

3.2. Zeevogels (D1)

3.2.1. Voorkomen van broedende zeevogels

Eric Stienen en Wouter Courtens

In de drie onderzochte OSPAR-regio's (Arctische wateren, Noordzee en Keltische zee; zie Figuur 3.1), dus ook in de Noordzee-regio waarin België zich bevindt, is het aantal broedende zeevogels sterk gedaald: meer dan 25% van de soorten bevindt zich momenteel onder het referentieniveau. Sinds 2005 wordt de goede milieutoestand in geen enkele OSPAR-regio meer behaald, in de Noordzee is dat al sinds 2000. Vooral visetende soorten die vlakbij het wateroppervlak foerageren doen het slecht.

3.2.1.1. Inleiding

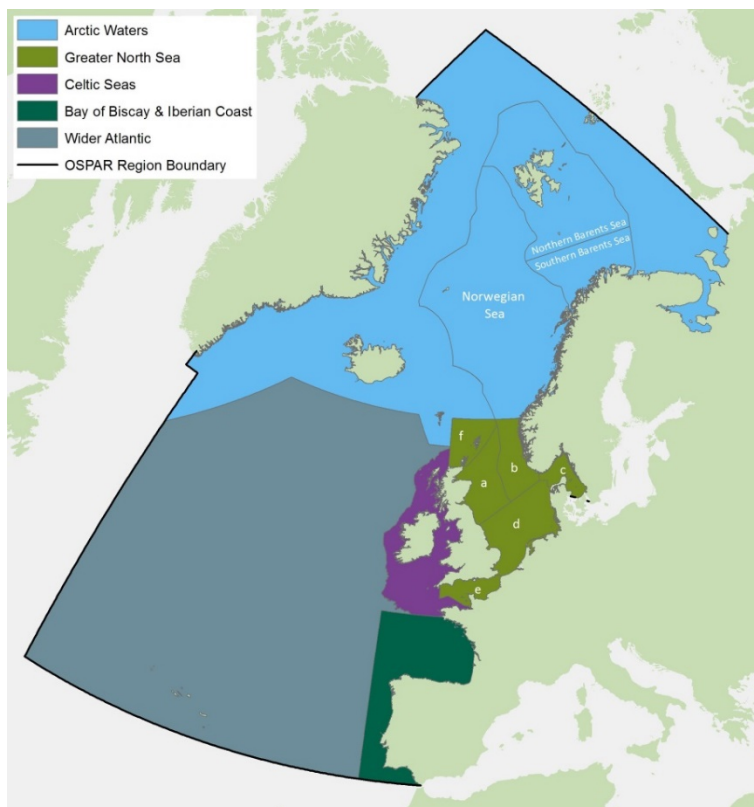
Het doel voor broedende zeevogels stelt dat veranderingen in hun dichtheid voor 75% van de gevolgde soorten binnen de beoogde grenzen moeten blijven. Deze doelstelling kadert in de biodiversiteitdoelstelling van OSPAR om op lange termijn een gezonde populatie van zeevogels te waarborgen in de mariene wateren binnen de OSPAR-regio (OSPAR 2017). De monitoring van het aantal broedende zeevogels gebeurt op het niveau van de verschillende lidstaten, maar vanwege de grootschaligheid van de externe factoren die invloed hebben op het aantal zeevogels (bv. visserij) en de soms snelle uitwisseling tussen kolonies worden de analyses uitgevoerd op het niveau van de OSPAR-regio's. De Belgische gegevens worden geïntegreerd op het niveau van de gehele Noordzee.

3.2.1.2. Achtergrond

Zeevogels broeden in kolonies en zijn daardoor vaak relatief gemakkelijk te tellen. Veranderingen in de aantallen kunnen duiden op de invloed van verschillende antropogene effecten en de monitoring ervan kan dienen als een "early-warning"-systeem op basis waarvan het beleid eventueel kan worden aangepast.

3.2.1.3. Geografisch gebied

De monitoringsgegevens werden gegroepeerd in 5 geografische zones of OSPAR-regio's (Figuur 3.1), maar omdat er voor de regio's Golf van Biskaje en Iberische kust en het Atlantisch gebied onvoldoende gegevens zijn, werden die niet in de beoordeling opgenomen.



Figuur 3.1. Onderverdeling van de zeevogelgegevens in 5 regio's (overgenomen van OSPAR 2017).

3.2.1.4. Methodologie

Van alle OSPAR-regio's werden gegevens verzameld van het aantal broedende zeevogels in de periode 1992-2015. De bijdrage van België bestond uit het aantal broedende stern en meeuwen langs de gehele kust en berust op jaarlijkse tellingen of schattingen van het aantal broedparen. De OSPAR-dataset werd geanalyseerd op het niveau van drie OSPAR-regio's: Arctische wateren, Noordzee en Keltische zee. Per soort werd een referentieniveau bepaald welke voorlopig werd gezet op de populatiegroottes in het startjaar van de monitoring (1992). De soorten werden onderverdeeld in functionele groepen: soorten die in het intertidaal foerageren, soorten die in de bovenste 2 meter van het water foerageren, soorten die dieper in de waterkolom foerageren, benthivore soorten en grazende soorten (voor meer details zie OSPAR, 2017). Voor elke soort werd een trendanalyse uitgevoerd. De aantallen mogen fluctueren binnen bepaalde grenzen (afhankelijk van de soort tussen 70% en 130% of tussen 80% en 130% van de referentiewaarde) maar als de aantallen zich buiten die grenzen bevinden, voldoet de soort in dat jaar niet aan het beoordelingscriterium. Wanneer meer dan 25% van de soorten niet aan het beoordelingscriterium voldoet, wordt de goede milieutoestand niet bereikt.

3.2.1.5. Resultaten en trend

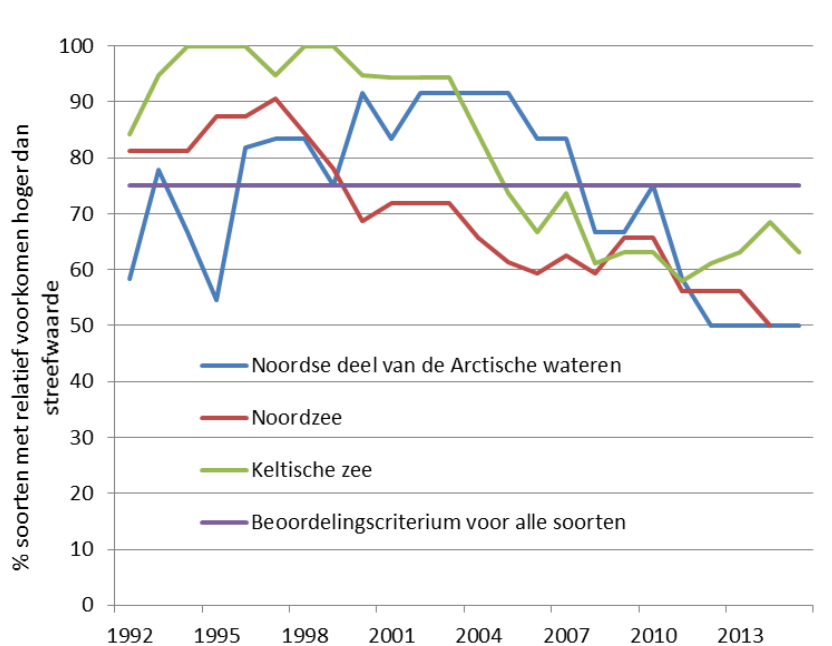
Onderstaande tabel toont per OSPAR-regio en per functionele groep (alsook voor het geheel van de groepen) het percentage van de soorten waarvoor de aantallen in 2014 niet aan het beoordelingscriterium voldoen. Voor geen enkele regio werd de goede milieutoestand behaald. Vooral de soorten die vlakbij het wateroppervlak

foerageren (o.a. sternen) doen het slecht in alle regio's, ook in de Noordzee-regio waartoe België behoort. In de Noordzee behaalden soorten die in de waterkolom foerageren (o.a. alkachtigen, duikers en Jan van gent) en de enige benthos-eter (de zwarte zee-eend) wel de goede milieutoestand.

De trend is voor alle regio's negatief (Figuur 3.2). Voor de Noordzee-regio wordt de goede milieutoestand al sinds 2000 niet meer bereikt.

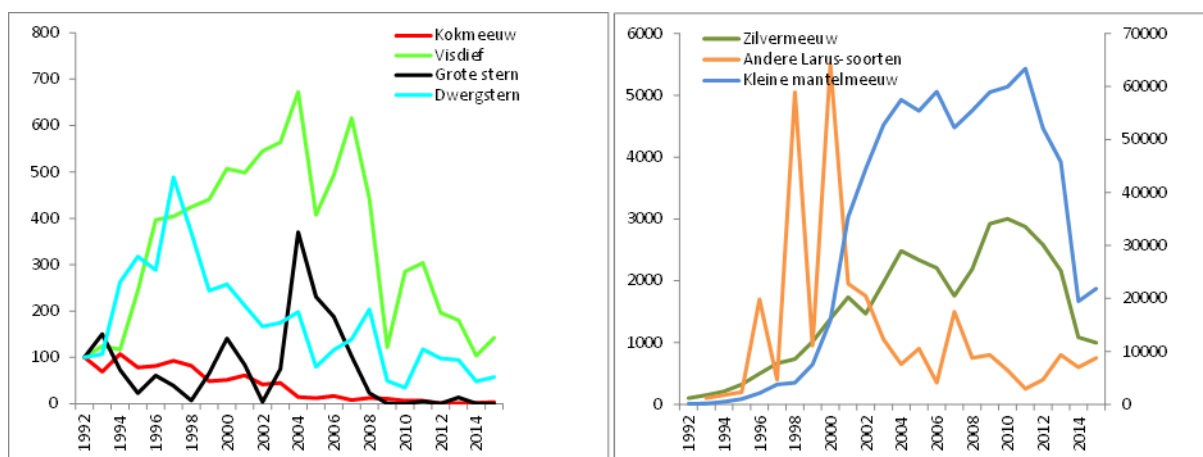
Tabel 3.1. Het percentage van de soorten dat aan het beoordelingscriterium voldeed in 2014. Wanneer de goede milieutoestand werd bereikt ($\geq 75\%$) is de cel groen gekleurd, anders rood ($< 75\%$) (overgenomen van OSPAR 2017).

Functionele groep	Aantal soorten dat aan het beoordelingscriterium voldeed (%)		
	Noorse deel van de Arctische wateren	Noordzee	Keltische zee
Steltlopers		40%	
Foeragerend aan de oppervlakte	40%	47%	50%
Foeragerend in de waterkolom	57%	75%	86%
Foeragerend op benthos		100%	
Grazers		0%	
Alle functionele groepen	50%	50%	63%



Figuur 3.2. Trend in het percentage van de soorten dat aan het beoordelingscriterium voldeed in de periode 1992-2015 (overgenomen van OSPAR 2017). Norwegian Arctic Waters = Noordse deel van de Arctische wateren, Greater North Sea = Noordzee, Celtic Seas = Keltische zee en Multi Species Assessment Value = Beoordelingscriterium voor alle soorten.

In België broedt slechts een beperkt aantal zeevogels. Soorten die op rotsachtige kusten broeden (zoals zeekoet, alk, drieteenmeeuw, noordse stormvogel etc.) komen hier niet voor. Wel is België van internationaal belang voor een aantal soorten die in zandig habitat broeden. Het aantal broedparen van drie sternensoorten (grote stern, visdief en dwergstern) en twee soorten grote meeuwen (zilvermeeuw en kleine mantelmeeuw) bedroeg in de periode 1992-2015 geregeld meer dan 1% (en in sommige gevallen veel meer) van de totale biogeografische populatie. Het voorkomen van internationaal belangrijke aantallen van deze soorten was de reden om het broedgebied en/of de aangrenzende foerageergebieden aan te wijzen als speciale beschermingszone in de zin van artikel 4 van de Vogelrichtlijn (Courstens & Stienen, 2004; Haelters et al., 2004; Degraer et al., 2010). Voor veel soorten nam het aantal broedparen langs de Belgische kust sterk toe na 1992 (Figuur 3.3), vooral omdat er bij de zeewaartse uitbreiding van de haven van Zeebrugge grote oppervlaktes geschikte broedterreinen beschikbaar kwamen die al snel werden gekoloniseerd (Stienen et al., 2017). De laatste jaren nemen de aantallen echter weer sterk af omdat er in de haven van Zeebrugge alsmaar meer terreinen verdwijnen of minder geschikt worden. Bovendien werd de belangrijkste sternkolonie nagenoeg volledig opgeruimd door landpredatoren (vooral vos). Na de aanwijzing van het vogelrichtlijngebied 'Kustbroedvogels te Zeebrugge-Heist' (Belgisch Staatsblad 12/09/2005) werden de vooropgestelde kwantitatieve en kwalitatieve instandhoudingsdoelstellingen nooit gehaald en dringt bijkomende bescherming zich op.



Figuur 3.3. Veranderingen in het aantal broedende zeevogels langs de Belgische kust in de periode 1992-2015. Weergegeven is de trend in het aantal broedparen als percentage van het aantal in het referentiejaar 1992. Het percentage wordt voor alle soorten weergegeven op de linker Y-as, behalve voor de kleine mantelmeeuw. Andere Larus-soorten zijn stormmeeuw, geelpootmeeuw en zwartkopmeeuw.

3.2.1.6. Conclusies

Op basis van de langdurige monitoring van het aantal broedparen blijkt dat het steeds slechter gaat met zeevogels in de drie OSPAR regio's (Arctische wateren, Noordzee en Keltische zee). Ook in de Noordzee-regio waarin België zich bevindt, is het aantal broedende zeevogels sterk gedaald en meer dan 25% van de soorten bevindt zich momenteel onder het referentieniveau. Sinds 2005 wordt de goede milieutoestand in geen enkele OSPAR-regio meer behaald en in de Noordzee is dat sinds 2000 het geval. Vooral visetende soorten die vlakbij het wateroppervlak foerageren doen het slecht, hetgeen een indicatie kan zijn dat de hoeveelheid pelagische vis

aan het wateroppervlak onvoldoende is voor een behoorlijk broedsucces.

Deze indicator is bedoeld om grootschalige veranderingen in zeevogelpopulaties in Europa op te volgen en is ongeschikt om op lokaal niveau uitspraken te doen over de toestand van de zeevogels. Dit neemt niet weg dat ook op Belgische schaal al geruime tijd sprake is van een sterke achteruitgang van de aantallen, dit ondanks het feit dat de meeste soorten een internationale beschermingsstatus genieten. De keuze om 1992 aan te duiden als referentiejaar is voor de Belgische situatie wat ongelukkig, omdat de nieuwe broedgebieden toen net waren gekoloniseerd en de aantallen over het algemeen nog aan een sterke opmars bezig waren. Niettemin blijkt duidelijk dat alle soorten inmiddels over hun hoogtepunt heen zijn en dit als gevolg van intrinsieke factoren die in de broedgebieden spelen (habitatvernietiging, achteruitgang van habitatkwaliteit en predatie). De lokale voedselsituatie lijkt hier geen rol in te spelen (Stienen et al., 2017). Vooral de achteruitgang van de drie sternensoorten is onrustwekkend omdat deze soorten zijn opgenomen in Bijlage I van de Vogelrichtlijn en een hoge beschermingsstatus genieten.

3.2.1.7. Kwaliteitsaspecten

De monitoring en verwerking van de gegevens gebeuren volgens OSPAR richtlijnen (OSPAR 2017).

3.2.1.8. Data en analyse

Data en metadata zijn ter beschikking op het BMDC (www.bmdc.be).

3.2.1.9. Referenties

- Courtens, W., Stienen, E.W.M. 2004. Voorstel tot afbakening van een vogelrichtlijngebied voor het duurzaam in stand houden van de broedpopulaties van kustbroedvogels te Zeebrugge-Heist. Advies van het Instituut voor Natuurbehoud, A.2004.100. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel
- 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. BMM, Brussel
- Haelters, J., Vigin, L., Stienen, E.W.M., Scory, S., Kuijken, E., Jacques, T.G. 2004. Ornithologisch belang van de Belgische zeegebieden: identificatie van mariene gebieden die in aanmerking komen als Speciale Beschermingszones in uitvoering van de Europese Vogelrichtlijn. Bulletin van het Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen. Biologie 74(Suppl.). Instituut voor Natuurbehoud/BMM, Brussel.
- OSPAR 2017. <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/biodiversity-status/marine-birds/bird-abundance/>
- Stienen, E., Courtens, W., Van de walle, M., Vanermen, N., Verstraete, H. 2017. Monitoring van kustbroedvogels in de SBZ-V 'Kustbroedvogels te Zeebrugge-Heist' en de westelijke voorhavens van Zeebrugge tijdens het broedseizoen 2016. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, 2017 (21)

3.2.2. Dichtheid van vogels op zee

Eric Stienen en Nicolas Vanermen

Hoewel het merendeel van de niet-aasetende zeevogelsoorten op het BDNZ een afnemende trend vertoont, werd de goede milieutoestand in de periode 2011-2016 elk jaar bereikt.

Hoewel de teruggooi van gequoteerde commerciële soorten nog niet is verboden, namen de vijf aasetende soorten sterk af in de periode 2011-2016. Desondanks werd de goede milieutoestand in drie van de vijf jaren niet behaald, omdat de populatiegrootte op het BDNZ nog altijd hoger was dan het langjarig gemiddelde.

3.2.2.1. Inleiding

Voor de zeevogels werden nog drie doelen betreffende hun dichtheden op zee beoordeeld, waarvan één doel voor de niet-aasetende zeevogelsoorten en twee doelen voor de aasetende zeevogelsoorten:

- De gemiddelde dichtheid per soort over een periode van vijf jaar is niet kleiner dan de gemiddelde populatiegrootte op lange termijn gedurende vijf opeenvolgende jaren voor minimaal de helft van de niet-aasetende zeevogelpopulaties.
- De gemiddelde dichtheid van de soorten op vijf jaar is niet groter dan de gemiddelde populatiegrootte op de lange termijn gedurende vijf opeenvolgende jaren voor minimaal drie van de aasetende zeevogelsoorten.
- Voor elk van de aasetende zeevogelsoorten zijn de gemiddelde aantallen over vijf jaar niet kleiner dan de minima vastgelegd in de Vogelrichtlijn met betrekking tot de gunstige staat van instandhouding.

Sinds 1987 worden gestandaardiseerde vliegtuigtellingen en sinds 1992 gestandaardiseerde scheepstellingen uitgevoerd (vooral met RV Belgica, RV Zeeleeuw en RV Simon Stevin) met als doel de dichtheden en verspreiding van zeevogels op het BDNZ in kaart te brengen en op te volgen. Op basis van deze tellingen wordt jaarlijks de gemiddelde dichtheid van 8 niet-aasetende (fuut, duiker sp., zee-eend sp., Jan van gent, dwergmeeuw, visdief, zeekoet en alk) en 5 aasetende vogelsoorten (drieteenmeeuw, stormmeeuw, zilvermeeuw, kleine mantelmeeuw en grote mantelmeeuw) berekend en vergeleken met een vaste referentiewaarde, zijnde de gemiddelde dichtheid over een langere periode. Een goede milieutoestand wordt bereikt als de actuele dichtheid gedurende vijf opeenvolgende jaren voor tenminste 4 van de niet-aasetende soorten boven de gemiddelde dichtheid en voor tenminste 3 van de aasetende soorten onder de gemiddelde dichtheid ligt.

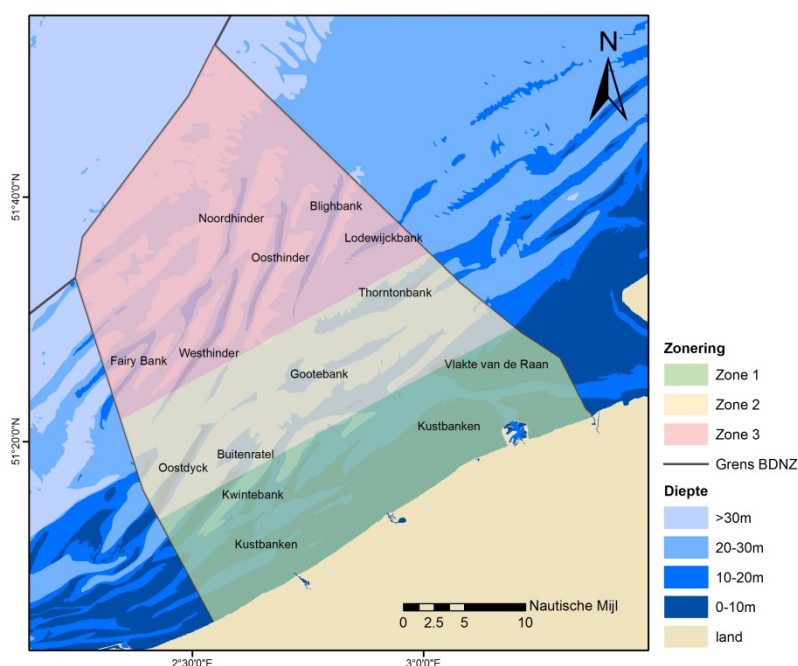
3.2.2.2. Achtergrond

Op korte termijn kan de aanwezigheid en de verspreiding van zeevogels op het BDNZ heel sterke veranderingen vertonen (Seys, 2001), dit onder invloed van lokale (verstoring, variatie in voedselaanbod, etc.) en minder lokale factoren (aantallen elders, reproductief succes in de broedkolonies, weersomstandigheden, etc.). Langetermijnveranderingen in de aanwezigheid van zeevogels zijn, rekening houdend met aantalsontwikkelingen in de broedkolonies, vaak een indicatie dat iets is veranderd in het lokale voedselaanbod. Bij aasetende zeevogels bestaat dat tenminste voor een deel uit vis(resten) en ander organisch materiaal dat door vissers overboord

wordt gezet. Het valt daarom te verwachten dat de aasetende soorten bij het invoege treden van een verbod op de teruggooi van gequoteerde vissoorten op termijn achteruit zullen gaan en een populatiegrootte zullen bereiken dat meer in overeenstemming is met de natuurlijke draagkracht van het mariene ecosysteem.

3.2.2.3. Geografisch gebied

De zeevogeltellingen hebben betrekking op heel het BDNZ, maar werden onderverdeeld in drie zones (Figuur 3.4), waarbij: zone 1 = kustnabije zone tot ongeveer 9 mijl, zone 2 = 9–18 mijl uit de kust en zone 3 = verder dan 18 mijl.



Figuur 3.4. Onderverdeling van de zeevogeltellingen in drie zones in het BDNZ.

3.2.2.4. Methodologie

Zeevogeltellingen werden uitgevoerd vanaf schepen volgens de gestandaardiseerde 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 zeevogeldichtheden sterk seizoensafhankelijk zijn, werd voor elke soort één seizoen geselecteerd waarin de soort haar hoogste dichtheden bereikt. De tellingen werden gegroepeerd per 10 minuten en de verkregen 10-minuten-dichtheden werden na een correctie voor detectieafstand log-getransformeerd om uitschieters zoveel mogelijk te bufferen. Omdat zowel de telintensiteit als het voorkomen van bepaalde soorten sterk kan variëren in functie van de afstand tot de kust, werd het BDNZ onderverdeeld in drie zones (Figuur 3.4). Voor elke soort werden 1 of meerdere relevante zones geselecteerd waarbinnen de dichtheden werden berekend. Dit werd voor elke soort gedaan in het seizoen waarin deze de hoogste dichtheden bereikt in de geselecteerde zones. Voor het aantal overwinterende zee-eenden werden vliegtuigtellingen (totaal aantal aanwezig op het BDNZ) gebruikt omdat die niet goed zijn te tellen vanaf schepen.

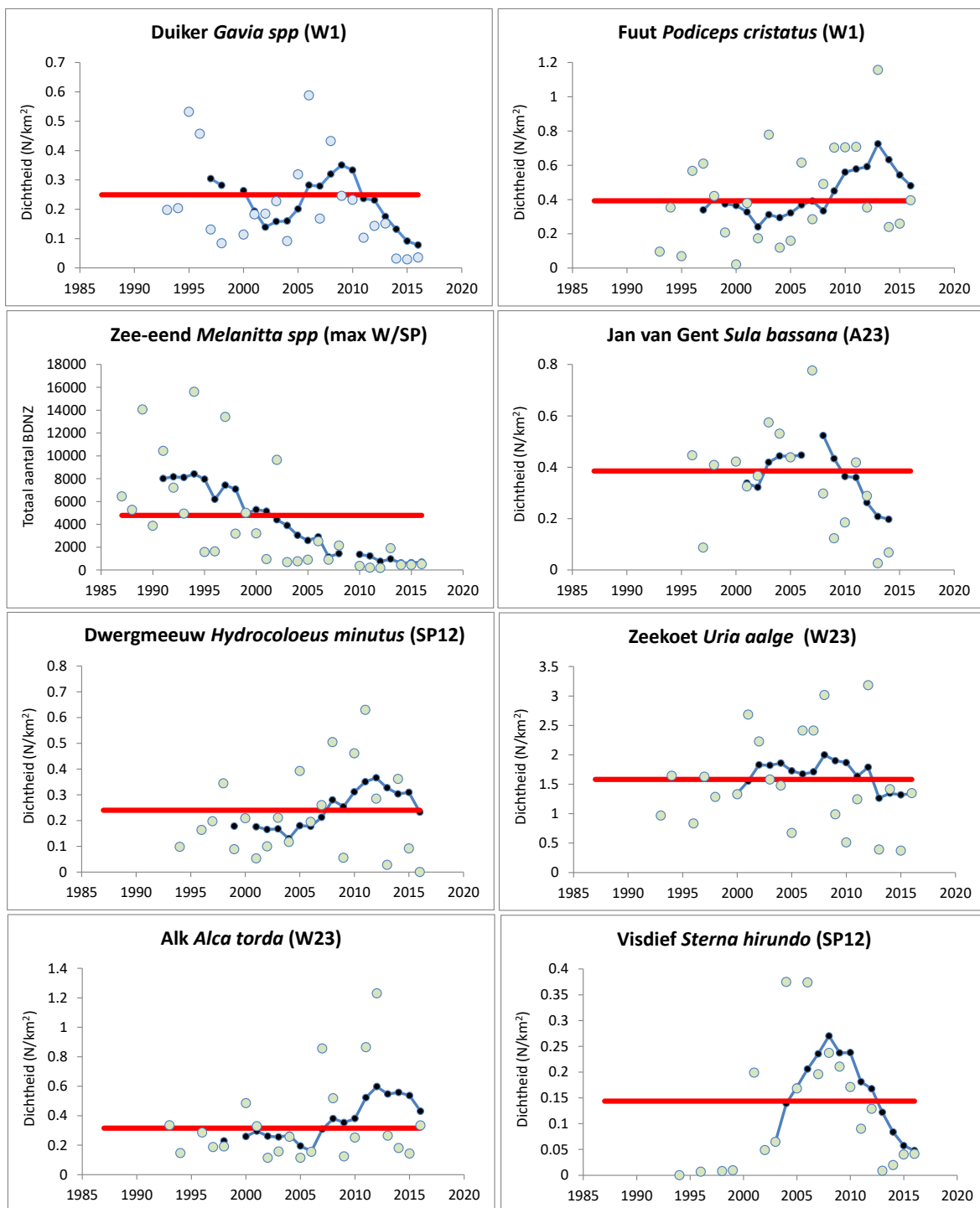
Per soort werd een referentiewaarde (langjarige gemiddelde dichtheid) berekend die voorlopig werd vastgelegd als het gemiddelde van de jaarlijkse dichtheden vanaf het begin van de tellingen (1992 of voor zee-eenden 1987) tot en met 2011. Voor elk jaar en voor elke soort werd vervolgens de gemiddelde dichtheid over een periode van vijf opeenvolgende jaren (of zes opeenvolgende wanneer er voor 1 tussenliggend jaar geen gegevens beschikbaar waren) berekend.

3.2.2.5. Resultaten en trend

Niet-aasetende soorten

De aanwezigheid van de 8 niet-aasetende zeevogels op het BDNZ vertoont sterk wisselende en verschillende trends (Figuur 3.5). Zee-eenden, die afhankelijk zijn van de aanwezigheid van kleine schelpdieren in ondiep water, vertonen sinds het begin van de tellingen een afnemende trend. Alle andere soorten kenden hun betere en slechtere periodes. De trend voor visdief wordt sterk beïnvloed door de grootte van de broedkolonie in Zeebrugge en Oostende, die in de periode 2000-2011 floreerde, maar daarna sterk achteruitging door gebrek aan predatorvrij broedhabitat (Stienen et al., 2017). Voor de overige soorten hangt de aanwezigheid op het BDNZ vooral samen met de plaatselijke voedselsituatie en de aantalsontwikkeling in de Engelse broedkolonies. Opvallend is dat veel soorten de laatste jaren een (lichte) afname vertonen.

Tabel 3.2 toont per soort de status van de gemiddelde dichtheid op het BDNZ over de voorbije 5 jaar in vergelijking met de langjarige gemiddelde dichtheid. Pas als in een bepaald jaar de dichtheden van meer dan 4 soorten niet-aaseters onder de referentiewaarde vallen (of in jaren dat er slechts 7 soorten werden geteld meer dan 3 soorten) wordt de goede milieutoestand niet bereikt. Dat gebeurde tot nu toe alleen in 2007. In de periode 2009-2013 waren er telkens minder dan twee soorten waarvan de dichtheid onder het langjarig gemiddelde lag. Daarna is er een stijging te zien in het aantal soorten dat de goede milieutoestand niet haalde.



Figuur 3.5. Veranderingen in de gemiddelde dichtheid (lichtblauwe bollen) en het vijfjarig gemiddelde (lijn) van niet-aasetende zeevogels op het BDNZ in de periode 1987-2016. De codes achter de soortnamen geven aan in welk seizoen (W = winter, SP = voorjaar, A = herfst) en op welke deelzones (1, 2 of 3 of een combinatie daarvan) de gegevens betrekking hebben (zie 3.2.2.4). De rode lijn toont de referentiewaarde.

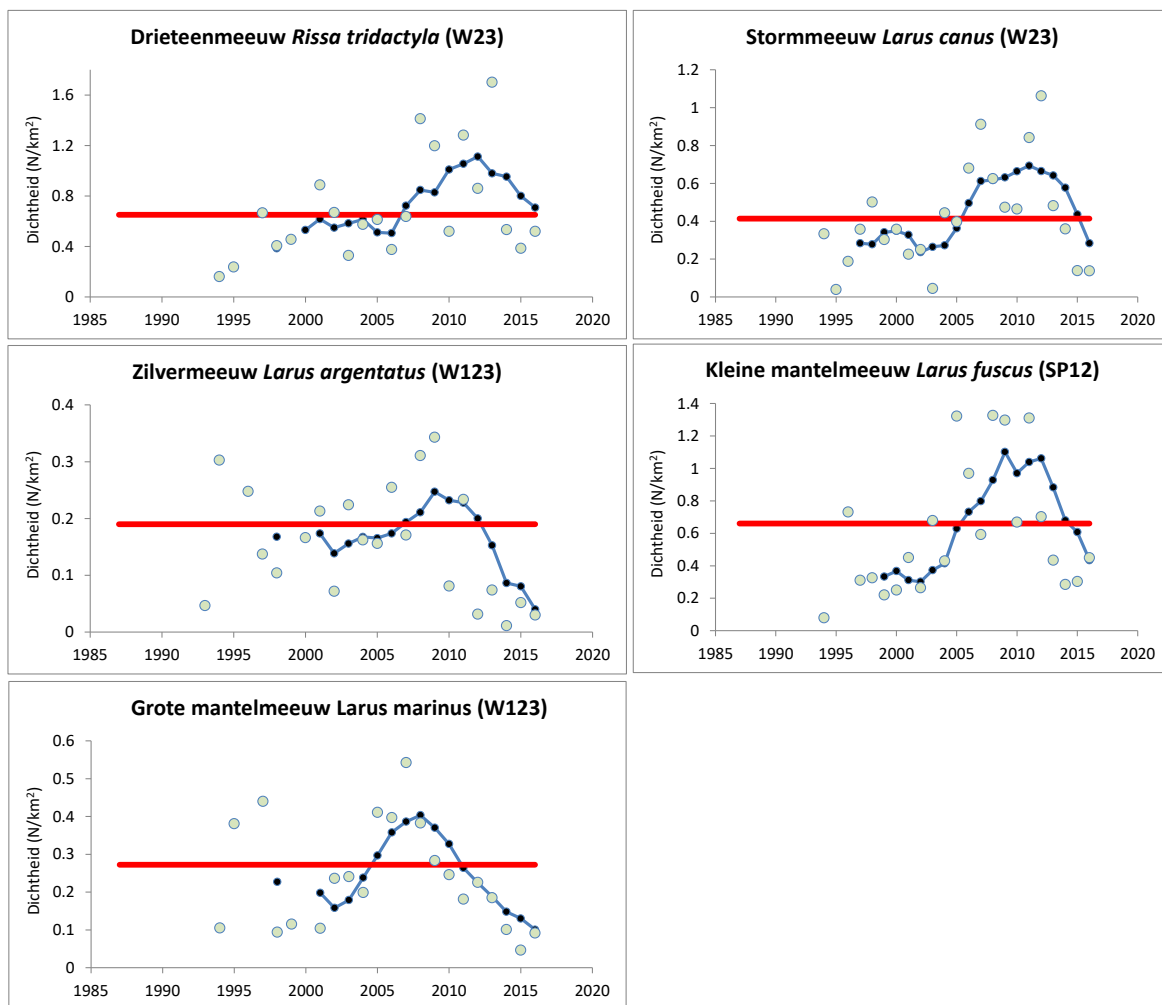
Tabel 3.2. Schematisch overzicht van de status van de vijfjarig gemiddelde dichtheid per niet-aaseter. Groen = vijfjarig gemiddelde dichtheid is lager dan de referentiewaarde, oranje = vijfjarig gemiddelde dichtheid is hoger dan de referentiewaarde maar niet langer dan 4 opeenvolgende jaren, rood = vijfjarig gemiddelde dichtheid ligt gedurende tenminste vijf opeenvolgende jaren boven de referentiewaarde. De laatste kolom geeft het percentage van het aantal soorten dat in een bepaald jaar niet voldeed aan het beoogde doel, waarbij rood = de goede milieutoestand werd niet bereikt en groen = de goede milieutoestand werd bereikt.

	Duiker <i>Gavia</i> <i>spp.</i> (W1)	Fuut <i>Podiceps</i> <i>cristatus</i> (W1)	Zee-eend <i>Melanitta</i> <i>spp</i> (max W/SP)	Jan van Gent <i>Sula</i> <i>bassana</i> (A23)	Dwerg- meeuw <i>Hydrocolo</i> <i>eus</i> <i>minutus</i> (SP12)	Zeekoet <i>Uria aalge</i> (W23)	Alk <i>Alca</i> <i>torda</i> (W23)	Visdief <i>Sterna</i> <i>hirundo</i> (SP12)	% niet behaald
2002	Oranje	Oranje	Oranje	Oranje	Oranje	Oranje	Oranje	Oranje	0
2003	Oranje	Rood	Oranje	Oranje	Oranje	Oranje	Oranje	Oranje	13
2004	Oranje	Rood	Oranje	Oranje	Oranje	Oranje	Oranje	Oranje	25
2005	Rood	Rood	Oranje	Oranje	Rood	Oranje	Rood	Oranje	50
2006	Oranje	Rood	Oranje	Oranje	Rood	Oranje	Rood	Oranje	38
2007	Oranje	Rood	Rood	Oranje	Rood	Oranje	Rood	Oranje	57
2008	Oranje	Rood	Rood	Oranje	Oranje	Oranje	Oranje	Oranje	25
2009	Oranje	Oranje	Oranje	Oranje	Oranje	Oranje	Oranje	Oranje	0
2010	Oranje	Oranje	Rood	Oranje	Oranje	Oranje	Oranje	Oranje	13
2011	Oranje	Oranje	Rood	Oranje	Oranje	Oranje	Oranje	Oranje	13
2012	Oranje	Oranje	Rood	Oranje	Oranje	Oranje	Oranje	Oranje	13
2013	Oranje	Oranje	Rood	Oranje	Oranje	Oranje	Oranje	Oranje	13
2014	Oranje	Oranje	Rood	Rood	Oranje	Oranje	Oranje	Oranje	25
2015	Rood	Oranje	Rood	Oranje	Oranje	Oranje	Oranje	Oranje	29
2016	Rood	Oranje	Rood	Oranje	Oranje	Oranje	Oranje	Oranje	29

Aasetende soorten

De aanwezigheid van de 5 aasetende zeevogels vertoont in grote lijnen een gelijkaardige trend (Figuur 3.6). In de beginjaren van de tellingen was de 5-jarige gemiddelde dichtheid van alle soorten eerder laag te noemen. Rond 2005 neemt die voor alle soorten toe, terwijl na 2012 de trend weer negatief is.

Tabel 3.3 toont per soort de status van de gemiddelde dichtheid op het BDNZ over de voorbije 5 jaar in vergelijking tot de langjarige gemiddelde dichtheid. Door de toenemende aantallen in de periode 2007-2010 kleuren de cellen voor alle soorten oranje of rood ('niet goed'), maar door de recente afname van de aantallen op het BDNZ is dat de laatste jaren voor de meeste soorten niet meer het geval. Pas als in een bepaald jaar de dichtheid van meer dan 2 aaseters boven de referentiewaarde liggen wordt de goede milieutoestand voor dat jaar niet bereikt (Tabel 3.3). Dat gebeurde jaarlijks in de periode 2010-2014 en daarna niet meer.



Figuur 3.6. Veranderingen in de gemiddelde dichtheid (lichtblauwe bollen) en het vijfjarig gemiddelde (lijn) van aasetende zeevogels op het BDNZ in de periode 1987-2016. De codes achter de soortnamen geven aan in welk seizoen (W = winter, SP = voorjaar, A = herfst) en op welke deelzones (1, 2 of 3 of een combinatie daarvan) de gegevens betrekking hebben (zie 3.2.2.4). De rode lijn toont de referentiewaarde.

Tabel 3.3. Schematisch overzicht van de status van de vijfjarig gemiddelde dichtheid per aaseter. Groen = vijfjarig gemiddelde dichtheid is lager dan de referentiewaarde, oranje = vijfjarig gemiddelde dichtheid is hoger dan de referentiewaarde maar niet langer dan 4 opeenvolgende jaren, rood = vijfjarig gemiddelde dichtheid ligt gedurende tenminste vijf opeenvolgende jaren boven de referentiewaarde. De laatste kolom geeft het percentage van het aantal soorten dat in een bepaald jaar niet voldeed aan het beoogde doel, waarbij rood = de goede milieutoestand werd niet bereikt en groen = de goede milieutoestand werd bereikt.

	<i>Rissa tridactyla</i> (W23)	<i>Larus canus</i> (W12)	<i>Larus argentatus</i> (W123)	<i>Larus fuscus</i> (SP12)	<i>Larus marinus</i> (W123)	% niet behaald
2002	Green	Green	Green	Green	Green	0
2003	Green	Green	Green	Green	Green	0
2004	Green	Green	Green	Green	Green	0
2005	Green	Green	Green	Green	Green	0
2006	Green	Orange	Green	Orange	Orange	0
2007	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	0
2008	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	0
2009	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	0
2010	Orange	Red	Orange	Red	Red	60
2011	Red	Red	Red	Red	Green	80
2012	Red	Red	Red	Red	Green	80
2013	Red	Red	Green	Red	Green	60
2014	Red	Red	Green	Red	Green	60
2015	Red	Green	Green	Green	Green	40
2016	Green	Green	Green	Green	Green	20

3.2.2.6. Conclusies

Niet-aasetende soorten

Vooral de sterk negatieve trend voor zee-eenden is verontrustend, temeer omdat deze soortgroep volledig afhankelijk is van kleine scheldieren en de afname dus indicatief is voor een voortdurende achteruitgang in de aanwezigheid van kleine schelpdieren in onze kustzone. Ook de sterke afname van visdief spreekt boekdelen, maar deze hangt zoals vermeld samen met factoren die buiten het mariene milieu liggen. Het is niet helemaal duidelijk wat de trends bij de andere soorten bepaald. Meestal is dat een combinatie van veranderingen in de lokale voedselsituatie, de voedselsituatie elders en veranderingen in de grootte van de populatie. Een hoge dichtheid van een bepaalde soort is een teken dat ze hier voldoende voedsel kunnen vinden, maar jaren met weinig vogels zijn niet per definitie gerelateerd aan een slechte lokale voedselsituatie. Om meer inzicht te krijgen in het waarom van lokale fluctuaties zouden de gegevens van een veel groter geografisch gebied moeten worden geanalyseerd, bijvoorbeeld op het niveau van OSPAR-regio's. Wat overigens wel opvalt is de sterk gelijklopende trend van alk, dwergmeeuw en drieteenmeeuw, met verhoogde aantallen rond 2010. Deze soorten zijn alle drie sterk afhankelijk van de aanwezigheid van zandspiering en komen vaak samen voor. Het is dus niet

onwaarschijnlijk dat de aantallen op het BDNZ indicatief zijn voor de aanwezigheid van zandspiering in ons mariene ecosysteem.

Ook andere viseters vertonen een optimum rond 2005-2010, hetgeen zich vertaalt in een langere groene periode in de schematische weergave in Tabel 3.2. De laatste drie-vier jaar nemen veel soorten toch weer in aantal af en kleurt de tabel steeds vaker oranje tot rood. In de periode 2011-2016 werd de goede milieutoestand weliswaar in elk jaar bereikt, maar we komen langzaam in de gevarenzone terecht waarin het merendeel van de soorten een langdurige afname vertonen.

Aasetende soorten

Voor aasetende soorten werd de goede milieutoestand in de periode 2011-2016 niet behaald in 4 van de 6 jaar. In die 4 jaren waren gedurende langere tijd (meer dan 4 jaar) meer aasetende zeevogels op het BDNZ aanwezig dan gewenst.

Deze indicator was initieel bedoeld om te monitoren dat aasetende vogels zouden afnemen als gevolg van een veranderd visserijbeleid (minder afval in de vorm van discards). Destijds, bij het opstellen van de milieudoelen, werd hun aantal als onnatuurlijk hoog beschouwd. Inderdaad staat de indicator toe dat de aantallen afnemen en in theorie zelfs kunnen blijven afnemen tot onder het natuurlijke niveau (i.e. zonder gebruik te kunnen maken van discards). Om te voorkomen dat de aantallen aasetende zeevogels te ver zouden afnemen was er initieel nog een extra doel opgenomen, namelijk: van alle aasetende soorten mogen de gemiddelde aantallen over vijf jaar niet kleiner zijn dan de minima vastgelegd in de Vogelrichtlijn met betrekking tot de gunstige staat van instandhouding. Bij dit corrigerende doel stellen zich echter twee belangrijke problemen, namelijk dat alleen voor kleine en grote mantelmeeuw instandhoudingsdoelstellingen werden voorgesteld maar voor de andere aaseters niet én dat de berekening van aantallen en dichtheden voor het bepalen van instandhoudingsdoelstellingen sterk afwijkt van de hier gehanteerde methode (Degraer et al., 2010). De “rem” die werd voorzien werkt in de praktijk niet, waardoor de bruikbaarheid en de wenselijkheid van beide indicatoren kan worden betwist. Bovendien werden onlangs enkele van de aasetende soorten die in het kader van de KRMS worden gemonitord, opgenomen op de Europese rode lijst van de IUCN (IUCN 2017). Het aantal drieteenmeeuwen in Europa is ondertussen zo sterk achteruitgegaan dat deze soort werd opgenomen in de categorie “met uitsterven bedreigd”. Ook de zilvermeeuw is in Europa sterk achteruitgegaan en wordt inmiddels als “kwetsbaar voor uitsterven” beschouwd. De Europese bezorgdheid over de achteruitgang van een aantal meeuwensoorten stelt de geschiktheid van deze indicator als graadmeter voor een goede milieutoestand nog verder in vraag.

Los daarvan lijken de aantallen op het BDNZ op korte termijn niet echt verband te houden met visserijactiviteiten of met het gevoerde visserijbeleid. Het is immers weinig waarschijnlijk dat er vóór de economische crisis minder vis werd teruggegooid in zee (zoals de relatief lage aantallen aaseters rond 1995 zouden doen vermoeden), terwijl in volle crisis het meest gevestigd werd (zoals de piek rond 2010 doet vermoeden). De aantallen nemen al enkele jaren sterk af terwijl het verbod op discards nog niet in voege is getreden. Blijkbaar spelen er meer factoren dan visserij alleen, hetgeen niet verwonderlijk is aangezien deze soorten slechts voor een beperkt deel afhankelijk zijn van de visserij.

De aantalstrend van kleine mantelmeeuw en in mindere mate van zilvermeeuw op zee lijkt in de eerste plaats

sterk bepaald door de grootte van de broedkolonies langs de Vlaamse kust (Stienen et al., 2017), waar het aantal broedvogels in de jaren 1990 en 2000 sterk is gestegen maar na 2011 gevoelig afnam. Daarnaast houdt de recente achteruitgang van het aantal zilvermeeuwen op het BDNZ waarschijnlijk ook verband met de achteruitgang in de rest van Europa (IUCN 2017).

Voor de overige aasetende soorten hangt de aanwezigheid op het BDNZ samen met de plaatselijke voedselsituatie (ook niet visserij-gerelateerd) alsook de aantalsontwikkelingen in de meer noordelijk gelegen broedkolonies. De recente achteruitgang van het aantal drieteenmeeuwen bijvoorbeeld wordt allicht grotendeels veroorzaakt door de achteruitgang van deze soort als Europese broedvogel. En zoals besproken bij de trend van niet-aasetende vogels hangt het aantal drieteenmeeuwen dat bij ons overwintert mogelijk nauw samen met de aanwezigheid van zandspiering.

3.2.2.7. Kwaliteitsaspecten

De aanwezigheid van zeevogels op het BDNZ vertoont van nature sterke fluctuaties zowel wat betreft aantallen als verspreiding. Er is getracht om deze fluctuaties zoveel mogelijk op te vangen door te rekenen met log-getransformeerde dichtheden, vijfjarige trends, soortspecifiek seizoenaal voorkomen en soortspecifieke verschillen in afstand tot de kust (zie 3.2.2.4). De aldus verkregen trends zijn daarom behoorlijk robuust, maar hoewel de tellingen altijd werden uitgevoerd volgens een gestandaardiseerde methodiek, zijn de monitoringsroutes en de monitoringsintensiteit sterk veranderd doorheen de jaren. Daardoor zijn sommige datapunten gebaseerd op relatief weinig gegevens (minder betrouwbaar) en kon voor sommige soorten niet in alle jaren een dichtheid worden berekend. Er zijn bijvoorbeeld geen gegevens voor Jan van Gent in de winters van 2015 en 2016 omdat de gebieden ver op zee toen niet bezocht werden.

Vanaf 2012 werd vooral geteld in het oostelijk deel van het BDNZ in functie van de monitoring van effecten van de windparken op zee, terwijl de gegevens uit de jaren daarvoor meer gericht zijn op het westelijk en noordelijk deel. Voor veel soorten is het oostelijk deel van het BDNZ echter niet erg representatief (Stienen & Kuijken 2003; Haelters et al., 2004) en bovendien sterk geïmpacteerd door de aanwezigheid van windmolens (Vanermen et al., 2015).

Om de betrouwbaarheid te verhogen zouden er vaste monitoringsroutes en een vaste monitoringsstrategie moeten worden uitgestippeld die maximaal rekening houden met de variatie in aantallen en de aanwezigheid van de verschillende soorten.

Zoals in de conclusies wordt benadrukt, kan de wenselijkheid van de milieudoelstelling voor aasetende soorten in vraag worden gesteld omdat de daaraan gekoppelde doelstelling om een eventuele achteruitgang te stoppen wanneer de aantallen onder een wenselijk minimum zouden zakken, niet gehandhaafd kan worden.

3.2.2.8. Data en analyse

Data en metadata zijn ter beschikking op het BMDC (www.bmdc.be).

3.2.2.9. 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. BMM, Brussel
- Haelters, J., Vigin, L., Stienen, E.W.M., Scory, S., Kuijken, E., Jacques, T.G. 2004. Ornithologisch belang van de Belgische zeegebieden: identificatie van mariene gebieden die in aanmerking komen als Speciale Beschermingszones in uitvoering van de Europese Vogelrichtlijn. Bulletin van het Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen. Biologie 74 (Suppl.). Instituut voor Natuurbehoud/BMM, Brussel.
- IUCN 2017. IUCN Red List of Threatened Species 2017. <http://www.iucnredlist.org/about/overview>
- Seys, J. 2001. Het gebruik van zee- en kustvogelgegevens ter ondersteuning van het beleid en beheer van de Belgische kustwateren. PhD Thesis. Universiteit Gent, Gent.
- Stienen, E.W.M., Kuijken, E. 2003. Het belang van de Belgische zeegebieden voor zeevogels. Rapport Instituut voor Natuurbehoud, IN.A.2003.208. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel.
- Stienen, E., Courtens, W., Van de walle, M., Vanermen, N., Verstraete, H. 2017. Monitoring van kustbroedvogels in de SBZ-V 'Kustbroedvogels te Zeebrugge-Heist' en de westelijke voorhavens van Zeebrugge tijdens het broedseizoen 2016. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, 2017(21).
- 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(1): 51-61

3.3. Zeezoogdieren (D1)

3.3.1. Bijvangst van bruinvissen

Jan Haelters, Francis Kerckhof en Els Torreele

Gestrande bruinvissen vertonen vaak sporen van incidentele vangst in visnetten (bijvangst), een belangrijke doodsoorzaak voor deze walvisachtige in de Noordzee. Op basis van het aantal gestrande dieren dat sporen van bijvangst vertoont, kan geschat worden dat jaarlijks enkele bruinvissen tot enkele tientallen bruinvissen bijgevangen worden. Voor een extrapolatie van bijvangst-data naar effecten op populatieniveau wordt verwezen naar (toekomstige) initiatieven op regionaal vlak.

3.3.1.1. Inleiding

De bijvangst van bruinvissen werd beoordeeld aan de hand van het doel dat stelt dat de jaarlijkse bijvangstniveaus van bruinvissen terug moet gebracht worden tot niveaus onder 1,7% van de beste schatting van populatiegrootte. Deze indicator behandelt de incidentele vangst van zeezoogdieren in bepaalde types visnet. De bruinvis is het meest voorkomende zeezoogdier in Belgische wateren en onderzoek heeft uitgewezen dat bijvangst, zoals in andere delen van de Noordzee, een belangrijke doodsoorzaak (OSPAR, 2017) vormt. Bijvangst van andere walvisachtigen is niet relevant in Belgische wateren. Gezien geen zeehondenkolonies voorkomen in België, en de aantallen van zowel gewone (*Phoca vitulina*) als grijze zeehond (*Halichoerus grypus*) laag zijn in vergelijking met in onze buurlanden, wordt geen inschatting gemaakt van de aantallen noch van het percentage bijvangst van deze soorten.

3.3.1.2. Achtergrond



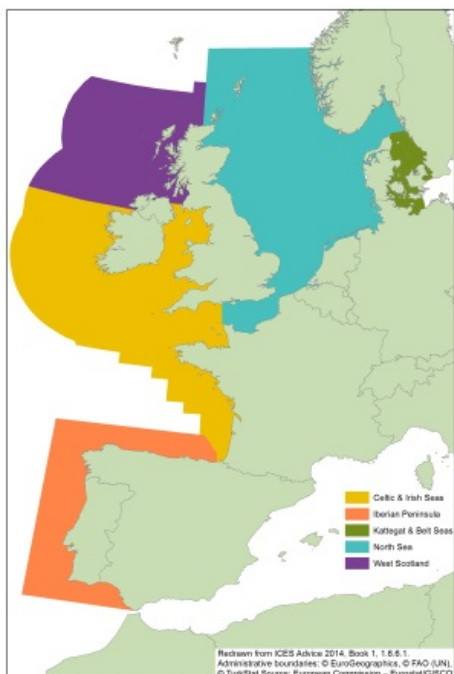
Figuur 3.7. Bijvangst is een belangrijke doodsoorzaak voor de bruinvis in de zuidelijke Noordzee (foto genomen in 2006; JH/KBIN).

Bruinvissen komen, na decennia van afwezigheid, weer algemeen voor in de zuidelijke Noordzee, inclusief in Belgische wateren. Seizoenaal kunnen er relatief hoge dichtheden aangetroffen worden. Incidentele vangst in visnetten komt voor in het BDNZ, en het was een belangrijke doodsoorzaak onder de dieren die op het strand aangetroffen werden. De bruinvis is opgenomen als beschermde soort in de Habitatrichtlijn (92/43/EEG). Maatregelen moeten genomen worden om incidentele vangst te registreren, en om te voorkomen dat bijvangst geen significant negatieve gevolgen heeft op de populatie. De soort is eveneens opgenomen in de OSPAR-lijst van bedreigde soorten en habitats op basis van zijn gevoeligheid voor incidentele vangst in visnetten, en de nood aan het verminderen van bijvangst wordt eveneens aangekaart in de “Overeenkomst inzake het behoud van kleine walvisachtigen van de Noordzee en Baltische Zee” (ASCOBANS).

De Europese Verordening (EG) nr. 812/2004 van de Raad tot vaststelling van maatregelen betreffende de incidentele vangsten van walvisachtigen bij de visserij vermeldt specifiek de bruinvis als soort waarvoor monitoring van bijvangst dient te gebeuren bij bepaalde vormen van visserij (staand want: kieuw- en warrelnetten), en waarvoor maatregelen nodig zijn voor het voorkomen van bijvangst in bepaalde vormen van visserij.

Het bijvangst-niveau wordt in theorie bepaald op basis van gegevens over bijvangst en op basis van de beste schatting van de populatie. Beide worden best regionaal bepaald, gezien de mobiliteit van bruinvissen, en het verspreidingsgebied van de populatie waarvan een gedeelte (tijdelijk) voorkomt in het BDNZ.

3.3.1.3. Geografisch gebied



Gezien de mobiliteit van bruinvissen, en het feit dat vaker buitenlandse vissers in Belgische wateren staand want uitzetten dan Belgische vissers, is een regionale benadering aangewezen, zoals voorgesteld in het Intermediate Assessment van OSPAR (OSPAR, 2017; Figuur 3.8) en in het Besluit 2017/848/EU van de Commissie. Voor deze indicator wordt de dichtheid van bruinvissen in het BDNZ zoals ingeschat tijdens luchtsurveys gebruikt. De dichtheid wordt vergeleken met de dichtheid in de zomer over een groter gebied zoals ingeschat tijdens de meest recente SCANS survey.

Figuur 3.8. Voorgestelde geografische/regionale benadering voor het bepalen van de populatie-omvang en bijvangst van bruinvissen, gebaseerd op populaties (OSPAR, 2017).

3.3.1.4. Methodologie

Voor het bepalen van het niveau van bijvangst zijn data nodig over de populatie en over bijvangst, beide op regionaal niveau te verzamelen en te analyseren. Gegevens beschikbaar voor het BDNZ worden hieronder weergegeven, samen met (een verwijzing naar) data verzameld op regionaal niveau.

Populatie

Populatiegegevens voor de bruinvis in Belgische wateren werden verzameld door middel van visuele luchtsurveys met een Norman Britten Islander vliegtuig uitgerust met 2 bubble windows. De via line transect sampling (Buckland et al., 2001) verzamelde data werden verwerkt met DISTANCE software (Versie 6.0, Release 2; Thomas et al., 2009). Alle waarnemingen werden samengebracht voor het opstellen van een detectieprobabiliteit (gedetailleerde beschrijving in Haelters et al., 2011). De luchtsurveys leveren een schatting van de dichtheid en de verspreiding van bruinvissen in het BDNZ, inherent met een lage temporele resolutie. Een schatting van de dichtheden over een groter gebied werd uitgevoerd tijdens SCANS surveys (Hammond et al., 2002; 2013; 2017).

Bijvangst

Er zijn slechts een zeer klein aantal professionele Belgische vissers die staand want gebruiken, en er bestaat geen verplichting tot gerichte monitoring van bijvangst (cfr. Verordeningen EC 199/2008 en EC 812/2014). Gegevens over bijvangst op zee in het BDNZ zijn bijgevolg nagenoeg onbestaand. Slechts enkele ad hoc meldingen van vissers werden ontvangen. Naast bijvangst in professionele visserij, werd bijvangst vastgesteld in recreatieve strandvisserij (Haelters & Camphuysen, 2009). Van een aantal gestrande dieren (tientallen per jaar), vooral geselecteerd op basis van ontbindingstoestand, maar ook op basis van beschikbaarheid van kadavers en het aanleveren ervan door derden, werd via uitwendig onderzoek en aansluitende autopsie de doodsoorzaak bepaald (Jauniaux et al., 2002; 2008; Haelters et al., 2016b; 2016c). Vaak is het al mogelijk om via het onderzoek in het veld van uitwendige kenmerken bijvangst als meest waarschijnlijke doodsoorzaak vast te stellen (Kuiken, 1996; Read & Murray, 2000).

Er is een tekort aan gegevens over de populatie en over bijvangst op zee, en data die beschikbaar zijn, zijn weinig nauwkeurig. Dit leidt ertoe dat het bijvangst percentage, bepaald op regionale schaal, een lage betrouwbaarheid heeft (OSPAR, 2017). Als alternatief voor bijvangst percentage in België wordt voor de gestrande dieren het absolute aantal en percentage bepaald dat bijgevangen was, samen met eventuele trends.

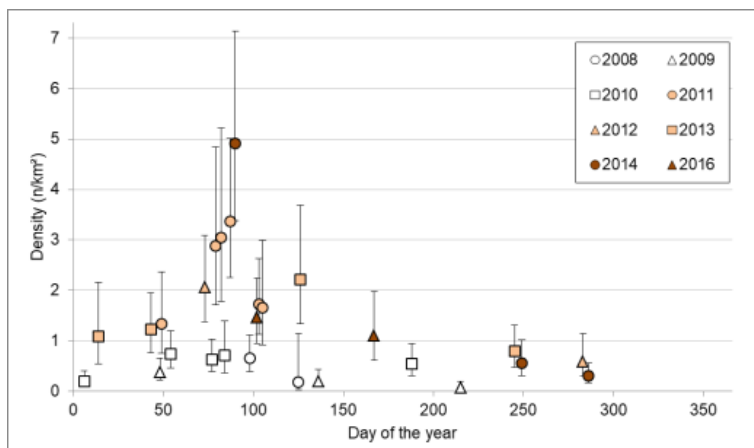
3.3.1.5. Resultaten en trend

Populatie

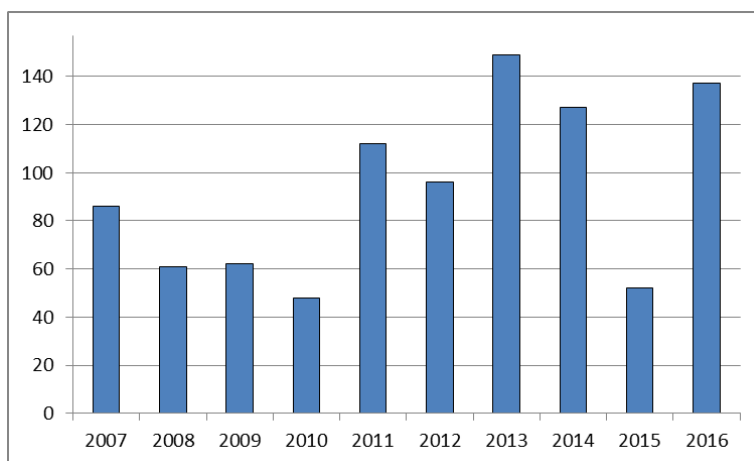
De bruinvis is veruit het meest algemene zeezoogdier in Belgische en aanpalende Nederlandse wateren. Resultaten van het strandingenonderzoek en de luchtsurveys tonen aan dat belangrijke schommelingen voorkomen in de densiteit, verspreiding en seizoentaliteit. Bovendien blijkt dat het patroon van voorkomen niet zeer stabiel is over de loop der jaren. Monitoring heeft uitgewezen dat tussen (gemiddeld) 0,1 en 5 bruinvissen voorkomen per km² in het BDNZ (in totaal enkele honderden tot meer dan 10.000 bruinvissen). Deze data hebben inherent een relatief lage betrouwbaarheid (Figuur 3.9). Er is geen duidelijke trend, maar de hoogste densiteiten

werden systematisch in het voorjaar vastgesteld, en meestal in het westelijk deel van Belgische wateren. Op basis van data verzameld tijdens de meest recente SCANS survey, uitgevoerd in de zomer van 2016, werd een gemiddelde dichtheid van 0,6 dieren per km² berekend voor het zuidwestelijke deel van de Noordzee (totaal gebied 31.404 km²).

Het aantal strandingen van bruinvissen (incl. vondsten in het binnenland en in havens, levende dieren die opgevangen werden en bijgevangen dieren aangeleverd door vissers) in België varieerde tussen 2010 en 2016 tussen 48 en 149 per jaar (Figuur 3.10). Het hoogste aantal strandingen vond meestal plaats in maart en april.



Figuur 3.9. Dichtheid aan bruinvissen zoals ingeschat op basis van luchtsurveys (2008-2016; incl. 95% CI) (data KBIN).



Figuur 3.10. Jaarlijks aantal aangespoelde bruinvissen (2007-2016) (data KBIN).

Bijvangst

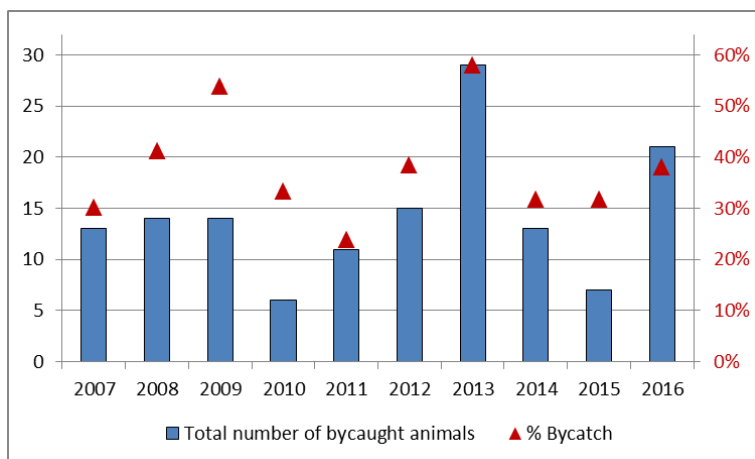
Het aantal Belgische vissers dat staand want gebruikte varieerde tussen 2007 en 2016 van 4 tot 1. Dit aantal is klein ten opzichte van de Nederlandse, Deense en Franse staand wantvissers actief die actief zijn in Belgische wateren en de onmiddellijke omgeving. In 2015 en 2016 waren bijvoorbeeld 14, respectievelijk 54 staand wantvaartuigen actief vanuit Duinkerke en Boulogne (Frankrijk; Ifremer, 2017a; 2017b). Gezien dit kleine aantal

was het noch relevant noch opportuun om een waarnemersprogramma op te stellen voor het bepalen van bijvangst, en een extrapolatie te maken naar de volledige vloot. Volgens de bepalingen in Verordening EC 812/2004 en EC 199/2008 (geldig tot 2016) was dit overigens niet verplicht. Het bepalen van bijvangst tegenover de populatie is bijgevolg niet mogelijk.

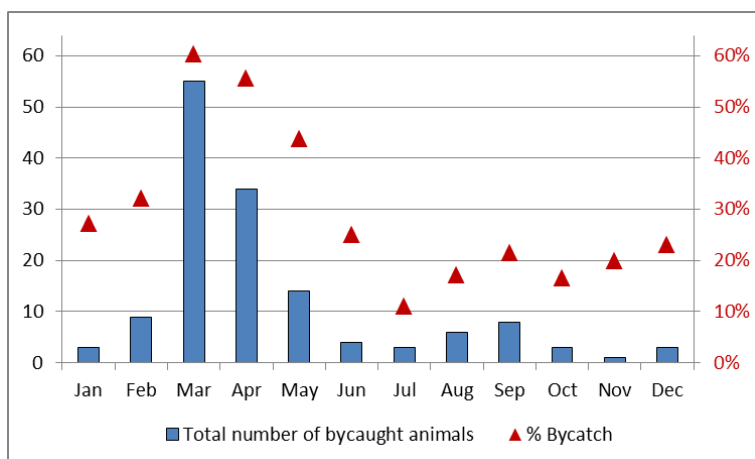
Wat wel mogelijk is, is het inschatten van bijvangst als doodsoorzaak onder de gestrande dieren (zie annex D1 bruinvis). Daarbij bestaan enkele belangrijke bronnen van bias: weersomstandigheden, stroming, stranden van dieren bijgevangen in andere wateren (Haelters et al, 2006; Peltier et al., 2013), het seizoenaal voorkomen van natuurlijke doodsoorzaken (ziekte, verhongering), onzekerheden in het bepalen van de doodsoorzaak en predatie door grijze zeehond, een recent ontstaan fenomeen (Haelters et al., 2012). Het wetenschappelijk onderzoek van gestrande dieren wordt gecoördineerd door het KBIN, (KB van 21 december 2001). Eén van de hoofddoelen is het bepalen van de doodsoorzaak.

Onder de bijgevangen dieren worden alle dieren inbegrepen die hoogstwaarschijnlijk door bijvangst gestorven zijn (netsporen op snuit, vinnen, sporen van insnijdingen, aanwezigheid van staand want, voedingstoestand en maaginhoud, longcongestie, uitsluiting van andere doodsoorzaken, etc.), naast deze rechtstreeks door vissers aangeleverd of in een net aangetroffen (aantal: 4).

Tussen 2007 en 2016 werd in totaal bij 143 dieren vastgesteld dat ze bijgevangen of waarschijnlijk bijgevangen waren (Figuur 3.11 en Figuur 3.12). Dit is 38% van de dieren waarvoor een doodsoorzaak kon vastgesteld worden (aantal: 374). Er is geen duidelijke trend in het aantal aangespoelde dieren dat jaarlijks door bijvangst gestorven is (Figuur 3.11). In maart en april wordt het hoogste aantal bijgevangen dieren genoteerd, en het hoogste bijvangst percentage. Tijdens deze maanden is bijvangst de belangrijkste doodsoorzaak onder de gestrande dieren (Figuur 3.12). Deze maanden vallen samen met de hoogste densiteit aan bruinvissen in onze wateren, en met een hoge intensiteit aan visserij waarbij staand want gebruikt wordt.



Figuur 3.11. Aantal en % bijgevangen dieren per jaar tussen 2007 en 2016; aantal bijgevangen dieren onder gestrande dieren (linkse y-as; blauw) en percentage bijgevangen dieren onder gestrande dieren waarvoor een doodsoorzaak kon bepaald worden (rechtse Y-as; rood).



Figuur 3.12. Aantal en % bijgevangen dieren per maand (2007-2016); aantal bijgevangen dieren onder gestrande dieren (linkse y-as; blauw) en percentage bijgevangen dieren onder gestrande dieren waarvoor een doodsoorzaak kon bepaald worden (rechtse Y-as; rood).

Op regionaal vlak werd de bijvangst geschat op 1.235 tot 1.990 dieren in 2013, zonder de bijvangst in de visserij met kleine vaartuigen (<12m) en recreatieve visserij (OSPAR, 2017). Dit aantal is dus een onderschatting. Zonder rekening te houden met de variatie in de populatieschatting betekent dit (voor een gedeelte van de visserij) tussen 0.36 en 0.58% van de populatie bruinvissen.

3.3.1.6. Conclusies

Het is niet mogelijk om door middel van de gegevens die beschikbaar zijn na te gaan of het huidige milieudoel (minder dan 1,7% antropogene mortaliteit per jaar binnen de populatie) gehaald wordt, en er zijn enkel onrechtstreekse aanwijzingen van een bijvangst-niveau.

De recente toename van de bruinvis in de zuidelijke Noordzee is het gevolg van een verschuiving van een deel van de populatie vanuit de noordelijke Noordzee naar het zuiden, en is vermoedelijk voedselgerelateerd (Hammond et al., 2013; Gilles et al., 2016). De hoogste aantallen bruinvissen worden in onze wateren aangetroffen tussen februari en mei. Het seizoenspatroon in het BDNZ leek echter niet zeer stabiel in de periode 2007-2016, en de dichtheden kunnen jaarlijks sterk variëren, net zoals de aantallen gestrande dieren. Dit is het gevolg van de beperkte oppervlakte van het BDNZ in vergelijking met het verspreidingsgebied van deze zeer mobiele soort. Tegelijk met de terugkeer van de bruinvis naar de zuidelijke Noordzee werd het probleem van bijvangsten actueel (Haelters & Camphuysen, 2009). Tussen 2007 en 2016 bleek voor 38% (143 dieren) van de bruinvissen waarvoor een doodsoorzaak kon bepaald worden, dat ze zeker of vermoedelijk waren bijgevangen. Vooral kieuw- en warrelnetten, welke in andere opzichten een selectief en relatief milieuvriendelijk vistuig zijn, zijn vermoedelijk verantwoordelijk voor de sterfte van de dieren door bijvangst. Bijvangst kwam voor in zowel professioneel als recreatief ingezet vistuig (melding vissers; eigen waarnemingen). Een gedeelte van de aangespoelde bijgevangen dieren is ongetwijfeld afkomstig uit niet-Belgische wateren (Haelters et al., 2006). We kunnen bijgevolg enkel concluderen dat jaarlijks tussen enkele en enkele tientallen bruinvissen incidenteel verdrinken in Belgische wateren.

Het is niet mogelijk om het totale percentage bijvangst in de populatie te bepalen binnen aanvaardbare grenzen van betrouwbaarheid – ook niet op regionaal vlak (OSPAR, 2017). Daarvoor ontbreken gegevens over het werkelijk aantal bijgevangen dieren, en is de onzekerheid over de grootte van de populatie te groot. Voor een gedeelte van de vloot schatte men de bijvangst in 2013 op 1.235 tot 1.990 dieren, voor een populatie van 345.400 (schatting van 2016), of 0.36-0.58% van de populatie (zonder rekening te houden met een CV van 0.18 op de populatiegrootte; OSPAR, 2017). Het BDNZ maakt slechts een klein percentage uit van het leefgebied van de bruinvis in de Noordzee, en door de mobiliteit van bruinvissen schommelen de aantallen sterk. Bovendien vissen slechts een zeer beperkt aantal Belgische vissers met stand want en is er geen informatie beschikbaar over de bijvangst bij buitenlandse vissers in het BDNZ.

Een schatting gemaakt in het kader van het OSPAR Intermediate Assessment (OSPAR, 2017) suggereert dat bijvangst verantwoordelijk was voor minder dan 1.7% van de populatie in de Noordzee, maar de schatting werd gemaakt op basis van slechts een gedeelte van de vaartuigen waarbij dieren incidenteel gevangen worden, en er was een lage betrouwbaarheid.

Omwille van de bijvangst die vastgesteld werd bij recreatieve visserij, en in uitvoering van de Europese Habitatrichtlijn, werd het gebruik van stand want (kieuw- en warrelnetten) verboden bij recreatieve visserij vanaf 2002 op zee (KB van 21 december 2001; BS van 14 februari 2002) en na een procedure van de Europese Commissie (DG ENV 3801/12/ENVI, procedure 2014/4014) vanaf 2015 ook vanaf het strand (BS van 25 maart 2015).

3.3.1.7. Kwaliteitsaspecten

Het aantal bruinvissen in het BDNZ varieert zeer sterk gedurende het jaar, en over de jaren heen. De oorzaak ligt in het feit dat het BDNZ zeer beperkt is in omvang in vergelijking met het verspreidingsgebied van de bruinvis, bruinvissen zeer mobiel zijn, en er lange termijnveranderingen voorkomen in het verspreidingsgebied van de bruinvis. Bovendien vormen de resultaten van het onderzoek inherent een schatting met een lage betrouwbaarheid, en betreffen het data met een lage temporele resolutie. De methodologie is echter identiek aan deze gebruikt in andere landen, waardoor een bepaling van de populatie op een ruimere schaal en met een hogere betrouwbaarheid mogelijk is bij het samenvoegen van de verzamelde gegevens (Hammond et al., 2013; Gilles et al., 2016).

Het is niet opportuun om een monitoringprogramma te ontwikkelen voor bijvangst in de Belgische vissersvloot en vastgestelde bijvangst te extrapoleren, gezien het zeer klein aantal vaartuigen. Volgens de wetgeving bestaat wel een meldingsplicht, maar er werden nagenoeg geen bijvangsten gerapporteerd. Vandaar dat gekozen wordt voor een verderzetting van een onrechtstreekse bepaling van bijvangst door het gebruik van absolute data uit strandingsgegevens en onderzoek van doodsoorzaak. Trends in het percentage en absolute aantal bijgevangen dieren kunnen een trigger zijn voor bijkomend onderzoek en/of actie. Een extrapolatie naar de werkelijke bijvangst is op dit moment niet mogelijk, gezien een sterke bias door onder meer weersomstandigheden, en onbekende factoren zoals het percentage van de bijgevangen dieren dat aanspoelt (Peltier et al., 2013).

3.3.1.8. Data en analyse

Data en metadata zijn ter beschikking op het BMDC (www.bmdc.be). De resultaten van de luchtsurveys uitgevoerd door het KBIN worden weergegeven in annex D1. Data & metadata (waarnemers, waarnemingen, weersomstandigheden, vluchtgegevens, posities, etc. werden geanalyseerd met DISTANCE software (Versie 6.0, Release 2; Thomas et al., 2009).

Basisgegevens over strandingen (annex D1 bruinvis) werden verzameld door het KBIN en online beschikbaar op www.marinemammals.be – een database van strandingen en resultaten van autopsieën beheerd door het KBIN in samenwerking met de Universiteit van Luik.

3.3.1.9. Referenties

- Buckland ST , Anderson DR , Burnham KP , Laake JL, Borchers DL & Thomas L (2001). Introduction to Distance Sampling: estimating abundance of biological populations. Oxford University Press.
- Degraer, S., Braeckman, U., Haelters, J., Hostens, K., Jacques, T., Kerckhof, F., Merckx, B., Rabaut, M., Stienen, E., Van Hoey, G., Van Lancker, V. & Vincx, M., 2009. Studie betreffende het opstellen van een lijst met potentiële Habitatrichtlijn gebieden in het Belgische deel van de Noordzee. Eindrapport in opdracht van de Federale Overheidsdienst Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu, Directoraat-generaal Leefmilieu. Brussel, België. 93 p.
- Degraer, S., Courtens, W., Haelters, J., Hostens, K., Jacques, T., Kerckhof, F., Stienen, E. & G. Van Hoey, 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. BMM Brussel. 132 p.
- Gilles, A., Viquerat, S., Becker, E., Forney, K., Geelhoed, S., Haelters, J., Nabe-Nielsen, J., Scheidat, M., Siebert, U., Sveegaard, S., van Beest, F., van Bemmelen, R. & Aarts, G., 2016. Seasonal habitat-based density models for a marine top predator, the harbor porpoise, in a dynamic environment. *Ecosphere* 7(6): e01367. DOI: 10.1002/ecs2.1367
- Haelters, J. & Kerckhof, F., 2002. Bedreigde mariene diersoorten: een reglementering voor een betere bescherming en wetenschappelijk onderzoek. *Leefmilieu* 25(4): 104-109.
- Haelters, J. & Kerckhof, F., 2004. Hoge bijvangst van bruinvissen bij strandvisserij in het voorjaar van 2004. *De Grote Rede* 11: 6-7.
- Haelters, J., Jauniaux, T., Kerckhof, F., Ozer, J. & Scory, S., 2006. Using models to investigate a harbour porpoise bycatch problem in the southern North Sea–eastern Channel in spring 2005. *ICES CM* 2006/L:03. 8 p.
- Haelters, J., Kerckhof, F. & Jacques, T., 2007. Strandvisserij en strandingen van bruinvissen tussen 1995 en juni 2007. Rapport van de Beheerseenheid van het Mathematisch Model van de Noordzee (BMM), Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, Brussel. 9 p.
- Haelters, J. & Camphuysen, K., 2009. The harbour porpoise in the southern North Sea: abundance, threats and research- & management proposals. Royal Belgian Institute of Natural Sciences (RBINS/MUMM) and the Royal Netherlands Institute for Sea Research (NIOZ). Report commissioned by the International Fund for Animal Welfare (IFAW). 56 p.

- Haelters, J., Kerckhof, F., Jacques, T.G. & Degraer, S., 2010. Spatio-temporal patterns of the harbour porpoise *Phocoena phocoena* in the Belgian part of the North Sea. In: S. Degraer, R. Brabant & B. Rumes (Eds.). Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: early environmental impact assessment and spatio-temporal variability. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Brussels: 153-163.
- Haelters, J., Kerckhof, F., Jacques, T.G. & Degraer, S., 2011. The harbour porpoise *Phocoena phocoena* in the Belgian part of the North Sea: trends in abundance and distribution. *Belgian Journal of Zoology* 141: 75-84.
- Haelters, J., Kerckhof, F., Verheyen, D. & Jauniaux, T., 2011. The diet of harbour porpoises bycaught or washed ashore in Belgium: exploratory study and results of initial analyses. Royal Belgian Institute of Natural Sciences (MUMM), Brussels. Report funded by the Federal Public Service for Health, Food Chain Safety and Environment (DG5 – Marine Environment), in the framework of the ASCOBANS North Sea Harbour Porpoise Conservation Plan. 29 p.
- Haelters, J., Kerckhof, F., Toussaint, E., Jauniaux, T. & Degraer, S., 2012. The diet of harbour porpoises bycaught or washed ashore in Belgium, and relationship with relevant data from the strandings database. Royal Belgian Institute of Natural Sciences (RBINS/MUMM). Report commissioned by the Federal Public Service for Health, Food Chain Safety and Environment (Marine Environment), Brussels, 45 p.
- Haelters, J., Kerckhof, F., Jauniaux, T. & Degraer, S., 2012. The grey seal (*Halichoerus grypus*) as a predator of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*)? *Aquatic Mammals* 38(4): 343-353. DOI: 10.1578/AM.38.4.2012.343
- Haelters, J., Debusschere, E., Botteldooren, D., Dulière, V., Hostens, K., Norro, A., Vandendriessche, S., Vigin, L., Vincx, M. and Degraer, S., 2013. The effects of pile driving on marine mammals and fish in Belgian waters. In: S. Degraer, R. Brabant & B. Rumes (Eds.). Environmental impacts of the offshore windfarms in the Belgian part of the North Sea: learning from the past to optimize future monitoring programmes. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Brussels: 70-77.
- Haelters, J., Vigin, L. & Degraer, S., 2015. Marine mammal monitoring at offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: basic monitoring. In: S. Degraer, L. Vigin & R. Brabant (Eds). WinMon activity report 2013-2014. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, MARECO report 15/01, Brussels: 26-30.
- Haelters, J., Kerckhof, F., Jauniaux, T., Potin, M., Rumes, B. & Degraer, S., 2016a. Zeezoogdieren in België in 2014 [Marine mammals in Belgium in 2014]. Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen (KBIN), Rapport MARECO 16/01. 29 pp.
- Haelters, J., Jauniaux, T., Kerckhof, F., Potin, M. & van den Berghe, T., 2016b. Zeezoogdieren in België in 2015 [Marine mammals in Belgium in 2015]. Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen (KBIN), Rapport MARECO 16/03-BMM 16/01. 26 pp.
- Hammond, P.S. et al., 2002. Abundance of harbour porpoise and other cetaceans in the North Sea and adjacent waters. *Journal of Applied Ecology* 39: 361–376.
- Hammond, P. S., et al. 2013. Cetacean abundance and distribution in European Atlantic shelf waters to inform conservation and management. *Biological Conservation* 164:107–122.
- Hammond, P.S., Lacey, C., Gilles, A., Viquerat, S., Börjesson, P., Herr, H., Macleod, K., Ridoux, V., Santos, M.B., Scheidat, M., Teilmann, J., Vingada, J. & Øien, N., 2017. Estimates of cetacean abundance in European

- Atlantic waters in summer 2016 from the SCANS-III aerial and shipboard surveys. SMRU, St.Andrews: UK.
- Hiby, L., 2008. Effective strip half-width estimates from aerial survey data. In: SCANS II, 2008. Small Cetaceans in the European Atlantic and North Sea (SCANS II). Final Report to the European Commission, Appendix D3.1.
- Ifremer, 2017a. Activité des navires de pêche 2016 - quartier maritime - Boulogne-sur-Mer. Beschikbaar op <http://www.ifremer.fr/sih>.
- Ifremer, 2017b. Activité des navires de pêche 2015 - quartier maritime - Dunkerque. Beschikbaar op <http://www.ifremer.fr/sih>.
- Jauniaux, T., Petitjean, D., Brenez, C., Borrens, M., Brosens, L., Haelters, J., Tavernier, T. & Coignoul, F., 2002. Post mortem findings and causes of death of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) stranded from 1990 to 2000 along the coastlines of Belgium and northern France. *Journal of Comparative Pathology* 126: 243-253.
- Jauniaux, T., Berguerie, H., Camphuysen, K., Daoust, P-Y., Drouguet, O., Ghisbain, T., Garcia-Hartmann, M., Grondin, A., Haelters, J., Jacques, T., Kiszka, J., Leopold, M., Pezeril, S., Schnitzler, J. & Coignoul, F., 2008. Causes of death of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) stranded on the continental coastline of the southern North Sea (Belgium, France, and Dutch coasts) between 1990 and 2007. ICES CM 2008/D:09.
- Kuiken, T. 1996. Review of the criteria for the diagnosis of by-catch in cetaceans. In Kuiken (Ed). *Diagnosis of Bycatch in Cetaceans: Proceedings of the Second European Cetacean Society Workshop on Cetacean Pathology*, Montpellier, France, 2 March 1994. p. 38-43.
- Peltier, H., Baagøe, H., Camphuysen, K., Czeck, R., Dabin, W., Daniel, P., Deaville, R., Haelters, J., Jauniaux, T., Jensen, L., Jepson, P., Keijl, G., Siebert, U., Van Canneyt, O. & Ridoux, V., 2013. The stranding anomaly as population indicator: the case of harbour porpoise *Phocoena phocoena* in North-Western Europe. *PLoS ONE* 8(4): e62180. DOI: 10.1371/journal.pone.0062180
- Read, A.J. & Murray, K.T., 2000. Gross evidence of human-induced mortality in small cetaceans. U.S. Dep. Commer., NOAA Tech. Memo. NMFS-OPR-15, 21 p.
- Thomas L, Laake JL, Rexstad E, Strindberg S, Marques FFC, Buckland ST, Borchers DL, Anderson DR, Burnham KP, Burt ML, Hedley SL, Pollard JH, Bishop JRB & Marques TA (2009). Distance 6.0. Release 2. Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews, UK. <http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/>

3.4. Zeevissen (D1)

3.4.1. Voorkomen van stekelrog *Raja clavata*

Els Torreele, Loes Vandecasteele en Kelle Moreau

In de Noordzee, inclusief het zuidelijk deel van de Noordzee waar de Belgische wateren zich bevinden, is het individueel aantal stekelroggen gestaag toegenomen in de periode 2010-2017. Of de vastgestelde aantallen inhouden dat het om een biologisch gezonde populatie gaat, valt moeilijk te bepalen aangezien er voor deze soort nog geen referentieniveaus konden worden bepaald boven dewelke we aantoonbaar van een biologisch gezonde populatie kunnen spreken.

3.4.1.1. Inleiding

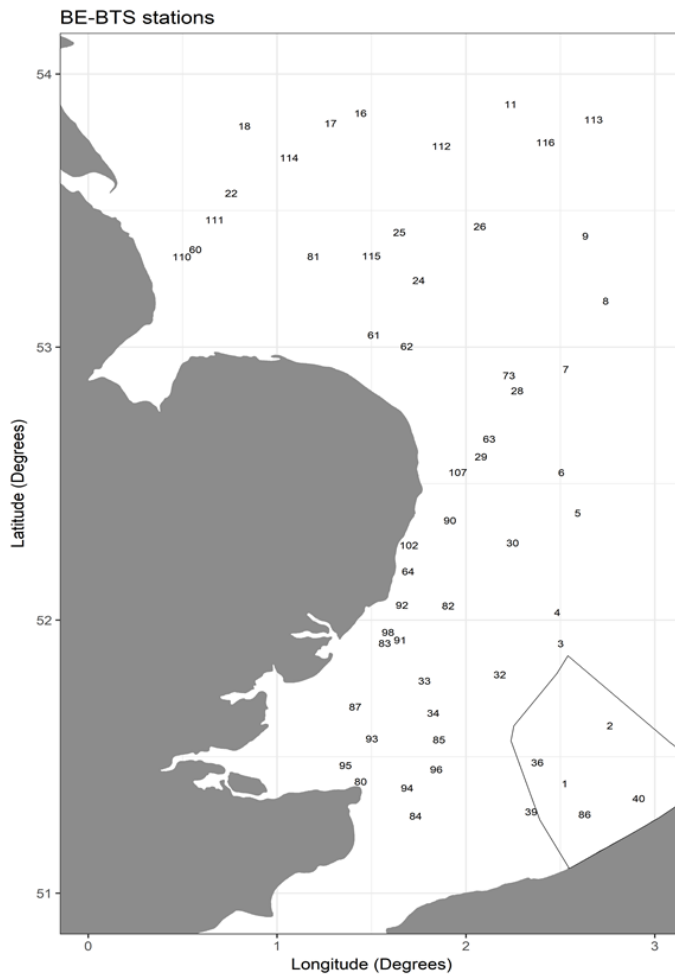
Het doel voor de stekelrog *Raja clavata* is het bekomen van een positieve trend wat betreft de individuele aantallen van deze soort. De stekelrog werd gekozen als indicatorsoort aangezien het enerzijds een soort is met een hoge intrinsieke kwetsbaarheid die na periodes van achteruitgang slechts een traag populatieherstel kent (zie 3.4.1.2) en anderzijds de huidige aantallen in het geografische gebied waarop dit milieudoel betrekking heeft voldoende hoog zijn (voldoende vangsten in het staalnameschema) om een zinvolle analyse toe te laten. Dergelijke soorten zijn goede indicatoren om het potentieel tot herstel van andere kwetsbare soorten te beschrijven.

3.4.1.2. Achtergrond

Elasmobranchen (haaien en roggen) zijn langlevende soorten die pas seksueel matuur worden op relatief hoge leeftijd en gekenmerkt worden door een erg lage fecunditeit. Deze combinatie van kenmerken maakt dat ze kwalificeren als soorten met een hoge kwetsbaarheid voor antropogene druk (waaronder visserijdruk), en aldus een hoge intrinsieke kwetsbaarheid. Dergelijke soorten kennen na periodes van achteruitgang slechts een traag populatieherstel en zijn bijgevolg goede indicatoren om het potentieel tot herstel van andere kwetsbare soorten te beschrijven. Over de toestand van elasmobranchen als groep kunnen op basis van de trend van stekelrog geen uitspraken gedaan worden aangezien deze groep bestaat uit soorten met sterk tegenstrijdige trends in aantallen. Voor vele soorten zijn er echter niet voldoende gegevens voorhanden om een zinvolle analyse toe te laten (bepaalde roggen en de meeste haaien), terwijl stekelroggen binnen de gebruikte dataset wel voldoende talrijk zijn.

3.4.1.3. Geografisch gebied

De gegevens werden verzameld op de stations zoals weergegeven in Figuur 3.13.



Figuur 3.13. Ruimtelijke spreiding van de stalnamepunten binnen het Belgisch luik van de North Sea Beam Trawl Survey (NS-BTS).

3.4.1.4. Methodologie

De berekening van deze indicator steunt op gegevens die verzameld worden tijdens de gestandaardiseerde *North Sea Beam Trawl Survey*. Het Belgische luik van deze survey wordt jaarlijks uitgevoerd in het kader van het *Belgian National Data Gathering Programme* (NDGP), in uitvoering van Verordening (EG) nr. 199/2008 (binnen het geografische toepassingsgebied van Richtlijn 2008/56/EG).

In de Noordzee wordt jaarlijks tijdens het derde kwartaal (augustus/september) een internationale *North Sea Beam Trawl Survey* (NS BTS) uitgevoerd, voornamelijk gericht op schol (*Pleuronectes platessa*) en tong (*Solea solea*). In dit kader neemt België een groot deel van het zuidelijke deel van de Noordzee (ICES-gebied IVb en IVc) voor haar rekening, en bemonsterde zo vanaf 1992 jaarlijks 62 vaste stations (Figuur 3.13).

Traditioneel wordt de RV Belgica gebruikt voor de uitvoering van deze Belgische offshore BTS. Alle stations worden bevist met een 4 meter boomkor, gedurende 30 minuten (tijdsduur afhankelijk van de te verwachten hoeveelheden en de waarschijnlijke aanwezigheid van mogelijk schadelijke obstakels zoals rotsen, keien, enz.) aan een snelheid van vier knopen.

De NS BTS verzamelt visserij-onafhankelijke gegevens waarbij voor alle vissoorten de aantallen,

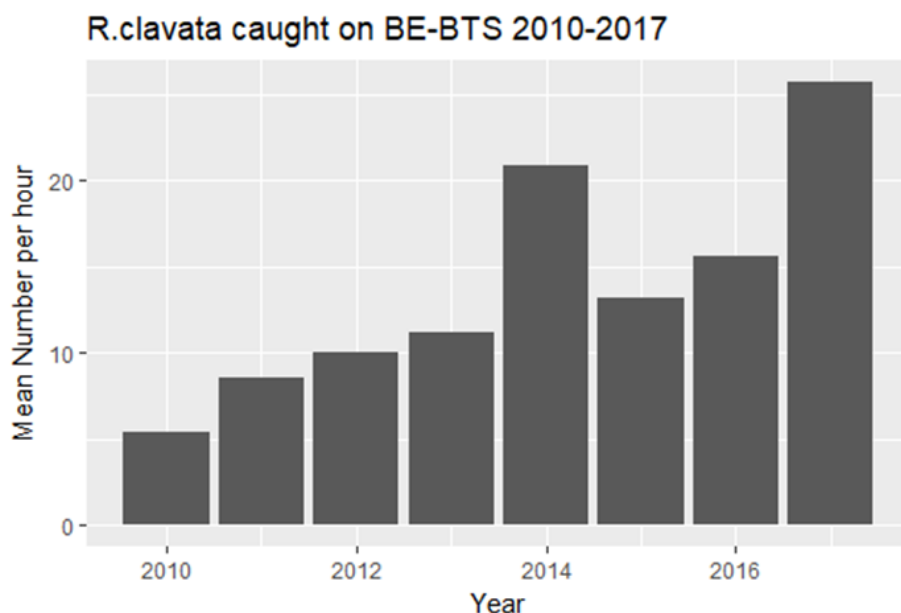
lengteverdelingen en totaalgewichten bepaald worden. Ook de omgevingsparameters worden gedocumenteerd. Voor bepaalde commercieel belangrijke soorten, nl. tong, schol, kabeljauw (*Gadus morhua*), tarbot (*Scophthalmus maximus*) en griet (*Scophthalmus rhombus*), worden ook de individuele gewichten en leeftijden opgeslagen. Tot slot worden op de NS BTS ook van alle soorten ongewervelden de aantallen genoteerd terwijl lengtemetingen enkel voor de commercieel belangrijke soorten verzameld worden.

De aantallen stekelrog worden verzameld als onderdeel van deze monitoring conform een vast protocol. De gebruikte methodiek wordt voorgeschreven door de internationaal opgestelde “*Offshore Beam Trawl Survey Manual*” (WGBEAM, 2009).

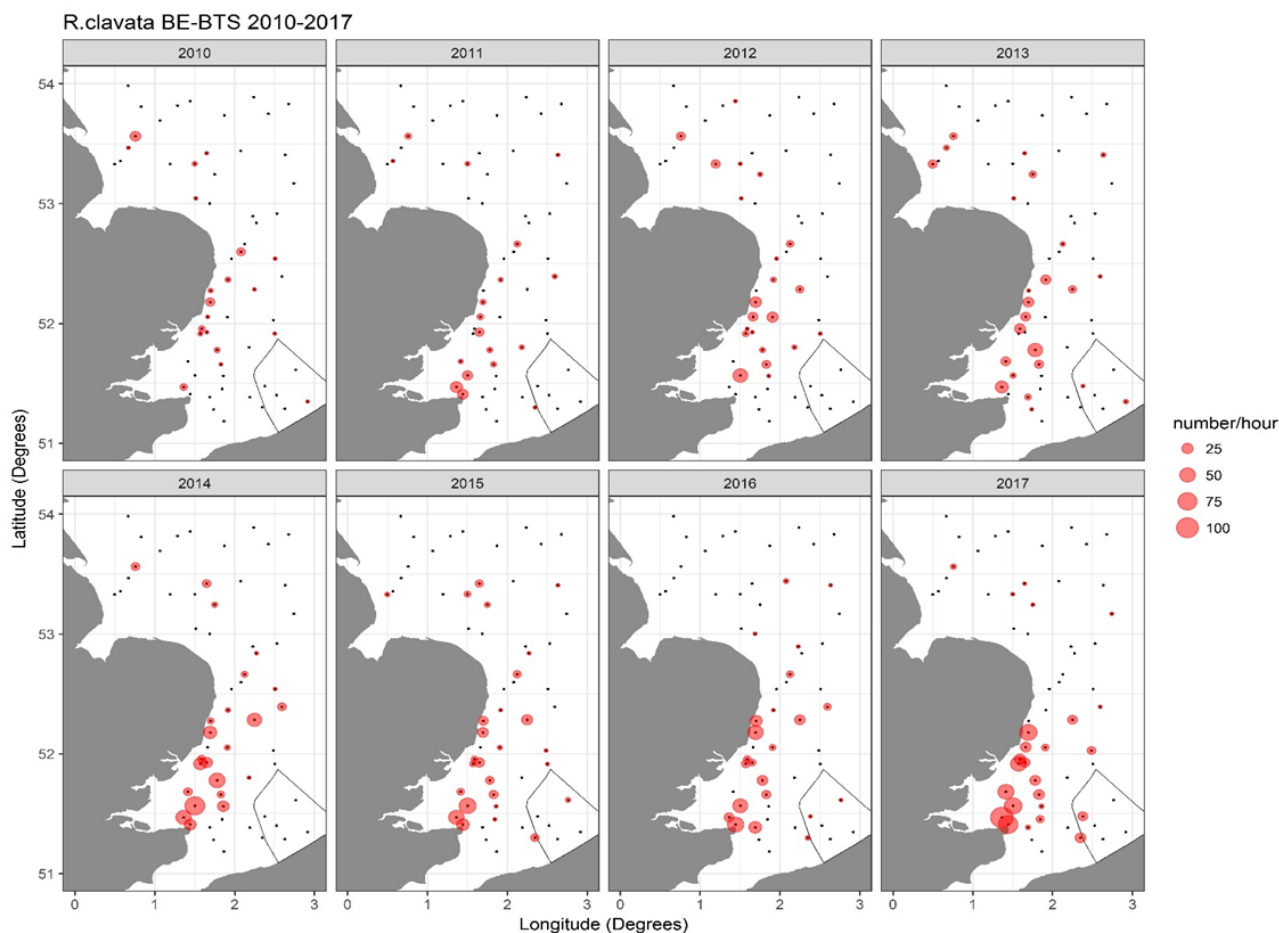
In het Belgisch luik van de Noordzee BTS worden alle stekelroggen gemeten tot op 5 mm nauwkeurig. Er wordt geen sub-sampling toegepast. De aantallen stekelrog gevangen per station, werden omgezet naar gemiddelde aantallen gevangen per uur, gezien dit omwille van door externe omstandigheden veroorzaakte variatie in het aantal beviste stations een correcter beeld geeft van de werkelijke trend in de aantallen. Figuren werden gemaakt in de open-source software R.

3.4.1.5. Resultaten en trend

Figuur 3.14 toont een gestage toename van het aantal stekelroggen in de periode 2010-2017. Over de jaren heen is een algemene toename te zien, wat vooral opvalt in de stations in de Britse wateren. Figuur 3.15 illustreert de dichtheden (aantal/uur) van stekelrog in het zuidelijk deel van de Noordzee per staalname punt tijdens de jaren 2010-2017, met aanduiding van het BDNZ. De aantallen in het BDNZ liggen lager dan in andere delen van zuidelijke Noordzee. Vooral langs de Engelse kusten worden hogere dichtheden aangetroffen.



Figuur 3.14. De gemiddelde aantallen stekelroggen in de zuidelijke Noordzee gevangen per uur tijdens de gestandaardiseerde North Sea Beam Trawl survey (BTS), periode 2010-2017.



Figuur 3.15. Dichtheden stekelrog *Raja clavata*, uitgedrukt in aantal/uur en weergegeven per station, voor de periode 2010-2017.

3.4.1.6. Conclusies

Op basis van de lopende monitoring in het zuidelijk deel van de Noordzee blijkt dat de aantallen stekelrog *Raja clavata* een toenemende trend vertonen. Dit uit zich ook in de toestand van het bestand volgens de analyses uitgevoerd door ICES (ICES, 2017, zie annex D1 stekelrog). Binnen het gebied waar de BTS survey plaatsvindt, is een duidelijke toename vooral te zien in de zone voor Engelse kust. Niettegenstaande de geobserveerde stijging over de voorbije jaren, dient blijvend aandacht besteed te worden aan de opvolging van deze soort. Op basis hiervan kan men geen uitspraken doen over de toestand van de kraakbeenvissen in het algemeen, maar enkel een inschatting maken van het potentieel tot herstel van soorten met een gelijkaardige kwetsbaarheid.

3.4.1.7. Kwaliteitsaspecten

De gegevensverzameling en -analyses gebeurde conform de internationaal overeengekomen ICES-richtlijnen. De NS BTS-survey wordt jaarlijks op een gestandaardiseerde wijze uitgevoerd. Enkel zo kan de vergelijkbaarheid tussen gegevens uit verschillende jaren, met dus een constante kwaliteit van data en analyses, gegarandeerd worden.

3.4.1.8. Data en analyse

Alle data voor de periode 2010-2017 zijn opgeslagen in de ILVO-Fisheries database SmartFish, en tevens beschikbaar in de internationale surveydatabase van ICES (DATRAS). De data werden ook gepresenteerd aan en goedgekeurd door de ICES Working Group on Beam Trawl Surveys (WGBEAM).

De analyses zijn ter beschikking bij ICES via DATRAS (<http://www.ices.dk/marine-data/data-portals/Pages/DATRAS.aspx>) en voor het Belgisch deel bij het Instituut voor Landbouw en Visserijonderzoek, ILVO (www.smartfisheries.be). In bijlage zijn de gegevens terug te vinden per individueel BTS-station en per jaar voor de periode 2010-2017.

3.4.1.9. Referenties

WGBEAM, 2009; http://www.ices.dk/marine-data/Documents/DATRAS%20Manuals/WGBEAM_Manual.pdf

ICES, 2017. Report of the Working Group on Elasmobranch Fishes (WGEF), 31 may-7June 2017, Lisbon, Portugal.

ICES CM 2017/ACOM:16. 1018 pp.

ICES, 2017. <http://www.ices.dk/publications/library/Pages>