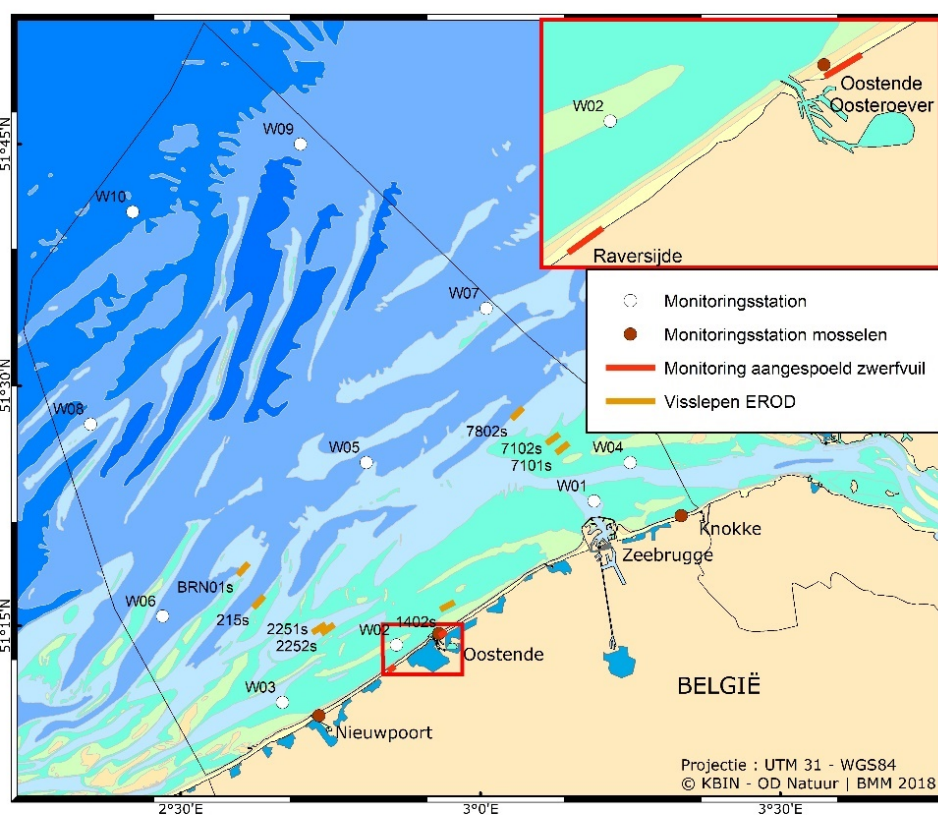


2.6. Verontreiniging (D8)

De Goede Milieutoestand wordt bereikt wanneer concentraties van vervuilende stoffen zodanig zijn dat geen verontreinigingseffecten optreden. Milieudoelen werden opgesteld met betrekking tot de concentratie aan vervuilende stoffen in water (conform de Kaderrichtlijn Water (KRW)), biota, sediment en vogeleieren (conform OSPAR); en met betrekking tot de effecten ervan op het ecosysteem. Verder werden doelen opgesteld betreffende illegale lozingen (2.6.8) en het risico op, het voorkomen van en de effecten van acute vervuiling op de toestand van mariene soorten en habitats (2.6.9, 2.6.10 en 2.6.11).

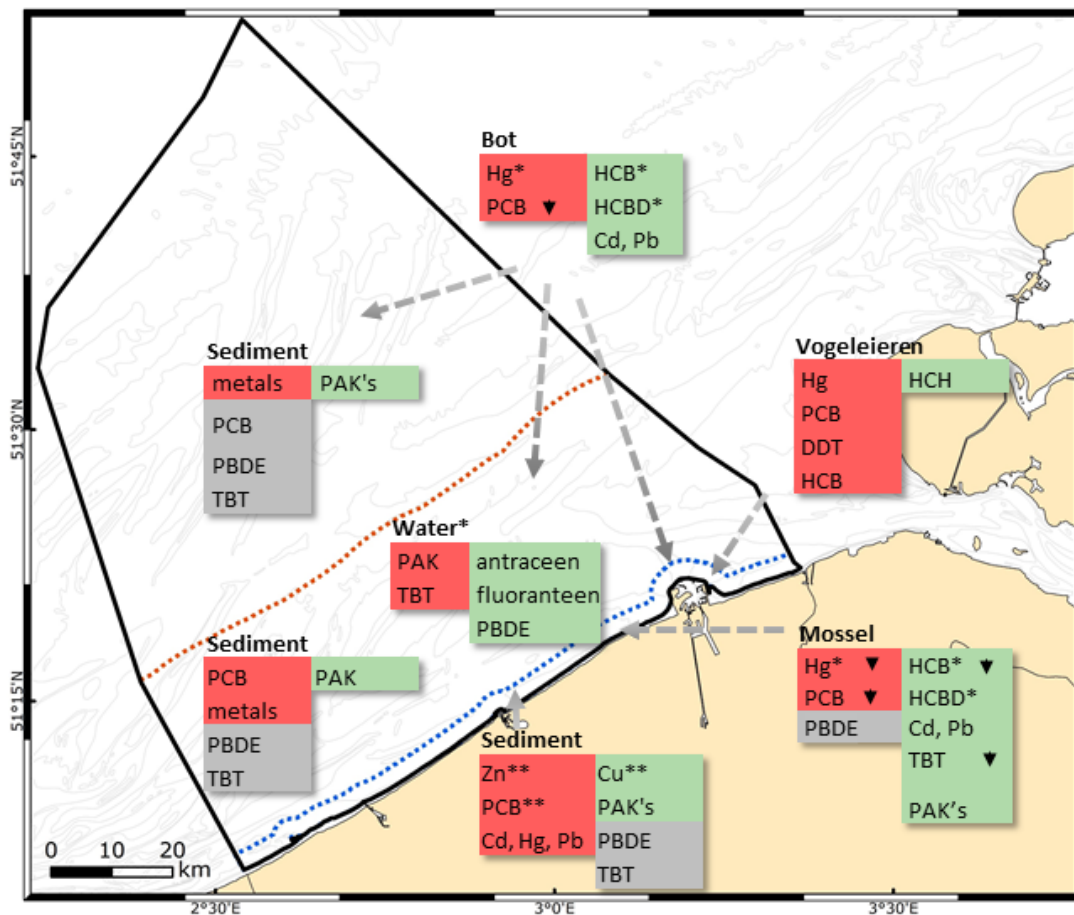
Het meetnet voor chemische monitoring in het kader van de KRW en OSPAR is weergegeven op onderstaande kaart.



Figuur 2.32. Monitoringsstations voor chemische monitoring, EROD-activiteit en aangespoeld zwerfvuil.

Onderstaande figuur (Figuur 2.33) geeft een overzicht van de toestand voor de concentraties aan polluenten samen met de beoordeelde zone en de matrix waarin de stof werd gemeten. Normen zijn nog niet beschikbaar voor alle stoffen en zijn, b.v. voor metalen nog voor verbetering vatbaar. Een herziening van bepaalde milieucriteria zal op regionaal niveau bekeken worden. Bijna alle stoffen waarvoor de goede milieutoestand niet gehaald werd, behoren tot de persistente, bioaccumulerende en toxische stoffen (bv., PCB's en kwik). Zeker bij toppredatoren, zoals de visdief, worden door ophoping in de voedselketen hoge concentraties aan persistente

polluenten gemeten. Zelfs indien maatregelen zijn genomen om de emissies te beperken of te beëindigen, kunnen deze stoffen nog lang in het mariene milieu voorkomen en zullen, door de persistente aard, de concentraties heel geleidelijk afnemen. Dalende concentraties werden opgemerkt voor kwik, lood, tributyltin, PCB's en PAK's. Door het gebruik van koper als vervanging van TBT in antifoulingverven, zal in de komende jaren bijzondere aandacht gaan naar de opvolging van dit metaal. Verder werd een screening opgestart van een hele reeks bijkomende stoffen (KRW), waaronder geneesmiddelen en nieuwe pesticiden in het oppervlaktewater.



Figuur 2.33. Overzicht van de evaluatie van concentraties aan verontreinigende stoffen voor het BDNZ, kustwateren (1nm), territoriale wateren (tussen 1 en 12nm) en offshore (> 12nm) gebied. Rood: niet goed, overschrijding van de norm; groen: goed. Met * KRW Prioritaire stoffen, **RBSP: KRW Scheldespecifieke verontreinigende stoffen.

Voor de effecten van chemische verontreiniging werd een goede toestand bereikt voor de biomarker gebaseerd op het EROD-activiteitsniveau. Om wijzigingen in het voorkomen van visziekten te detecteren, zijn nog bijkomende jaren aan gegevensverzameling nodig. De oliebevuilingsgraad van zeezoeten is sterk verminderd. Dit is in overeenstemming met de dalende tendens in geobserveerde illegale olielozingen door luchttoezicht. Tijdens de laatste zes jaar, werd één significante acute olieverontreiniging waargenomen na het ongeval waarin de Flinterstar was betrokken, maar de effecten bleven zeer beperkt door de snelle opstart van oliebestrijdingsacties.

2.6.1. Prioritaire stoffen

Karien De Cauwer, Bavo De Witte en Koen Parmentier

Polycyclische aromatische koolwaterstoffen en tributyltin overschrijden de milieukwaliteitsnormen in de Belgische territoriale wateren. Voor tributyltin blijken de jaargemiddelden zelfs de maximaal aanvaardbare concentraties te overschrijden. Er wordt verwacht dat de gehalten aan TBT langzaam zullen dalen.

Concentraties aan hexachloorbenzeen en hexachloorbutadieen in biota zijn beduidend lager dan de norm. De milieukwaliteitsnorm voor kwik in biota wordt overschreden. Deze norm is echter lager dan de achtergrondwaarde zoals bepaald door OSPAR voor vis.

2.6.1.1. Inleiding

De KRW definieert milieukwaliteitsnormen (MKN) voor 33 prioritaire stoffen waarvan 13 als gevaarlijk werden gekwalificeerd. Deze MKNs zijn uitgedrukt als jaargemiddelde (JG-MKN) en in bepaalde gevallen, als maximaal aanvaardbare concentratie (MAC-MKN). Dit is gebaseerd op de matrix "water". Voor de stoffen kwik, hexachloorbenzeen en hexachloorbutadieen maakt België echter gebruik van de mogelijkheid (door de definitie van een MKN in biota in de Richtlijn 2008/105/EG) om de matrix biota te beschouwen.

Uit deze lijst van stoffen, selecteert het KB van 23 juni 2010, Art. 16, §1, 3° 14 stoffen (zie Tabel 2.15). Deze keuze heeft als doel om de analyse van langetermijntendenzen van prioritaire stoffen die neiging hebben te accumuleren in sediment en/of biota mogelijk te maken. Tabel 2.15 geeft het evaluatiekader weer van deze stoffen.

Na aanpassing door Richtlijn 2013/39/EU, werden MKN gedefinieerd voor meerdere prioritaire stoffen in de matrix biota. De lijst werd eveneens uitgebreid met twaalf bijkomende stoffen. Voor zeven bestaande stoffen werden strengere MKN vastgesteld.

In de uitvoering van de KRMS is herbruik van de KRW-evaluatie voorzien. Hier worden de resultaten uit de KRW evaluatie beknopt weergegeven. Voor meer informatie wordt verwezen naar het Stroomgebiedsbeheersplan voor de Belgische kustwateren (Belgische Staat, 2016). Enkele aanpassingen in dit document zijn: vergelijking met de aangepaste MKN en incorporatie van recentere gegevens voor biota. De KRW-Scheldespecifieke stoffen (Cu, Zn en PCB's) worden besproken in 2.6.2.

Tabel 2.15. Milieukwaliteitsnormen (MKN) voor KRW prioritaire stoffen volgens Richtlijn 2008/105/EC, originele en herziene door richtlijn 2013/39/EU (met x: operationele monitoring, xx: niet uitvoerbaar wegens analytische problemen, ° geen overschrijding verwacht op basis van meetresultaten in Schelde en/of oudere datasets, JG: jaargemiddelde, MAC: maximaal aanvaardbare concentratie).

Nr	Stof		JG- MKN water µg/l	MAC- MKN water µg/l	MKN biota µg/kg	Aanpassing 2013/39/EU	
						MKN water µg/l	MKN biota µg/kg
2	Antraceen	x	0,1	0,4			
5	Gebromeerde difenylethers ⁽¹⁾ (PBDE's)	x	0,0002	/		MAC: 0,014	0,0085
6	Cadmium	°	0,2				
7	C10-C13-chlooralkanen	xx	0,4	1,4			
12	Ftalaat-DEHP	°	1,3				
15	Fluoranteen	x	0,1	1			30
16	Hexachloorbenzeen (HCB)		0,01	0,05	10		
17	Hexachloorbutadieen (HCBd)		0,1	0,6	55		
18	Hexachloorcyclohexaan	°	0,002	0,02			
20	Lood	°	7,2				
21	Kwik (Hg)		0,05	0,07	20		
26	Pentachloorbenzeen	°	0,007				
28	PAK:	x					
	benzo(a)pyreen	x	0,05	0,1		JG: 0,00017 MAC: 0,027	5
	benzo(b)fluoranteen & benzo(k)fluoranteen	x	0,03	/			
	benzo(ghi)peryleen & indeno(1,2,3-cd)pyreen	x	0,002	/			
30	Tributyltin (TBT)	x	0,0002	0,0015			

⁽¹⁾Congeneren 28, 47, 99, 153 en 154

2.6.1.2. Achtergrond

Chemische verontreiniging van het oppervlaktewater kan leiden tot acute en chronische toxiciteit voor in het water levende organismen, accumulatie van verontreinigende stoffen in het ecosysteem en verlies van habitats en biodiversiteit. Het vormt tevens een bedreiging voor de gezondheid van de mens. Uit de stoffen die een significant risico vormen voor het aquatisch milieu werden, in het kader van de KRW, stoffen geselecteerd die prioriteit krijgen voor maatregelen op Unieniveau.

In het algemeen worden in het mariene milieu lagere concentraties gemeten in de waterkolom dan in bijvoorbeeld rivieren, waar een directere impact is van verschillende menselijke bronnen zoals o.a. industrie, landbouw of transport. Hierdoor wordt dan ook voornamelijk gekeken naar die stoffen die de neiging hebben te accumuleren in biota en sediment.

Kwik (Hg), hexachloorbenzeen (HCB) en hexachloorbutadieen (HCBD) zijn 3 stoffen die sterk kunnen accumuleren in biota. Hg-emissies kunnen een natuurlijke oorsprong hebben, zoals vb. bosbranden of vulkaanuitbarstingen, of een menselijke, industriële oorsprong hebben. Contaminatie van HCB en HCBD heeft een menselijke oorsprong. HCB werd gebruikt in pesticiden en kan ook vrijkomen tijdens chemische en metallurgische processen. HCBD, vroeger ook gebruikt als biocide, wordt nu hoofdzakelijk gebruikt als oplosmiddel voor andere gechloteerde verbindingen.

2.6.1.3. Geografisch gebied

Waterstalen worden genomen op W01, W05 en W06 gelegen in de territoriale wateren. Mosselen worden bemonsterd op de strandhoofden van Nieuwpoort, Oostende en Knokke. De staalname van bot wordt over een groter gebied uitgevoerd en is representatief voor het BDNZ (Figuur 2.32).

2.6.1.4. Methodologie

Maandelijks worden waterstalen genomen. De analysemethode wordt in detail beschreven in de standaard operationele procedure beschikbaar bij ECOCHEM, KBIN-OD Natuur. Per station werden de jaargemiddelde concentraties berekend en de maximale concentratie weerhouden om te vergelijken met de geldende milieukwaliteitsnormen.

Mosselen worden elk jaar in september bemonsterd. Botstalen worden ook jaarlijks genomen. Beide soorten worden ingedeeld in lengteklassen volgens OSPAR richtlijnen (OSPAR, 2010) en geanalyseerd op de aanwezigheid van Hg, HCB en HCBD door ILVO in samenwerking met CODA-CERVA (Lauwaert et al., 2016; De Witte et al., 2014). De resultaten worden per soort gemiddeld. Trendanalyse werd uitgevoerd door OSPAR.

2.6.1.5. Resultaten en trend

Tabel 2.16 toont de resultaten voor de prioritare stoffen in water gemeten op drie monitoringsstations (zie ook Belgische Staat, 2016).

Antraceen & fluoranteen in water

Voor antraceen liggen de resultaten 40 à 100 keer **lager** dan de JG-MKN en de MAC-MKN. Op geen enkel station in geen enkel jaar wordt het jaargemiddelde overschreden. Enkel het gemiddelde en de maximumwaarde over heel de periode werd weergegeven in de tabel. De resultaten voor fluoroanteen zijn gelijkaardig en overschrijden nooit de JG-MKN.

Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's) in water

Voor de som van benzo(b)fluoranteen en benzo(k)fluoranteen, lagen de jaargemiddelde concentraties steeds **lager** dan de JG-MKN. Voor de som van benzo(g,h,i)peryleen met indeno1,2,3(c,d)pyreen werd de JG-MKN overschreden in 50% van de gevallen. Op W01, waar de norm jaarlijks werd overschreden, lag het jaargemiddelde vier- à zevenmaal **hoger** dan de JG-MKN. Voor benzo(a)pyreen, werd het jaargemiddelde en de MAC-MKN nooit overschreden (gemiddelde van 0,0023 µg/l over heel de periode) (Belgische Staat, 2016).

Volgens de herziene richtlijn betreffende prioritair stoffen (Richtlijn 2013/39/EU), dient enkel nog benzo(a)pyreen gemonitord te worden als marker voor andere PAK's. De herziene JG-MKN wordt in alle stations elk jaar overschreden. De nieuwe MAC-MKN wordt niet overschreden. De hoogste concentraties werden gemeten in de éénmijlszone met een factor van 20 tot 40 keer hoger dan de norm.

Gebromeerde difenylethers (PBDE's) in water

Voor de congenen 47, 99, 100 en 154 werd de JG-MKN overschreden in respectievelijk 61, 67, 17 en 28% van de gevallen (Belgische Staat, 2016).

De herziene richtlijn voorziet nu, naast een norm in biota, enkel in een MAC MKN voor de som van de congenen 28, 47, 99, 100, 153 en 154. Door deze wijziging wordt in geen enkel jaar een overschrijding waargenomen voor de PBDE's (zie Tabel 2.16).

TBT in water

Over de periode 2009-2013 werden 78 stalen genomen op drie stations. Het gemiddelde werd berekend over deze periode wegens het lager aantal meetresultaten en bedraagt 0,0034 µg/l, hoger dan de JG-MKN en zelfs hoger dan de MAC-MKN. De maximale concentratie is 0,016 µg/l. Op station W06 is de situatie het slechtst met een gemiddelde dat bijna 21-maal de JG-MKN bedraagt en een maximale concentratie van bijna 11-maal de MAC-MKN, ver verwijderd van de JG-MKN en de MAC-MKN.

Andere prioritair stoffen in water

Voor de ftalaten (di(2-ethylhexyl)-ftalaat), hexachloorcyclohexaan (HCH) en pentachloorbenzeen kan op basis van resultaten gemeten in de Schelde en op basis van de terrestrische oorsprong, aangenomen dat er geen probleem is voor deze stoffen in de Belgische kustwateren (Belgische Staat, 2016). Voor de opvolging van zware metalen (oa cadmium en lood) in het mariene milieu, is de matrix water niet de meest relevante. De monitoring hiervan vindt plaats in biota en sediment.

Tabel 2.16. Concentraties aan prioritair stoffen in water ($\mu\text{g/l}$) (groen: lager dan MKN, rood: hoger dan MKN, grijze tekst: evaluatie a.d.h.v. vorige normen).

Parameter	Periode	W01		W05		W06		Aantal stalen	Totaal	
		Gem.	Max	Gem.	Max	Gem.	Max		Gem.	Max
Antraceen	2009-2014	0,0016	0,0045	0,0008	0,0074	0,0009	0,0137	188	0,0011	0,0137
Fluoranteen	2009-2014	0,0060	0,0334	0,0023	0,0249	0,0020	0,0359	188	0,0034	0,0359
BBF+BKF	2009-2014	0,0127	0,0582	0,0041	0,0572	0,0000	0,0198	188	0,0066	
BGHIP+ICDP	2009	0,0084	0,0226	0,0007	0,0011	0,0006	0,0013	29		
BGHIP+ICDP	2010	0,0089	0,0137	0,0013	0,0030	0,0012	0,0031	33		
BGHIP+ICDP	2011	0,0088	0,0197	0,0018	0,0068	0,0009	0,0021	33		
BGHIP+ICDP	2012	0,0137	0,0299	0,0031	0,0102	0,0019	0,0078	35		
BGHIP+ICDP	2013	0,0110	0,0270	0,0052	0,0191	0,0026	0,0049	28		
BGHIP+ICDP	2014	0,0079	0,0135	0,0010	0,0035	0,0010	0,0038	30		
Benzo(a)pyreen	2009	0,0042	0,0110	0,0008	0,0051	0,0004	0,0005	29	0,0023	0,0173
Benzo(a)pyreen	2010	0,0042	0,0078	0,0007	0,0012	0,0006	0,0018	33		
Benzo(a)pyreen	2011	0,0034	0,0112	0,0015	0,0075	0,0019	0,0168	32		
Benzo(a)pyreen	2012	0,0067	0,0173	0,0015	0,0050	0,0010	0,0037	35		
Benzo(a)pyreen	2013	0,0049	0,0126	0,0031	0,0150	0,0011	0,0026	28		
Benzo(a)pyreen	2014	0,0045	0,0098	0,0004	0,0014	0,0004	0,0017	30		
Som PBDE's	2009-2014		0,0131		0,0127		0,0127	150		
TBT	2011-2013	0,0029	0,007	0,0032	0,013	0,0042	0,0160	78	0,00341	0,016

BBF+BKF : som van benzo(b)fluoranteen en benzo(k)fluoranteen

BGHIP+ICDP : som van benzo(g,h,i)peryleen met indeno1,2,3(c,d)pyreen

Som PBDE's: som van congenere 28, 47, 99, 100, 153, 154

Hg, HCB en HCBd in biota

Tabel 2.17 toont de gemiddelde waarde aan Hg, HCB en HCBd in mosselen en bot per locatie. Trendanalyse op deze data werd uitgevoerd door OSPAR (OSPAR, 2017a). Wegens gebrek aan geschikte conversiemethodes, worden meetwaarden voor zowel bot als mosselen vergeleken met de MKN, hoewel deze strikt genomen bepaald is voor vis op trofisch niveau 4 (OSPAR, 2016b). De concentraties voor HCB en HCBd blijven ruim onder de milieukwaliteitsnorm. Voor Hg daarentegen wordt een systematische overschrijding van de milieukwaliteitsnorm waargenomen, met gemiddelde waarden tot 2 maal de MKN in mosselen te Knokke en meer dan 3 keer de MKN in botfilet.

Tabel 2.17. Concentraties aan kwik (Hg), hexachloorbenzeen (HCB) en hexachloorbutadieen (HCBD) in mariene organismen in µg/kg voor de periode 2011-2016, met HCBD vanaf 2015 (groen: lager dan MKN, rood: hoger dan MKN, pijl toont de geobserveerde trend).

Soort	Locatie	Hg	HCB	HCBD
Mossel	Nieuwpoort	25,8 ± 4,9 ↓	<0.010 ↓	<0.2
	Oostende	31,0 ± 3,2 ↓	<0.010 ↓	<0.2
	Knokke	39,6 ± 6,3 ↓	<0.010 ↓	<0.2
Bot	BDNZ	73,7 ± 23,8 ↓	0,06 ± 0,08 ↓	<0.2
MKN		20	10	55

2.6.1.6. Conclusies

Normoverschrijdingen van de concentraties in water werden vastgesteld voor de congenen 47, 99, 100 en 154 van de gebromeerde difenylethers (PBDE's), de som van benzo(g,h,i)peryleen met indeno1,2,3(c,d)pyreen), en tributyltin, zowel voor het jaargemiddelde als voor de MAC-MKN (Belgische staat, 2016).

Met toepassing van de richtlijn 2013/39/EU, zijn de normoverschrijdingen beperkt tot PAK's, met benzo(a)pyreen als marker, en tributyltin. Tributyltinconcentraties tot bijna 20x hoger dan de milieukwaliteitsnorm worden waargenomen. Door het passeren van één van de drukste scheepvaartroutes ter wereld is dat een te verwachten probleem. Aangezien deze stoffen de neiging hebben te accumuleren in sediment, is het relevant de evolutie in biota of sediment op te volgen waar kan opgemerkt worden op basis van de meest recente gegevens dat de situatie verbetert (zie 2.6.2 en 2.6.4). Er wordt verwacht dat de gehalten aan TBT verder zullen dalen maar gezien de lange levensduur in anoxische sedimenten kan deze stof nog voor enige tijd invloed uitoefenen op het ecosysteem van het BDNZ (Belgische staat, 2016). De nodige maatregelen zijn genomen (TBT is verboden op schepen) maar het gebruik via andere toepassingen (b.v. in de houtverduurzaming) neemt toe.

Voor zowel HCB als HCBD wordt een goede milieustatus bereikt met concentraties die voor beide componenten minstens een factor 100 lager liggen dan de milieukwaliteitsnorm. Specifiek werd HCBD in geen enkel staal waargenomen boven de detectielimiet. Ook in vis van inlandse wateren in België wordt een HCBD-waarde hoger dan 0,1 µg/kg slechts uitzonderlijk opgemeten (Teunen et al., 2017). Bovendien zijn de emissies in Europa laag, in 2008 ca. 140 kg/jaar (Van Wijk et al., 2010) en wordt het risico voor het marien milieu laag ingeschat (Van Wijk et al., 2010) waardoor het opvolgen van deze component in het marien milieu geen prioriteit hoeft te zijn.

De milieukwaliteitsnorm voor kwik werd overschreden voor zowel mosselen als botfilet. Dit is in lijn met internationale metingen, want in ieder land dat de OSPAR conventie heeft ondertekend wordt de milieukwaliteitsnorm voor Hg overschreden (OSPAR, 2016b). Ook in vis in inlandse wateren wordt deze norm overschreden, variërend van 24,2 tot 250 µg/kg voor baars tot 74,2 tot 332 µg/kg voor paling (Teunen et al., 2017). Gebaseerd op de Hg-norm van 20 µg/kg wordt een goede milieustatus bijgevolg niet gehaald. Een dalende trend wordt waargenomen voor Hg in mosselen van Oostende en Nieuwpoort. In de trendanalyse voor heel de zuidelijke Noordzee wordt geen dalende trend waargenomen voor Hg in biota voor de periode 1995-2015 (OSPAR, 2017). Omdat kwik gekenmerkt wordt door een globale circulatie, zowel via stromingen als atmosferisch, en er continu uitwisseling plaatsvindt, heeft Europa de concentraties niet zelf in de hand en moeten extra inspanningen in een intercontinentaal kader bekeken worden.

Binnen OSPAR zijn de achtergrondwaarden voor Hg vastgelegd op 5-10 µg/kg versgewicht voor mosselen en 10-70 µg/kg versgewicht voor vis (OSPAR, 2005). Aangezien de milieukwaliteitsnorm nabij of zelfs lager dan de achtergrondwaarde ligt, is het wellicht onmogelijk om in de zuidelijke Noordzee de milieukwaliteitsnorm te halen.

2.6.1.7. Kwaliteitsaspecten

ECO-CHEM, KBIN-OD Natuur is geaccrediteerd volgens ISO17025 voor, onder andere, PAK's en organotinverbindingen. De betrouwbaarheid van de analysemethode wordt omschreven in de standaard operationele procedure.

De basismatrix voor toetsing aan deze Europees wettelijk vastgelegde normen is de waterkolom (met enkele uitzonderingen), wat voor hydrofobe stoffen een technisch moeilijke oefening kan betekenen. Voor PAK's en TBT werd de analysemethode reeds geoptimaliseerd, maar de vereiste detectielimieten worden nog steeds niet gehaald (Belgische Staat, 2016). Tot op heden zijn de gemeten waarden voor deze stoffen doorgaans een stuk hoger dan de vereisten. Voor PAK's, evenals PBDE's, bieden de de bijkomende normen voor de matrix biota een oplossing. De monitoring van deze stoffen kan in de toekomst in biota gebeuren.

Alle aspecten van de staalname van mosselen en bot, zoals frequentie, periodiciteit en verdeling in lengteklassen gebeuren volgens OSPAR richtlijnen (OSPAR, 2010). Analyse van HCB en HCBd werd uitgevoerd door ILVO en analyse van Hg door CODA-CERVA, alle met strikte kwaliteitscontroles. Iedere sequentie werd opgevolgd met eerste lijncontroles door middel van positieve controles, solventblanco's en procedureblanco's.

De laboratoria nemen, als derde lijncontrole, deel aan ringonderzoeken voor de betreffende analyses in de QUASIMEME interlaboratorium studies.

2.6.1.8. Data en analyse

Data en metadata zijn ter beschikking op het BMDC (www.bmdc.be). De analyses van kwik in biota werden uitgevoerd door het Centrum voor Onderzoek in Dierengeneeskunde en Agrochemie (CODA).

2.6.1.9. Referenties

Belgische Staat (2016). Stroomgebiedsbeheersplan voor de Belgische kustwateren voor de implementatie van de Europese Kaderrichtlijn Water (2000/60/EG) voor de periode 2016-2021. Federale Overheid van België., 96 pp.

De Witte, B., Devriese, L., Bekaert, K., Hoffman, S., Vandermeersch, G., Cooreman, K., Robbens, J., 2014. Quality assessment of the blue mussel (*Mytilus edulis*): Comparison between commercial and wild types. *Marine Pollution Bulletin*, 85, 146-155.

Lauwaert, B., De Witte, B., Devriese, L., Fettweis, M., Martens, C., Timmermans, S., Van Hoey, G., Vanlede, J., 2016. Synthesis report on the effects of dredged material dumping on the marine environment (licensing period 2012-2016). RBINS-ILVO-AMT-AMCS-FHR report BL/2016/09, 107p.

OSPAR, 2005. Agreement on Background Concentrations for Contaminants in Seawater, Biota and Sediment. Ospam agreement 2005-6, 4p.

OSPAR, 2010. JAMP guidelines for monitoring contaminants in biota, rev. 2010, 120p.

- OSPAR, 2016a. Levels and trends in marine contaminants and their biological effects – CEMP Assessment report 2015, 10p.
- OSPAR, 2016b. Mercury assessment in the marine environment. Assessment criteria comparison (EAC/EQS) for mercury, 42p.
- OSPAR, 2017. Status and trends for heavy metals (mercury, cadmium and lead) in fish and shellfish. OSPAR intermediate assessment 2017, OSPAR commission, www.ospar.org/assessments.
- Teunen, L., Belpaire, C., Dardenne, F., Blust, R. Bervoets, L., 2017. Veldstudie naar de monitoring van biota in het kader van de rapportage van de chemische toestand voor de Kaderrichtlijn Water 2015-2016. Universiteit Antwerpen in samenwerking met het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO), in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, Antwerpen, België.
- Van Wijk, D., Presow, S., Jones, A. 2010. Hexachlorobutadiene marine risk assessment for the North Sea and evaluation of secondary poisoning risks, 14th SETAC LCA CSS, Gothenburg, Sweden.

2.6.2. Vervuilende stoffen in sediment en biota

Bavo De Witte, Karien De Cauwer en Koen Parmentier

Voor PCB's wordt de OSPAR milieukwaliteitsnorm niet gehaald voor 2 van de 7 congenen: zowel voor CB118 (sediment en biota) als CB101 (biota) wordt de norm overschreden. Voor de meeste congenen, waaronder de twee problematische, wordt een dalende trend in biota waargenomen. Recent onderzoek toont echter aan dat PCB-concentraties in marien sediment op het BDNZ niet significant gedaald zijn sinds 2005. Over een langere tijdsperiode (1995-2015) is er wel een significante daling waarneembaar in het zuidelijk Deel van de Noordzee.

Geen overschrijdingen worden waargenomen voor PAK's in sediment en in mosselen. In mosselen wordt voor benzo(a)pyreen een dalende trend vastgesteld. In de regionale beoordeling voor de zuidelijke Noordzee wordt een dalende trend waargenomen in biota, maar niet in sediment.

Voor koper, chroom, lood, zink en kwik in sediment wordt de norm op verschillende locaties overschreden. Voor cadmium wordt de norm op 2 locaties overschreden. Deze benadering stelt een worst case scenario voor (zie 2.6.2.6). In biota wordt de norm niet overschreden voor looden cadmium en wordt een dalende trend waargenomen voor lood in mosselen op 2 locaties.

Concentraties aan tributyltin in sediment zijn meestal lager dan de detectielimiet. Hoewel trendanalyse niet mogelijk was, wijzen de resultaten op een verbetering van de toestand. Het ecologisch effect van deze concentraties is nog onbekend door het ontbreken van evaluatiecriteria.

Hetzelfde geldt voor de concentraties aan polygebromeerde difenylethers in biota en sediment. Concentraties zijn meestal lager dan de bepalingsgrens.

2.6.2.1. Inleiding

De concentraties aan verontreinigende stoffen in biota en sediment worden vergeleken met door OSPAR bepaalde milieucriteria waaronder geen negatief effect verwacht wordt (Environmental Assessment Criteria, EAC) en achtergrondwaarden (background assessment criteria, BAC) die aanduiden wat de natuurlijke achtergrond van een contaminant is (OSPAR, 2013). Deze waarden zijn weergegeven bij de resultaten. OSPAR Hazardous Substances Strategie heeft als doel concentraties te bereiken dichtbij nul voor antropogene synthetische stoffen.

EAC-waarden voor organische stoffen in sediment zijn genormaliseerd naar 2,5% totaal organisch koolstof (TOC). Voor PAK's en zware metalen in sediment maakt OSPAR gebruik van US-EPA ERL-waarden (Environmental Risk Limits) bepaald op niet-genormaliseerd en niet-gezeefd sediment (OSPAR, 2009a). Voor biota zijn de EAC-waarden uitgedrukt in vetgewicht of na omrekening met speciesspecifieke factoren in natgewicht. Voor zware metalen in biota hanteert OSPAR de EU voedselcriteria.

Hoewel OSPAR in de tussentijdse beoordeling enkel rapporteerde over de drie belangrijkste metalen, nl kwik, lood en cadmium, worden hier de resultaten van meerdere metalen, opgenomen in het OSPAR Coordinated Environmental Monitoring Programme (CEMP), getoond. Twee hiervan, koper en zink, zijn ook relevant voor de Kaderrichtlijn Water omdat ze in het kader van het Internationale Scheldeverdrag beschouwd worden als

specifieke verontreinigende stoffen voor de Schelde. Verder maken ook polychloorbifenylen deel uit van de Scheldespecifieke stoffen. Gezien het gebrek aan MKN voor deze substanties, wordt gebruik gemaakt van de EAC zoals gedefinieerd en gebruikt door OSPAR voor de matrix sediment.

Voor organotinverbindingen in sediment en polygebromeerde vlamvertragers in sediment en biota werden geen milieukwaliteitsnormen door OSPAR bepaald.

2.6.2.2. Achtergrond

PCB's komen van nature niet voor in het marien milieu. Tussen 1930 en 1983 werden grote hoeveelheden PCB's geproduceerd die door lozingen, lekken, verdamping of accidenten in het milieu terecht kwamen. Hoewel PCB's reeds sinds de jaren '80 niet meer geproduceerd worden, zijn er nog steeds bronnen van PCB's aanwezig, zoals vb. dumpen van afval, PCB-bevattende uitrusting en remobilisatie uit sediment of bij bepaalde thermische of chemische processen. Daarom geeft OSPAR aan dat er sinds 1998 op veel plaatsen geen of slechts een beperkte daling optreedt van de PCB concentratie in het marien milieu. Theoretisch zijn er 209 PCB congenen. Op basis van hun relatief hoge abundantie in technisch geproduceerde mengsels en toxiciteit werden 7 zogenaamde indicator-PCB's geselecteerd voor de opvolging van de toestand, namelijk CB28, CB52, CB101, CB118, CB138, CB153 en CB180.

PAK's zijn aromatische koolwaterstoffen die enkel uit waterstof en koolstof zijn opgebouwd. Door US EPA worden 16 PAK's als prioritair naar voren geschoven voor milieu-analyse. Uit deze lijst heeft OSPAR 9 PAK's geselecteerd om op te volgen binnen nationale monitoringsprogramma's: anthraceen (ANT), benzo(a)anthraceen (BAA), benzo(ghi)peryleen (BGHHP), benzo(a)pyreen (BAP), chryseen (CHR), fluorantheen (FLU), indeno[1,2,3-cd]pyreen (ICDP), pyreen (PYR) en fenanthreen (PA). PAK's worden ook door natuurlijke activiteiten gevormd in branden, en zijn wijdverspreid in het marien milieu door offshore activiteiten, olieverontreiniging en rivierlozingen maar evenzeer door atmosferisch transport van PAK's na verkeers- en industriële emissies. PAK's hebben carcinogene en mutagene eigenschappen maar kunnen ook andere nadelige effecten hebben zoals vb. oog-, huid- of slijmvliesirritaties.

Zware metalen omvatten onder andere lood (Pb), kwik (Hg), zink (Zn), koper (Cu), chroom (Cr), cadmium (Cd), nikkel (Ni) en arseen (As). De concentratie aan zware metalen in het marien milieu wordt bepaald door de natuurlijke achtergrond en door menselijke inbreng. Zowel via de lucht als het water kunnen zware metalen in het marien milieu terechtkomen. In de jaren '90 werd een sterke daling van de concentraties waargenomen door emissiereducties bij industriële verbrandingsprocessen, metaalproductie, transport en afvalstromen. Sinds de jaren 2000 is de daling beperkter of worden voor sommige metalen lokaal stijgende trends waargenomen. De toepassing van metalen in nanopartikels, waarvan zowel de hoeveelheid als het aantal toepassingen sterk stijgt, levert lokaal toenemende concentraties op.

Organotinverbindingen zijn toxisch voor vele mariene organismen, en leiden tot o.a. verminderde reproductie bij verschillende weekdieren (zie 2.6.4).

PBDE's of polygebromeerde difenylethers worden voornamelijk als vlamvertragers gebruikt in verschillende materialen zoals plastic, textiel, elektronische producten, bouw materiaal, meubelen en voertuigen. PBDE's zijn wijdverspreid en kunnen in het milieu terechtkomen door o.a. emissies tijdens productieprocessen,

afvalrecyclage en lekken op afvalstortplaatsen. Deze stoffen hebben de neiging tot binding met sediment en zijn niet water-oplosbaar. Ze zijn toxisch en persistent en kunnen accumuleren in vis of mosselen.

2.6.2.3. Geografisch gebied

Voor de sedimentanalyse worden 10 staalnamelocaties halfjaarlijks bemonsterd. Voor de analyse van biota worden mosselen van strandhoofden van Nieuwpoort, Oostende en Knokke bemonsterd (zie Figuur 2.32). Daarnaast wordt de staalname van bot uitgevoerd over een gebied, representatief voor het BDNZ.

2.6.2.4. Methodologie

In een halfjaarlijkse staalnamecampagne (januari en juli) worden sedimentstalen genomen op 10 stations (W01-W10). De concentratie aan contaminanten worden bepaald op de <63 µm fractie na natte zeving. Op de locaties W08, W09 en W10 is het aandeel <63µm partikels klein, waardoor er niet steeds voldoende materiaal aanwezig is om alle parameters te analyseren.

Er worden ook jaarlijks mosselen en botstalen genomen (zie 2.6.1). PCB's worden opgemeten in de lipidenfractie en omgerekend naar een concentratie uitgedrukt in natgewicht a.d.h.v. het totale lipidengehalte. PAK's en zware metalen worden geanalyseerd op verse stalen en uitgedrukt in µg/kg versgewicht. Organotin en PBDE's worden bepaald op gevriesdroogde stalen.

PCB's en PAK's in sediment werden geanalyseerd m.b.v GC-MS (GC-ECD voor 2014) na een versnelde vloeistofextractie zoals beschreven in De Witte et al. (2016). Extractie en opzuivering voor de bepaling in biota is beschreven in De Witte et al. (2014) en Van Hoey et al. (2012). Voor meer informatie over destructie, extractie en analyse van zware metalen op sediment en biota wordt verwezen naar De Witte et al. (2016) en Lauwaert et al. (2016). Organotin, na ethylering, en PBDE's, na versnelde vloeistofextractie, worden eveneens geanalyseerd via GC-MS (Triple Quad voor analyse van biota en sedimentstalen sinds 2014) volgens de procedures beschreven en beschikbaar bij ECOCHEM.

Binnen OSPAR-beoordelingen worden de concentraties in sediment genormaliseerd naar 2,5% totaal organisch koolstof (TOC) voor organische stoffen en 5% aluminium voor metalen om te compenseren voor het verschil in sedimentsamenstelling zoals bv. korrelgrootteverdeling en gehalte aan organisch materiaal (OSPAR, 2011). Deze benadering leidt tot een worst-case analyse ten opzichte van de ERL-limiet.

Voor de beoordeling van de toestand, baseert OSPAR zich op de gemodelleerde waarde, na log-transformatie, voor het meest recente monitoringsjaar vermeerderd met het 95% betrouwbaarheidsinterval. Deze bovengrens, die rekening houdt met de variatie tussen de metingen, wordt rechtstreeks vergeleken met de BAC- en EAC-waarden. Voor biota werd de meest recente OSPAR-MIME-beoordeling gebruikt (OSPAR, 2017a). Voor sediment werd een eigen beoordeling uitgevoerd op basis van meer gegevens, binnen de periode 2011-2015, aan de hand van een lineaire trend in log-concentratie, met het 95% betrouwbaarheidsinterval, over een periode van ongeveer 5 jaar. Bij onvoldoende datapunten, werd conform de OSPAR benadering, de gemiddelde log-waarde berekend.

Wegens het ontbreken van een norm voor organotinverbindingen in sediment werd een lineaire trendanalyse uitgevoerd na log-transformatie op basis van gegevens 2007-2015.

2.6.2.5. Resultaten en trend

Polychloorbifenylen

De resultaten voor PCB's in sediment zijn weergegeven in Tabel 2.18. Voor 6 van de 7 PCB's is de gemodelleerde 95% betrouwbaarheidsintervalwaarde lager dan de EAC maar hoger dan de BAC-waarde. Voor CB118 wordt evenwel de EAC-waarde overschreden op alle monitoringslocaties. Tijdreeksen op de W-monitoringspunten zijn nog te beperkt voor trendanalyse (OSPAR, 2016). In het zuidelijk deel van de Noordzee met data van 1995-2015 werd wel een significant dalende trend voor PCB's waargenomen (OSPAR, 2017b).

Tabel 2.18. PCB-concentraties (genormaliseerd 2,5% TOC) in sediment in $\mu\text{g}/\text{kg}$: 95% betrouwbaarheidsinterval op gemodelleerde concentratie in 2014 en gemiddelde voor W01 (2011-2014).

Locatie	CB28	CB52	CB101	CB118	CB138	CB153	CB180
W01	0,35	0,31	0,59	0,79	1,08	1,41	0,61
W02	0,85	0,55	1,25	1,46	1,33	2,37	1,00
W03	1,15	0,36	0,95	1,48	1,16	1,92	0,72
W04	0,71	0,34	0,73	1,03	1,03	1,54	0,64
W05	0,37	0,30	0,43	0,82	1,13	1,30	0,42
W06	0,66	0,21	0,76	2,26	2,07	3,47	1,48
W07	0,29	0,20	0,54	0,95	1,17	1,24	0,42
EAC	1,7	2,7	3	0,6	7,9	40	12
BAC	0,22	0,12	0,14	0,17	0,15	0,19	0,10

Voor biota wordt de EAC-norm van CB118 overschreden (Tabel 2.19). Voor mosselen bedroeg de overschrijding meer dan een factor 4, in botlever meer dan 2. Daarnaast werden in biota ook overschrijdingen waargenomen voor CB101 in mosselen van Oostende en Knokke. Voor alle congenere, uitgezonderd CB52, wordt wel een dalende trend waargenomen in mosselen en bot. Dit komt overeen met de regionale trendanalyse voor de zuidelijke Noordzee (OSPAR, 2017b).

Tabel 2.19. PCB's in mariene organismen in $\mu\text{g}/\text{kg}$ natgewicht: 95% betrouwbaarheidsinterval op gemodelleerde concentratie voor 2016 (blauw: lager dan BAC, groen: lager dan EAC, rood: hoger dan EAC, pijl toont de geobserveerde trend). Bron: OSPAR assessment (OSPAR, 2017a).

Soort	Locatie	CB28	CB52	CB101	CB118	CB138	CB153	CB180
mossel	Nieuwpoort	0,094 ↓	1,126	1,538	1,416	2,315	4,890	0,221 ↓
	Oostende	0,134	0,971	2,228 ↓	1,409 ↓	2,341 ↓	5,015 ↓	0,254 ↓
	Knokke	0,169	1,092	2,139 ↓	1,492 ↓	2,848 ↓	6,595 ↓	0,547 ↓
	BAC	0,128	0,128	0,119	0,102	0,102	0,102	0,102
	EAC	0,871	1,404	1,573	0,325	4,121	20,605	6,097
bot, lever	BDNZ	1,30	7,78 ↓	9,73 ↓	8,48 ↓	29,38 ↓	33,80 ↓	16,75 ↓
	BAC	0,10	0,08	0,08	0,10	0,09	0,10	0,11
	EAC	8,71	14,04	15,73	3,25	41,21	206,05	60,97

PAK's

Concentraties in sediment in het BDNZ zijn beduidend lager dan de ERL waardoor negatieve effecten op mariene organismen onwaarschijnlijk zijn. Voor BGHIP en ICDP zijn de concentraties zelfs lager dan de achtergrondwaarden (zie Tabel 2.20). In het algemeen zijn de resultaten hoger in de kustzone dan verder in zee. Er werd geen trendanalyses uitgevoerd vanwege de beperkte tijdsreeks op de W-locaties voor PAK-data (OSPAR, 2017a). Ook in de regionale beoordeling zijn de concentraties lager dan de ERL. Er werd voor het zuidelijk deel van de Noordzee geen dalende trend waargenomen sinds 1995 (OSPAR, 2017b).

Tabel 2.20. PAK's (genormaliseerd 2,5% TOC) in sediment in $\mu\text{g}/\text{kg}$: 95% betrouwbaarheidsinterval op gemodelleerde concentratie in 2015 (blauw: lager dan BAC, groen: lager dan ERL, rood: hoger dan ERL).

	ANT	BAA	BAP	BGHIP	CHR	FLU	ICDP	PA	PYR
W01	27.2	45.3	48.8	48.6	65.9	165.1	57.9	79.5	81.2
W02	36.3	64.7	69.2	68.9	87.8	217.8	90.6	108.7	111.2
W03	27.5	47.5	53.0	55.6	63.3	158.6	71.8	81.7	83.2
W04	34.4	64.1	67.6	61.2	82.4	159.8	76.8	123.4	117.5
W05	17.1	29.1	46.6	35.0	44.7	72.2	48.6	69.5	54.7
W06	10.0	16.7	22.3	16.9	22.0	35.9	26.2	42.8	31.4
W07	21.3	40.0	46.8	41.9	52.1	89.9	54.6	81.7	71.7
W08	20.0	27.5	35.4	38.9	38.7	78.4	39.3	119.5	53.0
W09	8.8	28.3	27.6	45.6	42.8	54.5	45.6	58.6	62.4
W10	18.1	43.3	41.7	56.5	63.4	106.7	63.8	217.9	130.3
ERL	85	261	430	85	384	600	240	240	665
BAC	5	16	30	80	20	39	103	32	24

In mosselen wordt voor geen enkele PAK de EAC-waarde overschreden (Tabel 2.21). De PAK-concentraties zijn wel hoger dan de BAC-waarde. Trendanalyse (OSPAR, 2016) geeft aan dat er enkel voor benzo(a)pyreen dalende trends worden opgemerkt in mosselen op het BDNZ. In een ruimere analyse, worden algemeen dalende PAK-trends waargenomen voor het zuidelijk deel van de Noordzee (OSPAR, 2017b).

Tabel 2.21. PAK's in mosselen in $\mu\text{g}/\text{kg}$ natgewicht: 95% betrouwbaarheidsinterval op gemodelleerde concentratie voor 2016 (met blauw: lager dan BAC, groen: lager dan EAC, rood: hoger dan EAC, pijl toont de geobserveerde trend). Bron: OSPAR status assessment (OSPAR, 2017a).

Locatie	ANT	BAA	BGHIP	BAP	CHR	FLU	ICDP	PYR	PA
Nieuwpoort	0,38	1,57	2,05	0,66	2,18	7,95	1,27	7,76	4,50
Oostende	0,46	2,23	2,43	0,88 ↓	2,75	10,71	1,46	9,40	4,16
Knokke	0,52	2,63	2,72	0,96 ↓	2,53	13,65	1,70	11,46	4,55
EAC	49,3	13,6	18,7	102	NVT	18,7	NVT	17	289
BAC	NVT	0,425	0,425	0,238	NVT	2,07	0,408	1,53	1,87

Metalen

Van de prioritaire metalen in sediment overschrijden Pb en Hg de ERL-waarde op de meeste locaties (Tabel 2.22): voor Pb worden de hoogste concentraties teruggevonden op grote afstand van de kust, met hogere waarden voor W05-W10 ten opzichte van W01-W04. Voor Hg, worden de hoogste waarden teruggevonden op W02 en W03, i.e. in de kustzone ter hoogte van respectievelijk Oostende en Nieuwpoort. Voor Cd werden overschrijdingen waargenomen op dezelfde 2 locaties.

Koper, zink en chroom overschrijden bijna overal de ERL-waarde, ook voorbij de territoriale wateren (Tabel 2.22). Op schaal van de zuidelijke Noordzee werden dalende trends waargenomen voor Hg, Pb en Cd in sediment van 1995-2015 (OSPAR, 2017b).

Tabel 2.22. Zware metalen in sediment (genormaliseerd 5% Al) in $\mu\text{g/g}$: 95% betrouwbaarheidsinterval op gemiddelde concentratie in 2014 en gemiddelde voor W08, W09 en W10 (2011-2012) en Arseen (2011-2012, 2015).

Locatie	As	Cd	Cu	Cr	Ni	Pb	Zn	Hg
W01	6,2*	0,75	18,8	123,3	35,4	46,6	186,0	0,31
W02	6,7*	1,27	28,6	131,9	36,0	65,7	212,7	0,36
W03	8,2*	1,37	39,9	135,9	39,6	129,4	313,8	0,37
W04	16,2*	0,84	58,0	126,0	38,7	203,7	350,6	0,29
W05	81,3*	0,47	51,5	150,5	64,6	583,0	314,1	0,23
W06	14,5*	0,26*	36,0	225,1	140,1	211,5	246,9	0,11
W07	28,7*	0,50	102,6	212,1	86,0	1159,8	483,8	0,26
W08	18,1*	-	51,0*	212,8*	95,0*	149,3*	139,4*	0,14*
W09	33,1*	0,24*	59,7*	190,8*	87,6*	224,5*	156,0*	0,16*
W10	132,9*	-	62,6*	312,9*	166,4*	378,2*	177,8*	0,18*
ERL	NVT	1,2	34	81	NVT	47	150	0,15
BAC	25	0,31	27	81	36	38	122	0,07

* Waarde berekend op minder dan 5 datapunten (OSPAR, 2017a)

In biota wordt voor zowel Cd en Pb het milieucriterium, voorgesteld door OSPAR (Tabel 2.23), gehaald. Ook Hg in biota haalt het milieucriteria van 500 $\mu\text{g/kg}$ natgewicht, dit in tegenstelling tot de evaluatie t.o.v. de veel lagere MKN die gehanteerd wordt in het kader van KRW en waarvoor verwezen wordt naar 2.6.1. Voor Pb wordt een dalende trend vastgesteld in bot en in mosselen. Op regionale schaal wordt (OSPAR, 2017b) voor de periode 1995-2015 een dalende trend waargenomen voor Pb en een stijgende trend voor Cd. Voor Hg wordt noch een stijging, noch een daling waargenomen.

Tabel 2.23. Zware metalen in mariene organismen in $\mu\text{g}/\text{kg}$: 95% betrouwbaarheidsinterval op gemiddelde concentratie voor 2016, uitgedrukt als $\mu\text{g}/\text{kg}$ natgewicht (blauw: lager dan BAC, groen: lager dan EAC, rood: hoger dan EAC, pijl toont de geobserveerde trend). Bron: OSPAR status assessment (OSPAR, 2017a).

Soort	Locatie	Cd	Pb
mossel	Nieuwpoort	150,18	207,15 ↓
	Oostende	213,60	224,25 ↓
	Knokke	362,09	319,56 ↓
bot	BDNZ	127,25	29,24
Beoordelingscriteria	EAC	1000	1500
mossel	BAC	163,2	221
bot	BAC	26	26

Organotinverbindingen

Er werden geen EACs opgesteld voor organotinverbindingen in sediment (voor biota zie 2.6.4). De hoogste tributyltin (TBT)-concentraties worden waargenomen in de éénmijlszone (Tabel 2.24). De maximale en gemiddelde (via log-transformatie) waarden geobserveerd in de periode 2011-2015 zijn lager dan deze bekomen tijdens de vier jaar voordien wat wijst op een verbetering van de toestand. Op de meeste locaties zijn de meerderheid van de concentraties zo laag dat ze niet accuraat gemeten kunnen worden (de bepalingsgrens daalde van $2\mu\text{g}/\text{kg}$ naar $0,41\mu\text{g}/\text{kg}$ voor resultaten vanaf 2014). Hierdoor is het aantal tijdsreeksen dat gebruikt kan worden voor trendanalyse beperkt tot één, nl. station W03 waar geen trend werd waargenomen.

Tabel 2.24. Tributyltin-concentraties (genormaliseerd 2.5% TOC) in sediment in $\mu\text{g}/\text{kg}$: minimale, maximale en gemiddelde (log) waarde in de periode 2007-2010 en 2011-2015.

	2007-2010		2011-2015	
	Min-max	Gem.	Min-max	Gem.
W01	<0.76 - 24.82	5.33	<1.03 - 7.67	2.79
W02	<1.85 - 24.78	8.05	<1.46 - 9.53	4.03
W03	3.94 - 7.2	5.16	<1.85 - 6.05	4.12
W04	<1.87 - 9.17	4.11	2.35 - 4.4	3.39
W05	<1.75 - 8.2	4.11	0.68 - <4.76	1.73
W06	<0.86 - 14	2.41	<1.32 - 4.76	2
W07	<0.74 - 5.26	2.18	0.87 - 2.12	1.43
W08	<1 - 4.69	1.96	<1.92 - <2.99	2.37
W09	0.89 - 3.13	1.72	<0.57 - <2.17	1.31
W10	<1.4 - 4.78	2.97	0.81 - <5.21	2.31

PBDE's

Voor polygebromeerde difenylethers bestaan geen EACs in sediment noch biota. De resultaten voor congenere 28, 47, 99, 100, 153 en 154 worden hier besproken. De meerderheid van de gemeten concentraties in de periode 2013-2016 zijn lager dan de bepalingsgrens van 0.06 µg/kg (Tabel 2.25). De gemiddelde waarde is steeds lager dan 0.5 µg/kg. Enkel voor congenere 47 en 99 wordt een maximale waarde van meer dan 1 µg/kg gevonden op respectievelijk op W06 en W04. Trendanalyse is niet mogelijk door te veel waarden lager dan bepalingsgrens en te korte tijdreeks.

Dit is eveneens het geval in de regionale beoordeling (OSPAR, 2017) waardoor trendanalyse maar zeer beperkt kon uitgevoerd worden. De gemiddelde concentraties zijn laag (<1µg/kg) en het hoogst in de zuidelijke Noordzee.

Tabel 2.25. PBDE-concentraties (genormaliseerd 2.5% TOC) in sediment in µg/kg drooggewicht: maximale en gemiddelde (log) waarde in de periode 2013-2015.

	PBDE28		PBDE47		PBDE99		PBDE100		PBDE153		PBDE154	
	Max	Gem.	Max	Gem.	Max	Gem.	Max	Gem.	Max	Gem.	Max	Gem.
W01	<0.18	0.15	<0.18	0.15	<0.18	0.15	<0.18	0.15	<0.18	0.15	<0.18	0.15
W02	0.45	0.13	0.57	0.15	0.45	0.13	0.45	0.13	<0.15	0.1	<0.15	0.1
W03	<0.09	0.06	0.1	0.07	0.1	0.07	<0.09	0.06	<0.09	0.06	<0.09	0.06
W04	<0.19	0.09	<0.19	0.1	1.14	0.14	<0.19	0.09	<0.19	0.09	<0.19	0.09
W05	<0.1	0.08	0.83	0.18	0.61	0.13	<0.1	0.08	0.3	0.11	<0.1	0.08
W06	<0.11	0.06	4.55	0.19	<0.11	0.06	<0.11	0.06	<0.11	0.06	<0.11	0.06
W07	<0.08	0.06	0.35	0.08	0.25	0.07	<0.08	0.06	<0.08	0.06	0.08	0.06
W08	<0.1	0.08	0.33	0.17	0.36	0.14	<0.1	0.08	<0.1	0.08	<0.1	0.08
W09	<0.08	0.07	0.33	0.11	13.83	0.25	<0.08	0.07	<0.08	0.07	<0.08	0.07
W10	<0.17	0.12	0.98	0.41	0.39	0.19	<0.17	0.12	<0.17	0.12	<0.17	0.12

Ook in biota zijn de meerderheid van de resultaten lager dan de bepalingsgrens van 0,06 µg/kg drooggewicht. De gemiddelde waarden in de periode 2011-2016 zijn lager dan of gelijk aan 0,1 µg/kg natgewicht, de maximale waarden lager dan 1 µg/kg natgewicht (zie Tabel 2.26). De gemiddelden geobserveerd in de periode 2008-2010 zijn lichtjes hoger.

Tabel 2.26. PBDE concentraties in mosselen ($\mu\text{g}/\text{kg}$ natgewicht): minimale, maximale en gemiddelde (log) waarde in de periode 2011-2016.

Locatie	Parameter	2008-2010		2011-2015	
		Min-max	Gemiddelde	Min-max	Gemiddelde
Knokke	PBDE28	<0.02-<0.03	0.03	<0.01-0.04	0.02
	PBDE47	<0.02-0.64	0.16	<0.02-0.73	0.10
	PBDE99	<0.02-0.28	0.07	<0.01-0.09	0.03
	PBDE100	<0.02-0.19	0.06	0.01-0.22	0.04
	PBDE153	0.02-0.03	0.03	<0.01-0.12	0.03
	PBDE154	<0.02-1.48	0.07	<0.01-0.34	0.03
Nieuwpoort	PBDE28	<0.02-<0.03	0.03	<0.02-0.04	0.03
	PBDE47	<0.02-0.6	0.09	<0.02-0.22	0.07
	PBDE99	<0.03-0.27	0.04	<0.02-0.03	0.02
	PBDE100	<0.02-0.05	0.03	<0.02-0.07	0.03
	PBDE153	<0.02-<0.03	0.03	<0.02-<0.03	0.02
	PBDE154	<0.02-0.49	0.03	<0.02-<0.03	0.02
Oostende	PBDE28	<0.02-<0.03	0.03	<0.02-<0.03	0.02
	PBDE47	<0.02-0.53	0.08	<0.02-0.08	0.03
	PBDE99	<0.02-0.31	0.07	<0.02-0.05	0.03
	PBDE100	0.02-0.17	0.05	<0.02-0.08	0.04
	PBDE153	<0.02-<0.03	0.03	<0.02-<0.03	0.02
	PBDE154	<0.02-<0.03	0.03	<0.02-<0.03	0.02

Op regionaal niveau werd voor de meerderheid van de beoordelingsgebieden, waaronder de zuidelijke Noordzee, een dalende trend opgemerkt van concentraties in biota (uitgezonderd in Skagerrak en Kattegat).

2.6.2.6. Conclusies

PCB's

Voor PCB's in het marien milieu wordt geen goede milieutoestand bekomen, aangezien de OSPAR EAC-waarden overschreden worden voor CB118 in zowel sediment als biota en voor CB101 in biota. Deze resultaten zijn conform de OSPAR tussentijdse beoordeling 2017 voor de zuidelijke Noordzee (OSPAR, 2017b). Door de persistentie van PCB's zal de ultieme doelstelling van een PCB-concentratie nabij 0 ook de volgende tientallen jaren niet worden gehaald (OSPAR, 2017a; OSPAR, 2017b). In biota wordt, voor deze twee problematische stoffen, een dalende trend waargenomen. De sedimentanalyses duiden aan dat de PCB-contaminatie groter is nabij de kust. Een recente studie over PCB's in sediment op het BDNZ toonde bovendien aan dat de sedimentconcentraties sinds 2004 niet significant zijn gedaald en dat er lokaal zelfs stijgende trends kunnen waargenomen worden (De Witte et al., 2016). Dit kan verklaard worden door de aanwezigheid van PCB-bronnen zoals bijvoorbeeld input via rivieren of baggerslib (Laane et al., 1999), sedimenttransport of atmosferische depositie (O'Driscoll et al. 2013) of afvaldumping (OSPAR, 2012) die de verliezen door verdunning en degradatie compenseren over de voorbije 10-15 jaren (De Witte et al., 2016). Ook andere studies bevestigen dit: Roose et

al. (2005) bestudeerden 1991-2001-data, het OSPAR 2010 kwaliteitsstatusrapport (OSPAR, 2010) bestudeerde de 1998-2007 periode. Over een langere tijdsperiode worden wel dalende trends waargenomen in het zuidelijk deel van de Noordzee (OSPAR, 2017b) voor de periode 1995-2015 en door Everaert et al. (2014) voor de periode 1991-2010. Een langetermijntrend, die de PCB-data op het BDNZ van 1970 tot heden omvat, rekening houdend met verschillen in analytische methodes, zal in 2018 ter beschikking komen door het BELSPO 4Demon project.

PAK's

Voor PAK's worden geen overschrijdingen waargenomen in sediment. De resultaten tonen in het algemeen iets hogere concentraties nabij de kust. In deze zone kan er naast atmosferische depositie immers ook grotere impact zijn van havenpollutie, directe lozingen, scheepsverkeer,... De concentraties in mosselen overschrijden nergens de norm. Uitgezonderd voor benzo(a)pyreen, wordt geen dalende trend waargenomen in mosselen, waardoor het belangrijk is om deze stoffen verder op te volgen in de tijd.

Metalen

Ondanks een sterke daling van de concentratie aan zware metalen in marien sediment in de jaren '90 (OSPAR, 2010), valt op dat de concentraties aan Pb, Hg, Cu, Zn, Cr en Ni nog steeds hoger liggen dan de achtergrondwaarde, wat nog steeds duidt op contaminatie. Een recente studie (De Witte et al., 2016) duidt evenwel aan dat sinds 2005 op verschillende locaties nog steeds een daling waar te nemen is in de concentratie van Pb, Hg, Cr en Cd. Toch werden in deze studie ook lokaal stijgende trends waargenomen voor Cu, Zn en Hg. De daling voor Pb, Hg en Cd in het BDNZ komt overeen met de regionale trend voor de zuidelijke Noordzee voor de periode 1995-2015 (OSPAR, 2017b).

Voor Pb, Hg, Cu, Zn en Cr wordt de vooropgestelde ERL-waarde op meerdere locaties overschreden, voor Cd op 2 locaties. De goede milieustatus wordt bijgevolg niet gehaald. ERL-waarden werden door de US-EPA bepaald voor niet-genormaliseerde data, bepaald op het niet-gezeefde sediment. Door het zeven van sediment op 63 µm en het normaliseren naar 5% Al, zal de genormaliseerde waarde voor de metaalconcentraties hoger zijn dan de niet-genormaliseerde waarde voor niet-gezeefd sediment. Hierdoor wordt met deze benadering, analoog aan de OSPAR tussentijdse beoordeling (OSPAR 2016), een worst case scenario voorgesteld.

In tegenstelling met sediment, wordt voor biota wel een goede milieustatus bekomen voor Cd en Pb. Voor Pb is er bovendien een significant dalende trend. OSPAR overweegt een herziening van het gebruik van deze voedselkwaliteitscriteria als EAC-waarde, omdat deze niet als beste grenswaarde beschouwd worden voor het inschatten van milieurisico's (OSPAR, 2010).

Organotinverbindingen

Tributyltinconcentraties in sediment zijn dikwijls lager dan de bepalingsgrens. Hoewel trendanalyse hierdoor amper kon worden uitgevoerd, wijzen de bekomen resultaten op een verbetering van de toestand. De regionale beoordeling (OSPAR, 2017) toonde een dalende trend in het Nederlands deel van de zuidelijke Noordzee.

Hoewel directe toevoer in het mariene milieu verboden is, is er nog ander gebruik van TBT (o.a. houtverduurzaming) in sommige landen waardoor verdere monitoring aangewezen is. Door het gebrek aan evaluatiecriteria is het ecologisch effect van organotin in sediment niet bekend. Het opstellen van criteria

hiervoor is aangewezen.

PBDE's

Concentraties aan polygebromeerde difenylethers zijn meestal lager dan de bepalingsgrens en vertonen geen duidelijke wijzigingen. Door het ontbreken van beoordelingscriteria kan het effect voor het milieu niet ingeschat worden.

2.6.2.7. Kwaliteitsaspecten

Alle aspecten van de staalname, zoals frequentie, periodiciteit, verdeling in lengteklassen,... gebeuren volgens OSPAR richtlijnen (OSPAR, 2010). Alle analyses werden uitgevoerd met strikte kwaliteitscontroles. Iedere sequentie werd opgevolgd met eerste lijncontroles door middel van positieve controles, solventblanco's en procedureblanco's. Als derde lijncontrole wordt deelgenomen aan de Quasimeme ringtesten (Quasimeme, Wageningen, Nederland) die zich toespitsen op mariene stalen. De analyse van PAK's en organotin in sediment gebeurt met een volgens ISO/IEC 17025 geaccrediteerde methode.

2.6.2.8. Data en analyse

Data en metadata zijn ter beschikking op het BMDC (www.bmdc.be) en het Dome-portaal van het ICES data centre. Analyses van zware metalen in biota en sediment werden uitgevoerd door het Centrum voor Onderzoek in Dierengeneeskunde en Agrochemie (CODA). Scripts voor de beoordeling van concentraties in sediment werden ontwikkeld als SQL-scripts op de Oracle database (BMDC) en zijn beschikbaar bij KBIN-OD Natuur.

2.6.2.9. Referenties

- De Witte, B., Devriese, L., Bekaert, K., Hoffman, S., Vandermeersch, G., Cooreman, K., Robbens, J., 2014. Quality assessment of the blue mussel (*Mytilus edulis*): Comparison between commercial and wild types. *Marine Pollution Bulletin*, 85, 146-155.
- De Witte, B., Ruttens, A., Ampe, B., Waegeneers, N., Gauquie, J., Devriese, L., Cooreman, K., Parmentier, K., 2016. Chemical analyses of dredged spoil disposal sites at the Belgian part of the North Sea, *Chemosphere*, 156, 172-180.
- Everaert, G., De Laender, F., Deneudt, K., Roose, P., Mees, J., Goethals, P., Janssen, C., 2014. Additive modelling reveals spatiotemporal PCBs trends in marine sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 79, 47-53.
- Laane, R., Sonneveldt, H., Van der Weyden, A.J., Loch, J., Groeveveld, G., 1999. Trends in the spatial and temporal distribution of metals (Cd, Cu, Zn, and Pb) and organic compounds (PCBs and PAHs) in Dutch coastal zone sediments from 1981 to 1996: a model case study for Cd and PCBs. *Journal of Sea Research*, 41, 1-17.
- Lauwaert, B., De Witte, B., Devriese, L., Fettweis, M., Martens, C., Timmermans, S., Van Hoey, G., Vanlede, J., 2016. Synthesis report on the effects of dredged material dumping on the marine environment (licensing period 2012-2016). RBINS-ILVO-AMT-AMCS-FHR report BL/2016/09, 107p.
- O'Driscoll, K., Mayer, B., Ilyina, T., Pohlmann, T. Modelling the cycling of persistent organic pollutants (POPs) in the North Sea system: Fluxes, loading, seasonality, trends. *Journal of Marine Systems*, 111-112, 69-82.
- OSPAR, 2009a. Background document on CEMP assessment criteria for the QSR 2010, publication number

- 461/2009, 23p.
- OSPAR, 2009b. Agreement on CEMP assessment criteria for the QSR 2010. Agreement 2009-2. 7p.
- OSPAR, 2010. JAMP guidelines for monitoring contaminants in biota, rev. 2010, 120p.
- OSPAR, 2011. JAMP guidelines for monitoring contaminants in sediments, rev. 2011, 113p
- OSPAR, 2010. Quality Status Report 2010. Ospar commission. London, 176 pp.
- OSPAR, 2012. CEMP Assessment Report. Monitoring and Assessment Series. OSPAR Publication 563.2012. ISBN 978-1-907390-68-5.
- OSPAR, 2013. Levels and trends in marine contaminants and their biological effects – CEMP Assessment report 2012, publication number 596/2013, 29p.
- OSPAR, 2017a. OSPAR assessment using data extracted from DOME on 23 October 2017. <http://dome.ices.dk/osparmime2017/main.html>
- OSPAR, 2017b. OSPAR Intermediate Assessment 2017. OSPAR commission. www.ospar.org/assessments. Of <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/pressures-human-activities/contaminants/>
- Van Hoey, G., Delahaut, V., Derweduwen, J., Devriese, L., De Witte, B., Hostens, K., Robbens, J., 2012. Biological and chemical effects of the disposal of dredged material in the Belgian Part of the North Sea (licensing period 2010-2011). Ilvo mededeling 109, 120p.
- Roose, P., Raemaekers, M., Cooreman, K., Brinkman, U., 2005. Polychlorinated biphenyls in marine sediments from the southern North Sea and Scheldt estuary: a ten-year study of concentrations, patterns and trends. Journal of Environmental Monitoring, 7, 701-709.

2.6.3. Concentraties Hg, PCB, DDT, HCB en HCH in vogeleieren

Eric Stienen en Marc Van De Walle

De concentraties van Hg, PCB, DDT en HCB in visdief-eieren die in 2008, 2010 en 2015 werden verzameld in de kolonie van Zeebrugge waren in alle jaren hoger, en in het geval van PCB veel hoger, dan de vooropgestelde norm. Alleen voor HCH werd de goede milieutoestand behaald.

2.6.3.1. Inleiding

Om de gezondheidstoestand van de Europese Atlantische en Noordzeekusten op te volgen heeft OSPAR in het verleden enkele doelstellingen geformuleerd, de zogenaamde *Ecological Quality Objectives* (EcoQOs) waar de monitoring van vervuilende stoffen in vogeleieren deel van uitmaakte. De ophoping in het mariene milieu van persistente polluenten zoals zware metalen en organochloorverbindingen (PCB's, DDT's, HCB en HCH's) wordt gemeten in eieren van visdief, noordse stern en scholekster. De aanwezige concentraties worden afgetoetst aan vooraf vastgelegde drempelwaardes (Ditmann et al., 2011). Gebaseerd op langlopende monitoring in de Waddenzee (Becker et al., 2004, 2009) werd in de Noordzee een pilootstudie uitgevoerd in 2008-2010, waarvoor ook België eieren heeft aangeleverd. Daarnaast werden er eieren uit 2015 aangeleverd.

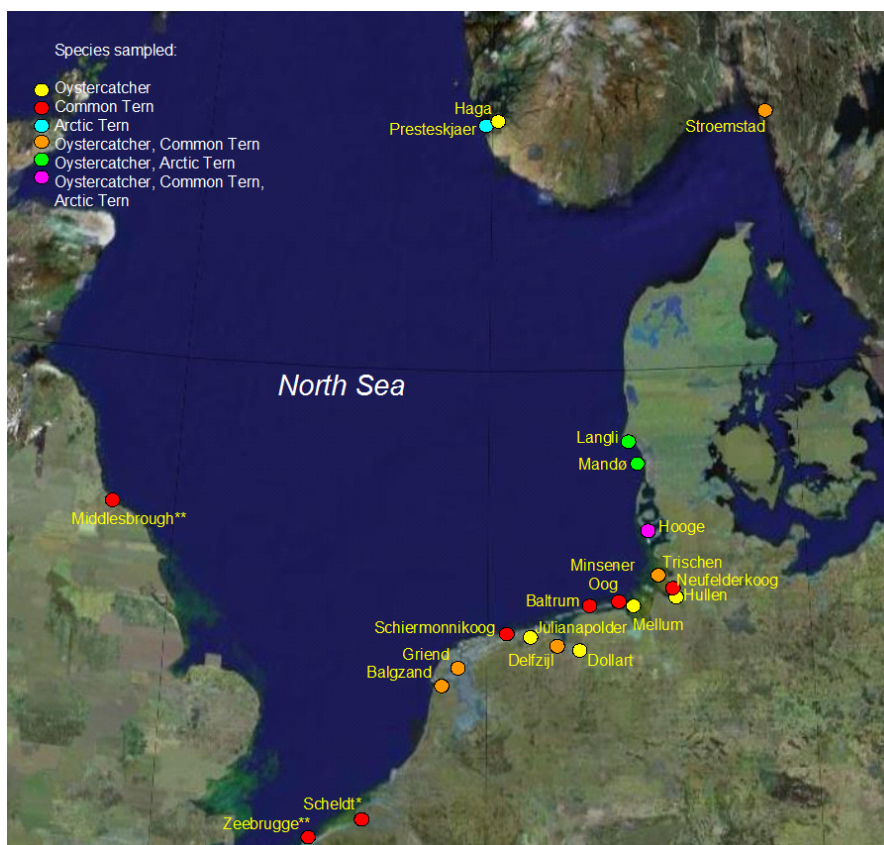
Initiëel werden hier 2 milieudoelen aan gekoppeld in het kader van de KRMS, nl. 'concentraties PCB, DDT, HCB en HCH overschrijden de drempelwaarden niet', en, 'er wordt geen verschil gemeten tussen de kwikconcentraties in vogeleieren uit getroffen en niet-geïndustrialiseerde zones'. Bij gebrek aan vogeleieren uit niet-geïndustrialiseerde zones, werd het doel aangepast en worden ook de kwikconcentraties vergeleken met OSPAR drempelwaardes. In 2017 maakte deze graadmeter evenwel geen deel uit van de tussentijdse beoordeling van de milieutoestand die OSPAR uitvoerde.

2.6.3.2. Achtergrond

De Europese kusten vormen een belangrijk habitat voor broedende zeevogels. Hoewel veel van deze broedgebieden als onderdeel in uitvoering van de EU-Habitatrichtlijn en Vogelrichtlijn worden beschermd, staan ze vaak onder druk door vervuiling met persistente contaminanten die zich via het voedselweb ophopen in hogere organismen. Zeevogels staan aan de top van de voedselpiramide en worden daarom vaak gebruikt om persistente vervuiling te monitoren. Vooral zeevogeleieren zijn een bruikbare matrix omdat ze een non-destructieve monitoring toelaten.

2.6.3.3. Geografisch gebied

Figuur 2.34 toont de kolonies waar eieren van visdief, noordse stern en/of scholekster werden verzameld. Enkel de locaties waar eieren van visdief of noordse stern werden verzameld zijn van belang voor deze rapportage.



Figuur 2.34. Locaties waar eieren van visdief (*Common Tern*), noordse stern (*Arctic Tern*) en/of scholekster (*Oystercatcher*) werden verzameld in de periode 2008-2010.

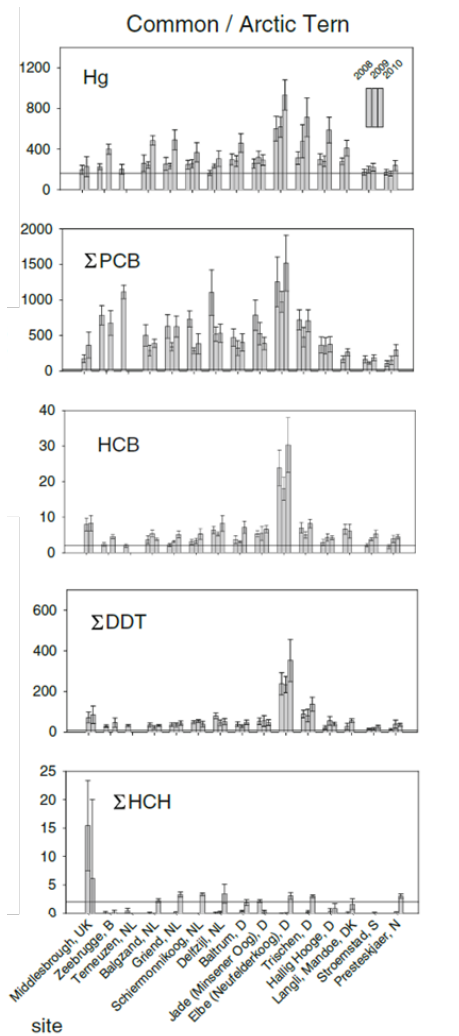
2.6.3.4. Methodologie

In 2008, 2010 en 2015 werden in de kolonie van Zeebrugge 10 eieren van visdief *Sterna hirundo* verzameld en diepgevroren bewaard. De eieren werden onder vergunning weggenomen uit 10 complete legfels (i.e. legsel met drie eieren) die hooguit 3 dagen waren bebroed (telkens 1 ei per nest). Ook in Nederland, Duitsland, Denemarken, het Verenigd Koninkrijk en Zweden werden visdief-eieren verzameld (Figuur 2.34). Voor deze pilotstudie werden ook eieren van noordse stern en scholekster verzameld, maar niet in België. In een latere fase werd de inhoud van de eieren gehomogeniseerd. Residuen van kwik (Hg), Σ PCB (som van 62 congenere), Σ DDT, HCB en Σ HCH (som van verschillende isomeren) werden volgens een standaard protocol gemeten door het Institut für Vogelforschung in Wilhelmshaven, Duitsland (zie Ditmann et al., 2011 voor meer details).

2.6.3.5. Resultaten en trend

Figuur 2.35 toont de gemiddelde concentraties van de verschillende contaminanten in eieren van stern (visdief/noordse stern) in de onderzochte kolonies rondom de Noordzee. De concentraties kwik, Σ PCB, HCB en Σ DDT waren het hoogst in de kolonie nabij de Elbe in Duitsland, waar een historische vervuiling van het slib nog altijd aanwezig is. Zeebrugge scoort voor Σ HCH goed in vergelijking tot de andere kolonies, voor kwik, Σ DDT en

HCB zijn de waarden die in Zeebrugge werden gemeten vergelijkbaar met de andere onderzochte kolonies (afgezien van de Elbe). Wat betreft Σ PCB's behoren de waarden die in Zeebrugge werden gemeten tot de 4 hoogste waarden van de onderzochte kolonies (inclusief de Elbe).



Figuur 2.35. Gemiddelde concentraties (ng/g) van persistente chemicaliën in eieren van stern in de periode 2008-2010 (bron: Dittmann et al., 2012).

De horizontale lijnen geven de kwaliteitsdoelstelling van OSPAR weer (EcoQO).

NB in deze figuur is de Σ PCB gebaseerd op slechts 26 congenere, maar in de tekst en in tabel 1 wordt verwezen naar de som van alle 62 congenere.

Tabel 2.27. Overzicht van de gemeten concentraties (in ng/g versgewicht van het ei) in visdiefieieren afkomstig uit Zeebrugge. Van elke gemeten contaminant wordt de gemiddelde concentratie en de standaardafwijking van de 10 verzamelde eieren getoond. Tussen haakjes wordt de overschrijdingsfactor vermeld ten opzichte van de MSFD-norm. (rood: goede milieutoestand is niet bereikt; groen: GMT wel bereikt).

	Hg	Σ PCB	HCB	Σ DDT	Σ HCH
2008	225,3 ± 40,4 (1,4)	968,2 ± 230,8 (48,4)	2,3 ± 0,7 (1,2)	29,0 ± 8,4 (2,9)	0,2 ± 0,3 (0,1)
2010	398,7 ± 68,6 (2,5)	902,8 ± 318,3 (45,1)	4,5 ± 0,8 (2,3)	46,2 ± 31,6 (4,6)	0,9 ± 0,8 (0,4)
2015	262,7 ± 62,6 (1,6)	766,3 ± 269,9 (38,3)	4,6 ± 1,2 (2,3)	28,3 ± 7,3 (2,8)	0,5 ± 0,2 (0,2)
norm	160 ng/g	20 ng/g	2 ng/g	10 ng/g	2 ng/g

Wat betreft de ΣHCH in visdiefieren uit Zeebrugge werd de doelstelling voor een goede milieutoestand in alle onderzochte jaren bereikt (Tabel 2.27). De concentraties van de overige pollutanten lag telkens hoger dan de vooropgestelde norm. De ΣPCB lag in alle jaren meer dan 38 keer hoger dan het milieudoel en de ΣDDT lag 2,8-4,6 maal hoger dan de vooropgestelde norm. De gemeten concentraties van HCB en kwik voldeden weliswaar niet aan de norm, maar lagen wel dicht in de buurt. Er is geen duidelijke trend waarneembaar.

2.6.3.6. Conclusies

Visdieven zijn toppredatoren die in Zeebrugge vooral op zee en ook wel in de haven foerageren op jonge pelagische vis, tot op een afstand van ongeveer 10 km van de kolonie. Het zijn zogenaamde “income breeders”, die de energie en de voedingsstoffen voor de aanmaak van de eieren halen uit lokaal vergaard voedsel (i.t.t. capital breeders die ook vetreserves gebruiken om de eieren aan te maken). De pollutanten in de eieren zijn dus volledig afkomstig van lokale vervuiling. Het zijn persistente pollutanten die lange tijd in het milieu blijven zitten en grotendeels afkomstig zijn van stoffen die door de mens in het milieu zijn gebracht, maar die soms ook van nature in lage concentraties in het milieu kunnen voorkomen (bijvoorbeeld kwik). De productie en het gebruik van PCB's, DDT, HCB en HCH is al enkele tientallen jaren verboden in West-Europa maar deze stoffen blijven lange tijd in het milieu zitten en worden vooral in rivieren en estuaria nog altijd in vrij hoge concentraties aangetroffen. Het langlopende onderzoek in de Duitse Waddenzee (Becker et al., 2004) toont aan dat de concentraties in visdiefieren initieel sterk afgenomen waren na het verbod in de jaren tachtig, maar dat de afname na 1990 veel langzamer verloopt. De visdiefieren afkomstig van het Elbe-estuarium zijn nog altijd veel sterker vervuild dan de eieren van Zeebrugge. Maar de huidige concentraties in Zeebrugge zijn nog altijd (veel) te hoog om de goede milieutoestand te halen. Onderzoek van Voorspoels et al. (2004) laat zien dat in bentische organismen in de Schelde de hoogste concentraties worden aangetroffen rond de haven van Antwerpen en dat de concentraties afnemen naarmate men dichterbij de Scheldemonding komt. Verder op zee worden veel lagere concentraties gemeten.

2.6.3.7. Kwaliteitsaspecten

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

2.6.3.8. Data en analyse

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

2.6.3.9. Referenties

- Becker, P.H. and Muñoz Cifuentes, J. 2004. Contaminants in Bird Eggs: Recent spatial and temporal trends. Wadden Sea Ecosystem No. 18. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Wilhelmshaven, Germany.
- Peter H. Becker and Tobias Dittmann, 2009. Contaminants in Bird Eggs. Thematic Report No. 5.2. In: Marencic, H. & Vlas, J. de (Eds), 2009. Quality Status Report 2009. WaddenSea Ecosystem No. 25. Common Wadden

- Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Wilhelmshaven, Germany.
- Dittmann, T., Becker, P.H., Bakker, J., Bignert, A., Nyberg, E., Pereira, M.G., Pijanowska, U., Shore, R., Stienen, E.W.M., Toft, G.O., Marencic, H. 2011. The EcoQO on mercury and organohalogenes in coastal bird eggs: Report on the Pilot Study 2008 - 2010. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2011.43. Research Institute for Nature and Forest (INBO), Brussel.
- Dittmann, T., Becker, P.H., Bakker, J., Bignert, A., Nyberg, E., Pereira, M.G., Pijanowska, U., Shore, R.F., Stienen, E.W.M., Toft, G.O., Marencic, H. 2012. Large-scale spatial pollution patterns around the North Sea indicated by coastal bird eggs within an EcoQO programme. *Environmental Science and Pollution Research* 19: 4060-4072.
- Voorspoels, S., Covaci, A., Maervoet, J., De Meester, I., Schepens, P. 2004. Levels and profiles of PCBs and OCPs in marine benthic species from the Belgian North Sea and the Western Scheldt Estuary. *Marine Pollution Bulletin* 49: 393–404.

2.6.4. Imposex – gebaseerd op meting van TBT in biota

Karien De Cauwer en Koen Parmentier

Dalende concentraties werden waargenomen na het verbod op tributyltin in antifoulingverven, waardoor voor tributyltin in biota concentraties lager dan de norm worden bekomen. Op regionaal niveau werd eveneens een duidelijke verbetering waargenomen in de reproductieve toestand van mariene slakken (OSPAR, 2016).

2.6.4.1. Inleiding

Als milieudoel werd vooropgesteld dat het gemiddelde imposex stadium (de graad van geslachtsverandering) overeenkomt met een blootstelling aan TBT-concentraties die kleiner is dan de EAC in biota. OSPAR volgt de effecten van TBT, het niveau van imposex, op bij mariene slakken op basis van de Vas Deferens Sequence (VDS) en heeft als doel het voorkomen van imposex te verminderen (voor purperslak EAC=2). Wegens de lage abundantie van gastropoden, in het bijzonder van de purperslak (*Nucella lapillus*), in het BDNZ kon imposex niet worden vastgesteld en is de opvolging gebaseerd op concentraties in mosselen. OSPAR ontwikkelde enkel voor mosselen en oesters een achtergrondconcentratie (Background Assessment Concentration of BAC) en een milieubeoordelingscriterium (Environmental Assessment Criteria of EAC) voor TBT van respectievelijk 5 en 12 µg/kg drooggewicht.

2.6.4.2. Context

Uitgebreid gebruik van tributyltin (TBT) in antifouling verven op schepen heeft geleid tot het wijdverspreid voorkomen van TBT in water, sediment en biota. Hoge concentraties in sediment zijn verbonden aan havens en scheepvaartroutes.

Organotinverbindingen zijn toxisch voor vele mariene organismen, zelfs bij zeer lage concentraties. Verhoogde concentraties veroorzaken schelpmisvormingen en verminderde reproductie bij verschillende weekdieren. Vrouwelijke slakken ontwikkelen mannelijke eigenschappen, aangeduid met de term imposex, met als gevolg een achteruitgang in de populaties van sommige slakken zoals bv. de purperslak, gekend als de meest gevoelige soort. Het gebruik van TBT werd verboden in 1989 voor schepen kleiner dan 25 m en sinds 2008 op alle schepen en offshore installaties. TBT toevoer naar het aquatisch milieu blijft echter plaatsvinden door bv landen die niet voldoen aan het verbod, schepen en installaties die niet meer gebruikt worden, herverdeling van reeds vervuild sediment en via afvalwaterzuiveringsstations en stortplaatsen.

2.6.4.3. Methodologie

Mosselen werden jaarlijks bemonsterd zoals beschreven in 2.6.1.4. Concentraties aan organische tinverbindingen worden geanalyseerd volgens standaardvoorschrift van ECOCHEM, wat inhoudt dat gevriesdroogde stalen worden behandeld met Natrium-tetra-ethylboraat, de organische complexen geëxtraheerd, gezuiverd na GPC (Gelpermeatie chromatografie) en geanalyseerd met GC-MS.. Voor de beoordeling van de toestand, werd, conform de OSPAR methodiek, de geprojecteerde waarde, vermeerderd met het 95% betrouwbaarheidsinterval, voor het laatste monitoringsjaar gebruikt (2.6.2.4) op basis van een

volledigere dataset over de periode 2011-2016. Een lineaire trendanalyse werd uitgevoerd na log-transformatie over de gehele periode 2008-2016.

2.6.4.4. Resultaten

Tabel 2.28 toont de resultaten voor TBT in mosselen. Concentraties dalen op de drie locaties en de bekomen resultaten zijn allen lager dan de EAC. Ook voor concentraties gemeten in garnaal werd een dalende trend waargenomen (OSPAR, 2017a).

Tabel 2.28. TBT in mosselen in µg/kg drooggewicht: 95% betrouwbaarheidsinterval op gemodelleerde concentratie voor 2016 (groen: lager dan EAC).

Soort	Locatie	TBTIN
mossel	Nieuwpoort	2.4 ↓
	Oostende	4.8 ↓
	Knokke	8.7 ↓
	EAC	12
	BAC	5

In de zuidelijke Noordzee dalen de concentraties aan organotinverbindingen in sediment (OSPAR, 2017b). Deze afname vertaalt zich ook in een vermindering van de biologische effecten (imposex) geassocieerd met blootstelling aan TBT (OSPAR, 2017b). Het niveau van imposex in de zuidelijke Noordzee is lager dan het niveau waarbij duidelijke nadelige effecten worden verwacht. Het voorkomen van mutante soorten (Dumpton syndroom) (Barreiro et al., 1999; Gibbs, 2005), waardoor het niveau van imposex bij de getroffen individuen verminderd, maakt dat interpretatie van deze indicator met de nodige voorzichtigheid moet gebeuren.

Met ook een duidelijke afname in de concentraties van mosselen langs de Belgische kust is het duidelijk dat het verbod op het gebruik van TBT een positieve invloed heeft op het mariene milieu. .

2.6.4.5. Conclusies

Een tiental jaar nadat het gebruik verboden werd in antifoulingverf op schepen, daalden de concentraties in sediment, dikwijls zelfs lager dan de detectielimiet (zie 2.6.2.5). Ook de concentraties in mosselen vertonen een dalende trend zodanig dat de concentraties in mosselen langs de Belgische kust ondertussen lager zijn dan de EAC. Hierdoor kan men verwachten dat deze concentraties geen aanleiding geven tot een te hoog niveau van imposex in het BDNZ. De resultaten op basis van TBT-concentraties komen overeen met de evaluatie a.d.h.v. imposex door OSPAR (2017b). Opvolging blijft nodig, aangezien TBT langzaam afbreekt in sediment (bijna niet in anaerobe condities) en historisch vervuild sediment een continue (maar afnemende) bron van TBT naar het water en mariene organismen kan zijn.

2.6.4.6. Referenties

- Barreiro, R., Quintela, M., Ruiz T.M. (1999). Aphally and imposex in *Nucella lapillus* from Galicia (NW Spain): incidence, geographical distribution and consequences for the biomonitoring of TBT contamination. *Marine ecology progress series*. Vol. 185:229-238.
- Gibbs, P. (2005). Male genital defect (Dumpton Syndrome) in the dog-whelk *Nucella lapillus* (Neogastropoda): Mendelian inheritance inferred, based on laboratory breeding experiments. [Journal of the Marine Biological Association of the UK](#). Vol. 85(01):143 - 150. doi: [10.1017/S0025315405010969h](https://doi.org/10.1017/S0025315405010969h)
- OSPAR, 2017a. OSPAR assessment using data extracted from DOME on 23 October 2017. <http://dome.ices.dk/osparmime2017/main.html>
- OSPAR, 2017b. OSPAR Intermediate Assessment 2017. OSPAR commission. www.ospar.org/assessments. Of <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/pressures-human-activities/contaminants/>

2.6.5. Met olie besmeurde zeekoeten (*Uria aalge*)

Eric Stienen en Marc Van De Walle

Langlopende monitoring (1961-2017) toont aan dat de oliebevuilingsgraad bij zeekoet een sterk dalende trend vertoont. In de beginjaren van de monitoring waren vrijwel alle gevonden zeekoeten met olie besmeurd, de laatste jaren was meestal minder dan 50% van de gevonden dieren besmeurd. De milieukwaliteitsnorm werd echter nog niet gehaald.

2.6.5.1. Inleiding

In de Noordzee wordt de zeekoet (*Uria aalge*) beschouwd als een goede indicatorsoort voor chronische olieverontreiniging omdat deze zeevogel hier in grote aantallen voorkomt en bovendien zeer gevoelig is voor olieverontreiniging (Camhuysen, 2008; Camhuysen & Heubeck, 2016). OSPAR (EcoQO) heeft de kwaliteitsnorm voor het aandeel van met olie besmeurde zeekoeten gelegd op minder dan 10% van het totale aantal dode of stervende dieren dat op het strand wordt gevonden in de winterperiode (november-april) gedurende een periode van 5 jaar. Dit werd overgenomen als milieudoel voor de KRMS, maar voorlopig werd de norm hier gelegd op 20% in plaats van 10%.

2.6.5.2. Achtergrond

Zeekoeten zijn zeevogels die bij ons in grote aantallen komen overwinteren, meestal zwemmend voorkomen waardoor ze gemakkelijk in aanraking komen met op zee drijvende olie. De gevoeligheid van deze en andere zwemmende soorten zoals duikers, futen en zee-eenden ten aanzien van olie vervuiling blijkt duidelijk als de bevuilingsgraad wordt vergeleken met die van andere soorten (Stienen et al., 2017).

2.6.5.3. Geografisch gebied

In de periode 1961-1991 werd de gehele Belgische kust 1 keer per jaar afgezocht. Vanaf 1992 werd de monitoring intensiever en werd gedurende de winterperiode maandelijks de gehele kust afgezocht.

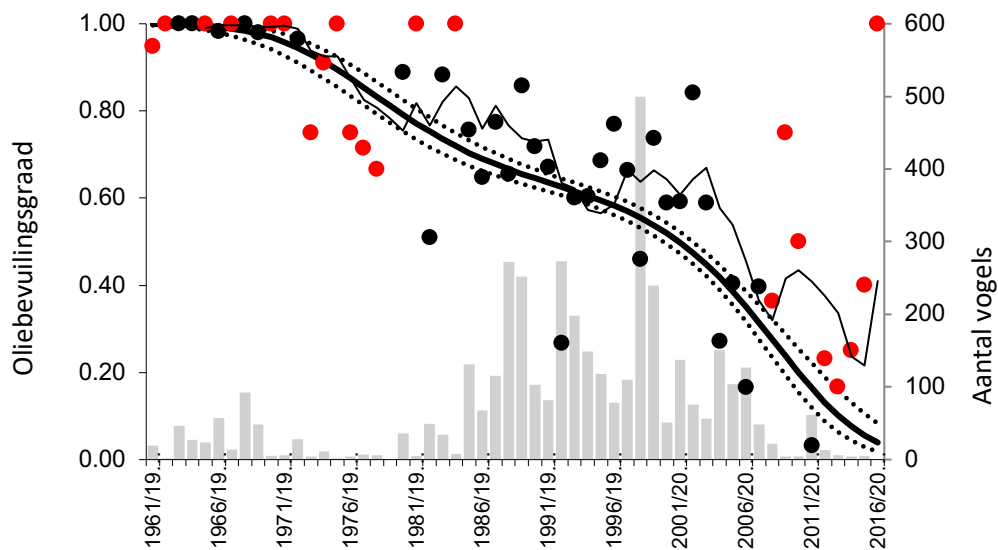
2.6.5.4. Methodologie

In de winterperiode (september-maart) werden maandelijks surveys georganiseerd waarbij alle gestrande (levend dan wel dood) zeevogels langs de gehele Belgische kust werden geteld. Van elke intact exemplaar werd genoteerd of die al dan niet met olie bevuild was. Volgens OSPAR richtlijnen werden vogels gevonden in september, en andere soorten dan zeekoet niet gebruikt voor de analyse (Stienen et al., 2017). De vogels die gestrand zijn tijdens de ramp met de Tricolor (Stienen et al., 2004) werden niet in de analyse betrokken omdat de indicator betrekking heeft op chronische olievervuiling en niet op accidentele lozingen. De resultaten werden gegroepeerd per winter, niet per jaar, omdat de vogels hier gedurende een hele winter vertoeven, waarna ze terug naar de broedgebieden vertrekken. Het OSPAR-protocol schrijft voor dat voor de bepaling van de

oliebevuilingsgraad minstens 25 individuen nodig zijn. Ondanks intensieve monitoring worden deze aantallen in de meeste jaren niet meer bereikt. Om die reden worden de resultaten van een logistische regressie (GLM met een binaire respons en een logit-functie) getoond welke ook bij geringe aantallen een betrouwbare trendberekening geven (zie Stienen et al., 2017 voor meer details).

2.6.5.5. Resultaten en trend

Figuur 2.36 toont de lange-termijn trend in de oliebevuilingsgraad van zeekoet vanaf de winter 1961/1962 tot de winter 2016/2017. Het verloop van het vijfjarig gemiddelde spreekt weliswaar voor zich en toont een sterk dalende trend, maar is in een aantal jaren (zeker in de beginjaren en in het voorbije decennium) gebaseerd op (veel) minder dan 25 vogels (rode bollen). Het kwam tot nu toe pas drie keer voor dat de jaarlijkse oliebevuilingsgraad minder dan 20% (i.e. KRMS-limiet) bedroeg, namelijk in de winters 2006/2007, 2011/2012 en 2013/2014 (in het laatste geval met minder dan 25 individuen). Het vijfjarig gemiddelde kwam voorlopig nog niet onder de 20%. De trend gebaseerd op de regressieanalyse komt sinds de winter 2010/2011 wel onder de 20% omdat als wat hogere waarden werden gemeten in het voorbije decennium dat stevast was gebaseerd op relatief weinig individuen. Als daarvan het vijfjarig gemiddelde wordt genomen is er al vanaf 2014/2015 sprake van minder dan 20% oliebevuiling.



Figuur 2.36. Veranderingen in de oliebevuilingsgraad (linker Y-as) van zeekoeten gevonden langs de Belgische kust in de periode 1961–2017. De bollen tonen de oliebevuilingsgraad en de dunne grillige lijn toont het verloop van het vijfjarig gemiddelde. Wanneer er minder dan 25 individuen werden gevonden, werd een bol rood gekleurd, anders zwart. De grijze balken tonen het aantal individuen waarop de oliebevuilingsgraad is gebaseerd (rechter Y-as). De dikke zwarte lijn en de bijbehorende gestippelde betrouwbaarheidsintervallen zijn het resultaat van een GLM-regressie.

2.6.5.6. Conclusies

Op basis van de langlopende monitoring van zeezoet blijkt dat er het voorbije decennium wordt geflirt met de goede milieustatus. Afhankelijk van de gebruikte methodiek wordt die net niet of net wel bereikt. Daarbij moet echter worden opgemerkt dat de norm voorlopig hoger ligt dan de OSPAR-norm maar die wordt aangepast cfr. OSPAR voor de volgende cyclus (zie omschrijving van goede milieutoestand & vaststelling van milieudoelen voor de Belgische mariene wateren). Deze herziene norm werd ongeacht de methode nog niet bereikt, maar de voorzettende dalende trend doet vermoeden dat dit niet lang meer zal duren.

De alsmaar afnemende aantallen dode zeevogels die langs de Belgische kust worden gevonden, zijn grotendeels het gevolg van de afnemende olieverontreiniging in het BDNZ en de Noordzee als geheel (zie Stienen et al., 2017), hetgeen wordt bevestigd door waarnemingen van olievlekken vanuit vliegtuigen (Lagring et al., 2012). Het geringe aantal zeezoeten dat wordt gevonden heeft echter wel als gevolg dat het protocol van OSPAR in deze niet meer strikt gevolgd kan worden. Er zal moeten worden nagedacht of een andere analysetechniek (zoals hier voorgesteld) of het clusteren van gegevens (bijvoorbeeld meerdere jaren bij elkaar of de gehele zuidelijke Noordzee als eenheid) hier soelaas kan bieden.

2.6.5.7. Kwaliteitsaspecten

De meeste aspecten van de monitoring en gegevensverwerking gebeuren volgens OSPAR richtlijnen. Maar zoals vermeld kan het OSPAR protocol niet meer strikt gevolgd worden aangezien er de laatste jaren te weinig dode zeezoeten worden gevonden.

2.6.5.8. Data en analyse

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

2.6.5.9. Referenties

Camphuysen, C.J., 2008. Chronic Oil Pollution in Europe. A Status Report. IFAW, Cape Cod, USA.

Camphuysen, C.J., Heubeck, M., 2016. Beached bird surveys in the North Sea as an instrument to measure levels of chronic oil pollution. In: Carpenter, A. (Ed.), Oil pollution in the North Sea. Springer, Switzerland.

Lagring, R., Degraer, S., de Montpellier, G., Jacques, T., Van Roy, W., Schallier, R., 2012. Twenty years of Belgian North Sea aerial surveillance: a quantitative analysis of results confirms effectiveness of international oil pollution legislation. *Mar. Pollut. Bull.* 64, 644–652.

Stienen, E.W.M., Haelters, J., Kerckhof, F., Van Waeyenberge, J., 2004. Three colours of black: seabird strandings in Belgium during the tricolor incident. *Atlantic Seabirds* 6, 129–146.

Stienen, E.W.M., Courtens, W., Van de walle, M., Vanermen, N., Verstraete, H. 2017. Long-term monitoring study of beached seabirds shows that chronic oil pollution in the southern North Sea has almost halted. *Mar. Pollut. Bull.* 115, 194–200.

2.6.6. Visziektes

Gert Van Hoey, Lisa Devriese en Karen Bekaert

De visziekte indicator geeft een goede reflectie van algemene stress binnen het ecosysteem onder toenemende druk. De meeste geobserveerde anomalieën zijn gerelateerd aan parasitaire infecties, en qua huidandoeningen is de problematiek rond zweren het opmerkelijkst. Huidaandoeningen en parasitaire infecties werden meer waargenomen tijdens de laatste jaren.

2.6.6.1. Inleiding

Sinds aandoeningen worden beschouwd als een integratieve en ecologisch relevante indicator voor omgevingsstress, is het aan te raden om dit op te volgen als een algemene stressindicator in het marien milieu (Lang et al., 2016). De inspectie van externe visziekten en de aanwezige parasieten wordt geïntegreerd als onderdeel van de nationale monitoringscampagnes om de gezondheidsstatus van het marien milieu na te gaan, en in het bijzonder om de impact van menselijke activiteiten na te gaan (Lang, 2002; Van Hoey et al., 2012; De Witte et al., 2013a&b). Het milieudoel is gedefinieerd als: 'Voor van buiten af zichtbare visziekten ligt de visziekte-index onder de milieucriteria (EAC) zoals bepaald in de OSPAR JAMP aanbevelingen met betrekking tot de richtlijn voor geïntegreerde monitoring en evaluatie van vervuilende stoffen'. De visziekte index (FDI) moet toelaten om de toestand op grotere geografische gebieden te evalueren op een meer gestandaardiseerde manier. Deze indicator is operationeel binnen OSPAR, maar werd niet gebruikt als common indicator in de OSPAR Intermediate Assessment 2017. De milieucriteria zijn nog in ontwikkeling. In deze beoordeling wordt een beschrijving gegeven van de externe ziektes overheen de tijd (periode voor en na 2010, cf. initiële beoordeling) en een weergave van de FDI-resultaten in 2014. De soort die internationaal wordt opgevolgd inzake aandoeningen in kustwateren is schaar (*Limanda limanda*).

2.6.6.2. Achtergrond

Het voorkomen van externe visziekten en parasieten bij mariene vissen wordt gebruikt als een indicatie voor algemene stress, veroorzaakt door diverse stressoren zoals vervuiling, temperatuurswijzigingen en wijzigingen in het zoutgehalte van het zeewater. Bij de evaluatie van het voorkomen van visziekten wordt vooral aandacht besteed aan wijzigingen in het aantal zieke vissen op bepaalde locaties. Plotse veranderingen in het ziekteprofiel kunnen gezien worden als een indicatie van ecologisch belangrijke effecten van acute of chronische stress op die locaties. Sinds 2000 is er een consistente dataset over het voorkomen van verschillende externe aandoeningen en parasieten op schaar en wijting in Belgische wateren aanwezig.

Onder aandoeningen worden extern zichtbare aspecten (pigmentatie, huidandoeningen, verwondingen) en parasieten beschouwd.

2.6.6.3. Geografisch gebied

De analyse betreft hier het volledig BDNZ, met voor bepaalde data een opsplitsing in een kust (<12 mijl) en offshore (> 12 mijl) gebied.

2.6.6.4. Methodologie

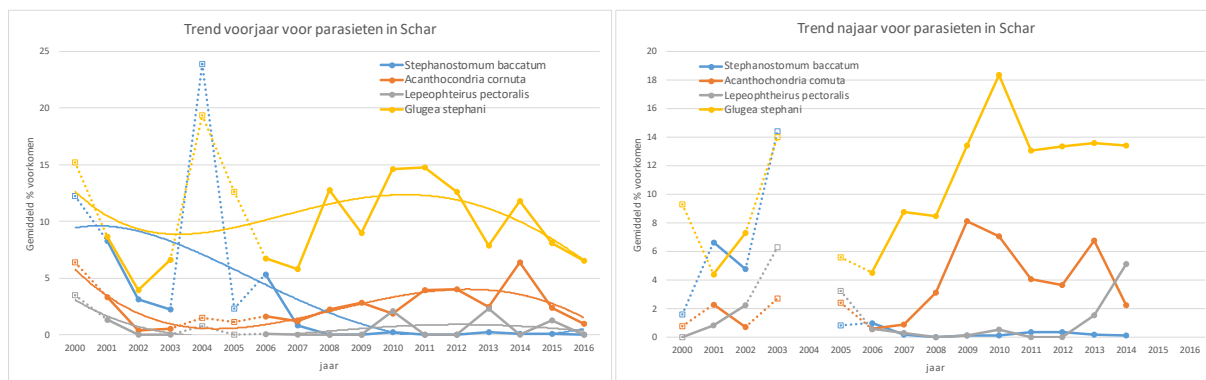
De aandoeningen en parasieten op vis worden bepaald volgens de “ICES training guide for identification” (Bucke et al., 1996). De evaluatie van aandoeningen en parasieten wordt uitgevoerd door experts van het ILVO aan boord van de RV Belgica op verschillende locaties verspreid over het BDNZ. Op deze locaties vinden verschillende menselijke activiteiten plaats zoals visserij, constructie en uitbating van windmolenparken, storten van bagger en zandextractie. De staalname gebeurt halfjaarlijks in februari/maart (voorjaar) of september/oktober (najaar). De data wordt gerapporteerd aan de hand van het gemiddeld aantal ‘voorkomen’ (%) per locatie/gebied per staalnamecampagne. Er wordt een evaluatie gemaakt over de langere termijn en de periode voor 2010 (MSFD initiële assessment) wordt vergeleken met de periode 2010-2015/2016.

De visziekte index (FDI) is een meer gestandaardiseerde methode (aangepast van Lang and Wosniok, 2008), welke toelaat om drempelwaarden en trends geïntegreerd te bepalen. De toepassing van de FDI bevordert het vergelijken van visziektedata over grotere geografische gebieden en tussen soorten. Deze index baseert zich op de aan-afwezigheid van 9 aandoeningen (inclusief 3 parasieten) en aandoeningsspecifieke wegingsfactoren. De aandoeningen worden per individuele vis bekeken, welke ook gewogen en gemeten wordt. Deze gedetailleerde gegevens werden verzameld in 2014 (conform OSPAR JAMP aanbevelingen). Lage FDI-waarden duiden op een gezonde vis, hoge FDI-waarden op een zieke vis. Een nadeel is dat ziekteverspreidingsdata nodig zijn over 5 à 10 jaar om recente veranderingen in gemiddelde FDI te bepalen en een gezondheidsclassificatie (goed, matig of slecht) op te maken (Lang and Wosniok, 2008). Een test naar de bruikbaarheid van de FDI werd uitgevoerd op data van 2014 (287 grote schar individuen) om te kijken of er een verschil in FDI is tussen de kust en offshore. Er werd een gemiddelde FDI-waarde bepaald per staalname gebied (kust versus offshore).

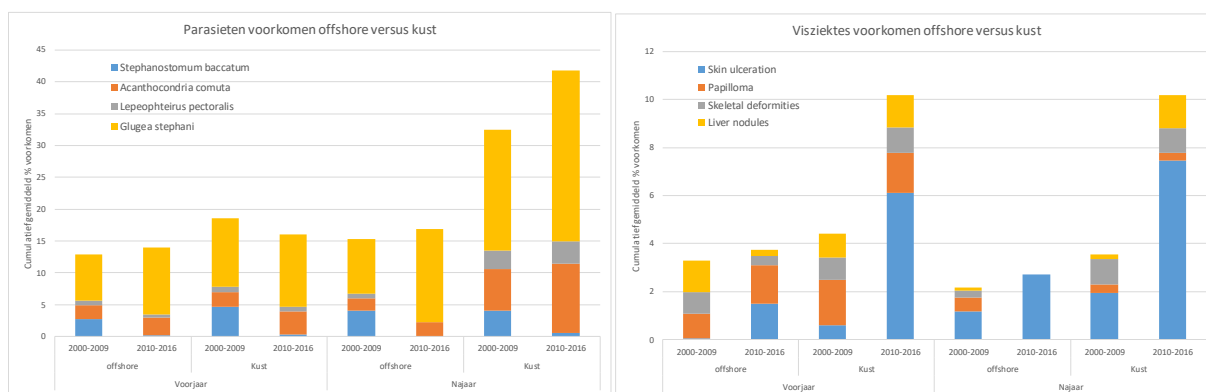
2.6.6.5. Resultaten en trend

Parasieten

Er worden vier soorten parasieten waargenomen in schar (*L. limanda*), waarvan fungisporen van *Glugea stephani* (7-15%), het frequentst worden waargenomen. Deze vertonen een gelijkaardige trend in voorjaar en najaar (Figuur 2.37). Het procentueel voorkomen van de platworm *Stephanostomum baccatum* was recent (na 2007) veel lager (< 1%) dan in de beginperiode van de metingen. De parasitaire copepoden *Acanthochondria cornuta* en *Lepeophtheirus pectoralis* vertonen een gelijkaardige trend in het voorjaar, met een iets hoger voorkomen van *A. cornuta*, vooral in de recentere jaren. In het najaar is *A. cornuta* in de periode 2010-2014 het dominantst aanwezig. In het algemeen zijn parasitaire infecties meer voorkomend in de kustzone ten opzichte van offshore, vooral in het najaar (Figuur 2.38). Het procentueel voorkomen van de 4 parasieten is niet echt verschillend tussen de twee evaluatieperiodes (voor 2010 en erna).



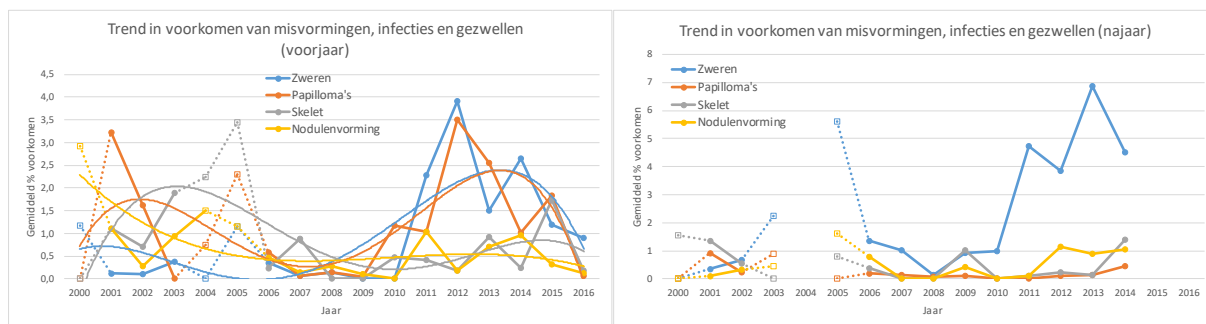
Figuur 2.37. Gemiddeld procentueel voorkomen voor 4 parasieten in schar in het voorjaar (links) en het najaar (rechts) voor de periode 2000-2016. Voor het voorjaar zijn de polynomiale trendlijnen van de vierde orde weergegeven. Voor het najaar is dit niet mogelijk door te veel ontbrekende datapunten. Open punten zijn analyses op minder dan 250 scharindividuen.



Figuur 2.38. Voorkomen van parasieten (links) en visaandoeningen (rechts) in schar aan de kust versus offshore voor de periode 2000-2009 en 2010-2016.

Misvormingen, infecties en gezwellen

Huidzweren, skeletale afwijkingen, levergezwelletjes (nodulevorming) en wratten (papiloma's) kunnen zinvolle informatie geven over milieugezondheid. Er is wel een verschil in het patroon van deze aandoeningen tussen het voor- en het najaar, vooral voor wratten (vooral voorjaar). Een duidelijke toename in huidzweren bij schar werd waargenomen vanaf 2010, alhoewel in het najaar 2005 het voorkomen ook hoog was (maar lage betrouwbaarheid van de waarnemingen, door het laag aantal onderzochte scharren). Scharren met één of andere aandoening (tot 10%) werden het meest waargenomen in de kustzone en over de periode 2010-2016 (Figuur 2.39).



Figuur 2.39. Gemiddeld procentueel voorkomen voor 4 visaandoeningen in schar in voorjaar (links) en najaar (rechts) voor de periode 2000-2016. Voor het voorjaar zijn de polynomiale trendlijnen van de vierde orde weergegeven. Voor najaar niet mogelijk door te veel ontbrekende datapunten. Open punten zijn analyses op minder dan 250 schar individuen.

Visziekte index

Het verschil in FDI-waarde tussen kust en offshore, aangaande grote scharren, is klein en bedroeg respectievelijk 0.37 ± 0.82 en 0.42 ± 0.98 . Deze waarden zijn laag, aangevend dat ze mogelijks in een gezonde situatie zijn. Aangezien er nog geen trend-analyse kan gebeuren, kunnen we geen uitspraak doen over een verbetering of verslechtering van de gezondheid van de scharpopulatie.

2.6.6.6. Conclusies

De meeste geobserveerde anomalieën zijn gerelateerd aan parasitaire infecties en qua aandoeningen is de problematiek rond zweren het opmerkelijkst. Huidaandoeningen en parasitaire infecties worden opvallender waargenomen tijdens de laatste jaren. Er is nog geen beoordelingscriterium, maar er zijn geen aanwijzingen dat de mate van aandoeningen op schar abnormaal hoog is.

2.6.6.7. Kwaliteitsaspecten

Een trend in het voorkomen van parasieten en visziektes kon worden bekomen op basis van de dataverzameling sinds 2000. Deze data werden verzameld door verschillende personen en met licht gewijzigde protocols, maar de aandoeningen opgenomen in deze beoordeling werden standaard meegenomen doorheen de tijd. Enkel het aantal geanalyseerde schar-exemplaren varieerde doorheen de tijd. Om zoveel mogelijk aan de ICES richtlijnen (Bucke et al., 1996) te voldoen, werden voor deze analyses enkel de data waarvoor we meer dan 250 exemplaren onderzochten als betrouwbaar beschouwd. In het kader van de KRMS-monitoring zal in de toekomst een gestandaardiseerde monitoring volgens de ICES/OSPAR-richtlijnen lopen vanaf 2017. Door problemen met RV Belgica was dit niet mogelijk in 2015-2016. Hierbij zal ernaar gestreefd worden om 500 schar individuen (groter dan 15cm) willekeurig te verzamelen per gebied (kust- en offshore zone), waarbij er naar ziektes/parasieten gekeken wordt, en ze individueel gemeten en gewogen worden. Op deze manier kan er een trend in FDI opgesteld worden in de toekomstige evaluatie periodes voor de Belgische kust- en offshore zone.

2.6.6.8. Data en analyse

De historische data en metadata zijn ter beschikking op het ILVO, maar niet opneembaar in de ICES Dome-portaal door het ontbreken van de individuele lengtes en gewichten. De nieuw verzamelde data zal gerapporteerd worden aan ICES.

2.6.6.9. Referenties

- Bucke D., Vethaak D., Lang T., Mellergaard S. 1996. Common diseases and parasites of fish in the North Atlantic: Training guide for identification. ICES TIMES N°19.
- Devriese L., Soetaert M., Bekaert K., Desender M., Chiers K., Decostere A., Polet H. 2015. Huidzweren bij vissen in het Belgisch deel van de Noordzee. Trends in prevalentie en exploratie van mogelijke oorzaken. ILVO mededeling 188
- ICES. 2012. Report of the Working Group on Pathology and Diseases of Marine Organisms (WGPDMO), 31 January – 04 February 2012, Lisbon, Portugal. ICES CM 2012/SSGHIE:03. 68 pp.
- Lang T. and Wosniok W. 2008. The Fish Disease Index: a method to assess wild fish disease data in the context of marine environmental monitoring. ICES CM 2008/D:01.
- Lang T., Feist S.W., Stentiford G.D., Bignell J.P., Vethaak A.D., Wosniok W. 2016. Diseases of dab (*Limanda limanda*): Analysis and assessment of data on externally visible diseases, macroscopic liver neoplasms and liver histopathology in the North Sea, Baltic Sea and off Iceland. Mar. environ. Res. In press.

2.6.7. EROD-activiteit

Lisa Devriese en Bavo De Witte

Het EROD-activiteitsniveau in schar van het BDNZ is lager dan de door OSPAR opgestelde achtergrondwaarde. Het is bijgevolg heel onwaarschijnlijk dat deze vissen blootgesteld zijn aan contaminantconcentraties die een toxicologische bedreiging vormen.

2.6.7.1. Inleiding

De activiteit van 7-ethoxyresorufine O-deethylase (EROD) werd opgemeten in de lever van schar bemonsterd in oktober 2016. De gevonden waarden werden afgetoetst ten opzichte van de OSPAR achtergrondwaarde (BAC) die de verwachte natuurlijke achtergrondwaarde weergeeft. De BAC-waarde werd vastgelegd voor EROD in de S9-fractie van scharlever en is geldig voor schar gevangen van augustus tot november. Voor vrouwelijke vissen bedraagt deze 178 pmol per minuut en per mg proteïne, voor mannelijke vissen 147 pmol per minuut en per mg proteïne. Binnen OSPAR werd geen milieukwaliteitsnorm (EAC) vastgelegd voor EROD-bepaling.

2.6.7.2. Achtergrond

Cytochroom P4501A (CYP1A) enzymen zijn in hoge concentratie aanwezig in vislever. Een verhoging van de CYP1A enzymatische activiteit kan een aanduiding zijn dat de vis is blootgesteld aan pollutie. De CYP1A enzymatische pathway wordt immers geactiveerd door de aryl-koolwaterstof-receptor (AhR) wanneer de vis blootgesteld is aan AhR-antagonisten zoals polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's), polychloorbifenylen (PCB's), dioxines en dibenzofuranen. Om het CYP1A-inductieniveau te meten in vislever kan de activiteit van 7-ethoxyresorufine O-deethylase (EROD) bepaald worden. Op deze wijze is het opmeten van de EROD-activiteit een maat voor blootstelling van vis aan contaminanten die als AhR-antagonist optreden.

2.6.7.3. Geografisch gebied

Staalname werd ingedeeld in 2 gebieden: staalnamezone Zeebrugge (ZB) en Nieuwpoort (NP), gelegen in respectievelijk het oostelijk en westelijk deel van het BDNZ (zie Figuur 2.32).

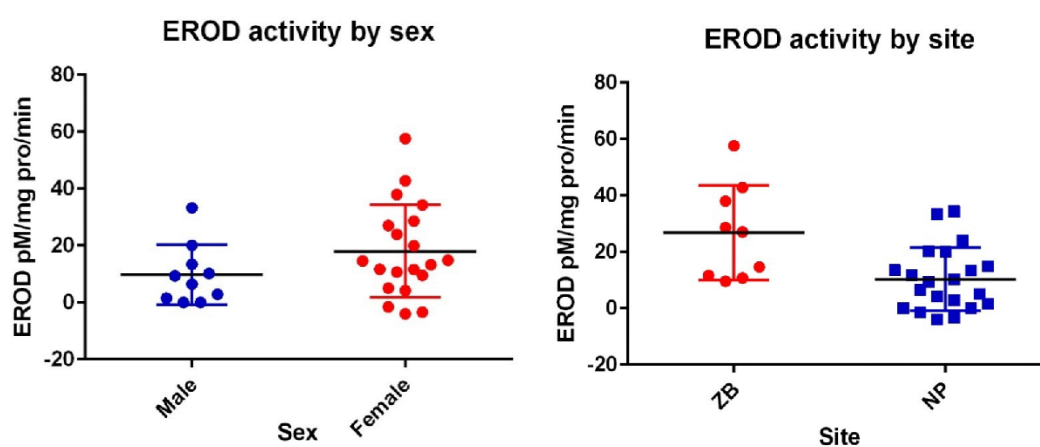
2.6.7.4. Methodologie

In oktober 2016 werden 30 levers van schar (*Limanda limanda*) gecollecteerd. Stalen werden geanalyseerd op EROD door Cefas Lowestoft. De EROD-analyse was gebaseerd op het ICES TIMES protocol (ICES, 1998). Ca. 200 mg lever werd gehomogeniseerd in 1 ml fosfaatbuffer (pH 7,4) met dithiothreitol en EDTA en gecentrifugeerd bij 10.000 g voor 20 minuten. De S9-fractie werd afgescheiden en momentaan ingevroren bij -80°C tot analyse. EROD-analyse werd uitgevoerd bij 20°C met een fluorescentie spectrofotometer bij een excitatiegolflengte van 535 nm en een emissiegolflengte van 580 nm. Het reactiemengsel bevatte fosfaatbuffer (pH 7,4), ethoxyresorufine en NADPH. Resultaten werden genormaliseerd naar proteïnegehalte. Het proteïnegehalte werd bepaald in een substaal van de S9-fractie, gebruik makend van een plaatlezermodificatie van de Bradford-methode met een runderalbuminestandaard. Resultaten worden uitgedrukt in pmol/min/mg proteïne.

Een 2-zijdige t-test werd uitgevoerd om verschillen tussen geslacht en gebied te berekenen. Voor EROD-correlaties met gewicht en lengte werd een Pearsons correlatie gebruikt.

2.6.7.5. Resultaten

De EROD activiteit wordt beïnvloed door verschillende milieufactoren zoals watertemperatuur, geslacht, seksuele maturiteit en leverpathologie (Khan & Payne, 2002; Collier, 1995; Sanchez et al., 2008). Figuur 2.40 toont echter dat er geen significante invloed van geslacht werd waargenomen ($p=0,158$ bij 95% betrouwbaarheidsinterval). Er was evenmin een significante correlatie tussen de EROD-activiteit en het gewicht ($p = 0,46$) of de lengte van de vis ($p = 0,77$).



Figuur 2.40. EROD activiteit (in pmol/min.mg proteïne) per geslacht (links, met Male: mannelijk en Female: vrouwelijk) en per zone (rechts, met ZB: Zeebrugge en NP: Nieuwpoort).

Er was wel een significant verschil tussen zone Zeebrugge en zone Nieuwpoort ($p = 0,0036$ bij 95% betrouwbaarheidsinterval) (Figuur 2.40). De gemiddelde opgemeten waarde was 15,21 pmol/min/mg proteïne met een maximum van 57,59 pmol/min/mg proteïne. Deze waarden liggen lager dan de door OSPAR gedefinieerde BAC-waarden van 178 (vrouwelijk vissen) of 147 (mannelijke vissen) pmol/min/mg proteïne.

2.6.7.6. Conclusies

Hoewel de EROD-activiteit hoger ligt ter hoogte van Zeebrugge dan Nieuwpoort, zijn de waarden voor beide zones afzonderlijk beduidend lager dan de door OSPAR vooropgestelde achtergrondwaarden. Dit duidt aan dat er geen toxische effecten waarneembaar zijn met de EROD-analyse. Bovendien werden door chemische analyses regionale verschillen in PAH en PCB-contaminatie tussen het westelijk en het oostelijk deel van het BDNZ opgemerkt (e.g. De Witte et al., 2014). De EROD-activiteitswaarden liggen in lijn met eerdere resultaten: in een uitgebreide EROD-studie op schar in de herfst van 2009 werd geen enkele BAC-overschrijding teruggevonden op alle bemonsterde plaatsen op het BDNZ (De Vos, 2010; Van Hoey et al., 2012).

2.6.7.7. Kwaliteitsaspecten

Als kwaliteitscontrole werden 15 referentiestalen meegelopen samen met de 30 scharanalyses en door middel van een controlekaart opgevolgd. Voor alle controlestalen viel de EROD-waarde binnen de vooropgestelde limieten.

2.6.7.8. Data

Data en metadata zijn ter beschikking op het BMDC (www.bmdc.be) en het Dome-portaal van het ICES data centre.

2.6.7.9. Referenties

- Collier, T., Anulacion, B., Stein, J., Varanasi, U., Goksøyr, A. 1995. A field evaluation of cytochrome P4501A as a biomarker or contaminant exposure in three species of flatfish. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 14(1), 143-152.
- De Vos, W., 2010. De biomerkers AROD op *Limanda limanda*, AROD, BPH en SoS op *Mytilus edulis* en toepasbaarheid in monitoring van biologische contaminanteffecten. Masterproef industriële wetenschappen en technologie, Howest, 55p.
- De Witte, B., Devriese, L., Bekaert, K., Hoffman, S., Vandermeersch, G., Cooreman, K., Robbens, J., 2014. Quality assessment of the blue mussel (*Mytilus edulis*): Comparison between commercial and wild types. *Marine Pollution Bulletin*, 85, 146-155.
- ICES, 1998 (Method No. 23). Biological effects of contaminants: Determination of CYP1A-dependent monooxygenase activity in dab by fluorimetric measurement of EROD activity. International Council for the Exploratio of the Sea.
- Khan, R., Payne, J., 2002. Some factors influencing EROD activity in winter flounder (*Pleuronectes americanus*) exposed to effluent from a pulp and paper mill, *Chemosphere*, 46(2), 235-239.
- OSPAR, 2013. Background document and technical annexes for biological effects monitoring, Update 2013. Monitoring and Assessment Series, OSPAR publication 589/2013, ISBN 978-1-909153-22-8, 238p.
- Sanchez, W., Piccini, B., Ditché, J.-M., Porcher, J.-M., 2008. Assessment of seasonal variability of biomarkers in three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus* L.) from a lo contaminated stream: implication of environmental biomonitoring. *Environmental International*, 34, 791-798.
- Van Hoey, G., Delahaut, V., Derweduwen, J., Devriese, L., De Witte, B., Hostens, K., Robbens, J., 2012. Biological and chemical effects of the disposal of dredged material in the Belgian Part of the North Sea (licensing period 2010-2011). ILVO mededeling 109.