

Advies betreffende de wijziging van de instandhoudingsdoelstellingen (IHD's) voor zeevogels

Adviesnummer:	<u>INBO.A.4032</u>
Auteurs:	Eric Stienen en Nicolas Vanermen
Contact:	Lode De Beck (lode.debeck@inbo.be)
Kenmerk aanvraag:	e-mail van 21 september 2020
Geadresseerde:	Federale Overheidsdienst Volksgezondheid, veiligheid van de voedselketen en leefmilieu T.a.v. Mieke Degloire Attaché Marien Milieu Leefmilieu Mariene Milieu p/a Eurostation Victor Hortaplein 40/10 1060 Sint-Gillis mieke.degloire@health.fgov.be

Dr. Maurice Hoffmann
Administrateur-generaal wnd.

Aanleiding

De dienst Marien Milieu van de FOD Volksgezondheid, veiligheid van de voedselketen en leefmilieu zorgt voor de implementatie van de Kaderrichtlijn Mariene Strategie (KRMS)¹ en de Vogel- en Habitatrichtlijn in het Belgische deel van de Noordzee.

Om tot een efficiënt beleid te komen probeert deze dienst de uitvoering van deze richtlijnen zo goed mogelijk op elkaar af te stemmen.

Eind 2018 werden de doelen voor de KRMS geactualiseerd en momenteel worden de bestaande instandhoudingsdoelstellingen (IHD's) voor de mariene beschermde gebieden onder de loop genomen.

Informeel overleg met het INBO gaf aan dat het voor zeevogels wenselijk is om volgende aspecten nader te bekijken: eventuele aanpassing van de populatiegrootte en de gebruikte methodiek habitatverlies/verlies van kwaliteit leefgebied (o.a. naar aanleiding van windmolenparken op zee).

Vragen

Kan het INBO een wetenschappelijk advies aanleveren betreffende eventuele aanpassingen aan de IHD's voor zeevogels en mogelijke afstemming tussen KRMS en de Vogel- en Habitatrichtlijn.

Toelichting

1 Historiek IHD

Voor de initiële beoordeling van de staat van instandhouding van zeevogels hebben Degraer *et al.* in 2010 een rapport samengesteld waarin de gebruikte methodiek uitvoerig beschreven wordt en waarin instandhoudingsdoelstellingen (IHD's) voorgesteld worden. De door hen gehanteerde methodiek voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding is gebaseerd op methodes die op dat moment reeds in andere landen waren uitgewerkt (benchmarking), richtlijnen vanuit de Europese Commissie inzake Natura 2000 en de methode die toen al in Vlaanderen was gebruikt voor het opstellen van een kader voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding en voor het opstellen van regionale IHD's van terrestrische soorten. Naast de beschrijving van de methodiek wordt in het rapport Degraer *et al.* (2010) ook een initiële beoordeling van de lokale staat van instandhouding gemaakt, worden IHD's voorgesteld en worden aanbevelingen gedaan voor de verdere opvolging van de doelstellingen en de monitoring die daarvoor nodig is.

Een eerste stap in Degraer *et al.* (2010) was de selectie van de soorten die in aanmerking komen om instandhoudingsdoelstellingen voorop te stellen, de zogenaamde IHD-soorten. In het Belgisch deel van de Noordzee (BNZ) zijn dat wat betreft zeevogels negen soorten die ofwel zijn opgenomen in Bijlage I van de Vogelrichtlijn, ofwel voldoen aan het Ramsar-criterium, of waarvan de aantallen in het BNZ geregeld de zogenaamde 1 %-norm overschrijden (> 1 % van de geografische populatie). Roodkeelduiker, fuut, zwarte zee-

¹ Richtlijn 2008/56/EG van het Europees Parlement en de Raad van 17 juni 2008 tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het beleid ten aanzien van het mariene milieu

eend, grote mantelmeeuw, kleine mantelmeeuw, dwergmeeuw, grote stern, visdief en dwergstern voldeden aan tenminste een van die criteria.

Vervolgens werd voor deze negen soorten de referentietoestand bepaald die als maatstaf geldt voor een wenselijke populatiegrootte. Dat werd gedaan op basis van de zeevogeldatabank van het INBO. Deze databank bevat gestandaardiseerde tellingen van zeevogels op zee die vanaf december 1992 werden verzameld vanop schepen (hierna scheepstellingen genoemd). De tellingen werden uitgevoerd volgens de ESAS-methode, die een "transect"-telling van zwemmende vogels combineert met zogenaamde "snapshot"-tellingen van vliegende vogels (Tasker *et al.*, 1984) en waarbij een transect-breedte van 300 m werd gehanteerd (zie Vanermen *et al.* (2015) voor meer details). Omdat er geen oudere tellingen van zeevogels beschikbaar zijn voor het BNZ is er bij de initiële beoordeling voor gekozen om alle beschikbare data te gebruiken uit de periode 1993-2009 om de referentietoestand van de zeevogelpopulaties te bepalen.

Omdat alle negen soorten duidelijke seizoen pieken vertonen in hun voorkomen op het BNZ werden niet alle maanden gebruikt voor de berekening van de gemiddelde jaarlijkse dichtheid. Voor de bepaling van de instandhoudingsdoelstellingen werd gekozen om de populatiegrootte te berekenen op basis van de vijf maanden waarin de desbetreffende soort haar hoogste dichtheden behaalt. Eerst werd per telperiode van tien minuten (wat destijds de eenheid van tellen vormde) de dichtheid (aantal individuen/km²) uitgerekend en vervolgens werden deze dichtheden voor elk jaar en per soort uitgemiddeld over de periode van de vijf piekmaanden. Deze dichtheden kunnen dan omgerekend worden naar het totale aantal individuen dat aanwezig was in het BNZ.

Tenslotte werd de referentie-grootte van de populatie berekend. Bij stabiele of fluctuerende aantallen werd de gemiddelde populatiegrootte genomen over de gehele referentieperiode (1993-2009). Bij een duidelijk toenemende of afnemende populatiegrootte werd de periode rond de hoogste aantallen genomen om de grootte van de referentiepopulatie te berekenen. Voor zwarte zee-eend werden geen tellingen vanop een schip gebruikt, maar tellingen die uitgevoerd waren vanuit een vliegtuig vanaf 1986. Deze soort is onmogelijk te tellen vanaf schepen omdat ze extreem verstoringsgevoelig is.

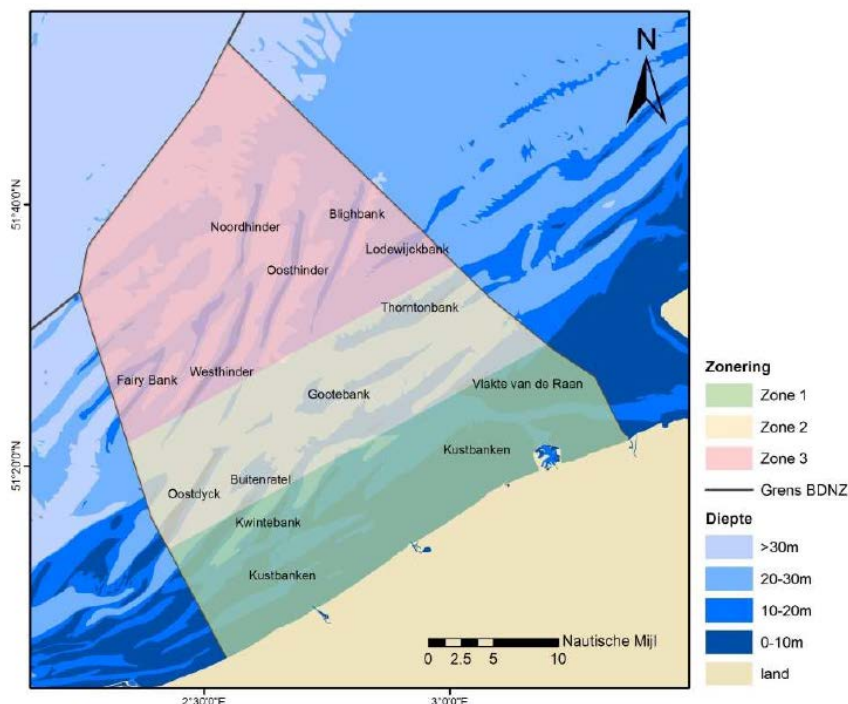
Aldus werd voor acht soorten de referentietoestand van de populatie bepaald op basis van scheepstellingen en voor één soort op basis van vliegtuigtellingen. Echter, voor de drie sternensoorten lagen de getelde aantallen op zee beduidend lager dan de aantallen die verwacht waren op basis van het aantal broedende individuen. De populaties van de drie sternensoorten (dwergstern, visdief en grote stern) waren zeker op dat moment quasi volledig afhankelijk van marien voedsel en dus was de verwachting dat de volledige broedpopulatie inclusief hun uitgevlogen jongen gebruik zou maken van het BNZ. De tellingen vanaf schepen gaven echter onvoldoende dekking in de buurt van de broedkolonies, waardoor het aantal aanwezige individuen sterk werd onderschat. Om die reden en ook omdat de instandhouding van de sternen tot dan toe voornamelijk afhankelijk was van de beschikbaarheid van kwaliteitsvol broedgebied terwijl voedselschaarste geen rol van betekenis leek te spelen (de groei en de overleving van de kuikens was goed tot zeer goed), werden voor de drie sternensoorten de Vlaamse IHD's overgenomen. Voor alle andere soorten werd wel gebruik gemaakt van de vastgestelde aantallen op zee.

In het onderhavig advies wordt geen voorstel gedaan om de IHD's van de drie sternensoorten aan te passen. Voor deze soorten blijven de terrestrische doelstellingen gehandhaafd.

2 Gewijzigde methodiek voor andere doeleinden

In de daaropvolgende jaren (2010-2020) werden soms andere methodes toegepast om het aantal zeevogels te bepalen. Zo werd er alsmaar vaker gewerkt met zoneringen waarbij het BNZ in drie zones (nearshore, midshore en offshore) werd ingedeeld (figuur 1). Voor elke

afzonderlijke zone werd het aantal zeevogels apart berekend. Bij gebrek aan vaste monitoringsroutes werden scheepstellingen veeleer op ad-hoc basis uitgevoerd of uitgevoerd in het kader van verschillende wetenschappelijke projecten. Hierdoor waren deze niet evenredig noch gelijkmatig verdeeld over de drie zones. In de ene winter was er vooral dicht tegen de kust geteld, in een andere winter verder op zee en in weer een andere winter helemaal niet. Echter, veel zeevogels komen sterk geconcentreerd voor in een of twee van die zones (zie bijvoorbeeld het voorbeeld van fuut in figuur 2). Als er in een bepaald jaar vooral verder uit de kust geteld was, zou het aantal futen onderschat worden wanneer gewoonweg met de gemiddelde dichtheid zou worden gerekend. Door het hanteren van zoneringen werd dus meer rekening gehouden met de nearshore-offshore gradiënt die bij veel zeevogels zichtbaar is.

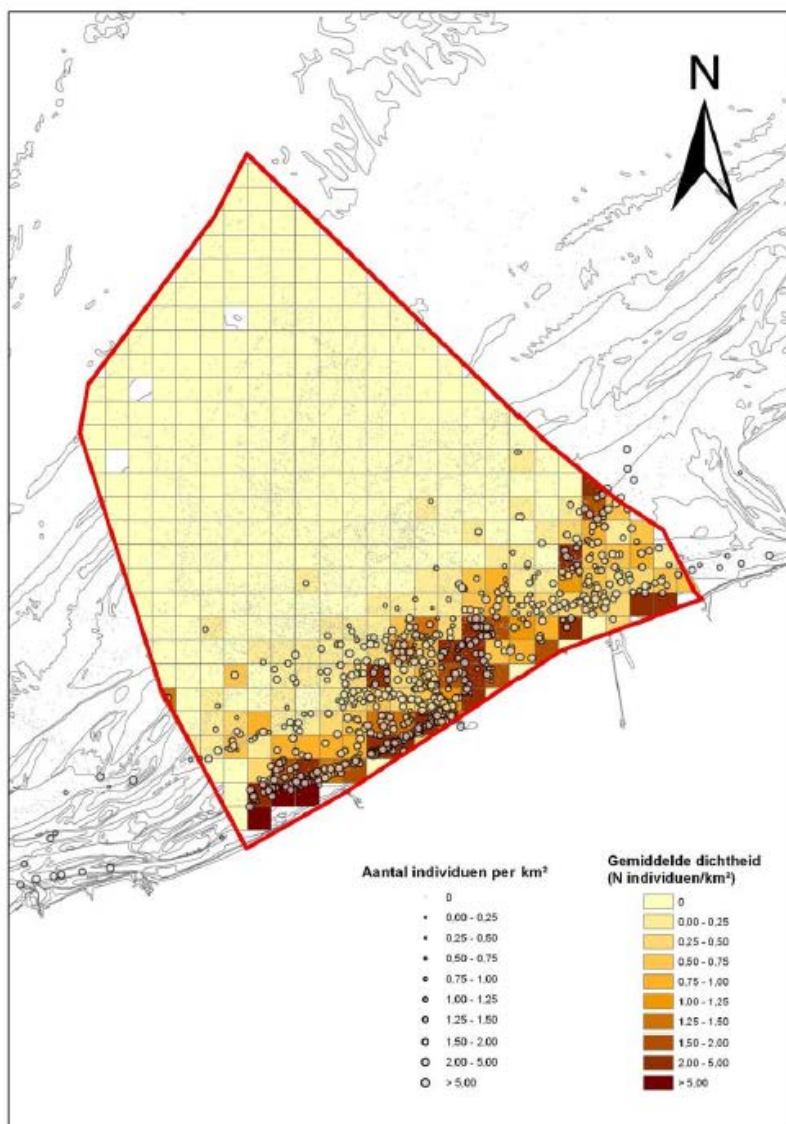


Figuur 1. Onderverdeling van het Belgisch deel van de Noordzee in drie zones (1 = nearshore, 2 = midshore en 3 = offshore).

Andere methodologische wijzigingen waren meer statistisch van aard en hadden te maken met het feit dat de gemiddelde dichtheden van zeevogels verkregen uit 10-minutentellingen niet normaal verdeeld zijn (10-minutentellingen bevatten bijvoorbeeld veel nulwaardes waarbij in tien minuten tijd geen enkel individu van die soort is geteld) en soms extreme uitbijters vertonen (bijvoorbeeld als er in het zog van een actief vissersvaartuig werd gevaren). Om die uitschieters wat te bufferen werd voor de Kaderrichtlijn Mariene Strategie (KRMS) gewerkt met log-getransformeerde dichtheden. Door een log-transformatie toe te passen konden in het kader van KRMS realistische populatietrends worden vastgesteld voor de beoordeling van de Goede Ecologische Staat (GES). Helaas is deze methode niet geschikt om een realistische inschatting te maken van de werkelijke populatiegrootte, wat juist een voorwaarde is voor de IHD's. Voor de monitoring van de effecten van offshore windparken op zeevogels (WinMon project) werd nog een andere methode gebruikt. Hier werd niet langer gewerkt met gemiddelden van de 10-minuten tellingen, maar werd het aantal getelde vogels gesommeerd over een langere periode (één dag in dit geval) en gedeeld door de totaal getelde oppervlakte in die periode (zie bijvoorbeeld Vanermen *et al.*, 2019). Ook dergelijke

cumulatie van gegevens over een langere telperiode buffert de variantie en voorkomt dat uitbijters al te sterk doorwegen.

Tenslotte werden de telresultaten steeds vaker gecorrigeerd voor het feit dat individuele vogels op grotere afstand van het schip en bij verminderde weersomstandigheden moeilijker zichtbaar zijn (zie bijvoorbeeld Vanermen *et al.*, 2016).



Figuur 2. Verspreiding van de fuut *Podiceps cristatus* op het Belgisch deel van de Noordzee gebaseerd op gestandaardiseerde tellingen vanop een schip uitgevoerd door INBO in de periode 1992-2009 (figuur afkomstig uit Degraer *et al.*, 2010). De punten vertegenwoordigen transecttellingen van ≤ 10 minuten. De gemiddelde dichtheid wordt in rasterhokken van 3 km² aangeduid.

In het onderhavig advies stellen we voor om dit voortschrijdend inzicht ook toe te passen om de staat van instandhouding te evalueren en dus te komen tot een hernieuwde methodiek voor bepaling van de referentiewaarde en de toetsing van de IHD's. In de eerste plaats zou het omwille van het sterk opportunistische karakter van de tellingen (zonder vaste en recurrent getelde monitoringroutes) ook voor de IHD-methodiek beter zijn om de gegevens op te splitsen in de drie bovenvermelde zones. Op de tweede plaats zou een sommatie van de aantallen over langere periodes kunnen worden toegepast om de gegevens te

normaliseren. Log-transformatie van de aantallen wordt niet geadviseerd, omdat dit zoals gezegd bij sommige soorten tot onrealistisch lage populatiegroottes zou leiden. Op de derde plaats zorgt correctie voor de detectiekans voor een meer realistische inschatting van de aantallen. Tenslotte zou het een meerwaarde zijn, mocht bovendien dezelfde methodiek worden toegepast op zowel IHD- als KRMS-soorten.

Een laatste suggestie voor een methodologische aanpassingen die nog niet behandeld werd in onderhavig advies, is om te werken met een 6-jarig populatiegemiddelde, in plaats van een 5-jarig populatiegemiddelde zoals momenteel voor de KRMS wordt gebruikt. De rapporteringen voor Natura 2000 en voor KRMS volgen in principe een 6-jarige cyclus, waardoor het gebruik van een 6-jarig gemiddelde logischer (doch niet noodzakelijk) lijkt. In het vervolg van dit advies zullen we dan ook met het 6-jarig gemiddelde werken. De volledige beslissingsboom om te komen tot het bepalen of inschatten van de populatiegrootte wordt beschreven in bijlage 2.

3 Monitoring-light

Het stellen van doelen voor de instandhouding van zeevogelpopulaties heeft alleen zin als ook wordt opgevolgd of die doelen inderdaad behaald worden. Degraer *et al.* (2010) stelden daarom een monitoringsstrategie op voor elke indicator die betrekking had op de instandhouding van soorten (niet alleen zeevogels) en habitats (zie tabel 9 in Degraer *et al.*, 2010). Anno 2020 is er in het geval van zeevogels nog altijd geen vaste monitoringstrategie in het BNZ.

Zeker in het geval van zeevogels die snelle veranderingen in aantallen kunnen vertonen, is een volgehouden, geregelde monitoring met vaste routes een vereiste om wetenschappelijk betrouwbare uitspraken te kunnen doen over de toestand van de populaties. Zoals Degraer *et al.* reeds signaleerden in 2010 zal *"Extra financiële effort zeker nodig zijn voor het monitoren van de indicatoren en voor het ondersteunen van de IHD-evaluatie"*. Overigens geldt datzelfde voor de monitoring die nodig is voor de KRMS waarbij populatietrends van zeevogels worden gebruikt voor de evaluatie van de gezondheidstoestand van het mariene systeem.

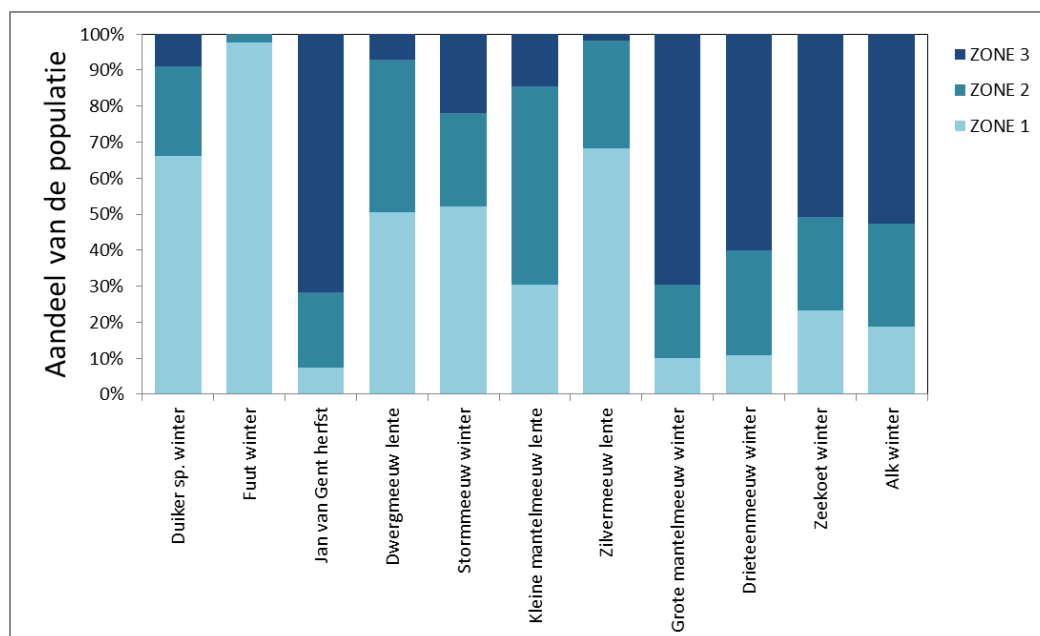
Door de monitoring voor de twee beleidsinstrumenten (IHD en doelen voor de KRMS) te combineren en door rekening te houden met het spatio-temporele voorkomen van de soorten kan monitoring meer kosten-efficiënt uitgevoerd worden. Er kan bovendien verdere efficiëntiewinst worden behaald wanneer de monitoringsinspanning per seizoen (winter, lente, zomer en herfst) wordt uitgevoerd in plaats van te werken met periodes van vijf maanden zoals in de oorspronkelijke methodiek van Degraer *et al.* (2010). Tabel 1 geeft voor elke IHD- en KRMS-soort een overzicht van het seizoen waarin iedere soort haar piek op het BNZ bereikt.

Voor een juiste inschatting van de populatietrends zouden zoals gezegd alleen tellingen hoeven plaats te vinden in de gebieden waar de soort voornamelijk voorkomt. Het voorkomen van de meeste soorten die zijn opgenomen in de IHD's of in de Belgische doelen voor de KRMS is namelijk grotendeels beperkt tot een of twee zones (zie figuur 3) en de verdeling van de aanwezige populatie over de zones vertoont voor de meeste soorten weinig jaarlijkse variatie (zie bijlage 1).

Tabel 1. Overzicht per soort (of soortgroep) van de opname in de verschillende beleidsinstrumenten (IHD en doelen voor de KRMS), het seizoen waarin de soort haar hoogste aantallen op het BNZ bereikt, de zone(s) waarin het merendeel van de populatie ($\geq 70\%$) dan vertoeft en de bijbehorende monitoringstrategie (A = herfst, W = winter en S = lente en de getallen geven de verschillende zones aan waar gemonitord dient te worden) die nodig zou zijn om de soort op te volgen.

Soort	IHD	KRMS	Seizoen	Voorkeurszone (s)	Monitoring-strategie
Duiker sp.	x	x	Winter	1,2	W123
Fuut	x	x	Winter	1	W123
Jan van Gent		x	Herfst	2,3	A123
Dwergmeeuw	x	x	Lente	1,2	S12
Stormmeeuw		x	Winter	1,2,3	W123
Kleine mantelmeeuw	x	x	Lente	1,2	S12
Zilvermeeuw		x	Lente	1,2	S12
Grote mantelmeeuw	x	x	Winter	1,2,3	W123
Drieteenmeeuw		x	Winter	2,3	W123
Grote stern	x		Zomer	nvt	broedpopulatie
Visdief	x	x*	Zomer	nvt	broedpopulatie
Dwergstern	x		Zomer	nvt	broedpopulatie
Zeekoet		x	Winter	2,3	W123
Alk		x	Winter	2,3	W123
Zwarte zee-eend	x	x	Lente	1,2	vliegtuig

* voor KRMS worden tellingen vanop een schip van visdief in de lente in zone 1 en 2 gebruikt.

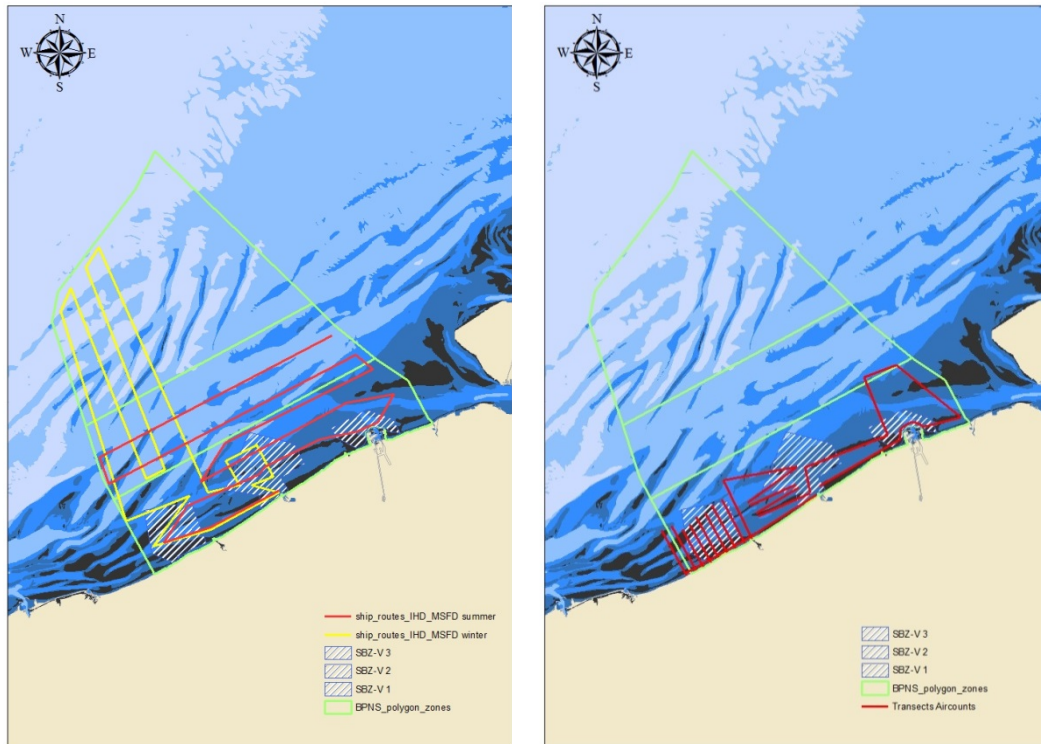


Figuur 3. De gemiddelde ruimtelijke verdeling van de zeevogelpopulaties in het Belgisch deel van de Noordzee gebaseerd op gestandaardiseerde scheepstellingen in de periode 1993-2009. Alle soorten van de IHD en KRMS zijn hier opgenomen, behalve soorten waarvoor boottellingen niet zijn aangewezen. Het aangeduide seizoen in de x-as heeft betrekking op het seizoen waarin de soort haar hoogste dichtheid bereikt op het BNZ (zie tabel 1).

Door bijvoorbeeld in de herfst enkel in zone 3 te monitoren waar dan gemiddeld meer dan 70 % van de totale populatie van Jan van Gent aanwezig (figuur 3) is, zou al een goed beeld kunnen worden verkregen van de populatieschommelingen van die soort. Echter bij Jan van Gent vertoont dit patroon nogal wat jaarlijkse variatie. Soms werden juist in zone 2 relatief veel Jan van Genten aangetroffen (zie bijlage 1), waardoor het beter is om zowel in zone 2 als zone 3 te tellen. In de lente kan de monitoring beperkt worden tot zones 1 en 2, waar dan meer dan 70 % van de populaties van dwergmeeuw, kleine mantelmeeuw en zilvermeeuw aanwezig is. In de zomer hoeft in principe helemaal niet geteld te worden omdat enkel de sternensoorten dan pieken, echter deze worden zoals vermeld beter opgevolgd door monitoring van de broedpopulaties. In de winter is het wat ingewikkelder omdat er dan zowel typische nearshore (zoals fuut) als meer offshore soorten (zoals drieteenmeeuw, zeekoet en alk) in onze wateren aanwezig zijn. Bovendien vertoont het wintervoorkomen van de stormmeeuw en grote mantelmeeuw redelijk wat ruimtelijke variatie. Het ene jaar zitten ze verder uit de kust dan in een ander jaar (zie bijlage 1). In de winter zouden de monitoringroutes daarom best dwars op de kust liggen (en dan bij voorkeur aan de westkust) waardoor alle drie de zones worden bezocht. In tabel 1 worden per soort de geprefereerde zones getoond waar in principe meer dan 70 % van de populatie zich ophoudt.

Rekening houdend met het spatio-temporele voorkomen van de IHD- en KRMS-soorten zou een minimale monitoringinspanning met behulp van schepen er uit kunnen zien zoals getoond in figuur 4a. Deze vaste routes zouden best drie keer per seizoen worden geteld. Ze zijn bovendien zo gepercipieerd dat meer specifieke monitoring van de vogelrichtlijnggebieden SBZ-V1, SBZ-V2 en SBZ-V3 mogelijk is. Zwarte zee-eenden zouden nog steeds geteld worden vanuit een vliegtuig langsheen de route die reeds tientallen jaren in voege is (figuur 4b). Zolang er geen aanwijzingen zijn van voedselproblemen kunnen de drie sternensoorten opgevolgd worden middels tellingen in de broedkolonie.

Het is aan te raden om deze monitoring-light periodiek af te wisselen met meer volledige tellingen van het BNZ (bijvoorbeeld één keer in de zes jaar). Op die manier kan er toch een betrouwbaar beeld worden gevormd van de totale populatiegroottes, wat bijvoorbeeld nodig is voor de Natura 2000-rapportering. Vooral wanneer er onverwachte verschuivingen zouden zijn in het ruimtegebruik van een soort (bijvoorbeeld als gevolg van sterk veranderde voedselomstandigheden of antropogene activiteiten) is dat van cruciaal belang.



Figuur 4. De linker figuur (4a) toont een draft voorstel voor vaste scheepsroutes voor de monitoring van zeevogels in het kader van IHD en doelen voor de KRMS die verschillen per seizoen (rood = route voor soorten die in de lente en de zomer voorkomen en geel = route voor soorten die in de herfst en de winter voorkomen). De rechterfiguur (4b) toont de route voor vliegtuigtellingen van zee-eenden in het voorjaar volgens de vaste route die al decennialang wordt gevolgd INBO.

4 Aangepaste referentiewaarden

Een herziening van de methodiek waarbij slechts een deel van populatie wordt gemonitord (zonering van de monitoring) over een kortere periode (3 maanden i.p.v. 5 maanden) en waarbij gewerkt wordt met gesommeerde en gecorrigeerde aantallen, heeft uiteraard ook consequenties voor de referentiewaarde van populatiegrootte die nodig is om een gunstige staat van instandhouding te bereiken. Omdat gevraagd werd om de methodiek voor de evaluatie van de IHD's en de doelen voor de MSFD zoveel mogelijk op elkaar af te stemmen, werd ook voor de KRMS-soorten eenzelfde referentiewaarde berekend. Deze waarden worden getoond in tabel 2 en moeten volgens onderstaand voorbeeld geïnterpreteerd worden.

Voor bijvoorbeeld duikers wordt binnen zones 1 en 2 het behoud van een populatie van gemiddeld 930 individuen vooropgesteld.

Voor fuut wordt binnen zone 1 het behoud van de actueel geschatte populatie van gemiddeld 1.300 individuen vooropgesteld, enz.

De toevoeging van de zonering is belangrijk omdat deze nieuwe methodiek afhankelijk van de soort het volledige Belgisch deel van de Noordzee beschouwt ofwel slechts een deel daarvan. Dit wijkt sterk af van de initiële doelstellingen waar telkens het behoud van de totale populatie werd vooropgesteld. Uiteraard blijft, zoals vooropgesteld in de Vogelrichtlijn, het behoud van de volledige populatie het ultieme doel, maar omwille van logistieke beperkingen wordt de monitoring en de evaluatie toegespitst op dat deel van de Noordzee

waar het grootste deel (tenminste 70 %) van de populatie recurrent aanwezig is. In tabel 2 wordt daarom naast de referentiewaarde voor de deelpopulatie, tevens de referentiewaarde voor de grootte van de totale populatie getoond. We willen hier nogmaals benadrukken dat het belangrijk is om de voorgestelde monitoring-light methode, periodiek af te wisselen met volledige tellingen van het BNZ (bijvoorbeeld één keer in de zes jaar) om ruimtelijke verschuivingen te kunnen opvolgen. Indien voor een soort een ruimtelijke verschuiving wordt vastgesteld, dient de monitoring en evaluatie aangepast te worden.

Tabel 2. Overzicht per soort (of soortgroep) van de gemiddelde grootte van de totale populatie aanwezig op het BNZ zoals vastgesteld in het vernoemde seizoen in de periode 1993-2009, van de deelpopulatie die in de periode 1993-2009 in het vernoemde seizoen aanwezig was in de voorkeurszone(s) (zie tabel 1) en de daaruit voortvloeiende vernieuwde waarden voor doelen voor instandhouding (IHD) en voor de Kaderrichtlijn Mariene Strategie (KRMS. Voor de IHD's en de doelen voor KRMS werd het berekende populatiegemiddelde werd telkens afgerond (getallen > 10.000: afgerond op 1000, getallen 1000-10.000: afgerond op 100, getallen 100-1000: afgerond op 10; getallen < 100: afgerond op 10).

Soort	Seizoen	Gemiddelde grootte totale populatie	Gemiddelde grootte deelpopulatie	IHD	KRMS
Duiker sp.	winter	1029	926	930	930
Fuut	winter	1469	1304	1300	1300
Jan van Gent	herfst	3942	3676		3700
Dwergmeeuw	lente	2125	1977	2000	2000
Stormmeeuw	winter	5633	5633		5600
Kleine mantelmeeuw	lente	11423	9270	9300	9300
Zilvermeeuw	lente	4891	4928		4900
Grote mantelmeeuw	winter	7748	7748	7700	7700
Drieteenmeeuw	winter	7067	6259		6300
Zeekoet	winter	12759	9793		9800
Alk	winter	2484	2037		2000
Grote stern	zomer	nvt	nvt	6900	
Visdief	zomer	nvt	nvt	6600	
Dwergstern	zomer	nvt	nvt	600	
Zwarte zee-eend	februari/maart	nvt	nvt	4500	4500

5 Evaluatie van de populatiegrootte

In Degraer *et al.* (2010) werden geen voorstellen gedaan over hoe de populatiegrootte na hun initiële beoordeling van de staat van instandhouding zou moeten worden geëvalueerd. In dit hoofdstuk wordt daartoe een voorstel gedaan.

Afgezien van de populatiegrootte zijn ook nog andere kwaliteitscriteria voor de uiteindelijke de beoordeling van de staat van instandhouding van een IHD-soort. Die criteria hebben betrekking op de grootte van het areaal, de kwaliteit van het leefgebied en het toekomstperspectief en worden hier niet behandeld.

In de geest van Natura 2000 wordt de staat van instandhouding voor wat betreft de populatiegrootte best bepaald in drie categorieën, namelijk een "gunstige", een "matig ongunstige" of een "zeer ongunstige" staat van instandhouding. Daarnaast is er nog de categorie "onbekend" wanneer er geen of onvoldoende gegevens beschikbaar zijn.

De gebruikte terminologie is de volgende:

- *Referentiepopulatie = de gemiddelde grootte van de deelpopulatie in de periode 1993-2009 in het belangrijkste seizoen en de belangrijkste gebieden (zie tabel 2).*
- *Minimaal wenselijke populatie = de laagste waarde van de zesjarig gemiddelde populatiegrootte in de periode 1993-2009.*

Nadat voor elk jaar vanaf 1998 (*i.e.* het eerste jaar waar in zes opeenvolgende jaren is geteld) het zesjarig gemiddelde is berekend, kan de uiteindelijke evaluatie van de instandhouding worden bepaald door dit gemiddelde te vergelijken met de referentiepopulatie en de minimaal wenselijke populatie. In bijlage 3 worden deze drie parameters (zesjarig gemiddelde, referentiepopulatie en minimaal wenselijke populatie) getoond voor de relevante IHD-soorten die middels tellingen vanop een schip kunnen worden gemonitord. In tabel 3 worden voor alle IHD-soorten en bij uitbreiding ook van de KRMS-soorten de waardes referentiepopulatie en minimaal wenselijke populatie opgesomd.

Tabel 3. Voorstel per soort (of soortgroep) van de grootte van de referentiepopulatie en de minimaal wenselijke populatie. Voor de meeste soorten betreft dat de grootte van de deelpopulatie betreft en niet de volledige populatie aanwezig op het BNZ (zie tabel 2).

Soort	Referentie-populatie	Minimaal wenselijke populatie
Duiker sp.	930	370
Fuut	1300	840
Jan van Gent	3700	2200
Dwergmeeuw	2000	1100
Stormmeeuw	5600	2300
Kleine mantelmeeuw	9300	3700
Zilvermeeuw	4900	4300
Grote mantelmeeuw	7700	1400
Drieteenmeeuw	6300	2900
Zeekoet	9800	7500
Alk	2000	1300

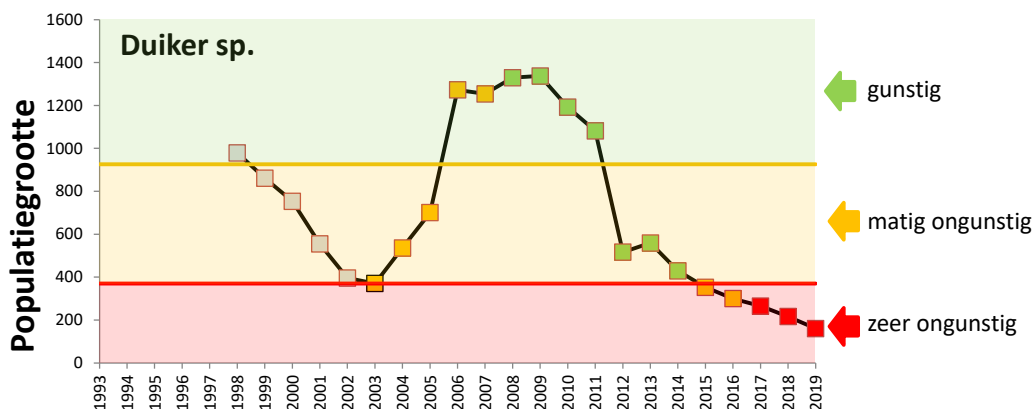
De volgende stappen worden daarbij gevolgd:

- In eerste instantie wordt elk jaar opnieuw het zesjarig gemiddeld berekend. Wanneer het zesjarige gemiddelde groter is dan de grootte van de referentiepopulatie ligt, bevindt de populatie zich in een gunstige situatie. Wanneer het zesjarige gemiddelde onder de minimaal wenselijke populatie ligt, bevindt de populatie zich in een zeer ongunstige situatie. Alle waarden tussen de gunstige en zeer ongunstige staat worden als matig ongunstig beschouwd.
- Op basis daarvan, wordt vervolgens de staat van instandhouding als volgt geëvalueerd: over een periode van zes jaar (overeenkomend met de evaluatiecyclus) moet de populatie zich tenminste drie jaar in een gunstige situatie bevinden om als gunstig te worden geëvalueerd. Anderzijds moet de populatie zich tenminste drie jaar in een zeer ongunstige situatie bevinden voor een zeer ongunstige evaluatie. Wanneer aan geen van deze twee voorwaarden wordt voldaan (bijvoorbeeld 2 jaar gunstig, 2 jaar matig ongunstig en 2 jaar zeer ongunstig) volgt een matig ongunstige beoordeling.

Hieronder wordt aan de hand van duikers uitgewerkt hoe middels de nieuw voorgestelde methodiek de uiteindelijke evaluatie van de staat van instandhouding wordt gedaan.

In 1998 kan voor het eerst een zesjarig gemiddelde worden berekend wat betreft de populatiegrootte van duikers (dus gebaseerd op de periode 1993-1998). De populatie bevindt zich dan in een gunstige situatie want het zesjarig gemiddelde ligt boven gewenste grootte van de referentiepopulatie (oranje lijn). Echter de staat van instandhouding kan nog niet worden geëvalueerd omdat er nog geen zes jaar achter elkaar gegevens zijn van het zesjarig gemiddelde (aldus kleuren de vierkante hokjes in figuur 5 voorlopig grijs). In 2003 bevindt de populatie zich in een zeer ongunstige situatie (precies gelijk aan de minimaal wenselijke populatie) en kan de staat van instantie voor het eerst wel worden geëvalueerd. Over een periode van zes jaar bevond de populatie bevond zich toen één jaar in een gunstige situatie, vier jaar in een matig gunstige situatie en in 2003 dus in een zeer ongunstige situatie. De uiteindelijke beoordeling van de staat van instandhouding is dus "matig ongunstig". Het vierkante hokje kleurt oranje. Daarna begint het zesjarig gemiddelde weer te stijgen (zwarte lijn) en in 2006 bevindt de lijn zich voor het eerst drie jaar achter elkaar in een gunstige situatie. De beoordeling wordt vanaf dan "gunstig" (vierkante hokje kleurt groen) en ondanks een sterke daling van de populatiegrootte blijft dat zo tot en met 2014. In 2015 kleurt het hokje terug oranje en twee jaar later zelfs rood. De staat van instandhouding van de duiker populatie wordt vanaf 2017 als "zeer ongunstig" beoordeeld.

Uit bijlage 3 blijkt dat dit voor de overige IHD-soorten niet het geval is. Hoewel ook hun de populaties een terugval vertonen in de voorbije jaren, is hun laatste beoordeling (2019) gunstig" of "matig ongunstig".



Figuur 5. Evaluatie van de staat van instandhouding van duikers in de periode 1993-2019. De zwarte lijn toont de gemiddelde populatiegrootte over de voorgaande zes jaar, de rode lijn de minimum wenselijke populatiegrootte en de oranje lijn de referentiepopulatie. De kleur van het zesjarige gemiddelde (vierkante symbool) is afhankelijk van de duur waarin de populatie zich in een bepaalde situatie (gunstig, matig ongunstig of zeer ongunstig) bevindt.

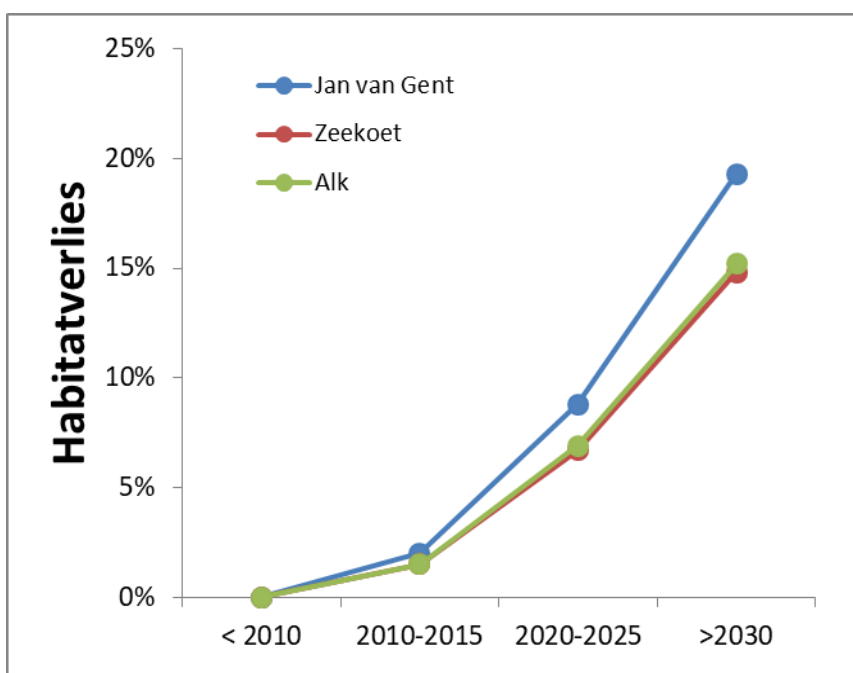
6 Habitatverlies

Antropogene activiteiten op zee kunnen leiden tot verstoring van zeevogels. Sommige soorten, zoals roodkeelduiker en zwarte zee-eend, zijn bijvoorbeeld heel gevoelig voor verstoring door schepen (Garthe & Hüppop, 2004) en zullen drukke scheepvaartroutes quasi volledig mijden. Ook windmolenparken op zee worden door sommige soorten grotendeels gemeden (zie review in Vanermen & Stienen, 2019). Wanneer er een windpark in het leefgebied van zulke soorten wordt gebouwd gaat er dus in feite een stuk van hun habitat verloren. Wanneer dat gebeurt zullen sommige soorten relatief gemakkelijk een nieuw

gebied vinden wat dezelfde functie kan vervullen (Garthe & Hüppop, 2004). Soms is dat echter niet zo gemakkelijk, denk maar aan zwarte zee-eenden die heel specifiek afhankelijk zijn van ondiepe zandbanken waar voldoende kleine schelpdieren aanwezig zijn. In het geval van het BNZ speelt bovendien mee dat de totale oppervlakte van dit habitat redelijk beperkt is en veel alternatieve locaties minder geschikt zijn vanwege de wijdverbreide menselijke verstoring. Geschikte alternatieven zullen relatief vaak in de mariene wateren van de ons omringende landen liggen, wat dus een afname zou kunnen betekenen van onze lokale populaties.

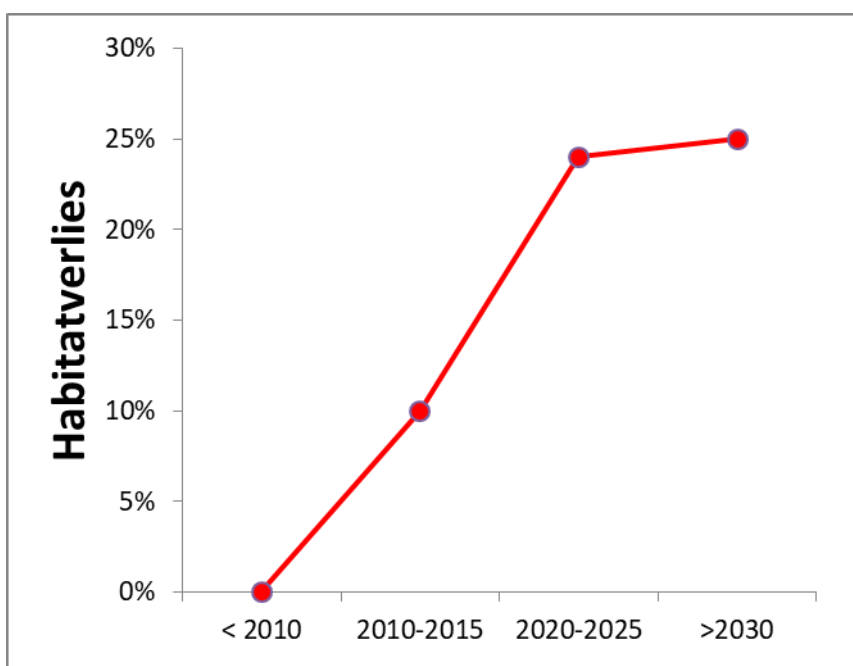
Tot op heden zijn er geen specifieke instrumenten ontwikkeld om habitatverlies als gevolg van windparken in kaart te brengen. Garthe & Hüppop (2004) ontwikkelden weliswaar een gevoeligheidsindex voor zeevogels ten aanzien van offshore windparken, waar verstoring en flexibiliteit om alternatieve habitats te zoeken in worden opgenomen, maar bij gebrek aan cijfers over mijdingsgedrag van zeevogels ten aanzien van windparken werd daarvoor een index gebruikt voor de verstoring ten aanzien van scheepvaart en luchtverkeer. Recentelijk is duidelijk geworden dat het mijdingsgedrag van windparken wezenlijk kan verschillen van verstoringsgevoeligheid ten aanzien van schepen of luchtverkeer. Zeekoeten en alken, bijvoorbeeld, zullen windparken grotendeels mijden (Vanermen & Stienen, 2019), terwijl ze minder gevoelig zijn ten aanzien van verstoring door scheepvaart (Garthe & Hüppop, 2004).

In het BNZ gaat het om drie soorten die momenteel worden gehinderd door de aanwezigheid van windparken, namelijk Jan van Gent, zeekoet en alk. Deze soorten kwamen van oorsprong in relatief hoge dichtheden voor in de concessiezone voor windparken. Onderzoek wijst uit dat ze tegenwoordig de parken grotendeels mijden (Vanermen & Stienen, 2019). De meest eenvoudige methode om habitatverlies voor deze soorten te kwantificeren is door de oppervlakte van het windmolenpark te vermenigvuldigen met de zogenaamde mijdingsfactor (i.e. het percentage van de aanwezige individuen dat het windpark volledig mijdt volgens Vanermen & Stienen, 2019) van de desbetreffende soort, en dat te delen door de totale oppervlakte van het oorspronkelijke leefgebied van die soort op het BNZ (dus inclusief het windpark). Figuur 6 toont hoeveel habitat er (in zone 2 en 3) op die manier verloren is gegaan na de bouw van de windparken op de Thorntonbank en de Blighbank (2010-2015). Dat blijft nog beperkt tot een verlies van 2 % of minder. Wanneer de concessiezone in 2025 volledig zal zijn volgebouwd loopt dit op tot bijna 10 % van het leefgebied voor Jan van Gent en bijna 7 % van het leefgebied voor zeekoet en alk. Wanneer de nieuw geplande parken volledig zouden worden uitgebouwd (met een bijkomende concessiezone van 284 km² op de Hinderbanken) bedraagt dat al iets meer dan 19 % van het leefgebied voor Jan van Gent en ongeveer 15 % van het leefgebied voor zeekoet en alk.



Figuur 6. Tentatieve methode om het toenemend habitatverlies van drie zeevogelsoorten op het Belgisch deel van de Noordzee te visualiseren. In 2010 werd begonnen met de bouw van turbines op de Thorntonbank en Blighbank die in 2013 volledig operationeel waren. In de periode 2020-2025 wordt de volledige uitbouw van een eerste concessiegebied gefinaliseerd. Verder is er rekening mee gehouden dat er na 2030 een nieuw concessiegebied rond de Hinderbanken volgebouwd zal zijn.

Deze soorten mijden weliswaar de parken, maar meteen buiten de parken blijft hun aanwezigheid nagenoeg ongewijzigd. Dat is echter niet voor alle soorten het geval. Van roodkeelduiker bijvoorbeeld, is bekend dat er tot op 16 km afstand van de turbines mijdingseffecten merkbaar zijn (Mendel *et al.*, 2019). Waarschijnlijk zullen die effecten afnemen met de afstand tot de turbines, maar over de vorm van die afnemende curve zijn voorlopig geen gegevens voorhanden. In een worst-case scenario zouden we voor roodkeelduiker dus kunnen rekenen met die maximale mijdingsafstand. De voorspelling zou dan zijn dat, hoewel deze soort niet of nauwelijks voorkwam in de huidige en ook niet voorkomt in het toekomstige concessiegebieden, er toch behoorlijk wat verstoring zou kunnen optreden in de kerngebieden van deze soort (zone 1). In 2015, zou het percentage verstoord habitat al zijn opgelopen tot 10 % en bij de volledige uitbouw van het huidige concessiegebied tot 24 %. Daarentegen zullen de turbines in de toekomstige concessiezone op de Hinderbanken weinig bijkomend effect hebben op deze soort, gezien deze zone voldoende ver buiten de natuurlijke verspreiding van roodkeelduiker is gelegen.



Figuur 7. Eenzelfde oefening als in figuur 6 voor het percentage verstoord habitat van roodkeelduiker, onder de aanname dat er tot op 16 km van de turbines verstoring zal plaatsvinden.

De hierboven beschreven methode is eerder indicatief en mag niet te strikt worden geïnterpreteerd. Ze houdt geen rekening met veranderingen in het ruimtelijk voorkomen van de soorten en gaat ervan uit dat de aantallen die verloren zijn gegaan, elders niet gecompenseerd worden. Vanermen & Stienen (2019) tonen bovendien aan dat het mijdingseffect kan variëren tussen de verschillende parken. Het is goed mogelijk dat de configuratie van de parken (o.a. de afstand tussen de turbines en het type turbine) daarbij een belangrijke rol speelt. Bovendien zou er meer kennis moeten komen over het mijdingsgedrag van de verschillende soorten buiten de parken. Dat geldt zeker voor sterk verstoringsgevoelige soorten als roodkeelduiker. Ook is er quasi niets bekend over mogelijke gewinningseffecten. Desalniettemin geldt zeker voor Jan van Gent, zeekoet en alk dat de huidige en geplande parken een behoorlijk deel van het huidige leefgebied in beslag (zullen) nemen en dat de effecten proportioneel toenemen met de oppervlakte van de operationele parken. Deze soorten zijn evenwel geen IHD-soorten. Van de IHD-soorten verwachten we vooral effecten van habitatverlies voor roodkeelduiker en in mindere mate zwarte zee-eend.

Conclusies

Er zijn enkele methodologische aanpassingen wenselijk om de methodiek voor de berekening van de staat van instandhouding (IHD) van zeevogels in het Belgisch deel van de Noordzee beter te laten overeenstemmen met de methode zoals gebruikt voor de Kaderrichtlijn Mariene Strategie (KRMS), namelijk dat de bepaling van de populatiegrootte

- Beperkt kan worden tot het kerngebied waar de desbetreffende soort voorkomt,
- Beperkt kan worden tot het belangrijkste seizoen waarin de soort voorkomt,
- Rekening moet houden met verschillen in detectiekans in functie van de afstand van het schip en weersomstandigheden, en
- Gebaseerd moet worden op gesommeerde aantallen in plaats van gemiddeldes.

Dat heeft als bijkomend voordeel dat de monitoringinspanning beperkt kan worden.

Er wordt een voorstel gedaan voor de feitelijke evaluatie van de populatiegrootte op basis van het zesjarig gemiddelde en rekening houdend met de gemiddelde en minimale populatiegroottes tijdens de referentieperiode (1993-2009).

Tenslotte wordt er een eerste voorstel gedaan om het verlies aan habitat te kwantificeren dat sommige soorten ondervinden doordat ze windparken vrijwel volledig mijden.

Referenties

Degraer S., Courtens W., Haelters J., Hostens K., Jacques T., Kerckhof F., Stienen E. & 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.

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.

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.

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 standardized approach. *Auk* 101: 567-577.

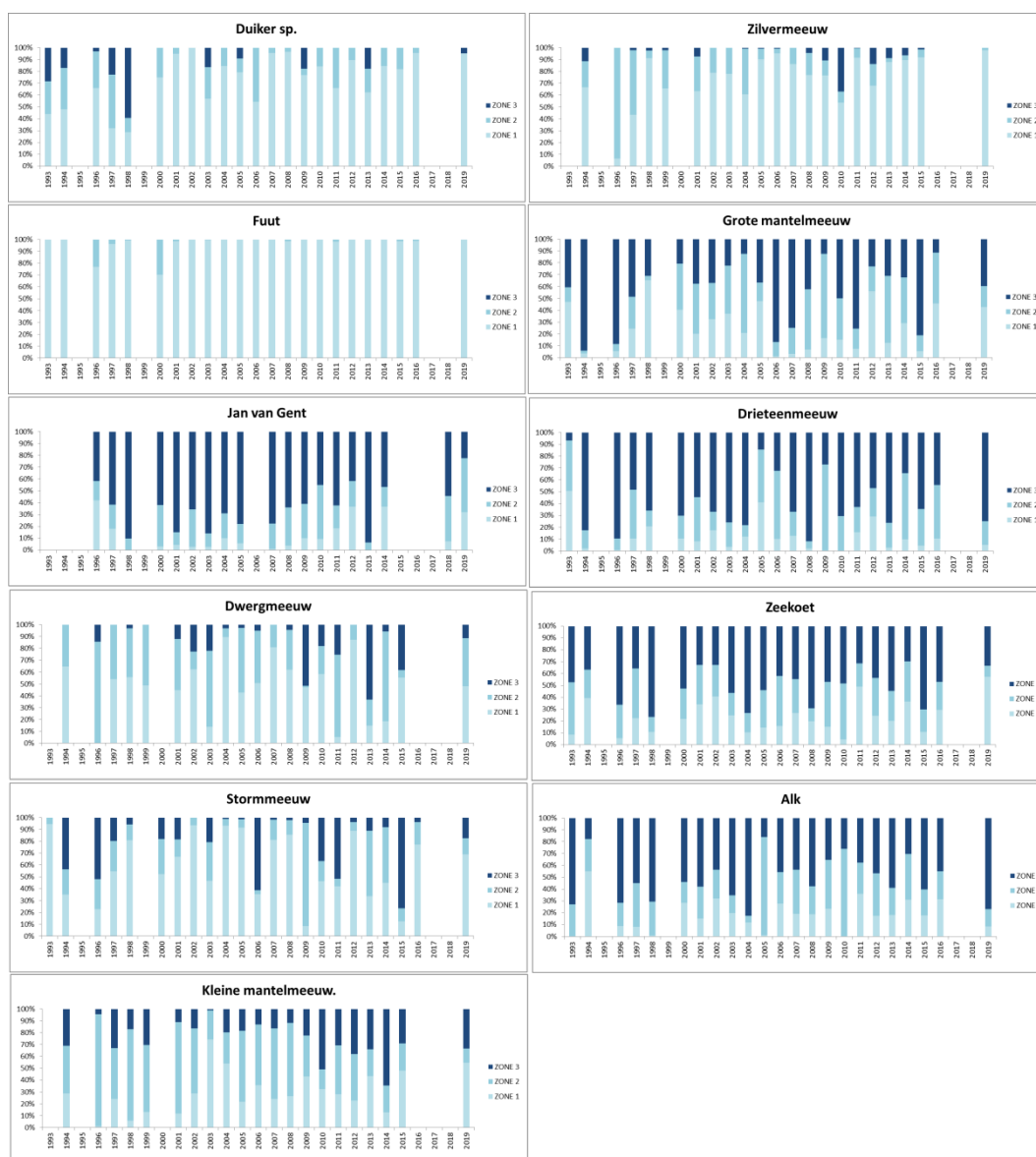
Vanermen N., Onkelinx T., Courtens W., Van de walle M., Verstraete H. & Stienen E.W.M. (2015). Seabird avoidance and attraction at an offshore wind farm in the Belgian part of the North Sea. *Hydrobiologia* 756: 51-61

Vanermen N., Courtens W., Van de walle M., Verstraete H. & Stienen E. (2016). Zeevogels uit het sop gelicht: zeekoet en alk. *Vogelnieuws* 27: 18-23.

Vanermen N., Courtens W., Van de walle M., Verstraete H. & Stienen E. (2019). Seabird monitoring at the Thornton bank offshore wind farm. In: Degraer, S. *et al.* (eds.) Environmental impacts of offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: making a decade of monitoring, research and innovation. *Memoirs on the Marine Environment*, Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Brussel.

Vanermen N. & Stienen E. (2019). Seabirds: displacement. In: Perrow, M.R. (ed). *Wildlife and Wind Farms, Conflicts and Solutions*. Volume 3. Offshore: Potential Effects. Pelagic Publishing, Exeter.

Bijlage 1: Ruimtelijke verspreiding van zeevogels

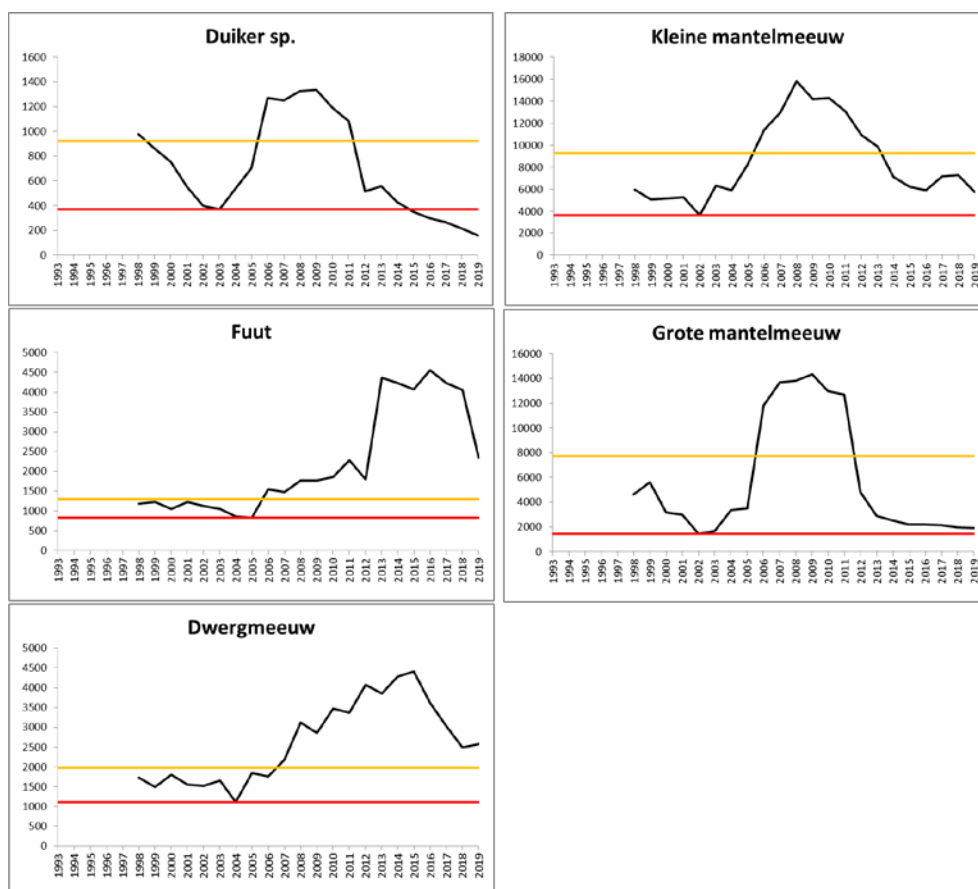


Bovenstaande figuur toont de jaarlijkse ruimtelijke verdeling van de populaties van de geselecteerde zeevogels in het Belgisch deel van de Noordzee gebaseerd op gestandaardiseerde tellingen vanop een schip in de referentieperiode 1993-2019. Alle soorten van de IHD en de doelen voor de KRMS zijn hier opgenomen, behalve soorten waarvoor tellingen vanop een schip niet zijn aangewezen. De gegevens zijn beperkt tot het seizoen waarin de soort haar hoogste dichtheid bereikt op het BNZ (zie tabel 1). Enkel wanneer er in een jaar in alle drie de zones voldoende gegevens werden verzameld (> 10 km² geteld) werd de ruimtelijke verdeling berekend.

Bijlage 2: Beslissingstabel voor de bepaling en de evaluatie van de populatiegrootte van zeevogels

1. Selecteer de soorten die in aanmerking komen.
2. Selecteer het seizoen waarin de soort haar hoogste dichtheden bereikt.
3. Selecteer de zone(s) waarin in het desbetreffende seizoen minimaal 70 % van de individuen van die soort aanwezig is. Wanneer de ruimtelijke verspreiding van een soort sterke jaarlijkse variatie vertoont, worden alle drie de zones beschouwd.
4. Bereken per jaar en per zone het cumulatief aantal getelde vogels en deel dat door de cumulatieve teloppervlakte. De aldus verkregen dichtheid wordt vervolgens vermenigvuldigd met de oppervlakte van de desbetreffende zone om het totaal aantal individuen te berekenen. Tel de totalen van de relevante zones op, indien in stap 3 meerdere zones werden geselecteerd. Wanneer in één van de relevante zones minder dan 10 km² werd geteld, wordt voor dat jaar geen totaal berekend ("missing value").
5. Bereken de **referentiegrootte** van de populatie door de gemiddelde te nemen van de periode 1993-2009.
6. Bereken de gemiddelde populatiegrootte over de voorbije zes jaar, te beginnen in 1998. Wanneer er binnen een periode van zes jaar, slechts voor drie jaar of minder gegevens beschikbaar zijn, wordt het zesjarig gemiddelde als "missing value" beschouwd.
7. Bepaal de ondergrens van de populatie, of de **minimaal wenselijke populatiegrootte**, door de laagste waarde van het zesjarig gemiddelde te nemen zoals vastgesteld gedurende de periode 1993-2009.
8. Evalueer de staat van instandhouding als volgt:
 - a: wanneer het zesjarige gemiddelde van een soort drie jaar of meer gelijk is of groter dan de *referentiegrootte* ligt wordt de status van de populatiegrootte als gunstig beschouwd.
 - b: wanneer het zesjarige gemiddelde van een soort drie jaar of meer onder de *minimaal wenselijke populatiegrootte* ligt wordt de status van de populatie als zeer ongunstig beschouwd.
 - c: in alle andere gevallen wordt de status van de populatie als matig ongunstig beschouwd

Bijlage 3: Trends in het zesjarig gemiddelde



Bovenstaande figuur toont voor elke IHD-soort het verloop van de populatiegrootte in de periode 1998-2019 op basis van het zesjarig gemiddelde (zwarte lijnen) op basis van de metingen vanaf 1993. De gele lijn geeft de grootte van de referentiepopulatie weer en de rode lijn de minimaal wenselijke populatiegrootte.