffen (Tabel 1). Alleen in de lente worden relatief hoge dichtheden bereikt (gemiddeld 0,94 vogels/km²), maar ook dan is het doelgebied van ondergeschikt belang voor de soort.

- **Grote Mantelmeeuw** *Larus marinus*

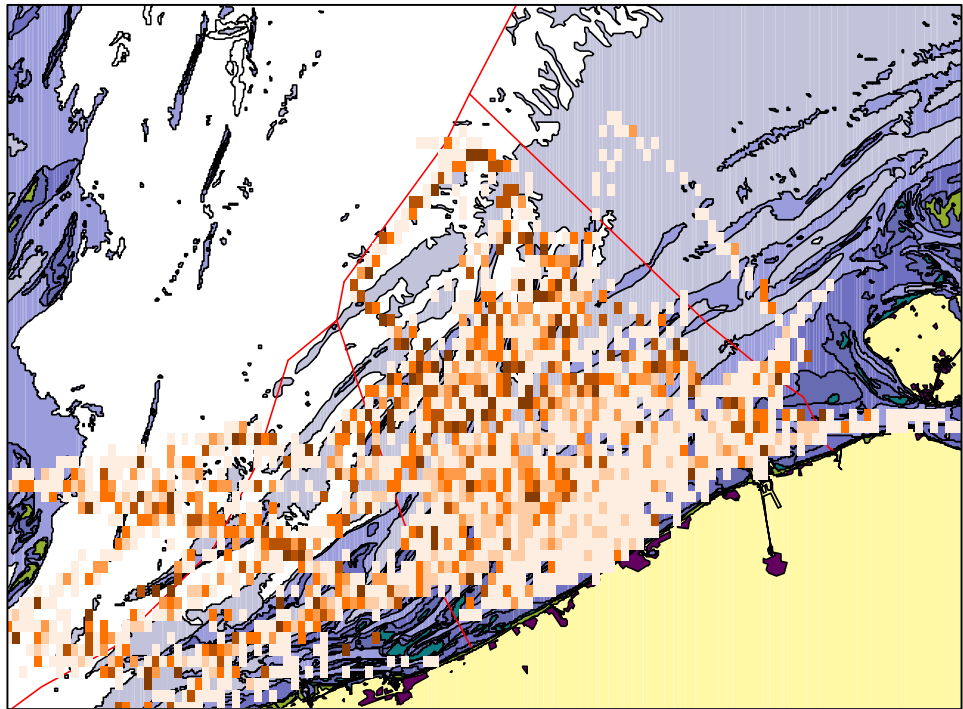
De Grote Mantelmeeuw is een echte wintergast, die op het BCP vooral in de periode november-december hoge dichtheden bereikt. In de winter zijn de vogels verspreid over het gehele BCP en zijn er geen echte concentratiegebieden aan te wijzen. In de herfst is de soort wat meer kustgebonden en bevindt het merendeel van de vogels zich binnen 20 km van de kust. Ook deze meeuwensoort wordt veelvuldig achter vissersschepen aangetroffen (46% volgens Offringa et al. 1996). Ook op en rond de Thorntonbank is de soort redelijk algemeen en vooral in de herfst en winter zijn er relatief hoge dichtheden vastgesteld (Tabel 1). Echter gezien het wijd verspreide voorkomen is het doelgebied in geen enkel jaargetijde van uitgesproken belang voor de soort.

- **Drieteenmeeuw** *Rissa tridactyla*

Drieteenmeeuwen zijn echte zeevogels die het BCP aandoen van de late herfst tot in de vroege lente. Behalve in het zeegebied rond de haven van Zeebrugge (Vlakte van de Raan), worden Drieteenmeeuwen nauwelijks dicht bij de kust gezien (Figuur 11). Buiten het kustgebied zijn de vogels wijd verspreid over het hele BCP en zijn er geen duidelijke concentratiegebieden aan te duiden. Een belangrijk deel van de vogels is geassocieerd met vissersboten (48% volgens Offringa et al. 1996).

Hoewel het doelgebied hoge dichtheden van deze soort kan bevatten en de soort in maar liefst drie jaargetijden wordt aangeduid als potentiële probleemsoort (Tabel 1), is het doelgebied gezien het verspreide voorkomen van de soort toch niet van groot belang voor Drieteenmeeuwen.

Figuur 11. De verspreiding van de Drietenmeeuw op het BCP tijdens de winter.



▪ **Grote Stern** *Sterna sandvicensis*

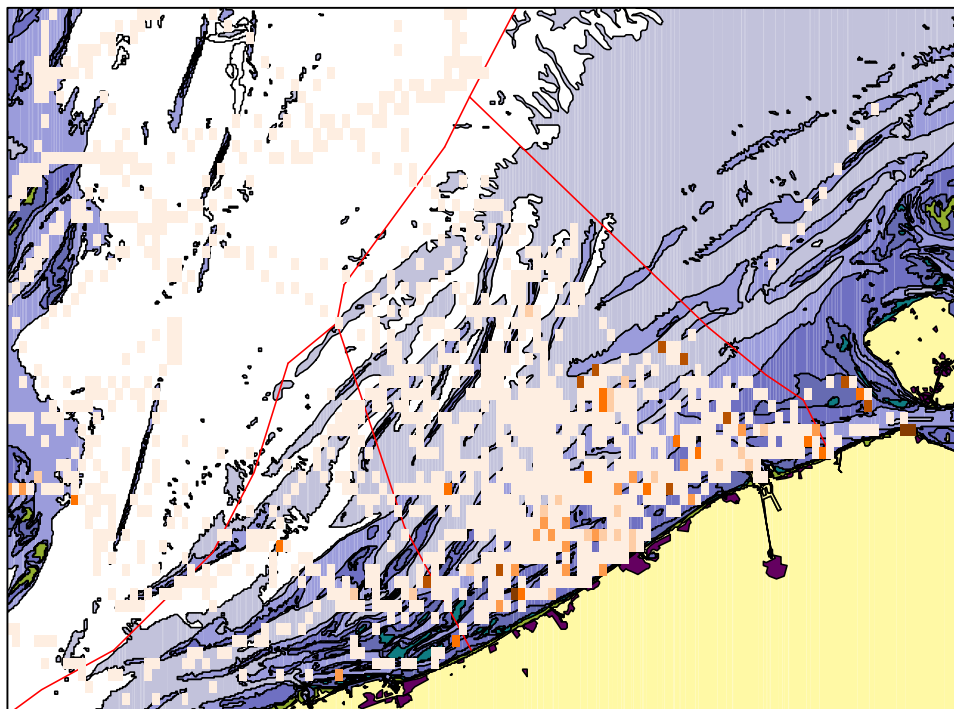
De Grote Stern is als zomergast en doortrekker voornamelijk aanwezig op het BCP van april-juli. De zuidelijke Noordzee vormt een belangrijke corridor tijdens de trek naar de Afrikaanse overwinteringsgebieden, waarvan naar schatting 67% van de totale biogeografische populatie gebruik maakt (Seys 2001). Tijdens de lente vindt de trek door het BCP plaats over een relatief breed front dat zich grofweg uitstrekt van de Hinderbanken tot de directe kustzone, hoewel het merendeel van de individuen binnen 25 km van de kustlijn migreert (Figuur 13). Tijdens de herfst concentreert de trek zich veel dichter langs de kust (grootste afstand 27 km, maar meerderheid binnen 15 km van de kust).

De individuen die zich in mei-juni op het BCP bevinden zijn voor een deel afkomstig van de broedkolonie in de Voorhaven van Zeebrugge (maximaal 1650 broedparen in 1993, Van Waeyenberge et al. 2001). Ook broedvogels uit het Nederlandse Deltagebied en Frankrijk gebruiken het BCP als foerageergebied, waarbij vogels van de kolonie op de Hooge Platen in de Westerschelde (3100 paren in 2001, De Kraker & Derks 2002) tot op het Belgische gedeelte van de Vlakte van de Raan foerageren en die van de kolonie bij Oye-Plage in Frankrijk (770 paren in 2001, De Kraker & Derks 2002) tot op de westelijke kustbanken en de Vlaamse Banken. Het foerageergebied van de Zeebrugse Grote Stern strekt zich uit van de Nederlandse grens tot aan de Franse grens. Vooral ten noorden en westen van Zeebrugge, aan weerszijde van de Scheur, ten noorden van de Wenduinebank, op de westelijke kustbanken en Vlaamse Banken en op de Gootebank worden 's zomers regelmatig individuen op foerageervlucht gezien (Figuren 12 en 13).

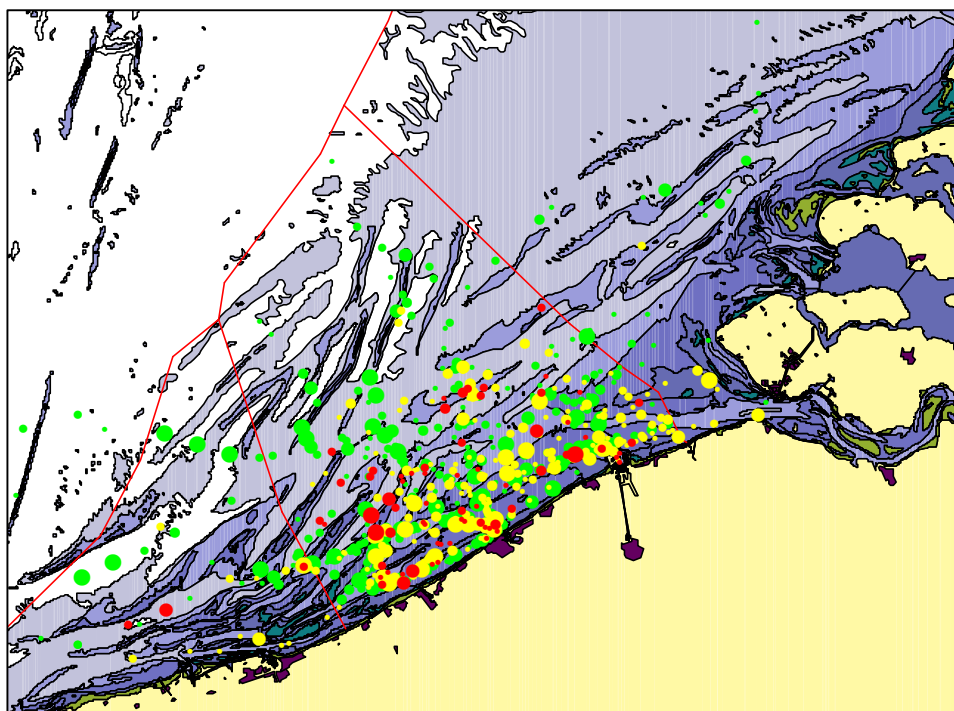
De gegevens in Tabel 1 suggereren dat het doelgebied tijdens de zomer zeer belangrijk is voor Grote Stern. De gemiddelde dichtheid in het doelgebied is dan bijna 4 keer hoger dan op het BCP. Er moet echter worden opgemerkt dat er op de Thorntonbank zelf 's zomers vrijwel nooit is geteld, wel in de gebieden meteen ten zuiden en noorden daarvan. Ondanks deze gebrekkige informatie, lijken de verspreidingskaarten (Figuren 12 en 13) te suggereren dat de Thorntonbank op de grens van het verspreidingsgebied van deze soort ligt. In het diepere water meteen ten zuiden van de Thorntonbank en op de Gootebank zijn 's zomers relatief hoge dichtheden gemeten, terwijl meer noordelijk de dicht-

heden zeer gering zijn. Het gebrek aan zomertellingen op de Thorntonbank zelf belet het om betrouwbare uitspraken te doen over het belang van deze bank voor Grote Stern. Maar de ligging op de grens van het verspreidingsgebied en ook het ogenschijnlijk geringe belang van de Thorntonbank tijdens de trekperiode geven vooralsnog geen aanleiding om de Thorntonbank als belangrijk aan te duiden.

Figuur 12. De verspreiding van Grote Stern op het BCP tijdens de zomer.



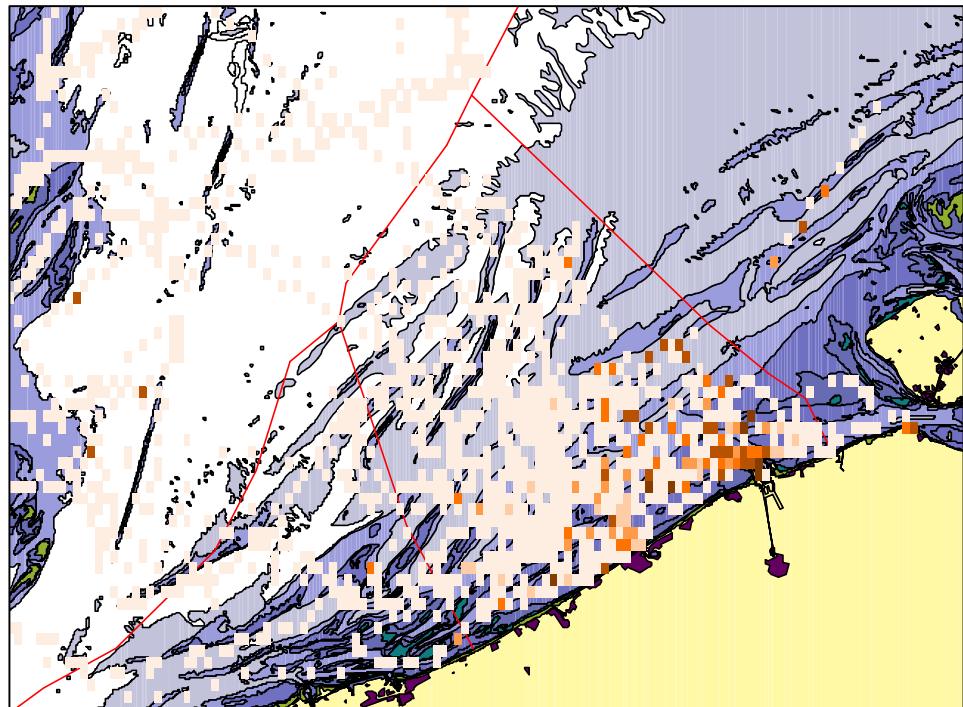
Figuur 13. Alle waarnemingen van Grote Stern op het BCP tijdens de lente (groene stippen), zomer (geel) en herfst (rood). De grootte van de stippen is een indicatie voor het aantal waargenomen individuen (1-5).



▪ **Visdief/Noordse Stern** *Sterna hirundo/paradisaea*

Onder normale veldomstandigheden is het moeilijk om Visdieven van Noordse Stern te onderscheiden. Echter het is zeer waarschijnlijk dat meer dan 80% van de waarnemingen Visdieven betreft (Oftringa et al. 1996). Op het BCP worden van april tot november Visdieven/Noordse Stern waargenomen. Vooral in de periode mei-juli worden zeer hoge dichtheden opgetekend. Visdieven zijn meer kustgebonden dan de nauw verwante Grote Stern. De zuidelijke Noordzee is een belangrijke trekcorridor voor deze soort. Naar schatting 56% van de totale biogeografische populatie maakt gebruik van deze route (Seys 2001). In de lente is de trek sterk geconcentreerd in de kustgebieden (meerderheid binnen 10 km van de kust). Tijdens de lente (vooral in mei) en zomermaanden bevinden zich rond de havenmonden van Zeebrugge, Oostende en de laatste jaren ook rond de IJzermonding grote concentraties Visdieven/Noordse Stern. In de late zomer en vroege herfst trekken Visdieven/Noordse Stern over een breder front langs de kust (meerderheid binnen 20 km van de kust). In de zomermaanden bevindt zich in de Voorhaven van Zeebrugge één van twee grootste kolonies van Europa (maximaal 2450 paren in 2002, eigen gegevens IN). Het foerageergebied van de Zeebrugse Visdieven strekt zich uit tot ongeveer 10 km buiten de havenmond (Figuur 14), hoewel ook verder op zee sporadisch foeragerende individuen worden aangetroffen. De maximale foerageerrange van Visdieven, omschreven in buitenlandse literatuur, bedraagt ongeveer 15 km (Beijersbergen 1980, Stienen & Brenninkmeijer 1992, Arts & Meininger 1995). Voor de Zeebrugse Visdieven zijn vooral de Zeebrugse voorhaven, de west- en noordwestzijde van de haven en de Vlake van de Raan belangrijke foerageergebieden (Rossaert et al. 1993, Arts & Meininger 1995, Offringa & Meire 1997, Manhout 1999, Van Waeyenberge et al. 2000; zie ook Figuur 14). Tijdens het broedseizoen foerageren Visdieven veelvuldig achter (veer)boten die de haven van Zeebrugge in- of uitvaren.

Figuur 14. De verspreiding van Visdief/Noordse Stern op het BCP tijdens de zomer.



De Thorntonbank ligt aan de rand van het foerageergebied en is als zodanig niet erg belangrijk. De relatief hoge dichtheid die er in de zomer is gemeten, heeft betrekking op vogels die na het broedseizoen door de zuidelijke Noordzee naar de Afrikaanse overwinteringsgebieden trekken. Helaas zijn er in deze periode geen tellingen gedaan op Thorntonbank zelf. Relatief hoge dichtheden zijn gemeten in het gebied meteen ten zuiden ervan. Ook meer noordelijk is er geteld, maar hier werden vrijwel geen Visdieven/Noordse Stern gezien. Dus ergens ter hoogte van de Thorntonbank ligt de grens van het

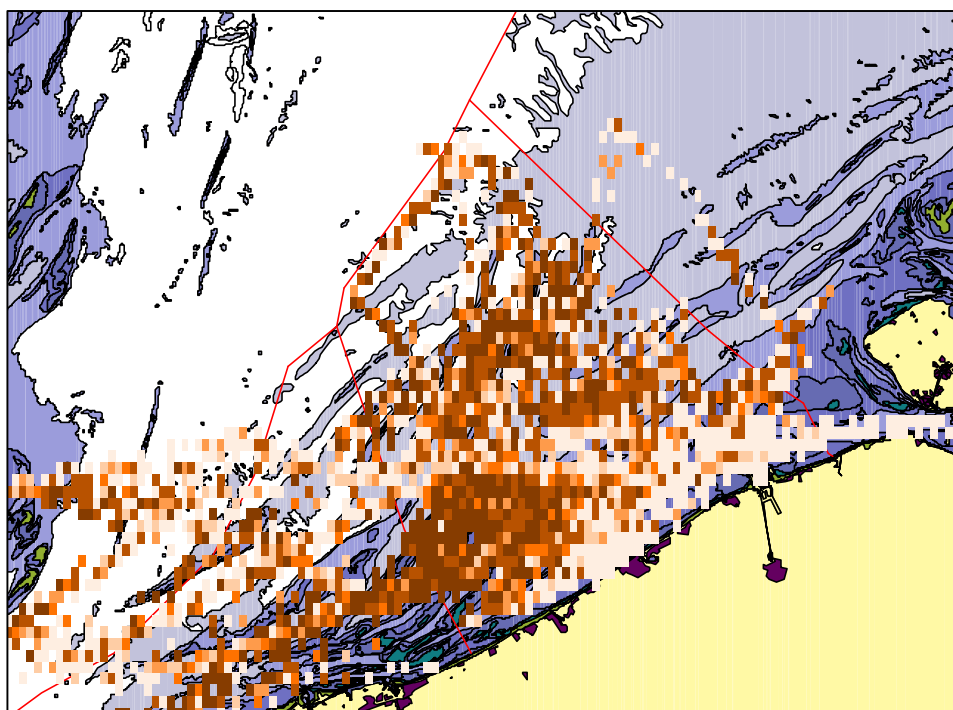
verspreidingsgebied op het BCP. Concluderend kan worden gesteld dat de Thorntonbank niet belangrijk is voor foeragerende Visdieven tijdens het broedseizoen en ook niet voor trekkende Visdieven/Noordse Sternens tijdens de lente. In de late zomer en herfst ligt de Thorntonbank op de grens van de trekcorridor en lijkt dus ook niet erg belangrijk te zijn voor deze soortgroep.

- **Zeekoet/Alk** *Uria aalge/Alca torda*

Zowel Zeekoet als Alk zijn wintergasten die het BCP aandoen in de periode oktober-maart. De hoogste dichtheden worden gemeten van december-februari, wanneer deze soortgroep de meest algemene zeevogel op het BCP is. Meer dan 75% van de waarnemingen zijn Zeekoeten. Beide soorten vermijden over het algemeen de directe kustwateren en bevinden zich voornamelijk op meer dan 10 km afstand van de kust (Figuur 15). Alleen langs de westkust worden ook dicht langs de kust relatief hoge dichtheden waargenomen. De belangrijkste overwinteringsgebieden op het BCP situeren zich op de Vlaamse Banken, Hinderbanken en Zeelandbanken, maar ook in de diepere wateren worden veel Zeekoeten/Alken waargenomen. Met andere woorden: deze zeer algemene soortgroep kent een wijde verspreiding over grote delen van het BCP.

Ondanks de zeer hoge dichtheden die er in de winter zijn gemeten en het ogenschijnlijk grote belang van het doelgebied in de lente en herfst (Tabel 1), is de Thorntonbank in geen enkel jaargetijde van specifiek belang voor de Zeekoet/Alk vanwege het sterk verspreide voorkomen van deze soortgroep.

Figuur 15. Verspreiding van zeekoet/Alk op het BCP in de winter.



3.1.4. Belang van het BCP voor trekvogels

a. Trekcorridor voor zeevogels

Vanuit vogelperspectief heeft de Noordzee een typische trechtervorm die in het zuiden uitmondt in het Nauw van Calais. Tijdens de trek naar de zuidelijke overwinteringsgebieden worden veel zeevogels gedwongen om de Noordzee te verlaten via deze trechtervorm. Dit resulteert in een tijdelijke concentratie van zeevogels in een relatief klein gebied en een hoge 'turnover-rate' van de populatie (i.e. een individu is slechts kortstondig aanwezig).

Hoewel 11 soorten het 1 % criterium (i.e. meer dan 1% van de totale biogeografische populatie is op enig moment op het BCP aanwezig) overschrijden in Belgische zeegebieden (Seys 2001), zijn deze zeegebieden voor veel van deze soorten van groter belang dan wat de waargenomen en afgeleide dichtheden ons leren. Belgische zeegebieden, als onderdeel van de zuidelijke Noordzee, vormen immers voor veel zeevogels een zeer belangrijke trekcorridor. Veel zeevogels die aan kusten ten noorden van Belgische zeegebieden broeden en er ten zuiden van overwinteren, moeten Belgische zeegebieden passeren.

Scheepstellingen geven geen inzicht in de 'turnover-rate' van de aanwezige populatie. De tellingen vormen slechts een indicatie van het totaal aantal individuen dat op een bepaald moment in Belgische zeegebieden aanwezig is, maar geven geen inzicht in het totaal aantal individuen dat in een seizoen gebruik maakt van deze wateren. Seys (2001) geeft voor elke zeevogelsoort een schatting van het percentage van de totale biogeografische populatie dat tijdens de trek gebruik maakt van de zuidelijke Noordzee. Deze schatting is gebaseerd op gekende aantallen in de overwinteringsgebieden, de ligging van de overwinteringsgebieden ten opzichte van de broedgebieden en het aantal langstreckende individuen dat tijdens tellingen vanaf het land wordt waargenomen. De gegevens die Seys (2001) presenteert zijn over het algemeen ruwe schattingen die bovendien betrekking hebben op de gehele zuidelijke Noordzee. Ze geven echter wel een indruk van het belang van Belgische zeegebieden als trekcorridor. In Tabel 2 wordt per zeevogelsoort het belang van het BCP als trekcorridor gekwantificeerd.

Zeevogels zijn zogenaamde k-strategen die lang leven, kleine legsels produceren en waarvan de juvenielen pas na enkele jaren aan het reproductief proces deelnemen. Dit maakt dat zeevogelpopulaties zeer gevoelig zijn voor veranderingen in de mortaliteit van adulte vogels. Zelfs een geringe verhoging van de mortaliteit kan desastreuze gevolgen hebben voor de populatie in zijn geheel. Omdat zeevogels lang leven kan dit evenwel pas na een lange tijd (soms na meer dan 20 jaar) zichtbaar worden. Om deze reden en ook omdat de zuidelijke Noordzee een belangrijke functie vervult als trekcorridor dient men zeer voorzichtig te zijn met het plaatsen van constructies die de overlevingskansen van zeevogels kunnen aantasten.

b. Belang van de kustzone

Veel vogels (ook niet-zeevogels) gebruiken de kustlijn als oriëntatie tijdens de trek van en naar de broedgebieden. Hierdoor worden tijdens de herfst en lente zeer hoge dichtheden aan vogels waargenomen in de kustzone. Zowel in België als in de Nederlandse kustwateren wordt deze trek intensief gevolgd door zeetrekters (o.a. Camphuysen & Van Dijk 1983, Borrey et al. 1986, Van Westrienen 1988, Platteeuw et al. 1994). Hierdoor weten we dat vooral typische inshore zeevogelsoorten, maar ook veel niet-zeevogels (vooral steltlopers) langs de kustzone trekken. Elke soort vertoont een specifiek patroon door het jaar heen, met meestal een piekvoorkomen in lente of herfst. Enkele soorten vertonen bovendien ruitrek (bijvoorbeeld Bergeend). Dit seizoenspatroon wordt dan nog eens beïnvloed door de weersomstandigheden. Zo is er tijdens de herfst sprake van sterk gestuwde trek in periodes van sterke wind vanuit het noordwesten. Dan worden zelfs echte zeevogels (zoals Noordse Stormvogel en Jan van Gent, die normaal weinig langs de kust worden gezien) naar de kust gedreven.

Het aantal vogels dat in de kustzone passeert kan zeer hoog oplopen. Tijdens observaties te Oostende (1978-1983) bereikten verschillende soorten zelfs piekgemiddelden van meer dan 10 vogels per uur (met name: Grauwe Gans, Rotgans, Smient, Zwarte Zee-eend, steltlopers, Scholekster, Kievit en stern; Borrey et al. 1986). Vooral Zwarte Zee-eenden (maxima van 266 vogels per uur) en Visdieven/Noordse Stern (maxima van 52 vogels per uur) kunnen zeer hoge uurgemiddelden bereiken. Typische soorten van de diepere wateren (o.a. Noordse Stormvogels, Drieteenmeeuwen en Alkachtigen) worden langs de kust slechts in lage aantallen gezien. De meer algemene meeuwensoorten (Kokmeeuw, Stormmeeuw, Zilvermeeuw, Kleine Mantelmeeuw en Grote Mantelmeeuw) zijn echter niet systematisch geteld, zodat er geen goed beeld bestaat van hun trekbewegingen. Tellingen van het aantal passerende vogels langs de kust van Zuid-Holland (Nederland) geven in grote lijnen hetzelfde beeld van de overheersende soorten (Camphuysen & Van Dijk 1983, Platteeuw et al. 1994). Echter in tegenstelling tot de waarnemingen te Oostende bereikten enkele soorten (Fuut, Jan van Gent, eenden, Dwergmeeuw en Drieteenmeeuw) langs de Zuid-Hollandse kust wel maxima hoger dan 10 vogels per uur. Hier is het aantal trekbewegingen van algemene meeuwensoorten wel vastgelegd. Zowel Kokmeeuw, Stormmeeuw, Zilvermeeuw als Kleine Mantelmeeuw bereikten daarbij piekgemiddelden van meer dan 10 passerende vogels per uur, oplopend tot 140 vogels per uur (Camphuysen & Van Dijk 1983, Platteeuw et al. 1994). Het aantal trekvogels dat langs de Nederlandse kustlijn over zee trekt is in het voorjaar in de ordegrootte van 3,5 miljoen vogels en in het najaar in de ordegrootte van 2,5 miljoen vogels. Langs de Belgische kust zal ongeveer dezelfde trekintensiteit plaatsvinden. Dit betekent dat de intensiteit van het aantal vogelverplaatsingen in de kustzone groter is dan op de meest vogelrijke locaties op het land.

c. Belang van offshore gebieden

Voor de meer offshore gelegen gebieden is de kennis met betrekking tot trekbewegingen zeer summiër (Lack 1960, 1963, Louette 1971a, 1971b, Buurma 1987). De weinige zeetrekwaarnemingen vanaf olieplatforms en schepen suggereren dat op open zee een veel geringere dichtheid aan trekvogels wordt aangetroffen (Rapporten van de Club van Zeetrekwaarnemers, geciteerd in Buurma & Van Gasteren 1989). Ook eigen waarnemingen van het IN laten zien dat veel soorten die typisch zijn voor de kustzone (zoals steltlopers, eenden en zangvogels) op open zee veel minder frequent worden gezien. Toch blijkt uit een radarstudie naar de voor- en najaarstrek van vogels langs de Belgische kust, dat de noord-zuid gerichte trek in het voor- en najaar ook ver uit de kust nog zeer intensief kan zijn (Louette 1971). Tevens waren er op de radar soms sterke verplaatsingen zichtbaar in oost-westelijke richting, die duiden op trek van en naar Engeland. Omdat de breedte van de trekzone niet goed bekend is, zou op grond van radarwaarnemingen (Louette 1971a, Buurma & Van Gasteren 1989) voorlopig rekening gehouden kunnen worden met een afstand van vijftien tot twintig kilometer uit de kust, waarbinnen geconcentreerde trek plaatsvindt. Overigens laten de scheepstellingen uitgevoerd door het IN (periode 1992-2002) zien dat veel zeevogels tijdens het voorjaar een andere trekroute kiezen dan tijdens de herfst. De meeste soorten (Dwergmeeuw, Grote Stern, Kleine Mantelmeeuw, Stormmeeuw en Zilvermeeuw) zijn tijdens de herfst veel meer kustgebonden dan tijdens de lente. Alleen Visdief/Noordse verlaat het omgekeerde patroon.

Niet alleen de afstand tot de kust waarop de verschillende soorten langstrekken is quasi onbekend, ook ontbreekt het nagenoeg aan gegevens over vlieghoogte en ook over nachtelijke trekbewegingen. Juist bij verplaatsingen tijdens de nacht of in de schemering is het aanvaringsrisico met windmolens het grootst. Nachtelijk trekgedrag in kustgebieden is geconstateerd bij meerdere vogelsoorten. Een radarstudie bij de Maasvlakte (Nederland) laat zien, dat in het najaar gedurende de gehele nacht trek plaatsvindt in de onderste luchtlagen (< 150 m; Buurma & Van Gasteren 1989). Hoewel stuwing 's nachts weinig voorkomt, gebruiken tal van soorten 's nachts de kust als gidslijn. Hierdoor ontstaan relatief hoge dichtheden trekvogels in de onderste luchtlagen over een zone van enkele kilometers breed (Lack 1960, 1963, Buurma 1987, Buurma & Van Gasteren 1989). Een radarstudie naar de nachtelijke vogeltrekintensiteit langs de Belgische kust (Louette 1971a, 1971b) bevestigt dit beeld.

3.1.5. Conclusies

Teneinde conclusies te trekken over het belang van de Thorntonbank voor zeevogels moeten een aantal factoren worden afgewogen (Tabel 2). In deze paragraaf wordt voor ieder soort(sgroep) afgewogen of:

- deze al dan niet is opgenomen in de belangrijkste beschermingsinstrumentaria van Europa, zijnde de Vogelrichtlijn (Bijlage I-soorten), de Conventie van Bern (Appendix I of II) en de Conventie van Bonn (Appendix I of II).
- deze een bedreigde status heeft binnen Europa of binnen België.
- de Belgische mariene wateren van specifiek belang zijn als trekcorridor
- de Belgisch mariene wateren in een bepaald jaargetijde internationaal belangrijke aantallen herbergen (i.e. wanneer meer dan 1% van de totale biogeografische populatie zich op enig moment op het BCP bevindt).
- het doelgebied van specifiek belang is. Dit is een integrale overweging, waarin (1) de lokale dichtheden worden vergeleken met die op het BCP, (2) wordt bekeken of het gebied een belangrijk concentratiegebied vormt en (3) ook het belang van het gebied als trekcorridor wordt afgewogen.

De resultaten van deze oefening staan weergegeven in Tabel 2. Merk op dat in deze tabel geen soortgroepen worden getoond. Wanneer in het bovenstaande gedeelte van het rapport wordt gesproken van een soortgroep (duiker spp, jager spp, Visdief/Noordse Stern, Zeekoet/Alk), is hier alleen de meest dominante soort in overweging genomen.

De belangrijkste conclusies die uit Tabel 2 en de bovenstaande soortbeschrijvingen kunnen worden getrokken, zijn:

- Voor alle soorten die internationaal gezien een hoge beschermingsstatus genieten of waarvan de populaties kwetsbaar, lokaal of afnemende zijn (**Roodkeelduiker, Jan van Gent, Zwarte Zee-eend, Dwergmeeuw, Grote Stern, Visdief, Dwergstern**), heeft het doelgebied **geen specifieke betekenis**. Enkele van deze soorten bereiken weliswaar relatief hoge dichtheden in het doelgebied, maar deze komen ofwel wijd verspreid voor over grote delen van het BCP ofwel het doelgebied ligt op het de rand van het verspreidingsgebied of van de trekcorridor zodat het gebied toch van gering belang wordt geacht.
- De meest algemene soorten in doelgebied (**Kleine Mantelmeeuw, Drieteenmeeuw, Zeekoet/Alk**) bereiken weliswaar relatief hoge dichtheden in het doelgebied, maar gezien hun wijd verspreide voorkomen op het BCP heeft het gebied toch **geen specifieke betekenis** voor deze soorten. Bovendien worden deze soorten niet bedreigd op internationaal niveau en genieten internationaal gezien ook geen speciale beschermingsstatus.
- De overige soorten (**Fuut, Noordse Stormvogel, Grote Jager, Kokmeeuw, Stormmeeuw, Zilvermeeuw, en Grote Mantelmeeuw**) bereiken ofwel relatief lage dichtheden in het doelgebied of kennen een dermate ruim verspreidingsgebied dat ook hiervoor geldt dat het doelgebied **geen specifieke betekenis** heeft. Ook deze soorten worden niet bedreigd op internationaal niveau en genieten geen internationale beschermingsstatus.

Tabel 2. Schematische voorstelling van de opname van een soort op de belangrijkste Europese beschermingslijsten (VR = de soort is opgenomen in Bijlage I van de Vogelrichtlijn, BE = de soort is opgenomen in Bijlage I of II van de Conventie van Bern, BO = de soort is opgenomen in Bijlage I of II van de Conventies van Bonn), de internationale status (volgens Heath et al. 2000, lokale broedvogel = populatie is groter dan 10,000 broedvogels, waarvan 90% in minder dan 10 kolonies broedt), de status in Vlaanderen (afkomstig van de Rode Lijst van de Broedvogels in Vlaanderen, Kuijken 1999), het belang van het BCP als trekcorridor (- = weinig belangrijk, + = van enig belang, ++ = belangrijk, +++ = van groot belang), het percentage van de totale biogeografische populatie dat maximaal op het BCP aanwezig is (volgens Seys 2001, weergegeven in rood wanneer meer dan 1% van de populatie aanwezig is) en het specifieke belang van het doelgebied voor de desbetreffende soort (- = onbelangrijk, + = van gering belang, ++ = belangrijk, +++ = zeer belangrijk). Voor iedere soort zijn tevens de belangrijkste functies van het doelgebied aangeduid (F = foerageergebied, R = rustgebied en M = migratie).

Soort	Beschermings-status	Status in Europa	Status in Vlaanderen	Functie BCP als migratie corridor	Maximum % op het BCP	Belang van het doelgebied	Functie van het doelgebied
Roodkeelduiker	VR, BE, BO	kwetsbaar	niet broedend	++	2.5%	+	FMR
Fuut		niet bedreigd	niet bedreigd	++	* 3.2%	-	-
Noordse Stormvogel		niet bedreigd	niet bedreigd	-	0.0%	+	F
Jan van Gent		lokale broedvogel	niet broedend	+	0.4%	+	FMR
Zwarte Zee-eend		niet bedreigd	niet broedend	+	1.0%	-	-
Grote Jager		niet bedreigd	niet broedend	+++	1.6%	+	FMR
Dwergmeeuw	BE	afnemend	niet broedend	+++	4.9%	+	FMR
Kokmeeuw		niet bedreigd	niet bedreigd	+	0.1%	-	-
Stormmeeuw		afnemend	zeldzaam	+	0.4%	+	FR
Kleine Mantelmeeuw		niet bedreigd	kwetsbaar	++	3.5%	+	FMR
Zilvermeeuw		niet bedreigd	kwetsbaar	+	1.4%	+	FR
Grote Mantelmeeuw		niet bedreigd	niet broedend	+	1.2%	+	FR
Drieteenmeeuw		niet bedreigd	niet broedend	-	0.1%	+	F
Grote Stern	VR, BE, BO	afnemend	met uitsterven bedreigd	+++	2.2%	+	FM
Visdief	VR, BE, BO	niet bedreigd	bedreigd	+++	* 2.7%	+	M
Dwergstern	VR, BE, BO	afnemend	met uitsterven bedreigd	++	2.5%	-	-
Zeekoet		niet bedreigd	niet broedend	-	0.7%	+	FR
Alk		niet bedreigd	niet broedend	-	0.8%	+	FR

* = aangepaste waardes van Seys 2001 volgens recente gegevens van het IN.

3.2. Zeezoogdieren

3.2.1. Potentiële probleemsoorten

Vier zeezoogdiersoorten hebben residente populaties in de Noordzee, dwz. dat zij dit gebied gebruiken om zich voort te planten en te voedsel te zoeken: Gewone Zeehond *Phoca vitulina*, Grijze Zeehond *Halichoerus grypus*, Bruinvis *Phocaena phocaena* en TuimelaarTursiops *truncatus*. Witsnuitdolfijn *Lagenorhynchus albirostris*, Witflankdolfijn *Lagenorhynchus acutus* en Dwergvinvis *Balaenoptera acutorostrata* vertoeven regelmatig met grote aantallen in grote delen van de Noordzee om zich te voeden (ICES 2001a). Op basis van strandingen aan de Belgische kust en zichtwaarnemingen op het BCP kunnen vier zeezoogdiersoorten als algemene tot vrij algemene verschijningen in de Belgische mariene wateren beschouwd worden (Reijnders & Lankester 1990, Van Gompel 1991, 1992, 1996, Reijnders 1992, Camphuysen & Leopold 1993, Camphuysen 1994b, Seys 1998, Tahon & Haelters 1998, Haelters 2000, Haelters et al. 2000, De Ridder 2001, Debacker et al. 2002):

- Bruinvis
- Witsnuitdolfijn
- Gewone Zeehond
- Grijze Zeehond

Daarnaast zijn er nog minder frequente of zeldzame waarnemingen of strandingen van andere zeezoogdiersoorten aan de Belgische kust vastgesteld (Reijnders & Lankester 1990, Van Gompel 1991, 1992, 1996, Haelters & Kerckhof 2000):

- dolfijnen: Witflankdolfijn, Tuimelaar, Gestreepte Dolfijn *Stenella coeruleoalba* en Gewone Dolfijn *Delphinus delphis*
- walvissen: Potvis *Physeter macrocephalus*, Gewone Vinvis *Balaenoptera physalus* en Griend *Globicephala melaena*
- zeehonden: Klapmuts *Cystophora cristata* en Ringelrob *Pusa hispida*

Hiervan neemt de Griend eerder een positie in tussen de vier meest voorkomende soorten en de zeldzamere, minder toevallige aanwezige soorten op het BCP (med. J. Van Gompel). Aan onze kust zijn er acht waarnemingen van deze soort sinds 1986 waarvan 7 van zwemmende individuen of groepen, uitsluitend in het najaar (doortrek naar het ZW) en slechts één stranding van één exemplaar in maart 1995 (gegevens J. Van Gompel, zoogdierenatlas, in voorbereiding).

Hieronder worden de vier meer algemene zeezoogdiersoorten van het BCP kort besproken. Ook enkel deze zullen bij potentiële effecten van een offshore windpark in beschouwing genomen worden.

3.2.2. Soortbeschrijving

a. Bruinvis *Phocaena phocaena* (gebaseerd op Minasian et al. 1984, Camphuysen 1987, Evans 1987, Klinowska 1991, Peet et al. 1992, Baptist & Witte 1996, Palka et al. 1996, Read et al. 1997)

De Bruinvis is de kleinste walvisachtige van de Noordzee. Bruinvissen hebben een vrij stompe kop. De dieren zijn van boven donker (afhankelijk van de lichtomstandigheden zwart, grijs of bruin), de flanken zijn grijs en de onderdelen zijn helderwit. De borstvinnen zijn zwart en er loopt een donkere streep van de mondhoek naar de flippers. De kleine rugvin is min of meer driehoekig en staat midden op de rug. Van een zwemmende Bruinvis ziet men meestal niet meer dan het bovenste deel van de rug met de rugvin. De voornaamste veldkenmerken van de Bruinvis zijn het kleine formaat, de stompe kop (zonder dolfijnensnuit) en de kleine, ietwat stompe en driehoekige rugvin. Bruinvissen leven solitair of in groepjes van drie tot vijf dieren, soms meer. Tijdens de trek vormen zich zo nu en dan grotere concentraties. Maar vaak worden solitaire exemplaren of 'paartjes' (meestal wijfje en kalf) waargenomen. Evenals dolfijnen oriënteren bruinvissen zich onder water door middel van echopeiling of 'sonar'. Bruinvissen springen bijna nooit boven het water uit in tegenstelling tot de meeste dolfijnen. De manier van zwemmen is karakteristiek: met een wat 'rollende' beweging (wel beschreven als een

draaiend wiel) verschijnt er even een stukje rug boven water waarop de kleine rugvin als het ware voorbijdraait. Deze beweging herhaalt zich drie tot vier keer, waarna een langdurigere duik volgt.

Het voedsel van de volwassen Bruinvissen bestaat uit allerlei soorten pelagische en demersale vis, alsook marine invertebraten. In de Zuidelijke Noordzee zijn dat vooral kleine bodemvissen, haringachtigen, inktvis, wijting en kabeljauw. Dagelijks eten Bruinvissen ongeveer 5 kilogram vis (ongeveer 10% van hun lichaamsgewicht). Naast vissen eten ze soms ook krabben en slakken. De samenstelling van het voedsel kan geografisch en seizoenaal sterk verschillen en is afhankelijk van het aantal dieren dat er voorkomt. In de Duitse Waddenzee zijn platvissen de belangrijkste prooi van Bruinvissen, terwijl Bruinvissen in de Oostzee voornamelijk grondels eten. In de open Noordzee eten Bruinvissen vooral haring, sprat en makreel.

b. Witsnuitdolfijn *Lagenorhynchus albirostris* (gebaseerd op van Bree & Nijssen 1964, Mitchell 1975, Minasian et al. 1984, Klinowska 1991, Peet et al. 1992, Reeves 1999)

Witsnuitdolfijnen zijn vrij grote en robuuste dolfinen. Ze zijn donkergrijs tot zwart op de rug, met een lichtere 'zadelvlek' achter de rugvin. Boven het oog vertrekt een donkergrijze tot witte streep, over de flanken tot aan het anus. De kleur vertoont echter aanzienlijke variabiliteit. Het lichaam is vrij gedrongen en torpedo-vormig. De bek is vrij kort en de flippers zijn breed en puntig. De rugvin is klein en sikkelvormig.

Witsnuitdolfijnen leven van aan de oppervlakte levende vis en dieren die in ondiep water voorkomen. Het voedsel van Witsnuitdolfijnen verschilt per gebied en is waarschijnlijk afhankelijk van de beschikbaarheid. De maaginhoud van gestrande exemplaren bestond onder andere uit wijting, kabeljauw, schelvis, heek, haring, schol, makreel en inktvis en soms ook bentische crustaceën.

Ze blijven meestal ver van de kust. Deze soort leeft in scholen van 6 tot 20 exemplaren, uitzonderlijk in groepen van meer dan 1500 dieren. Ze worden af en toe samen met Witflankdolfijnen gezien. Het zijn onstuimige en krachtige zwemmers die graag surfen op de boeg golf van schepen.

c. Gewone Zeehond *Phoca vitulina* (gebaseerd op Reijnders 1978, Bonner 1979a, Bigg 1981, Reijnders & Wolff 1983)

De Gewone Zeehond kan ongeveer 1,6 m lang worden en 120 kilo wegen. De kleur is variabel: grijs tot bruinachtig met zwarte vlekken. Karakteristiek bij de Gewone Zeehond zijn de V-vormige neusgaten.

Zeehonden zijn goede zwemmers. De voorste vinpoten dienen als het roer. Het lichaam en de achterste vinpoten zorgen voor de voortstuwing. Het lichaam is volledig aangepast aan de snelheid onder water: het is torpedovormig en oorschelpen zijn afwezig. Waarnemingen vanuit schepen laten zien dat de meeste zeehonden te vinden zijn rond de 10-meter dieptelijn. Incidenteel jagen zeehonden tot aan de 20-meter dieptelijn. Tijdens laagwater liggen ze graag te zonnen op een zandplaat.

Vanaf eind juni tot half juli worden met laagwater de jongen geboren op drooggevallede zandbanken. De jongen moeten vrijwel meteen, zodra de vloed opkomt, kunnen zwemmen.

Gewone zeehonden voeden zich in het algemeen met meer bodemgebonden vis (zoals bot, tong, kabeljauw, wijting), maar de meeste dieren zijn vrij opportunistisch wat eten betreft. Ze eten ook mosselen, krabben en inktvis.

d. **Grijze Zeehond** *Halichoerus grypus* (gebaseerd op Bonner 1979b, 1981, van Haaften 1983)

Grijze Zeehonden-mannetjes worden 1,7 meter lang en wegen 120 kilo; vrouwtjes 1,5 meter en 90 kilo. Dit is een zeehondensoort waarbij het seksueel dimorfisme het meest uitgesproken is. Mannetjes zijn donker met lichte vlekken en hebben een langwerpige snuit. Vrouwtjes daarentegen zijn lichter gekleurd met donkere vlekken.

Grijze Zeehonden krijgen midden in de winter jongen. Ze zijn minder schuw en nieuwsgieriger dan de Gewone Zeehond. Jonge Grijze zeehonden moeten enkele weken op het droge blijven, tot ze opgevet en verhaard zijn. Ze moeten in die weken op een droge plek vertoeven.

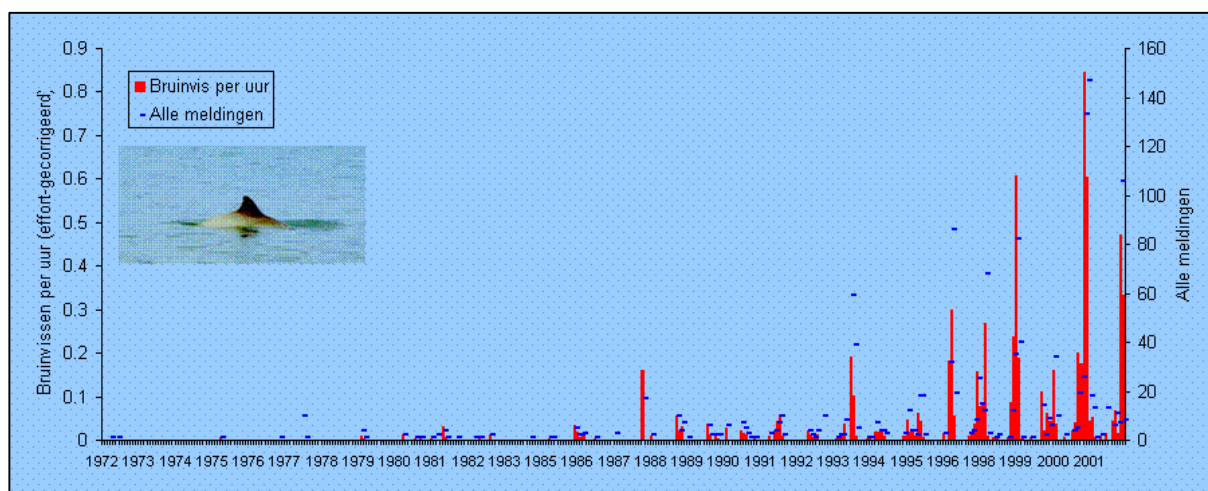
Grijze Zeehonden eten vooral makreel, jonge kabeljauw en andere rondvis, maar ook cephalopoden en crustacean. Gewone Zeehonden eten meer platvis.

3.2.3. Verspreiding en populatie

a. **Bruinvis** *Phocaena phocoena*

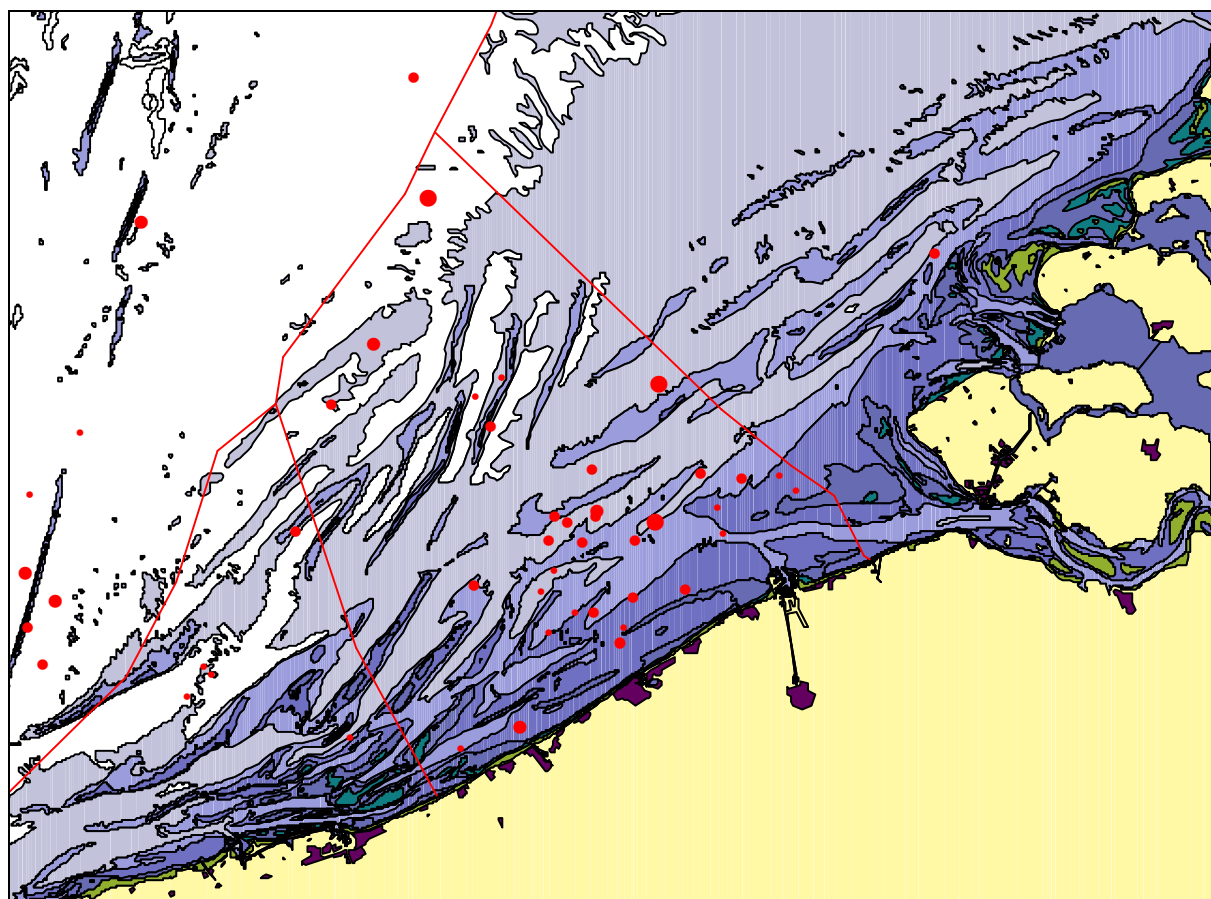
De Bruinvis is een typisch zeezoogdier van (ondiepe) kustwateren, dat zelden op de open oceaan zal worden aangetroffen. Zijn verspreidingsgebied is beperkt tot de gematigde en subarctische wateren van de Noordelijke Hemisfeer. In de Oostelijke Noord-Atlantische Oceaan strekt het zich uit van de Kara Zee tot het zuiden van Senegal in Afrika, met inbegrip van de Noordzee, Baltische Zee en Westelijke Middellandse Zee. Er is een geïsoleerde populatie in de Zwarte Zee (Klinowksa 1991). Er is geen duidelijke migratie waar te nemen. De meeste verplaatsingen lijken gerelateerd te zijn met veranderingen in voedselbronnen.

Volgens de meest recente schattingen bedraagt de totale Bruinvispopulatie van de Noordzee 309.000 individuen (in 1994) (Hammond et al. 1995). Er is geen duidelijke informatie voorhanden om enige recente trend in talrijkheid aan te duiden (ICES 2001a). Wel werd gesteld dat de Bruinvispopulatie in de Noordzee aanzienlijk afgenomen is na de WOII (Verwey 1975) en lijkt zich gelijdelijk aan te herstellen (Reijnders et al. 1996).



Figuur 16. Aantal Bruinvissen per uur en aantal meldingen van Bruinvissen in de periode 1972-2002 waargenomen in de Nederlandse wateren op basis van zeetrekwaarnemingen vanop land (overgenomen van NZG Marine Mammal Database, website <http://home.planet.nl/~camphuys/Cetacea.html>).

Volgens Camphuysen & Leopold (1993), Camphuysen (1994b) en Witte et al. (1998) is de populatie van de Bruinvis in de Zuidelijke Noordzee in de jaren negentig aan het toenemen en deze trend lijkt zich verder te zetten (zie ook Figuur 16). Dit wordt ook bevestigd door de toename van het aantal strandingen in Nederland (Addink & Smeenk 1999). Ook voor de Belgische wateren werd door De Ridder (2001), Haelters et al. (2000) en Haelters & Tavernier (2001) gesteld dat het aantal waarnemingen en strandingen van Bruinvissen de laatste jaren aan het toenemen is (zie ook ICES 2001b). Dit heeft niet noodzakelijk te maken met een betere rapportering van gestrande of waargenomen individuen (Haelters et al. 2000). Een voorzichtige schatting van het aantal Bruinvissen in de Zuidelijke Noordzee bedraagt ongeveer 20.000 exemplaren, waarvan (in de winter) 750 in de Nederlandse wateren (Camphuysen & Leopold 1993). Volgens deze auteurs is de oorzaak van de toename in dit gebied mogelijk het gevolg van een veranderd voedselaanbod, vooral in de winter. Daarbij kan deze terugkeer in de Zuidelijke Noordzee het gevolg zijn van een toename van de totale populatie of gewoon veroorzaakt worden door veranderingen in de verspreiding van de populatie in de Noordzee (Camphuysen 1994b).



Figuur 17. Waarnemingen van Bruinvissen *Phocaena phocoena* op het BCP en omliggende gebieden op basis van tellingen vanop schepen uitgevoerd door het IN tijdens de periode 1992-2002 (grootte van rode stippen duidt groepsgrootte aan).

In de wintermaanden zakken de Bruinvissen af naar de Zuidelijke Noordzee. Zowel in Nederlandse wateren (gebaseerd op zeetrekellingen) als op het BCP (gebaseerd op tellingen vanop schepen) worden in de maanden december-april de meeste Bruinvissen waargenomen (Camphuysen 1997, De Ridder 2001). Dit heeft te maken met de doortrek van deze soort (med. J. Van Gompel). In de zomermaanden worden in dit deel van de Noordzee beduidend minder Bruinvissen vastgesteld, hoewel deze

soort vroeger toch een typische verschijning in dit jaargetijde was (Verwey 1975). Ook het aantal strandingen (inclusief bycatch en dode kadavers drijvend op zee) aan de Belgische kust is in de maanden februari-juli het hoogst (Haelters et al. 2000, Haelters & Tavernier 2001). De jongen worden rond juni geboren, en gedurende de laatste jaren zijn nieuwgeboren Bruinvissen aan de Belgische kust aangespoeld. Recent spoelde ook een zwanger vrouwtje aan. Dit duidt aan dat de Zuidelijke Noordzee gebruikt wordt als een reproductiegebied (Haelters & Tavernier 2001).

Op basis van de tellingen uit de IN-database is het niet mogelijk om een schatting te maken van de populatiegrootte van Bruinvissen op het BCP. In verhouding tot de totale populatiegrootte in de Zuidelijke Noordzee van 20.000 exemplaren (Camphuysen & Leopold 1993), kan gesteld worden dat de populatie op het BCP op internationaal vlak van ondergeschikt belang is. Gezien het oppervlak aan water op het Nederlands Continentaal Plat waar naar de meest recent schatting 750 individuen (4% van de Zuidelijke Noordzee-populatie) in de wintermaanden verblijven, zal dit aantal op het BCP veel lager liggen.

Op basis van de IN-tellingen kunnen we wel stellen dat er geen duidelijk preferentiegebied op het BCP bestaat, zowel bij de kustbanken als verder op zee werden Bruinvissen waargenomen, ook ter hoogte van de Thorntonbank (Figuur 17). De meeste waarnemingen werden verricht rond de verschillende banken (zie ook De Ridder 2001). De meeste waarnemingen komen uit het gebied ten noorden van de Wenduinebank tot aan de Gootebank (Figuur 17).

b. Witsnuitdolfijn *Lagenorhynchus albirostris*

Witsnuitdolfijnen hebben de meest noordelijke verspreiding van het genus *Lagenorhynchus* en kennen een wijde verspreiding (Carwardine 1995). Ze worden aangetroffen in de gematigde en subarctische wateren van de Noord Atlantische Oceaan. Ze worden meer in kustgebieden waargenomen dan de pelagische Witflankdolfijnen en verkiezen vooral wateren op het continentaal plateau. Hun verspreiding is nochtans sterk gelijkend maar strekt zich meer noordelijk uit dan bij de Witflankdolfijn. De soort is algemeen in het noordelijke en centrale deel van de Noordzee en wordt ook in de directe offshore wateren van de Europese kusten gevonden, van de Noordkaap in Noorwegen tot de Britse en Faeroer-eilanden, en seizoenaal langs de kust van België, Nederland, in het Kattegat en Skagerrak tussen Jutland (Denemarken) en het zuidwestelijk deel van de Baltische Zee (Rice 1998). De belangrijkste concentraties rond de Britse Eilanden bevinden zich ten noorden van Schotland, inbegrepen de Hebriden, Orkney en Shetlandeilanden (Reeves et al. 1999, Kinze et al. 1997). Het is de meest algemene dolfijnsoort die aanspoelt of gezien wordt in de Nederlandse wateren (o.a. Baptiste 1987) en wordt ook beschouwd als de meest algemene dolfijn bij zuidoostelijk Groenland en in de zeeën rond IJsland. De soort wordt zelden waargenomen bij Frankrijk, de noordkust van Spanje, de Straat van Gibraltar en de Middellandse Zee (Rice 1998).

Migratie bij deze soort is niet goed gekend of begrepen. In sommige gebieden maken ze inshore-offshore of noord-zuid verplaatsingen tussen de seizoenen (overwinteren in het zuiden of offshore), maar deze verplaatsingen zijn niet goed gedocumenteerd. In andere gebieden zoals Groot-Brittannië, lijken ze het hele jaar aanwezig te zijn (maar met seizoenale pieken van verhoogde aanwezigheid in de kustwateren) (Carwardine 1995). Northridge et al. (1997) geeft aan dat Witsnuitdolfijnen rond de Britse Eilanden een vrij consistente verspreiding kennen doorheen het jaar, maar in het voorjaar lijken ze zich te verzamelen in twee gebieden, bij het noorden van Schotland en aan de kust van Yorkshire.

Uit Evans (1980) valt op te maken dat al vlak na WOII een toename van de Witsnuitdolfijn in de Noordzee is geconstateerd. De Witsnuitdolfijn is nu de meest algemene dolfijnsoort in de Zuidelijke Noordzee. Dit werd reeds door Baptiste (1987) vastgesteld voor het Nederlands Continentaal Plat en blijkt ook uit de strandingen aan de Nederlandse kust. Sinds 1980 is het gemiddeld aantal gestrande Witsnuitdolfijnen langs de Nederlandse kust enigszins opgelopen naar ongeveer 4 per jaar. Ongeveer

84 % (56 van de 66) van alle strandingen van dolfinachtigen in de Noordzee, in de periode 1983-1992, betrof Witsnuitdolfijnen. Ook aan de Belgische kust nam het aantal strandingen en waarnemingen toe. In de periode 1990-1994 werden 7 gevallen opgetekend, terwijl in de periode 1975-1990 er maar één waarneming van deze soort was (Van Gompel 1996).

Een survey van de Noordzee en aangrenzende waters in 1994 geeft een schatting van 7900 Witsnuitdolfijnen (Hammond et al. 1995). Kinze et al. (1997) geeft aan dat de Witsnuitdolfijn algemener is in de Noordzee en Baltische Zee dan de Witflankdolfijn en Northridge et al. (1997) stelde vast dat Witsnuitdolfijnen relatief algemener zijn in Europese wateren vergeleken met Witflankdolfijnen of met de territoriale wateren van de Verenigde Staten. Zo blijkt dat ten minste enkele duizenden Witsnuitdolfijnen in de IJslandse wateren verblijven en meer dan 100.000 in de Noordoost Atlantische Oceaan met inbegrip van de Barentssee, het oostelijk deel van zee bij Noorwegen en de Noordzee ten noorden van 56° breedtegraad. Het totaal aantal Witsnuitdolfijnen in de hele Noord Atlantische Oceaan moet dan om en bij de 110.000 zijn (Reeves et al. 1999).

Het aantal waarnemingen van Witsnuitdolfijnen op en rond het BCP is in de database van het IN is in vergelijking met de Bruinvissen vrij beperkt (aantal waarnemingen = 10, aantal individuen = 32). In verhouding tot de totale populatiegrootte van de Noordzee is het BCP voor deze soort van weinig betekenis. De waarnemingen vanaf schepen werden voornamelijk verricht rond de Hinderbanken en de noordelijke toppen van de Vlaamse banken (zie Figuur 18) (zie ook Seys 1998, Tahon & Haelters 1998).

c. Gewone Zeehond *Phoca vitulina*

Op volle zee ziet men slechts hoogstzelden een zeehond. Het zijn typische kustbewoners. De oostelijke ondersoort *Phoca vitulina vitulina* van de Gewone Zeehond komt langs vrijwel alle kusten van de noordoostelijke Atlantische Oceaan voor: IJsland, Britse Eilanden en Ierland, Noorwegen, Finland, Barents Zee, het zuidelijk deel van de Baltische Zee, de Waddenzee en de Noordzeekusten van Denemarken, Duitsland en Nederland. Getijdengebieden en riviermondingen, waar rustige zandplaten droogvallen, hebben daarbij zijn voorkeur.

In 1965 telde men nog 12.000 Gewone Zeehonden langs alle Noordzee-kusten bij elkaar. In 1975, op het dieptepunt, waren er nog maar 6500 over. De afname werd toegeschreven aan de jacht en de waterverontreiniging. Sinds het moment waarop de Gewone Zeehond tot de beschermde dieren ging behoren (midden jaren zeventig), nam het aantal weer toe tot zo'n 16.000 in 1988. De laatste populatieschattingen van de Gewone Zeehond voor het volledige Noordzeegebied worden weergegeven in Tabel 3 (naar ICES 2001a). De totale populatie van Gewone Zeehonden kan op basis van deze cijfers geschat worden op ongeveer 55.000 individuen. Enkel de populaties in de Orkneys en in Limfjord daalt, in de andere gebieden neemt de populatie toe (ICES 2001b).

Tabel 3. Samenvatting van populatieschattingen van de Gewone Zeehond in het volledige Noordzee-gebied (voor detail: zie appendix tabel 1 uit ICES 2001a).

	Populatieschatting	Periode
Kattegat-Skaggeak	17400	2000
Noordse westkust	2300	1996-1998
Limfjord (Denemarken)	880	2000
VK-Noordzee	19700	1994-1999
Waddenzee	17000	2000
Delta-gebied	100	2000
Totaal	55080	

In de jaren vijftig en zestig was de Gewone Zeehond een normale verschijning aan de Belgische kust, maar ze plantten er zich niet meer voort (Van Gompel 1992). Het waren kleine randpopulaties van de Zeeuwse populatie die in 1955 nog 800 dieren telde. Begin de jaren negentig werd deze soort regelmatig waargenomen, waarbij het in vele gevallen jonge, zwervende dieren zijn die meestal afkomstig waren van de Baai van de Wash (Engelse oostkust) of van de Waddenzee (Van Gompel 1992). De waarnemingen aan onze kust kunnen daarom niet los gezien worden van de populatieontwikkelingen van deze soort in het Nederlandse Delta-gebied en Waddenzee.

Rond 1950 leefden er nog zo'n 3000 Gewone Zeehonden in de Waddenzee. Door afschot daalde het aantal gestaag tot zo'n 1000 aan het einde van de jaren '50. Toen de jacht op zeehonden in Nederland verboden was, nam de populatie toe tot ca. 1410 dieren in 1965. Daarna trad er weer een daling op, die voornamelijk werd veroorzaakt door de vervuiling van het zeewater. Het aantal zeehonden daalt halverwege de jaren '70 tot een dieptepunt van 500 dieren. In 1988 zorgde een virale infectie ervoor dat een groot deel van de populatie van de Waddenzee uitgeroeid werd. De populatiegrootte na deze epidemie was ongeveer 400 dieren. Sindsdien heeft de populatie zich hersteld en telde in 1994 al 1230 individuen. In 1999 was dit gestegen tot 2400 en in 2000 was dit al 3330 (Reijnders 1978, 1983, 1986, 1988, Reijnders et al. 1983, van Haaften 1983b, Reijnders & Lancaster 1990, ICES 2001a).

Aan het begin van de vorige eeuw moet de Deltapopulatie gelegen hebben tussen de 6.000 en 12.000 dieren. Deze schatting wordt gebaseerd op afschotgegevens. De eerste schattingen op basis van tellingen dateren van de jaren '30. Toen werd de populatie op minimaal 1300 dieren geschat. Historisch gezien was het deltagebied naast de Waddenzee dus een belangrijk gebied voor de Gewone Zeehond in Nederland. In de jaren '60 nam de populatie af tot 300. Die neergaande tendens zette zich daarna voort (Reijnders 1982, 1986). In 1992 leefden nog maar 18 zeehonden in het gehele Deltagebied. De sterke achteruitgang werd toegeschreven aan de zware jachtdruk in de eerste helft van de vorige eeuw (tot 1961) en later de toenemende verontreiniging van de Zeeuwse en Zuid-Hollandse wateren met organochloor-verbindingen. Bovendien werden de zeehonden door de toename van recreatie en toerisme, de visserij en de scheepvaart, steeds vaker verstoord. Ook verloren de zeehonden een deel van hun leefgebied door de aanleg van de Deltawerken. Sinds kort gaat het weer iets beter met de Gewone Zeehonden in het Deltagebied. Ze bedroeg de populatie anno 1998 78 stuks. In 2000 werden reeds 97 individuen geteld (ICES 2001a). Vanaf 1992 wordt jaarlijks enkele zeehond in de Westerschelde geboren, maar overleving blijft moeilijk door verstoring en de aanwezigheid van fuiken (med. J. Van Gompel). Natuurlijke aanwas door voortplanting blijft dus vrijwel uit; de toename is vooral toe te schrijven aan dieren die van elders (waddengebied, Engelse en Franse kust) komen. Daarnaast loopt er sinds 1995 een reïntroductieproject, waaraan het Sea Life Centre van Blankenberge deelneemt (med. J. Van Gompel).

Ook nabij de Somme in Frankrijk is momenteel een populatie van een 25-tal dieren gevestigd. Sinds 1997 worden ook daar enkele jongen geboren maar ook hier blijft verstoring een probleem (med. J. Van Gompel).

Uit de IN-database zijn weinig telgegevens over Gewone Zeehonden voor handen (aantal waarnemingen = 10, aantal individuen = 10), aangezien zeehonden echte kustbewoners zijn en zelden verder op zee worden waargenomen. Daarom is het moeilijk om op basis van waarnemingen vanop schepen de werkelijke verspreiding aan te geven, maar het staat vast dat hun aantal op het BCP zeer laag is in vergelijking met de totale Noordzeepopulatie en ze hier voornamelijk tijdens het najaar en de wintermaanden gezien worden (augustus-februari) en minder in het voorjaar (Van Gompel 1992). Tegenwoordig verblijven er elke winter 8 à 15 exemplaren aan onze kust, meest jonge dieren en subadulten (med. J. Van Gompel). Enkele dieren pleisteren bij de IJzermonding te Nieuwpoort. Ook in de voorhaven van Zeebrugge en in het strandreservaat de Baai van Heist worden af en toe individuen gemeld, maar de grootste concentraties bevinden zich evenwel aan de Westkust (nabijheid van Vlaamse banken) waar kleine groepjes zich soms verzamelen op gemeenschappelijke slaappleaats op golfbrekers (med. J. Van Gompel).

d. Grijze Zeehond *Halichoerus grypus*

Er zijn drie verschillende rassen van Grijze Zeehonden. Het West-Atlantische ras kan men aantreffen van Cape Chidley, in het noorden van Labrador, doorheen Newfoundland, Nova Scotia en de Golf van St. Lawrence tot Nantucket. Het Oost-Atlantische ras kan aangetroffen worden op IJsland, de Faeroer-eilanden, in Noorwegen tot de Noordkaap, rond de Britse Eilanden (waarbij het meerendeel van deze soort gevonden wordt rond de Hebriden) en enkele in de Waddenzee, langs de continentale Noordzeekust en in Bretagne in Frankrijk. Het Baltische ras bevindt zich in de Golf van Bothnia, Golf van Finland en langs de Baltische kusten van Polen en Duitsland (Bonner 1979b, 1981, 1982).

In de Noordzee zijn de belangrijkste gebieden waar Grijze Zeehonden voorkomen het Verenigd Koninkrijk, IJsland en de noordwestkust van Noorwegen (Reijnders & Lancaster 1990). Op basis van de laatste populatieschattingen kunnen we stellen dat deze populatie tegenwoordig ongeveer 62000 individuen telt (zie Tabel 4, naar ICES 2001a). Ongeveer 95% van de Noordzee-populatie situeert zich in de waters van het Verenigd Koninkrijk. Ze zijn zeer algemeen in het gebied rond Orkney. De Noordzeekusten van Nederland, Duitsland en Noorwegen herbergen slechts kleine kolonies van deze soort. Hun grootte gaat niet verder dan verscheidene honderden dieren. Deense wateren waren historisch gezien belangrijk voor Grijze Zeehonden (ICES 2001b).

Tabel 4. Samenvatting van populatieschattingen van de Grijze Zeehond in het volledige Noordzee-gebied (voor detail: zie appendix tabel 2 uit ICES 2001a).

	Populatieschatting	Periode
Kattegat-Skagge- rak	35	2000
Noordse westkust	21	2000
VK-Noordzee	61500	1999
Waddenzee	400	2000
Totaal	61956	

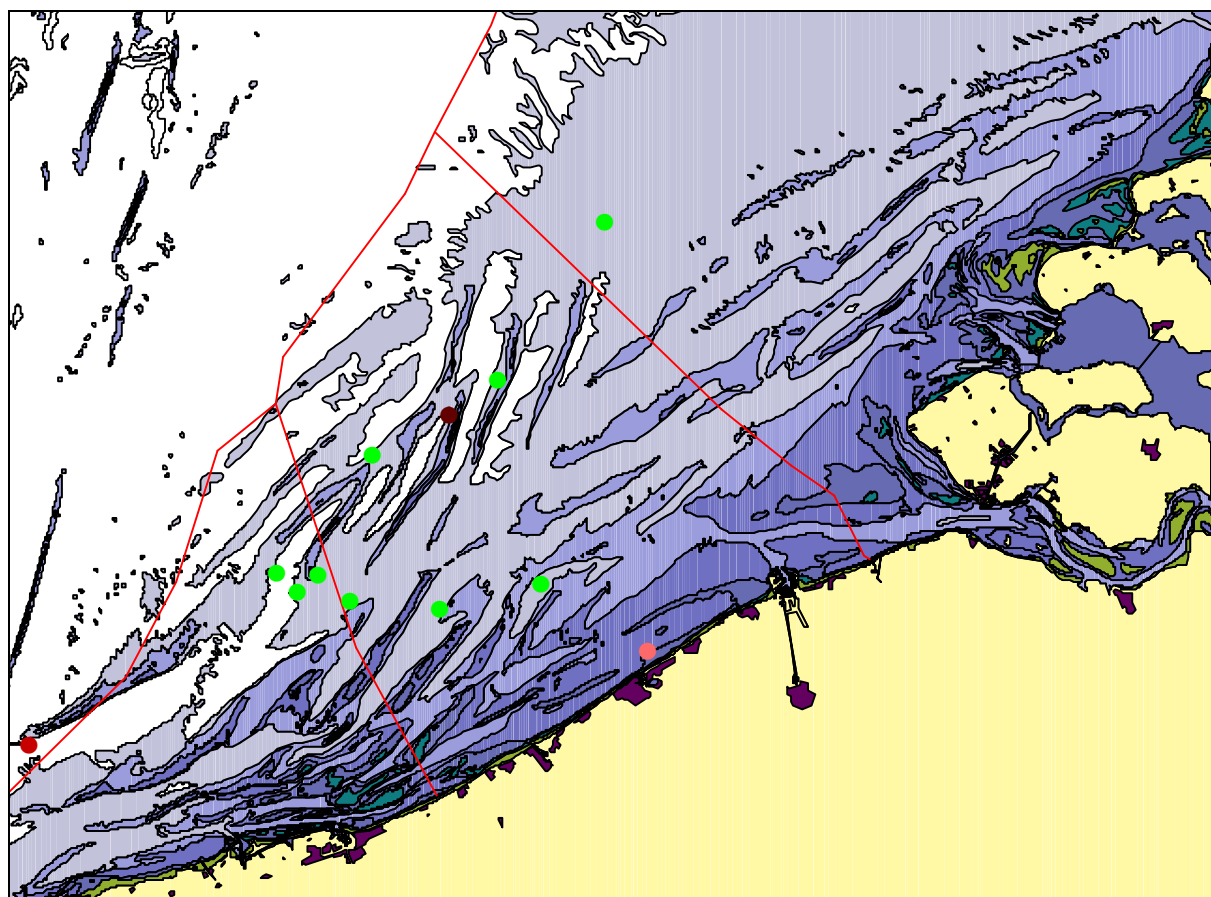
In de Nederlandse Waddenzee komt een kolonie Grijze Zeehonden voor. Ook worden zo nu en dan grijze zeehonden in het Zeeuwse kustgebied gevonden. Ook in het Waddengebied van Schleswig-Holstein leeft een groep grijze zeehonden. De grijze zeehond behoorde oorspronkelijk tot de Nederlandse kustfauna. Uit fossiele vondsten is gebleken dat de grijze zeehond heel vroeger in de Noordzee-regio zelfs meer voorkwam dan de Gewone Zeehond. Maar al in de Middeleeuwen werd de grijze zeehond door de mens uitgeroeid in de Waddenzee (Reijnders et al. 1995). De terugkeer van de grijze zeehond begon omstreeks 1980 (Reijnders 1987). De soort kreeg in Groot-Brittannië vanaf die periode een betere bescherming. Het aantal waarnemingen langs de Nederlandse kust en in de Waddenzee steeg vrijwel onmiddellijk. In de afgelopen jaren groeide de populatie telkens met gemiddeld 40 exemplaren. In 1992 bijvoorbeeld bedroeg het aantal nog 150 (van Haaften 1983a).

Aan onze kust wordt deze soort sinds 1973 opgemerkt. Tegenwoordig worden elke winter verscheidene jongen waargenomen aan onze kust. Gezien de vroege data zijn deze dieren waarschijnlijk afkomstig van het zuidelijk deel van de Engelse kust waar ze vroeger geboren worden dan in Schotland. In de rest van het jaar zijn er slechts in klein aantal waar te nemen, vaak jonge maar ook af en toe volwassen rondzwervende dieren (med. J. Van Gompel).

De weinige waarnemingen van het IN tijdens de scheepstellingen op en rond het BCP (aantal waarnemingen = 11, aantal individuen = 13), geven net zoals bij de Gewone Zeehond aan dat dat hun aantal zeer laag is in vergelijking met de totale Noordzee-populatie (zie Figuur 18).

3.2.4. Conclusies

Van de vier zeezoogdiersoorten die tot de inheemse fauna van het BCP beschouwd worden, is de Bruinvis de meest algemene. De totale populatie van de Bruinvis die tijdens de wintermaanden op het BCP verblijft is moeilijk te schatten. Wel staat vast dat op internationaal vlak deze populatie van weinig betekenis zal zijn. Bruinvissen blijken op het BCP geen duidelijk preferentie te vertonen voor een bepaald gebied. Evenals elders op het BCP werden ze ook waargenomen ter hoogte van de Thorntonbank. Witsnuitdolfijnen zijn vrij algemeen in de Zuidelijke Noordzee, maar in een internationale context speelt het BCP voor deze soort een minder belangrijke rol. Dit is zeker het geval voor Gewone en Grijze Zeehonden, die echte kustbewoners zijn en slechts zelden echt op zee gezien worden. Elke winter verblijven wel enkele exemplaren van de Gewone Zeehond bij de IJzermonding te Nieuwpoort, maar ook op andere plaatsen aan onze kust worden af en toe individuen gemeld.



Figuur 18. Waarnemingen van Witsnuitdolfijn *Lagenorhynchus albirostris* (groene stippen), Gewone Zeehond *Phoca vitulina* (bruine stip op Hinderbanken) en Grijze Zeehond *Halichoerus grypus* (rode en roze stip) op het BCP en omringende gebieden op basis van tellingen vanaf schepen uitgevoerd door het IN tijdens de periode 1992-2002.

4. AUTONOME ONTWIKKELING

Bij het niet installeren van een windpark op de Thorntonbank mag worden verondersteld dat de ornithologische waarde en waarde voor marien zoogdieren van de site nagenoeg hetzelfde zal blijven. Behalve bestaande (semi)-natuurlijke fluctuaties in het zeevogel- of zeezoogdierbestand (bijvoorbeeld door veranderingen in de voedselbeschikbaarheid, of door verschuivingen in de overwinteringsgebieden) zijn er geen aanwijzingen dat er momenteel belangrijke wijzigingen plaatsvinden in het doelgebied. Veranderingen in de verspreiding van zeevogels en zeezoogdieren als gevolg van de opwarming van de aarde zullen niet op korte termijn meetbaar zijn en zullen dientengevolge ook niet interfereren met een toekomstige monitoring van zeevogels en -zoogdieren in het doelgebied.

5. JURIDISCH KADER EN BEOORDELINGSCRITERIA IFV AVIFAUNA

5.1. Algemeen

Vijf internationale wetgevende initiatieven hebben gevolgen voor de bescherming van vogels in de Belgisch mariene wateren. Het om de Vogelrichtlijn, de Habitatrichtlijn, de Conventie van Ramsar, de Conventie van Bern en de Conventie van Bonn. De Europese Vogelrichtlijn en Habitatrichtlijn en de Ramsarconventie hebben in de praktijk het grootste gewicht. Hieronder volgt een korte beschrijving van deze internationale initiatieven (zie Kuijken 1999 voor een meer uitgebreide beschrijving). Daarnaast bestaan er nationale en internationale lijsten die de kwetsbaarheid van een soort met betrekking tot uitsterven categoriseren. Aan deze laatste lijsten is geen wettelijk kader gekoppeld, maar deze worden toch in het onderhavige rapport gehanteerd omdat zij bovenop de vijf internationale wetgevende initiatieven toch een meerwaarde opleveren voor de bescherming van soorten.

5.2. De Vogelrichtlijn

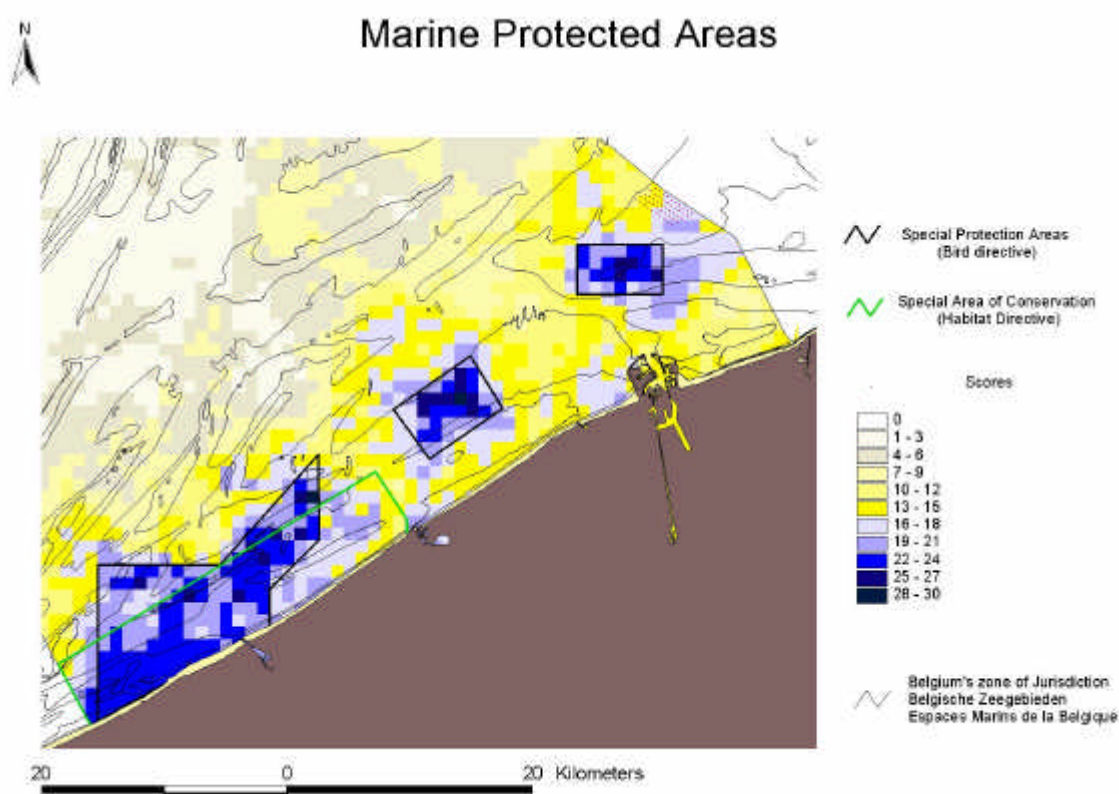
In 1979 werd door de Europese Commissie de Vogelrichtlijn uitgevaardigd (Richtlijn 79/409/EEG, 2 april 1979). Deze richtlijn voorziet in een betere bescherming van vogels in de Europese Gemeenschap. Volgens Artikel 4 van de Vogelrichtlijn moeten in de leefgebieden van de soorten uit Bijlage I speciale beschermingsmaatregelen getroffen worden opdat deze soorten daar waar zij nu voorkomen, kunnen voortbestaan en zich kunnen voortplanten. Bovendien moet men ook de broed-, rui-, overwinterings- en rustplaatsen van enkele niet op Bijlage I voorkomende trekvogelsoorten beschermen. De lidstaten moeten de naar aantal en oppervlakte voor de instandhouding van deze soorten meest geschikte gebieden als speciale beschermingszones aanwijzen, waarbij rekening wordt gehouden met de bescherming die deze soorten behoeven (Art.4 lid 1). Deze soorten dienen ook door andere maatregelen beschermd te worden, zoals een verbod om op deze vogels te jagen of ze opzettelijk te verstoren (Art. 5).

Criteria die als basis dienden voor het opnemen van soorten in de Bijlage I zijn de volgende:

- soorten die dreigen uit te sterven,
- soorten die gevoelig zijn voor bepaalde wijzigingen van het leefgebied,
- soorten die als zeldzaam worden beschouwd omdat hun populatie klein is of omdat zij slechts plaatselijk voorkomen en
- andere soorten die omwille van specifieke kenmerken van hun leefgebied speciale aandacht verdienen.

De Belgische overheid heeft op tweeërlei wijze uitvoering gegeven aan de verplichtingen van de Vogelrichtlijn. Op de eerste plaats voorziet het Koninklijk Besluit KB van 21 december 2001 in de be-

scherming van soorten in de zeegebieden onder de rechtsbevoegdheid van België (Belgisch Staatsblad van 14 februari 2002). Naast deze algemene beschermingsmaatregelen (bescherming tegen verstoring, jacht etc.) hebben Lidstaten van de Europese Unie de verplichting om Speciale Beschermingszones die belangrijk zijn voor vogels af te bakenen en er een gepast beheer te voeren. Onlangs heeft minister Tavernier drie Speciale Beschermingszones voor de Belgische mariene wateren voorgesteld tijdens een persconferentie, maar momenteel ontbreekt het nog aan een officiële beschrijving daarvan in het Belgisch Staatsblad. Deze gebieden bevatten 1) een gedeelte van westelijke kustbanken en Vlaamse Banken, 2) het centrale en westelijke gedeelte van de Wenduinebank inclusief de diepere wateren ten noorden van deze bank en 3) het westelijke deel van de Vlake van de Raan (Figuur 19). De Thorntonbank valt echter geheel buiten deze beschermingszones.



Figuur 19. In Belgische mariene wateren zijn drie Vogelrichtlijngebieden (zwart omlijnd) en 1 Habitatrichtlijngebied afgebakend (groen omlijnd).

5.3. De Habitatrichtlijn

In 1992 werd door de Europese Commissie de Habitatrichtlijn uitgevaardigd (Richtlijn 92/43/EEG, 21 mei 1992). Deze Richtlijn bevat een Bijlage met belangrijke habitats, en een Bijlage met belangrijke soorten (zonder de vogels) die in de Europese Gemeenschap beschermd moeten worden. Eén van de middelen om deze soorten en habitats efficiënt te beschermen, is het aanduiden van Speciale Beschermingszones. In de Wet ter bescherming van het mariene milieu onder de rechtsbevoegdheid van België (Wet van 20 januari 1999, Belgisch Staatsblad van 12 maart 1999) wordt gespecificeerd dat de koning beschermde mariene gebieden kan instellen, waaronder speciale beschermingszones bestemd voor de instandhouding van zekere mariene habitats. België stelde in 1996 het zeegebied

Trapegeer–Stroombank voor als habitatrichtlijngebied. Dit gebied strekt zich uit van Oostende tot de grens met Frankrijk, van de laagwaterlijn tot 3 mijl in zee (Figuur 19).

Het Habitatrichtlijngebied en de (toekomstige) Vogelrichtlijngebieden zullen in de nabije toekomst een ecologische netwerk gaan vormen: het NATURA 2000 netwerk. Dit netwerk van gebieden met soorten en/of habitats van communautair belang, zal de ruggengraat vormen van het Europese milieubeleid m.b.t. beschermde gebieden. Het beheer van deze beschermde gebieden moet het behoud en herstel van de habitats en soorten garanderen, en moet, indien mogelijk, rekening houden met socio-economische factoren.

5.4. Het Ramsar Verdrag

Onder het Verdrag van Ramsar (Iran, 2 februari 1971; Wet van 22 februari 1979) moeten internationaal belangrijke watervogelgebieden beter beschermd worden. De ondiepe zandbanken die zich voor de kust van Oostende tot De Panne in zee bevinden, kregen, omwille van dit internationale belang, de status van Ramsargebied (KB van 27 september 1984; Belgisch Staatsblad van 31 oktober 1984). De oppervlakte van dit Ramsargebied bedraagt 7.768 ha. De Thorthonbank valt in zijn geheel buiten het Ramsargebied.

5.5. Het Bern Verdrag

Het doel van het Verdrag van de Raad van Europa inzake het behoud van wilde dieren en planten en hun natuurlijke leefmilieu in Europa (Bern, 19 september 1979; Wet van 20 april 1989) is het behoud van de wilde flora en fauna en hun natuurlijke habitats in Europa. Het verdrag voorziet in een wettelijke bescherming van de bedreigde en kwetsbare soorten die vermeld worden in Bijlage I (flora) en II (fauna). De exploitatie van soorten opgenomen in Bijlage III dient gereguleerd te worden op een manier zodat de stock niet in problemen komt. Verder dient ook aandacht uit te gaan naar de bescherming van gebieden die van belang zijn voor migrerende soorten uit Bijlagen II en III. Zeevogels die in Bijlage II van de Conventie van Bern staan vermeld, zijn aangeduid in tabel 2.

5.6. Het Bonn Verdrag en het AEWA

5.6.1. Het Bonn Verdrag

Het Bonn Verdrag (Bonn, 23 juni 1979; Wet van 27 april 1990, Belgisch Staatsblad van 29 december 1990) richt zich op de bescherming van een aantal bedreigde migrerende soorten. Hun verspreidingsgebied strekt zich, meestal volgens een vast patroon dat varieert met de seizoenen uit over een groot aantal landen of mariene wateren. Als gunstige beschermingsstatus wordt onder dit verdrag beschouwd dat de omvang van het verspreidingsgebied voldoende groot is, en niet inkrimpt of dat dreigt te doen, en dat de verspreiding en de populatiegrootte van deze soort ongeveer even groot is als in het verleden. Bedreigd betekent dat de soort binnen het verspreidingsgebied of een deel daarvan dreigt uit te sterven.

In Bijlage I van het Verdrag van Bonn worden de bedreigde trekkende soorten vermeld. Verdragsluitende partijen dienen onder meer de leefgebieden te behouden, te herstellen, en negatieve invloeden te verkleinen. Soorten uit Bijlage II, zijn soorten waarvan de mate en aard van bescherming niet gunstig is, en waarvoor internationale overeenkomsten gesloten moeten worden. Zeevogels die in Bijlage I en II van de Conventie van Bonn staan vermeld, zijn aangeduid in tabel 2.

5.6.2. AEWA

Onder het Bonn Verdrag werd de regionale Overeenkomst African–Eurasian (Water) bird Agreement afgesloten. Het verdrag werd van kracht op 1 november 1999, maar werd nog niet (volledig) door België geratificeerd. Onder deze overeenkomst vallen 172 bedreigde vogelsoorten en vogelsoorten met een ongunstige beschermingsstatus, waaronder vele die voor een belangrijk deel van hun levenscyclus afhankelijk zijn van watergebieden.

5.7. Bedreigde status

Op grond van de populatietrends op nationaal dan wel internationaal niveau kunnen soorten worden ingedeeld in verschillende bedreigingscategorieën. Het handelt hier dus in principe om een index die weergeeft hoe gevoelig een broedende populatie is om in de nabije toekomst uit te sterven. In het onderhavige rapport wordt daartoe de Rode Lijst van de Broedvogels in Vlaanderen (Kuijken 1999) gehanteerd wanneer het om nationale bedreigingen gaat en de European Conservation Status (Heath et al. 2000) voor de internationale status van een soort. Hoewel aan deze lijsten geen wettelijk beschermingsstatuut is verbonden, zijn ze toch in dit rapport opgenomen. Vooral aan de European Conservation Status wordt belang gehecht bij de beoordeling van de impact van een windpark. Voor de meeste zeevogels die een bedreigde status hebben op Europees niveau, geldt echter dat ze ook al worden beschermd binnen de Vogelrichtlijn, Conventie van Bonn of Conventie van Bern, zodat dit geen verdere consequenties heeft voor het juridisch kader. Alleen de Stormmeeuw waarvan de Europese populatie afneemt, is niet opgenomen op deze drie beschermingslijsten. De Bedreigde status van de verschillende soorten zeevogels staat vermeld in tabel 2.

5.8. Beoordelingscriteria

Bij de beoordeling van eerdere MER's met betrekking tot windparken in Belgisch mariene wateren uitgevoerd door de Beheerseenheid van het Mathematische Model van de Noordzee (BMM), werden de effecten op de mariene avifauna getoetst aan een aantal vaststaande criteria. Deze toetsing houdt rekening met:

- (1) de kwetsbaarheid van een soort,
- (2) het oppervlakte dat het windpark inneemt van het totale oppervlakte gebruikt door de soort en
- (3) het gedeelte van de trekcorridor dat door het windpark wordt ingenomen.

Het wetenschappelijke kader en een exacte beschrijving van de gebruikte criteria zijn ons niet bekend, zodat hier geen bindende uitspraken gedaan kunnen worden over de beoordeling van de BMM over het windpark op de Thorntonbank.

6. BEOORDELING VAN POTENTIËLE EFFECTEN

6.1. Avifauna

6.1.1. Literatuuronderzoek

a. Inleiding

In heel Europa zijn windturbines tot nu toe vooral op het land en in semi-offshore gebieden geplaatst. Onderzoek naar effecten van windturbines op vogels heeft zich daarom grotendeels beperkt tot de

land- of kustsituatie (zie onder meer Winkelman 1989, 1992a, 1992b, 1992c, Musters et al. 1991, Everaert et al. 2002). Voor wat betreft de offshore situatie zijn veel minder onderzoeken voorhanden (Cristensen et al. 2001, 2002, Guillemette et al. 1998, 1999). In de onderstaande paragrafen wordt een samenvatting gegeven van de resultaten van onderzoek dat betrekking heeft op middelgrote en grote windturbines. Hierin zijn tevens de resultaten van terrestrische studies verwerkt voor zover die van toepassing zijn op de offshore situatie. Een samenvattend overzicht over de huidige inzichten is recent verschenen in Spaans et al. (1998a,b, 1999) en Van der Winden et al. (1999).

Recent zijn in Vlaanderen onderzoeksprojecten gestart in de reeds bestaande windmolenparken op het vaste land en in het kustgebied met het oog op de opbouw van de nodige beleidskennis inzake de interacties tussen windturbines en vogelbestanden (Everaert et al., 2000, 2001a, 2001b, 2001c, 2002, Seys et al. 1999b). Voor dit onderzoek werden in de eerste plaats de twee grootste windturbinelocaties in Vlaanderen uitgekozen: in de Voorhaven van Zeebrugge staan 23 kleine tot middelgrote windturbines opgesteld op de oostelijke strekdam en de dwarsdam t.h.v. de LNG-terminals en langs het Boudewijnkanaal te Brugge werden onderzoek verricht bij 5 middelgrote turbines (op heden staan er reeds 14). In mei 2001 werd ook gestart op een derde locatie te Schelle, waar er 3 grote turbines geplaatst werden. Vooral de resultaten van het onderzoek langs de oostelijke strekdam van Zeebrugge (Everaert et al. 2001b, 2001c, 2002, Seys et al. 1999b) worden hier in detail besproken omdat deze locatie de offshore situatie het dichtst benadert.

b. Beschrijving van potentiële effecten

Vogels kunnen op twee manieren hinder ondervinden van windturbines. In de eerste plaats kunnen zij met delen van de turbines (voornamelijk de rotorbladen) in aanvaring komen en daarbij gedood of gewond worden (aanvaringsaspect). Daarnaast kunnen vogels door de turbines worden verstoord, waarbij onderscheid gemaakt moet worden tussen directe effecten in de vorm van verlies aan geschikte broed-, foerageer- of rustgebieden door direct ruimtebeslag of beperking van de vliegroutes van de vogels en indirecte effecten door verstoring door de aanwezigheid, de beweging of het geluid van turbines (verstoringaspect).

c. Aanvaringslachtoffers

Vogels botsen vrijwel uitsluitend 's nachts en in de schemering tegen windturbines (Winkelman 1992a). De slachtoffers die overdag vallen, beperken zich grotendeels tot roofvogels, reigers en duiven, waarvan de aantallen op zee verwaarloosbaar klein zijn. Overdag wordt onder bepaalde weersomstandigheden (zoals mist, harde wind, nevel of regen) het zicht van vogels zodanig beperkt dat de aanvaringskans aanzienlijk toeneemt. Hoewel de zichtomstandigheden een belangrijke rol spelen, heeft het verlichten van de obstakels eerder een negatief effect. Veel vogels worden bij slechte zichtomstandigheden juist aangetrokken door verlichting. Er bestaan verschillende voorbeelden in de literatuur waarbij in één nacht massale aanvaringen met obstakels hebben plaatsgevonden, zogenaamde rampnachten (samenvatting in Winkelman 1992a). Echte rampnachten treden echter alleen op bij hoge obstakels van meer dan 150 m. Lage torens en masten (minder dan 150 m) leiden slechts zeer incidenteel tot rampnachten.

Slechts een klein deel van de aanwezige vogels loopt kans om met een windturbine in botsing te komen. Onderzoek bij het windpark te Oosterbierum (Nederland) laat zien dat van de nachtelijke passanten gemiddeld 0,10-0,22% tegen een turbine botst (Winkelman 1992a). Wanneer tevens de verplaatsingen bij daglicht worden beschouwd werd gemiddeld 0,01-0,02% van de passanten het slachtoffer. Voor de pleisterende vogels bedroeg het aantal slachtoffers gemiddeld 0,06-0,12% per vogeldag. Het grootschalige onderzoek nabij Oosterbierum is uitgegaan van het aantal vogels dat aanwezig is op een afstand van 500 m rondom het windpark en had betrekking op 18 middelgrote windturbines (35m hoog, 3 rotorbladen en een maximaal vermogen van 300kW) geplaatst op een onderlinge afstand van 150-300 m. In de operationele fase kwamen per windturbine gemiddeld 0,02-0,12

vogels/dag om het leven als gevolg van een botsing. De spreiding in het aantal slachtoffers in het onderzoek te Oosterbierum (Winkelman 1992a) is het gevolg of er al dan niet rekening wordt gehouden met het feit dat een aantal slachtoffers niet wordt gevonden omdat deze zijn gepredeerd. In een windpark in de Noordoostpolder (Nederland) lag het aantal slachtoffers in dezelfde grootteorde als bij Oosterbierum (Winkelman 1989). Het aantal aanvaringsslachtoffers kan echter per locatie verschillen. Bij het windpark bij de Kreekraksluizen (Nederland) was het aantal aanvaringsslachtoffers bijna tien keer zo laag (Musterts et al. 1991). In Noord-Amerika werden maxima vastgesteld van 0,005 vogels/turbine/dag (Strickland et al. 1998, Dillon Consulting Ltd. 2000) en in grote windparken in California (USA) werden per turbine 0,03 – 0,15 vogels/jaar gedood (Dillon Consulting Ltd. 2000). Er moet dus worden geconcludeerd dat het aantal slachtoffers per turbine sterk kan verschillen. Dit kan te maken hebben met het aantal vogels dat ter plaatste aanwezig is, verschillen in de grootte van de turbines en de nabijheid van andere landschapselementen, zoals hoogspanningsleidingen, wegen, bosschages en bomenrijen.

Men kan grofweg stellen dat het aantal slachtoffers per kilometer windturbine (geplaatst in een lijnopstelling) vergelijkbaar is met het aantal slachtoffers per kilometer drukke verkeersweg of hoogspanningslijn (Winkelman 1992a). Een 1000 MW geplaatst vermogen op land- en kustlocaties zou voor kleine tot middelgrote windturbines op jaarbasis een gemiddelde geven van ongeveer 21.000-46.000 slachtoffers (Winkelman 1992a). Koop (1997) kwam voor een 1000 MW geplaatst vermogen van middelgrote windturbines tot een hogere schatting van ongeveer 60.000-100.000 slachtoffers per jaar. Bij een aantal grote windturbines worden er momenteel minder slachtoffers vastgesteld (0-10 /jaar/turbine), maar bijkomend onderzoek op meerdere locaties moet deze stelling nog bevestigen (Musterts et al. 1996, Percival 1999).

De resultaten van het onderzoek naar het aantal aanvaringsslachtoffers langs de oostelijke strekdam van Zeebrugge tijdens de voor- en najaarstrek (maart-april en oktober-november) geven een gelijkwaardige schatting (gemiddeld 0,10 slachtoffers/dag/turbine) als het onderzoek uitgevoerd door Winkelman (1992a) en Van der Winden et al. (1999). Gedifferentieerd per locatie kunnen we voor de Oostdam in de betreffende omstandigheden spreken van een hoger aanvaringsrisico voor de zee-waartse cluster, en een lager risico voor de meer landwaarts gelegen cluster. Deze verschillen worden veroorzaakt door verschillen in het aantal vliegbewegingen. Overigens worden in Zeebrugge vooral meeuwen het slachtoffer (Everaert et al. 2001b, 2001c, 2002), hetgeen niet verwonderlijk is omdat meeuwen er zeer algemeen zijn en bovendien aanvaringsgevoelig zijn.

Het aantal aanvaringsslachtoffers is vooral afhankelijk van het aantal vogels dat in het gebied rond het windpark aanwezig is (Musterts et al. 1991, Everaert et al. 2002). Meerdere onderzoeken hebben echter aangetoond dat het aanvaringsrisico tevens per soort kan verschillen (Musterts et al. 1991, Winkelman 1992a, Still et al. 1995, Everaert et al. 2002). Overdag worden de meeste slachtoffers gevonden onder roofvogels, reigers en duiven. 's Nachts verongelukken vooral zangvogels en eenden, maar ook meeuwen hebben een relatief hoog aanvaringsrisico. Onderzoek in Engeland heeft uitgewezen dat het aanvaringsrisico voor Eidereenden eveneens relatief hoog kan zijn (Still et al. 1995, Van der Winden et al. 1999). In deze Engelse studie hadden Aalscholvers, Zilvermeeuwen en Kokmeeuwen een relatief lage aanvaringskans. Recente studies in Duitsland en in Zeebrugge tonen aan dat ook onder zeldzame soorten (Zeearend, Slechtvalk, Rode Wouw en Dwergstern) slachtoffers kunnen vallen (Harte 2001, Everaert et al. 2002, Ostsee-Zeitung 2002). Informatie over soortspecifieke aanvaringskansen is echter schaars en soms in tegenspraak met elkaar. Voor zeevogels is dergelijke informatie zelfs quasi onbestaande.

Of een vogel al dan niet in aanraking kan komen met een windturbine hangt onder andere af van de vlieghoogte. Het merendeel van de nachtelijke vliegbewegingen die tot nu zijn vastgesteld vonden echter plaats op hoogtes lager dan 150 m, hetgeen overeenkomt met de hoogte van de windturbines. Deze onderzoeken omvatten vliegbewegingen van duikeenden tussen rust- en foerageergebieden (Dirksen et al. 1996b, 1998, Van der Winden et al. 1998), trek van steltlopers langs de kust (Dirksen et al. 1995, 1996a), aan het getij gerelateerde vliegbewegingen van steltlopers en eenden (Van der

Winden et al. 1997, Spaans et al. 1998a, 1998b) en seizoenstrek (Buurma & Van Gasteren 1989). Vogels lijken 's nachts hoger te vliegen dan overdag (Spaans et al. 1996, Dirksen et al. 1998).

d. Verstoringseffecten

In diverse studies is aangetoond dat windturbines verstoring kunnen veroorzaken onder foeragerende en rustende vogels, zowel op het land als op het water (Petersen & Nøhr 1989, Winkelman 1989, 1992b, Bach et al. 1999, Kruckenberg & Jaene 1999, Schreiber 1999). Ook hier zijn grote verschillen tussen soorten in de afstand en de mate waarin verstoring optreedt (van den Bergh et al. 2002). In open agrarisch gebied ondervonden vooral eenden, steltlopers en meeuwen een duidelijk verstrend effect, dit in tegenstelling tot kraaiachtigen en Spreeuwen. Afhankelijk van de soort lag de verstoringafstand bij onderzoek in Nederland, Duitsland en Denemarken tussen 100 en 800 meter (Osieck & Winkelman 1990, Winkelman 1992d, Schreiber 1993, 1999, Percival 1998, Kruckenberg & Jaene 1999). Binnen deze zones rond de turbines varieerde de aantalvermindering ten opzichte van de referentiesituatie (i.e. voor het plaatsen van het windpark) tussen 60 en 95% (Winkelman 1992d, Van den Bergh et al. 1993). Bij een recente studie in Duitsland werd een sterk verstrend effect vastgesteld op Kolganzen, waarbij in een zone van 400 m rond de turbines geen Kolganzen meer waargenomen en in een zone van 400-600 m rond de turbines een reductie van 50% werd vastgesteld (Kruckenberg & Jaene 1999). In Denemarken werden bij grote windparken met kleine windturbines voor de Kleine Rietgans eveneens verstoringafstanden van 400 m gemeten (Osieck & Winkelman 1990). Ook vogels die op het water pleisteren worden verstoord door windturbines die aan de rand of in het water staan. Verstoringafstanden voor diverse soorten watervogels (vnl. eenden) lopen op tot 400 meter (Winkelbrandt et al. 2000, Van der Winden et al. 1999, Winkelman 1989). Voor rustende en pleisterende Tafeleenden, Kuifeenden en Brilduikers werd een vermindering van gemiddeld 80% vastgesteld in een zone van 150 m rond de turbines. Bij de Wilde Eend en de meeste overige zwemeenden kon in een zone van 300 m rond de turbines een aantalsvermindering van 60 % worden aangetoond. De meeste steltlopers vertonen een aantalsvermindering van ongeveer 90 % binnen een afstand van 100 m tot de turbines, voor de Wulp is dit het geval tot 500 m ervan (Van der Winden et al. 1999, Winkelman 1989, 1992d). Ook bij de grote windparken in Denemarken werden gelijkaardige verstoringafstanden voor watervogels opgemeten. Over het effect op zangvogels, die buiten het broedseizoen soms ook in grote groepen pleisteren, zijn ons geen gegevens bekend. Het aantal rustende en foeragerende vogels dat gebruik maakt van een gebied kan dus aanzienlijk afnemen na het plaatsen van windturbines. Het verstrend effect is het grootst wanneer het windpark operationeel is, maar is reeds meetbaar in de non-operationele fase.

In de broedgebieden worden meestal geen verstrend effecten vastgesteld (Vauk 1990, Winkelman 1992b, Meek et al. 1993, Bach et al. 1999, Thomas 2000, Everaert et al. 2002, van den Bergh et al. 2002). Alleen Handke et al. (1999) en Sachslehner & Kollar (1997) vonden negatieve effecten op broedende Kieviten. Het feit dat windparken in de broedgebieden een geringere verstoring met zich meebrengen dan daarbuiten wordt verklaard door het feit dat er na verloop van tijd gewinning bij de broedvogels optreedt (van den Bergh et al. 2002). In de voorhaven van Zeebrugge broeden Dwergsternen en een klein aantal Visdieven in de directe nabijheid van de windmolens, zonder dat zij verstoort lijken te worden.

Ook passerende vogels kunnen hinder ondervinden van windmolenparken. Overdag is de reactie van de vogels afhankelijk van het al dan niet in werking zijn van de turbines en de onderlinge afstand tussen de windturbines (Winkelman 1992c). Bij stilstaande turbines reageerde 2% van de passerende vogels op het windturbinepark te Oosterbierum. Bij draaiende turbines bedroeg dit gemiddeld 11-18% afhankelijk van de dichtheid aan windturbines. Bij een onderlinge afstand van minder dan vijf keer de rotordiameter was het aandeel vogels dat een reactie vertoonde veel groter dan bij een onderlinge afstand van meer dan acht keer de diameter. Ook bestaan er grote verschillen tussen soorten vogels. De grotere vogels, zoals eenden en meeuwen, reageren veel sterker op windturbines dan kleinere

vogels (Winkelman 1992c). Ook uit het onderzoek te Zeebrugge komt naar voren dat het reactiegedrag toeneemt met een toenemende spanwijdte van de vogel (Everaert et al. 2001b, 2001c, 2002).

Twee soorten reacties kunnen worden onderscheiden, namelijk het veranderen van de vliegrichting teneinde het windpark te ontwijken en het tijdelijk aanpassen van de vlieghoogte om over het windpark heen te vliegen. Hoe dan ook zal een groot deel van de vogels het windmolenpark niet binnenvliegen of dit snel weer verlaten. Over het algemeen vindt het mijden van de turbines op korte afstand plaats. Groepen vogels die een windpark passeren ballen vaak samen als reactie op de windturbines (Winkelman 1992d). Ook andere onderzoeken laten zien dat trekkende vogels de windparken mijden, waardoor een sterke reductie kan ontstaan van het aantal passerende vogels. Een onderzoek in Zweden duidt zelfs op een reductie tot 4% van de verwachte trek (Karlsson 1987). Dit onderzoek is gebaseerd op aannames over de normale trekpatronen en niet op een vergelijking met de ongestoorde situatie. Echter ook andere buitenlandse onderzoeken veronderstellen een reductie van meer dan 75% tot zelfs 100% van het aantal passerende vogels (literatuuroverzicht in Winkelman 1992d).

Vooraf lijnopstellingen kunnen een sterk barrièrewerking veroorzaken (van den Bergh et al. 2002). Dit is het geval tijdens de trekperiode, maar ook wat betreft lokale vliegbewegingen zowel boven land als boven water (Karlsson 1987, Winkelman 1992a, 1992b, van der Winden et al. 1996, Spaans et al. 1998a, Tulp et al. 1999, Brauneis 2000, Poot et al. 2001). Een lijnopstelling van de windturbines evenwijdig aan de hoofdtrekrichting van de vogels heeft de voorkeur boven een geclusterde opstelling, maar kan voor pleisterende vogels juist nadelig werken. Wanneer een lijnopstelling dwars op de vliegrichting wordt opgesteld, zal deze vooral 's nachts als barrière optreden (Van der Winden et al. 1996, Spaans et al. 1998a).

e. Offshore situatie

De kennis over eventuele effecten van windturbines op vogels in de offshore situatie is zeer beperkt (Van der Winden et al. 1997). Vooral onderzoek naar aanvaringsrisico's en versturende effecten tijdens de schemering en de nacht is schaars, evenals de kennis over nachtelijke vliegbewegingen van verschillende soortsgroepen. Dit terwijl juist in de nachtelijke situatie het aanvaringsrisico het grootst is. De enige studie hieromtrent omvat onderzoek naar de nachtelijke vliegactiviteit van zee-eenden (Eidereenden en Zwarte Zee-eenden) bij een offshore windpark Tunø Knob in de Oostzee (Tulp et al. 1999). Voor beide eendensoorten zijn nachtelijke vliegbewegingen geconstateerd. De nachtelijke activiteit bleek het grootst bij maanverlichte omstandigheden en tijdens de schemering. Eidereenden bleken bij hun nachtelijke vliegbewegingen, en vooral in maanverlichte nachten, de windturbines gedeeltelijk te ontwijken. Tot een afstand van 1500 m van het windpark zijn er negatieve effecten geconstateerd op het aantal vliegbewegingen. De geconstateerde afname in zowel de vliegactiviteit als het aantal vliegbewegingen toont aan dat offshore windparken een barrière kunnen zijn voor soorten die 's nachts actief zijn. Vooral bij grotere windparken zou dit een belangrijke beperking kunnen betekenen voor de exploitatiemogelijkheden van voedselbronnen en de bereikbaarheid van rustgebieden. In hetzelfde Deense offshore windpark is eveneens onderzoek verricht naar de versturende effecten op eidereenden tijdens daglicht (Guillemette et al. 1998). Uit dit onderzoek komen geen aanwijzingen naar voren dat er overdag versturende effecten optreden op foeragerende eidereenden als gevolg van de windturbines. Hoewel in de directe omgeving van het windpark minder vogels landden, zwommen de vogels er van grotere afstand naar toe om te foerageren. Bij het offshore windpark van Utgrunden (Zweden) is een sterke reductie van het aantal overdag migrerende Eidereenden vastgesteld in de directe omgeving van het park (Pettersson 2001, 2002). Groepen van migrerende IJseenden en van Aalscholvers die het windpark van Utgrunden naderden, veranderden in mindere mate van vliegrichting en vlogen vervolgens op een minimum afstand van 200 m voorbij het windpark. Eidereenden en duikers bleken nog sterker verstoring gevoelig te zijn en veranderden al op 3-4 km afstand van het windpark van vliegrichting. Binnen een straal van 500 m rond het windpark werden vrijwel geen migrerende Eidereenden waargenomen. Ook de meeste andere zeevogels vermeden grotendeels het windpark en pasten hun vliegrichting aan. Overigens werd in Utgrunden een zelfde gedrag van vermijden aangetoond voor zeevogels die 's nachts migreerden. Het aantal vogels dat overdag de wind-

parksite gebruikte als rust- of foerageergebied nam licht af ten opzichte van de situatie voor het plaatsten van de windmolens. Vooral IJseenden bleken het windpark nog altijd veelvuldig te gebruiken. De resultaten van deze onderzoeken kunnen geenszins worden geëxtrapoleerd naar andere locaties en zijn dus niet toepasbaar voor de Belgische situatie. Een studie naar de lokale situatie is onontbeerlijk om een tot een juiste inschatting te komen van de versturende effecten ter plekke.

Informatie over vlieghoogtes bij kust- en zeevogels is schaars. Tijdens systematische zeetrekellingen in het najaar van 1999 op het Oost-Friese eiland Wangerooge werden waarnemingen verzameld over de vlieghoogte van kustvogels in relatie tot windrichting en -snelheid (Krüger & Garthe 2001). Bij Roodkeelduiker, Eidereend en Zwarte Zee-eend nam het aandeel laag (0-1,5m) tegen de wind in vliegende vogels evenredig toe met toenemende windsnelheid. Het aandeel laag vliegende vogels nam met meewind omgekeerd evenredig af met de windsnelheid, terwijl het aandeel hoger vliegende vogels (1,5-25m) toenam. Het aandeel individuen dat tegen de wind invloog was, ongeacht de windsnelheid, het hoogst bij Roodkeelduiker, Bergeend, Eidereend en Zwarte Zee-eend. Grote Stern en Visdief/Noordse Stern vertonen hetzelfde beeld, zij het op grotere hoogte. Met meewind vloog het merendeel van deze soorten merklijk hoger. Ook migrerende Eidereenden in Utgrunden vlogen voornamelijk op geringe hoogte (> 80% op 0-20 m hoogte zowel bij tegenwind als bij meewind; Pettersson 2001). Hoge trek (meer dan 200 m) kwam hier voornamelijk voor bij Brandgans, Kraanvogels, Kuifeend en Toppereenden. Deze studies laten zien dat dagtrek van de waargenomen zee- en kustvogels over het algemeen op lage hoogtes (tot 25m, soms tot 50m, zelden hoger) boven zee plaatsvindt en dus op windturbinehoogte.

Daarnaast mag het fenomeen van zogenaamde 'falls' van migrerende (land)vogels (zoals spreeuwen, lijster- en vinkachtigen) niet uit het oog verloren worden. Deze falls kunnen best omschreven worden als grote aantallen migrerende vogels (soms tot 100.000den) die plotseling in een gebied neerdalen, meestal als het gevolg van verslechterende weersomstandigheden (zoals mist, lage bewolking, hevige neerslag, harde tegenwind) tijdens de trek (zie Lensink et al. 1999). Uit eigen waarnemingen blijkt dat ook op volle zee dergelijke fenomenen zich kunnen voordoen en dit bij voornamelijk dichte mist. Bij deze omstandigheden worden soms allerlei zangvogels op en rond het schip waargenomen, die anders niet of zelden gezien worden. Ze komen als het ware uit de lucht vallen. De kans op aanvaringen met windturbines is in dit specifieke geval groter. Maar de frequentie van het optreden van dit fenomeen is laag en moeilijk voorspelbaar.

f. Conclusies

- Vooral 's nachts en onder slechte zichtomstandigheden botsen vogels tegen windturbines. Het aantal aanvaringsslachtoffers is daarbij afhankelijk van het aantal aanwezige vogels, het aantal passerende vogels, de soortensamenstelling van de aanwezige avifauna, en de aanwezigheid van andere landschapselementen en verlichting. De aanvaringskans is het grootst op plaatsen waar veel vogels op windmolenhoogte passeren.
- Windturbines kunnen sterk versturende effecten hebben op pleisterende en trekkende vogels. Ter plaatse kan het aantal passerende en pleisterende vogels afnemen tot meer dan 50% ten opzichte van de onverstoorde situatie. Het versturende effect van windmolens verschilt per vogelsoort, waarbij vooral grotere vogels sterk reageren op windturbines.
- De hoogte waarop vogels trekken is soortspecifiek en afhankelijk van de weersomstandigheden. Over het algemeen vliegen vogels (en ook zeevogels) lager dan 150 m en dus ter hoogte van de draaiende rotorbladen.
- Gegevens van andere gebieden kunnen niet zondermeer worden geëxtrapoleerd naar nieuwe locaties. Voor elke nieuwe locatie dient het gebruik van de site door pleisterende, foerageren-

de en passerende vogels te worden onderzocht om tot een goede inschatting te komen van de effecten. Vooral nachtelijke verplaatsingen dienen daarbij worden onderzocht.

6.1.2. Potentiële effecten tijdens de constructie- en ontmantelingsfase

Tijdens de bouw- en ontmantelingsfase zal er een significante verstoring zijn van de mariene avifauna als gevolg van de werkzaamheden. Verstoring gevoelige soorten zoals Roodkeelduikers en Futen (Seys et al. 1999a) zullen hierdoor tijdelijk het gebied mijden. Andere soorten (o.a. meeuwen en stern) zullen mogelijk voordelen hebben van de werkzaamheden door het tijdelijk beschikbaar komen van voedsel (door het omwoelen van bodem en verhoogde scheepsactiviteit). Reeds tijdens de bouw- werkzaamheden kan een barrièrewerking uitgaan van het windpark ten opzichte van migrerende vogels. Tevens kunnen in de non-operationele fase al aanvaringen plaatsvinden met de masten, hoewel de kans op aanvaringen aanmerkelijk kleiner zal zijn dan in de operationele fase. Zowel tijdens de constructie- en ontmantelingsfase wordt het effect op de mariene avifauna als matig negatief beoordeeld en is bovendien gelimiteerd in tijd.

6.1.3. Potentiële effecten tijdens de exploitatiefase

a. Pleisterende en foeragerende vogels

Het doelgebied rond de Thorntonbank wordt gekenmerkt door een dichtheid aan zeevogels die het gehele jaar door ongeveer hetzelfde is (Figuur 3). In de zomermaanden domineren Zeekoet/Alk en Drieteenmeeuw (Figuur 4), die evenwel weinig verstoring gevoelig zijn en waarschijnlijk weinig hinder zullen ondervinden van het windpark. Tijdens de rest van het jaar is de Kleine Mantelmeeuw de meest dominante soort. Grote meeuwen zijn gevoelig voor aanvaringen en dus moeten de meeste slachtoffers worden verwacht onder deze soort. Echter de verspreiding van grote meeuwen is sterk afhankelijk van de verspreiding van vissersschepen. Aangezien in het windpark geen visserijactiviteiten zullen plaatsvinden, zal het aantal slachtoffers onder grote meeuwen wel eens lager kunnen uitvallen dan verwacht wordt op basis van de huidige aantallen. Voor soorten die internationaal gezien een hoge beschermingsstatus genieten of waarvan de populaties kwetsbaar, lokaal of afnemende zijn (Roodkeelduiker, Jan van Gent, Zwarte Zee-eend, Dwergmeeuw, Grote Stern, Visdief, Dwergstern), heeft het doelgebied geen specifieke betekenis. De impact van het windpark op deze soorten wordt dan ook als marginaal ingeschat. Kustgebonden soorten bereiken zeer lage dichtheden in het doelgebied en zullen dan ook weinig hinder ondervinden van het windpark. De overige soorten bereiken ofwel relatief lage dichtheden in het doelgebied of kennen een dermate ruim verspreidingsgebied dat ook hiervoor geldt dat het doelgebied geen specifieke betekenis heeft als concentratiegebied of als foerageergebied, zodat de impact van het windpark naar alle waarschijnlijkheid zeer gering zal zijn.

b. Trekkende vogels en lokale vliegbewegingen

Op grond van de huidige kennis over enerzijds de aantallen trekvogels en anderzijds de effecten van windmolens op vogels is er voldoende aanleiding om te stellen dat er in de kustzone sprake is van een relatief groot aanvaringsrisico en een sterke barrièrewerking voor vogels. De Thorntonbank ligt echter voldoende ver verwijderd van de kust en zal daarom voor de meeste soorten nauwelijks interfereren met de trekroute. Voor enkele offshore soorten ligt de Thorntonbank weliswaar binnen de trekroute, maar de huidige gegevens suggereren dat deze soorten over een zeer breed front trekken, zodat de impact van het windpark als zeer gering wordt ingeschat. Gezien de offshore ligging valt niet te verwachten dat er in het gebied veel lokale vliegbewegingen zullen zijn, zodat ook voor dit aspect de impact naar alle waarschijnlijkheid zeer gering zal zijn, maar helaas ontbreekt aan goede gegevens hieromtrent.

c. Evaluatie van cumulatieve effecten

Cumulatieve effecten kunnen zich voordoen doordat een ingreep op een bepaald niveau van de voedselketen door kan werken op hogere trofische niveaus. Vanwege de beperkte kennis over het functioneren van het mariene ecosysteem en vanwege de complexiteit daarvan is het evenwel onmogelijk om te voorspellen in welke richting deze effecten zullen evolueren. Zo kan een verandering in de turbiditeit van het water (als gevolg van de constructiewerken) het gedrag van vissen beïnvloeden, hetgeen weer effecten kan hebben op visetende zeevogels. Verandering in het doorzicht van het water kan ook directe gevolgen hebben voor op het oog jagende zeevogels. De huidige kennis over dergelijke effecten is echter ontoereikend om te voorspellen welke effecten dat zullen zijn en zelfs of die positief of negatief zullen zijn. Ook zullen de funderingen van de turbines het onderwaterleven beïnvloeden en dus via de voedselketen ook effecten hebben op hogere trofische niveaus. Maar ook hier geldt dat de richting en de grootte van deze effecten niet te voorspellen is. De funderingen kunnen een belangrijke toename van de biomassa en biodiversiteit betekenen. Bij het juiste materiaalgebruik kunnen ze fungeren als artificiële riffen (aanhechting voor algen, anemonen, scheldieren etc.) of als schuilplaats voor vislarven. Het windpark kan mogelijk een paaiplaats en kinderkamerfunctie voor vissen vormen en in potentie dus een toename van het voedselaanbod voor zeevogels met zich meebrengen. Echter of zal leiden tot een toename van het aantal zeevogels of een verschuiving van het soortenspectrum is niet op voorhand te voorspellen. Dat zal volledig afhangen van de ontwikkeling van het onderwaterecosysteem (welke soorten er zullen domineren en in welke aantallen), maar ook van de reactie van zeevogels op een eventuele toename van het voedselaanbod. Verstoringsevoelige soorten zullen ook bij een verbeterd voedselaanbod het windpark mijden.

In de nabije toekomst zullen trekvogels die over mariene gebieden vliegen een hele reeks van windparken tegenkomen tijdens hun tocht langs de Europese kusten. Hun populaties zullen dus te maken krijgen met de cumulatieve effecten van al deze windparken tezamen. Op heden is er onvoldoende kennis over de impact van offshore windparken op zeevogels en is het dus ook onmogelijk om de cumulatieve effecten daarvan tot op populatieniveau te berekenen. Desalniettemin ligt het voor de hand dat als windparken negatieve effecten op zeevogels hebben, het cumulatieve effect waarschijnlijk groter is dan de som van de afzonderlijke effecten. Het cumulatieve effect zal enerzijds tot uiting komen in de mortaliteit van zeevogels en anderzijds zal er ook een cumulatieve barrièrewerking optreden.

6.1.4. Conclusies

Op basis van de huidige kennis van het belang van de windparksite voor zeevogels en de uit de literatuur gekende effecten van windturbines wordt in deze paragraaf de impact van het windpark ingeschat. Voor de inschatting van het versturende effect van het windpark is daarbij, voor zover dat mogelijk is op grond van de huidige kennis, per soort rekening gehouden met 1) het belang van de site als rust- of foerageergebied of als trekroute en 2) de gevoeligheid van de soort ten opzichte van verstoring. Voor de inschatting van het aanvaringsaspect wordt rekening gehouden met 1) de aanwezigheid van avifauna, 2) de functie van de site als trekcorridor of voor lokale vliegbewegingen en is 3) de aanvaringsgevoeligheid van de desbetreffende soort ingeschat.

Uiteindelijk wordt per soort een geïntegreerde afweging gepresenteerd (Tabel 5) die rekening houdt met het versturende effect en het aanvaringsaspect, maar ook met de internationale beschermingsstatus van de desbetreffende soort (Tabel 2). Door de beschermingsstatus in de beoordeling te betrekken kan het voorkomen dat voor een bepaalde soort die een lage beschermingsstatus heeft het versturende effect en de aanvaringskans hoog wordt ingeschat (bijvoorbeeld Kleine Mantelmeeuw), terwijl het geïntegreerde effect als matig negatief wordt beoordeeld. De hier gepresenteerde beoordeling (Tabel 5) is gebaseerd op een 'best-expert-judgement' wanneer er voor een bepaalde soort onvol-

doende gegevens beschikbaar zijn over bijvoorbeeld de verstoringgevoeligheid of aanvaringskansen (zie ook paragraaf 3.1.). Ook geldt voor alle behandelde soorten dat er onvoldoende kennis voorhanden is omtrent nachtelijke vliegbewegingen (zie ook paragraaf 7.1.).

Tabel 5. Schematische voorstelling van de verwachte impact op zeevogels van een windpark op de Thorntonbank (zie tekst voor de gevolgde methodiek), waarbij onderscheid wordt gemaakt tussen het verstoringseffect en het aanvaringsaspect. De geïntegreerde afweging is een combinatie van het verstoringseffect en het aanvaringsaspect waarbij tevens de internationale beschermingsstatus van de desbetreffende soort in overweging is genomen (zie tekst voor de gevolgde methodiek); - = verwaarloosbaar effect, + = matig negatief effect, ++ = negatief effect en +++ = sterk negatief effect.

Soort	Verstoring	Aanvaring	Geïntegreerd effect
Roodkeelduiker	+	+	+
Fuut	-	-	-
Noordse Stormvogel	+	+	+
Jan van Gent	+	++	+
Zwarte Zee-eend	-	-	-
Grote Jager	+	+	+
Dwergmeeuw	+	+	+
Kokmeeuw	-	-	-
Stormmeeuw	++	++	+
Kleine Mantelmeeuw	++	+++	+
Zilvermeeuw	+	++	+
Grote Mantelmeeuw	+	++	+
Drieteenmeeuw	++	++	+
Grote Stern	+	+	+
Visdief	+	+	+
Dwergstern	-	-	-
Zeekoet/Alk	++	++	+

De belangrijkste conclusies die uit Tabel 5 kunnen worden opgemaakt zijn:

- Voor geen enkele soort wordt het geïntegreerde effect van het windpark als negatief beoordeeld (Tabel 5). Voor 13 soorten wordt een matig negatief effect verwacht, terwijl voor 4 soorten het effect verwaarloosbaar klein zal zijn.
- Het verstoringseffect wordt als negatief beoordeeld voor een drietal meeuwensoorten (Stormmeeuw, Kleine Mantelmeeuw en Drieteenmeeuw) omdat deze soorten nu in hoge dichtheden voorkomen op de windparksite en naar verwachting na het plaatsen van het windpark sterk zullen afnemen doordat er geen visserij meer zal worden uitgeoefend. In hoe verre windparken verstoring zijn voor Zeekoeten/Alk is onvoldoende bekend, maar omdat deze soortsgroep 's winters in zeer hoge dichtheden voorkomt op de windparksite wordt het verstoringseffect als negatief beoordeeld.

- Het aantal aanvaringsslachtoffers zal het grootst zijn onder de meest algemene soorten die op de windparksite voorkomen. Vooral de grotere soorten (Jan van Gent) en meeuwachtigen zijn gevoelig voor aanvaringen, zodat er relatief veel slachtoffers worden verwacht van zeer algemene Kleine Mantelmeeuw, maar ook van andere algemene meeuwensoorten (Stormmeeuw, Zilvermeeuw, Grote Mantelmeeuw en Drieteenmeeuw) en de zeer algemene Zeekoet/Alk. Door de afwezigheid van visserijactiviteiten op de site is het aantal slachtoffers onder grote meeuwen mogelijk kleiner dan wordt verwacht op basis van de aantallen die momenteel op de site voorkomen.
- Ten opzichte van andere locaties waar tot op heden windparken zijn gepland, is de Thorntonbank ongetwijfeld de meest gunstige locatie wat betreft de impact op zeevogels. De Thorntonbank is voor geen enkele soort een belangrijk concentratiegebied. In vergelijking tot de Vlake van de Raan en de Wenduinebank is de Thorntonbank bovendien veel minder belangrijk voor de meest kwetsbare en sterkst beschermde soorten.

6.2. Zeezoogdieren

6.2.1. Algemeen

Zeezoogdieren kunnen op verschillende manieren mogelijke hinder ondervinden van offshore windparken, zowel tijdens de bouw als tijdens de werking van het park:

- Trillingen en geluiden als gevolg van het heien van palen;
- Elektromagnetische straling als gevolg van de werking van het park;
- Habitatverlies als gevolg van de aanwezigheid van een windpark en
- Verstoring als gevolg van de aanwezigheid van een machinepark tijdens de bouw van het park.

De potentiële effecten op de zeezoogdieren tijdens de verschillende fasen van het windpark worden kort besproken. Ook wordt aangegeven of er al dan niet een hoge impact bij de huidige beschrijving (plaats, constructie, ed.) van dit windpark verwacht kan worden.

6.2.2. Potentiële effecten tijdens de constructie- en ontmantelingsfase

Tijdens de bouw- en ontmantelingsfase van een windpark zijn het hoofdzakelijk geluid en trillingen en de aanwezigheid van allerlei machines die een negatieve impact kunnen hebben op de aanwezigheid van zeezoogdieren of op de aanwezige zeezoogdieren. Veel diersoorten die in zee leven (zoals Bruinvissen en dolfijnen) maken gebruik van geluid - de zogenaamde echolokalisatie - voor het opsporen van prooien, het waarnemen van obstakels en onderling contact. Een storm of zeer hevige regen leidt al tot een verhoogde geluidsproductie onder het wateroppervlak. Onder deze omstandigheden is vastgesteld dat dolfijnen naar diepere delen trekken om zo nog in staat te zijn om met elkaar te communiceren.

Tijdens de constructiefase kan geluidsproductie verwacht worden van de bouwactiviteiten (hoofdzakelijk door het heien van palen met hydraulische hamers en van scheepsbewegingen (Hoffmann et al. 2000). Uit onderzoek werd afgeleid dat het geluid voortgebracht door deze bronnen voornamelijk bestaat uit lage frequenties (gewoonlijk beneden 1 kHz) (Haskoning 1997, Hoffmann et al. 2000). Hoge frequenties (< 100 kHz) worden sterk door het zeewater geabsorbeerd. Voor frequenties lager dan 1 kHz is deze absorptie verwaarloosbaar en is dit geluid hoorbaar tot op enkele kilometers.

Bruinvissen gebruiken voor hun echolokalisatie hogere frequenties dan de geluiden die tijdens de constructiefase geproduceerd zullen worden (o.a. Verboom & Kastelein 1995). Het is dus niet te verwachten dat dit de echolokalisatie van de Bruinvissen negatief zal beïnvloeden (Hoffmann et al. 2000). Een Nederlandse studie (Verboom 1991) naar het effect van geluidsproductie op zeezoogdieren toont aan dat de maximum gevoeligheid van Bruinvissen en Gewone Zeehond voor geluid respectievelijk gelegen is rond 5 kHz en 16 kHz.

Aangezien we te maken hebben met reeds druk bevaren scheepsroutes op het BCP verwachten we geen bijkomende negatieve effecten van scheepsbewegingen en de aanwezigheid van machines tijdens de bouw of afbraak van het windpark op de Thorntonbank. Kennis vanuit surveys en onderzoek in de Deense wateren leert dat Bruinvissen gewoon worden aan een zeker niveau van scheepsverkeer (Kinze 1990). Bovendien zijn de effecten van tijdelijke aard zodat de invloed hiervan beperkt is.

6.2.3. Potentiële effecten tijdens de exploitatiefase

Ook in de operationele fase zal rond het windpark een bepaald geluidsvolume geproduceerd worden. De windmolens zullen geluiden boven het achtergrondgeluid produceren met frequenties lager dan 1-2 kHz. Uit een studie bij het Rodsand offshore windmolenpark (SEAS Distribution Amba 2000) blijkt dat het onderwatergeluid in de operationele fase hoorbaar zal zijn voor Bruinvissen tot ten hoogste enkele meters van de turbines en voor zeehonden tot hoogstens 20 m. De schattingen en metingen van onderwatergeluid bevestigen dat het niveau veel lager ligt dan andere menselijke geluidsbronnen (zoals afkomstig van scheepvaart) of van achtergrondgeluid (Vella et al. 2001). Het effect op zeezoogdieren van het geluid van een gesimuleerde 2 MW windturbine werd experimenteel getoetst (Koschinski et al. 2002). Daaruit bleek dat er veel minder effect was dan van een zogenaamde pinger dat gebruikt wordt in de visserij om bijvangsten tegen te gaan. Zeehonden en Bruinvissen vertoonden een licht vermijdingsgedrag, hoewel de dieren vaak nog tot vlak bij de geluidsbron kwamen. Bruinvissen vertoonden na enige tijd een soort van nieuwsgierigheid en onderzoeksgedrag voor de geluidsbron.

Windturbines, kabels en het offshore transformator station zullen in deze fase een artificieel magnetisch en elektrisch veld genereren. Deze velden zouden kunnen interfereren met de oriëntatiemechanismen van de zeezoogdieren. Er is vastgesteld dat een groot aantal van de strandingen van walvissen gecorreleerd zijn met lokale geomagnetische anomalieën (Kirschvink et al. 1986) of met veranderingen in het normale patroon van de dagelijkse geomagnetische fluctuaties (Klinowska 1986). Kirschvink et al. (1986) vond tijdens hun studie van gestrande zeezoogdieren geen Bruinvissen, waardoor hij concludeerde dat Bruinvissen geen geomagnetische straling voor navigatie gebruikten. Daarnaast stelde Hoffmann et al. (2000) dat de sterkte van deze geomagnetische velden enkel een belangrijke negatieve impact zouden kunnen hebben in de onmiddellijke omgeving van deze structuren, met name op afstanden kleiner dan 1 meter. Daarom stelde hij dat deze velden geen meetbare effecten zal hebben op Bruinvissen en zeehonden in de omgeving. Het effect van deze stralingen op de zeezoogdieren die tot de marine fauna van het BCP gerekend worden, mag dus als verwaarloosbaar beschouwd worden.

Door de bouw van het windpark kan er habitatverlies voor zeezoogdiersoorten optreden. Volgens Vella et al. (2001) zullen deze in eerste instantie het park waarschijnlijk vermijden, maar nadien zal er wellicht gewinning optreden. Volgens FSM Esbjerg et al. (2000) geeft de huidige kennis aan dat het vermijdingseffect op lange termijn minimaal zal zijn of zelfs positief, aangezien de funderingen van de windmolens kunnen functioneren als een nieuw habitat voor allerlei organismen. Deze parken zouden onder het wateroppervlak als artificiële riffen kunnen fungeren, waardoor een kraamkamerfunctie voor vissen kan ontstaan. Op deze manier ontstaat door het veranderde substraat een geschikt voedselgebied dat zeezoogdieren kan aantrekken.

6.2.4. Conclusies

In eerste instantie kunnen tijdens de constructiefase zeezoogdieren het gebied van het toekomstige windpark verlaten als reactie op de verstoringen, maar waarschijnlijk zal er een soort gewenning optreden aan de omstandigheden tijdens de bouwwerkzaamheden. Gezien de duur en de ruimtelijke spreiding van de werkzaamheden, de mobiliteit van zeezoogdieren en de huidige aantallen waargenomen op het BCP, zal de invloed van de werken tijdens de constructiefase beperkt zijn en niet permanent. Tijdens de operationele fase zullen de effecten van elektromagnetische stralen en geluid op zeezoogdieren te verwaarlozen zijn. Als er al enige negatieve effecten op zeezoogdieren mochten optreden, zijn Bruinvissen en Witsnuitdolfijnen het meest kwetsbaar aangezien deze verder op zee en rond de Thorntonbank voorkomen, zeehonden zijn immers echte kustbewoners. Positieve effecten vallen in eerste instantie ook niet te verwachten, maar de ontwikkeling van een artificieel rif onder water kan als voedselgebied mariene zoogdieren aantrekken. Hoe dit zal verlopen en of dit het geval zal zijn, is moeilijk in te schatten en zal ook sterk afhankelijk zijn van de lokale omstandigheden.

7. LEEMTEN IN KENNIS EN MILDERENDE MAATREGELEN

7.1. Leemten in de kennis

Vooraf met betrekking tot de voor- en najaarstrek van zeevogels is vrijwel niets bekend. Voor een juiste inschatting van de impact van een offshore windpark ontbreekt de nodige kennis omtrent trek- bewegingen ter plaatse en de hoogte waarop zeevogels vliegen. Voor een juiste inschatting van de impact is vooral nood aan kennis met betrekking tot nachtelijke vlieg- bewegingen omdat dan de meeste slachtoffers vallen.

Voorts ontbreekt het aan inzicht over de cumulatieve effecten van een reeks aan windparken. Gezien langs de kusten van geheel Europa windparken zullen worden geplaatst, zal de trekroute van vogels op meerdere plaatsen worden geblokkeerd en zal elk windpark de nodige aanvaringsslachtoffers opleveren. De effecten van een individueel windpark zijn al onvoldoende gekend, laat staan de gezamenlijke effecten van een keten van windparken langs de gehele trekroute.

Wat betreft de zeezoogdieren, is er vrij weinig informatie voorhanden die de werkelijke effecten op mariene zoogdiersoorten van onderwatergeluid veroorzaakt door windturbines van dergelijke omvang aangeeft.

7.2. Milderende maatregelen

7.2.1. Configuratie

Een juiste positionering van het windpark (parallel aan de heersende vlieg- richting) en de reservatie van corridors voor passerende vogels kan de kans op aanvaringen gevoelig reduceren (Everaert et al. 2002). Voor een juiste configuratie is voldoende voorkennis nodig van de trek- bewegingen en lokale vlieg- bewegingen ter plaatse. Het is daarom aan te raden om reeds voor de bouw van het windpark metingen te verrichten van de lokale vlieg- bewegingen ter plaatse. Afhankelijk van de belangrijkste functie van het park (trek, lokale vlieg- bewegingen, rustplaats) kan worden geopteerd om de windmolens in een cluster te plaatsen dan wel in een lijnopstelling. Compacte clusters hebben in het algemeen een grotere impact op rustende vogels dan lijnopstellingen, terwijl deze laatste weer grotere gevolgen kunnen hebben op trekkende vogels.

C-Power heeft twee aanvragen ingediend voor een domeinconcessie (zie Figuur 1), zijnde 1 geclusterde inplanting van 60 turbines op het centrale deel van de Thorntonbank of twee clusters waarvan één

op het centrale deel (24 turbines) en één nabij de Nederlandse grens (36 turbines). Naar oppervlakte toe neemt de geclusterde inplanting 18,1 km² in beslag en de gesplitste inplanting 13,8 km² (5,0 + 8,8 km²). Hoewel het zonder enige voorkennis over vliegbewegingen ter plaatse niet mogelijk is om de impact van beide inplanting te vergelijken, is te verwachten dat de gesplitste inplanting een kleinere impact zal hebben. De site wordt voornamelijk gebruikt door vliegende vogels en niet zozeer door zwemmende vogels (uitgezonderd Zeekoet/Alk), waardoor vooral de breedte ten opzichte van de heersende vliegroutes en niet zozeer de oppervlakte van belang zal zijn. In het geval van een gesplitste inplanting is niet alleen de oppervlakte kleiner, maar wordt ook een corridor gevormd van ongeveer 1,6 km breed. Deze corridor is weliswaar noordwest-zuidoost georiënteerd en stemt dus niet overeen met de meest voorkomende trekroute van zeevogels (over het algemeen noordoost-zuidwest), maar zal desondanks bijdragen tot een verminderde barrièrewerking (bijvoorbeeld voor lokale vliegbewegingen en vogels die vanuit Engeland naar het vasteland trekken). Bovendien is de breedte van het park loodrecht op de heersende trekrichting in het geval van een gesplitste inplanting kleiner (ongeveer 3,5 km ten opzicht van 5,0 km).

Voor wat betreft zeezoogdieren is de configuratie van het park van ondergeschikt belang. Zowel voor de geclusterde als gesplitste inplanting zal de beoordeling hetzelfde zijn.

7.2.2. Waarschuwingssignalen

Tot op heden zijn er geen studies die eventuele mitigerende effecten van waarschuwendende signalen aantonen. Er wordt vaak gesuggereerd dat geluidssignalen of visuele signalen de aanvaringskansen kunnen verkleinen. Aan de andere kant is bekend dat vogels gewenning vertonen ten opzichte van dergelijke prikkels. Voor passerende vogels zal het gewenningseffect echter minimaal zijn, omdat individuele vogels slechts af en toe (twee keer per jaar in het geval van trekvogels) het windpark zullen passeren. Het verlichten van het gehele windpark is niet aan te raden, omdat dit zeker tijdens slechte zichtomstandigheden juist vogels zal aantrekken (Buurma & van Gasteren 1989). Deze laatste auteurs suggereren dat zelfs zwakke verlichting kan leiden tot een verhoogde aanvaringskans. Wel kan als onderdeel van de monitoring van de aanvaringsslachtoffers onderzocht worden of puntverlichting (bijvoorbeeld rode lichten op de uiteinden van de rotorbladen), fluorescerende delen van de rotorbladen of geluidssignalen (ultrasoon) een reductie van het aantal slachtoffers kan betekenen.

7.2.3. Gefaseerde onderbreking

In periodes met een verhoogd aantal vliegbewegingen (bijvoorbeeld trekperiode) of onder slechte zichtomstandigheden (mist, regen) kunnen de turbines tijdelijk worden stilgezet. Dit vereist wel de nodige voorkennis over vliegbewegingen ter plaatse, die vooralsnog ontbreekt. Door in een monitoringprogramma aandacht te besteden aan de lokale vliegbewegingen en de soortspecifieke verschillen daarin, kan in een latere fase een gefundeerd advies worden gegeven over de wenselijke periode van onderbreking. Ook wat betreft het uitvoeren van werkzaamheden kunnen deze best buiten de periodes met hoge concentraties van vogels of verhoogde kansen op de aanwezigheid van zeezoogdieren worden uitgevoerd.

7.2.4. Compensatie

Het verlies aan rust- en foerageergebieden voor zeevogels kan eventueel worden gecompenseerd door elders op het BCP beschermde gebieden te reserveren of bestaande gebieden te vergroten.

8. MONITORING

8.1. Algemeen

Monitoring van de avifauna dient zich te richten op de effecten tijdens de constructie van het windpark, maar vooral ook op de effecten tijdens de operationele fase en moet steeds worden vergeleken met pre-constructiefase. Monitoring moet zowel het verstorende effect van het windpark als het aanvaringsaspect kunnen kwantificeren. In deze paragraaf wordt een voorstel gedaan over de inrichting van een monitoringsprogramma die deze aspecten zal behandelen.

8.2. Monitoring van aanvaringsslachtoffers

Monitoring van het aantal slachtoffers is een gangbare en goed ontwikkelde praktijk in de terrestrische situatie. Op zee wordt monitoring van het aantal slachtoffers bemoeilijkt doordat eventuele slachtoffers in het water verdwijnen. Alternatieve methodes als het gebruik van vangnetten of het tellen van op het strand aangespoelde aanvaringslachtoffers worden ten zeerste afgeraden omdat dit onbetrouwbare resultaten kan opleveren. Registratie van het aantal slachtoffers met camera's vormt evenwel een goed alternatief. Enkele goed gepositioneerde camera's zullen betrouwbare schattingen opleveren van het aantal slachtoffers. De camera's moeten zowel overdag als 's nacht (infrarood) aanvaringen kunnen registreren en moeten voorzien zijn van bewegingssensors (camera's zijn alleen actief wanneer er vogels door het park vliegen). De belangrijkste vereisten van dit systeem zijn:

- Aangezien de meeste aanvaringen 's nachts en onder slechte zichtomstandigheden (mist, schemering, regen) plaatsvinden, moet de apparatuur aanvaringen kunnen registreren onder deze condities.
- Gezien de lage frequentie van de aanvaringen dient een volledig geautomatiseerd systeem te worden gebruikt waarbij data kan worden verkregen zonder dat de aanwezigheid van een operator is vereist.
- Omdat de aanvaringskans verschilt tussen vogelsoorten, moet het gebruikte systeem onderscheid kunnen maken tussen soorten of soortsgroepen.
- Het systeem moet geschikt zijn voor mariene omstandigheden.

Monitoring van het aantal slachtoffers kan eventueel al beginnen tijdens de constructiefase (aanvaringen met mast) en ten laatste tijdens de operationele fase (draaiende rotorbladen).

8.3. Barrièrewerking van de windmolens en aanvlieggedrag van vogels

Vliegende vogels reageren op een windmolen door hun vlieghoogte aan te passen of hun route te wijzigingen. Dit ontwijkgedrag kan overdag worden bestudeerd via zichtwaarnemingen, maar 's nachts en onder slechte zichtomstandigheden moet radarapparatuur worden gebruikt. Idealiter worden 2 conventionele scheepsradars (één horizontaal en één verticaal gericht) gebruikt voor dit doel. Het aanvlieggedrag van vogels dient ten minste in het eerste jaar het jaarrond te worden uitgevoerd. Na enige jaren kan de studie herhaald worden om na te gaan of er gewenning optreedt. Met een aan/uit-experiment kan het toegevoegde effect van draaiende rotorbladen worden gemeten.

8.4. Monitoring van de aanwezige avifauna en zeezoogdieren

Monitoring van de aanwezige avifauna en zeezoogdieren moet reeds beginnen voor de bouw van het windpark om zodoende de referentiesituatie vast te leggen. Door middel van een BACI-proefopzet wordt de situatie voor het plaatsen van de molens vergeleken met die na het plaatsten. Belangrijk in

deze proefopzet is dat er naast de windparksite tevens één of meerdere controle gebieden worden meegenomen, waardoor eventuele veranderingen die niet zijn te wijten aan het plaatsen van het windpark met redelijke zekerheid kunnen worden uitgesloten. Na de realisatie van het windpark volgt een initiële fase van intensieve monitoring (maandelijks), waarna een frequentie van vier keer per jaar zal volstaan. De monitoring dient te worden voortgezet totdat het onderwaterecosysteem zich volledig heeft gestabiliseerd. Het is aan te raden om niet alleen de avifauna en zeezoogdieren te monitoren, maar ook het voedsel waarvan deze dieren afhankelijk zijn. Zelfs met het bovengenoemde BACI-design is het namelijk niet geheel uit te sluiten dat veranderingen in de vogel- of zeezoogdierstand geen verband houden met lokale verschuivingen in de voedselbeschikbaarheid. Teneinde de evolutie van het onderwaterecosysteem te monitoren dienen op regelmatige basis stalen te worden genomen van de bodemstructuur, benthos en vissen. Monitoring van de vogel- en zeezoogdierstand dient bij voorkeur te gebeuren vanaf schepen en volgens ESAS-normen (European Seabirds At Sea).

8.5. Fasering

Volgens de mariene wetgeving moet de monitoring plaats vinden tijdens de volledige duur van de exploitatiefase. In dit rapport wordt echter alleen een voorstel gedaan voor de eerste 5 jaar van de exploitatiefase (Tabel 6).

Reeds tijdens de constructiefase kan gestart worden met de monitoring van het aantal aanvarings-slachtoffers. Vooral in het eerste en tweede jaar na de realisatie van het windpark dient intensief te worden gemonitord (jaarrond). Daarna kan de monitoring zich beperken tot de periodes van een verhoogd aantal vliegbewegingen (bijvoorbeeld trekperiode).

Tabel 6. Tijdsfasering voor het monitoren van het aantal aanvarings-slachtoffers, het aanvlieggedrag van vogels en de aanwezige avifauna tot en met het vierde jaar na realisatie van het windpark. In het zwart is aangegeven welke monitoring noodzakelijk is, terwijl in de grijsgekleurde blokken monitoring wenselijk wordt geacht.

Type monitoring	Pre-constructie fase	Constructie fase	Operationele fase			
			Jaar 1	Jaar 2	Jaar 3	Jaar 4
Aanvarings-slachtoffers						
Aanvlieggedrag						
Aanwezigheid avifauna/zeezoogdieren						

Het aanvlieggedrag van vogels dient in het eerste jaar na de realisatie van het windpark te worden onderzocht. In het vierde jaar dient dit onderzoek te worden herhaald om na te gaan of er gewinning optreedt ten opzichte van het windpark.

Het verdient aanbeveling om reeds voor de bouwfase te starten met de monitoring van de aanwezige avifauna (Tabel 6), zodat achteraf een vergelijking kan worden gemaakt. Tijdens de bouwfase dient deze telling te worden herhaald, alsmede in het eerste en vierde jaar na de realisatie van het windpark. Gezien het sterk dynamische karakter van het mariene ecosysteem is het evenwel wenselijk om

ook tijdens het tweede en derde jaar te monitoren. Hierbij volstaat het tijdens alle vier seizoenen éénmaal een telling te verrichten. Alleen in het eerste jaar na de bouw is een intensievere telfrequentie (maandelijks) noodzakelijk.

9. GERAADPLEEGDE LITERATUUR

- Addink, M.J. & C. Smeenk (1999).** The harbour porpoise *Phocoena phocoena* in Dutch coastal waters: analysis of stranding records for the period 1920-1999. *Lutra* 41: 55-80.
- Allein, S. & L. Boudolf (1998).** Mijden Dwergsterns *Sterna albifrons* de Belgische kust tijdens de voorjaarsstrek en verkiezen ze die tijdens de najaarsstrek? *Mergus* 12: 111-125 (with English summary).
- Arts, F.A. & P.L. Meininger (1995).** Foeragerende sterns in het Westerschelde estuarium: een verkenning in verband met de verdieping. RIKZ Werkdocument OS-95.835X. Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.
- Bach, L., K. Handke & F. Sinning (1999).** Einfluss von Windenergieanlagen auf die Verteilung von Brut- und Rastvögeln in Nordwest-Deutschland – erste Auswertung verschiedener Untersuchungen. *Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz* 4: 107-121.
- Baptist, H. & R. Witte (1996).** Opmerkelijke foerageer-methode van bruinvissen. *Zoogdier* 7(3): 9-11.
- Baptist, H.J.M. (1987).** Waarnemingen van zeezoogdieren in de Nederlandse sector van de Noordzee. *Lutra* 30: 93-104.
- Beijersbergen, J. (1980).** Vergelijking van de broedplaatsen van verschillende soorten sterns. *Sterna* 24: 100-104.
- Bigg, M.A. (1981).** Harbour seal *Phoca vitulina* Linnaeus, 1758, and *Phoca largha*, Pallas, 1811. In: Ridgway, S.H. & R.J. Harrison (eds.): *Handbook of Marine Mammals*, vol. 2: Seals, pp. 1-77, Academic Press Inc., Ltd, London.
- Bonner, W.N. (1979a).** Harbour (Common) Seal. In: *Mammals in the Seas*, volume II: pinniped species summaries and report on sirenians. *FAO Fisheries Series No. 5, Vol II*, pp. 58-62
- Bonner, W.N. (1979b).** Grey Seal. In: *Mammals in the Seas*, volume II: pinniped species summaries and report on sirenians. *FAO Fisheries Series No. 5, Vol II*, pp. 90-94
- Bonner, W.N. (1981).** Grey Seal, *Halichoerus grypus* Fabricius, 1791. In: Ridgway, S.H. & R.J. Harrison (eds.): *Handbook of Marine Mammals*, vol. 2: Seals, pp. 111-144, Academic Press Inc., Ltd, London
- Bonner, W.N. (1982).** The status of seals in the United Kingdom. In: *Mammals in the Seas*, Volume IV: small cetaceans, seals, sirenians and otters. *FAO Fisheries Series*, No. 5, vol. IV, pp. 253-265
- Borrey, J., L. Dewulf, D. Raes, R. Tahon & B. Vercrujse (1986).** 5 jaar zeevogelwaarnemingen te Nieuwpoort.
- Brauneis, W. (2000).** Der Einfluss von Windkraftanlagen (WKA) auf die Avifauna, dargestellt insb. am Beispiel des Kranichs *Grus grus*. *Ornithologische Mitteilungen* 52: 410-414.
- Buurma, L.S. (1987).** Patronen van hoge vogeltrek boven het Noordzeegebied in oktober. *Limosa* 60: 63-74.
- Buurma, L.S. & H. van Gasteren (1989).** Trekvogels een obstakels langs de Zuid-Hollandse kust. Rapport Koninklijke Luchtmacht, Den Haag.
- Camphuysen, C.J. & J. van Dijk (1983).** Zee- en kustvogels langs de Nederlandse kust, 1974-79. *Limosa* 56: 83-211.
- Camphuysen, C.J. & M.F. Leopold (1993).** The harbour porpoise *Phocoena phocoena* in the southern North Sea, particularly the Dutch sector. *Lutra* 36(1): 1-24.
- Camphuysen, C.J. (1987).** Het ontdekken en herkennen van Bruinvissen *Phocoena phocoena* op zee. *Sula* 1(3): 66-72
- Camphuysen, C.J. (1993).** Scavenging seabirds behind fishing vessels in the North-east Atlantic. NIOZ-Report 1993-1. Netherlands Institute for Sea Research, Texel.
- Camphuysen, C.J. (1994a).** Scavenging seabirds at beamtrawlers in the southern North-Sea, distribution, relative abundance, behaviour, prey selection, feeding efficiency, kleptoparasitism and the possible effects of 'protected areas'. NIOZ-report 1994. Netherlands Institute for Sea Research, Texel.
- Camphuysen, C.J. (1994b).** The harbour porpoise *Phocoena phocoena* in the southern North Sea. II: a comeback in Dutch coastal waters? *Lutra* 37: 54-61.
- Camphuysen, C.J. (1994b).** The Harbour Porpoise *Phocoena phocoena* in the southern North Sea, II: a comeback in Dutch coastal waters? *Lutra* 37(1): 54-61.
- Camphuysen, C.J. (1997).** Veel waarnemingen van Bruinvissen *Phocoena phocoena* in Nederlandse kustwateren in 1997. *Sula* 11(4): 233-235.
- Carwardine, M. (1995).** Whales, Dolphins and Porpoises. Dorling Kindersley, London, UK, 257 pp.
- Christensen, T.K., I. Clausager & I.K. Petersen (2001).** Base-line investigations of birds in relation to an offshore wind farm at Horns Rev: results and conclusions 2000/2001. National Environmental Research Institute, Denmark. Neri Report, 21 pp.
- Christensen, T.K., I. Clausager & I.K. Petersen (2002).** Status report of seabird surveys at Horns Rev, 2000-2001. National Environmental Research Institute, Denmark. Neri Report, 24 pp.

- Cramp, S. & K.E.L. Simmons (1977).** Birds of the western Palearctic. Vol. I. Oxford University Press, Oxford.
- Crockford, N.J. (1992).** A review of the possible impacts of windfarms on birds and other wildlife. Joint Nature Conservation Committee, JNCC Report no. 27, Peterborough, UK.
- De Kraker, K. & P.J.T. Derks (2002).** Verslag Hompelvoet/Markenje – 2001. Ecologisch adviesbureau Sandvicensis, Burgh-Haamstede, Nederland.
- De Ridder, B. (2001).** Distributie van zeezoogdieren in de zuidelijke Noordzee. Rapport zelfstandig practicum Universiteit Gent, licentie biologie, unpublished. 24 p.
- Debacker, V., F. Coignoul, K. Das, J. Haelters, L. Holsbeek, T. Jacques, T. Jauniaux, C.R. Joiris, E.W.M. Stienen, J. Tavernier, J. Van Waeyenberge & J.-M. Bouqueneau (2002).** North Sea seabirds and marine mammals: pathology and ecotoxicology. Sustainable Management of the North Sea, Final Report of the MARIN group, 252 p.
- Desholm, M. (2001).** First phase of the project "Development of method for estimating the collision frequency between migrating birds and offshore wind turbines" – the choice of equipment. Work report National Environmental Research Institute, Rønde.
- Devos, K. & R. Debruyne (1990).** Overwinterende meeuwen langs de Vlaamse kust: een totaaltelling in december 1989. Mergus 4: 2-13.
- Devos, K. & R. Debruyne (1991).** Overwinterende meeuwen langs de Vlaamse kust in juni en september 1990. Mergus 5: 97-108.
- Dillon Consulting Ltd. (2000).** Wind Turbine Environmental Assessment for the Toronto Waterfront. Draft Screening Document, TREC-Toronto Hydro.
- Dirksen, S., A.L. Spaans & J. van der Winden (1995).** Nachtelijke trek en vlieghoogtes van steltlopers over de noordelijke havendam van IJmuiden, voorjaar 1995. Rapport 95.26. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Dirksen, S., A.L. Spaans & J. van der Winden (1996a).** Nachtelijke trek en vlieghoogtes van steltlopers in het voorjaar over de noordelijke havendam van IJmuiden. Sula 10: 129-142.
- Dirksen, S., A.L. Spaans, J. van der Winden & L.M.J. van den Bergh (1996b).** Vogelhinder door windturbines. Landelijk onderzoekprogramma, deel 2: nachtelijke vlieghoogtemetingen van duikeenden in het IJsselmeergebied. Rapport 96.18. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Dirksen, S., A.L. Spaans, J. van der Winden & L.M.J. van den Bergh (1998).** Nachtelijke vliegpatronen en vlieghoogtes van duikeenden in het IJsselmeergebied. Limosa 71: 57-68.
- Evans, P.G.H. (1980).** Cetaceans in British waters. Mammal review 10:1-52.
- Evans, P.G.H. (1987).** The natural history of whales and dolphins. Christopher Helm, London.
- Everaert, J. (ongepubliceerd).** Voorlopige onderzoeksresultaten voor de windturbinelocaties te Brugge en Schelle, Project: Interactie tussen locaties voor windturbines en vogelbestanden in Vlaanderen. Instituut voor Natuurbehoud.
- Everaert, J., K. Devos & E. Kuijken (2001b).** Plaatsing van 2 windturbines op de noordoostelijke havendam te Zeebrugge. Aanbevelingen in het kader van een mogelijke impact op vogels. Instituut voor Natuurbehoud, nota IN.A.2001.27., Brussel.
- Everaert, J., K. Devos & E. Kuijken (2001c).** Plaatsing van 2 bijkomende windturbines op de Oostdam te Zeebrugge. Aanbevelingen in het kader van een mogelijke impact op vogels. Nota IN.A.2001.160, 25 pp.
- Everaert, J., K. Devos & E. Kuijken (2002).** Windturbines en vogels in Vlaanderen: voorlopige onderzoeksresultaten en buitenlandse bevindingen. Rapport Instituut voor Natuurbehoud 2002.03, Brussel.
- Everaert, J., K. Devos & J. Van Waeyenberge (2000).** Plaatsing van windturbines op de westdam van Zeebrugge. Aanbevelingen in het kader van een mogelijke impact op vogels. Nota IN.A.2000.90, 4 pp.
- Everaert, J., K. Devos, E. Stienen & E. Kuijken (2001a).** Plaatsing van windturbines langs de Westelijke havendam te Zeebrugge. Aanbevelingen in het kader van een mogelijke impact op vogels. Nota IN.A.2001.82, 32 pp.
- FSM Esbjerg, Ornith Consult A/S & Copenhagen Zoological Museum (2000).** Environmental Impact Assessment: Investigation of marine mammals in relation to the establishment of a marine wind farm on Horns Reef.
- Garthe, S. & O. Hüppop (1996).** Nocturnal scavenging by gulls in the southern North Sea. Colonial Waterbirds 19: 232-241.
- Guillemette, M., J.K. Larsen & I. Clausager (1998).** Impact assessment of an offshore wind park on sea ducks. NERI Technical Report 227. National Environmental Research Institute, Kalø.
- Guillemette, M., J.K. Larsen & I. Clausager (1999).** Assessing the impact of the Tunø Knob wind park on sea ducks: the influence of food resources. National Environmental Research Institute, Denmark. Neri Technical Report No 263, 21 pp.
- Haelters, J. & F. Kerckhof (2000).** Een dwaalgast aan onze kust: een klapmuts (*Cystophora cristata*, Erxleben 1777) op het strand te Heist. De Strandvlo 20(1): 23-27.

- Haelters, J. & J. Tavernier (2001).** Technical aspects of strandings of marine mammals: interventions and field problems. BMM & KBIN, Oostende-Brussel, 8p.
- Haelters, J. (2000).** De gewone zeehond aan onze kust. Vriendenkring van het Noordzee-aquarium Oostende (10)1: 13-15.
- Haelters, J., T. Jauniaux, J. Van Gompel (2000).** Harbour porpoises on Belgian beaches from 1990 to 1999. ASCOBANS Advisory Committee Meeting, Bruges, Belgium, 13-16 March 2000, Document AC7/Doc.12(P), 5 p.
- Hammond, P.S., H. Benke, P. Berggren, D.L. Borchert, S.T. Buckland, A. Collet, M.P. Heide-Jørgensen, S. Heimlich-Boran, A.R. Hiby, M.F. Leopold, & N. Lien (1995).** Distribution and abundance of the harbour porpoise & other small cetaceans in the North Sea & adjacent waters. Life 92-2/UK/027 Final Report, 240 pp.
- Handke, K., H. Kulp, M. Reichenbach, M. Rode, B. Schuchardt & F. Sinning (1999).** Vögel und Windkraft. Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz, band 4. Bund Landesverband Bremen.
- Hart, K. (2001).** Windkraftanlagen oder Vögel. Trend online zeitung, ausgabe 10.01.
- Haskoning (1997).** Near shore windenergie: voorstudie locatieselectie. Haskoning b.v., Nijmegen.
- Heath, M., C. Borggreve & N. Peet (2000).** European bird populations: estimates and trends. BirdLife Conservation Series No. 10. BirdLife international, Cambridge.
- Hoffmann, E., J. Astrup, F. Larsen & S. Munch-Petersen (2000).** Effects of marine windfarms on the distribution of fish, shellfish and marine mammals in the Horns Rev area. Danish Institute for Fisheries Research.
- ICES (2001a).** Report of the Working Group on Marine Mammal Population Dynamics and Habitats. ICES CM/2001/ACE:01.
- ICES (2001b).** Report of the ICES Advisory Committee on Ecosystems 2001. ICES Cooperative Research Report 249, 75pp.
- Karlsson, J. (1987).** Fåglar och vindkraft. Kompletterande resultatredovisning. Intern rapport. University of Lund, Lund.
- Kinze, C.C. (1990).** The harbour porpoise (*Phocoena phocoena* (L.)): Stock identification and migration patterns in Danish and adjacent waters. Ph.D Thesis, Zoologisk Museum, University of Copenhagen.
- Kinze, C.C., M. Addink, C. Smeenk, M.G. Hartmann, H.W. Richards, R.P. Sonntag & H. Benke (1997).** The white-beaked dolphin (*Lagenorhynchus albirostris*) and the white-sided dolphin (*Lagenorhynchus acutus*) in the North and Baltic Seas: Review of available information. Rep Int Whal Comm 47:675-682.
- Kirschvink, J.H., A.E. Dizon & J.A. Westphal (1986).** Evidence from strandings for geomagnetic sensitivity in cetaceans. J. Exp. Biol. 120: 1-24.
- Klinowska, M. (1990).** Geomagnetic orientation in cetaceans: behavioural evidence. In: J.A. Thomas & R.A. Kastelein (eds.) Sensory abilities of cetaceans. Plenum Press, New York.
- Klinowska, M. (1991).** Dolphins, Porpoises and Whales of the World. The IUCN Red Data Book. IUCN, Gland, Switzerland.
- Komdeur, J., J. Bertelsen & G. Cracknell (1992).** Manual for aeroplane and ship surveys of waterfowl and seabirds. IWRB Special publication 19. IWRB, Slimbridge.
- Koop, B. (1997).** Vogelzug und Windenergieplanung. Beispiele für Auswirkungen aus dem Kreis Plön. Naturschutz und Landschaftsplanung 29 (7): 202-206.
- Koschinski, S., B. Culik & O. Damsgaard (2002).** Reactions of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) and harbour seals (*Phoca vitulina*) to underwater sound produced by a simulated 2 MW offshore windpower generator. Presentation at the 16th Annual Conference of the European Cetacean Society, Liège, 7-11 April 2002 (abstract and oral presentation).
- Kruckenberg, H. & J. Jaene (1999).** Zum Einfluss eines Windparks auf die Verteilung weidender Bläsgänse im Rheiderland, Natur und Landschaft 74: 420-427.
- Krüger, T. & S. Garthe (2001).** Flight altitudes of coastal birds in relation to wind direction and speed. Atlantic Seabirds 3(4): 203-216.
- Kuijken, E. (1999).** Natuurrapport 1999. Toestand van de natuur in Vlaanderen: cijfers voor het beleid. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 6. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel
- Lack, D. (1960).** Migration across the North Sea studied by radar. Part 2. The spring departure 1956-1959. Ibis 102: 26-55.
- Lack, D. (1963).** Migration across the Southern North Sea studied by radar, part 4. Autumn. Ibis 105: 1-54.
- Lensink, R., C.J. Camphuysen, D.A. Jonkers, M.F. Leopold, H. Schekkerman & S. Dirksen (1999).** Falls of migrant birds, an analysis of current knowledge. Bureau Waardenburg, report 99.55, 75pp.
- Louette, M. (1971a).** Différence d'intensité de migration entre la zone côtière Belge et l'intérieur du pays, vue par radar. Aves 8: 41-55.

- Louette, M. (1971b).** Radargegevens over de herfststrek in 1969 en 1970 over N.W.-België (Trekrichting). De Wielewaal 37: 345-350.
- Lowther, S. (2000).** The European perspective: some lessons from case studies. Proc. National Avian-Wind Power Planning Meeting III, San Diego, California, USA, May 1998.
- Manhout, J. (1999).** Vergelijkende studie van de broedbiologie van de Visdief *Sterna hirundo* in kolonies langs de Belgische kust en de Westerschelde: analyse van de interactie tussen broedparameters en de factoren die het broedsucces bepalen. Licentiaatsscriptie. Universiteit Gent, Gent.
- Meek, E.R., J.B. Ribbands, W.G. Christer, P.R. Davy & I. Higginson (1993).** The effects of aerogenerators on moorland bird populations in the Orkney Islands, Scotland. Bird Study 40: 140-143.
- Meininger, P.L., C.M. Berrevoets & R.C.W. Strucker (1994).** Watervogeltellingen in het zuidelijk Deltagebied 1987-91. Rapport RIKZ-94.005. Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.
- Minasian, S.M., K.C. Balcomb III & L. Foster (1984).** The world's whales. The complete illustrated guide. Smithsonian Books, Washington D.C.
- Mitchell, E. (1975).** Porpoise, dolphin and small whale fisheries of the world. Status and problems. IUCN Monograph No. 3. IUCN, Gland, Switzerland.
- Musters, C.J.M., G.J.C. van Zuylen & W.J. ter Keurs (1991).** Vogels en windmolens bij de Kreekraksluizen. Rapport vakgroep Biologie. Rijksuniversiteit Leiden, Leiden.
- Musters, C.J.M., M.A.W. Noordervliet & W.J. Ter Keurs (1996).** Bird casualties by a wind energy project in an estuary. Bird Study 43: 124-126.
- Northridge, S., M. Tasker, A. Webb, K. Camphuysen, M.F. Leopold (1997).** White-beaked Lagenorhynchus albirostris and Atlantic white-sided Dolphin L. acutus distributions in northwest European and US North Atlantic waters. Report of the International Whaling Comm 47:797-805.
- Offringa, H. & P. Meire (1997).** Verslag van tellingen van zeevogels die zijn verricht onder contract 13/05/96 van het Ministerie van Sociale Zaken, Volksgezondheid en Leefmilieu. Intern rapport. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel.
- Offringa, H., J. Seys, W. van den Bossche & P. Meire (1996).** Seabirds on the Channel doormat. De Giervalk 86: 3-71.
- Osieck, E.R. & J.E. Winkelman (1990).** Windturbines en vogels in het Klein IJsselmeer, Vogelbescherming Zeist.
- Ostsee-Zeitung (2002).** Brandenburger Artenexperte Tobias Dürr: Jetzt sogar streng geschützte Fledermäuse und Rotmilande tot unter Windkraftanlagen gefunden/Aufruf an Umweltschützer zu systematischer Nachsuche unter Windkraftwerken, Ostsee Zeitung.de, 2/3 Februar, 2002.
- Palka, D. L., A. J. Read, A. J. Westgate & D. W. Johnston (1996).** Summary of current knowledge of harbour porpoises in US and Canadian Atlantic waters. In: Forty-Sixth Report of the International Whaling Commission, pp. 559-565 (SC/47/SM23). International Whaling Commission, Cambridge ISBN: 0 906975 35 2.
- Peet, G., H. Nijkamp, P.-H. Nelissen & F.-J. Maas (1992).** Bruinvissen, dolfinen en walvissen van de Noordzee. M & P Uitgeverij b.v., Weert ISBN: 90 6590 614 2.
- Percival, S.M. (1998).** Birds and wind turbines: managing potential planning issues. Proc. 20th British Wind Energy Assoc. Conf., 1998. Ecology Centre, Univ. Sutherland, UK, pp. 345-350.
- Percival, S.M. (1999).** Birds and wind turbines: can they live together? Wind directions, Apr. 1999, pp. 18-20.
- Petersen, B.S. & H. Nøhr (1989).** Konsekvenser for fuglelivet ved etableringen af mindre vindmøller. Rapport Ornith Consult, Copenhagen.
- Pettersson, J. (2001).** Bird observation in southern Kalmar Sound: autumn/early winter 2000. Vindkompaniet AB and Enron Wind, Färgestaden.
- Pettersson, J. (2002).** Bird observation in southern Kalmar Sound: spring and autumn 2001. Vindkompaniet AB and Enron Wind, Färgestaden.
- Platteeuw, M., N.F. van der Ham & J.E. den Ouden (1994).** Zeetrekellingen in Nederland in de jaren tachtig. Sula 8: 1-203.
- Poot, M.J.M., I. Tulp, H. Schekkerman, L.M.J. van den Bergh & J. van der Winden (2001).** Effect van mist op vogelvliegedrag bij het windpark Eemmeer. Bureau Waardenburg Rapport nr. 01-072. Bureau Waardenburg, Culemborg/Alterra, Wageningen.
- Read, A.J. (1999).** Harbour porpoise (*Phocoena phocoena*). In: S.H. Ridgway & R. Harrison [eds.], Handbook of Marine Mammals, Volume 6: The Second Book of Dolphins and Porpoises. Academic Press, San Diego.
- Reeves, R., C. Smeenk, C. Kinze, R. Brownell, Jr. & J. Lien (1999).** White-beaked Dolphin. Pp. 1-30. In: S. Ridgway & R. Harrison, ed., Handbook of Marine Mammals, Vol 6. Academic Press, London.
- Reijnders, P.J.H. & K. Lankester (1990).** Status of marine mammals in the North Sea. Neth. J. Sea Res. 26 (2-4): 427-435.
- Reijnders, P.J.H. (1978).** Recruitment in the harbour seal (*Phoca vitulina*) population in the Dutch Wadden Sea. Neth. J. Sea. Res. 12(2): 164-179

- Reijnders, P.J.H. (1982).** On the extinction of the South Dutch harbour seal population. Int. Counc. Exp. Sea. CM 1982/N:2
- Reijnders, P.J.H. (1983).** Threats to the harbour seal population in the Wadden Sea. In: Reijnders, P.J.H. & W.J. Wolff (eds.): Marine mammals of the Wadden Sea. Report 7 of the Wadden Sea Working Group. In: Wolff, W.J. (ed.): Ecology of the Wadden sea, vol. 2, pp. 7/38-7/47, A.A. Balkema, Rotterdam.
- Reijnders, P.J.H. (1986).** Reproductive failure in common seals feeding on fish from polluted coastal waters. Nature 324: 456-457
- Reijnders, P.J.H. (1988).** Gevolgen virus uitbraak voor zeehonden in het internationale Waddengebied. Waddenbulletin 23(4): 201-203
- Reijnders, P.J.H. (1992).** Harbour porpoises *Phocoena phocoena* in the North Sea: numerical responses to changes in environmental conditions. Neth. J. of Aqu. Ecol. 26(1): 75-85.
- Reijnders, P.J.H., H.E. Drescher, J.L. van Haften, E. Bøgebjerg Hansen & S. Tougaard (1983).** Population dynamics of the harbour seal in the Wadden Sea. In: Reijnders, P.J.H. & W.J. Wolff (eds.): Marine mammals of the Wadden Sea. Report 7 of the Wadden Sea Working Group.
- Reijnders, P.J.H., J. van Dijk & D. Kuiper (1995).** The recolonization of the Dutch Wadden Sea by the Grey Seal *Halichoerus grypus*. Biol. Cons. 71: 231-235.
- Reijnders, P.J.H., M. F. Leopold, C. J. Camphuysen, H. J. L. Heessen & R. A. Kastelein (1996).** The status of the harbour porpoise, *Phocoena phocoena*, in Dutch waters and the state of related research in the Netherlands: an overview. In: Forty-Sixth Report of the International Whaling Commission, pp. 607-611 (SC/47/SM41). International Whaling Commission, Cambridge ISBN: 0 906975 35 2.
- Rice, D.W. (1998).** Marine mammals of the world: systematics and distribution. Society for Marine Mammalogy, Special Publication Number 4 (Wartzok D, Ed.), Lawrence, KS. USA.
- Rossaert, G., S. Dirksen, T.J. Boudewijn, P.M. Meire, T. Ysebaert, E.H.G. Evers & P.L. Meininger (1993).** Effects of PCBs, PCDDs and PCDFs on reproductive success, and morphological, physiological and biochemical parameters in chicks of Common Terns (*Sterna hirundo*). Report A93.31. Institute for Nature Conservation, Brussels.
- Sachslehner, L. & H.P. Kollar (1997).** Vogelschutz und Windkraftanlagen in Wien. Endbericht. Verein für Ökologie und Umweltforschung.
- Schreiber, M. (1993).** Zum Einfluss von Störungen auf die Rastplatzwahl von Watvögeln. Inform. d. Naturschutz Niedersachs. 13: 161-169.
- Schreiber, M. (1999).** Windkraftanlagen als Störungsquelle für Gastvögel am Beispiel von Blessgans (*Anser albifrons*) und Lachmöwe (*Larus ridibundus*). Bremer Beitr. Naturk. Natursch. 4: 39-48.
- SEAS Distribution A.m.b.a. (2000).** Rødsand Offshore Wind Farm; EIA summary report. Haslev, Denmark, 16p.
- Sekiguchi, K. (1995).** Occurrence, behavior and feeding habits of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) at Pajaro Dunes, Monterey Bay, California. Aquatic Mammals 21(2): 91-103.
- Seys, J. (1998).** Witsnuitdolfijnen *Lagenorhynchus albirostris* in de Belgische kustwateren. Sula 12(3): 99-100.
- Seys, J. (2001).** Sea- and coastal bird data as tools in the policy and management of Belgian marine waters. Proefschrift Universiteit Gent. Universiteit Gent, Gent.
- Seys, J. (2002).** Estimates of the number of seabirds residing in and migrating through the southern North Sea. Report IN.D.2002.2. Institute of Nature Conservation, Brussels.
- Seys, J., H. Offringa, J. van Waeyenberge, P. Meire & E. Kuijken (1999a).** Ornithologische belang van de Belgische maritieme wateren: naar een aanduiding van kensoorten en sleutelgebieden. Nota In A74. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel.
- Seys, J., K. Devos & E. Kuijken (1999b).** Windmolens en vogels: evaluatie impact huidige en geplande site in de voorhaven van Zeebrugge. Nota Instituut voor Natuurbehoud, A.99.106., Brussel.
- Spaans, A.L., L.M.J. van den Bergh, S. Dirksen & J. van der Winden (1999).** Windturbines en vogels: hoe hiermee om te gaan? De Levende Natuur 99: 115-121.
- Spaans, A.L., J. van der Winden, L.M.J. van den Bergh & S. Dirksen (1996).** Nachtelijke vliegbewegingen van watervogels rond het Oosterscheldebekken. Sterna 41:2-8.
- Spaans, A.L., J. van der Winden, R. Lensink, L.M.J. van den Bergh & S. Dirksen (1998a).** Vogelhinder door windturbines. Landelijk onderzoeksprogramma, deel 4: nachtelijke vliegbewegingen en vlieghoogtes langs de Afsluitdijk. Rapport 98.015. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Spaans, A.L., J. van der Winden, R. Lensink, L.M.J. van den Bergh & S. Dirksen (1998b).** Vogelhinder door windturbines. Landelijk onderzoeksprogramma, deel 5: nachtelijke vliegbewegingen en vlieghoogtes van getijdentrek langs de Friese waddenkust. Rapport 98.066. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Spanhove, T. (2001).** Distributie van vogels in de zuidelijke Noordzee. Verslag eerste licentie biologie. Universiteit Gent, Gent.
- Spanoghe, G. (1999).** Aantallen, verspreiding, gedrag en habitatkeuze van meeuwen (*Laridae*) aan de Vlaamse kust in het winterhalfjaar. Scriptie Faculteit der Wetenschappen. Universiteit Gent, Gent.

- Stienen, E.W.M. & A. Brenninkmeijer (1992).** Ecologisch profiel van de Visdief (*Sterna hirundo*). RIN-rapport 92/18. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Arnhem.
- Stienen, E.W.M., J. Seys, J. Van Waeyenberge & E. Kuijken (in prep.).** Trapped within the corridor of the southern North Sea: the potential impact of offshore wind farms on seabirds.
- Stienen, E.W.M., J. Van Waeyenberge & E. Kuijken (2002).** Studie naar te verwachten impact van windmolenparken op zee ten aanzien van de mariene avifauna in het kader van een MER voor plaatsing van windturbines thv de Vlake van Raan. Deelstudie 'avifauna' van MER 'TotalFinaElf'-project. Adviesnota IN.A.2002.179, Instituut voor Natuurbehoud, Brussel.
- Still, D., B. Little & S. Lawrence (1995).** The effect of wind turbines on the bird population at Blyth. ETSU Report W/13/00394, Haugh Lane Industrial Estate, Hexham.
- Strickland, M.D., G.D. Johnson & W.P. Erickson (1998).** Avian use, flight behaviour and mortality on the Buffalo Ridge, Minnesota Wind Resource Area.
- Tahon, S. & J. Haelters (1998).** Witsnuitdolfijnen voor de kust! Het Visserijblad 65(11): 28-29.
- Tasker, M.L., P.H. Jones, T.J. Dixon & B.F. Blake (1984).** Counting seabirds at sea from ships: a review of methods employed and a suggestion for a standardized approach. Auk 101: 567-577.
- Thomas, R. (2000).** An assessment of the impact of wind turbines on birds at ten windfarm sites in the UK. Sustainable Development International 1: 215-219.
- Tulp, I., H. Schekkerman, J.K. Larsen, J. van der Winden, R.J.W. van de Haterd, P. van Horsen, S. Dirksen & A.L. Spaans (1999).** Nachtelijke vliegbewegingen van zee-eenden bij het windpark Tunø Knob in de Oostzee. Rapport 99.30. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- van Bree, P.J.H. & H. Nijssen (1964).** On three specimens of *Lagenorhynchus albirostris* Gray, 1846 (Mammalia, Cetacea). Beaufortia 11(139): 85-93.
- van den Bergh, L.M.J., A.L. Spaans & J.E. Winkelman (1993).** De mogelijke hinder van een 25MW windpark voor vogels op twee potentiële lokaties in Noord-Groningen. IBN-rapport 016. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Arnhem.
- van den Bergh, L.M.J., A.L. Spaans & N.D. van Swelm (2002).** Lijnopstelling van windturbines geen barrière voor voedselvluchten van meeuwen en sterns in de broedtijd. Limosa 75: 25-32.
- van der Winden, J., A.L. Spaans, I. Tulp, B. Verboom, R. Lensink, D.A. Jonkers, R.J.W. van de Haterd & S. Dirksen (1999).** Deelstudie Ornithologie MER Inter provinciaal Windpark Afsluitdijk. Rapport 99.002. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- van der Winden, J., A.L. Spaans, L.M.J. van den Bergh & S. Dirksen (1997).** Vogelhinder door windturbines. Landelijk onderzoekprogramma, deel 3: nachtelijke vlieghoogtemetingen van getijdetrek in het Deltagebied. Rapport 97.27. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- van der Winden, J., A.L. Spaans, L.M.J. van den Bergh, I. Tulp & S. Dirksen (1998).** Nachtelijke vliegbewegingen van duikeenden, ganzen en Lepelaars in en rond Pampushaven. Bureau Waardenburg Rapport nr. 98.030. Bureau Waardenburg, Culemborg/Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO), Wageningen.
- van der Winden, J., S. Dirksen, L.M.J. van den Bergh & A.L. Spaans (1996).** Nachtelijke vliegbewegingen van duikeenden bij het Windpark Lely in het IJsselmeer. Rapport 96.34. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Van Gompel, J. (1991).** Cetacea aan de Belgische kust, 1975-1989. Lutra 34: 27-36.
- Van Gompel, J. (1992).** Zeehonden langs de Belgische kust. Zoogdier 3: 9-14.
- Van Gompel, J. (1996).** Cetacea aan de Belgische kust, 1990-1994. Lutra 39: 45-51.
- van Haaften, J.L. (1983a).** The grey seal (*Halichoerus grypus*). In: Reijnders, P.J.H. & W.J. Wolff (eds.): Marine mammals of the Wadden Sea. Report 7 of the Wadden Sea Working Group. in: Wolff, W.J. (ed.): Ecology of the Wadden sea, vol. 2, pp. 7/48-7/50, A.A. Balkema, Rotterdam.
- van Haaften, J.L. (1983b).** The life history of the harbour seal in the Wadden Sea. In: Reijnders, P.J.H. & W.J. Wolff (eds.): Marine mammals of the Wadden Sea. Report 7 of the Wadden Sea Working Group. In: Wolff, W.J. (ed.): Ecology of the Wadden sea, vol. 2, pp. 7/15-7/19, A.A. Balkema, Rotterdam.
- Van Waeyenberge, J. & J. Seys (2000).** Stern- en meeuwenkolonies in de Voorhaven van Zeebrugge. Documentatiemap IN.D.2000.11. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel.
- Van Waeyenberge, J., E. Stienen & J. Seys (2001a).** Stern- en meeuwenkolonies in de Voorhaven van Zeebrugge. Documentatiemap IN.D.2001.9. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel.
- Van Waeyenberge, J., E.W.M. Stienen & J. Seys (2001b).** Broedbiologisch onderzoek bij stern- en meeuwen in de Zeebrugse voorhaven : waarom, wat en hoe ? Vogelnieuws, ornithologische nieuwsbrief van het Instituut voor Natuurbehoud, Nr 1 (juni 2001) : 15-20.
- Van Waeyenberge, J., Manhout J, Seys J., Offringa H., Meire P. & Kuijken E. (2000).** Reproductive success of Common Terns *Sterna hirundo* in colonies along the Belgian coast and the Westerschelde. Lecture abstract, 7th Seabird Group Conference, 17-19 March 2000, Wilhelmshaven, Germany, p 39.

- van Westrienen, R. (1988).** Zichtbare trek langs de Zeeuws-Vlaamse kust. In: Buisse, M.A. & F.L.L. Tombeur (eds.). Vogels tussen het Zwin en Saeftinghe. De avifauna van Zeeuws-Vlaanderen. pp. 55-62.
- Vauk, G. (1990).** Biological and ecological study of the effects of construction and operation of wind power sites. Jahrgang/Sonderheft, Endbericht. Norddeutsche Naturschutzakademie, Germany.
- Veen, J, E.W.M. Stienen, A. Brenninkmeijer, H. Offringa, P. Meire & J. Van Waeyenberge (1997).** Ecologische randvoorwaarden voor de aanleg van een broedplaats voor sterns in de voorhaven van Zeebrugge. Rapport IN 97/15. Instituut voor Natuurbehoud Brussel.
- Vella, G., I. Rushford, E. Mason, A. Hough, R. England, P. Styles, T. Holt & P. Thorne (2001).** Assessment of the effects of noise and vibration from offshore wind farms on marine wildlife. ETSU W/13/00566/REP, University of Liverpool, UK, 107p., appendix.
- Verboom, W.C. (1991).** Possible disturbance of marine mammal hearing perception by human made noises - preparatory study. 122.015. Rijkswaterstaat North Sea Directorate.
- Vercuijsse, H.J.P. (1999).** Zilvermeeuwen uit de duinen van Schouwen. Verspreiding, sterfte en broedbiologie. Vercuijsse, Tilburg.
- Verwey, J. (1975).** The cetaceans *Phocoena phocoena* and *Tursiops truncatus* in the Marsdiep Area (Dutch Waddensea) in the years 1931-1973. Internal report 17, Netherlands Institute for Sea Research.
- Winkelbrandt, A., R. Bless, M. Herbert, K. Kröger, T. Merck, B. Netz-Gerten, J. Schiller, S. Schubert & B. Schweppe-Kraft (2000).** Empfehlungen des Bundesamtes für Naturschutz zu naturschutzverträglichen Windkraftanlagen. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- Winkelman, J.E. (1985).** Bird impact by middle-sized wind turbines – on flight behaviour, victims, and disturbance. *Limosa* 58: 117-121.
- Winkelman, J.E. (1989).** Vogels en het windpark nabij Urk (NOP): aanvaringsslachtoffers en verstoring van pleisterende eenden, ganzen en zwanen. RIN-rapport 89/15. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem.
- Winkelman, J.E. (1992a).** De invloed van de SEP-proefwindcentrale te Oosterbierum (Fr.) op vogels. 1. Aanvaringsslachtoffers. RIN-rapport 92/2. DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Arnhem.
- Winkelman, J.E. (1992b).** De invloed van de SEP-proefwindcentrale te Oosterbierum (Fr.) op vogels. 2. Nachtelijke aanvaringskansen. RIN-rapport 92/3. DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Arnhem.
- Winkelman, J.E. (1992c).** De invloed van de SEP-proefwindcentrale te Oosterbierum (Fr.) op vogels. 3. Aanvlieggedrag overdag. RIN-rapport 92/4. DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Arnhem.
- Winkelman, J.E. (1992d).** De invloed van de SEP-proefwindcentrale te Oosterbierum (Fr.) op vogels. 4. Verstoring. RIN-rapport 92/5. DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Arnhem.
- Winkelman, J.E. (1995).** Bird/wind turbine investigations in Europe. Proc. National Avian-Wind Power Meetings, Denver Colorado, 20-21 July 1994, pp. 43-48.
- Witte, R.H., H.J.M. Baptist & P.V.M. Bot (1998).** Increase of the harbour porpoise *Phocoena phocoena* in the Dutch sector of the North Sea. *Lutra* 40: 33-40.