



Vlaanderen
is wetenschap



Seabirds@Risk

Gevoeligheidskartering voor antropogene
verstoring van zeevogels op zee

Nicolas Vanermen, Wouter Courtens, Marc Van de walle, Hilbran Verstraete, Eric Stienen

INSTITUUT
NATUUR- EN BOSONDERZOEK

Auteurs:

[Nicolas Vanermen](#) , Wouter Courtens, Marc Van de walle, Hilbran Verstraete, Eric Stienen
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) is het Vlaams onderzoeks- en kenniscentrum voor natuur en het duurzame beheer en gebruik ervan. Het INBO verricht onderzoek en levert kennis aan al wie het beleid voorbereidt, uitvoert of erin geïnteresseerd is.

Vestiging:

Herman Teirlinckgebouw
INBO Brussel
Havenlaan 88, 1000 Brussel
vlaanderen.be/inbo

Reviewer:

Mieke Delgoire

e-mail:

nicolas.vanermen@inbo.be

Wijze van citeren:

Vanermen N., Courtens W., Van de walle M., Verstraete H. & Stienen E.W.M. (2023). Seabirds@Risk - Gevoeligheidskartering voor antropogene verstoring van zeevogels op zee. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2023 (53). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
DOI: <http://doi.org/10.21436/inbor.100121378>

D/2023/3241/422

Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2023 (53)

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Hilde Eggermont

Dit onderzoek werd uitgevoerd in opdracht van:

FOD Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu



Volksgezondheid
Veiligheid van de Voedselketen
Leefmilieu



Dit werk valt onder een [Creative Commons Naamsvermelding-GelijkDelen 4.0 Internationaal-licentie](https://creativecommons.org/licenses/by-sa/4.0/).

SEABIRDS@RISK

Gevoeligheidskartering voor antropogene verstoring van zeevogels op zee

**Nicolas Vanermen, Wouter Courtens, Marc Van de walle, Hilbran Verstraete &
Eric Stienen**

<http://doi.org/10.21436/inbor.100121378>

Dankwoord

Deze studie buigt op ontelbare uren zeevogeltelwerk vanaf de onderzoeksschepen Zeeleeuw, Simon Stevin en Belgica. We wensen DAB Vloot, VLIZ, BELSPO en KBIN dan ook uitdrukkelijk te bedanken voor deze logistieke en financiële ondersteuning. We bedanken verder ook Andre Cattrijsse (VLIZ) en Lieven Naudts (KBIN) voor het jaarlijks opstellen van de planning en het toekennen van scheepstijd. Tot slot bedanken wij graag ook Mieke Delgoire en Gizem Poffyn van FOD Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu voor het vertrouwen en om deze studie aan ons toe te wijzen.



Inhoudstafel

Dankwoord.....	2
1 Inleiding.....	4
2 Materiaal & Methode	5
2.1 Omgevingsvariabelen en antropogene drukfactoren	5
2.1.1 Diepte	5
2.1.2 Afstand tot de kust	6
2.1.3 Saliniteit.....	6
2.1.4 Scheepsbewegingen	7
2.1.5 Visserij-activiteit	8
2.1.6 Windparken	10
2.2 Scheepstellingen.....	10
2.2.1 Telmethode.....	10
2.2.2 Zeevogeldataset	10
2.3 Data zwarte zee-eend.....	11
2.4 Modellerings	11
2.5 Gevoeligheidskaarten.....	12
3 Resultaten	13
3.1 Soortverspreidingsmodellen	13
3.1.1 Duiker sp. (<i>Gavia</i> sp.).....	13
3.1.2 Fuut (<i>Podiceps cristatus</i>)	14
3.1.3 Jan-van-gent (<i>Morus bassanus</i>).....	15
3.1.4 Dwergmeeuw (<i>Hydrocoloeus minutus</i>)	16
3.1.5 Stormmeeuw (<i>Larus canus</i>).....	17
3.1.6 Kleine mantelmeeuw (<i>Larus fuscus</i>)	18
3.1.7 Zilvermeeuw (<i>Larus argentatus</i>)	19
3.1.8 Grote mantelmeeuw (<i>Larus marinus</i>)	20
3.1.9 Drieteenmeeuw (<i>Rissa tridactyla</i>).....	21
3.1.10 Zeekoet (<i>Uria aalge</i>).....	22
3.1.11 Alk (<i>Alca torda</i>).....	23
3.2 Soortverspreiding zwarte zee-eend.....	24
3.3 Gevoeligheidskaarten.....	25
3.3.1 Windparken	26
3.3.2 Scheepvaart.....	27
3.3.3 Antropogene verstoreng (scheepvaart & windparken).....	28
3.3.4 Zwarte zee-eend.....	28
4 Mitigerende maatregelen	30
4.1 Marien reservaat	30
4.2 Migratiecorridors.....	31
4.3 Scheepsbewegingen kanaliseren.....	32
4.4 Overige maatregelen	32
5 Discussie	34
6 Conclusie	37
7 Referenties	39
Annex: model summaries.....	41

////////////////////////////////////

1 INLEIDING

Naar aanleiding van de geplande herziening van het Marien Ruimtelijk Plan (Koninklijk Besluit MRP 2020) en in uitvoering van maatregel 9d van het Belgisch maatregelenprogramma voor Natura 2000 en de Kaderrichtlijn Mariene Strategie (KRMS) (Belgische Staat 2022) voerde het INBO een studie uit naar de verstoringsimpact van menselijke activiteiten op het voorkomen en de verspreiding van zeevogels. De doelstellingen van deze studie waren (1) gevoeligheidskaarten te produceren ten aanzien van menselijke activiteiten op zee, (2) een overzicht te geven van mogelijke mitigerende maatregelen om de impact van menselijke activiteiten te helpen beperken, en (3) een zone aan te duiden die geschikt zou zijn voor de afbakening van een marien reservaat ten behoeve van zeevogels. Doorheen de studie werd uitgegaan van die soorten waarvoor binnen het kader van Natura 2000 en/of de KRMS concrete doelstellingen werden vastgelegd wat betreft aantallen op zee (Stienen & Vanermen 2020). Als input voor de herziening van het MRP werd in juni 2023, op basis van de eerste resultaten, een samenvattende nota voor het FOD Leefmilieu opgesteld. Dit rapport geeft een volledig overzicht van de toegepaste methodiek en de resultaten, gebaseerd op meer nauwkeurige data rond visserij-activiteit (VMS gegevens aangeleverd door IVLO) en een licht herziene modelleringstrategie.



2 MATERIAAL & METHODE

In de eerste fase van dit project werden data van omgevingsvariabelen verzameld waarvan verondersteld wordt dat ze de verspreiding en het voorkomen van zeevogels beïnvloeden, zoals diepte, afstand tot de kust en saliniteit. Er werden ook gegevens verzameld van de belangrijkste antropogene drukfactoren op het Belgische deel van de Noordzee (BNZ), meer bepaald scheepsbewegingen, visserij-activiteit en offshore windmolens (zie §2.1). In een volgende stap werden deze abiotische data op basis van tijd en plaats gekoppeld aan onze zeevogeltellingen (zie §2.2.2). Tot slot werden de records in deze gekoppelde databank geaggregeerd per jaar, per maand en per 2 x 2 km² gridcel.

Er wordt in de onderstaande paragrafen vaak onderscheid gemaakt tussen (1) de databank die gebruikt werd voor de modellering en (2) de databank die diende als basis voor de grafische weergave van de soortverspreidingsmodellen en de aanmaak van de gevoeligheidskaarten. Het komt er in deze op neer dat databank (1) de temporele variatie in de gebruikte variabelen zoveel mogelijk mee neemt, terwijl databank (2) deze temporele component uitsluit aan de hand van over de tijd heen uitgemiddelde waarden. De saliniteitswaarden in de modelleringsdatabank variëren bijvoorbeeld van uur tot uur, terwijl in de predictiedataset één uitgemiddelde waarde per gridcel wordt gebruikt. De modelvoorspelling op basis van databank (2) vormt aldus een tijdsafhankelijk beeld van de verspreiding van een soort.

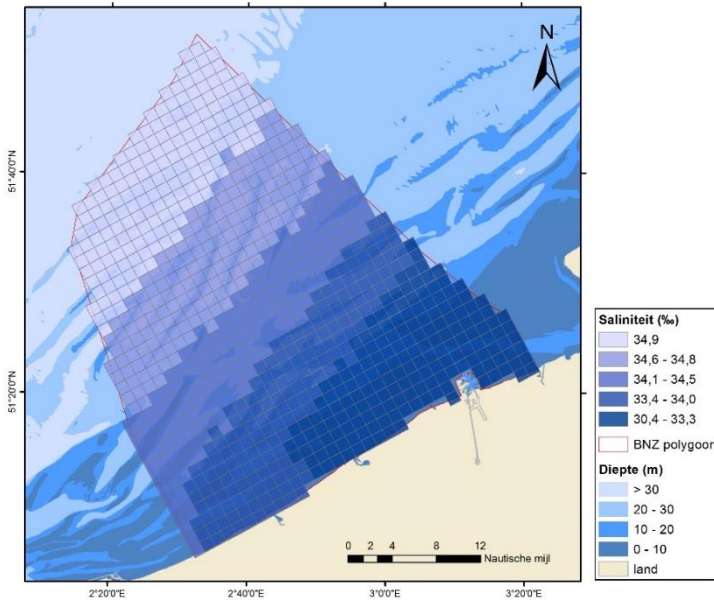
2.1 OMGEVINGSVARIABLEN EN ANTROPOGENE DRUKFACTOREN

2.1.1 Diepte

Voor diepte werd een rasterbestand gebruikt dat werd aangemaakt in het kader van het SPSPDII project 'MAREBASSE' (Van Lancker *et al.* 2007). Op basis van dit rasterbestand werden een aantal variabelen berekend: de gemiddelde diepte, de minimum diepte en de standaarddeviatie van de diepte, dit telkens per 2 x 2 km² gridcel. De minimum-diepte per gridcel (Figuur 1) toont sterkere gradiënten vergeleken met de gemiddelde diepte (niet afgebeeld), en de zandbanken tekenen zich daardoor duidelijk af. Daarnaast toont Figuur 1 een graduele onshore-offshore toename in diepte. Ook in het kaartje met de standaarddeviatie van diepte tekenen de bankensystemen zich af, maar blijkt de onshore-offshore gradiënt afwezig (Figuur 2).

////////////////////////////////////

data bedraagt 7 km en de temporele resolutie één uur. De zeevogeldata werden gekoppeld aan een saliniteitswaarde op basis van de tijd en het meest nabij liggende punt in het saliniteitsgrid. Voor de modelvoorspellingen echter werden de saliniteitsgegevens uitgemiddeld over de volledige periode, vervolgens omgezet naar een rasterbestand met een hoge resolutie ($0,111^\circ \times 0,067^\circ$) aan de hand van interpolatie ('inverse distance squared weighting'), om de bekomen rasterwaarden finaal weer uit te middelen over ons eigen $2 \times 2 \text{ km}^2$ grid (zie Figuur 3).

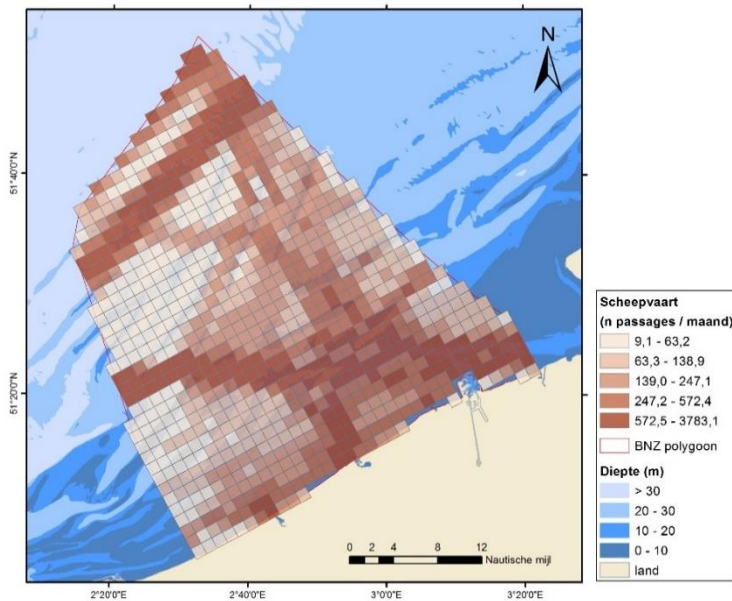


Figuur 3. Gemiddelde saliniteit (‰) per $2 \times 2 \text{ km}^2$ gridcel voor de periode 2005-2022 ('quantile scale').

2.1.4 Scheepsbewegingen

We ontvingen data met betrekking tot aantallen scheepsbewegingen (gebaseerd op AIS) via Schelderadarketen (contactpersoon: Sven Vercammen). De gegevens werden aangeleverd met dezelfde ruimtelijke resolutie als ons $2 \times 2 \text{ km}^2$ grid en in tijd geaggregeerd per jaar en per maand, voor de periode september 2005 tot en met februari 2023. Op basis van locatie en tijd werden deze data gelinkt aan onze zeevogeltellingen. In Figuur 4 wordt de gemiddelde scheepvaartintensiteit weergegeven voor de periode 2020-2022 (tevens de waarden die in §3 gebruikt worden voor de modelvoorspellingen). Hierin tekenen de grote scheepvaartroutes zich duidelijk af. Daarentegen zijn de toekomstige windparkconcessiegebieden ter hoogte van de hinderbanken (de Prinses Elisabethzone) opvallend scheepvaartluw. Ook ter hoogte van de Vlaamse Banken tegen de Franse grens aan ligt een uitgestrekt scheepvaartluw gebied.

////////////////////////////////////



Figuur 4. Scheepvaartintensiteit uitgedrukt in aantal passages per maand, uitgemiddeld voor de periode 2020-2022 ('quantile scale').

2.1.5 Visserij-activiteit

Data van visserij-activiteit op basis van het Vessel Monitoring System (VMS) werden ons aangeleverd door het ILVO (contactpersoon: Katrien Verl ). In de aangeleverde databank wordt de visserij-activiteit uitgedrukt in Swept Area Ratio (SAR), wat gelijk staat aan de verhouding tussen de beviste en totale oppervlakte. Alvorens aanlevering werden de VMS data geaggregeerd, meer bepaald per jaar en per seizoen, alsook over een 1,6 x 1,6 km² grid en alle vistuigen heen. Hieronder volgen enkele specificaties van de achterliggende VMS gegevens:

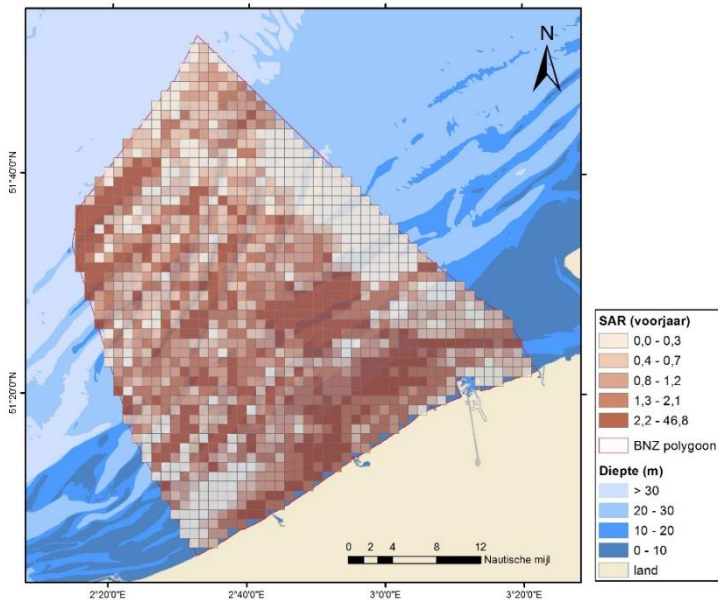
- Periode & oorsprong: 2007-2022 voor Belgische en Nederlandse vissersboten, en 2009-2022 voor Duitse, Britse en Deense vaartuigen
- VMS data van Franse schepen werden niet vrijgegeven (hoewel Frankrijk na België en Nederland allicht het 3^e belangrijkste land van oorsprong is wat betreft vissersboten op het BNZ)
- Belgische en Nederlandse schepen nemen 99.5% van alle vis-uren in de dataset voor hun rekening
- Enkel sleeptuigen (boomkor, garnaalkor, otter trawl, pulse, seiners en dreggen) werden in rekening gebracht

Ter illustratie tonen we de gemiddelde SAR voor het voorjaar en de winter in de periode 2020-2022 in Figuur 5 & Figuur 6. Algemeen gesproken is de visdruk heel laag in het huidige windparkconcessiegebied (alwaar het verboden is om te vissen), alsook ter hoogte van de ondiepste delen van de Vlaamse Banken, in de zuidhoek van het BNZ. Verder is de visserij-activiteit in het voorjaar hoger vergeleken met de winter, en is de visserij in het voorjaar meer kustgebonden. Los van de kustgebonden activiteit zijn er in het voorjaar ook opvallende concentraties van activiteit in de omgeving van de Gootebank en in de NW hoek van het BNZ. Ter hoogte van de Vlaamse Banken valt op hoe bij voorkeur tussen de banken in gevist wordt. In de winter concentreert de visserij zich dus meer offshore, afgezien van een smalle band

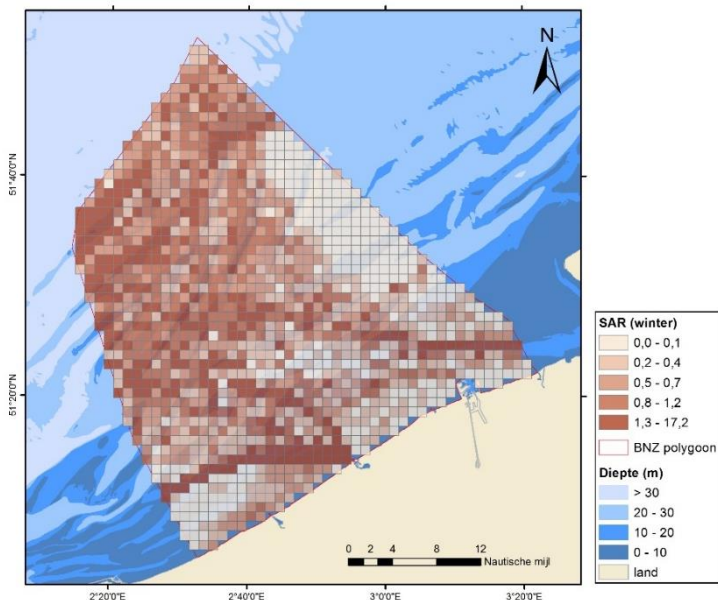
////////////////////////////////////

tussen Oostende en de Franse grens en de zuidrand van de vlakte van de Raan. Deze laatste zone tekent zich overigens ook in het voorjaar af.

Op basis van de combinatie jaar, seizoen en locatie konden de SAR gegevens gekoppeld worden aan de records in onze zeevogeldatabank. Voor de modelvoorspellingen werd, omwille van de weinig voorspelbare temporele component in visserij-activiteit, telkens een nulwaarde toegekend aan deze parameter (in plaats van een uitgemiddelde waarde).



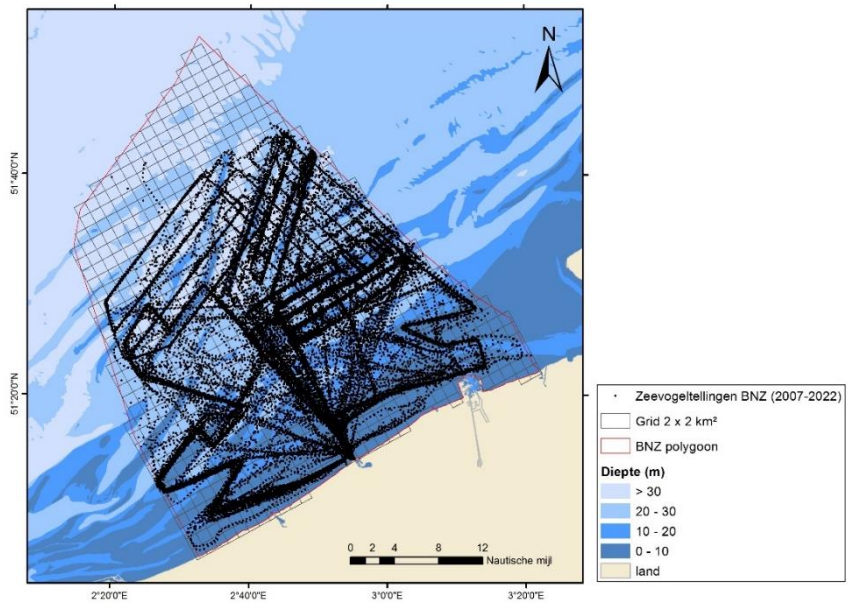
Figuur 5. Gemiddelde visserij-activiteit uitgedrukt in SAR, tijdens het voorjaar in de periode 2020-2022 ('quantile scale').



Figuur 6. Gemiddelde visserij-activiteit uitgedrukt in SAR, tijdens de winter in de periode 2020-2022 ('quantile scale').



soort(groep)en, met name duiker sp. (*Gavia* sp., ook wel duikers genoemd verderop in het rapport), fuut (*Podiceps cristatus*), jan-van-gent (*Morus bassanus*), dwergmeeuw (*Hydrocoloeus minutus*), stormmeeuw (*Larus canus*), kleine mantelmeeuw (*Larus fuscus*), zilvermeeuw (*Larus argentatus*), grote mantelmeeuw (*Larus marinus*), drieteenmeeuw (*Rissa tridactyla*), zeekoet (*Uria aalge*) en alk (*Alca torda*). Ook voor zwarte zee-eend (*Melanitta nigra*) werden doelstellingen voor aantallen op zee bepaald maar waren onvoldoende gegevens beschikbaar voor de beoogde gebiedsdekkende modellering van habitatgeschiktheid en verstoringsgevoeligheid. Deze soort wordt daarom apart behandeld (zie §2.3).



Figuur 7. De locatie van zeevogeltellingen op het BNZ uitgevoerd in de periode 2007-2022.

2.3 DATA ZWARTE ZEE-EEND

Specifiek voor zee-eenden voert het INBO vliegtuigtellingen uit langsheen een vast traject. Van 1986 tot 2009 werden deze tellingen maandelijks uitgevoerd in de periode oktober tot maart. Nadien werd slechts 1 keer per jaar gevlogen, telkens in februari of maart. Voor dit rapport gebruikten we, analoog aan de scheepstellingen, enkel de telresultaten verzameld vanaf 2007. Bovendien gebruikten we enkel tellingen verzameld in het voorjaar (inclusief februari), analoog de referentieperiode bepaald voor de KRMS (Stienen & Vanermen 2020).

Verder werden ook tijdens de scheepstellingen regelmatig zwarte zee-eenden waargenomen en genoteerd. Omdat zwarte zee-eenden bijzonder verstoringsgevoelig zijn, vliegen deze vaak al van grote afstand op. Om die reden wordt de soort zelden in het transect waargenomen (zie §2.2.1) en gebruikten we het totaal aantal waargenomen individuen per tellocatie (in plaats van de dichtheid), opnieuw vanaf 2007 en tijdens het voorjaar (inclusief februari).

2.4 MODELLERING

In een eerste stap werd de verspreiding van elk van de beschouwde soorten op het BNZ gemodelleerd. De responsvariabele (Y) was hierbij de som van de waargenomen aantallen per gridcel, jaar en maand (zie §2.2.2). Als verklarende variabelen voor de verspreiding van een soort werden afstand tot de kust ($distance$) en saliniteit (SST) als ‘thin-plate smoothers’ opgenomen, en de standaarddeviatie van diepte (SD_depth), het aantal scheepsbewegingen

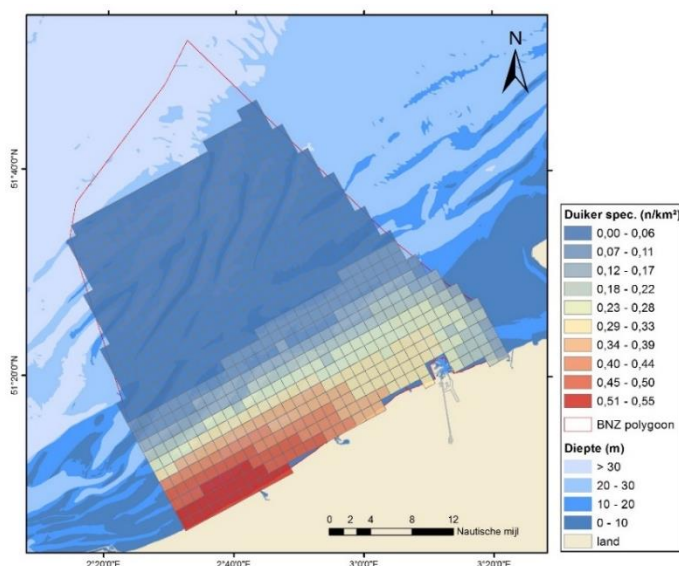


3 RESULTATEN

3.1 SOORTVERSPREIDINGSMODELLEN

In onderstaande paragrafen worden de geselecteerde soortverspreidingsmodellen besproken. Per soort werd enkel het referentie seizoen beschouwd zoals bepaald voor de implementatie van Natura 2000 (met bijhorende instandhoudingsdoelstellingen) en/of de KRMS (met de daaraan gekoppelde voorwaarden voor een ‘goede ecologische staat’) (Stienen & Vanermen 2020). Merk verder op dat de figuren, behalve wanneer anders aangegeven, de voorspelde natuurlijke verspreiding weergeven aan de hand van een predictiedataset die de variabelen *ships*, *SAR* en *WF* op nul houdt. Alle modelresultaten worden cijfermatig weergegeven in de Annex.

3.1.1 Duiker sp. (*Gavia* sp.)



Figuur 8. Voorspelde natuurlijke verspreiding van duiker sp. op het BNZ in de winter (zonder de aanwezigheid van scheepvaart en windmolens).

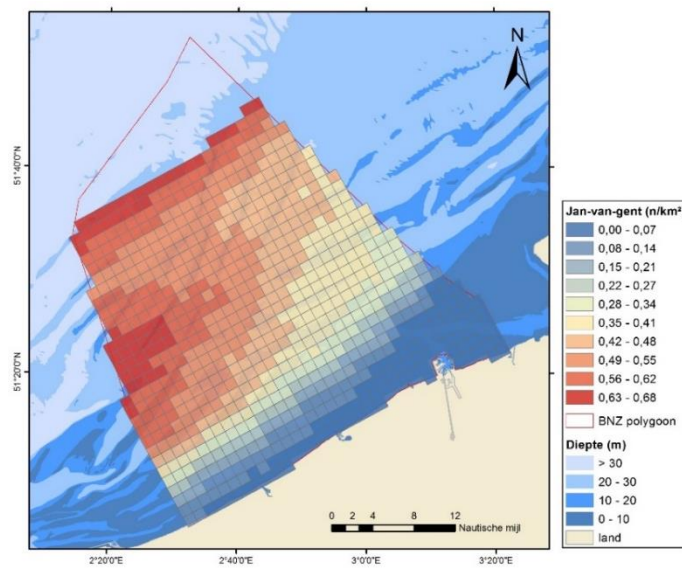
Voor duikers vormen de wintermaanden het referentie seizoen. Goed om te weten is dat 88% van deze soortgroep roodkeelduikers (*Gavia stellata*) betreft, 5% parelduikers (*Gavia arctica*) en nog eens 7% ongedetermineerde duikers. Visserij-activiteit werd a priori niet meegenomen in het soortverspreidingsmodel.

De achterwaartse modelselectie leidde er toe dat de variatie in diepte uit het ‘full model’ werd gelaten, en de soortverspreiding van duikers op het BNZ wordt aldus het best verklaard aan de hand van de variabelen *distance*, *SST*, *WF* & *ships*. Samengevat blijkt uit Figuur 8 dat duikers de kern van hun (natuurlijke) verspreiding kennen langs de westkust, meer bepaald ten westen van Oostende en binnen grofweg 10 km uit de kust. Zowel scheepvaart als windparken hebben een negatief effect op de dichtheden. Scheepvaart heeft met een voorspelde coëfficiënt van $-0,00024$ ($P = 0,06$) een licht negatief effect op de aantallen duikers, neerkomend op een afname van 21% in gridcellen met 1000 scheepsbewegingen per maand. In Figuur 9 tekent de vaarroute richting Zeebrugge en de Westerschelde zich dan ook duidelijk af, net als de

////////////////////////////////////

Net als voor roodkeelduiker werd het effect van visserij niet in rekening gebracht voor fuut, en is enkel de winterverspreiding relevant voor de aantalsdoelstellingen in het BNZ. Aan de hand van achterwaartse modelselectie werd het windparkeffect uit het 'full model' weggelaten. De verspreiding van fuut overlapt inderdaad helemaal niet met de windparkconcessiezone. Deze wordt aldus verklaard door de variabelen *distance*, *SST*, *SD_depth* & *ships*. Maar uit Figuur 10 blijkt dat vooral afstand tot de kust de natuurlijke verspreiding van fuut dicteert, met de hoogste dichtheden tot maximaal 4 km uit de kust, en snel afnemende aantallen verder weg. Dit patroon is zichtbaar langsheen de volledige kustlijn, met enkel ten oosten van de haven van Zeebrugge duidelijk lagere dichtheden. Scheepvaart heeft een negatieve invloed op de dichtheden fuut (coëfficiënt *ships* = -0,00012; *P* = 0,14), en de voorspelde afname in gridcellen met 1000 scheepsbewegingen per maand bedraagt ongeveer 11%. Dit heeft echter nauwelijks invloed op het algemene verspreidingsbeeld en wordt daarom niet grafisch weergegeven.

3.1.3 Jan-van-gent (*Morus bassanus*)

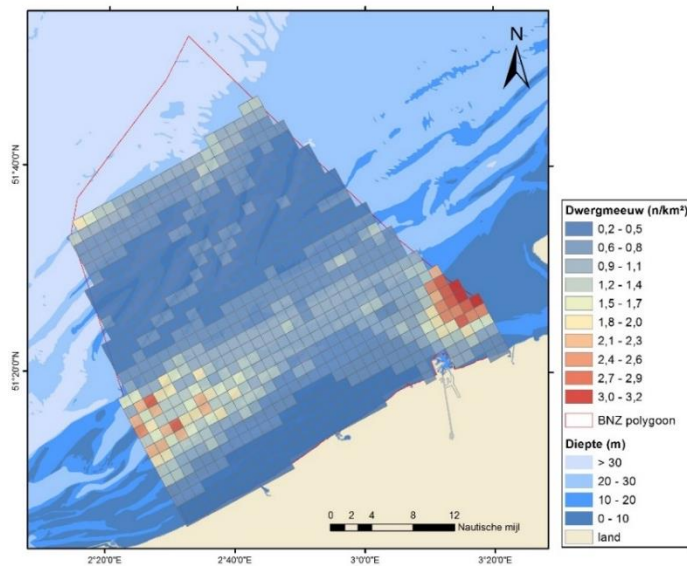


Figuur 11. Voorspelde natuurlijke verspreiding van jan-van-gent op het BNZ in het najaar (zonder de aanwezigheid van visserij, scheepvaart en windmolens).

Voor jan-van-gent geldt het najaar als het referentieseizoen voor de bepaling van de 'goede ecologische staat' zoals vastgelegd in de KRMS. Aan de hand van achterwaartse modelselectie op basis van AIC bleken de variabelen *SD_depth*, *SAR* & *ships* geen meerwaarde voor het model. Bijgevolg bleven enkel afstand tot de kust, saliniteit en windparken over als zijnde bepalend voor de verspreiding van jan-van-gent op het BNZ. Het samenspel van deze variabelen resulteert in een kenmerkend patroon met relatief lage aantallen voor de oostkust, met vooral westelijk en ver uit de kust verhoogde dichtheden (Figuur 11). Zo zijn de voorspelde dichtheden op de hinderbanken bijvoorbeeld duidelijk hoger vergeleken met de meer oostelijk gelegen zandbanken Thornton- en Gootebank. Alles bij elkaar blijven de voorspelde dichtheden doorheen het BNZ vrij laag en stijgen deze nergens boven 1 vogel/km² uit. Het model voorspelt verder een sterk negatief windparkeffect, met 84% lagere dichtheden binnen de windparken vergeleken met erbuiten (*P* < 0,001).



3.1.4 Dwergmeeuw (*Hydrocoloeus minutus*)



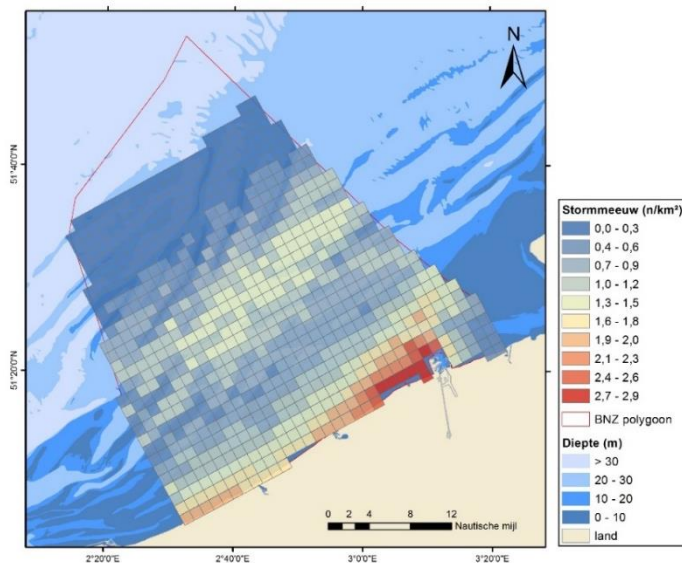
Figuur 12. Voorspelde natuurlijke verspreiding van dwergmeeuw op het BNZ in het voorjaar (zonder de aanwezigheid van scheepvaart en windmolens).

De verspreiding van dwergmeeuw werd niet verwacht invloed te ondervinden van visserij-activiteit en de SAR werd aldus niet in rekening gebracht. Overeenkomstig de referentieperiode voor de KRMS en Natura 2000 gebruikten we enkel tellingen uitgevoerd in de periode maart-mei.

Het 'full model' bleek meteen het beste, en dus verklaren zowel *distance*, *SST*, *SD_depth*, *WF* als *ships* de verspreiding van dwergmeeuw op BNZ. Dit resulteert in een ietwat onsamenhangend (natuurlijk) verspreidingspatroon, zoals weergegeven in Figuur 12. Er komen daarin twee duidelijke clusters naar voor, één ter hoogte van de Vlakte van de Raan in het oosten en één ter hoogte van de zogenaamde Vlaamse Banken in het westen van het BNZ. Zowel scheepvaart als windparken blijken een negatief effect te hebben op de aantallen dwergmeeuw. In de windparken is de voorspelde dichtheid 70% lager dan daarbuiten ($P = 0,03$). Wat scheepvaart betreft voorspelt het model een afname in aantallen van 26% op plaatsen waar 1000 scheepsbewegingen voorkomen per maand (coëfficiënt *ships* = -0,0003; $P = 0,08$). Dit heeft echter slechts beperkte invloed op het algemene verspreidingsbeeld en wordt aldus niet grafisch weergegeven.

////////////////////////////////////

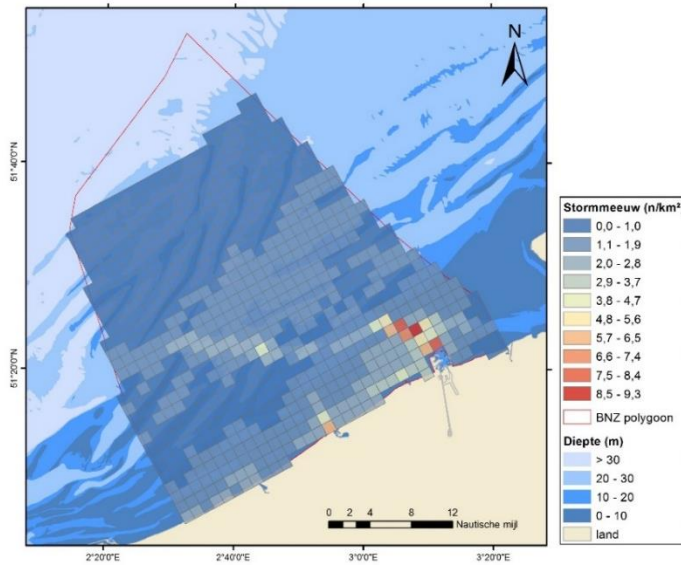
3.1.5 Stormmeeuw (*Larus canus*)



Figuur 13. Voorspelde natuurlijke verspreiding van stormmeeuw op het BNZ in de winter (zonder de aanwezigheid van visserij, scheepvaart en windmolens).

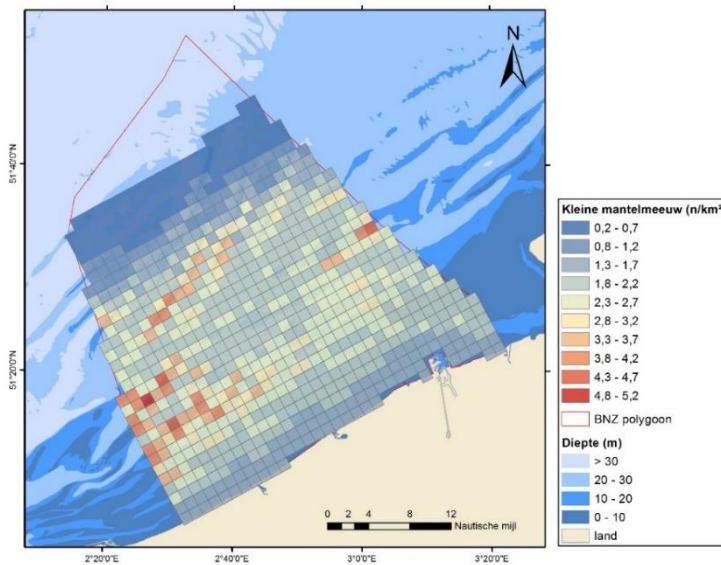
Voor stormmeeuw werd de winter gebruikt als referentieperiode voor de bouw van het soortverspreidingsmodel. Tijdens de achterwaartse modelselectie werd enkel SAR uit het model gelaten op basis van de AIC. Het samenspel van de overblijvende variabelen resulteert in een (natuurlijk) verspreidingspatroon gekenmerkt door hoge dichtheden dicht tegen de kust en een band van verhoogde dichtheden ruwweg 30 kilometer weg van en parallel aan de kustlijn. Voorbij 40 km uit de kust vallen de dichtheden terug op een minimum (Figuur 13). Het soortverspreidingsmodel toont verder positieve coëfficiënten voor zowel windparken als scheepvaart. Binnen de windparken blijkt de voorspelde dichtheid van stormmeeuw ruim 3 maal hoger te liggen dan buiten de parken (coëfficiënt $WF = 1,214$; $P < 0,001$). In gridcellen met 1000 scheepsbewegingen per maand bedraagt de toename aan stormmeeuwen dan weer 57% (coëfficiënt $ships = 0,00045$; $P < 0,001$). Wanneer het aantal scheepsbewegingen wordt meegenomen in de voorspelde verspreiding (zoals weergegeven in Figuur 14) tekent de vaarroute van de Franse grens richting Zeebrugge en Westerschelde zich licht positief af, met vooral in de vaargeul voor Zeebrugge sterk verhoogde dichtheden. Ook in de buurt van de havenmond van Oostende worden door het positieve effect van scheepsbewegingen relatief hoge dichtheden voorspeld.





Figuur 14. Voorspelde verspreiding van stormmeeuw op het BNZ in de winter (zonder de aanwezigheid van visserij en windmolens, maar met de gemiddelde scheepvaartintensiteit in 2020-2022 in rekening gebracht).

3.1.6 Kleine mantelmeeuw (*Larus fuscus*)



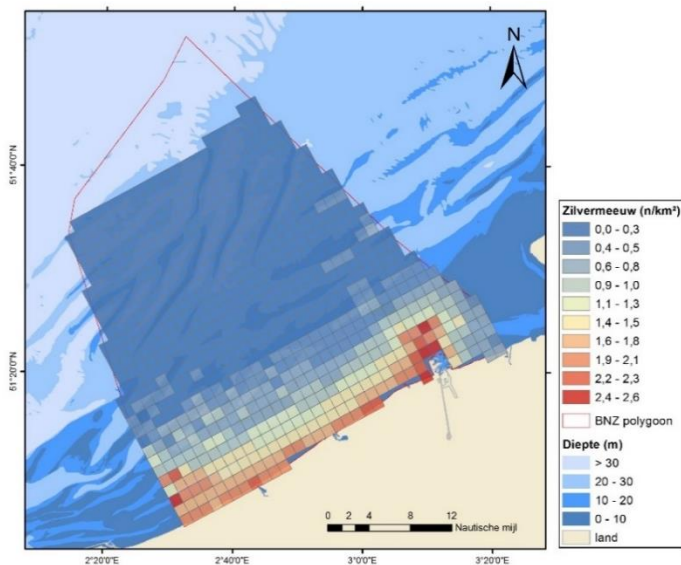
Figuur 15. Voorspelde natuurlijke verspreiding van kleine mantelmeeuw op het BNZ in het voorjaar (zonder de aanwezigheid van visserij, scheepvaart en windmolens).

Voor het verspreidingsmodel van kleine mantelmeeuw werd gebruik gemaakt van tellingen in het voorjaar. Scheepvaart en saliniteit werden allebei uit het model gelaten tijdens de achterwaartse modelselectie. Afstand tot de kust, de variatie in diepte, visserij en windparken bleken aldus de belangrijkste variabelen voor de verklaring van de verspreiding van kleine mantelmeeuwen op het BNZ (zie Figuur 15). Algemeen gesproken worden binnen de 45 km uit de kust vrijwel overal dichtheden van meer dan 1 kleine mantelmeeuw per km² voorspeld, met lokaal tot meer dan 4 vogels per km², ter hoogte van de bankensystemen. Heel dicht bij de kust (< 6 km) vallen de voorspelde dichtheden eerder laag uit. Zoals verwacht heeft de



aanwezigheid van visserij een positief effect op de dichtheden kleine mantelmeeuw (coëfficiënt $SAR = 0,082$; $P < 0,001$). Op plaatsen met een SAR waarde gelijk aan 1 wordt aldus een dichtheidstoename van 9% voorspeld. Binnen de windparken worden dan weer 52% lagere dichtheden voorspeld (coëfficiënt $WF = -0,741$; $P = 0,01$).

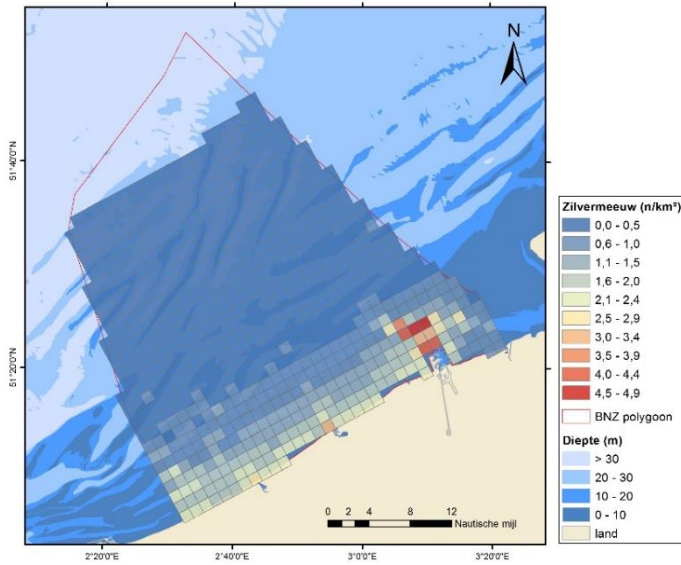
3.1.7 Zilvermeeuw (*Larus argentatus*)



Figuur 16. Voorspelde natuurlijke verspreiding van zilvermeeuw op het BNZ in het voorjaar (zonder de aanwezigheid van visserij, scheepvaart en windmolens).

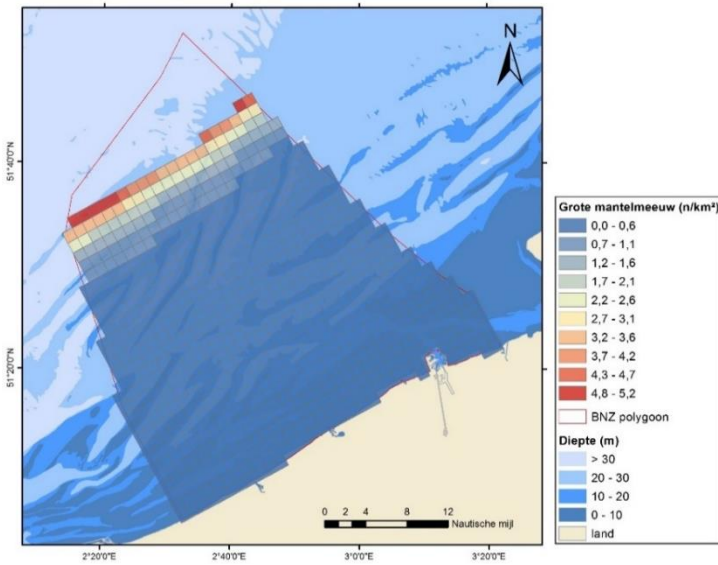
Ook voor zilvermeeuw werd het voorjaar als referentieperiode gebruikt. Tijdens de achterwaartse modelselectie werd enkel de windparkvariabele WF uit het model gelaten. De soort toont een meer kustgebonden verspreiding dan kleine mantelmeeuw, en de hoogst voorspelde dichtheden komen zonder uitzondering voor dicht tegen de kust (< 10 km; zie Figuur 16). Zowel scheepvaart als visserij bleken een positief effect te hebben op de aantallen zilvermeeuw. Concreet voorspelt het model in gridcellen met 1000 scheepsbewegingen per maand 26% hogere dichtheden zilvermeeuw (coëfficiënt $ships = 0,00023$; $P = 0,08$), en in gridcellen met een SAR gelijk aan 1 ligt de voorspelde dichtheid ongeveer 20% hoger (coëfficiënt $SAR = 0,185$; $P < 0,001$). Wanneer het effect van scheepvaart mee genomen wordt in de voorspelde verspreiding tekent vooral het gebied voor Zeebrugge zich sterk af (zie Figuur 17).





Figuur 17. Voorspelde verspreiding van zilvermeeuw op het BNZ in de winter (zonder de aanwezigheid van visserij en windmolens, maar met de gemiddelde scheepvaartintensiteit in 2020-2022 in rekening gebracht).

3.1.8 Grote mantelmeeuw (*Larus marinus*)



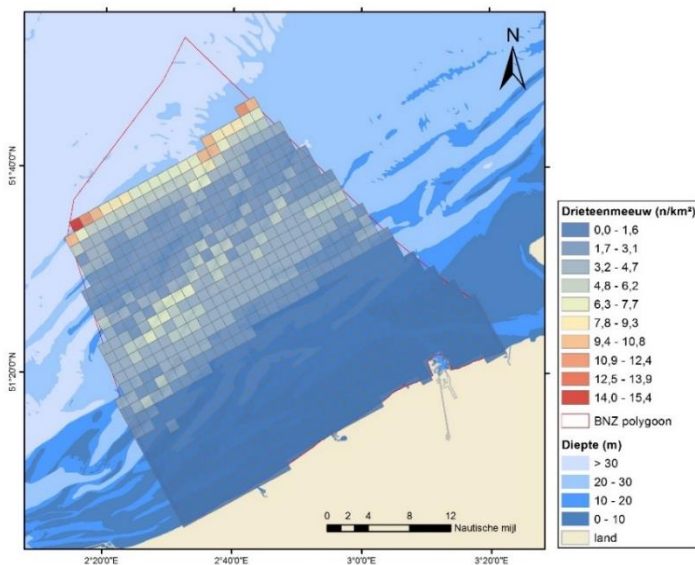
Figuur 18. Voorspelde natuurlijke verspreiding van grote mantelmeeuw op het BNZ in de winter (zonder de aanwezigheid van visserij, scheepvaart en windmolens).

Voor grote mantelmeeuw werd de winterperiode gebruikt als basis voor het soortverspreidingsmodel. Enkel saliniteit en afstand tot de kust bleven over als verklarende variabelen na achterwaartse modelselectie op basis van AIC. Het voorspelde verspreidingspatroon toont een homogene verspreiding met dichtheden van 0 tot 0,6 vogels/km² tot ongeveer 45 km uit de kust (Figuur 18). Verder weg nemen de dichtheden op korte afstand heel sterk toe. Dit laatste strookt niet met wat werd verwacht op basis van de data, noch met hoe de verspreiding van de soort in het veld wordt ervaren. Merk echter op dat de plots toenemende dichtheden ver uit de kust gepaard gaan met een sterk afnemende



telinspanning, en een toegenomen onzekerheid rond de modelvoorspellingen als gevolg hiervan.

3.1.9 Drieteenmeeuw (*Rissa tridactyla*)

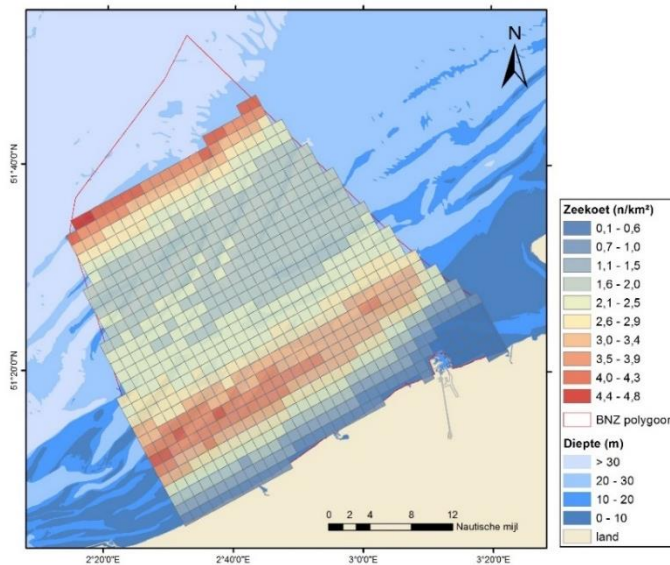


Figuur 19. Voorspelde natuurlijke verspreiding van drieteenmeeuw op het BNZ in de winter (zonder de aanwezigheid van visserij, scheepvaart en windmolens).

Ook voor drieteenmeeuw, een typische wintergast, werd de winter als referentieperiode gebruikt. Bij achterwaartse modelselectie werd enkel *WF* uit het model gelaten. De soort toont een duidelijke offshore verspreiding (Figuur 19), met een lichte aftekening van verhoogde dichtheden ter hoogte van de hinderbanken. Net als voor grote mantelmeeuw is er mogelijk sprake van een randeffect ver uit de kust op de NW-grens van het beschouwde gebied. Verder bleken zowel scheepvaart als visserij-activiteit een positief effect te hebben op de dichtheden drieteenmeeuw (coëfficiënt *ships* = 0,00044; $P < 0,001$ / coëfficiënt *SAR* = 0,083; $P = 0,08$). In de praktijk betekent dit dat de dichtheden drieteenmeeuw in gridcellen met 1000 scheepsbewegingen per maand naar schatting 55% hoger liggen. Dit heeft echter weinig invloed op het verspreidingspatroon zoals weergegeven in Figuur 19 en wordt daarom niet grafisch weergegeven. In gridcellen met een *SAR* gelijk aan 1 ligt de voorspelde dichtheid ongeveer 9% hoger.



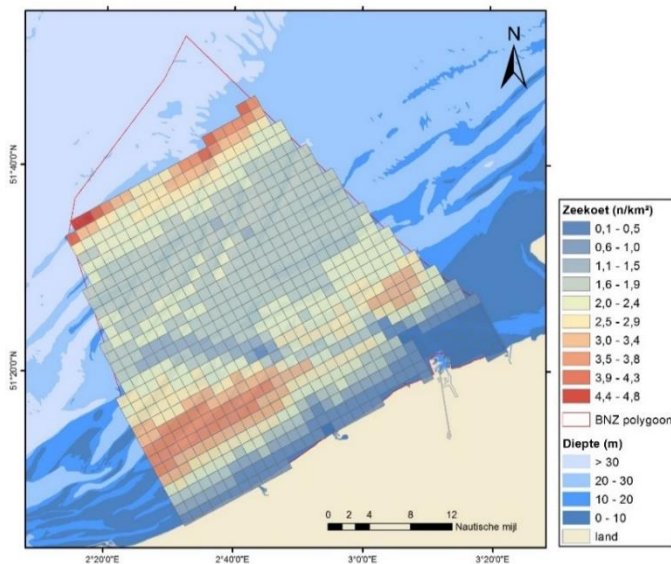
3.1.10 Zeekoet (*Uria aalge*)



Figuur 20. Voorspelde natuurlijke verspreiding van zeekoet op het BNZ in de winter (zonder de aanwezigheid van scheepvaart en windmolens).

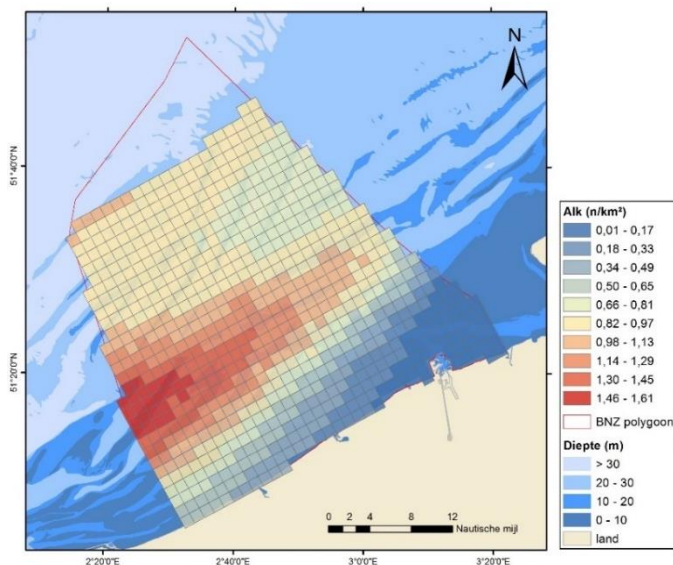
Voor zeekoet werd de visserij-activiteit niet in acht genomen, en met de winter als referentieperiode bleek het 'full model' meteen het beste. De hoogst voorspelde dichtheden zeekoet komen voor in een band tussen grofweg 10 & 20 km uit de kust, alsook op ruim 50 km uit de kust. Net als voor grote mantelmeeuw en drieteenmeeuw is hier mogelijk sprake van een randeffect, met grote onzekerheid rond de modelvoorspelling op de NW-rand van het studiegebied. De laagste dichtheden worden voorspeld ten oosten van Zeebrugge. Deze wateren ter hoogte van de Westerschelde monding worden gekenmerkt door een lage saliniteit (zie Figuur 3) en een hoge troebelheid. Zowel scheepvaart als windparken hebben een negatief effect op de dichtheden zeekoet. Zodoende liggen de voorspelde dichtheden in de windparken 63% lager dan daarbuiten (coëfficiënt $WF = -0,9831$; $P < 0,001$). En in gridcellen met 1000 scheepspassages per maand bedraagt de voorspelde afname aan zeekoeten 29% (coëfficiënt $ships = -0,00034$; $P < 0,001$). Dit effect van scheepvaart laat zich merken in Figuur 21, met een duidelijke aftekening van de vaarroute van de Franse grens richting Zeebrugge en Westerschelde.

////////////////////////////////////



Figuur 21. Voorspelde verspreiding van zeekoet op het BNZ in de winter (zonder de aanwezigheid van windmolens, maar met de gemiddelde scheepvaartintensiteit in 2020-2022 in rekening gebracht).

3.1.11 Alk (*Alca torda*)

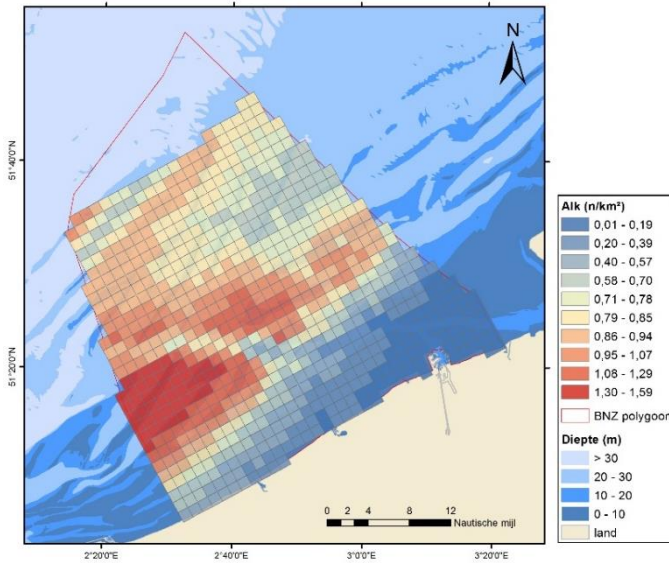


Figuur 22. Voorspelde natuurlijke verspreiding van alk op het BNZ in de winter (zonder de aanwezigheid van scheepvaart en windmolens).

Net als voor zeekoet werd visserij voor alk niet mee genomen in het 'full model' en geldt de winter als referentieperiode. Tijdens de achterwaartse modelselectie werden de variatie in diepte en het effect van windparken uit het model gelaten. In de resulterende (natuurlijke) verspreiding tekenden zich lage dichtheden af in de wateren rond Zeebrugge, dewelke gekenmerkt worden door een lage saliniteit (zie ook Figuur 3). De hoogst voorspelde dichtheden vinden we terug in een wigvormig gebied dat onder meer de zandbanken Buitenratel en Oostdyck omsluit, en ook overlapt met het westelijke deel van de Gootebank (Figuur 22). Scheepsbewegingen hebben echter een negatief effect op de dichtheden alk, met een voorspelde afname van 26% in gridcellen met 1000 passages per maand (coëfficiënt



$ships = -0.0003$; $P = 0,005$). Wanneer scheepvaart in rekening wordt gebracht, wordt het wigvormige gebied van verhoogde dichtheden doorsneden door de vaarroute richting Zeebrugge en Westerschelde (zie Figuur 23).

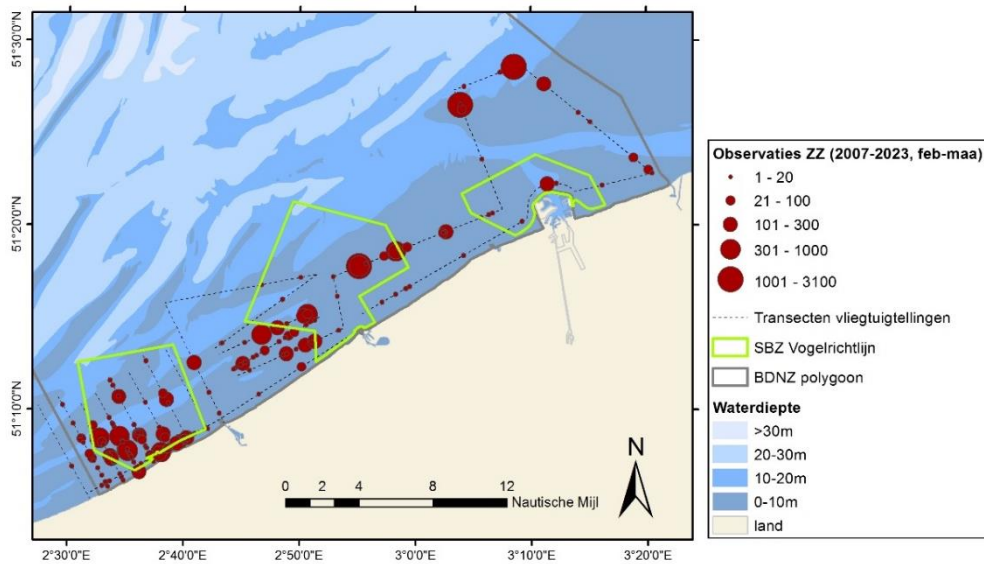


Figuur 23. Voorspelde verspreiding van alk op het BNZ in de winter (zonder de aanwezigheid van windmolens, maar met de gemiddelde scheepvaartintensiteit in 2020-2022 in rekening gebracht).

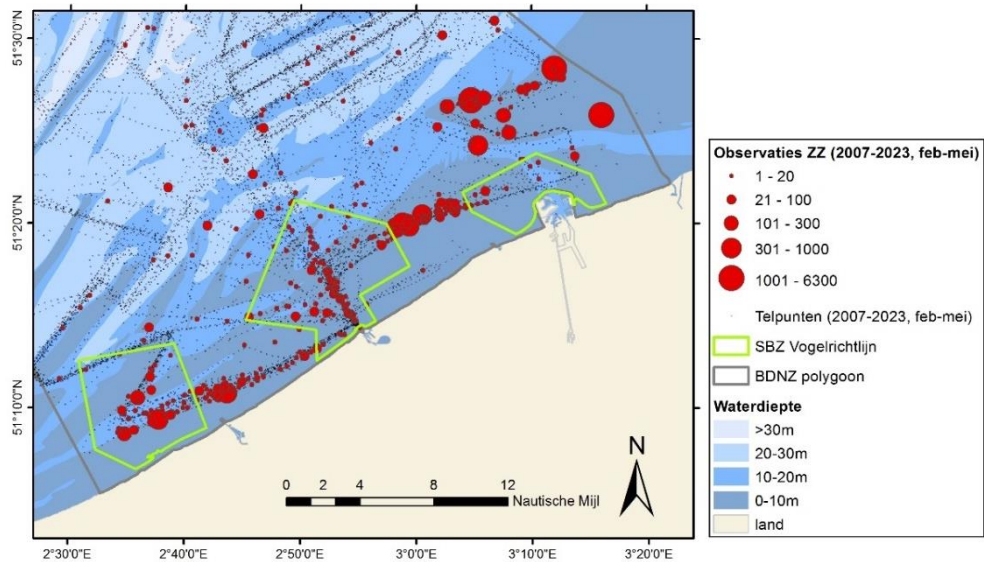
3.2 SOORTVERSPREIDING ZWARTE ZEE-EEND

Zwarte zee-eenden worden verspreid langsheen onze kustlijn waargenomen. De distributie van deze verstoringsgevoelige soort is langs de westkust sterk kustgebonden, terwijl zwarte zee-eenden voor de oostkust ook verder uit de kust worden waargenomen (tot ongeveer 15 km). Onze twee belangrijkste databronnen (vliegtuig- & scheepstellingen) tonen een iets ander beeld, allicht als gevolg van het verschil in ruimtelijke spreiding van de telinspanning. De vliegtuigtellingen tonen twee duidelijke concentratiegebieden (Figuur 24). Het belangrijkste gebied situeert zich dicht tegen de kust en ten westen van Nieuwpoort, en toont mooie overlap met het Vogelrichtlijngebied SBZ-V1. Het andere is gelegen tussen Nieuwpoort en Oostende. Door de minder goede dekking van de telraaien ten oosten van Oostende is op basis van vliegtuigtellingen moeilijker aan te geven of en waar er nog andere concentratiegebieden gelegen zijn. Op basis van onze scheepstellingen vallen drie concentraties van waarnemingen op: voor en ten westen van Nieuwpoort, tussen Oostende en Zeebrugge (langs de noordrand van de Wenduinebank) en tot slot ter hoogte van de Vlakte van de Raan (Figuur 25).





Figuur 24. Observaties van zwarte zee-eenden tijdens vliegtuigtellingen in de periode 2007-2022 in de maanden februari & maart.



Figuur 25. Observaties van zwarte zee-eenden tijdens schepstellingen in de periode 2007-2022 in de maanden februari tot en met mei.

3.3 GEVOELIGHEIDSKAARTEN

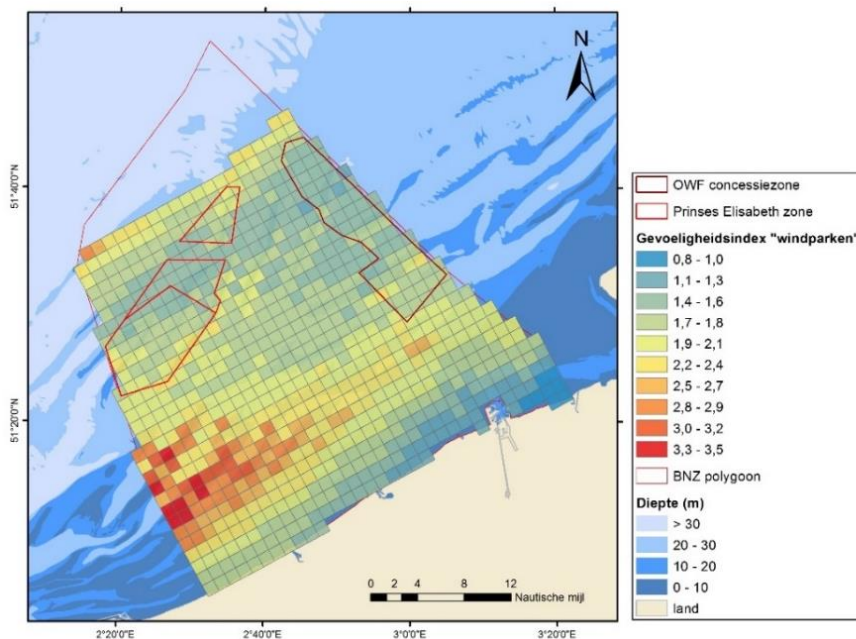
Er werden drie gevoeligheidskaarten gemaakt, op basis van de voorspelde coëfficiënten voor *WF* en *ships*. Enkel soorten met een negatieve modelcoëfficiënt voor minstens één van deze beide variabelen in het geselecteerde soortverspreidingsmodel werden in deze stap mee genomen. Een overzicht van de betrokken soorten wordt getoond in de onderstaande Tabel 1.



Tabel 1. Overzicht van de soorten die werden meegenomen in de aanmaak van de gevoeligheidskaarten voor windparken, scheepvaart en menselijke verstoring.

	Windparken	Scheepvaart	Verstoring
Duiker sp.	X	X	X
Fuut		X	X
Jan-van-gent	X		X
Dwergmeeuw	X	X	X
Kleine mantelmeeuw	X		X
Zeekoet	X	X	X
Alk		X	X

3.3.1 Windparken

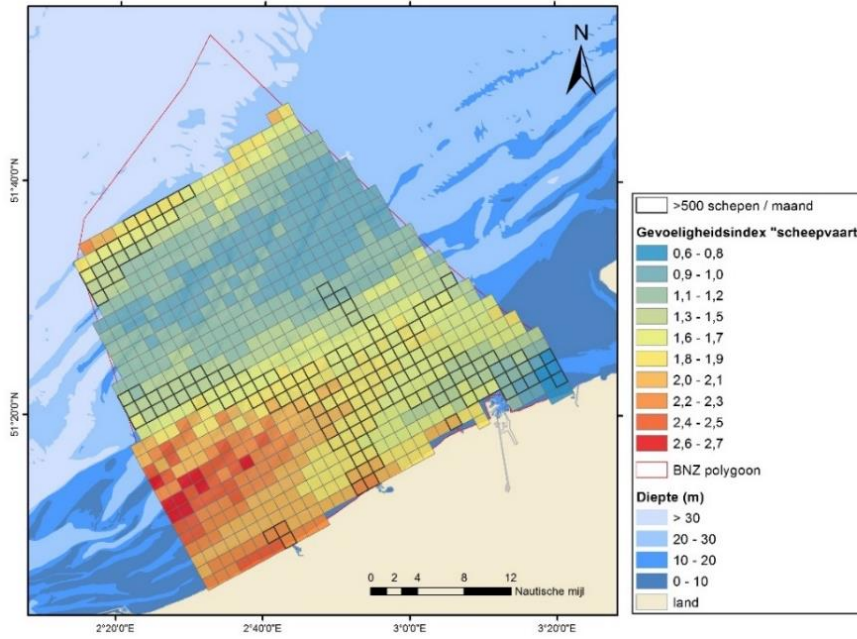


Figuur 26. Windparkgevoeligheidskaart van het BNZ op basis van het geaggregeerde voorkomen van duiker sp., jan-van-gent, dwergmeeuw, kleine mantelmeeuw en zeekoet.

De gevoeligheid voor windparken is het hoogst in een kerngebied ter hoogte van de westkust, dat grote delen van de zandbanken Oostdyck, Buitenratel, Kwintebank en Middelkerkebank omvat (Figuur 26). Opvallend genoeg worden zowel de huidige concessiezone als de Prinses Elisabeth zone gekenmerkt door een eerder lage windparkgevoeligheid.

////////////////////////////////////

3.3.2 Scheepvaart

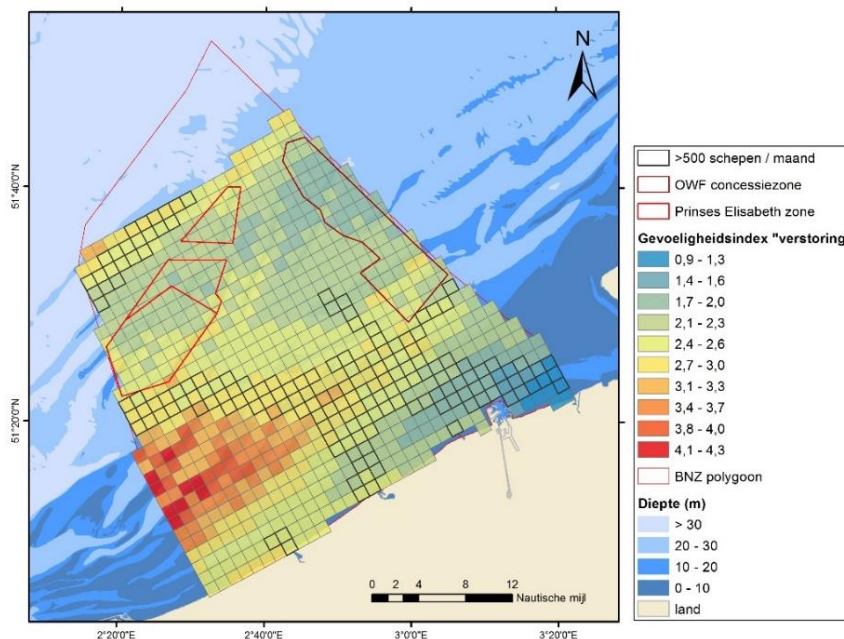


Figuur 27. Scheepvaartgevoeligheidskaart van het BNZ op basis van het geaggregeerde voorkomen van duiker sp., fuut, dwergmeeuw, zeekoet en alk.

Ook voor scheepvaartgevoeligheid tekent zich één duidelijk kerngebied af, dat zich grofweg situeert tussen Oostende en de Franse grens en zich uitstrekt tot ongeveer 25 km uit de kust (Figuur 27). Het is net als bij de windparkgevoeligheidskaart opvallend hoe zones met hoge scheepvaart-intensiteit amper overlappen met de zone die gekenmerkt wordt door een hoge gevoeligheid voor diezelfde verstoringsfactor. Nochtans sluiten de predictie-data die aan de basis liggen van de gevoeligheidskaarten de impact van scheepvaart reeds uit (zie §2.5).



3.3.3 Antropogene verstoring (scheepvaart & windparken)



Figuur 28. Gevoeligheidskaart voor antropogene verstoring op het BNZ op basis van het geaggregeerde voorkomen van duiker sp., fuut, jan-van-gent, dwergmeeuw, kleine mantelmeeuw, zeekoet en alk.

In Figuur 28 tekent zich één aaneengesloten gebied af voor de westkust dat als uitgesproken waardevol kan worden beschouwd voor verstoringgevoelige soorten. Dit gebied situeert tussen de Franse grens en Oostende, op 8 tot 26 km uit de kust, is het breedst ter hoogte van de Franse grens en versmalt naar het oosten toe. Deze zone omsluit de zandbanken Oostdyck, Buitenratel, Kwintebank en Middelkerkebank, en overlapt ook deels met de Smalbank. Samen vormen deze de zogenaamde Vlaamse Banken. Opnieuw valt op dat dit gebied zich volledig buiten de huidige en geplande windparkzones bevindt, en ook amper overlapt met de belangrijke scheepvaartroutes.

3.3.4 Zwarte zee-eend

Sinds 2003 blijft het zesjarig gemiddelde van de aantallen zwarte zee-eend voor onze Belgische kust onder de (herziene) doelstelling van 5200 vogels (Stienen & Vanermen *in voorbereiding*). Na de eeuwwisseling zijn de aantallen zwarte zee-eend inderdaad sterk teruggelopen. Bovendien is het zo dat het op basis van onze gegevens (en voor de beschouwde periode 2007-2023) niet mogelijk is om een gebied aan te duiden waar zwarte zee-eenden jaar na jaar en in grote getale terugkomen.

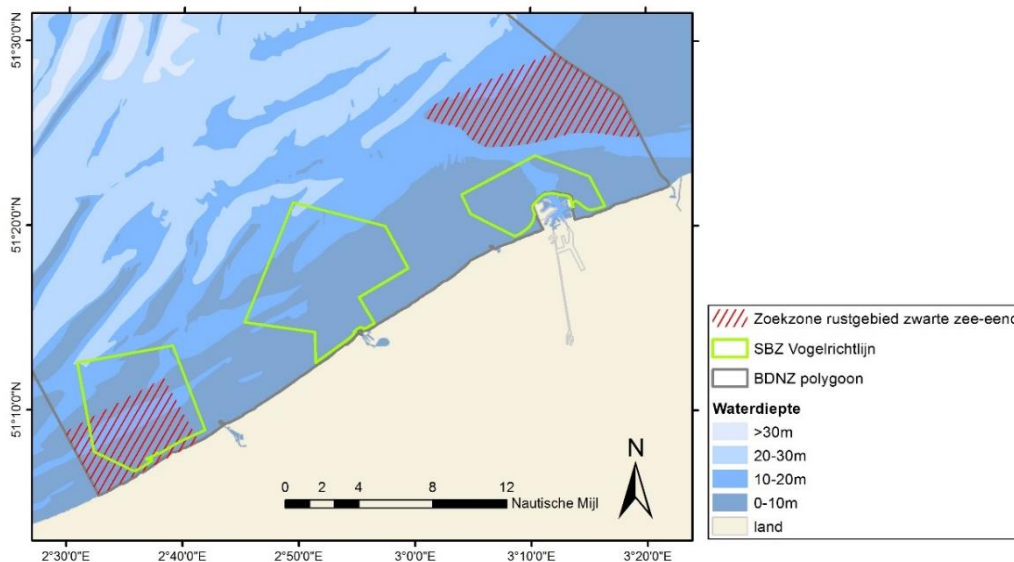
Toch zitten er wel degelijk patronen in de verspreiding van zwarte zee-eend voor onze Belgische kust (zie Figuur 24 & Figuur 25). Opvallend zijn de frequente waarnemingen voor het meest westelijke deel van onze kustwateren, waarvan het gros ook binnen het Vogelrichtlijngebied SBZ-V1 valt. Dit gebied is aangewezen als Speciale Beschermingszone vanwege haar 'essentieel' belang voor fuut en 'zeer belangrijke' aantallen van onder meer zwarte zee-eend (Haelters *et al.* 2004, Degraer *et al.* 2010). Vanuit het vliegtuig werden daar zelden echt hoge aantallen opgemerkt (maximaal 600 à 700 vogels). In de periode 2013-2018 werden aan de westkust echter meermaals pleisterende groepen van 3000-5000 vogels



gemeld (via www.waarnemingen.be), vaak ook buiten de maanden februari en maart. Slechts eenmaal in de beschouwde periode (2007-2023) werd een dergelijke grote groep voor de westkust ook opgemerkt tijdens een scheepstelling, meer bepaald 3660 zee-eenden op 24/01/2013. Dit alles illustreert dat een eenmalige vliegtuigtelling in februari-maart, zelfs in combinatie met herhaalde scheepstellingen langs de Vlaamse Banken, onvoldoende is om een betrouwbare inschatting te kunnen maken van de werkelijke piekaantallen zwarte zee-eend voor onze kust.

Daarnaast vallen ook de frequente waarnemingen en soms grote groepen zee-eenden ter hoogte van de Vlakte van de Raan op. Ter illustratie, er werden tijdens onze scheeps- en vliegtuigtellingen in de periode 2007-2023 slechts 9 groepen waargenomen van meer dan 1000 vogels. In vijf gevallen gebeurde dit op de Vlakte van de Raan, met maximaal 6300 vogels op 22 mei 2017. Bovendien werden 8 van die 9 groepen ten oosten van Oostende gezien, en 6 van die 9 waarnemingen vonden plaats vanaf 2017. Het lijkt er op dat er de laatste jaren een verschuiving in verspreiding richting de oostkust heeft plaatsgevonden, en dit wordt verder ondersteund door meldingen op www.waarnemingen.be. Want ook na 2018 werden nog meermaals groepen gemeld van meer dan 3000 vogels, nu echter telkens tussen Oostende en Zeebrugge in plaats van voor de westkust.

Veranderingen in verspreiding en aantallen van zwarte zee-eend zijn waarschijnlijk gelinkt aan voedselbeschikbaarheid, bepaald door het voorkomen van kleine schelpdieren in ondiep water (Courtens & Stienen 2012), en onderstrepen de dynamiek van het mariene milieu. Met dit in het achterhoofd is het weinig opportuun om slechts één welbepaald gebied naar voor te schuiven, en stellen we dus twee rust- en foerageergebieden voor zwarte zee-eend voor: één voor de westkust, grotendeels samenvallend met SBZ-V1, en één voor de oostkust ter hoogte van de Vlakte van de Raan (zie Figuur 29). Hierbij dient te worden opgemerkt dat dit weliswaar de belangrijkste concentratiegebieden zijn maar dat pleisterende groepen zwarte zee-eenden vrijwel overal langsheen de kust worden waargenomen, en de volledige kustnabije zone dus als verstoringsgevoelig kan worden beschouwd.



Figuur 29. Ligging van de meest verstoringsgevoelige zones voor zwarte zee-eend.



4 MITIGERENDE MAATREGELEN

4.1 MARIEN RESERVAAT

Hoewel de mijding van verstoorte gebieden door zeevogels zelden 100% is, kan verstoring door menselijke activiteiten op zee leiden tot aanzienlijk habitatverlies. Op basis van onze soortverspreidingsmodellen kan gemakkelijk worden berekend in hoeverre de voorspelde aantallen zeevogels op zee afnemen als gevolg van de gecombineerde verstoring door scheepvaart en windparken.

In deze oefening werd de Prinses Elisabeth zone mee in rekening gebracht wat betreft verstoring door windparken, terwijl voor scheepvaart de gemiddelde intensiteit in de periode 2020-2022 als uitgangspunt werd genomen. Voor 3 soorten wordt zo een afname van meer dan 20% voorspeld, met name voor jan-van-gent, dwergmeeuw en zeezoet. Voor de andere vier soorten varieert de procentuele afname tussen 6 en 12% (zie Tabel 2).

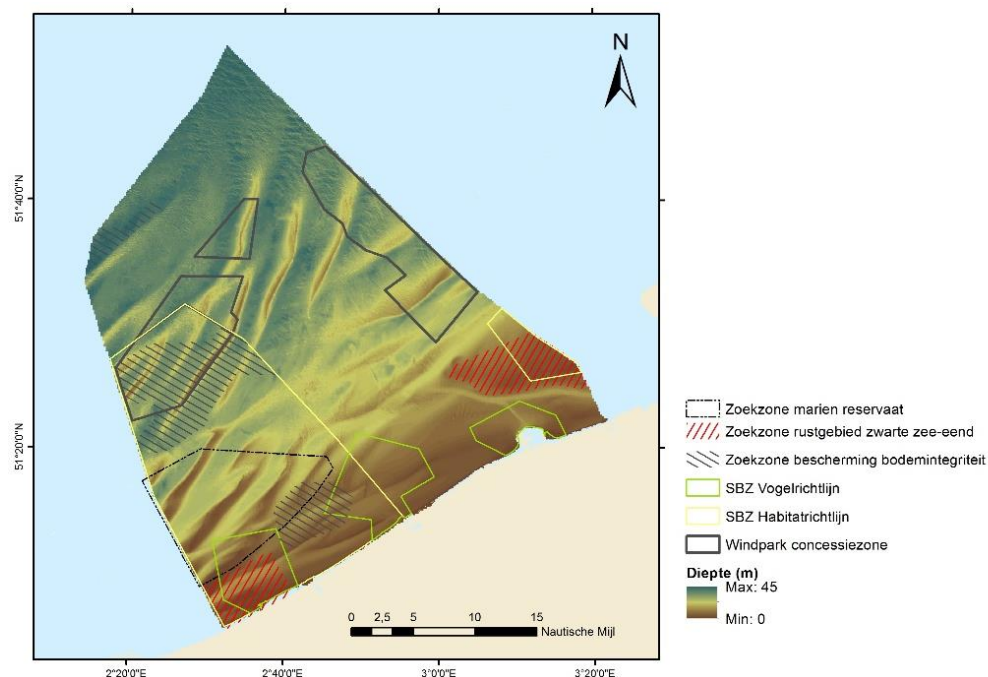
Tabel 2. Overzicht van de geschatte populatiegroottes van 7 soorten zeevogels in een situatie enerzijds zonder en anderzijds met windparken en scheepvaart op het BNZ.

Table with 4 columns: Species, Population size BNZ (natural situation), Population size BNZ (disturbed situation), and Population loss. Rows include species like Duiker sp., Fuut, Jan-van-gent, etc.

Merk op dat dit theoretische afnames betreft. Het voorzorgsprincipe in acht genomen, en rekening houdend met de aantalsdoelstellingen zoals geformuleerd binnen de KRMS en Natura 2000 enerzijds en het in Tabel 2 gedocumenteerde theoretische verlies aan aantallen anderzijds, moet niettemin nagedacht worden over populatie-versterkende compensatiemaatregelen. Acties in de broedgebieden vallen buiten de federale bevoegdheid, maar het opwaarderen van rust- en foerageergebieden op zee is mogelijk onder meer door de afbakening van een marien reservaat. In een marien reservaat wordt verstoring van zeevogels door menselijke activiteiten minimaal gehouden en worden idealiter alle antropogene activiteiten geweerd. Een overlay van onze gemodelleerde verstoringsevoelighedskaart met een kaart van de scheepvaart-intensiteit licht één welbepaald gebied uit dat gekenmerkt wordt door hoge verstoringsevoeligheds voor zeevogels in combinatie met beperkte scheepvaart-intensiteit, en dat dus uitermate geschikt zou zijn voor de afbakening van een rustgebied voor zeevogels (zie zwarte stippellijn in Figuur 30).

Zoals besproken en toegelicht in §3.3.4 duiden we ook twee zones aan die geschikt zijn voor de afbakening van een rust- en foerageergebied voor zwarte zee-eend. Daarnaast kunnen, omwille van het verspreide voorkomen van deze soort, bepaalde maatregelen genomen worden die gelden voor de volledige kustnabije zone. Zo kan overwogen worden om

recreatieve activiteiten die doorgaans in deze zone plaatsvinden (denk aan boottraces, kite- en windsurfen, jetski, ...) niet toe te laten in het winterhalfjaar (oktober tot en met maart).



Figuur 30. Weergave van het BNZ met aanduiding van de voorgestelde zoekzone voor een marien reservaat voor zeevogels, de twee zoekzones voor een rustgebied ten behoeve van zwarte zee-eend, de zoekzones voor bescherming van de bodemintegriteit, de ‘speciale bescherming zones’ (SBZ) afgebakend in het kader van Natura 2000 alsook de huidige en toekomstige windpark-concessiezones.

4.2 MIGRATIECORRIDORS

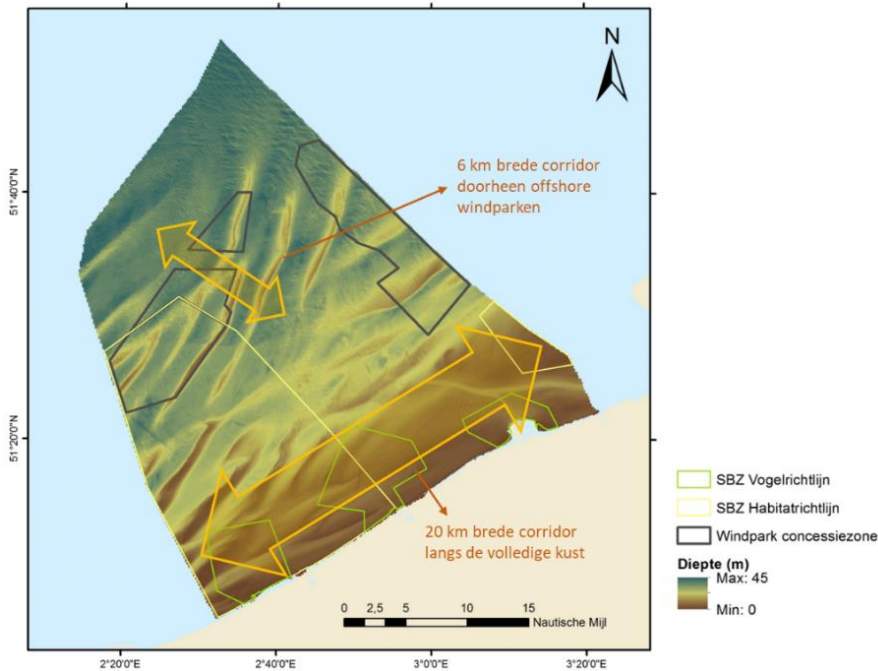
Wat betreft offshore windparken en zeevogels op het BNZ is de belangrijkste mitigerende maatregel het voorzien van voldoende brede corridors die onbelemmerde migratie mogelijk maken. In de literatuur werden voor jan-van-gent, zeekoet, zwarte zee-eend en duiker sp. verstoringsafstanden tot respectievelijk 2, 3, 5 & 16 km gerapporteerd (voor de achterliggende review-studie zie Vanermen & Stienen 2023), en voor elk van deze soorten werden binnen de KRMS en/of Natura 2000 doelstellingen geformuleerd wat betreft aantallen op zee. Om barrière-effecten ten gevolge van windparken zoveel mogelijk te beperken dienen logischerwijze corridors van minstens het dubbele van de gerapporteerde verstoringsafstanden te worden voorzien. Voor eerder offshore georiënteerde zeevogelsoorten (zoals jan-van-gent en zeekoet) betekent dit een corridor van minimaal 6 km, terwijl voor meer kustgebonden soorten (waaronder duikers en zee-eenden) een corridorbreedte van 32 km noodzakelijk is. Merk tegelijk op dat het mijddrag binnen de gerapporteerde verstoringsafstanden niet absoluut is (de mijding is niet gelijk aan 100%) en dat het effect van de breedte van een corridor op de ‘permeabiliteit’ van windparken grotendeels ongekend is. Het voorzorgsprincipe in acht genomen leidt dit alles niettemin tot de volgende aanbevelingen, die grafisch worden weergegeven in Figuur 31:

- Om het BNZ zo toegankelijk mogelijk te houden voor soorten als jan-van-gent en zeekoet dienen ter hoogte van de huidige (offshore gelegen) windparkconcessiezones één of meer corridors van 6 km breed te worden voorzien, vrij van windmolens en



(intensieve) scheepvaart (alkachtigen zijn namelijk ook gevoelig voor verstoring door schepen). Dit impliceert dat de huidige corridor tussen beide concessiezones niet voldoet, aangezien deze samenvalt met een drukke scheepvaartroute.

- De 20 km brede en momenteel nog turbinevrije zone tussen de kustlijn en het huidige windparkconcessiegebied dient integraal te worden gespaard van verdere windparkontwikkeling om de migratie en de overwintering van duikers en zee-eenden op het BNZ niet verder in de weg te staan.



Figuur 31. Schematische weergave van de voorgestelde migratiecorridors op het BNZ als maatregel om de impact van offshore windparken op zeevogels te mitigeren.

4.3 SCHEEPSBEWEGINGEN KANALISEREN

De bouw en onderhoud van offshore windparken brengt heel wat bijkomend scheepsverkeer met zich mee. Omwille van de in deze studie gedetecteerde negatieve impact van scheepvaart op de verspreiding van duiker sp., fuut, dwergmeeuw, zeekoet en alk kan het kanaliseren van scheepsbewegingen langsheen vooraf bepaalde trajecten een belangrijke mitigerende maatregel zijn. Idealiter wordt het te verwachten scheepsverkeer getoetst aan de verspreiding van verstoringsgevoelige soorten, en worden trajecten uitgetekend die minimale verstoring garanderen. Deze trajecten kunnen dan als voorwaarde gelden bij het toekennen van de milieuvergunning.

4.4 OVERIGE MAATREGELLEN

Het dient te worden vermeld dat heel wat mitigerende maatregelen die naar voor worden geschoven in het kader van offshore windparken en (zee)vogels betrekking hebben op het mitigeren van mortaliteit door aanvaringen. Vaak geformuleerde maatregelen zijn het tijdelijk stopzetten van de turbines bij hoge migratie-intensiteit, het verhogen van de zichtbaarheid van de turbines (bijvoorbeeld door één wiek zwart te schilderen), het verhogen van het rotorvlak of het verstoren van de vogels aan de hand van geluid of laserstralen. Behalve het



stopzetten van de turbines hebben deze maatregelen echter geen invloed op de versturende werking van windmolens op verstoringsgevoelige soorten, eerder integendeel, en kunnen deze in de context van habitatverlies en barrière-werking dan ook niet als mitigerend worden beschouwd. Om de cumulatieve barrière-werking van offshore windparken te mitigeren kan het tijdelijk stopzetten van turbines tijdens intense trek van bijvoorbeeld jan-van-genten of duikers mogelijk wel een positief effect hebben. Hoewel de effectiviteit van deze maatregel aannemelijk klinkt, is weliswaar onvoldoende geweten of en in hoeverre een stilstand tot minder verstoring of barrièrewerking leidt. Om deze maatregel succesvol te kunnen implementeren moet de trek van zeevogels bovendien opgepikt of, nog beter, voorspeld kunnen worden. Zo wordt in Nederland momenteel gewerkt aan een overkoepelende procedure om offshore windmolens bij intense zangvogeltrek stil te kunnen zetten, op basis van een voorspellingsmodel. Via de gunningscriteria voor de offshore kavel 'Ijmuiden Ver' wordt aan (kandidaat) windpark-bouwers bovendien gevraagd om lokale procedures uit te werken om windturbines stil te kunnen leggen in functie van de bewegingen van enkele specifieke doelsoorten, onder meer dwergmeeuw, jan-van-gent en drieteenmeeuw, alle aangemeld voor het nabijgelegen Natura 2000-gebied Bruine Bank (Brabant *in voorbereiding*).



5 DISCUSSIE

In deze studie werden verspreidingsmodellen gebouwd voor een selectie van zeevogelsoorten, en dit op basis van abiotische omgevingsvariabelen en antropogene drukfactoren. De resulterende modellen lieten toe de verspreiding van zeevogels op het BNZ te voorspellen met uitsluiting van de beschouwde antropogene druk, om zo tot een benadering van de 'natuurlijke' soortverspreiding te komen, die als een proxy voor habitatgeschiktheid beschouwd kan worden. Op basis van gestandaardiseerde en geaggregeerde modelvoorspellingen van verstoringsgevoelige soorten werden vervolgens gevoeligheidskaarten aangemaakt. Door de voorafgaande standaardisatie wegen alle betrokken soorten hier evenveel in mee. Er valt zeker iets voor te zeggen om bepaalde soorten op basis van hun beschermingsstatus of verstoringsgevoeligheid extra gewicht toe te kennen. Men zou zelfs kunnen overwegen om voor elke soort apart de meest verstoringsgevoelige zone aan te wijzen, teneinde maximaal tegemoet te kunnen komen aan de soort-specifieke instandhoudingsdoelstellingen. De hier toegepaste 'multi-soortenbenadering' is echter een bewuste keuze geweest. Door het aggregeren van verschillende soorten werd gestreefd naar een eenduidige afbakening die meerdere soorten ten goede komen. De aanpak valt bovendien te verdedigen vanuit het 'paraplusoorten'-concept, waarbij soortbescherming weliswaar gericht is op het behoud van een welbepaalde soort, maar evengoed op de bescherming van het nodige kwaliteitsvol habitat en daaraan gekoppelde (maar mogelijk minder enigmatische of minder bestudeerde) soorten.

Een gelijkaardige oefening werd reeds uitgewerkt in het kader van het monitoringsprogramma rond de effecten van windparken op zeevogels (Vanermen *et al.* 2022). Het aantal soorten en variabelen werd voor deze studie echter uitgebreid (zo werden nu ook scheepvaart en visserij-activiteit in acht genomen) en ook de initiële dataselectie en modelleringstrategie ondergingen belangrijke wijzigingen. Toch komt ongeveer hetzelfde gebied naar voor als zijnde extra gevoelig voor verstoring, wat de robuustheid van onze conclusies onderstreept.

Een interessant nevenresultaat van deze studie is het voorspelde effect van windparken. Hoewel zeevogeltellingen in de windparken slechts een klein deel uitmaakten van de gebruikte dataset werd een significant windpark-effect geconstateerd voor niet minder dan 6 van de 11 soorten. Voor jan-van-gent en zeekoet vonden we in deze studie afnames van 84% en 63%, en deze zijn heel gelijkaardig aan de respectievelijke afnames van 82-98% en 63-75% zoals eerder gerapporteerd in Vanermen *et al.* (2019) voor de windparken op de Blighbank en Thorntonbank. Voor duiker sp. werd in deze studie een (niet-significante) afname van 100% gevonden, wat in lijn ligt met internationale bevindingen rond het sterke mijdingsgedrag van roodkeelduiker (zie oa. Mendel *et al.* 2019). Enigszins verrassend vonden we in deze studie ook windpark-gerelateerde en significante afnames van dwergmeeuw (70%) en kleine mantelmeeuw (52%), alsook een sterk aantrekkingseffect voor stormmeeuw (toename met factor 3,3). In het geval van dwergmeeuw werden tijdens het Belgische windparkonderzoek eerder wel al negatieve (doch niet-significante) windpark-coëfficiënten gevonden. Voor kleine mantelmeeuw werden in datzelfde onderzoek echter aantrekkingseffecten gerapporteerd (Vanermen *et al.* 2016 & 2019). Wat het resultaat voor kleine mantelmeeuw in deze studie beïnvloed kan hebben is het feit dat de soort vaak rustend wordt aangetroffen op de windparkfunderingen en transformatorplatformen. Deze constructies vallen meestal net buiten ons transect van 300 m en de geassocieerde aantallen worden dan niet mee genomen in de hier gebruikte dichtheidsberekeningen, met een onderschatting van de aantallen kleine

////////////////////////////////////

Ook wat betreft de basisdata kan nog aan enkele knoppen worden gedraaid. Zo werd het potentiële effect van zandwinning niet meegenomen in de modellering, noch de aanwezigheid van boeien of meetpalen. Verder dient te worden vermeld dat het versturende effect van windparken niet noodzakelijk stopt op 500 m van het park (de bufferafstand die hier werd gebruikt). Daarom valt te overwegen om de verstoring door windparken als een gradiënt te benaderen en zodoende de afstand tot de dichtstbijzijnde molens als verklarende variabele te gebruiken (Mercker *et al.* 2021). Tot slot hebben de data van visserij-activiteit bij voorkeur een fijnere temporele resolutie, teneinde de correlatie met onze getelde zeevogelaantallen te maximaliseren.



6 CONCLUSIE

De resultaten van deze studie onderbouwen het belang van de instelling van een marien reservaat als rustgebied voor zeevogels, ter compensatie van de hoge mate van verstoring door menselijke activiteiten op zee. De belangrijkste bronnen van verstoring op het BNZ zijn offshore windparken, scheepvaart, visserij, recreatie en zandwinning. Dat het almaar drukker wordt op het BNZ wordt onderstreept door het feit dat de Prinses Elisabeth zone voor hernieuwbare energie werd afgebakend in één van de weinige nog scheepvaart-luwe zones (zie Figuur 4). De verwachting is dat er in de nabije toekomst nog meer ruimte ingenomen zal worden, zoals voor aquacultuur of de exploitatie van zonne-energie, in functie van de ‘blauwe economie’. Tegelijkertijd is het op basis van de KRMS-indicator pover gesteld met de aantallen zeevogels op het Belgische deel van de Noordzee, en bereikten slechts 2 van de 12 onderzochte soorten het gewenste niveau (rapporteringsperiode 2017-2022, Stienen & Vanermen *in voorbereiding*).

Deze studie becijferde de voorspelde afname in zeevogelaantallen als gevolg van verstoring door windparken en scheepvaart (Tabel 2), en voor jan-van-gent, dwergmeeuw en zeekoet zou deze meer dan 20% bedragen. Tegelijk is het onzeker of deze voorspelde afname zich in de praktijk ook vertaalt in een afname van de populatie op het BNZ als geheel. Het is namelijk hoogst onduidelijk in hoeverre verstoorde individuen elders op het BNZ terecht kunnen of worden verdrongen naar buitenlandse wateren, dit omdat de draagkracht van het resterende, onverstoorte habitat onbekend is. Het opvallend ruimtelijk gescheiden (natuurlijk) voorkomen van verstoringsgevoelige soorten enerzijds en menselijke verstoring door windparken en scheepvaart anderzijds, zoals weergegeven in Figuur 28, doet vermoeden dat er op het BNZ op zijn minst een gedeeltelijke herlocalisatie van zeevogels plaatsvindt als gevolg van verstoring. Tegelijk is ook het effect van verstoring en habitatverlies op de overleving en reproductie van de betrokken soorten onbekend. Kennis over deze parameters (en hun trend) is echter waar het allemaal om draait, want het zijn deze parameters die uiteindelijk bepalen of en hoezeer een populatie in gevaar is. Het voorzorgsprincipe in acht genomen is het hoe dan ook belangrijk dat er op zee niet enkel voor menselijke activiteiten maar ook voor vogels ruimte wordt gereserveerd, in de vorm van een gebied waar zeevogels ongestoord kunnen rusten en foerageren. De voorgestelde zoekzone voor afbakening van een marien reservaat als rustgebied voor zeevogels bevindt zich volledig buiten belangrijke scheepvaartroutes en offshore windpark-concessiegebieden, en tegelijk integraal binnen Habitatrichtlijngebied. Bovendien is er ongeveer 30% overlap met één van de drie voorgestelde gebieden ter bescherming van de bodemintegriteit (Figuur 30). Jammer genoeg valt deze zoekzone buiten het reguliere verspreidingsgebied van zwarte zee-eend. Hoewel het op basis van de gegevens van de laatste 15 jaar niet mogelijk is om een gebied aan te duiden waar zwarte zee-eenden jaar na jaar en in grote getale terugkomen, werden specifiek voor deze soort twee zones aangeduid die geschikt kunnen zijn als rust- en foerageergebied (Figuur 29).

Bij grootschalige windparkontwikkelingen moet niet alleen rekening gehouden worden met habitatverlies maar ook met mogelijke barrière-effecten. De in deze studie voorgestelde migratiecorridors garanderen een duurzame toegankelijkheid van het BNZ voor soorten als roodkeelduiker, zwarte zee-eend, jan-van-gent en zeekoet. De te vrijwaren zone tot 20 km uit de kust is daarnaast van groot belang als foerageergebied voor de onder Natura 2000 beschermde kustbroedvogels kleine mantelmeeuw en grote stern. Deze soorten zijn weliswaar minder gevoelig voor verstoring of barrière-effecten maar potentieel des te gevoeliger voor verhoogde mortaliteit door aanvaringen (Furness *et al.* 2013). Merk ook op dat de drie speciale

//

7 REFERENTIES

Belgische Staat (2022). Maatregelenprogramma voor de Belgische mariene wateren. Natura 2000 en Kaderrichtlijn Mariene Strategie – Art 13. Federale Overheidsdienst Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu, Brussel.

Brabant (*in voorbereiding*). Offshore wind turbine curtailment strategies in North Sea countries to reduce bird collisions. Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, Brussel.

Copernicus (2023). Atlantic - European North West Shelf - Ocean Physics Reanalysis. Online available at:
https://data.marine.copernicus.eu/product/NWSHELF_MULTIYEAR_PHY_004_009/description

Courtens W. & Stienen, E.W.M. (2012). Overwinterende zee-eenden in het Belgische deel van de Noordzee: hoeveel, waar en vooral WAAROM? Vogelnieuws 19: 4-11.

Degraer S., Adriaens P., Courtens W., Haelters J., Hostens K., Jacques T., Kerckhof F., Stienen E.W.M., Vanermen N. & Van Hoey G. (2010). Bepalen van instandhoudingsdoelstellingen voor de beschermde soorten en habitats in het Belgische deel van de Noordzee, in het bijzonder in beschermde mariene gebieden. Eindrapport in opdracht van de Federale Overheidsdienst Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu, Directoraat-generaal Leefmilieu, Brussel.

Furness R.W., Wade H.M. & Masden E.A. (2013). Assessing vulnerability of marine bird populations to offshore wind farms. *Journal of Environmental Management* 119: 56-66.

Garthe S. & Hüppop O. (2004). Scaling possible adverse effects of marine wind farms on seabirds: developing and applying a vulnerability index. *Journal of Applied Ecology* 41: 724-734.

Haelters J., Vigin L., Stienen E.W.M., Scory S., Kuyken E. & Jacques T.G. (2004). Ornithologisch belang van de Belgische zeegebieden. Rapport van de Beheerseenheid van het Mathematisch Model van de Noordzee en het Instituut voor Natuurbehoud, Brussel.

Mendel B., Schwemmer P., Peschko V., Müller S., Schwemmer H., Mercker M. & Garthe S. (2019). Operational offshore wind farms and associated ship traffic cause profound changes in distribution patterns of Loons (*Gavia spp.*). *Journal of Environmental Management* 231: 429-438.

Mercker M., Dierschke V., Camphuysen K., Kreutle A., Markones N., Vanermen N. & Garthe S. (2021). An indicator for assessing the status of marine-bird habitats affected by multiple human activities: A novel statistical approach. *Ecological Indicators* 130: 108036.

RBINS (2023). Windfarms in the North Sea. Online available at:
<https://odnature.naturalsciences.be/mumm/en/windfarms/>

Stienen E.W.M. & Vanermen N. (2020). Advies betreffende de wijziging van de instandhoudingsdoelstellingen (IHD's) voor zeevogels. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO.A.4032). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

//

Stienen E.W.M. & Vanermen N. (*in voorbereiding*). Marine bird abundance: seabirds at sea. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Tasker M.L., Jones P.H., Dixon T.J. & Blake B.F. (1984). Counting seabirds at sea from ships: a review of methods employed and a suggestion for a standardised approach. *Auk* 101: 567-577.

Van Lancker V., Verfaillie E., Schelfaut K., Du Four I., Van den Eynde D. (2007). GIS@SEA DVD. Marebasse Mapping data. SPSDII project MAREBASSE (Management, research and budgeting of aggregates in shelf seas related to end-users). Belgian Science Policy, Brussel.

Vanermen N., Courtens W., Van de walle M., Verstraete H. & Stienen E.W.M. (2016). Seabird monitoring at offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: updated results for the Bligh Bank & first results for the Thorntonbank. Rapport INBO.R.2016.11861538. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Vanermen N. & Stienen E.W.M. (2019). Seabirds: displacement. In: Perrow M. (Ed), *Wildlife and Wind Farms, Conflicts and Solutions - Volume 3 - Offshore: Potential Effects*, Pelagic publishing, Exeter, UK, pp. 174-205.

Vanermen N., Courtens W., Van de walle M., Verstraete H. & Stienen E.W.M. (2019). Seabird monitoring at the Thornton Bank offshore wind farm: Final displacement results after 6 years of post-construction monitoring and an explorative Bayesian analysis of common guillemot displacement using INLA. In: Degraer S. *et al.* (Eds), *Environmental impacts of offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Marking a decade of monitoring, research and innovation*. Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, Brussel, pp. 85-116.

Vanermen N., Courtens W., Van de walle M., Verstraete H. & Stienen E.W.M. (2022). Seabirds and offshore wind farms: The potential value of sensitivity mapping in marine spatial planning. In: Degraer S. *et al.* (Eds), *Environmental impacts of offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Getting ready for offshore wind farm expansion in the North Sea*. Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, Brussel, pp. 55-67.

Vanermen N. & Stienen E.W.M. (2023). Offshore wind farms and cumulative barrier effects to seabirds in Belgian marine waters. In: Degraer S. *et al.* (Eds), *EDEN 2000 - Exploring options for a nature-proof development of offshore wind farms inside a Natura 2000 area*. Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, Brussel, pp. 277-289.

Waggitt J.J., Evans P.G.H., Andrade J., Banks A.N., Boisseau O., Bolton M., Bradbury G., Brereton T., Camphuysen C.J., Durinck J., Felce T., Fijn R.C., Garcia-Baron I., Garthe S., Geelhoed S.C.V., Gilles A., Goodall M., Haelters J., Hamilton S., ... Hiddink J.G. (2020). Distribution maps of cetacean and seabird populations in the North-East Atlantic. *Journal of Applied Ecology* 57 (2): 253-269.

////////////////////////////////////

JAN-VAN-GENT

Family: Negative Binomial(0.178)
Link function: log

Formula:

JG ~ s(distance, k = 6) + s(SST, k = 6) + WF + s(Year, bs = "re") +
offset(log(Effort))

Parametric coefficients:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)	
(Intercept)	-1.1569	0.1941	-5.96	2.53e-09	***
WF	-1.8368	0.3875	-4.74	2.14e-06	***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Approximate significance of smooth terms:

	edf	Ref.df	Chi.sq	p-value	
s(distance)	4.341	4.803	58.72	<2e-16	***
s(SST)	3.211	3.662	73.12	<2e-16	***
s(Year)	13.252	15.000	140.79	<2e-16	***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

R-sq.(adj) = 0.0334 Deviance explained = 18.3%
-REML = 2783.7 Scale est. = 1 n = 4560

DWERMEEUW

Family: Negative Binomial(0.037)
Link function: log

Formula:

DWM ~ offset(log(Effort)) + s(distance, k = 6) + s(SST, k = 6) +
SD_depth + ship_passages + WF + s(Year, bs = "re")

Parametric coefficients:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)	
(Intercept)	-0.7394423	0.3662511	-2.019	0.0435	*
SD_depth	0.1133367	0.0528032	2.146	0.0318	*
ship_passages	-0.0003019	0.0001718	-1.757	0.0789	.
WF	-1.2136990	0.5620819	-2.159	0.0308	*

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Approximate significance of smooth terms:

	edf	Ref.df	Chi.sq	p-value	
s(distance)	4.084	4.639	31.11	9.59e-06	***
s(SST)	4.137	4.635	15.63	0.00435	**
s(Year)	12.077	14.000	90.52	< 2e-16	***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

R-sq.(adj) = 0.00988 Deviance explained = 14.7%
-REML = 2492.1 Scale est. = 1 n = 4155



STORMMEEUW

Family: Negative Binomial(0.086)
Link function: log

Formula:
SM ~ s(distance, k = 6) + s(SST, k = 6) + SD_depth + ship_passages +
WF + s(Year, bs = "re") + offset(log(Effort))

Parametric coefficients:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	-0.1930088	0.3132032	-0.616	0.53774
SD_depth	-0.1078724	0.0348662	-3.094	0.00198 **
ship_passages	0.0004526	0.0001061	4.268	1.98e-05 ***
WF	1.2144142	0.2608352	4.656	3.23e-06 ***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Approximate significance of smooth terms:

	edf	Ref.df	Chi.sq	p-value
s(distance)	3.958	4.542	38.73	6.53e-07 ***
s(SST)	4.292	4.777	30.78	1.27e-05 ***
s(Year)	14.217	15.000	266.31	< 2e-16 ***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

R-sq.(adj) = -273 Deviance explained = 23.6%
-REML = 3758.8 Scale est. = 1 n = 4718

KLEINE MANTELMEEUW

Family: Negative Binomial(0.131)
Link function: log

Formula:
KM ~ s(distance, k = 6) + SD_depth + WF + SAR + s(Year, bs = "re") +
offset(log(Effort))

Parametric coefficients:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	0.43623	0.20992	2.078	0.037705 *
SD_depth	0.10131	0.02785	3.638	0.000275 ***
WF	-0.74090	0.29592	-2.504	0.012289 *
SAR	0.08191	0.01859	4.405	1.06e-05 ***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Approximate significance of smooth terms:

	edf	Ref.df	Chi.sq	p-value
s(distance)	3.895	4.489	44.3	<2e-16 ***
s(Year)	12.493	14.000	148.9	<2e-16 ***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

R-sq.(adj) = 0.0215 Deviance explained = 8.85%
-REML = 5700 Scale est. = 1 n = 4113



ZILVERMEEUW

Family: Negative Binomial(0.066)

Link function: log

Formula:

ZM ~ s(distance, k = 6) + s(SST, k = 6) + SD_depth + ship_passages + SAR + s(Year, bs = "re") + offset(log(Effort))

Parametric coefficients:

Table with 5 columns: Estimate, Std. Error, z value, Pr(>|z|), and significance. Rows include (Intercept), SD_depth, ship_passages, and SAR.

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Approximate significance of smooth terms:

Table with 5 columns: edf, Ref.df, Chi.sq, p-value. Rows include s(distance), s(SST), and s(Year).

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

R-sq.(adj) = -0.373 Deviance explained = 33.5%
-REML = 2307.9 Scale est. = 1 n = 4113

GROTE MANTELMEEUW

Family: Negative Binomial(0.069)

Link function: log

Formula:

GM ~ s(distance, k = 6) + s(SST, k = 6) + s(Year, bs = "re") + offset(log(Effort))

Parametric coefficients:

Table with 5 columns: Estimate, Std. Error, z value, Pr(>|z|), and significance. Row includes (Intercept).

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Approximate significance of smooth terms:

Table with 5 columns: edf, Ref.df, Chi.sq, p-value. Rows include s(distance), s(SST), and s(Year).

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

R-sq.(adj) = 0.00515 Deviance explained = 16.6%
-REML = 2634.3 Scale est. = 1 n = 4718



DRIETEENMEEUW

Family: Negative Binomial(0.173)
Link function: log

Formula:
DTM ~ s(distance, k = 6) + s(SST, k = 6) + SD_depth + ship_passages + SAR + s(Year, bs = "re") + offset(log(Effort))

Parametric coefficients:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	7.709e-02	2.461e-01	0.313	0.7541
SD_depth	1.053e-01	2.268e-02	4.644	3.42e-06 ***
ship_passages	4.361e-04	7.881e-05	5.534	3.14e-08 ***
SAR	8.328e-02	4.681e-02	1.779	0.0752 .

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Approximate significance of smooth terms:

	edf	Ref.df	Chi.sq	p-value
s(distance)	4.777	4.975	266.61	< 2e-16 ***
s(SST)	4.404	4.829	25.92	0.000368 ***
s(Year)	14.437	15.000	434.61	< 2e-16 ***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

R-sq.(adj) = -0.0842 Deviance explained = 25.6%
-REML = 6072.3 Scale est. = 1 n = 4718

ZEEKOET

Family: Negative Binomial(0.416)
Link function: log

Formula:
ZK ~ offset(log(Effort)) + s(distance, k = 6) + s(SST, k = 6) + SD_depth + ship_passages + WF + s(Year, bs = "re")

Parametric coefficients:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	6.916e-01	1.437e-01	4.812	1.50e-06 ***
SD_depth	2.275e-02	1.555e-02	1.463	0.143
ship_passages	-3.372e-04	6.759e-05	-4.990	6.04e-07 ***
WF	-9.813e-01	1.396e-01	-7.031	2.05e-12 ***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Approximate significance of smooth terms:

	edf	Ref.df	Chi.sq	p-value
s(distance)	4.807	4.981	125.35	< 2e-16 ***
s(SST)	3.549	4.121	31.74	3.6e-06 ***
s(Year)	14.227	15.000	277.80	< 2e-16 ***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

R-sq.(adj) = 0.124 Deviance explained = 12.3%
-REML = 7633.6 Scale est. = 1 n = 4765



