



# VURDERING AF TILSTANDEN I DE DANSKE HAVOMRÅDER FOR HAVSTRATEGIDIREKTIVETS DESKRIPTOR 11

Kriterierne D11C1 impulsstøj og D11C2 vedvarende lavfrekvent støj

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 568

2023

Revision 2



AARHUS  
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI



# VURDERING AF TILSTANDEN I DE DANSKE HAVOMRÅDER FOR HAVSTRATEGIDIREKTIVETS DESKRIPTOR 11

Kriterierne D11C1 impulsstøj og D11C2 vedvarende lavfrekvent støj

---

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 568

2023

Revsion 2

Jakob Tougaard<sup>1</sup>  
Michael Ladegaard<sup>2</sup>  
Emily Griffiths<sup>1</sup>  
Cristina Marcolin<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience

<sup>2</sup>Aarhus Universitet, Biologisk Institut



AARHUS  
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

# Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 568 Revision 2
Kategori:	Rådgivningsrapporter
Titel:	Vurdering af tilstanden i de danske havområder for havstrategidirektivets deskriptor 11
Undertitel:	Kriterierne D11C1 impulsstøj og D11C2 vedvarende lavfrekvent støj
Forfattere:	Jakob Tougaard, Michael Ladegaard, Emily Griffiths, Cristina Marcolin
Institutioner:	Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience og Biologisk Institut
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	<a href="http://dce.au.dk">http://dce.au.dk</a>
Udgivelsesår:	2023
Revision:	April 2024
Faglig kommentering: Kvalitetssikring, DCE:	Mia Lybkær Kronborg Nielsen Jesper Fredshavn
Ekstern kommentering:	Miljøministeriet. Kommentarerne findes her: <a href="http://dce2.au.dk/pub/komm/SR568_komm2.pdf">http://dce2.au.dk/pub/komm/SR568_komm2.pdf</a>
Finansiel støtte:	Miljøministeriets Department
Bedes citeret:	Tougaard, J., Ladegaard, M., Griffiths, E. & Marcolin, C. 2023. Vurdering af tilstanden i de danske havområder for havstrategidirektivets deskriptor 11. Kriterierne D11C1 impulsstøj og D11C2 vedvarende lavfrekvent støj. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 92 s. - Videnskabelig rapport nr. 568
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Forekomsten af menneskeskabt undervandsstøj i danske farvande i perioden 2016-2021 er vurderet på baggrund af havstrategidirektivets kriterier D11C1 og D11C2. Vurderingen er baseret på data og metoder anvendt af OSPAR i deres Quality Status Report 23 for Nordsøen (OSPAR område 2, inkl. Kattegat) og af HELCOM i deres HOLAS 3 vurdering for Østersøen (inkl. Bælterne og Kattegat). Vurderingerne er baseret på fire indikatorarter: marsvin, spættet sæl, gråsel og torsk og på de af EU anbefalede tærskelværdier for god miljøtilstand. Der var store forskelle mellem arter og forvaltningsområder. Således var der for visse arter i visse områder betydelige overskridelser af tærsklerne, mens der for andre arter og områder ikke var overskridelser i perioden. Vurderer man miljøtilstanden samlet set, opdelt på de to subregioner Nordsøen og Østersøen, ses at der i begge områder er mindst én indikatorart og mindst ét forvaltningsområde, hvor tærskelværdierne er overskredet for enten impulsstøj, vedvarende støj eller begge dele. Ingen af de to områder kan derfor siges at være i god miljøtilstand. Vurderingen er den første af sin art og er omfattet af betydelig usikkerhed.
Emneord:	Undervandsstøj, havpattedyr, skibsstøj, marsvin, sæler, pæleramning, seismik, sonar
Foto forside:	Wikimedia Commons/Rab Lawrence.
ISBN:	978-87-7156-804-2
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	92

# Indhold

<b>Forord</b>	<b>5</b>
<b>Sammenfatning</b>	<b>6</b>
D11C1 Impulsstøj	6
D11C2 vedvarende lavfrekvent undervandsstøj	6
<b>Summary</b>	<b>9</b>
D11C1 Impulsive noise	9
D11C2 continuous low frequency noise	9
<b>1 Baggrund</b>	<b>12</b>
1.1 Introduktion til undervandsstøj	12
1.2 Påvirkning på marine organismer	16
<b>2 Havstrategiens deskriptor 11</b>	<b>21</b>
2.1 Indikatorer og kriterier for god miljøtilstand	21
<b>3 Regionale vurderinger</b>	<b>25</b>
3.1 Østersøen (HELCOM)	25
3.2 Nordsøen (OSPAR-område II)	28
<b>4 Metoder</b>	<b>31</b>
4.1 Indikatorarter og habitater	31
4.2 Indikator for impulsstøj	41
4.3 Indikator for vedvarende støj	44
4.4 Målinger	45
<b>5 Resultater</b>	<b>48</b>
5.1 D11C1 impulsstøj	48
5.2 D11C2 Vedvarende lavfrekvent undervandsstøj	56
5.3 Målinger	65
<b>6 Diskussion</b>	<b>67</b>
6.1 D11C1 Impulsstøj	67
6.2 D11C2 vedvarende lavfrekvent undervandsstøj	70
<b>7 Samlet vurdering</b>	<b>73</b>
7.1 Sikkerhed i vurderingerne	73
<b>8 Referencer</b>	<b>74</b>
<b>9 Bilag 1 – kilder og link til metadata</b>	<b>82</b>
<b>10 Bilag 2 – impulsstøj år for år</b>	<b>83</b>
<b>11 Bilag 3 målinger</b>	<b>84</b>



## Forord

Denne rapport indeholder en gennemgang af miljøtilstanden i danske farvande vedrørende menneskeskabt undervandsstøj. Rapporten er bestilt af Miljøministeriet som baggrundsrapport til Basisanalysen, der indgår i Danmarks afrapportering af miljøtilstanden i danske marine områder i henhold til havstrategidirektivet. Analyser og vurderinger er gennemført i overensstemmelse med de retningslinjer, der foreligger fra EU's ekspertgruppe, TG-Noise, og tager i videst mulig omfang udgangspunkt i de data og vurderinger, der har ligget til grund for de regionale tilstandsvurderinger – for HELCOM-området HOLAS3, og for OSPAR-område II den såkaldte Quality Status Report.

Metoder til vurdering af miljøtilstand vedrørende undervandsstøj er stadig under udvikling, og den indeværende afrapporteringscyklus (6-års-periode), den tredje i havstrategidirektivets levetid, er den første cyklus, hvor der er konkrete anbefalinger fra kommissionen for fastsættelse af tærskelværdier for god miljøtilstand til rådighed. Disse tærskelværdier blev fastlagt i efteråret 2022, dvs. på et fremskredent tidspunkt i forhold til overvågningsprogrammer og de regionale vurderinger. Alle disse faktorer skal holdes i baghovedet når rapporten læses. Det er første forsøg på en samlet vurdering af miljøtilstanden vedrørende undervandsstøj i danske farvande og konklusionerne, især de kvantitative, skal tages med store forbehold. Når dette er sagt, så viser analyserne robuste mønstre og tendenser, der giver et samlet billede, der kan anvendes til at definere en samlet strategi for forvaltning og overvågning af undervandsstøj i den kommende afrapporteringscyklus.

Denne 2. udgave adskiller sig alene fra første udgave ved figureerne, der er opdaterede med danske tekster og mindre kosmetiske rettelser.

## Sammenfatning

Undervandsstøj indgår som en af havstrategidirektivets 11 deskriptorer i vurderingen af miljøtilstanden i de danske havområder. Baseret på data og metoder anvendt af OSPAR i QSR23 vurderingen for miljøtilstanden i Nordsøen (OSPAR område 2) og af HELCOM i HOLAS 3 vurderingen af tilstanden i Østersøen, blev en detaljeret vurdering gennemført i danske farvande (dansk EEZ + territorialfarvande).

Vurderingen er foretaget på baggrund af to kriterier, D11C1 impulsstøj og D11C2 vedvarende undervandsstøj, sådan som foreskrevet i direktivet og efterfølgende vejledninger fra EU-kommissionen.

### D11C1 Impulsstøj

Impulsstøj er vurderet ud fra de kriterier, der er anvendt i HELCOMs HOLAS3 assessment, udvidet til også at dække Nordsøen og Skagerrak og underopdelt på habitater for de fire indikatorarter marsvin, spættet sæl, gråsæl og torsk. HELCOM har kun defineret en reaktionstærskel for marsvin, hvorfor det er den eneste art, hvor det kan afgøres om målene er opfyldt. For at være opfyldt gælder det at maksimalt 20 % af habitatet må være påvirket på daglig basis, og årsgennemsnittet må maksimalt være 10 %. En vurdering, med de påvirkningsafstande HELCOM har defineret for marsvin, blev gennemført for de øvrige indikatorarter, og er sammen med marsvin angivet i Tabel A.

**Tabel A.** Opfyldelse af kriterier for god miljøtilstand for impulsstøj (tærskler) for årene 2016-2021. For hver indikatorart og område er angivet antal år hvor tærsklen er overskredet. Farvekode gælder kun for marsvin, da tærskler for øvrige arter kun er indikative.

	Marsvin	Spættet sæl	Gråsæl	Torsk
Maksimalt årligt gnsn.	5%	4%	3%	4%
S. Nordsø		2/6		0/6
N. Nordsø + Skagerrak	0/6	0/6	0/6	0/6
Kattegat		1/6		0/6
Bælterne	1/6	2/6		3/6
Farvandet omkring Bornholm	4/6	-	2/6	5/6

For alle arterne er det årlige gennemsnitlige påvirkede areal lavt og under tærsklen på 10 % gennem alle årene i perioden 2016-2021. Vurderet efter daglig påvirkning er der imidlertid overskridelser af tærsklen på 20 % påvirket areal i mindst et delområde for alle de fire arter. Flest overskridelser fandt sted i Østersøregionen (Farvandet omkring Bornholm + Bælterne).

### D11C2 vedvarende lavfrekvent undervandsstøj

Den vedvarende lavfrekvente undervandsstøj er vurderet ud fra indikatorer udviklet af HELCOM (fra BLUES projektet) og OSPAR (fra JOMOPANS projektet), i begge tilfælde for kalenderåret 2018, hvor modeldata foreligger. Det antages at 2018 er repræsentativt for perioden 2016-2021 som helhed. Forskelle mellem HELCOM og OSPARs indikatorer gør, at vurderingerne ikke er helt ensartede for Nordsøområdet og Østersøområdet, men de vurderes at være tilstrækkeligt sammenlignelige til formålet. Tærskelværdien fra HO-



LAS3 er anvendt i alle tilfælde. For at opnå god miljøtilstand må den månedlige medianværdi af indikatoren ikke overskride det kritiske niveau (Level of Onset of Biological Effects – LOBE) i mere end 20 % af habitatet. I Tabel B er det angivet, hvor mange måneder tærskelværdien er overskredet, og god miljøtilstand dermed ikke opnået.

**Tabel B.** Farvekode for opfyldelse af kriterier for god miljøtilstand (tærskler) i 2018. Grøn: opfyldt, rød: ikke opfyldt. For hver indikatorart og delområde er det angivet, hvor mange måneder indikatoren overskred tærskelværdien.

	Marsvin	Spættet sæl	Gråsæl	Torsk
S. Nordsø		0/12		2/12
N. Nordsø + Skagerrak	0/12	12/12	0/12	
Kattegat		2/12		10/12
Bælterne	0/12	0/12	0/12	6/12
Farvandet omkring Bornholm	0/12	-		7/12

Det fremgår at målet er opfyldt i alle områder for marsvin og gråsæler, mens det ikke er opfyldt for spættet sæl i Nordlige Nordsø og Kattegat, og i ingen af områderne for torsk. For spættet sæl gælder, at vurderingen er baseret på det samlede udbredelsesområde, hvilket omfatter både fourageringsområder og områder omkring sælkolonierne. Da spættet sæl vurderes primært at være påvirket af undervandsstøjen i forbindelse med parringsadfærd, der foregår tæt på kolonierne, vurderes det, at påvirkningen derfor kan være overestimeret i tabellen, da mange af yngleområderne er beliggende fjernt fra store skibsruter. En vurdering baseret alene på spættet sæls yngleområder vurderes således at kunne resultere i at kriterier for god miljøtilstand er opnået.

For torsk er situationen en anden. Her er vurderingen baseret alene på gydeområderne. Når man ser bort fra den betydelige usikkerhed, der er vedrørende disse gydeområders nuværende betydning, så viser vurderingen tydeligt, at der er betydelige mængder af menneskeskabt undervandsstøj i de historiske gydeområder for torsk. Tages der højde for, at torsk sandsynligvis er mest følsom i perioden omkring gydning, ved alene at vurdere støjpåvirkningen i gydeperioden, kan man se at bestandene i Kattegat og vestlige Østersø gyder om vinteren, hvor støjpåvirkningen er højest, mens bestanden omkring Bornholm gyder senere på året, hvor støjen er lavere og i størstedelen af perioden under tærskelværdien. Den potentielle påvirkning må derfor vurderes at være større på bestandene i Kattegat og vestlige Østersø, end på bestanden omkring Bornholm. Den største usikkerhed ligger således ikke i vurderingen af presfaktoren, men i vurderingen af påvirkningen. Der savnes viden om, hvad høje niveauer af skibsstøj i gydeområderne betyder for gydningen, og i sidste ende rekrutteringen af torsk, og det kan derfor ikke vurderes, hvor væsentlig undervandsstøj er som presfaktor på torskebestanden i forhold til andre presfaktorer (eutrofiering, fiskeri, klimaforandringer mm.)

Samlet set, hvis man betragter alle fire indikatorarter samlet, og opdeler vurderingen i de to subregioner Nordsøen og Østersøen fremgår det, at der i begge områder er mindst én indikatorart og mindst ét delområde/habitat, hvor tærskelværdierne er overskredet for enten impulsstøj, vedvarende støj eller begge dele, og ingen af de to områder kan derfor siges at være i god miljøtilstand. Det skal understreges, at denne vurdering er baseret på betydelig usikkerhed grundet usikkerhed i fastsættelsen af de kritiske parametre, der indgår i analysen (valg af habitater for indikatorarter, indikatorer og LOBE).

Der er ikke statistisk basis for at konkludere om der har været en udvikling (trend) i hverken impulsstøj eller vedvarende støj i perioden, eller i forhold til tidligere perioder. Den generelle udvikling i forekomsten af støjkloder, både hvad angår impulsstøj (vindmøllebyggerier mm.) og vedvarende støj (skibstrafik), giver dog fingerpeg om, at presfaktorerne ikke er nedadgående, men snarere stigende.

## Summary

Underwater noise is one of the Marine Strategy Framework Directive's 11 descriptors and is included in the evaluation of good environmental status (GES) in the Danish marine waters. An assessment of the environmental status of Danish marine waters was conducted, based on data and methods used by OSPAR in their assessment of the North Sea (OSPAR area 2, including Kattegat) in the QSR23 assessment, and data and methods used by HELCOM in the HOLAS3 assessment for the Baltic Sea (including Danish Straits and Kattegat).

The assessment was based on two criteria, D11C1 impulsive noise and D11C2 continuous low frequency noise, as required by the directive and guidance from the Commission.

### D11C1 Impulsive noise

Impulsive noise was assessed based on criteria used in the HELCOM HOLAS3 assessment, extended to cover also the North Sea and Skagerrak, and subdivided on habitats for the four indicator species: harbour porpoise, harbour seal, grey seal and Atlantic cod. As HELCOM has only defined a reaction distance (proxy for the level of onset of biologically significant effects – LOBE) for D11C1 for harbour porpoises, this species is the only one for which GES can be properly assessed. To fulfil the criteria, a maximum of 20% of a habitat is allowed to be exposed to impulsive noise on a daily basis, and the annual average must not exceed 10%. This assessment was conducted also for the three other indicator species, using the same reaction distance as for porpoises and the results are given in Table A.

**Table A.** Fulfilment of criteria for GES for impulsive noise in the years 2016-2021. Indicated are for each species and area, the number of years where the threshold was exceeded. Only porpoise is colour coded (green = GES), as thresholds for the other species are only indicative.

	Porpoise	Harbour seal	Grey seal	Cod
<b>Maximum yearly average</b>	5%	4%	3%	4%
S. North Sea		2/6		0/6
N. North Sea + Skagerrak	0/6	0/6	0/6	
Kattegat		1/6		0/6
Danish Straits	1/6	2/6		3/6
Waters around Bornholm	4/6	-	2/6	5/6

General for all four species was that the annual average of the exposed area is low and below the threshold of 10% throughout all the years from 2016 to 2021. Assessed on a daily basis, however, there are exceedances of the threshold of 20% affected area in at least one subarea for all species. Most exceedances occurred in the Baltic Sea (Baltic proper and the Danish Straits).

### D11C2 continuous low frequency noise

The continuous noise was assessed by means of indicators developed by HELCOM (through the BLUES project) and OSPAR (through the JOMOPANS project), both for the year 2018, where model data is available. 2018 is considered to be representative for the whole period 2016-2021. Differences between the

HELCOM and OSPAR indicators mean that the assessments are not fully compatible, but the differences are considered sufficiently small to allow comparisons for the present purpose. The LOBEs and threshold value used in HOLAS3 was used throughout. In order to achieve GES, the monthly median of the indicator must not exceed the critical level (LOBE) in more than 20% of the habitat. The number of months where the threshold value was exceeded is given in Table B, indicating the number of months where GES were not achieved.

**Table B.** Colour-coded indication of achievement of criteria for GES in 2018. Green: achieved, red: not achieved. For each indicator species and subarea it is indicated how many months out of the year GES was not achieved.

	Porpoise	Harbour seal	Grey seal	Cod
S. North Sea		0/12		2/12
N. North Sea + Skagerrak	0/12	12/12	0/12	
Kattegat		2/12		10/12
Danish Straits	0/12	0/12	0/12	6/12
Waters around Bornholm	0/12	-		7/12

From the table it can be seen that GES was achieved in all subareas for porpoises and grey seals, whereas it was not achieved for harbour seals in the northern North Sea and Kattegat and in none of the subareas for cod. The assessment of harbour seals is based on the entire distribution range, which includes both foraging areas and haul out / breeding areas. As harbour seal is considered to mainly be impacted by masking in connection to mating, which takes place near the haul out and breeding areas, and as these areas often are located away from shipping lanes, the impact on harbour seals may well be overestimated. It is thus considered likely that an assessment based solely on the breeding and haul-out areas would result in criteria for GES being achieved.

The situation is different for cod. The assessment is based only on the spawning areas. Ignoring the considerable uncertainty associated with the present relevance of the spawning areas, the assessment shows considerable amounts of anthropogenic noise in the historic spawning areas. If taken into account that cod is most likely most sensitive to impact from noise in the actual spawning period, done by restricting the assessment to periods where the spawning takes place, it is seen that the cod populations in Kattegat and western Baltic spawn in winter, where noise levels are high, whereas the population around Bornholm spawns later, at a time where noise levels are low and throughout most of the time below the threshold. The potential impact is therefore assessed to be higher on the populations in Kattegat and Danish Straits than around Bornholm. The greatest uncertainty in the assessment is therefore not the assessment of the pressure factor (the presence of the noise) but in the assessment of the impact from the pressure factor. There is a significant knowledge gap regarding the impact of high levels of ship noise in the spawning areas on spawning and ultimately recruitment. It is therefore also not possible to evaluate the importance of underwater noise relative to other pressure factors on cod (eutrophication, fishery, climate change etc.).

All in all, when considering all four indicator species under one and subdivide only in the subregions North Sea (marine Atlantic region) and the Baltic (including Danish Straits), it is apparent that in both areas thresholds are exceeded for at least one indicator species and at least one criterion (D11C1 or D11C2). Applying a strict one-out all-out criterion thus means that GES has not

been achieved in neither of the two areas. It should be stressed that this assessment is associated with considerable uncertainties related to establishing the critical parameters for the analysis (selection of habitats for indicator species, selection of indicators and LOBE).

There is not sufficient statistical basis to conclude if there has been a development (trend) in the indicators within the assessment period or compared to previous periods. The general development in abundance of impulsive noise sources (wind farm construction etc.) and continuous sources (shipping) however, gives an indication that the pressure factors are not decreasing, but more likely increasing.

# 1 Baggrund

Med EUs havstrategidirektiv (EU Kommissionen, 2008) blev menneskeskabt undervandsstøj anerkendt som en betydende presfaktor på havmiljøet og dermed fulgte en forpligtigelse for EUs medlemslande til at overvåge undervandsstøj. Målet med overvågningen er at kunne foretage regelmæssig vurdering af miljøtilstanden og igangsætte tiltag til forbedring af tilstanden, såfremt god miljøtilstand ikke er opnået. Miljøtilstanden vurderes for undervandsstøjs vedkommende ved at holde indikatorer for hhv. impulsstøj og vedvarende, lavfrekvent støj op mod to kriterier, hhv. D11C1 og D11C2 (EU Kommissionen, 2017). Arbejdet med udviklingen af indikatorerne foregår i de regionale havkonventioner (for Danmarks vedkommende HELCOM og OSPAR), koordineret på fællesskabsniveau af EU Kommissionens ekspertgruppe TG-Noise. Herunder følger en kort introduktion til undervandsstøj, en beskrivelse af betydningen af miljøpresset fra undervandsstøj og typen af effekter det kan have på havlivet. Selve indikatorerne, kriterier og tærskelværdier er gennemgået i afsnit 2.

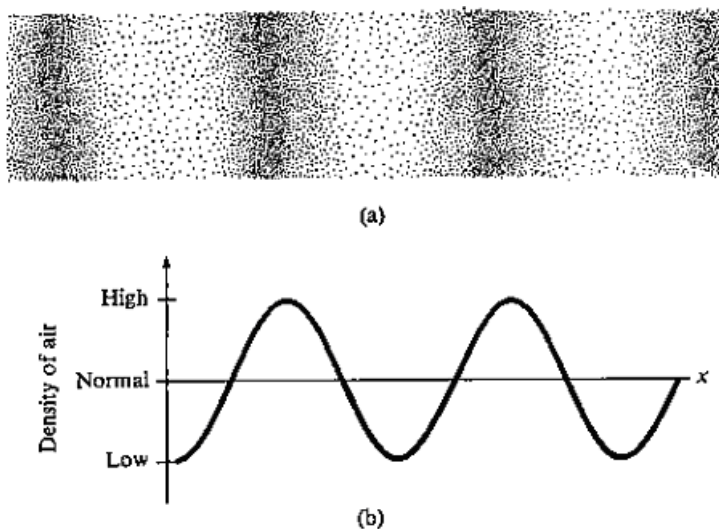
## 1.1 Introduktion til undervandsstøj

Der findes ingen præcis og fuldstændigt dækkende definition af begrebet støj, men i forbindelse med havstrategidirektivet er det tilstrækkeligt at betragte støj som menneskeskabt lyd, der har negative effekter på havmiljøet. Det er i den forbindelse uden betydning om denne lyd er udsendt med et formål (f.eks. sonar og seismiske undersøgelser) eller alene er et uønsket biprodukt af en anden aktivitet (skibsstøj, støj fra pæleramning osv.).

Lyd opstår som tryksvingninger i et medium (luft, vand mm.). Svingningerne foregår omkring det omgivende tryk (det atmosfæriske tryk for lufts vedkommende, det hydrostatiske tryk for vands vedkommende) og udbredes som en trykbølge væk fra lydkilden. Parallelt med svingningerne i lydtrykket opstår en lokal bevægelse af luften eller vandet, der bevæger sig fra områder med overtryk til områder med undertryk. Dette omtales som partikelbevægelse<sup>1</sup> og i modsætning til trykbølgen, så bevæger partiklerne sig ikke væk fra lydkilden, men lige så meget frem som tilbage.

<sup>1</sup> Det er nærliggende at opfatte partiklerne som luft- eller vandmolekyler, men det er forkert. Partikler refererer i stedet til en matematisk abstraktion, der beskriver såkaldt masseflow, hvor en stor mængde molekyler bevæger sig synkront. Størrelsen på disse "akustiske partikler" afhænger af bølgelængden af lyden og kan således for lave frekvenser have meget store dimensioner, op til flere meter i diameter.

**Figur 1.1.** Illustration af partikel-tætheden (a) i en lydbølge og de tilsvarende ændringer i trykket (b). Linjen mærket 'normal' svarer til det omgivende (hydrostatiske) tryk i vandet. x-aksen angiver tid.



I en plan, fremadskridende lydbølge, dvs. så langt fra lydkilden, at denne kan betragtes som et punkt, og langt fra reflektive overflader (som havbunden og havoverfladen), er forholdet mellem lydtryk,  $p$ , og partikelbevægelse,  $u$ , konstant og givet ved den såkaldte akustiske impedans,  $\rho c$ , hvor  $\rho$  er densiteten af vand (ca. 1 g per  $\text{cm}^3$ ) og  $c$  er lyd hastigheden (ca 1,5 km per sekund i vand). Disse forhold betyder at intensiteten,  $I$ , af en lydbølge (målt som den energi, der passerer per sekund gennem et areal på 1  $\text{m}^2$ , er givet ved:

$$I = pu = \frac{p^2}{\rho c} \Leftrightarrow \frac{p^2}{I} = \rho c \quad (1)$$

Lydtryk udtrykkes som oftest som dB, som er det log-transformerede niveau i forhold til en (arbitrær) reference,  $p_0 = 1 \mu\text{Pa}$ .

$$L_p = 20 \log_{10} \left( \frac{p}{p_0} \right) \quad (2)$$

I luft anvender man en reference (20  $\mu\text{Pa}$ ), der omtrent falder sammen med høretærskelen for raske mennesker ved 1 kHz, hvilket gør at dB kan forstås som niveauet over menneskets høretærskel ved 1 kHz. Lydtryksniveauer i vand kan ikke forstås på samme måde. De to dB-skalaer skal opfattes som forskellige skalaer, der kun vanskeligt lader sig sammenligne, og kun under anvendelse af en omregningsfaktor (se f.eks. Au and Hastings, 2008, afsnit 1.2.5). I de fleste tilfælde er sådan en omregning og sammenligning med lydtryksniveauer i luft ikke informativ. Det er oftest mere nyttigt at sammenholde niveauerne med kendte lydkilder, for derved at få en fornemmelse af om et givent lydtryk er højt eller lavt. Se Figur 1.2.

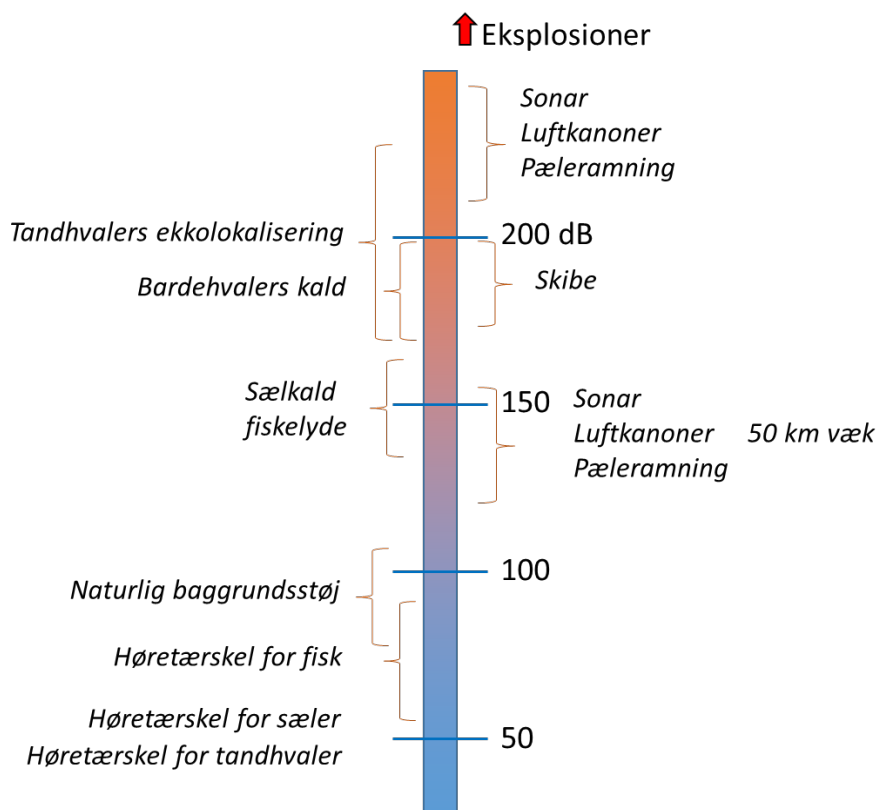
### 1.1.1 Kildestyrker og modtagne/målte lydtryk

For at kunne sammenligne lydtryk fra forskellige lydkilder er man nødt til at tage afstanden til kilden med i betragtning. Dette kan gøres ved at normalisere lydtrykket til en standardafstand, typisk 1 m, hvilket benævnes **kildestyrken (SL)**. Man tilbageregner fra den **målte værdi (RL)** i en given afstand ( $r$ ) ved at fratække **transmissionstabet (TL)** over afstanden. Korrekt bestemmelse af transmissionstabet under realistiske betingelser med variabel vanddybde, lyd hastighed mm. er en videnskab for sig, men ofte anvendes en simpel tilbageregning til 1 m med formlen

$$TL = \kappa \log_{10} r + \alpha r \quad (3)$$

hvor  $\kappa$  som oftest har en værdi mellem 10 og 20 (se fodnote<sup>2</sup>) og  $\alpha$  angiver den frekvensafhængige absorption i dB/m. Det er vigtigt at forstå at kildestyrken er et normaliseret mål, der primært tjener til at kunne sammenligne lydkilder. For store lydkilder (skibe, vindmøllefundamenter mm.) giver det ikke fysisk mening at tale om et lydtryk 1 m fra kilden, da kilden selv er mange gange større. De meget store kildestyrker for pæleramning og luftkanoner (hvor selve lydkilden er et større antal luftkanoner anbragt adskillige meter fra hinanden) er derfor ikke lydtryk man kan måle nogen steder i vandet nær lydkilden. Langt fra lydkilderne opfører lyden sig imidlertid som om den kom fra en punktkilde med et meget højt lydtryk.

**Figur 1.2.** Skematisk illustration af lydtryk i vand, med indikationer af de omtrentlige lydtryksniveauer man kan støde på. Med mindre andet er angivet er lydtrykket tilbageregnet til 1 m fra kilden (kildestyrken). Der er ikke taget højde for lydenes frekvensindhold og figuren skal alene tjene til at give en fornemmelse af hvornår et lydtryk er højt og hvornår det ikke er. Eksplosioner kan generere ekstraordinært høje lydtryk og er vanskelige at placere meningsfuldt på skalaen.



### 1.1.2 Frekvensindhold

Rene toner er karakteriseret ved at bestå af regelmæssige svingninger, der kan beskrives ved deres frekvens: antallet af svingninger per sekund. De fleste lyde indeholder imidlertid energi ved flere frekvenser og de enkelte svingninger er ikke synlige i signalet. For at karakterisere frekvensindholdet må man lave et frekvensspektrum af lyden. Dette kan gøres ved at filtrere lydsignalet med en serie af meget skarpe, overlappende båndpasfiltre og registrere energiindholdet i de enkelte filtre. Den hyppigst anvendte filterbåndbredde er 1/10 dekade (decidekade, ddec; også kendt som 1/3 oktav), hvor hvert filters

<sup>2</sup> Det ene yderpunkt, 10, repræsenterer cylindrisk spredning, hvor lyden udbreder sig i 2 dimensioner, idet den reflekteres fuldstændigt fra havbund og havoverflade, mens 20 repræsenterer sfærisk spredning, hvor lyden udbreder sig uhindret som en kugleoverflade, uden reflekterende objekter. Se Urick (1983) for yderligere beskrivelse.



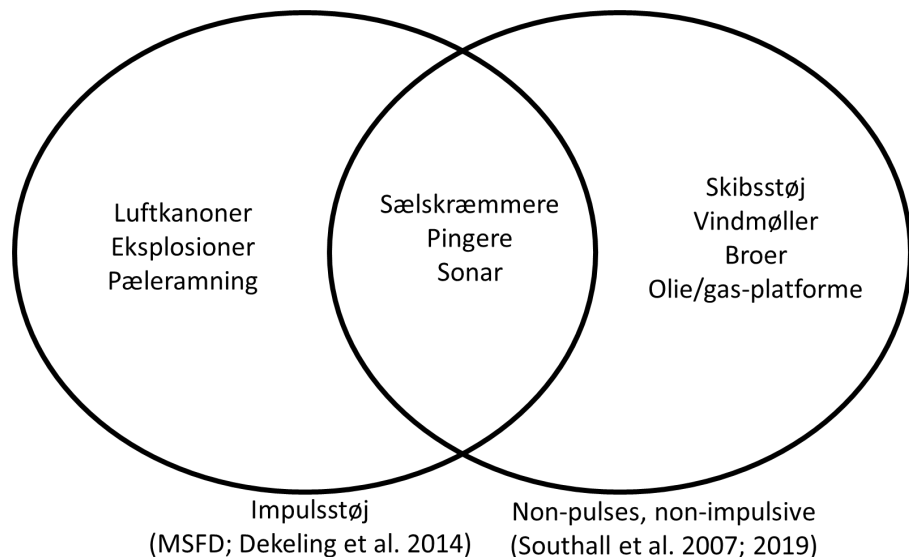
båndbredde er 23% af centerfrekvensen. En anden metode til at analysere frekvensindholdet er ved hjælp af en Fourieranalyse. Dette gøres mest effektivt med den såkaldte FFT (Fast Fourier Transform), suppleret med en passende midling af signalerne. Hertil anvendes næsten udelukkende den såkaldte Welch-metode. Se f.eks. Bloomfield (1976) for detaljer. Den væsentligste forskel mellem de to metoder er, at hvor decibekade-spektre direkte viser lydintensiteten i hvert enkelt filter (typisk med enheden dB re 1  $\mu$ Pa), så er værdierne i FFT-spektre normaliseret til en filterbåndbredde på 1 Hz (typisk med enheden dB re 1  $\mu$ Pa<sup>2</sup>/Hz). På grund af normaliseringen kaldes FFT-spektrene også for effekttæthedsspektre. Denne forskel mellem de to typer spektre gør at man ikke uden en omregning kan sammenligne værdier på tværs af dem.

### 1.1.3 Impulsstøj og vedvarende støj

I havstrategisammenhænge skelnes mellem impulsstøj og vedvarende støj. Adskillelsen af de to typer af støj er ikke entydig, og giver ophav til en del forvirring. Bidragende til forvirringen i litteraturen er, at i amerikansk forvaltning opereres med en anden definition af impulsstøj (Southall et al., 2007; Southall et al., 2019), end i europæisk sammenhæng. I havstrategisammenhæng er opdelingen baseret på, om påvirkningen fra lyden primært er som adfærdspåvirkning (korte, kraftige lyde), eller som maskering, forårsaget af en vedvarende hævelse af baggrundsstøjen på grund af et stort antal støjkilder (skibe og lignende). Dette betyder, at kategorien impulslyde dækker over en lang række lyde, primært karakteriseret ved at være korte (op til nogle få sekunder, ofte betydeligt kortere) og med et klart markeret starttidspunkt. Denne gruppe lyde er i Southall et al. (2007) delt op i en gruppe kaldet "pulses" (Southall et al., 2007) eller "impulsive" (Southall et al., 2019), der dækker over meget korte lyde med tydelig starttidspunkt og stor båndbredde (energi fordelt over et bredt frekvensområde)<sup>3</sup>, og de resterende lyde, der refereres til som "non-pulses" eller "non-impulsive", karakteriseret ved ikke at besidde alle tre egenskaber (men ofte en eller to). Den amerikanske gruppe af "impulsive sounds" er baseret på lydenes evne til at forårsage hørenedsættelser, med de impulsive lyde som potentielt mere problematiske end de øvrige, ofte benævnt ikke-impulsive (non-pulses). Figur 1.3 viser, hvordan klassificeringen overlapper for visse typer lyde. Da evne til at forårsage hørenedsættelse ikke indgår som et kriterium for miljøtilstanden er uoverensstemmelsen mellem terminologien i europæisk og amerikansk sammenhæng uden større betydning.

<sup>3</sup> Der findes ikke et strengt kriterie til adskillelse af de to typer, men tids-båndbreddeproduktet er nok det, der kommer tættest på. De impulsive lyde er karakteriseret ved alle at have et meget lavt tids-båndbreddeprodukt.

**Figur 1.3.** Forskel i definition af impulslyd i havstrategi-sammenhænge (MSFD) og i amerikansk forvaltning (Southall et al., 2007; Southall et al., 2019). Der er et overlap, hvilket betyder at visse lyde, såsom sonar, garpingere og sælskræmmere klassificeres som impulslyd i forbindelse med havstrategidirektivet, men som "non-impulsive sounds" i amerikansk forvaltning og i forhold til anbefalingerne fra den amerikanske ekspertgruppe, ledet af Brandon Southall.



## 1.2 Påvirkning på marine organismer

Lyd kan påvirke marine organismer på flere måder. Lydene kan deles op på tre hovedtyper: maskering (overdøvning) af andre lyde, påvirkning af adfærd hos dyrene og fysiske/fysiologiske skader. De fysiske/fysiologiske skader kan yderligere opdeles i egentlige vævsskader (akustisk traume) og langtids-effekter på f.eks. stresshormon-niveauer og blodkredsløb. Fysiologiske langtids-effekter af støj er velkendte fra mennesker (se f.eks. Münzel et al., 2020), men dårligt kortlagt hos marine dyr. Der er derfor endnu ikke vidensgrundlag til at inddrage disse effekter i vurdering af miljøtilstanden (Sigray et al., 2021). Omvendt forholder det sig med akustiske traumer. Disse er velstuderet hos havpattedyr (Southall et al., 2019) og i mindre grad hos fisk (Popper and Hastings, 2009), men da akutte, fysiske skader på især havpattedyr betragtes som værende i strid med anden lovgivning (navnlige Habitatdirektivet, EU Kommissionen, 1992; se også TG-Noise, 2022b) anses det ikke for relevant at inddrage disse i vurderinger i henhold til havstrategidirektivets mål om god miljøtilstand (TG-Noise, 2022a). Dette betyder, at der for indeværende er to typer af effekter af lyd, der er relevante at vurdere: maskering og påvirkning af adfærd.

### 1.2.1 Maskering

Maskering dækker over, at øget støj gør det vanskeligere at opfatte et signal. Centralt i beskrivelsen af maskering er definitionerne af hhv. signal og støj. Her anvendes en definition, som kan synes cirkulær, men anvendelig: signal er den lyd, som dyret/observatøren er interesseret i at opfatte, mens støj er lyde, der gør det vanskeligere at opfatte signalet. Vanskelighederne med at opstille klare definitioner er bl.a., at det er situationsafhængigt, hvad der er signal, og hvad der er støj. I de fleste tilfælde er lyd fra biler at betragte som støj, men når man skal krydse en vej, er lyden af biler pludselig et signal. Fælles er dog, at man for et givent signal og en given støj kan tale om forholdet mellem de to (signal-støjforholdet); en parameter, der i de fleste tilfælde er et

robust mål for hvor nemt signalet kan opfattes. Øges støjen, så bliver det, alt andet lige, vanskeligere at høre signalet<sup>4</sup>.

Alle typer støj er imidlertid ikke lige generende for evnen til at detektere et signal. Generelt gælder, at der skal være overlap i tid og frekvens mellem støjen og signalet, før maskeringen er effektiv. For maskering i snæver forstand gælder, at effekten af støjen er stort set fraværende, så snart signal og støj er adskilt af blot en brøkdel af et sekund og adskilt i frekvens med ca. 1/3 oktav (svarende til en stigning på 23 % i frekvens). Den sidstnævnte størrelse på ca. 1/3 oktav betegnes af samme grund for den kritiske båndbredde, på baggrund af den gentagne observation, at støj påvirker detektionen af et signal markant mindre, såfremt støjen ligger uden for et bånd på ca. 1/3 oktavs bredde omkring signalet. Se Erbe et al. (2016) for yderligere detaljer vedrørende særligt havpattedyr.

### Maskering og kommunikationsafstande

I forvaltningssammenhænge, som i andre situationer, er det ønskværdigt at have kvantitative mål for, hvor meget maskering et dyr eller et menneske udsættes for. En nyttig ramme for dette er den såkaldte passive sonarligning (Urick, 1983), der udtrykker signal-støjforholdet (SNR) hos en modtager, der lytter efter et signal udsendt fra en afsender med en given kildestyrke (SL) og samtidig er udsat for støj (naturlig eller menneskeskabt) af et givent niveau (N). Mellem afsender og modtager svækkes signalet med transmissionstab (TL), der primært er en funktion af afstanden (r), men også afhænger af miljøet (lydtransmissionsegenskaberne af vandet) og frekvensindholdet af signalet. Desuden inkluderes ofte en ekstra faktor, benævnt gain (G), som er en samlebetegnelse for en række tiltag, som modtageren kan bruge for at øge hørbarheden af signalet. Det kan være øget opmærksomhed i sig selv (det er nemmere at høre noget, når man ved hvad man lytter efter, og hvornår det kommer), men også at orientere sig med front mod afsenderen, for derved at udnytte retningsfølsomheden af ørerne maksimalt, og det faktum at man har to ører og ikke et, der lytter efter det samme. Samlet set betyder det at signal-støjforholdet hos modtageren kan beskrives som:

$$SNR = SL - TL(r) - N + G \quad (4)$$

Det er i praksis meget vanskeligt at holde styr på disse parametre for vilde dyr, der bevæger sig i forhold til hinanden og til støjkilderne (f.eks. skibe). Se f.eks. Erbe (2015), der primært tjener til at illustrere, hvor vanskeligt det er at beskrive maskering omkring en bevægelig kilde, som et skib. Det er imidlertid muligt at anskue maskering ved at se på hvordan øget støj bevirker, at den maksimale kommunikationsafstand mellem to dyr mindskes. Forestiller man sig en afsender og en modtager i en given afstand og med et givent støjniveau, som lige akkurat er i stand til at kommunikere, så er dette dermed karakteriseret ved et kritisk signal-støjforhold (SNR). Falder signal-støjforholdet under dette kritiske niveau, f.eks. fordi baggrundsstøjen stiger på grund af et passerende skib, så kan de to ikke længere kommunikere. Afsender og modtager kan modvirke dette på forskellig vis. Afsenderen kan øge sendestyrken, hvilket er kendt som Lombard-responsen (se f.eks. Sørensen et al., 2023 for et

<sup>4</sup> Der findes enkelte eksempler på ikke-monoton sammenhæng mellem signal-støjforhold og detektion af et signal (signalet bliver lettere at detektere, når der tilføjes støj), beskrevet under termer som 'dithering' og 'stochastic resonance', men det ligger udenfor denne rapport at medtage dem, da de ikke er relevante i den store sammenhæng. Se Tougaard (2002) for en detaljeret diskussion.

eksempel fra delfiner), og modtageren kan maksimere gain ved bl.a. at orientere sig optimalt i forhold til lyden og støjen. Herved kan signal-støjforholdet måske bringes op over det kritiske niveau, hvor dyrene igen kan kommunikere, men hvis dette ikke er muligt, så er der kun én parameter tilbage at justere: transmissionstab. Transmissionstab afhænger på ofte kompleks vis af afstanden og miljøet (især hydrografien), men som en gennemsnitsbetragtning, så stiger tabet med stigende afstand. Derfor vil to dyr altid kunne kompensere for øget støj ved at rykke tættere på hinanden, hvorved TL bringes ned og SNR kan bringes over det kritiske niveau.

Transmissionstab af kommunikationssignaler kan som oftest beskrives med den generelle formel angivet ovenfor (formel 3). Den består af to komponenter: en geometrisk spredning, der stiger med logaritmen til  $r$ , og en frekvensafhængig absorption, der er ligefrem proportional med  $r$ . For lave frekvenser, op til ca. 10-20 kHz, er absorptionen  $\alpha$  ofte uden den store betydning og man kan antage at signalerne dæmpes alene med geometrisk spredning. Antager man derudover at denne geometriske spredning sker som såkaldt sfærisk spredning (som lys), så reduceres transmissionstab til:

$$TL(r) = 20 \cdot \log_{10}(r) \quad (5)$$

Kombinerer man formel 5 med formel 4 kan man vise at hvis man holder alle andre parametre konstante, så kan man modvirke en stigning i støjen på 6 dB ved at reducere afstanden mellem sender og modtager med 50 % ( $20\log_{10}(1/2) = 6$  dB). Sagt med andre ord, så vil den maksimale kommunikationsafstand halveres, for hver 6 dB støjen stiger. På samme vis kan man vise at en stigning i støjen på 20 dB svarer til en reduktion i kommunikationsafstanden på 90%.

Det er væsentligt at huske på den store betydning af signalet og støjens frekvensindhold, jf. kravet om overlap mellem støj og signal. Betragtningerne angående reduktion af kommunikationsafstande gælder derfor kun såfremt støjen udregnes i et frekvensbånd, der er relevant for signalet. Bedst er det at anvende en analyse-båndbredde af støjen omtrent som signalet, men et smalere bånd (decidekade) kan anvendes som proxy, så længe det pågældende bånd overlapper med signalet.

En anden væsentlig forudsætning for de ovennævnte betragtninger er, at den absolutte høretærskel for signaler skal ligge under støjen (hvis dyret ikke kan høre støjen, kan det ikke påvirke hørelsen af signalet). Med andre ord skal det være støjen i omgivelserne, der begrænser hvor langt væk dyrene kan kommunikere, ikke deres absolutte følsomhed (høretærsklen). For havpattedyr som sæler og bardehvaler, der kommunikerer ved meget lave frekvenser, hvor den naturlige baggrundsstøj er høj, er dette krav formentligt opfyldt under de fleste forhold, men for tandhvaler ved højere frekvenser er det ikke altid tilfældet. For tandhvaler, herunder især marsvin, skal man derfor udvise særlig påpasselighed når man vurderer effekten af menneskeskabt støj på deres hørelse.

### **Indikator for maskeringspotentiale**

Analysen ovenfor fører til at vi kan definere en indikator for maskeringspotentiale, som beskriver hvor meget den maksimale kommunikationsafstand er reduceret af en given støj, i forhold til et referenceniveau. Som referenceniveau er det naturligt at tage den naturlige baggrundsstøj, dvs. det støjniveau man ville have, såfremt der ikke var menneskeskabte kilder til stede. Kender man det faktiske støjniveau, enten fra målinger eller fra modelleringer, så kan

man beregne det menneskeskabte støjbidrag (på engelsk refereret til som excess-level) som forskellen mellem det faktiske niveau og referenceniveauet:

$$L_{excess} = N_{observed} - N_{natural} \quad (6)$$

Excess-niveauet kan modelleres med stor rumlig og tidslig opløsning (se nedenfor), hvorved man får en beskrivelse i tid og rum af den forøgede størrelse på maskeringspotentialer. Er excess-niveauet i et givent frekvensbånd, i et givent område på et givent tidspunkt f.eks. 12 dB, så betyder det at den maksimale kommunikationsafstand for dyr, der kommunikerer i det pågældende frekvensområde, er reduceret med 75 % ( $20 \cdot \log_{10}(0.25) = -12 \text{ dB}$ ) i forhold til en situation, hvor der kun havde været naturlig støj (fra vind, bølger mm.). Da støjen, både den naturlige baggrundsstøj og den menneskeskabte støj, varierer betydeligt, selv over kort tid, så er det nyttigt at se på statistiske mål for støjen, udregnet over en længere periode. Hertil er de øvre percentiler (overskridelsesniveauer) meget informative. Hvis f.eks. den øvre 10. percentil af excess-niveauerne, målt over en måned, var 12 dB, så kan man konkludere at den maksimale kommunikationsafstand var reduceret med 75 % eller mere i 10 % af tiden i den pågældende måned. Hermed har man et mål, som man kan bruge til at vurdere hvilken effekt skibsstøjen potentielt har på akustisk kommunikation i det pågældende område. Det er væsentligt at huske, at der ikke er inkluderet nogen viden om, hvor mange dyr, der er til stede og hvad de laver. Målet er derfor alene et mål for **presfaktoren**: hvor meget vil støjen påvirke kommunikationen, hvis der er dyr, der vil kommunikere med hinanden. Styrken ved denne indikator er, at den er relativ til en naturlig referencetilstand. Herved opnår man at kunne sammenligne områder, der naturligt er meget stille med områder, der naturligt er mere støjende. Da man typisk vil anvende faktiske meteorologiske målinger eller modeller til at beskrive den naturlige baggrundsstøj, så vil man også på meningsfuld måde kunne sammenligne data fra to måneder med meget forskelligt vejr, og dermed tage højde for både årstidsvariation og år-til-år variation.

### 1.2.2 Adfærdspåvirkning

Dyrs adfærd kan påvirkes af støj på mange måder, dækkende alt fra flugt (negativ phonotaxi), over immobilitet, til tiltrækning (positiv phonotaxi). Denne vifte af reaktioner gør det vanskeligt at generalisere og på trods af flere velmenende forsøg (se f.eks. Southall et al., 2007; Southall et al., 2021) er det ikke lykkedes at rammesætte adfærdsreaktioner på en brugbar vis og definere brugbare kriterier og måder at kvantificere reaktionerne på. Grundlæggende er imidlertid, at den mekanisme, hvorved adfærdsforstyrrelser påvirker overlevelse og reproduktion på længere sigt, er igennem effekter på dyrenes energibalance. Under uforstyrrede forhold er dyrenes tidsforbrug delt op med forskellige andele til forskellige aktiviteter. Nogle af disse aktiviteter koster netto dyrene energi (bevægelse fra A til B, sociale interaktioner, parringsadfærd, diegivning og i mindre grad søvn og hvile), mens andre netto bidrager med energi (byttfangst og die for ungerne vedkommende). Forstyrrelser, stort set uanset hvilken type der er tale om, vil betyde, at der er mindre tid til rådighed til den adfærd, der giver energi, mens der bruges mere tid på energi-krævende adfærd, hvorunder decideret flugtaadfærd også hører. Ofte minder reaktioner på støj om adfærd dyrene naturligt udviser overfor prædatorer, såsom ophør af fødesøgning og flugt væk fra støjilden/prædatoren, evt. kombineret med forsøg på at holde sig uopdaget (langsomme bevægelser, tæt på bund eller havoverflade, ophør af lydproduktion eller nedsættelse af lydstyrken til et minimum). Se f.eks. Elmegaard (2020) og Elmegaard et al. (2021).

Ligheden mellem reaktioner på menneskeskabt støj og prædatorer gør at dyrene naturligt kan tolerere et vist niveau af forstyrrelser, uden at det går ud over deres overlevelse og reproduktion på længere sigt, men effekterne af de enkelte forstyrrelser akkumuleres over tid. Man må forestille sig, at der er et kritisk niveau, hvor dyrene forstyrres for ofte og for længe, hvilket gør at deres energibalance netto bliver negativ. Mens årsagssammenhængen mellem forstyrrelse og påvirkning på dyrenes langsigtede overlevelse og dermed bestandsudvikling således er velforstået, så er kvantificeringen af påvirkningerne særdeles vanskelig. Se bl.a. National Research Council (2005) for diskussion af dette.

### **Indikatorer for adfærdspåvirkning**

På grund af den ringe kvantitative forståelse af forbindelsen mellem kortvarige adfældsreaktioner på støj og dyrenes langsigtede overlevelse (fitness) har det vist sig vanskeligt at udvikle indikatorer og kriterier til vurdering af påvirkningen på marine arter fra undervandsstøj. En udfordring ligger i at sammenholde de mange forskellige typer af adfældsreaktioner, der ses på undervandslyd i en samlet forståelsesramme. En foreslået tilgang er den såkaldte 'response severity scale' (Southall et al., 2007), der rangordner forskellige adfældsreaktioner hos havpattedyr i en skala fra ubetydelige (orienteringsadfærd mod lyd-kilden, ændringer i åndingsrater mm.) til de mest betydelige (panik, strandinger mm.), i et forsøg på at skabe sammenlignelighed mellem forskellige studier med forskellige arter og forskellige støjkilder, hvorved det var håbet, at anvendelige 'dosis-respons'-sammenhænge ville kunne beskrives. Resultaterne er dog ikke overbevisende og har ikke ført til konkrete anbefalinger eller forslag til generaliserede dosis-responskurver eller responstærskler. Se Southall et al. (2021) for en opdatering. Hovedproblemet med den tilgang, der ligger bag 'response severity scale', er efter alt at dømme at forfatterne forsøger at sammenstille data fra mange forskellige arter, med forskellig høreelse og forskellig følsomhed over for forstyrrelser, og resultater fra mange forskellige typer af forsøg, gennemført i fangenskab eller i naturen, som opportunistiske observationer og som kontrollerede eksponeringer. En anden tilgang er at fokusere på en enkelt art ad gangen, hvilket foreløbigt kun er gjort for marsvin (Tougaard, 2021). I dette metastudie samledes alle studier på marsvin, hvor adfældsreaktioner kunne sammenstilles med kvantificerede mål for lydtryk. Resultatet er, at der er godt empirisk belæg for at adfældsreaktioner (negativ phonotaxi) hos marsvin starter når det audiogramvægtede lydniveau, korrigeret for varighed (se bl.a. Tougaard and Beedholm, 2019; Tougaard et al., 2015) overstiger 95-105 dB re 1  $\mu$ Pa, vhf-vægtet (sensu Southall et al., 2019). Denne generaliserede tærskel dannede baggrunden for vurderingen af påvirkningen på marsvin, som beskrevet i afsnit 4.1.1 nedenfor.

En tilsvarende generaliseret tærskel for reaktioner hos andre arter af hvaler, sæler og fisk er ikke til rådighed, hvorfor det er særdeles vanskeligt at foretage kvantitative vurderinger af betydningen af adfærdspåvirkninger hos disse arter.

## 2 Havstrategiens deskriptor 11

Overvågning af undervandsstøj sker som en del af implementeringen af EUs havstrategidirektiv (EU Kommissionen, 2008). Til hjælp i denne implementering foreligger dels præciseringer fra kommissionen (European Commission, 2017), dels en række anbefalinger fra EUs ekspertgruppe, TG-Noise (Sigray et al., 2021; TG-Noise, 2022a, b, c).

### 2.1 Indikatorer og kriterier for god miljøtilstand

Grundlæggende opererer havstrategidirektivet med en deskriptor for undervandsstøj (D11), underopdelt på to kriterier til brug for vurdering af miljøtilstanden. Disse kriterier er D11C1 – udbredelsen af impulsstøj i tid og rum, og D11C2 – udbredelsen af vedvarende menneskeskabt støj i tid og rum.

#### 2.1.1 D11C1 Impulsstøj

Anbefalinger vedrørende vurdering af miljøtilstanden for impulsstøj er beskrevet i to rapporter fra ekspertgruppen: TG-Noise (2022c) (kaldet DL1) og TG-Noise (2022b) (kaldet DL2). Disse rapporter bygger igen ovenpå tidligere rådgivning vedrørende overvågning (Dekeling et al., 2014a; Dekeling et al., 2014b). For danske forhold er det centrale element i overvågningen af impulsstøj de aktiviteter, der indrapporteres til det fælles OSPAR/HELCOM register for impulsstøj ([link](#)).

DL1 beskriver en proces for vurdering i 9 trin, yderligere uddybet og med tærskelværdier tilføjet i DL2.

#### Trin 0 Implementering af en fælles overvågning af impulsive lydkilder

Dette trin, der var iværksat for HELCOM og OSPAR-områderne da DL1 blev skrevet, består i en systematisk indsamling af aktiviteter, der genererer impulsstøj, fulgt af indrapportering i et fælles dataformat til den fælles database, vedligeholdt af ICES. Disse aktiviteter indrapporteres efter de er gennemført og uden noget krav om målinger af den faktiske støjpåvirkning. Der er alene tale om en registrering af at bestemte typer af aktiviteter (se sektion 1.1.3 ovenfor) har fundet sted i et givent område i et givent tidsrum.

#### Trin 1 Definerings af omfang af vurderingen: formål, områder og tidsperioder

Når overvågningsdata er tilgængelige fra databasen, besluttes det på hvilken geografisk skala vurderingerne skal gennemføres, og med hvilken tidsopløsning og dækning i tid. Anbefalingen fra TG-Noise er, at vurderingerne skal foretages på regionalt niveau, dvs. indenfor de regionale havkonventioner, evt. underopdelt indenfor de enkelte regioner. Denne anbefaling er imidlertid i konflikt med det praktiske forhold at enkeltlande hver især skal rapportere til Kommissionen om miljøtilstanden i de respektive landes marine områder.

#### Trin 2 Beslutning om anvendelsen af indikatorarter eller andre metoder til at bestemme dosis-respons-sammenhænge

Det kan være både nyttigt og nødvendigt at anvende enkelte, repræsentative arter som grundlag for vurderingerne, alene fordi der kun foreligger følsomhedsdata mm. for et meget begrænset antal arter. Valget af arter kan foregå efter de principper, som tidligere er udstukket af HELCOM (HELCOM, 2016).

### **Trin 3 Definér støjparametre, der skal anvendes som basis for vurderingen**

Et hypotetisk trin, da der ikke foreligger systematiske data om de enkelte støjkilder registreret i ICES-registeret. Er dog til dels erstattet af påvirkningsafstande, der fungerer som en brugbar proxy til bestemmelse af det geografiske omfang af påvirkningerne.

### **Trin 4 Fremstil presfaktor-kort baseret på ICES-registerdataene**

Når påvirkningsafstandene er fastlagt, kan disse anvendes til at estimere størrelsen på de områder, hvor indikatorarterne skønnes at have været påvirket af impulsstøjen.

### **Trin 5 Definér udbredelsesområder (habitater) eller tætheder af indikatorarter**

I en risiko-baseret vurdering af miljøtilstanden skal der være overlap mellem presfaktoren (støjen) og receptorerne (indikatorarterne) i både tid og rum, for at der kan være en potentiel påvirkning. Derfor er det nødvendigt at beskrive/afgrænse indikatorarternes rumlige udbredelse og evt. tage højde for særligt følsomme perioder på året.

### **Trin 6 Kombinér presfaktor-lag med habitat-lag**

Som nævnt under trin 5, så får man afgrænset vurderingen til de perioder og områder, hvor der potentielt kan være en påvirkning ved at kombinere lagene. Hvis der er støj, men ikke dyr, eller dyr, men ikke støj, så kan der ikke være en påvirkning.

### **Trin 7 Integrér den potentielle påvirkning over tid og areal, evt. under anvendelse af eksponeringskurver**

For at vurderingen kan være praktisk anvendelig må man integrere overlappet mellem artsudbredelse og støj i både tid og rum. Herved kan man f.eks. få eksponeringskurver, der for et specificeret område og i en specificeret periode angiver hvor ofte, og i hvor store dele af området (habitaten eller udbredelsesområdet) et givent støjniveau overskrides.

I DL2 specificeres det, at tærsklerne for god miljøtilstand skal defineres på dette niveau, sådan at der for de enkelte områder sættes grænser for hvor stor andel af arealet, der må være påvirket, udregnet på daglig basis og som årsgennemsnit. Om et område er påvirket eller ej afgøres ved hjælp af skønnede påvirkningsafstande for de enkelte impulsstøjkilder. Se afsnit 3.1.1 nedenfor. Det påvirkede areal, udtrykt som procent af habitaten/udbredelsesområdet, må ikke overstige 20% for en enkelt dag og 10% udregnet som et årsgennemsnit af de dagligt påvirkede arealer.

### **Trin 8 Bestem potentialet for negative effekter på bestandsniveau**

Dette trin er det afgørende for at kunne vurdere den faktiske påvirkning fra impulsstøj på havmiljøet. Der foreligger imidlertid endnu ikke robuste metoder til at kvantificere disse sammenhænge, hvorfor dette trin for nuværende ikke kan gennemføres.

## **2.1.2 D11C2 Vedvarende støj**

Anbefalinger til vurdering af kriterium D11C2 findes i Sigray et al. (2021) (kaldet DL3-rapporten) og uddybet med tærskelværdier i TG-Noise (2022a) (kaldet DL4-rapporten). DL3-rapporten beskriver hvordan vurdering af miljøtilstanden foregår i ni trin. Disse ni trin er kort gennemgået nedenfor, med vægt på hvordan de er fortolket i denne rapport og uddybet i DL4.



### **Trin 1 Identificér indikatorarter og deres habitater**

Et antal indikatorarter, følsomme over for undervandsstøj, identificeres og deres udbredelsesområder (habitater) bestemmes. Denne del er i DL3 og DL4 lagt ud til de regionale havkonventioner/nationalt.

### **Trin 2 Bestem LOBE, niveauet hvor biologiske effekter af støjen viser sig**

Denne værdi, som har samme enhed, som den indikator, der bruges til at vurdere en given indikatorart, udtrykker et niveau, der når det overskrides for ofte og over for stor en del af habitatet, må forventes at føre til negativ påvirkning på bestanden af indikatorarten. LOBE hænger tæt sammen med indikatorarterne og er derfor også lagt ud regionalt/nationalt.

### **Trin 3 Bestem tidsopløsning i analysen**

Analysen kan foregå på forskellig tidsskala, som afgøres bl.a. af hvilken type model, der anvendes til beskrivelse af den spatio-temporale udbredelse af støjen (soundscapes). Der kan ikke vælges en opløsning grovere end 1 måned, men finere kan anvendes og senere aggregeres på månedsniveau.

### **Trin 4 Beskriv den faktiske tilstand ved overvågning**

Dette trin dækker over selve overvågningen, som typisk vil bestå af en kombination af målinger i habitatet og modellering af soundscapes baseret på målinger og information om støjklenderne (primært fra AIS-information). Der er ikke specifikke krav i DL3 eller DL4 til disse modeller eller målinger.

### **Trin 5 Bestem referencetilstanden**

Referencetilstanden er det niveau for indikatoren, som den nuværende tilstand skal holdes op imod. Det kan være præ-industrielle niveauer, men også være et baseline-år. Fælles er at referencetilstanden ikke er målet, men at en vis afvigelse tillades fra referencetilstanden (LOBE kan overskrides i noget af tiden i en del af habitatet, uden at påvirke vurderingen af miljøtilstanden).

### **Trin 6 Bestem den nuværende tilstand**

Den nuværende tilstand fremkommer fra overvågningen og beskriver indikatoren i tid og rum i habitatet.

### **Trin 7 Vurder tilstanden for hver geografisk underenhed (rastercelle) i habitatet**

Her sammenholdes de ovenstående punktvis for hver geografisk underenhed i habitatet. Habitatet opdeles i et til formålet egnet raster-net, og for hver celle afgøres det om LOBE er overskredet. Dette gøres månedsvis. Opløsningen af raster-nettet kan være meget fint (f.eks. 100 x 100 m) eller grovere (f.eks. ICES sub-rektangler: 1/6 breddegrad x 1/3 længdegrad).

### **Trin 8 Bestem tilstanden i habitatet samlet**

Når tilstanden i hver rastercelle er bestemt månedsvis som værende påvirket eller ikke-påvirket, opgøres det igen månedsvis, hvor stor en andel af raster-cellerne i habitatet, der er i påvirket tilstand. Denne andel sammenholdes med tærskelværdien (beskrevet i DL4), der som udgangspunkt er 20 %. Med andre ord, hvis mere end 20 % af habitatet er i påvirket tilstand (LOBE overskredet) er tærsklen for god miljøtilstand i habitatet overskredet. Tærskelværdien på 20 % kan, såfremt lokale forhold taler for det, sættes til mindre end 20 % (strengere krav til opnåelse af god miljøtilstand), men ikke højere.

### **Trin 9 Vurder om tilstanden i indrapporteringsområdet er god eller ikke god**

De enkelte indikatorarter har ikke samme habitater og disse har forskelligt overlap med de administrative inddelinger, der bruges i afrapportering af miljøtilstanden. Derfor skal der til slut foretages en samlet vurdering af tilstanden for de enkelte indikatorarter i deres respektive habitater og denne vurdering overføres til myndighedernes geografiske enheder for afrapportering (såkaldte Marine Reporting Units, MRUs).

#### **2.1.3 Geografisk underopdeling**

Analyser og vurderinger foretages på en række større og mindre geografiske områder, der på forskellig vis kan overlappende med habitater og Marine Reporting Units. I denne rapport anvendes fire forskellige niveauer af inddeling, angivet herunder. De præcise afgrænsninger er ikke væsentlige for konklusionerne, men link til GIS-filer med polygoner findes i Bilag 1.

##### **1. (øverste) niveau - 1 område**

- Dansk EEZ: De samlede marine farvande indenfor grænsen for Danmarks eksklusive økonomiske zone<sup>5</sup>

##### **2. niveau - 2 områder (EUs marine subregioner)**

- Nordsøregionen. Den danske del af Nordsøen, Skagerrak og Kattegat. I praksis sammenfaldende med den danske del af OSPARs delområde II (Greater North Sea).
- Østersøregionen. Danske dele af bælteerne, vestlige Østersø og indre Østersø. I praksis sammenfaldende med den danske del af HELCOM området, fraregnet Kattegat.

##### **3. niveau (danske farvande)**

- Nordsøen og Skagerrak, afgrænset af en linje fra Skagens Gren til et punkt på Sveriges kyst omkring Marstrand.
- Kattegat, afgrænset af en linje mellem Djursland og Sjællands Odde (HELCOM-subbasin), eller ved broerne (Lillebælt og Storebælt); samt Helsingør-Helsingborg.
- Bælteerne, inklusiv vestlige Østersø, dvs. alt syd for Kattegat, men vest for 13.5 grader øst
- Farvandet omkring Bornholm. Den del af dansk EEZ, der ligger omkring Bornholm, dvs. øst for 13.5 grader østlig længde.

**4. niveau (habitater/forvaltningsområder for indikatorarterne)**. Disse overlapper med hinanden og med de andre niveauer på forskellig vis. Gennemgås for de enkelte indikatorarter i afsnit 4.1.

<sup>5</sup> Strengt taget skelnes der mellem territorialfarvandet, ud til 12 sømil fra kysten, og området fra 12 sømil ud til 200 sømil fra kysten eller nabolandets EEZ-grænse, hvis denne er tættere på. I havstrategidirektivet skelnes ikke mellem territorialfarvandet og EEZ, hvorfor det for nemheds skyld blot omtales som dansk EEZ.

## 3 Regionale vurderinger

Til brug for EU-medlemslandenes indrapportering af miljøtilstand i henhold til havstrategidirektivet gennemfører de regionale havkonventioner, HELCOM og OSPAR, deres egne koordinerede vurderinger af miljøtilstand ved hjælp af en række indikatorer. De seneste vurderinger for undervandsstøj er kort gennemgået nedenfor. De fuldstændige beskrivelser af indikatorer og vurderinger kan findes på havkonventionernes hjemmesider.

### 3.1 Østersøen (HELCOM)

HELCOM har udviklet to indikatorer for undervandsstøj som led i den fælles overvågning og til brug i den holistiske vurdering af Østersøens miljøtilstand (HOLAS), der gennemføres hvert 6. år. Den seneste vurdering, HOLAS3, er under færdiggørelse i 2023. Undervandsstøj er beskrevet i to indikatorrapporter for henholdsvis pre-CORE indikatoren impulsstøj (HELCOM, 2023b) og pre-CORE indikatoren vedvarende lavfrekvent menneskeskabt undervandsstøj (HELCOM, 2023a), samt i en tematisk rapport (HELCOM, 2023d).

#### 3.1.1 Impulsstøj – HOLAS 3

Pre-CORE indikatoren for impulsstøj er baseret på data om aktiviteter, der genererer kraftig impulsstøj og som er indrapporteret til HELCOMs database for impulsstøj, fysisk placeret hos ICES ([ICES impulsive noise events register](#)). Disse aktiviteter er inddelt i fem kategorier og inden for hver kategori i fem størrelsesklasser (meget lav til meget høj). Vurderingen af impulsstøjen for HOLAS3 er foretaget indenfor rammerne af EU projektet Harmonize (HELCOM, 2021; Müller et al., 2021) og beskrevet i indikatorrapporten (HELCOM, 2023b). De anvendte metoder følger anbefalingerne i DL1 og DL2. Kort beskrevet, så er der foretaget en vurdering for én indikatorart, marsvin. For marsvin er der opgjort påvirkningsafstande, som anvendes som en proxy for LOBE. De anvendte påvirkningsafstande fremgår af Tabel 3.1. Bemærk at der ikke er foretaget en skalering af påvirkningsafstandene med størrelsesklasse af de enkelte lydkilder. Derimod er der anvendt to forskellige påvirkningsafstande for pæleramning, hhv. med og uden støjdæmpende foranstaltninger, såsom boblegardiner (se f.eks. Bellmann et al., 2020).

**Tabel 3.1.** Impulsstøjkilder og tilhørende påvirkningsafstande som anvendt i HOLAS3.

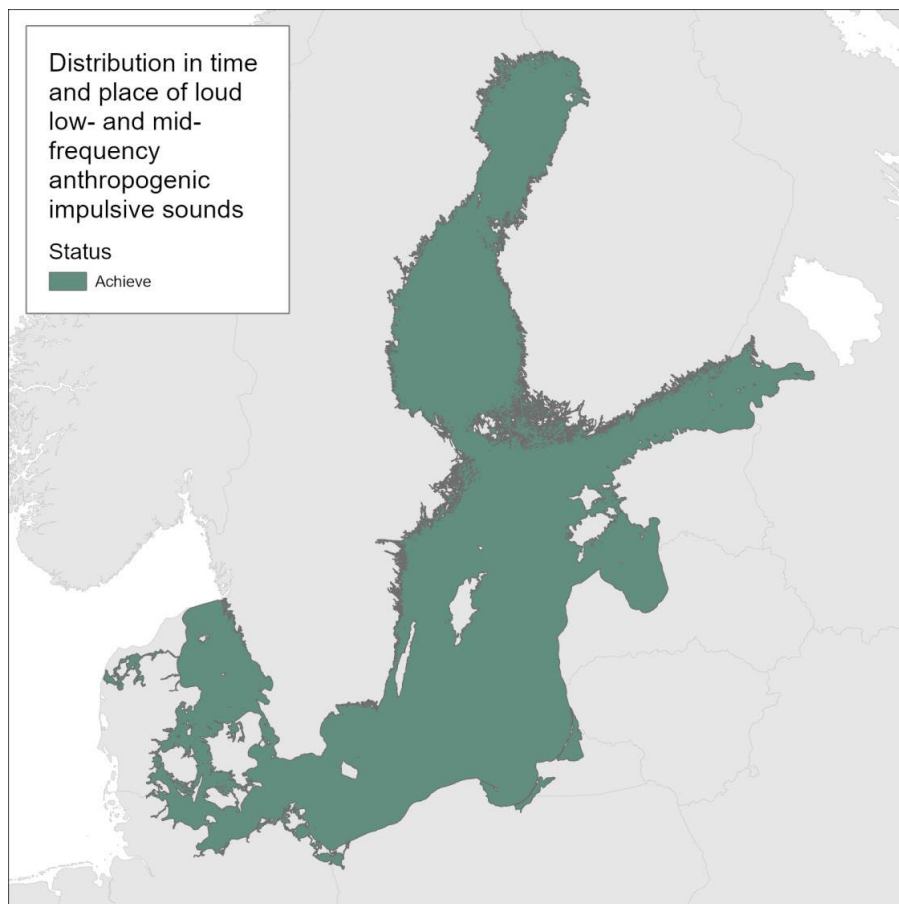
Kilde: HELCOM (2023b)

Kildetype	Påvirkningsafstand (km)
Luftkanoner (til seismiske undersøgelser)	12
Pæleramning uden støjdæmpning	20
Pæleramning med støjdæmpning	12
Ekspllosioner	20
Lavfrekvent sonar, ADD og lignende	20
Øvrige impulskilder under 10 kHz	12

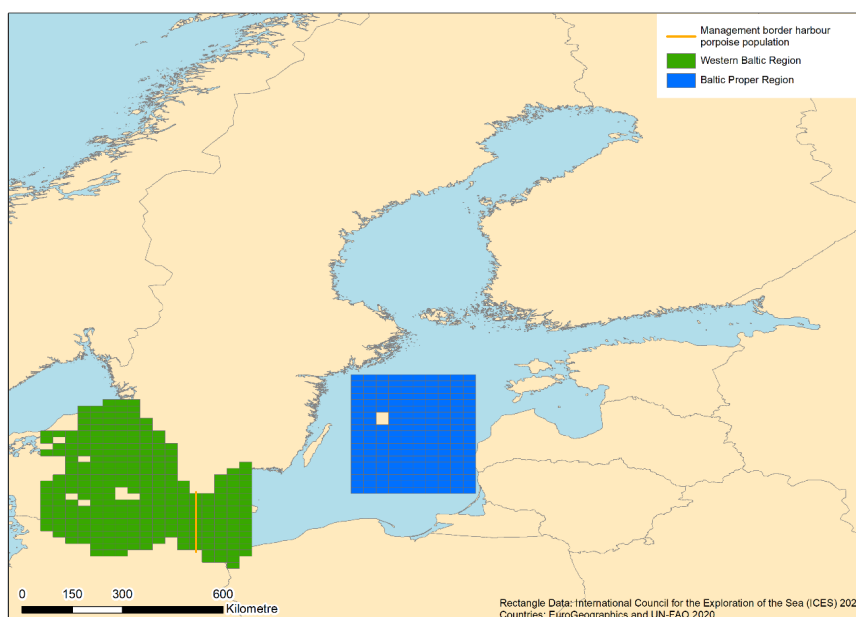
Baseret på de indrapporterede støjkilder i årene 2016-2021 er det daglige påvirkede areal opgjort for alle støjkilderne. Dette er gjort ved at lægge en polygon omkring hver støjkildes position i påvirkningsafstanden, og derved opgjøre det samlede daglige areal, der var inden for påvirkningsafstand af en eller flere støjkilder. Dette daglige areal sammenholdes direkte med den dag-

lige tærskelværdi (20 %) og der udregnes et årgennemsnit, der ikke må overskride den årlige tærskelværdi (10 %). Denne vurdering er foretaget på hele HELCOM-området samlet (Figur 3.1) og for habitater for to bestande af marsvin (Bælthavsbestanden og Østersøbestanden, Figur 3.2; se også 4.1.1 nedenfor). I ingen af tilfældene var grænseværdierne overskredet, hverken på daglig basis eller årgennemsnit og den samlede vurdering er derfor, at der er god miljøtilstand i HELCOM-området for så vidt angår kriterium D11C1.

**Figur 3.1.** Resultat af vurderingen af miljøtilstand for presfaktoren impulsstøj fra HOLAS3. Hele Østersøen er vurderet samlet. Fra HELCOM (2023b).



**Figur 3.2.** HELCOM's anvendte habitater for hhv. Bælthavsbestanden (grøn) og Østersøbestanden (blå) af marsvin. Fra HELCOM (2023b).



### 3.1.2 Vedvarende undervandsstøj – HOLAS 3

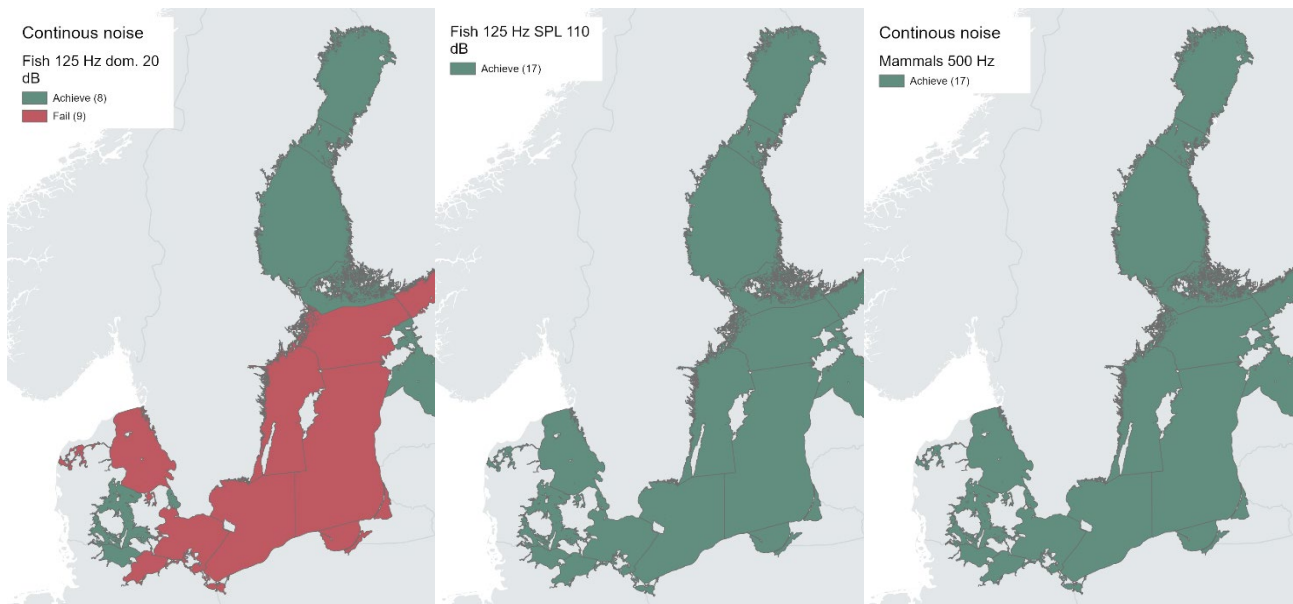
Vedvarende undervandsstøj er til brug for HOLAS 3 blevet vurderet af EU projektet BLUES (HELCOM, 2023c) og beskrevet i pre-CORE indikatorrapporten (HELCOM, 2023a). Vurderingerne er baseret på modeldata for naturlig baggrundsstøj og skibsstøj i HELCOM-området, opgjort i tre frekvensbånd (63 Hz, 125 Hz og 500 Hz decadekader) månedsvis for 2018. Skibstrafikken er opgjort fra AIS information og kildestyrker mm. for de enkelte skibe er baseret på en statistisk model (Randi 3 modellen, se Breeding et al., 1996). Modelleringerne er foretaget af firmaet QuietOceans, Brest.

Seks indikatorarter er anvendt, fire havpattedyr (marsvin, gråsæl, spættet sæl og ringsæl) og to fisk (torsk og sild). Disse er grupperet i tre grupper: sæler, marsvin og fisk, og for hver gruppe er der valgt indikator og LOBE-værdi (Tabel 3.2). For sæler og fisk blev anvendt to indikatorer med tilhørende LOBE-værdier, for hhv. adfærdsforstyrrelse (indikator og LOBE udtrykt som lydtryk) og maskering af kommunikation (indikator og LOBE udtrykt som excess-niveau, der udtrykker hvor meget skibsstøj har hævet det totale støjniiveau). For marsvin blev kun anvendt én indikator med tilhørende LOBE for adfærdsforstyrrelser.

**Tabel 3.2.** Indikatorarter, indikatorer og LOBE-værdier anvendt i HOLAS 3 vurderingen.

Artsgruppe	Decidecade	Forstyrrelse	Maskering	Referencer
	Bånd	$L_p$ (re 1 $\mu$ Pa)	$L_{\text{excess}}$	
Sæler ( <i>Phoca vitulina</i> , <i>Pusa hispida</i> , <i>Hali-choerus gryphus</i> )	500 Hz	110 dB	20 dB	Kastelein et al. (2006), EG Noise (ref)
Marsvin ( <i>Phocoena phocoena</i> )	500 Hz	109 dB	n/a	EG Noise
Fisk ( <i>Clupea harengus</i> , <i>Gadus morrhua</i> )	125 Hz	110 dB	20 dB	Engås et al. (1995), EG Noise

Analyserne af indikatorerne er gennemført for hver artsgruppe separat for delområder af HELCOM-området (HELCOM subbasins niveau 2). Resultaterne fremgår af Figur 3.3. Alle indikatorer for marsvin og sæler lå under tærskelværdien (maks. 20 % påvirket areal for alle måneder) i alle delområder (Figur 3.3, højre). For fisk var indikatoren for forstyrrelse under tærsklen i alle delområder (Figur 3.3, center), men for indikatoren for maskering af kommunikation var tærsklen overskredet i mindst en måned i 2018 i 8 af delområderne. For Danmark gælder det, at tærsklen var overskredet i Kattegat, Mechlenborg Bugt, Arkonabassinet og Bornholmsdybet, mens der ikke var overskridelser i Bælterne og Kieler Bugt.



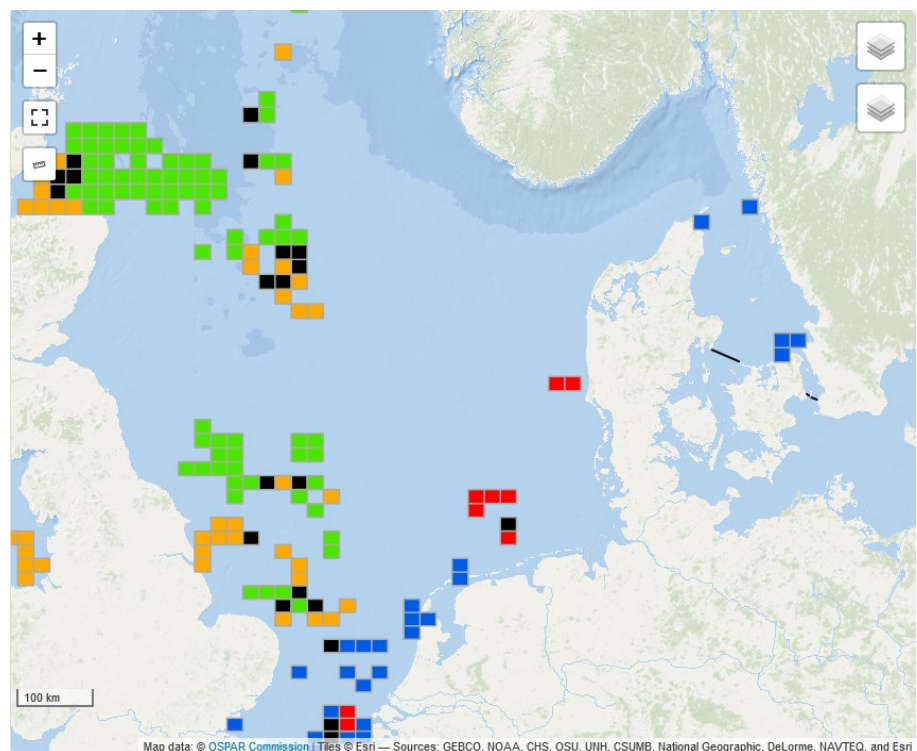
**Figur 3.3.** Vurdering af miljøtilstanden for vedvarende undervandsstøj i HELCOM-området, inddelt i HELCOM sub-bassiner. Venstre kort viser tilstanden for maskering af kommunikation hos fisk (torsk og østersøsil), midterste kort tilstanden for adfærdspåvirkning hos fisk og højre kort tilstanden for både maskering og adfærdspåvirkning hos havpattedyr (maskering og adfærdspåvirkning er vurderet hver for sig, men resultaterne er samstemmende). Se tekst for yderligere forklaring. Kilde: HELCOM 2023).

### 3.2 Nordsøen (OSPAR-område II)

For Nordsøen (OSPAR-delområde 2) er der foretaget vurderinger for impulsstøj og vedvarende støj som led i udarbejdelsen af den samlede tilstandsvurdering (Quality Status Report - QSR23). Disse vurderinger er færdiggjort inden fremkomsten af TG-Noise's anbefalinger til tærskler (DL2 og DL4) og er derfor ikke fuldt sammenlignelige med HOLAS3.

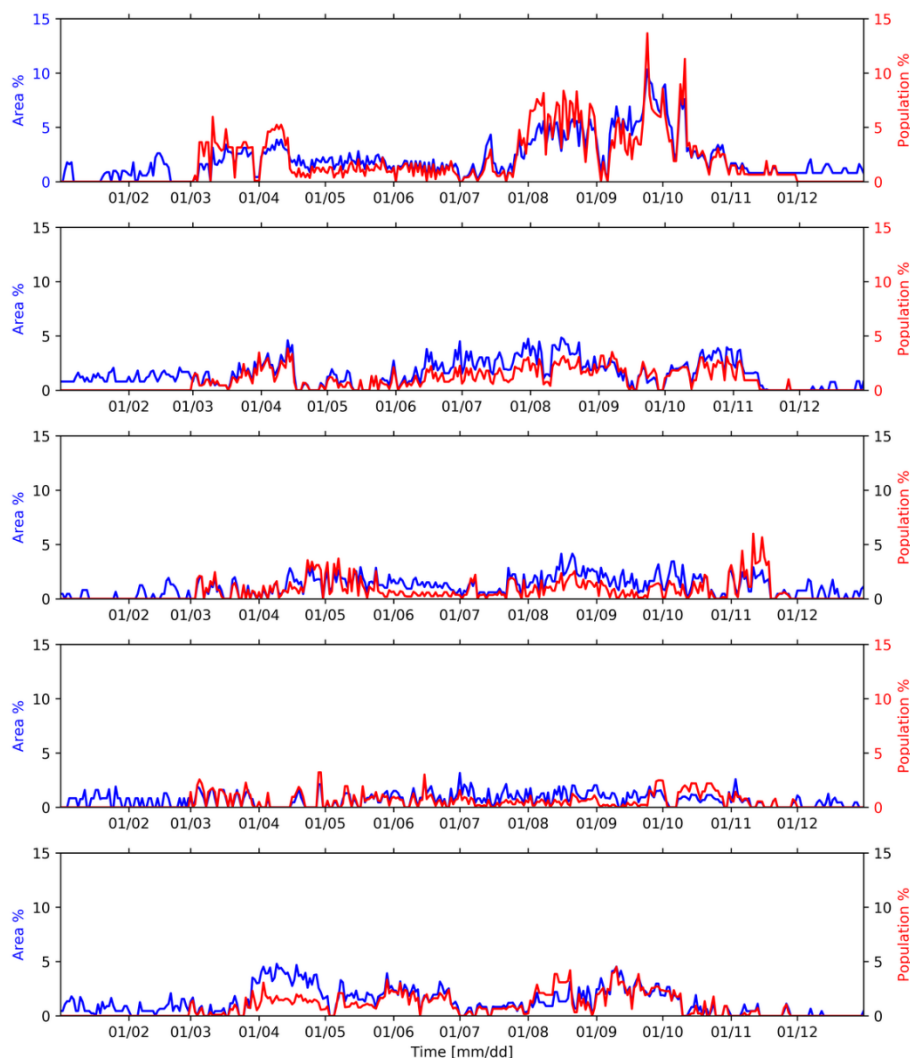
#### 3.2.1 Impulsstøj – QSR23

**Figur 3.4.** Eksempel på OSPARs presfaktor-indikator. Rumlig udbredelse af impulsstøjaktiviteter indrapporteret for 2018 grøn: airgun, blå: eksplosioner, Rød pæleramning, orange: øvrige impulsstøjkilder, sort flere typer. Kilde OSPAR/ODIMS



Impulsstøjen er i QSR vurderet med to indikatorer, en presfaktor-indikator (Merchant et al., 2022a) og en risiko-indikator (Merchant et al., 2022b). Presfaktor-indikatoren (eksempel i Figur 3.4) er ikke egnet til at blive sammenholdt med tærskelværdier for god miljøtilstand, da der ikke er nogen aggregering af data i en retning, der kan anvendes sammen med tærskelværdierne. Risiko-indikatoren derimod er konsistent med de metoder, der er angivet i DL1 og DL2 og kan derfor sammenstilles med tærsklerne fra DL2. Den generelle metode følger Merchant et al. (2018) og er sammenlignelig med metoden anvendt i Harmonize-projektet for HOLAS 3. For hver dag i perioden 2016-2021 blev det påvirkede areal opgjort i procent af det totale areal og desuden i en vægtet version, hvor områder med høj tæthed af marsvin (fra en habitat suitability model, Gilles et al., 2016) vægtes højere end områder med lav tæthed. Herved opnås en opgørelse af den forventede andel af populationen af marsvin, der er påvirket. Resultaterne ses i Figur 3.5 for alle 6 år og opgjort som procent påvirket areal og procent påvirket population af marsvin. I ingen af årene er tærsklerne på maks 20 % dagligt og 10 % årligt gennemsnit overskredet, uanset om det opgøres som areal eller population.

**Figur 3.5.** Risiko-indikatorerne for marsvinehabitaten i OSPARs område II (Nordsøen med tilstødende farvande), opgjort for hvert af årene 2015 (øverst) til 2019 (nederst). De blå kurver viser andelen af habitatarealet, der var påvirket, mens de røde kurver er vægtet med tætheden af marsvin og derfor angiver andelen af marsvinebestanden, der var påvirket af impulsstøj. Fra Merchant et al. (2022b)

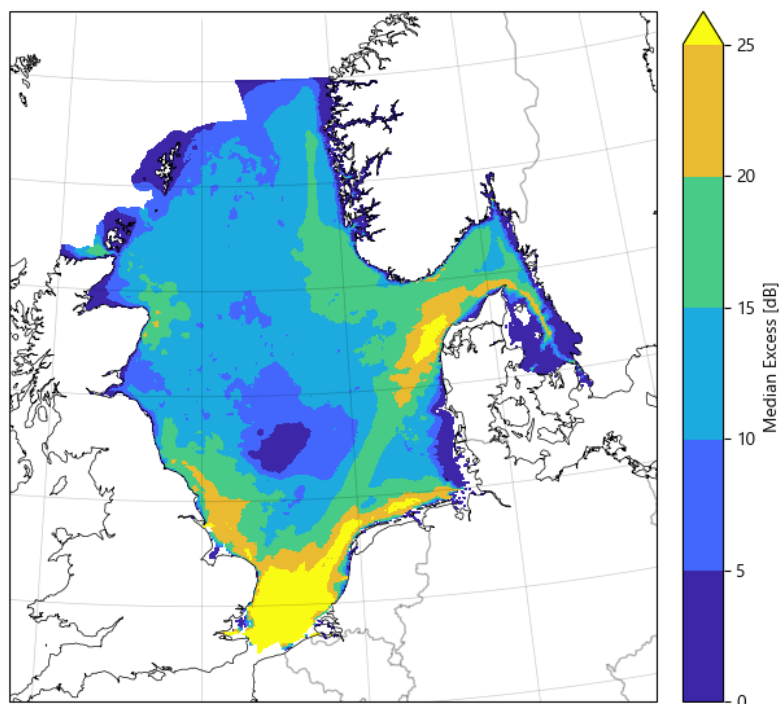


### 3.2.2 Vedvarende lavfrekvent støj – QSR23

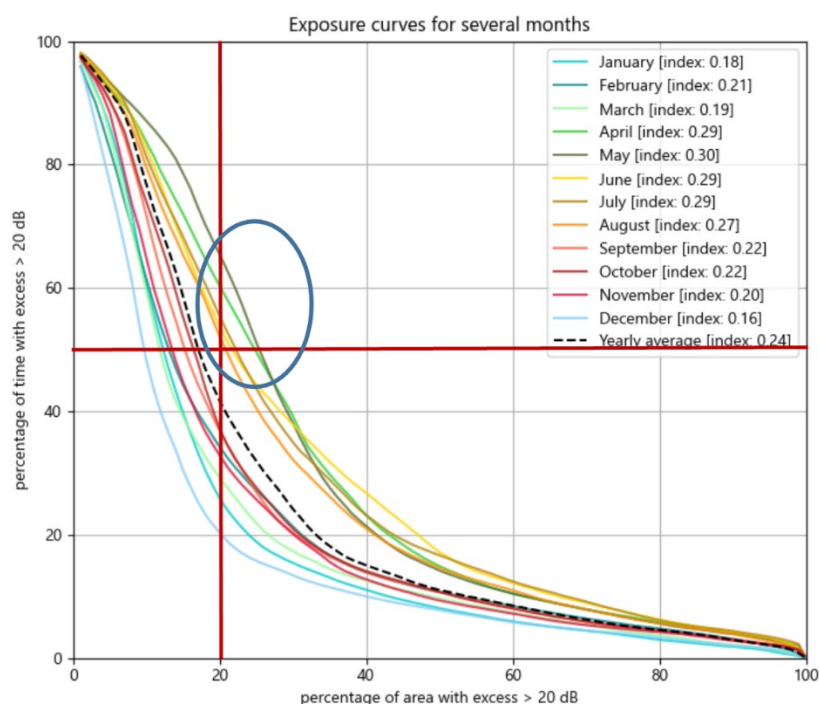
OSPAR har ikke indarbejdet en indikator for vedvarende undervandsstøj endnu, men i forbindelse med QSR23 er gennemført en pilot-evaluering

(Kinneging, 2022), baseret på resultater fra JOMOPANS-projektet. Denne evaluering er lavet med metoder, der er konsistente med EU-tærsklerne, som beskrevet i DL3 og DL4 og det er derfor muligt at holde indikatoren op mod tærsklerne. Figur 3.6 viser den rumlige udbredelse af medianexcess i 125 Hz båndet for 2018 og i Figur 3.7 er de områder, hvor excess overskrider 20 dB (svarende til LOBE i HOLAS 3) angivet i tid og rum som eksponeringskurver. Fra disse kurver kan man se at median-excess overskrider LOBE i mere end 20 % af arealet i forårs- og sommermånederne 2018, sammenfaldende med den periode, hvor marsvin får unger. Kriterierne for god miljøtilstand, som opstillet i DL4 (efter pilot-vurderingen blev gennemført) er derfor ikke opnået for Nordsøen som helhed, hvad angår vedvarende undervandsstøj.

**Figur 3.6.** Årligt medianniveau (2018) af excess i 125 Hz decidekadebåndet. Excess udtrykker hvor meget skibsstøjen har hævet baggrundsstøjen. Data fra JOMOPANS-projektet, fra Kinneging (2022).



**Figur 3.7.** Påvirkningskurver for vedvarende undervandsstøj (125 Hz decidekade-båndet) månedsvis for 2018. Hver kurve udtrykker kombinationer af tid og areal hvor excess overskred 20 dB. I 5 måneder (april-august) var mere end 20 % af arealet eksponeret til 20 dB excess mere end 50 % af tiden (angivet med blå oval, hvor kurverne overskrider begge røde linjer, svarende til hhv. 20 % tærskel og 50 % tid (= median)).





## 4 Metoder

Der er i videst muligt omfang anvendt metoder og indikatorer fra de regionale vurderinger (HOLAS 3 og QSR), men tilpasset lokale, danske forhold. Danmark har, ligesom Sverige, en særlig udfordring med vurdering af Kattegat, idet der er overlap mellem HELCOM og OSPARs områder og ikke fuldstændigt sammenfald med den biogeografiske opdeling mellem Nordsøen og Østersøen. Der er anvendt en pragmatisk tilgang, hvor den indikator og tilhørende datalag, der bedst dækker en indikatorarts habitat er anvendt. Således er HELCOMs datalag for Kattegat anvendt for alle arter, hvor delområderne ikke strækker sig ud i Nordsøen (spættet sæl og torsk), mens OSPARs datalag er anvendt for de arter hvor udbredelsen er sammenhængende mellem Nordsøen og Kattegat (marsvin og gråsæl).

### 4.1 Indikatorarter og habitater

I valget af indikatorarter er anvendt de principper som HELCOM har udstukket i projektet BalticBoost (Schack et al., 2016) og som fremgår af nedenstående kriterier:

- Kun arter, der har funktionel hørelse i det relevante frekvensområde, kan komme i betragtning.
- Kun arter, der er vist at være følsomme over for lydpåvirkning eller hvor det med rimelighed kan antages at være tilfældet, kan komme i betragtning.
- Bevaringstilstand. Arter, der ikke er i gunstig tilstand må antages at være mere følsomme over for påvirkninger end arter, der er i gunstig tilstand. De første bør derfor foretrækkes frem for de sidste.
- Kommerciel betydning kan inkluderes for arter, der har stor samfundsøkonomisk betydning.
- Datagrundlag. Arter, hvor datagrundlaget er stort, bør foretrækkes frem for arter med ringe viden om udbredelse og følsomhed.

Med udgangspunkt i indikatorarterne valgt for HOLAS3 er vurderinger gennemført for arterne marsvin, spættet sæl, gråsæl og torsk. Ringsæl indgår i HOLAS3, men er vurderet ikke relevant for Danmark. Sild er vurderet som ikke relevant, da gydeområderne er på meget lavt vand, som ikke er omfattet af modellerne for støjudbredelsen, da modellerne ikke er pålidelige for lavt vand. Nedenfor er de enkelte arter gennemgået, særligt med henblik på valg af habitater til vurderingerne og valg af indikator og tilhørende værdi for LOBE.

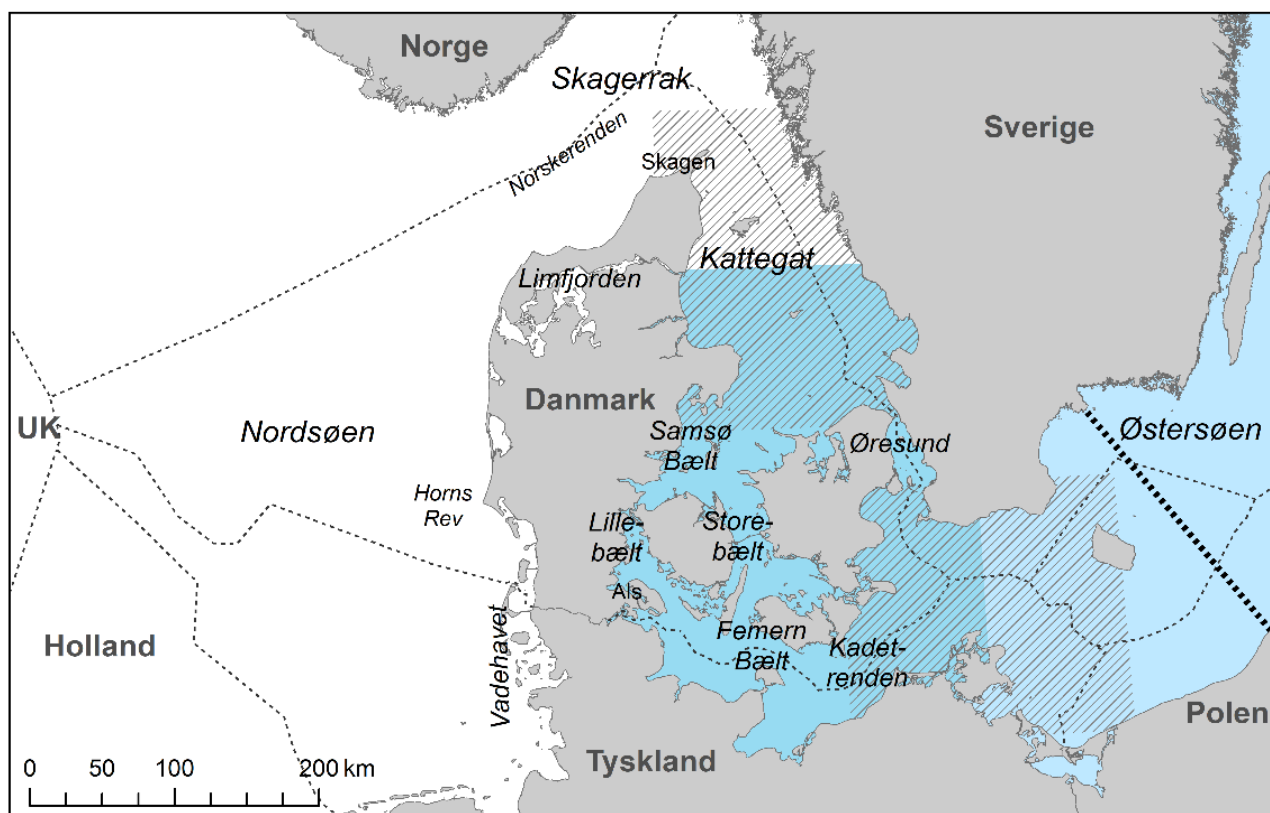
#### 4.1.1 Marsvin (*Phocoena phocoena*)

Marsvin er det mest talrige havpattedyr i danske farvande. Disse er fordelt i tre bestande, der hovedsageligt forekommer i de tre geografisk adskilte forvaltningsområder: Østersøen, Bælterne og Nordsøen, inkl. Skagerrak og nordlige Kattegat (Figur 4.1). Opdelingen af bestandene er baseret på genetik, morfologi og bevægelsesmønstre (Sveegaard et al., 2015). Bestandene overlapper i udbredelsesområder, men i forvaltningssammenhæng adskilles de tre områder med breddegraden 56°57'N (Nordsø- og Bælthavsbestande) og længdegraden 13°30'E (Bælthavs- og Østersøbestande).

Østersøbestanden er meget lille og vurderet at være kritisk truet (Hammond et al., 2016). Forekomsten er dårligt kendt, men baseret på passive akustiske studier vurderes det, at den om sommeren er koncentreret i den centrale Østersø, syd for Gotland, mens bestanden er mere spredt i vinterhalvåret (Carlén et al., 2018). Marsvin fra Østersøbestanden forekommer derfor sjældent i farvandet omkring Bornholm, men hyppigst i vinterhalvåret.

Bælthavsbestanden er betydeligt større end Østersøbestanden og vurderet at være i gunstig bevaringstilstand. Bestanden deles med Sverige og Tyskland, men størstedelen af forvaltningsområdet og dermed andelen af bestanden forekommer i danske farvande. Marsvin fra bælthavsbestanden vides at bevæge sig så langt mod øst som Bornholm og sydkysten af Blekinge (Teilmann et al., 2004) og en stor del af de (få) marsvin, der er i farvandet omkring Bornholm vurderes at være fra bælthavsbestanden.

Nordsøbestanden er den største bestand og deles med de øvrige lande omkring Nordsøen og Skagerrak. Det er uklart om der reelt er tale om én samlet Nordsøbestand, eller om der er genetisk og adfærdsmæssigt belæg for en underopdeling. Størstedelen af den viden, man har om Nordsøbestandens bevægelsesmønstre, stammer fra satellitsporede dyr mærket ved Skagen, hvorfor den sydlige og vestlige del af Nordøen er stærkt underrepræsenteret i sporingdataene.



Forvaltningsområder for marsvin DK farvand

- Nordsøpopulationen    // // // Transitionsområde ml. populationer
- Bælthavspopulation    - - - - - Vestlig grænse for Østersøpopulationen (om sommeren)
- Østersøpopulationen    - - - - - EEZ

**Figur 4.1.** Forvaltningsområder for marsvin i danske farvande. Danske farvande opdeles i tre områder: Østersø (farvandet omkring Bornholm), Bælthavet (op til 56°57'N), og Nordsø. Fra Sveegaard et al. (2018).

Vurdering af miljøtilstanden for marsvin blev gennemført separat for hver af de tre delområder, afgrænset af grænsen for dansk EEZ og hhv. breddegraden 56°57'N og længdegraden 13°30'Ø, svarende til de dele af de tre områder på Figur 4.1, der ligger indenfor dansk EEZ.

Marsvin anses for at være særligt følsomme overfor forstyrrelser i perioden lige omkring fødslen af kalve og de første måneder efter fødslen, hvor kalven er totalt afhængig af mælk fra moren. Fødslerne foregår i sommermånederne, så den særligt følsomme periode sættes ofte fra maj til september (inkl.), men der er i realiteten meget dårligt datagrundlag til at fastsætte en sådan særligt følsom periode. Der er således ikke taget højde for dette i analyserne, idet alle måneder er vægtet ens.

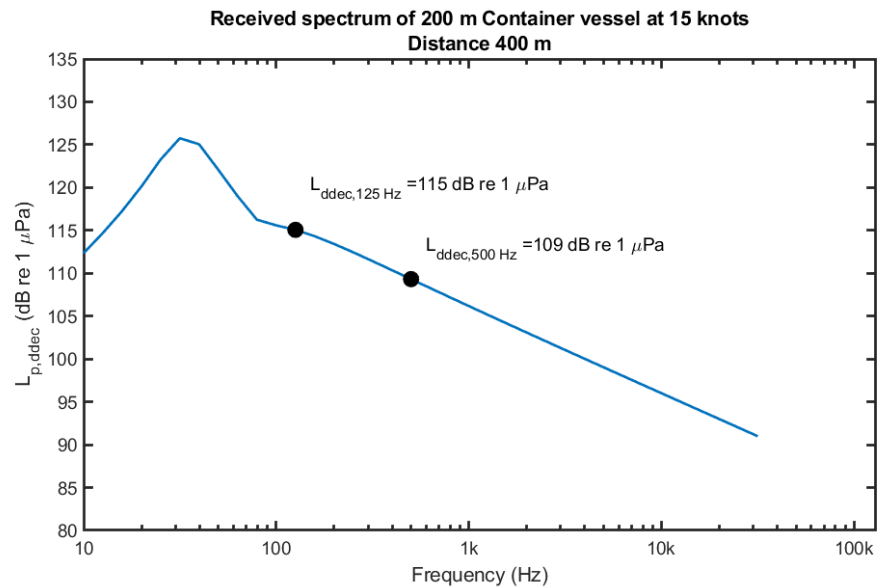
#### **Indikator og LOBE D11C1**

Indikatoren er grundlæggende den samme som anvendt i Harmonize-projektet og HOLAS 3, og kvantificerer det areal, indenfor hvilket indikatorarternes adfærd vurderes at være påvirket af impulsstøjen. Dette areal kan i princippet beregnes ud fra tærskelværdier (LOBE) for adfærdspåvirkninger, som med information om den enkelte aktivitets kildestyrke og de lokale lydtransmissionsforhold kan regnes om til en påvirkningsafstand og dermed et påvirket areal. Selvom der findes en generaliseret tærskel for marsvin for impulsstøj (Tougaard, 2021), så er usikkerheden forbundet med at estimere kildestyrke for de enkelte aktiviteter og lydudbredelsen så store, at det i praksis ikke er muligt at beregne en individuel påvirkningsafstand for de enkelte aktiviteter. I stedet anvendes empirisk bestemte maksimalafstande hvor adfærdsreaktioner er registreret (angivet i Tabel 3.1), specifikke for hver type af impulsstøj-kilder. Der er således ikke fastsat egentlige LOBE-værdier for impulsstøj.

#### **Indikator og LOBE D11C2**

Marsvins hørelse ved lave frekvenser (under nogle få kHz) er relativt ufølsom, og der er intet, der peger på at de bruger dette frekvensområde til kommunikation. Maskering er derfor ikke relevant for marsvin i dette frekvensområde, hvorfor der ikke blev defineret en LOBE-værdi for maskering i HOLAS 3. Derimod er det velbeskrevet at marsvin reagerer på skibsstøj (Dyndo et al., 2015; Wisniewska et al., 2018), og der foreligger et forslag til en tærskelværdi, der kan anvendes for LOBE. Denne er angivet af (Wisniewska et al., 2018) til 96 dB re. 1  $\mu$ Pa i 16 kHz decidekadebåndet. Der blev ikke modelleret skibsstøj i 16 kHz båndet i BLUES, men da frekvensspektret af skibsstøj ved frekvenser over ca. 100 Hz varierer relativt lidt fra skibstype til skibstype (hældningen på spektret er den samme, se Figur 4.2), så er det muligt at omregne en LOBE-værdi fra et decidekade-bånd til et andet. På den måde blev tærsklen fra (Wisniewska et al., 2018) omregnet til en LOBE på 109 dB re 1  $\mu$ Pa i 500 Hz båndet (HELCOM, 2023a), som blev anvendt på marsvin fra Bælt-havsbestanden og Østersøen, og kunne omregnes til en LOBE på 115 dB i 125 Hz båndet (se Figur 4.2), til brug sammen med modellerede støjdbredelseskort fra JOMOPANS for Nordsøbestanden.

**Figur 4.2.** Omregning af LOBE ved 500 Hz, som anvendt i HO-LAS 3 til 125 Hz, som er tilgængeligt fra JOMOPANS-projektet. Standardspektret for et 200 m containerskib er fra MacGillivray and de Jong (2021)



#### 4.1.2 Spættet sæl (*Phoca vitulina*)

Spættet sæl forekommer i de fleste danske farvande, dog sjældent i farvandet syd for Fyn og meget sjældent i farvandet omkring Bornholm. Danske sæler er inddelt i fire forvaltningsområder (Jepsen, 2005), baseret på populationsgenetiske forskelle mm. (Olsen et al., 2014). Disse fire områder er

##### Forvaltningsområde 1 – Vadehavet

Fælles med Tyskland og Holland. Adskilt fra forvaltningsområde 2 ved breddegraden 55.8 N (Figur 4.3), men områderne overlapper. Således vides det at sæler, der findes på banker i Vadehavet også fouragerer i området nord for 55.8 N (Tougaard et al., 2008).

##### Forvaltningsområde 2 – Limfjorden

Dækker sæler, der findes på hvilebanker i vestlige og centrale Limfjord, men som også fouragerer i den nordlige Nordsø og Skagerrak. Området er afgrænset fra forvaltningsområde 3 ved Skagens Gren.

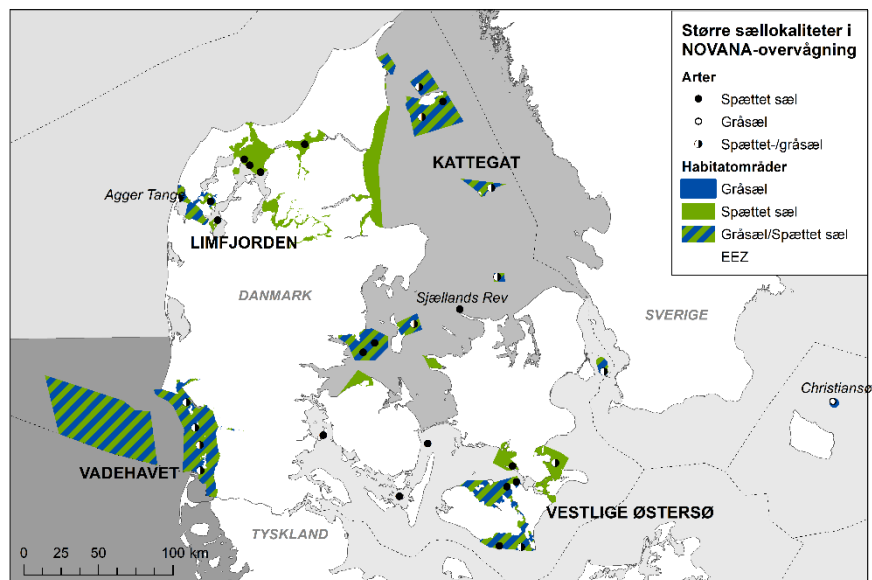
##### Forvaltningsområde 3 – Kattegat og nordlige bæltter

Dækker farvandet fra Skagen til henholdsvis Lillebæltsbroen og Storebæltsbroen med øerne Tunø, Samsø (inkl. øerne øst for Stavns Fjord), Møllegrunden, Endelave m.fl. Vigtige hvile- og ynglepladser også på Anholt, Læsø og i den svenske skærgård.

##### Forvaltningsområde 4 - Sydøstlige Danmark

Dækker fra bæltterne syd for broerne, Sydfynske Øhav, Smålandsfarvandet, Øresund syd for Helsingør, Bøgestrømmen og Østersøen (Rødsand og Nysted Fjord). Vigtige hvilepladser i Storebælt/Smålandsfarvandet, Rødsand, Saltholm og Falsterbo (Sverige). Da Spættet sæl forekommer meget sjældent i farvandet omkring Bornholm er denne del af dansk EEZ ikke medtaget i vurderingen.

**Figur 4.3.** Forvaltningsområder og større sællokaliteter i danske farvande. Danske farvande er opdelt i fire områder: Vadehavet og sydlige Nordsø (område 1), Limfjorden, Nordlige Nordsø og Skagerrak (område 2), Kattegat og nordlige bælter (område 3) og vestlige Østersø (område 4). Fra Galatius et al. (2019)



Spættet sæl føder sine unger om sommeren, i juni-juli, efterfulgt af en dieperiode på 3-4 uger. I denne periode er sælerne, især ungerne, mest følsomme overfor forstyrrelser. Det gælder især forstyrrelser af sælerne på deres yngle- og hvilebanker, hvorimod der er meget lidt viden om sæsonforskelle i følsomhed for forstyrrelser når sælerne er i vandet. Der er således antaget en konstant følsomhed over hele året.

#### Indikator og LOBE D11C1

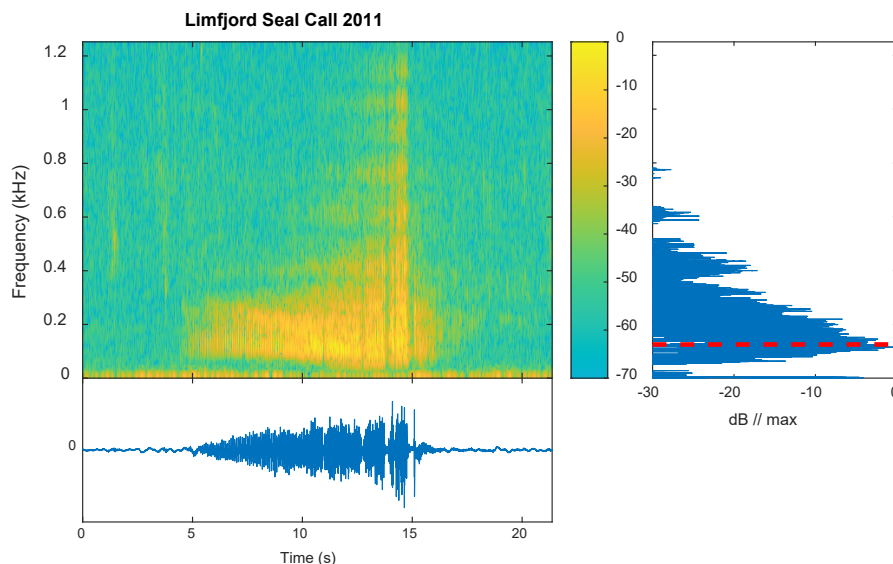
Hverken HELCOM eller OSPAR har udviklet indikatorer og tilhørende LOBE-værdier eller påvirkningsafstande som proxy for LOBE for spættet sæl. Der findes et mindre antal studier af reaktioner af spættet sæl på impulsstøj (se gennemgang i Tougaard, 2021). Et enkelt studie undersøgte effekten af pæleramning (Russell et al., 2016), og dokumenterede påvirkningsafstande sammenlignelige med afstande set hos marsvin. Reaktioner på andre typer impulsstøj, herunder sælskræmmere, afhænger tilsyneladende i betydeligt omfang af kontekst og dyrenes eventuelle tidligere erfaringer med lydilderne. Således viser adskillige studier med sælskræmmere relativt små reaktioner (se gennemgang af Mikkelsen et al., 2015), mens andre studier viser kraftige reaktioner i betydelig afstand (Gordon et al., 2015; Mikkelsen, 2017). Påvirkningsafstandene for marsvin, som anvendt i HOLAS 3 for marsvin (Tabel 3.1) er derfor anvendt også på spættet sæl, som indikation af graden af påvirkning fra impulsstøj.

#### Indikator og LOBE D11C2

Der er forholdsvis lidt data til rådighed i forhold til at bestemme LOBE for spættet sæl. Påvirkningen kan tænkes at foregå på to måder: adfærdsmæssig forstyrrelse og maskering af kommunikation. BLUES-projektet fastsatte en tærskel for adfærdreaktioner for spættet sæl på 110 dB i 500 Hz båndet som også er anvendt som LOBE-værdi i HOLAS 3. Denne værdi er imidlertid baseret på resultaterne fra et enkelt forsøg på spættet sæl i fangenskab med en anden type støj end skibsstøj (Kastelein et al., 2006). Der er et antal andre studier, ligeledes i fangenskab, der har resulteret i betydeligt højere tærskler, men heller ingen af disse er med skibsstøj (se gennemgang i Tougaard, 2021). Det vurderes derfor at vidensgrundlaget for indeværende er for begrænset til at en LOBE-værdi kan fastsættes for adfærdforstyrrelser hos spættet sæl.

For maskering af kommunikation blev der fastsat en LOBE-værdi på 20 dB median excess i 500 Hz båndet. Valget af frekvensbånd var et kompromis mellem de forskellige sælarter (se gråsæl nedenfor). Spættet sæl bruger kun lyd til kommunikation i begrænset omfang, mest udbredt af hannerne i forbindelsen med parring i juli og august. Disse parringskald (se eksempel i Figur 4.4) har mest energi omkring 100-150 Hz, hvorfor 500 Hz båndet er mindre relevant i forhold til maskering. Derfor blev 125 Hz båndet anvendt i stedet for 500 Hz, som brugt i HOLAS 3.

**Figur 4.4.** Eksempel på parringskald (roar) fra han af spættet sæl, optaget i Limfjorden. Den røde stiplede linje i effekt-tæthedsspektret indikerer 125 Hz, som er den frekvens, der anvendes i indikatoren. Optagelse fra Sabinsky et al. (2017).



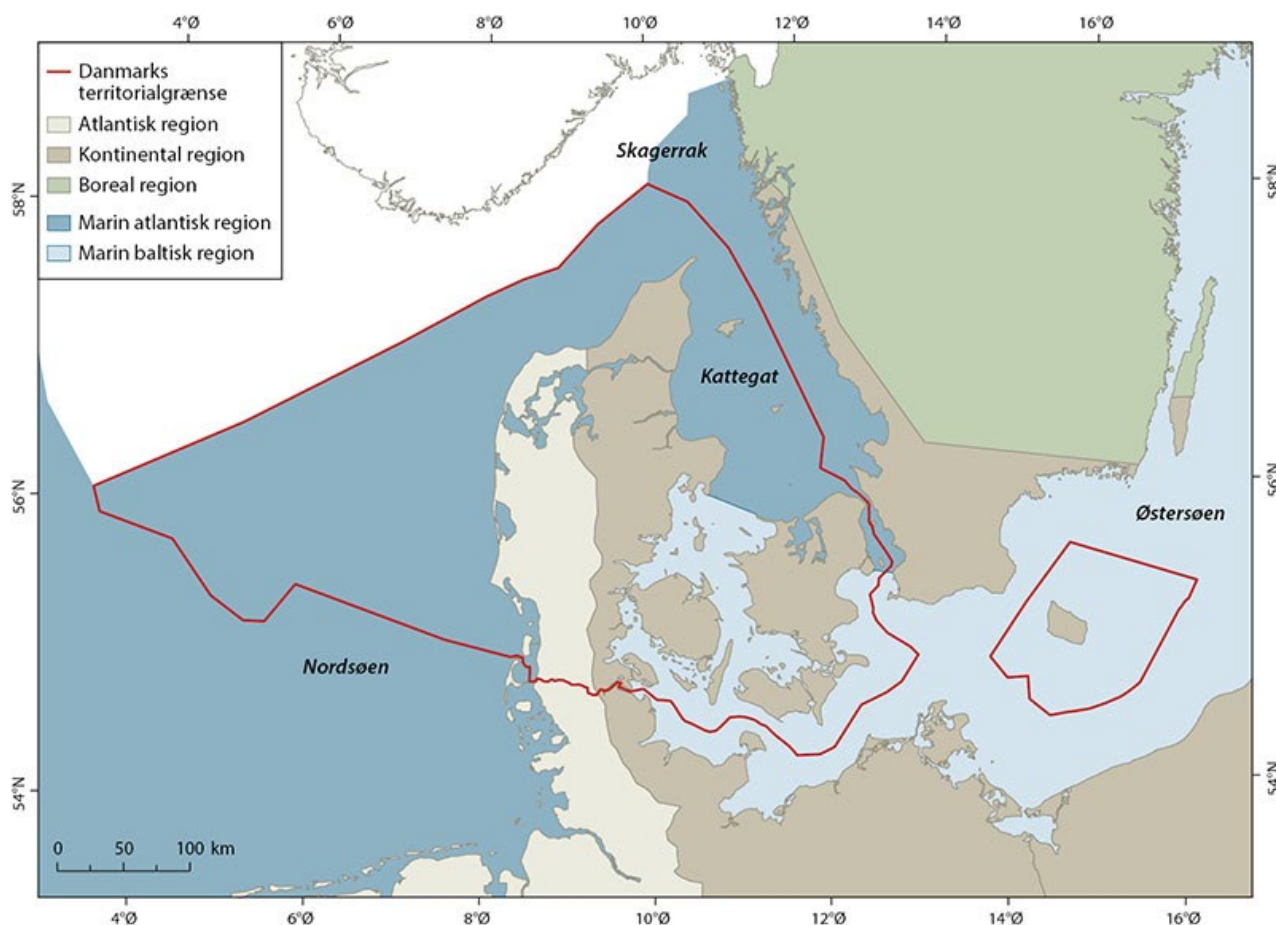
LOBE-værdien for maskering er udtrykt som excess, som er et mål for hvor meget baggrundsstøjen er hævet på grund af skibsstøj. Der findes ingen studier af effekten af skibsstøj (eller anden støj for den sags skyld) på kommunikationsafstande hos sæler, men som beskrevet i sektion 1.2.1 ovenfor, så vil en øgning af baggrundsstøjen på 20 dB forårsage at den maksimale kommunikationsafstand reduceres med 90% (under en række simplificerende antagelser, ligeledes beskrevet i sektion 1.2.1. Denne værdi (20 dB) blev anvendt i HOLAS 3 og er derfor også anvendt her.

#### 4.1.3 Gråsæl (*Halichoerus gryphus*)

Gråsæl i danske farvande er fordelt på to underarter: Østersø-gråsæl (*Halichoerus gryphus gryphus*) og Atlantisk gråsæl (*Halichoerus gryphus atlanticus*) (Olsen et al., 2016). Østersø-gråsælen forekommer talrigt i den indre Østersø og farvandet omkring Bornholm og i mindre antal i vestlige Østersø, især på og omkring Rødsand. Den er truffet så langt mod nord som Anholt. Atlantisk gråsæl forekommer i hele Nordatlanten. Den er således talrig i Nordsøen og Skagerrak og findes i Kattegat især på og omkring Anholt. Opdelingen af danske farvande mellem de to underarter er foretaget langs adskillelsen mellem de biogeografiske regioner Østersøen og Nordsøen (Figur 4.5).

De to underarter adskiller sig bl.a. andet ved at den atlantiske underart føder ungerne i november-december, mens Østersø-underarten føder ungerne i januar-februar. Ungerne dier 2-3 uger, hvorefter de efterlades på land indtil de fælder deres hvide ungepels og søger til havs. Ungerne er meget følsomme for forstyrrelser fra landsiden i denne periode, men da de ligger på land er forstyrrelser under vandet ikke relevante. Der er meget lidt viden i øvrigt om

gråsæls følsomhed overfor undervandsstøj og derfor ikke baggrund for at pege på perioder af året, hvor de er særligt følsomme for forstyrrelser.



**Figur 4.5.** Opdeling i subregioner i henhold til havstrategidirektivets artikel 4. Relevant i denne sammenhæng er de to marine regioner; den atlantiske og den baltiske region, angivet som hhv. lyseblå og mørkeblå. Kilde: Institut for Ecoscience, Aarhus Universitet.

#### Indikator og LOBE D11C1

Som for spættet sæl har hverken HELCOM eller OSPAR udviklet indikatorer og tilhørende LOBE-værdier eller påvirkningsafstande som proxy for gråsæl. Et begrænset antal studier (se gennemgang i Tougaard, 2021) angiver ligesom for spættet sæl betydelig afhængighed af kontekst. Et enkelt studie af gråsælers reaktion på pæleramning (Aarts et al., 2017) kunne dokumentere påvirkningsafstande sammenlignelige med afstande set hos spættet sæl og marsvin. Som for spættet sæl er påvirkningsafstandene for marsvin (Tabel 3.1) derfor anvendt også på gråsæl, som indikation af graden af påvirkning fra impulsstøj.

#### Indikator og LOBE D11C2

I lighed med spættet sæl er der meget lidt data til rådighed i forhold til at bestemme LOBE for gråsæl for vedvarende støj. HOLAS 3 anvendte en LOBE på 110 dB i 500 Hz båndet for adfærdsreaktioner. Det vurderes imidlertid at vidensgrundlaget for indeværende er for begrænset til at en LOBE-værdi kan fastsættes for adfærdsforstyrrelser hos gråsæl.

For maskering af kommunikation hos gråsæl blev en LOBE-værdi på 20 dB median excess i 500 Hz båndet anvendt, i lighed med HOLAS 3. Gråsæler har et større repertoire af undervandslyde end spættet sæl og energien i deres kald ligger ved højere frekvenser end for 'roars' fra spættet sæl. Derfor blev

en værdi på LOBE på 20 dB i 500 Hz båndet anvendt for Østersø-underarten. For Nordsøen var der ikke noget 500 Hz decade-bånd til rådighed. I stedet anvendtes dekadebåndet 200 Hz-2 kHz, da det er det frekvensbånd i JOMOPANS-dataene, der bedst dækker kald fra gråsæl. En LOBE på 20 dB blev anvendt, i lighed med HOLAS 3.

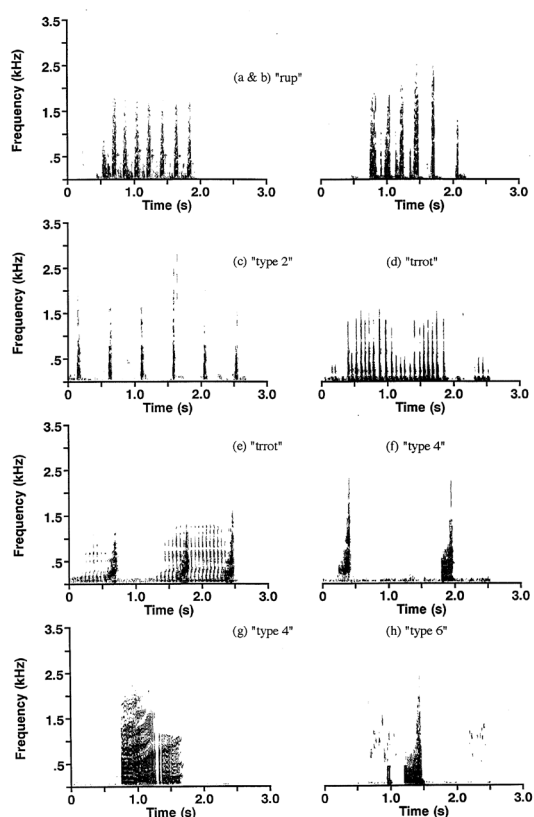


Figure 7. Underwater repertoire of grey seals: call type 1 "rup" (7a & 7b), call type 2 (7c), call type 3 "trrot" (7d & 7e), call type 4 (7f & 7g), call type 6 (7h)

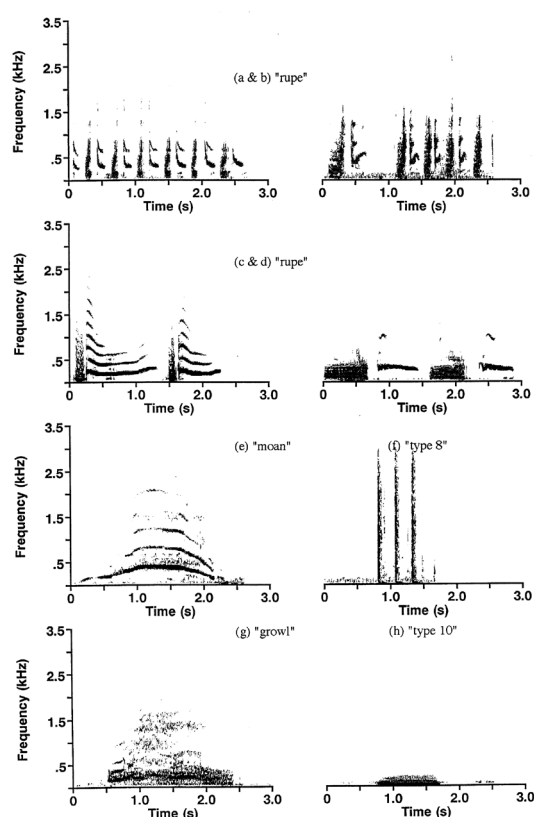


Figure 8. Underwater repertoire of grey seals: call type 5 "rupe" (8a 8b, 8c & 8d), call type 7 "moan" (8e), call type 8 (8f), call type 9 "growl" (8g), call type 10 (8h)

**Figur 4.6.** Eksempler på forskellige typer af undervandskald fra gråsæler. bemærk energien ved højere frekvenser, sammenlignet med spættet sæl (se Figur 4.4). Fra McCulloch (2000).

#### 4.1.4 Andre havpattedyr

Hvidnæse (*Lagenorhynchus albirostris*) og vågehval (*Balaenoptera acutorostrata*) findes året rundt i Nordsøen, inklusiv den danske del, ligesom der forekommer en lang række andre arter af tand- og bardehvaler i mindre antal og med større eller mindre regelmæssighed (Tougaard et al., 2020). Vidensgrundlaget for disse arter med hensyn til udbredelse, biologi i almindelighed og følsomhed overfor undervandsstøj i særdeleshed er meget begrænset. Det skønnes således at usikkerheden på konkrete vurderinger af disse arter vil være for høj for indeværende og miljøtilstanden for disse arter er derfor ikke vurderet.

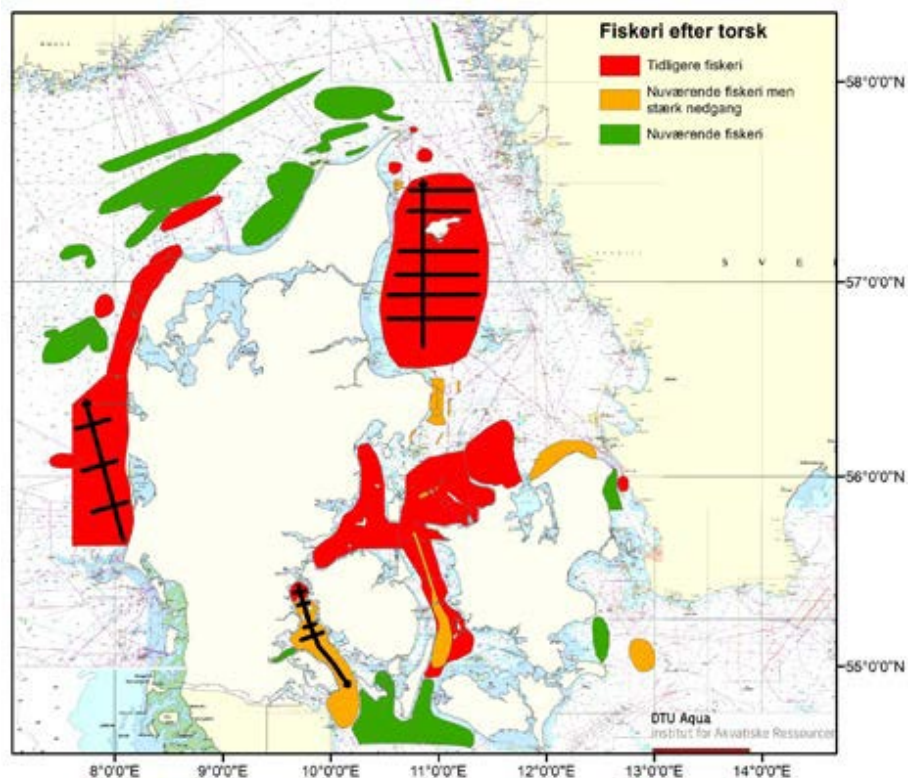
#### 4.1.5 Torsk (*Gadus morhua*) og andre fisk

Torsk forekommer historisk talrigt i alle danske farvande, men bestandene er i de senere år reduceret voldsomt (Støttrup et al., 2014)(Figur 4.7). Da torsk vurderes at være mest følsom overfor undervandsstøj i forbindelse med gydningen er habitaterne valgt ud fra de historiske gydeområder. I Kattegat og Østersøen er disse beskrevet af Hüsey (2011)(Figur 4.8). Fire områder er angivet, hvoraf den del af følgende tre områder, der ligger inden for dansk EEZ er medtaget i analysen: Lille Middelgrund i østlige Kattegat, vestlige Østersø,

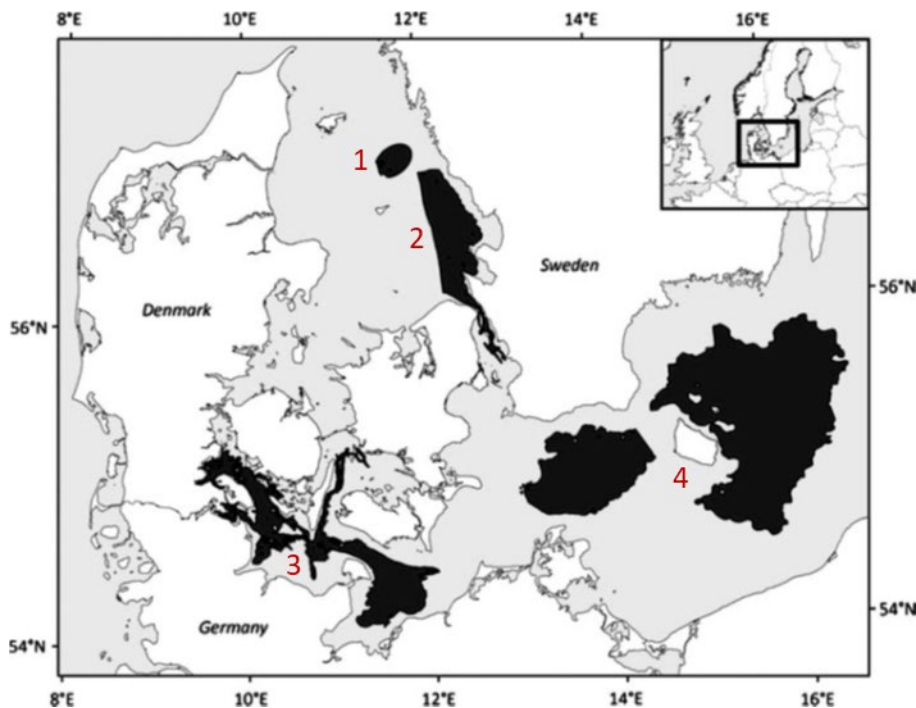


inkl. Kieler Bugt og Mecklenburg Bugt, og Farvandet omkring Bornholm. Området langs den Svenske vestkyst og ned i Øresund ligger stort set udelukkende i svensk EEZ og er derfor ikke medtaget.

**Figur 4.7.** Udviklingen i torskefiskeriet frem mod 2014, hvor undersøgelsen er lavet. Kilde: Støttrup et al. (2014).

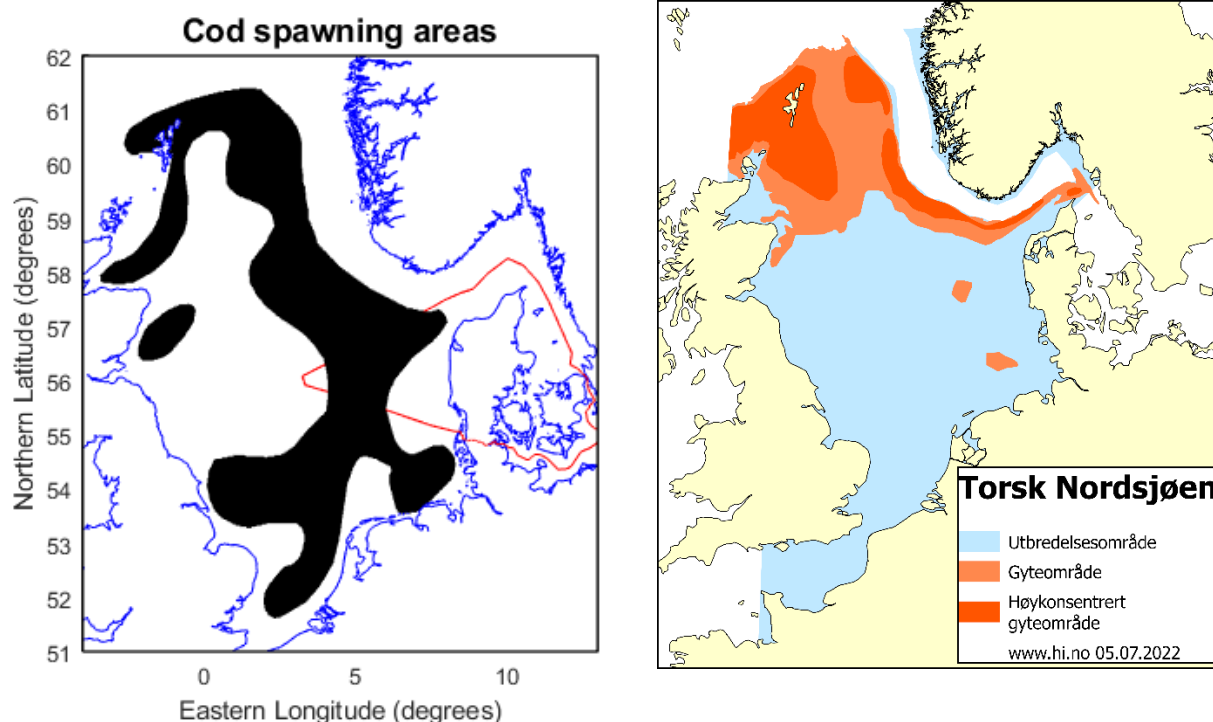


**Figur 4.8.** Gydeområder for torsk i Indre danske Farvande. I denne forbindelse er områderne inddelt i fire: Lille Middelgrund (1), Sveriges vestkyst (2), Vestlige Østersø (3) og Farvandet omkring Bornholm (4). Fra Hüsey (2011).



Gydeområder for torsk i Nordsøen er taget fra Norske fiskeridirektorats hjemmeside ([link](#), Figur 4.9, venstre). Det anvendte kort repræsenterer den typiske situation for de seneste 30 år. Nyere undersøgelser peger dog på at gydeområderne i dag er rykket længere mod nord, langs den sydlige kant af Norske Rende (Albretsen et al., 2023; Krafft et al., 2021).

Torsk formodes at være særligt følsomme for forstyrrelse fra undervandslyd i forbindelse med gydningen, da det er her de er afhængige af akustisk kommunikation. Østersøtorsken gyder forskudt i tid. Bestandene i Kattegat og Øresund gyder i januar-februar, efterfulgt af bestanden i vestlige Østersø i marts-april, hvorefter torsken omkring Bornholm gyder i maj til august (Hüssy, 2011). I Nordsøen gyder torsken i perioden januar til april (Morgan et al., 2013).

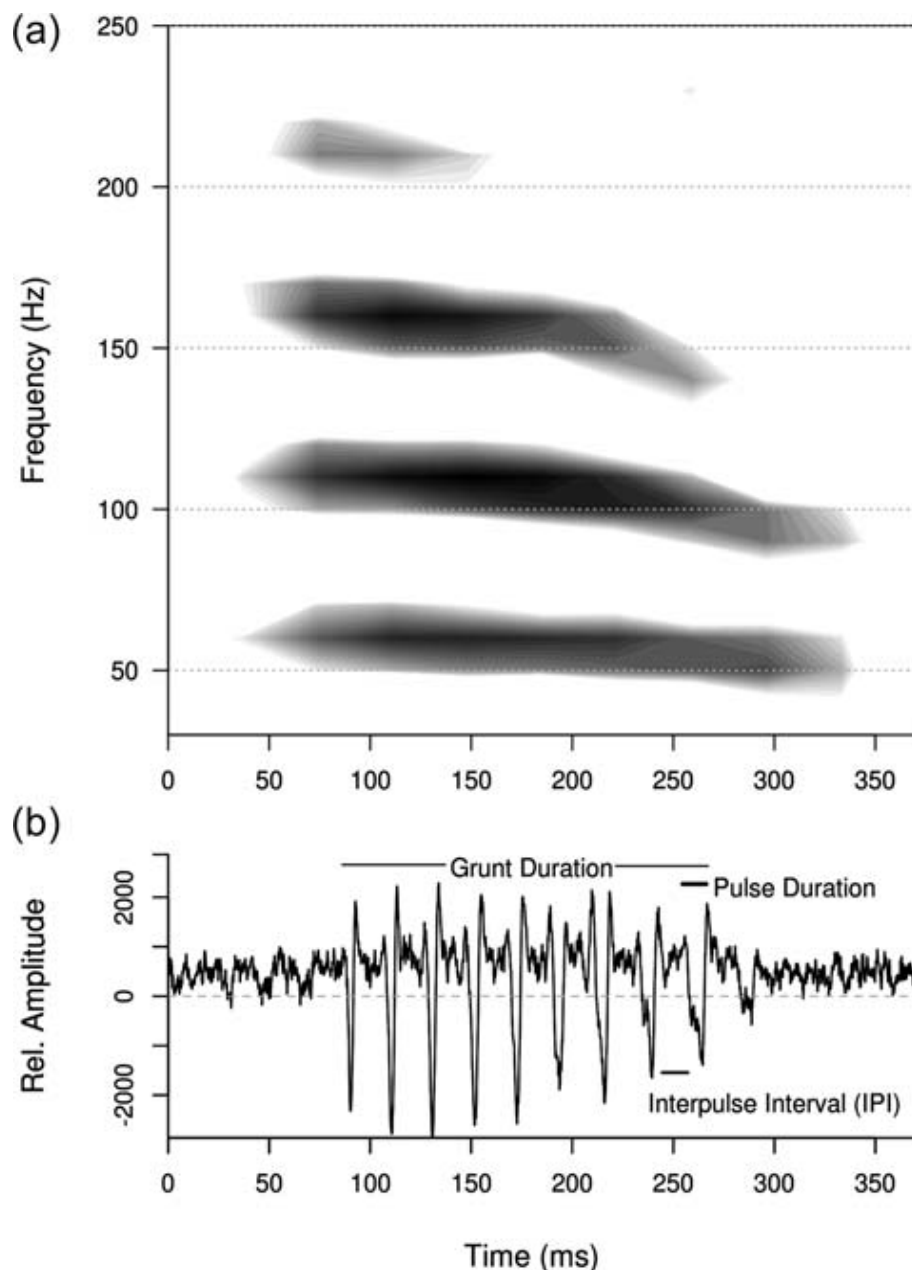


**Figur 4.9.** Gydeområder for Nordsøtorsk. Venstre: Gennemsnit over de sidste 30 år. Rød polygon indikerer dansk EEZ. Højre: seneste kortlægning fra 2021. Kilde: Norsk Havforskningsinstitut/Norsk Fiskeridirektorat.

#### LOBE for torsk D11C1

Der er få studier til rådighed vedrørende fisks adfærdsreaktioner på impulsstøj målt under realistiske betingelser og der er ikke etableret egentlige retningslinjer for vurdering af påvirkninger (se gennemgang af Popper et al., 2014; Slabbekoorn et al., 2019). Flere studier på torsk holdt i bure og observeret under enten seismiske undersøgelser (Davidsen et al., 2019) eller pæleramning (van der Knaap et al., 2022) har vist påvirkninger på adfærd i betydelig afstand fra lydkilden, op til 7 km. Ligeledes fandt Engås et al. (1996) en påvirkning på fangstrater af torsk i trawl og langlinefiskeri op til 18 sømil (33 km) fra seismikområdet. Det er udenfor rammerne af denne rapport at definere en egentlig LOBE for torsk eller andre fisk, men da de påviste påvirkningsafstande er i samme størrelsesorden som afstandene set for marsvin, så er der gennemført en analyse med samme afstande som anvendt for marsvin (og sæler) (Tabel 3.1).

**Figur 4.10.** Spektrogram (øverst) og tryksignal (nederst) af parringskald (grunt) fra torsk. De kraftigste komponenter i kaldet ligger omkring 90-160 Hz. Fra Hernandez et al. (2013).



#### LOBE for torsk D11C2

Det er velkendt at torsk anvender lyd i forbindelse med gydning, men der kendes ingen detaljer omkring selve gydeadfærden og kaldenes rolle for gydningen. Et eksempel på et 'grunt' er vist i Figur 4.10. Det er derfor vanskeligt at vurdere hvilken betydning skibsstøj kan have for gydeadfærden. I lighed med de øvrige arter er der derfor anvendt en LOBE-værdi på 20 dB (median-niveau), svarende til en reduktion i den maksimale kommunikationsafstand med 90%. Torsks kald har hovedparten af energien lige omkring 100 Hz (Figur 4.10), hvorfor 125 Hz decibekadebåndet anvendt i HOLAS 3 blev valgt som det mest relevante.

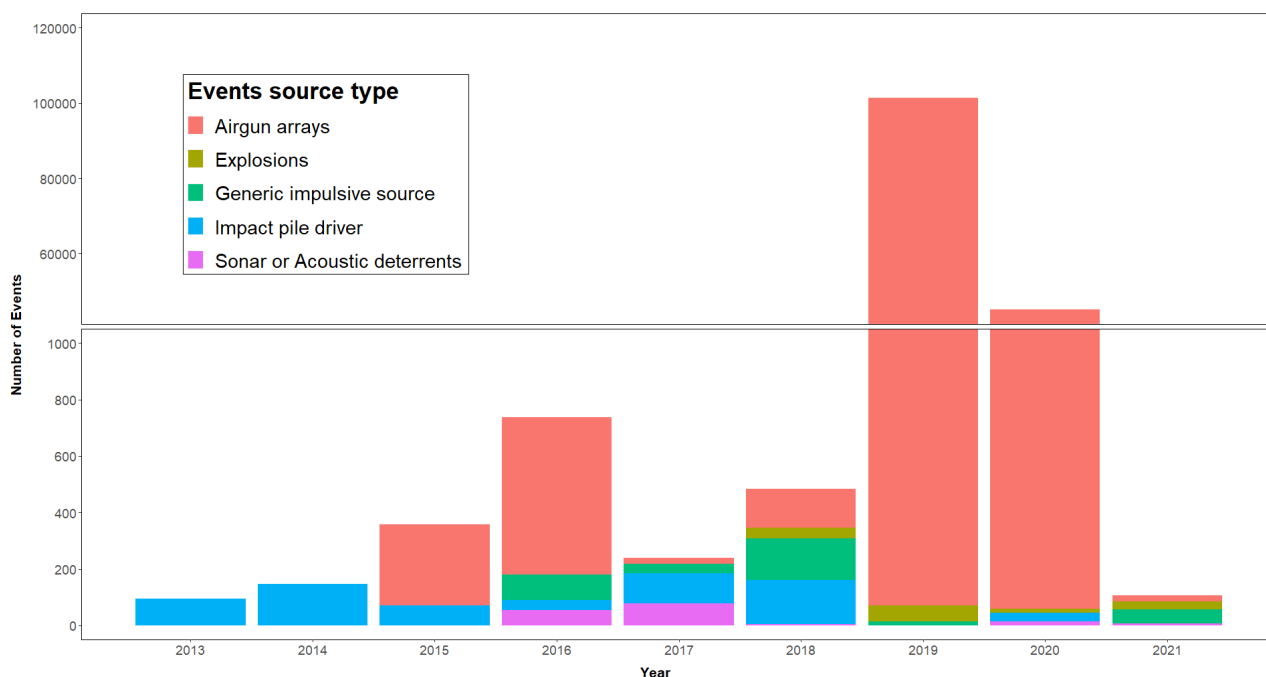
## 4.2 Indikator for impulsstøj

Alle impulsstøjdata indrapporteret af Danmark, Sverige, Tyskland, Polen, Norge og Storbritannien til ICES impulsstøjregister ([link](#)) blev downloaded. Disse data blev derefter filtreret til kun at indeholde aktiviteter fra dansk EEZ (alle indrapporteret af Danmark) og aktiviteter i tilstødende farvande i en afstand på maksimalt 20 km fra grænsen for dansk EEZ, idet aktiviteter længere

væk alle var uden mulighed for at påvirke danske havområder. Denne filtrering resulterede i et datasæt på mere end 150.000 poster (Figur 4.11), hvoraf ca. 98% udgjordes af luftkanon-data fra seismiske undersøgelser i den norske EEZ.

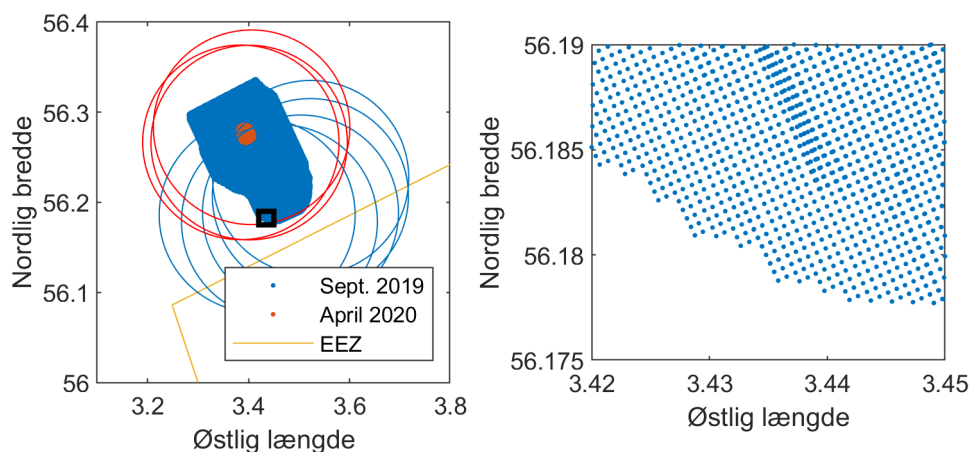
Aktiviteterne er enten indrapporteret med en præcis position eller med angivelse af hvilket ICES-kvadrat aktiviteten foregik i. ICES-kvadrater er 1/3 længdegrad x 1/6 breddegrad (ca. 20 x 18 km). For at kunne tildele et påvirkningsområde til aktiviteter indrapporteret i ICES-kvadrater blev disse repræsenteret ved positionen i centrum af det pågældende kvadrat og derefter behandlet som de aktiviteter med præcis positionsangivelse.

#### 4.2.1 Reducering af norske data



**Figur 4.11.** Oversigt over data downloaded fra ICES efter filtrering for maksimumafstand på 20 km til dansk EEZ og fordelt på kildetyper. Bemærk den dobbelte y-akse. Den altdominerende del af data udgøres af seismik-data fra Norge.

Alle norske data stammede fra en af to seismiske undersøgelser gennemført i hhv. 2019 og 2020. Da hvert enkelt luftkanon-puls er registreret (se Figur 4.12) er datamængden langt større end nødvendigt for analyserne og datamængden blev derfor reduceret. Da der ikke er angivet præcis dato for hvert enkelt skud, men kun den totale periode blev fem punkter udvalgt (indikeret med deres påvirkningsellipser i Figur 4.12), sådan at de tilsammen dækkede det maksimale påvirkningsområde fra den seismiske undersøgelse. Ingen af datapunkterne fra den anden periode (april 2020) havde påvirkningsområder, der rakte ind i dansk EEZ og disse data blev derfor ikke medtaget. Tilbage var fem punkter for den første periode (september 2019), der blev brugt som værende repræsentative for hele datasættet.



**Figur 4.12.** Norske data for seismiske undersøgelser indenfor 20 km af dansk EEZ. Til venstre ses alle data med påvirkningszoner (radius 12 km) for udvalgte punkter, der ligger tættest på EEZ-grænsen. Til højre ses detalje fra figuren til venstre (sort rektangel).

#### 4.2.1 Håndtering af indrapporteringer over mere end en dag

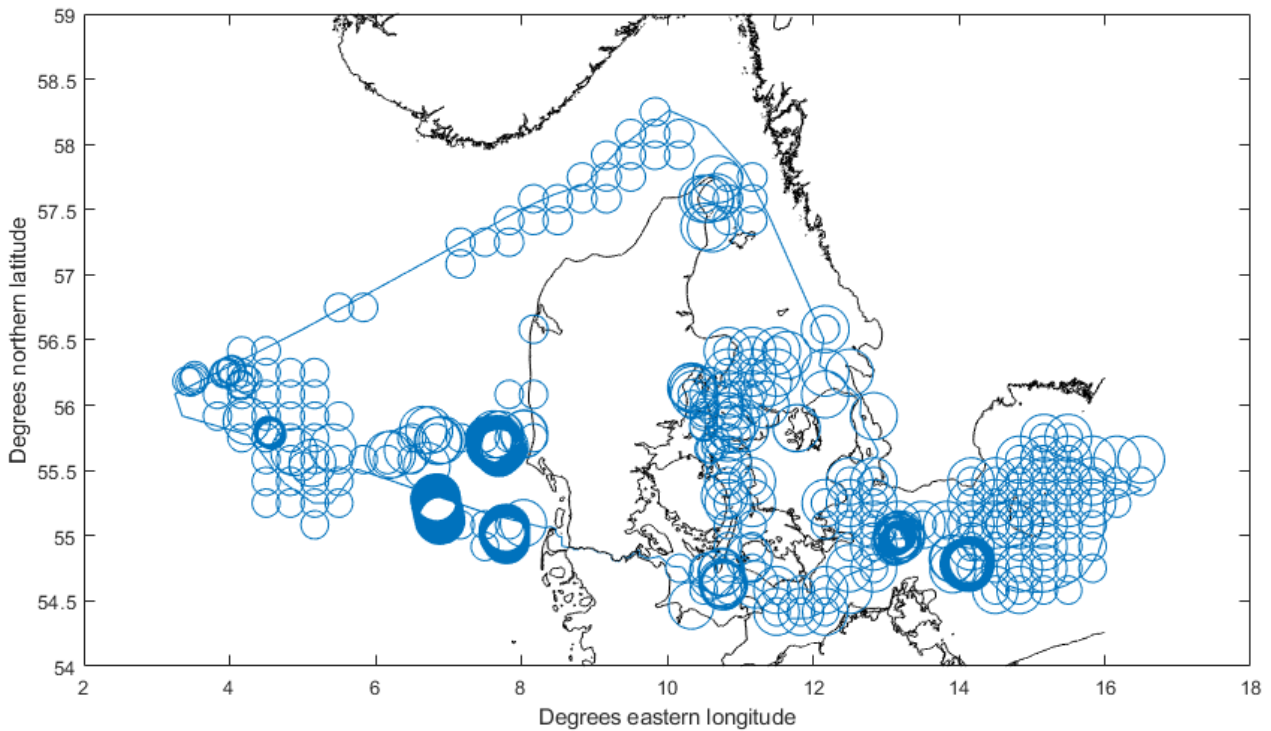
En del aktiviteter, heriblandt de norske seismikdata, var angivet med et tidsrum på flere dage (op til 365). For visse typer aktiviteter kan dette være koræleramning af et møllefundament, der strækker sig hen over midnat, brug af subbottomprofiler kontinuerligt i et mindre område i flere dage i streg), men for andre aktiviteter er det sandsynligt at aktiviteten kun har fundet sted på en enkelt dag i perioden. Da det imidlertid ikke er muligt at finde tilbage til rådataene bag indberetningerne blev det forsigtighedsmæssigt antaget at aktiviteten var foregået på positionen/i kvadratet hver dag gennem hele den angivne periode. Dette vil efter alt at dømme føre til en betydelig overestimering af påvirkningen.

#### 4.2.2 Påvirkningsområder og påvirket areal

Aktiviteterne i datasættet blev gennemgået dag for dag gennem den samlede periode 1. januar 2013 til 31. december 2021. For hver dag blev der tildelt en påvirkningsafstand til hver aktivitet (ud fra de i HOLAS 3 anvendte afstande, se Tabel 3.1). Da det underliggende rasternetværk var i længde/breddegrader (WGS84), blev påvirkningsafstandene  $r_{effekt}$  regnet om til en oval, hvor den ene akse (langs y-aksen, i breddegrader) havde længden  $r_{lat}$  og den anden (langs x-aksen, i længdegrader) havde længden  $r_{lon}$ , begge givet ved:

$$r_{lat} = \frac{r_{effect}}{60 \cdot 1.852}, \quad r_{lon} = \frac{r_{effect}}{60 \cdot 1.852 \cdot \cos(d_{lat})} \quad (7)$$

hvor  $d_{lat}$  er breddegraden for den pågældende observation. Faktoren 1.852 er omregningen fra bueminutter til kilometer. Samtlige ovaler konstrueret på denne måde er vist i Figur 4.13.



**Figur 4.13.** Samtlige observationer i datasættet angivet med deres påvirkningsoval. Projektionen er justeret sådan at ovalerne fremstår som cirkler (ækvivalent cylindrisk projektion,  $\varphi=56^\circ$ ).

Ovalerne blev derefter overført til et rasternetværk med en rumlig opløsning på 1 bueminut (bredde) x 2 bueminutter (længde), svarende til omtrent 2 km x 2 km. For hver dag fremkom derved et rasterlag med et antal påvirkede rasterceller. For hver indikatorart og habitat blev andelen af rasterceller inden for habitat-polygonen, der var påvirkede opgjort. Dette gav procent påvirket areal per dag per område, fra hvilket også et årligt gennemsnit kunne udregnes. Disse daglige værdier og årlige gennemsnit kunne derefter sammenholdes med de dobbelte tærskelværdier (maks. 20% daglig påvirkning, maks. 10% årligt gennemsnit).

### 4.3 Indikator for vedvarende støj

To forskellige støjmodeller var tilgængelige for analyserne: et for Østersøen, op til Skagens Gren, fra BLUES-projektet (HELCOM, 2023c) og anvendt i HOLLAS 3 (HELCOM, 2023a), og et andet for Nordsøen, inkl. Kattegat, fra JOMOPANS projektet (Kinneking and Tougaard, 2021), anvendt til pilot-assessment for QSR23 (Kinneking, 2022). Grundlæggende blev de to modeller sammenholdt med habitatdata for indikatorarterne vurderet på samme måde, omend detaljerne i metoderne var forskellige. For hver indikatorart og habitat blev det vurderet hvilken støjmodel, der gav den bedste dækning. En samlet oversigt findes i Tabel 4.1, der viser de datalag (soundscape maps) og værdier for LOBE, der er anvendt for de forskellige arter i de forskellige delområder/habitater.

Alle datalagene udtrykker månedlige medianværdier for de enkelte rasterceller, dvs. den værdi for indikatoren, der var overskredet halvdelen af tiden i den pågældende rastercelle i den pågældende måned. Størrelsen af rastercellerne var forskellig for de to modeller: for JOMOPANS-modellen 1.5 bueminut (bredde) x 3 bueminutter (længde), svarende til ca. 2.5 km x 2.5 km; for BLUES-modellen 0.214 bueminut (bredde) x 0.375 bueminut (længde), svarende til ca. 400m x 400m.

**Tabel 4.1.** Samlet oversigt over inddeling i habitater, anvendte støjmodellag og LOBE-værdier for de fire indikatorarter.

Delområde	Kilde (habitater)	Regionalt havområde	Støjlag	LOBE
<b>Marsvin</b>				
Nordsøen	Sveegaard et al. (2015)	Nordsøen	JOMOPANS L <sub>50,125Hz</sub>	115 dB re 1µPa
Bælterne	Sveegaard et al. (2015)	Nordsø/Østersø	BLUES L <sub>50,500Hz</sub>	109 dB re 1µPa
Østersøen (Bornholm)	Sveegaard et al. (2015)	Østersøen	BLUES L <sub>50,500Hz</sub>	109 dB re 1µPa
<b>Spættet sæl</b>				
S. Nordsø (Vadehavet)	Olsen et al. (2014)	Nordsøen	JOMOPANS L <sub>median excess,125Hz</sub>	20 dB over baggrund
N. Nordsø (Limfjorden)	Olsen et al. (2014)	Nordsøen	JOMOPANS L <sub>median excess,125Hz</sub>	20 dB over baggrund
Kattegat	Olsen et al. (2014)	Nordsø/Østersø	BLUES L <sub>median excess,125Hz</sub>	20 dB over baggrund
Bælterne	Olsen et al. (2014)	Østersøen	BLUES L <sub>median excess,125Hz</sub>	20 dB over baggrund
<b>Gråsæl</b>				
Nordsø	Olsen et al. (2016)	Nordsøen	JOMOPANS L <sub>median excess,0.2-2kHz</sub>	20 dB over baggrund
Østersø	Olsen et al. (2016)	Østersøen	JOMOPANS L <sub>median excess,500Hz</sub>	20 dB over baggrund
<b>Torsk</b>				
Nordsø	Norsk Fiskeridirektorat	Nordsøen	JOMOPANS L <sub>median excess,125Hz</sub>	20 dB over baggrund
Lille Middelhavet	Hüssy (2011)/HELCOM	Nordsøen	BLUES L <sub>median excess,125Hz</sub>	20 dB over baggrund
Bæltet	Hüssy (2011)/HELCOM	Østersøen	BLUES L <sub>median excess,125Hz</sub>	20 dB over baggrund
Farv. omkring Bornholm	Hüssy (2011)/HELCOM	Østersøen	BLUES L <sub>median excess,125Hz</sub>	20 dB over baggrund

For hvert indikatorarts delområde og for hver måned blev alle rasterceller med centrum inde i delområdet udtaget og den andel af disse rasterceller hvor medianniveauet for indikatoren (jf. Tabel 4.1) var større end LOBE for den pågældende indikatorart (ligeledes jf. Tabel 4.1) opgjort. Hvis denne andel overskred 20 % (tærskelværdien fra DL4) blev det pågældende delområde i den pågældende måned vurderet til ikke at være i god miljøtilstand. Denne udregning foregik for HELCOM-områdets vedkommende ved hjælp af onlinetværktøjet Quonops fra Quiet Oceans, der lavede modellerne for BLUES/HELCOM. For JOMOPANS datalagens vedkommende foregik udregningen i et dertil udviklet Matlab script.

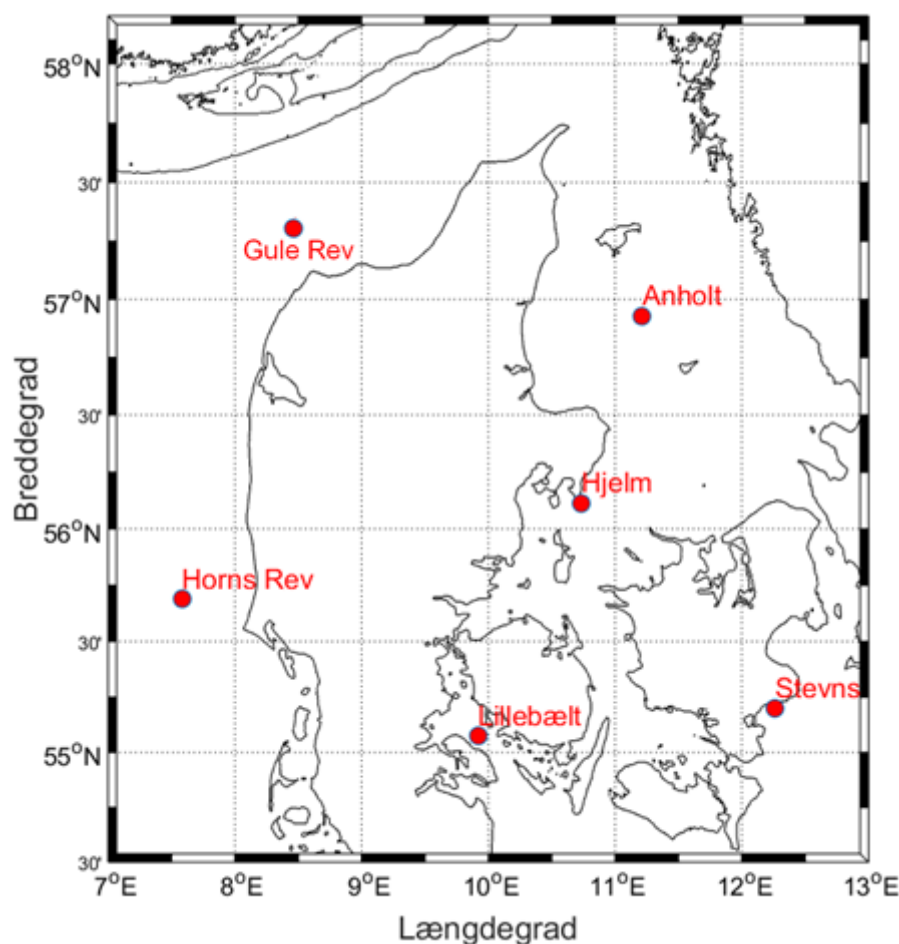
#### 4.4 Målinger

Til rådighed for analyserne er også målinger fra Miljøstyrelsens målestationer for undervandsstøj. Disse er fordelt i de forskellige farvande med 2 i Nordsøen (Horns Rev og Gule Rev), 2 i Kattegat (Anholt og Hjelm) og to i bæltet (Lillebælt og Stevns). Målingerne foretages med dataloggere (lydoptagere) og analyseres i henhold til de tekniske anvisninger på området (Tougaard, 2019). Disse data afrapporteres løbende og der henvises til disse rapporter for yderligere detaljer (seneste version: Tougaard et al., 2023b). Data indrapporteres ligeledes i kondenseret form til ICES-register for vedvarende støj (<https://www.ices.dk/data/data-portals/Pages/Continuous-Noise.aspx>).

Baseret på de indrapporterede data (decidekadeniveauer per sekund i frekvensområdet fra 20 Hz til 20 kHz) blev udviklet en ækvivalent til excess-niveauet anvendt på de modellerede støjdata. Referenceniveauet er et mål for den naturlige baggrundsstøj. Her anvendes, at hovedkilden til den naturlige baggrundsstøj er vejret, som varierer på en tidsskala af timer. Baggrundsstøjen i en periode på 4 timer kan således antages at være udtrykt de laveste niveauer (målt sekund for sekund), der registreres i perioden og repræsenteres ved den nederste 5. percentil,  $L_{95}$ , karakteriseret ved at være det niveau, der er overskredet 95 % af tiden. Hvis man antager at baggrundsstøjen er stort set konstant i 4-timers perioden, så kan den sande naturlige baggrundsstøj ikke ligge over  $L_{95}$ . Den kan derimod godt ligge under, enten fordi der er men-

neskeskabte kilde, der bidrager (fjerne skibe, eller lokale kilder, der er stationære, f.eks. et opankret skib), eller fordi optagelserne er begrænset af optagesystemets egenstøj (typisk tilfældet for højere frekvenser, over 1 kHz).  $L_{95}$  er derfor et overestimat af den naturlige baggrundsstøj.

**Figur 4.14.** Oversigtskort med angivelse af de seks faste stationer i danske farvande. Farvandet omkring Bornholm dækkes af målestationer i de svenske, tyske og polske måleprogrammer.



Skibsstøj, når det optages fra stationære optagere, er karakteriseret ved at være kortvarige hændelser, på en skal af minutter, der stiger og falder i takt med at skibet passerer optagestationen i større eller mindre afstand. Skibsstøjen kan derfor estimeres ved at tage de højeste niveauer i optagelserne, her udtrykt ved den øverste 5. percentil i dataene ( $L_5$ ), opgjort minut for minut. Herved kan man få et mål for excess-niveauet ved at trække de to fra hinanden:

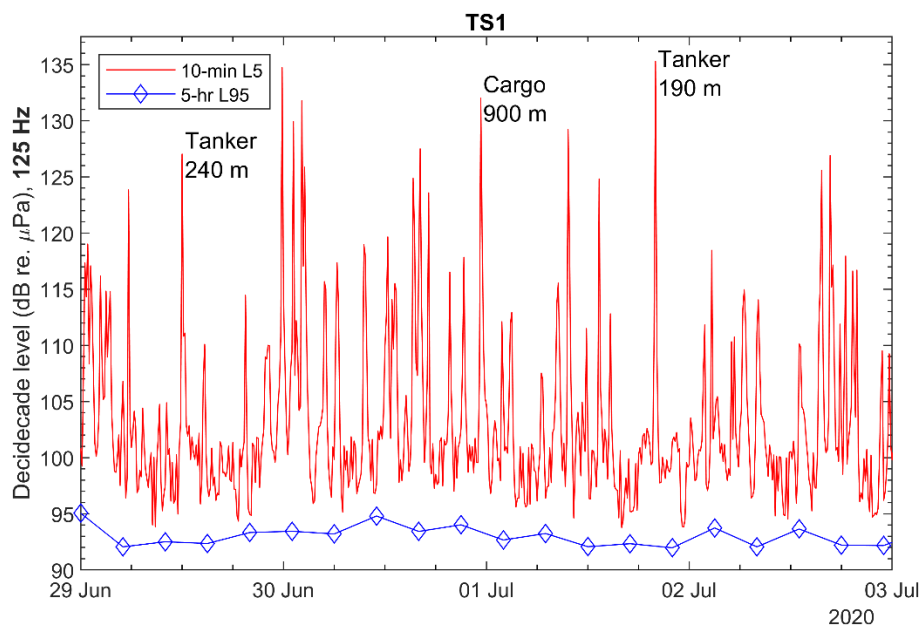
$$L_{\text{excess,measured}} = L_{5,1 \text{ minute}} - L_{95,4 \text{ hours}} \quad (8)$$

$L_{\text{excess}}$  er dermed et udtryk for hvor meget de kraftigste lyde ligger over baggrundsstøjen. Denne indikator er per definition altid større end nul<sup>6</sup> og vil givetvis variere naturligt mellem forskellige lokaliteter, baseret på meteorologiske, hydrografiske og økologiske forskelle. Derimod vil det gælde at hvis de førnævnte forhold kan antages at være omtrent konstante, så vil tilstedeværelsen af en yderligere støjkilde (skibe) få indikatoren til at stige (excess-niveauet går op). Dermed kan indikatoren bruges som presfaktor-mål for skibsstøjen.

<sup>6</sup> Det øverste 5 % af en hvilken som helst serie af målinger med variation vil altid være større end de laveste 5% af målingerne.



**Figur 4.15.** Eksempel på forskellen mellem den nederste 5. percentil ( $L_{95}$ ), udregnet over en lang periode (5 timer) og den øverste 5. percentil ( $L_5$ ) udregnet over en kortere periode (10 min) kan anvendes til at identificere enkeltskibe i lydoptagelser. Tre eksempler på passager af skibe af kendt type og længde (fra AIS-data) er angivet ved de tilhørende toppe. Fra Tougaard et al. (2023a).



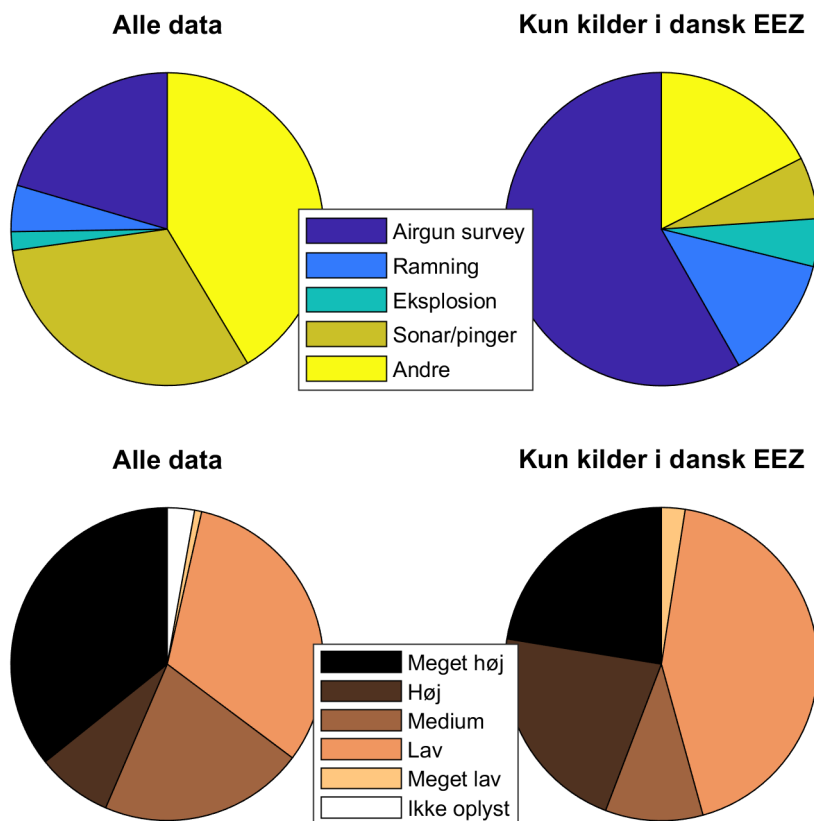
## 5 Resultater

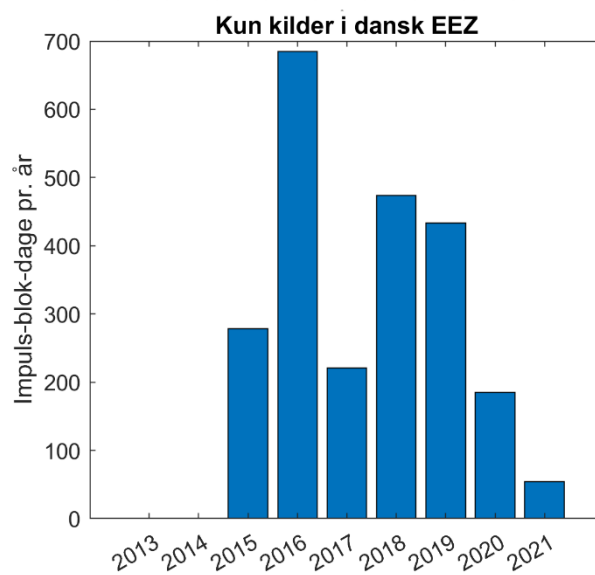
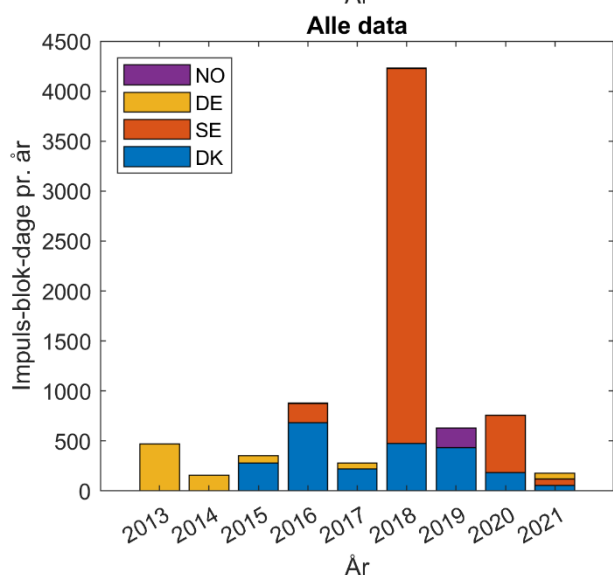
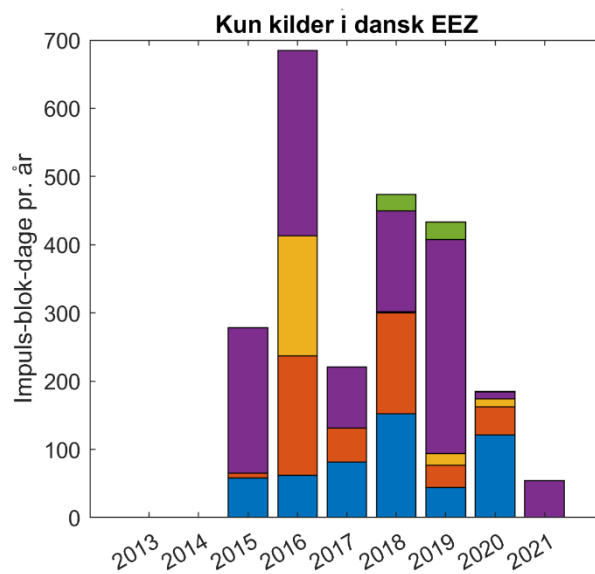
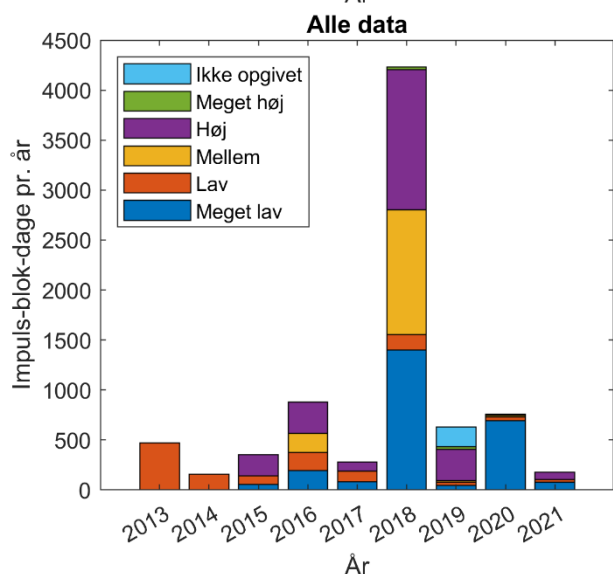
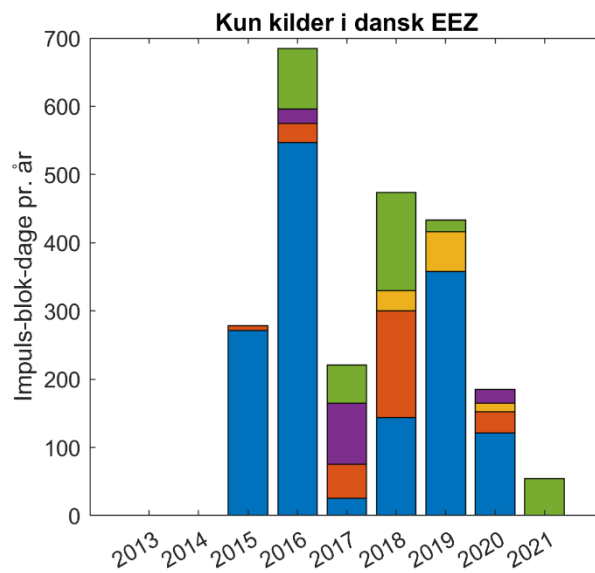
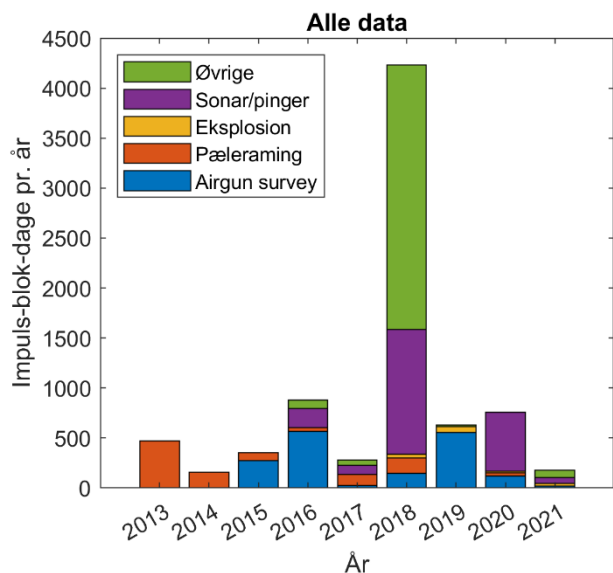
### 5.1 D11C1 impulsstøj

Databasen med impulsstøjaktiviteter hentet fra ICES registeret indeholdt omtrent 150.000 dataposter beliggende inden for dansk EEZ eller maksimum 20 km fra dansk EEZ. Efter reducering af de norske data indeholdt databasen 7933 impuls-dage, dvs. individuelle registreringer af en impulsstøj-aktivitet på en bestemt position eller i et bestemt ICES underrektangel, heraf 6955 poster for årene 2016-2021. Fordelingen af registreringerne på de fem forskellige kildetyper og fem størrelsesklasser fremgår af Figur 5.1 og Figur 5.2, hhv. total for årene 2016-2021 og per år.

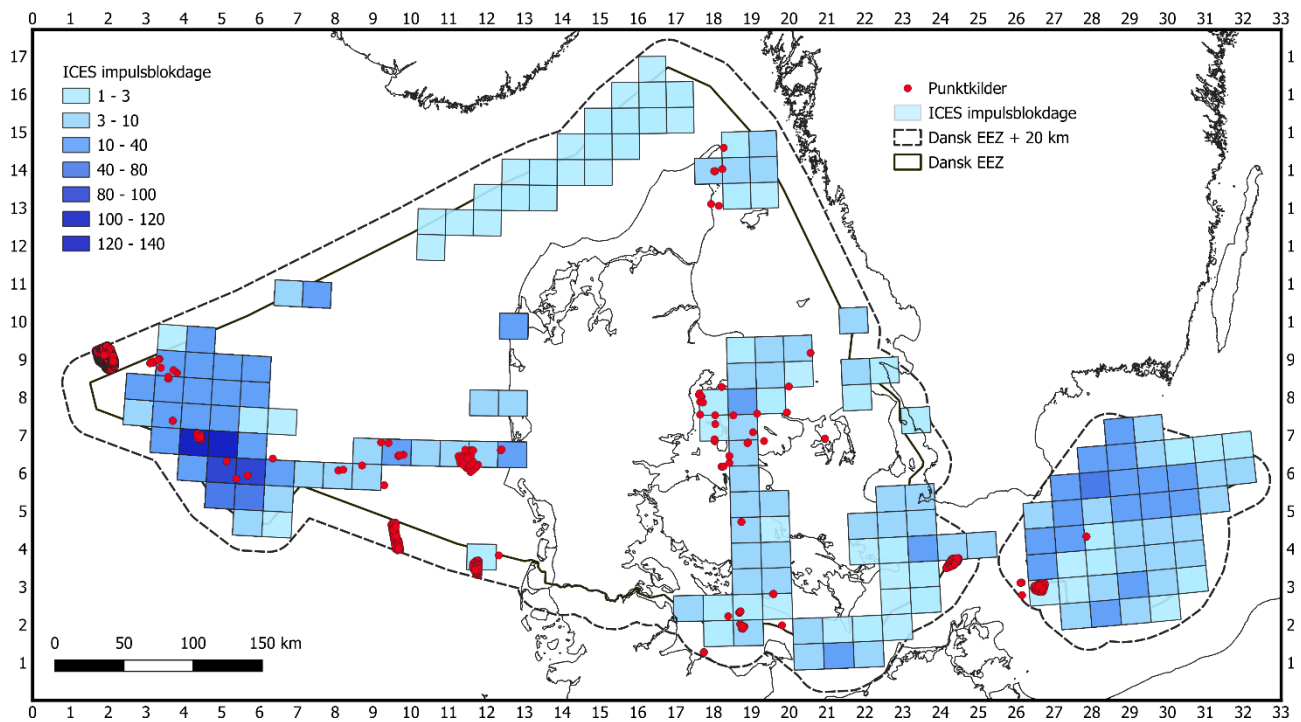
Kortet i Figur 5.3 viser den rumlige fordeling af aktiviteterne over hele perioden 2013-2021. Det fremgår at aktiviteterne er ujævnt fordelt på typer, år og indrapporterende lande. I de følgende figurer er angivet den kumulerede påvirkning for alle årene 2016-2021. For kort over de enkelte år, se bilag 2.

**Figur 5.1.** Data, der indgår i analyserne af impulsstøj for årene 2016-2021 og fordelt på typer af kilder og størrelsesklasse (proxy for lydtryk/energi). Fordelingerne er angivet for henholdsvis alle data, der indgår i analyserne og de data, der er indrapporteret af Danmark for dansk EEZ.





**Figur 5.2.** Data, der indgår i analysen af impulsstøj, fordelt på typer af impulsstøjkilder, størrelsesorden (styrke) og indrapporterende land, og angivet for hvert af årene 2013-2021.

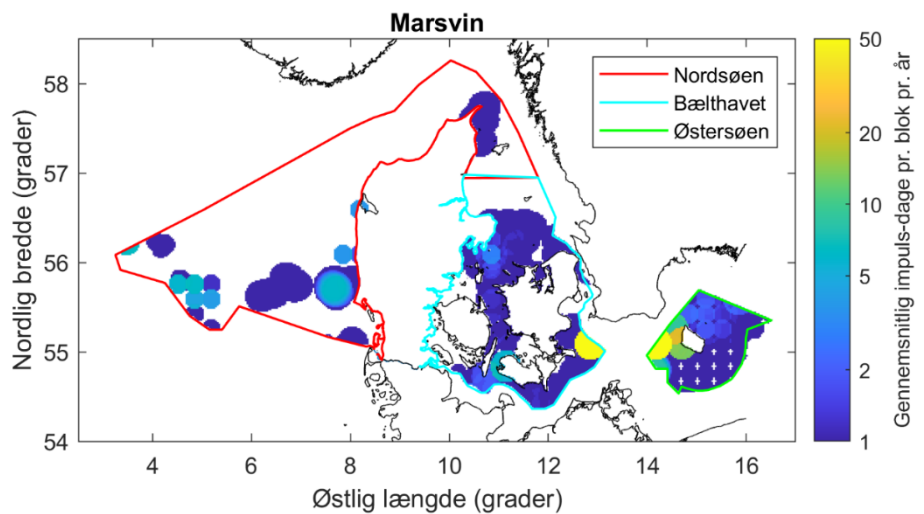


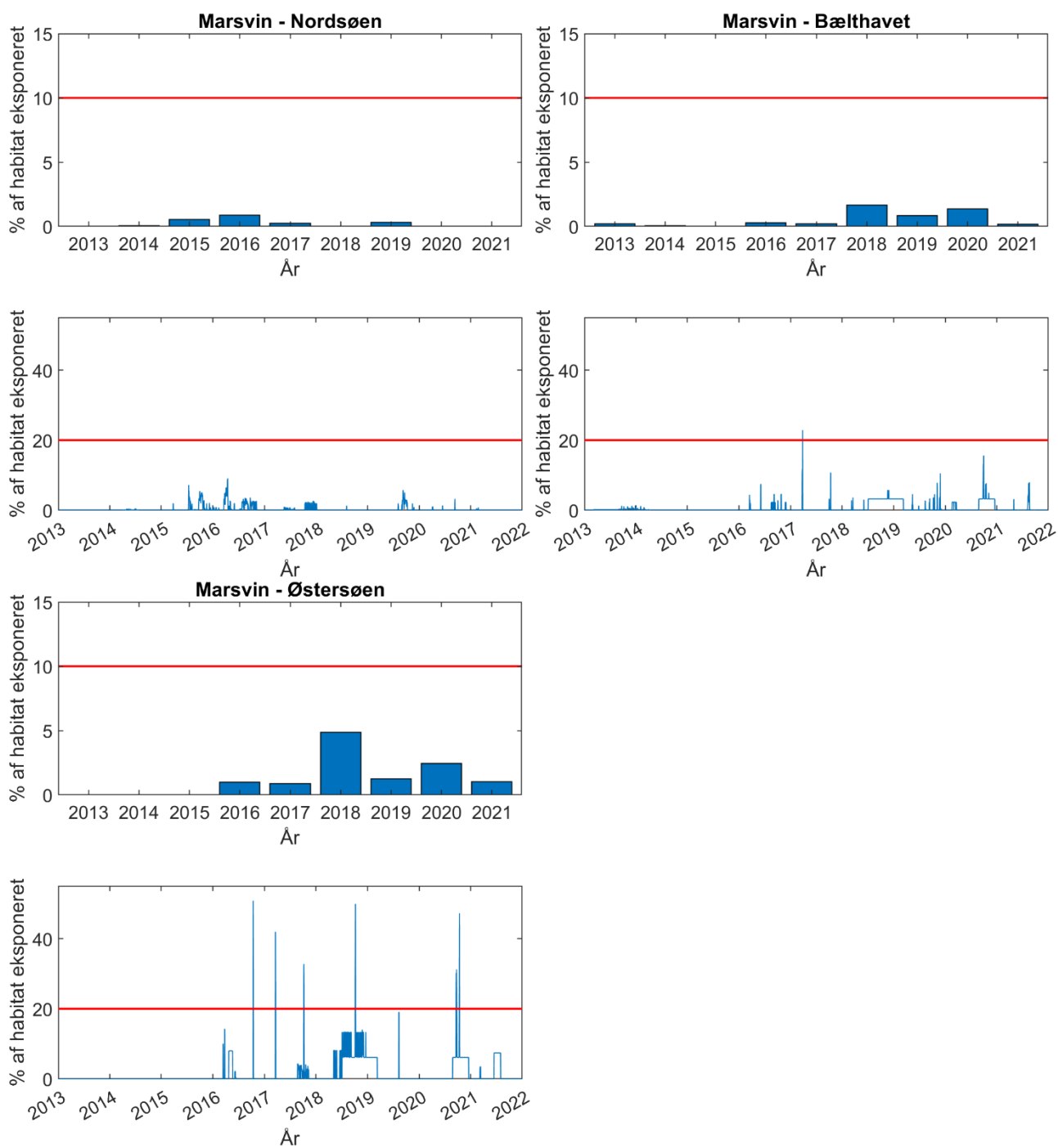
**Figur 5.3.** Fordelingen i rum af de indrapporterede impulsstøjaktiviteter i perioden 2013-2021. Kilder, der er angivet med en præcis position er angivet med røde prikker, mens aktiviteter, der er indrapporteret per ICES underrektangel er angivet med blå kvadrater. De grønne polygoner indikerer den geografiske underopdeling af de britiske indrapporteringer. Der blev dog ikke indrapporteret aktiviteter i disse områder for årene 2013-2021.

### 5.1.1 Påvirkning af marsvinehabitater

Impulsstøjindikatoren for marsvin i de tre habitater fremgår af kortene i Figur 5.4 og histogrammerne i Figur 5.5. Alle tre områder ligger under tærsklen for den årlige gennemsnitspåvirkning (10 %) i alle år, men kun i Nordsøen holder den daglige påvirkning sig under den daglige tærskel på maks. 20 %. I Bælt-havsområdet er den overskredet en enkelt dag i 2017 og i Farvandet omkring Bornholm blev den overskredet på i alt 17 dage i årene 2016, 2017, 2018 og 2020. I 2016, 2018 og 2020 var den maksimale daglige påvirkning lige over eller tæt på 50%.

**Figur 5.4.** Impulsstøj i marsvinehabitaterne (angivet med farvede polygoner) i årene 2016-2021. Farveskalaen angiver det gennemsnitlige antal dage per år hvor området er påvirket af impulsstøj.



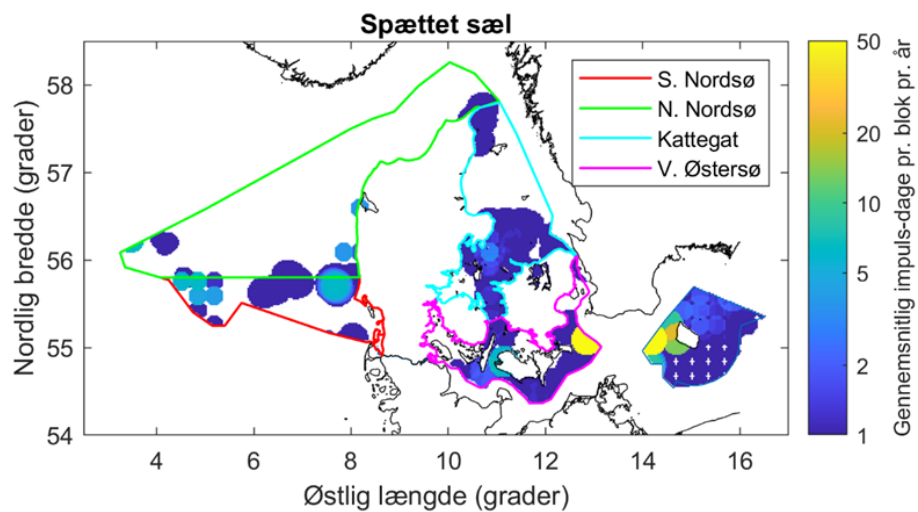


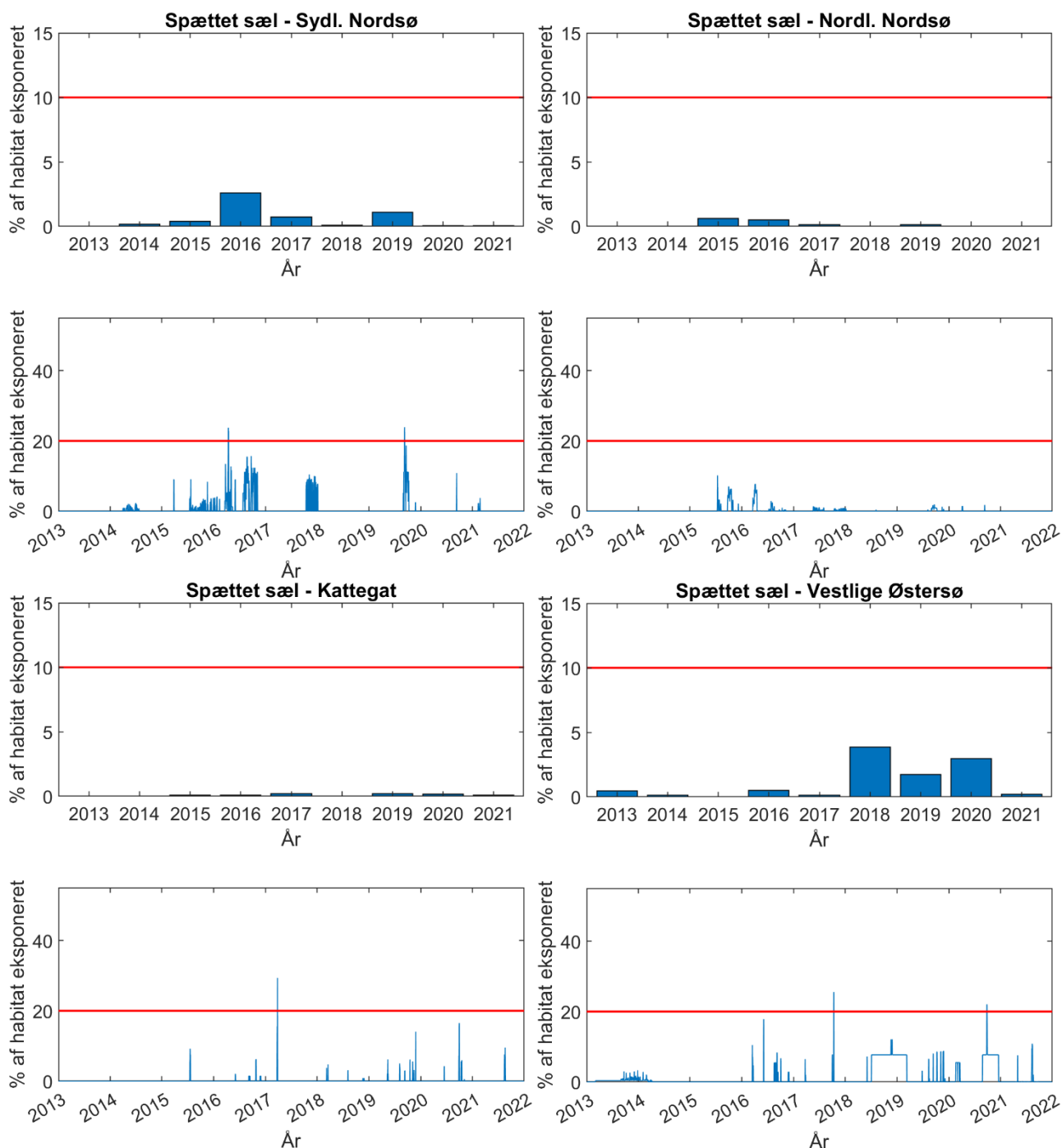
**Figur 5.5.** Påvirket areal i procent af de tre marsvinehabitater for hhv. Nordsøbestanden, Bælthavsbestanden og Østersøbestanden, opgjort som årsgennemsnit og dagligt maksimum. Røde linjer indikerer tærskel for eksponering på hhv. årsbasis (10%) og dagsbasis (20%).

### 5.1.2 Påvirkning i forvaltningsområder for spættet sæl

Impulsstøjindikatoren for spættet sæl i de fire forvaltningsområder fremgår af kortene i Figur 5.6 og histogrammerne i Figur 5.7. I ingen af områderne blev den årlige grænse på 10 % påvirket areal overskredet, højeste værdi var omkring 4 % i vestlige Østersø i 2018. Påvirkningen per dag overskred grænsen på maks. 20 % i fire dage i sydlige Nordsø (i 2016 og 2019), en dag i Kattegat (i 2017) og 2 dage i vestlige Østersø (i 2017 og 2020). Der var ingen overskridelser i den nordlige Nordsø.

**Figur 5.6.** Impulsstøj i de fire forvaltningsområder for spættet sæl (angivet med farvede polygoner) i årene 2016-2021. Farveskalaen angiver det gennemsnitlige antal dage per år hvor området er påvirket af impulsstøj.



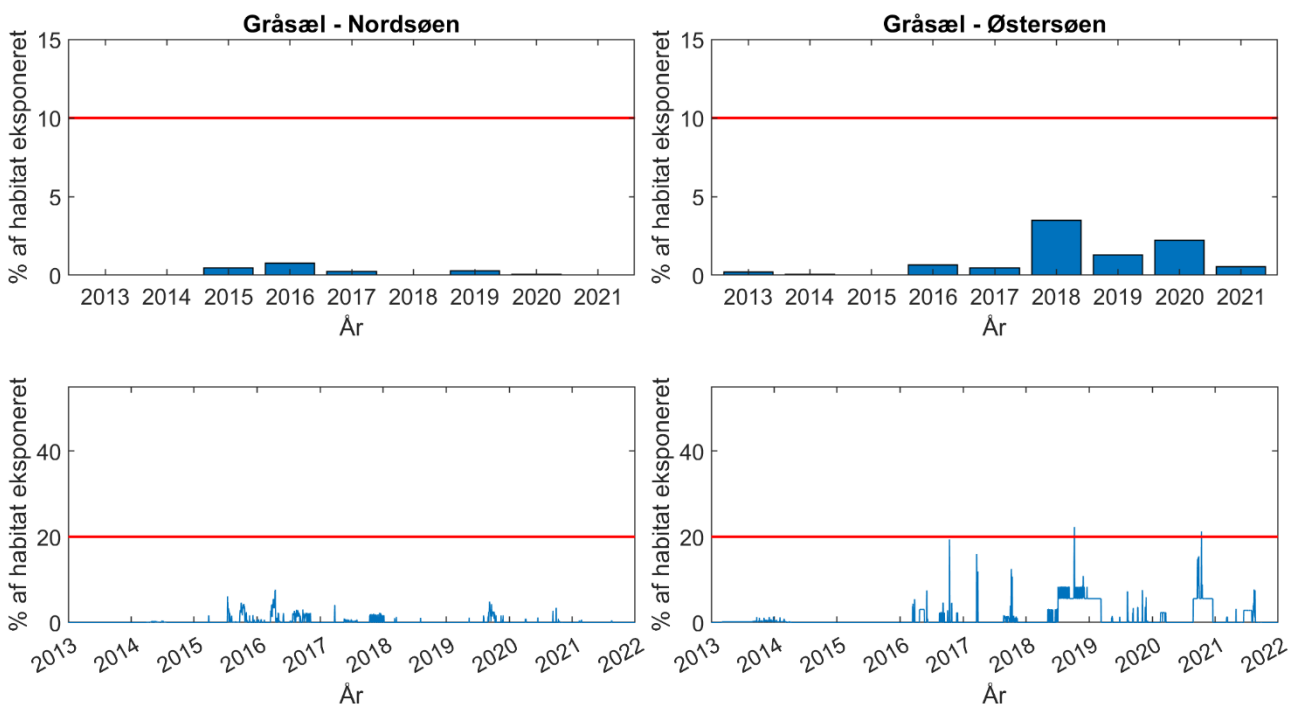
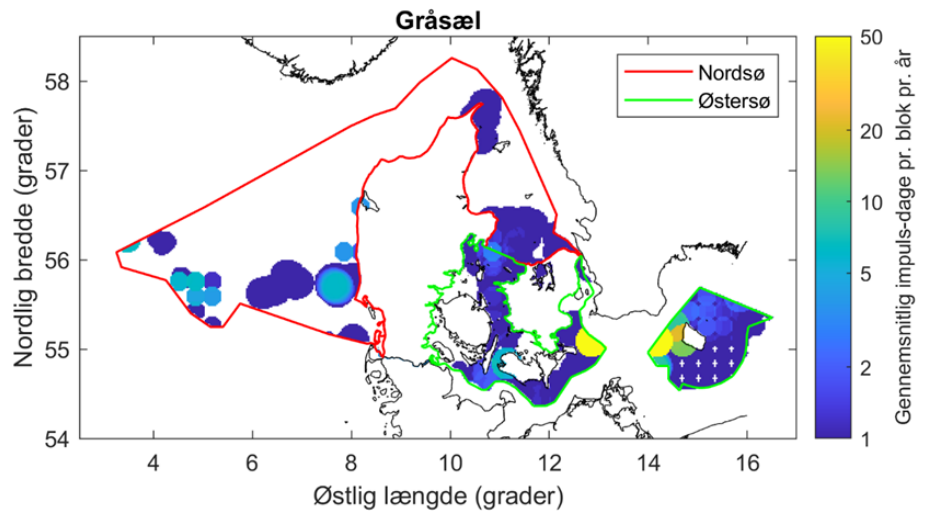


**Figur 5.7.** Påvirket areal i procent af de fire forvaltningsområder for spættet sæl, opgjort som årgennemsnit og dagligt maksimum. Røde linjer indikerer tærskel for eksponering på hhv. årsbasis (10%) og dagsbasis (20%).

### 5.1.3 Påvirkning for gråsæl

Impulsstøjindikatoren for de to underarter af gråsæl fremgår af kortene i Figur 5.8 og histogrammerne i Figur 5.9. Den gennemsnitlige årlige påvirkning lå under tærsklen på 10 % i begge områder i alle år (maksimum på 3,5 % for Østersø-underarten i 2018). Opgjort per dag var påvirkningen under tærsklen på 20 % for alle dage for Nordsø-underarten, mens den var overskredet i tre dage for Østersøen (i 2018 og 2020).

**Figur 5.8.** Impulsstøj i habitaterne for gråsæler af hhv. Nordsø-underarten og Østersø-underarten i årene 2016-2021. Farveskalaen angiver det gennemsnitlige antal dage per år, hvor området er påvirket af impulsstøj.



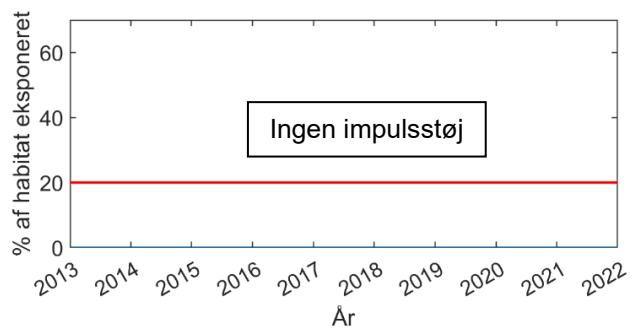
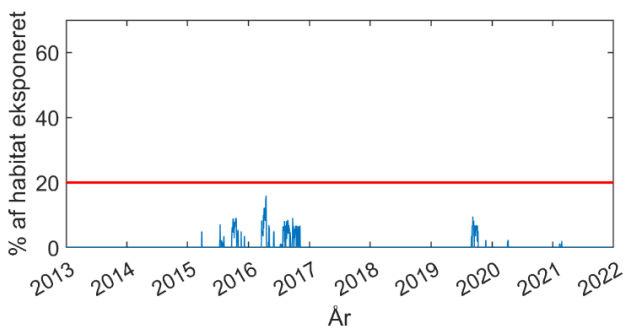
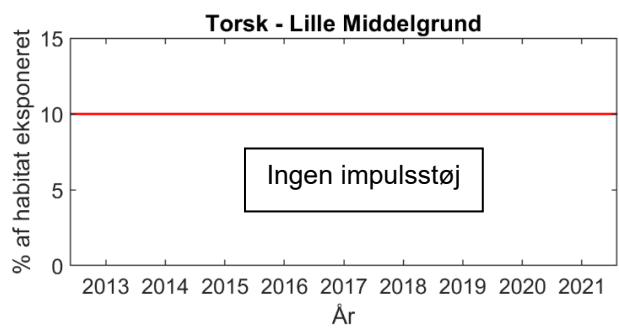
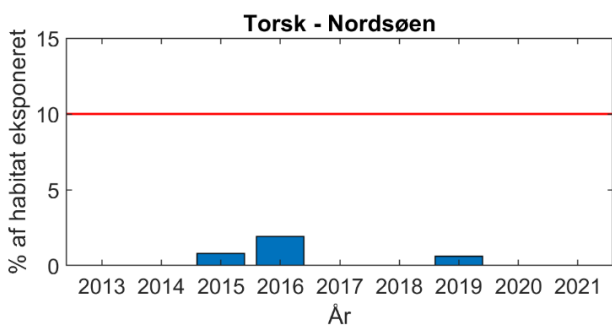
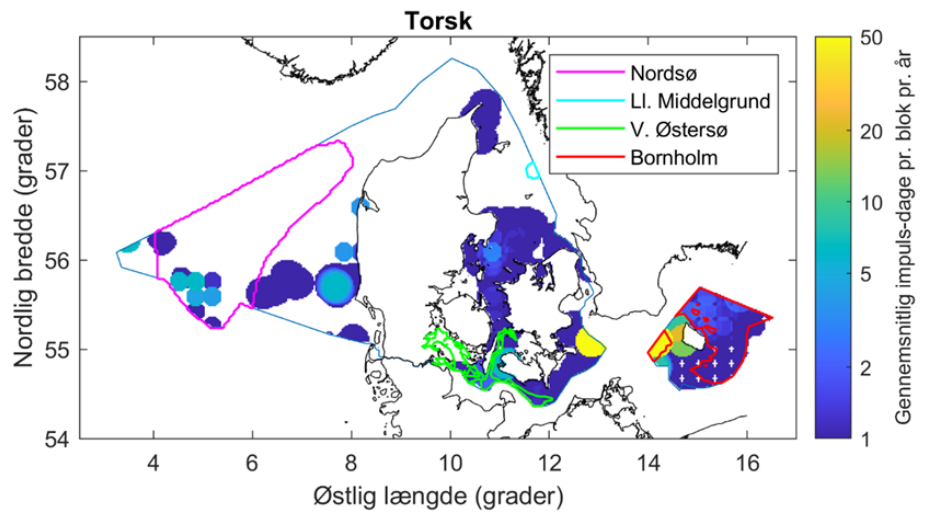
**Figur 5.9.** Påvirket areal i procent af de to habitater for hhv. Nordsø- og Østersø-underarterne af gråsæl, opgjort som års gennemsnit og dagligt maksimum. Røde linjer indikerer tærskel for eksponering på hhv. årsbasis (10%) og dagsbasis (20%).

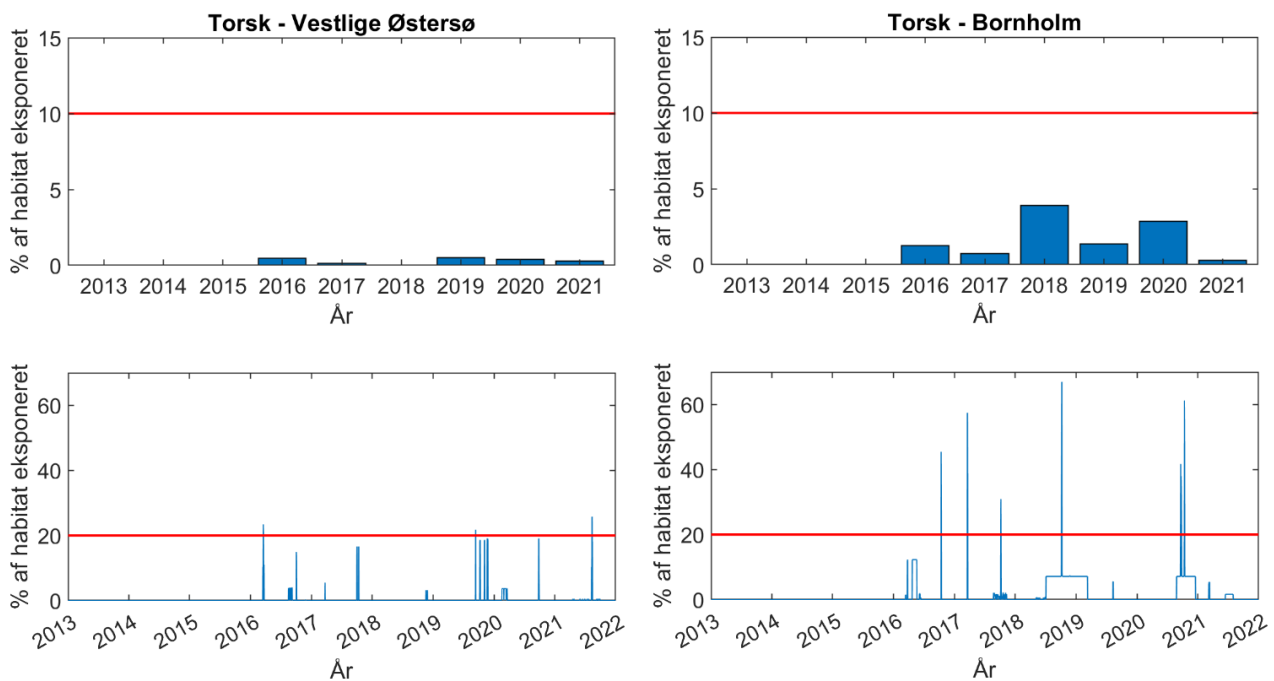
#### 5.1.4 Påvirkning i gydeområder for torsk

Impulsstøjindikatoren for de fire gydeområder for torsk fremgår af kortene i Figur 5.10 og histogrammerne i Figur 5.11. Der blev ikke registreret impulsstøj overhovedet i gydeområdet Lille Middelgrund i perioden 2013-2021. I de øvrige områder lå den gennemsnitlige årlige påvirkning under tærsklen 10 % i alle år, højest i farvandet omkring Bornholm (4 % i 2018). Den daglige påvirkning overskred grænseværdien på 20 % 16 gange i farvandet omkring Bornholm (i 2016, 2017, 2018 og 2020), og 4 gange i Vestlige Østersø (i 2016, 2019 og 2021).



**Figur 5.10.** Eksponering af torskehabitater (angivet med farvede polygoner) med impulsstøj i perioden 2016-2021. Farveskalaen angiver det gennemsnitlige antal dage per år, hvor området er påvirket af impulsstøj.





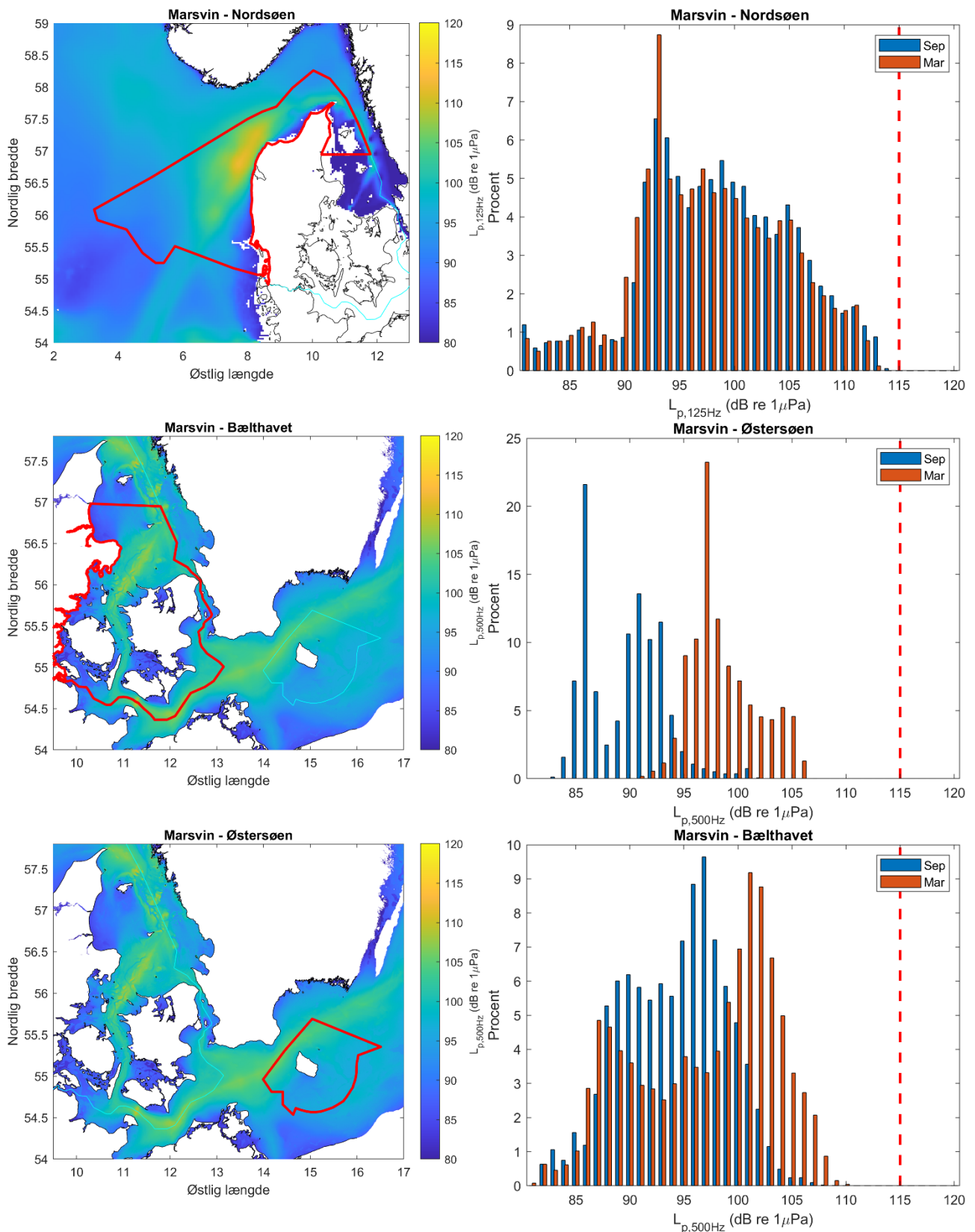
**Figur 5.11.** Eksponering af yngleområder for torsk med impulsstøj i perioden 2013-2021, angivet som gennemsnitlig årlig påvirkning i procent af habitatarealet og som den daglige (maksimale) påvirkning. Ingen aktiviteter er registreret i ICES' register i og omkring Lille Middelgrund på noget tidspunkt i perioden. Røde linjer indikerer tærskel for eksponering på hhv. årsbasis (10%) og dagsbasis (20%). Bemærk at y-akserne afviger fra figurene for de foregående arter.

## 5.2 D11C2 Vedvarende lavfrekvent undervandsstøj

For hver af indikatorarterne og indenfor de valgte delområder/habitater er den andel af delområderne, hvor medianværdien af den månedlige indikator overskred LOBE angivet og sammenholdt med tærsklen (maks. 20 % i hver måned). Dette er gennemført for alle 12 måneder i 2018, der er det år, hvor modeldata er til rådighed. Det antages at 2018 er repræsentativt for alle 6 år i perioden 2016-2021.

### 5.2.1 Adfærdspåvirkning i forvaltningsområder for marsvin

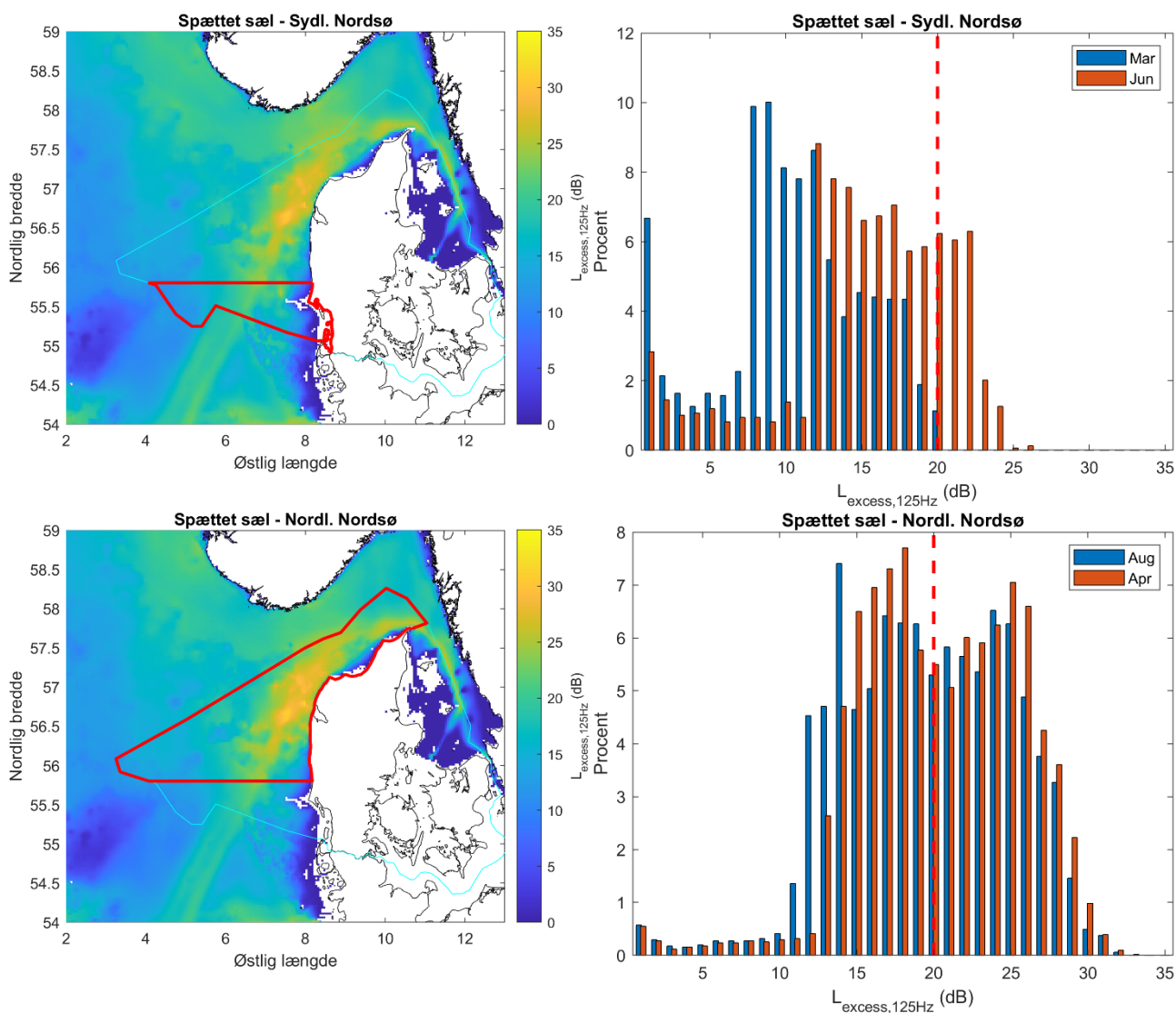
Indikatoren for marsvin, medianlydtrykket i 125 Hz decidekade-båndet (for Nordsøen) og 500 Hz decidekade-båndet (for Bælterne og Østersøen), er vist i Figur 5.12. Til venstre er vist den rumlige variation af medianlydtrykket for den måned, hvor niveauet var højest; til højre ses fordelingen af månedlige medianlydtryk (for de enkelte celler i rastermatricen) i de to måneder med hhv. højeste og laveste værdi af indikatoren. I alle tre områder var der et ubetydeligt areal, hvor LOBE (115 dB re 1 $\mu$ Pa og 109 dB re. 1  $\mu$ Pa i hhv. Nordsøen og Bælterne/Østersøen, jf. Tabel 4.1) var overskredet, for småt til at være synligt på figurerne og dermed langt under kriteriet for god miljøtilstand (overskridelse i maks. 20 % af hvert delområde).

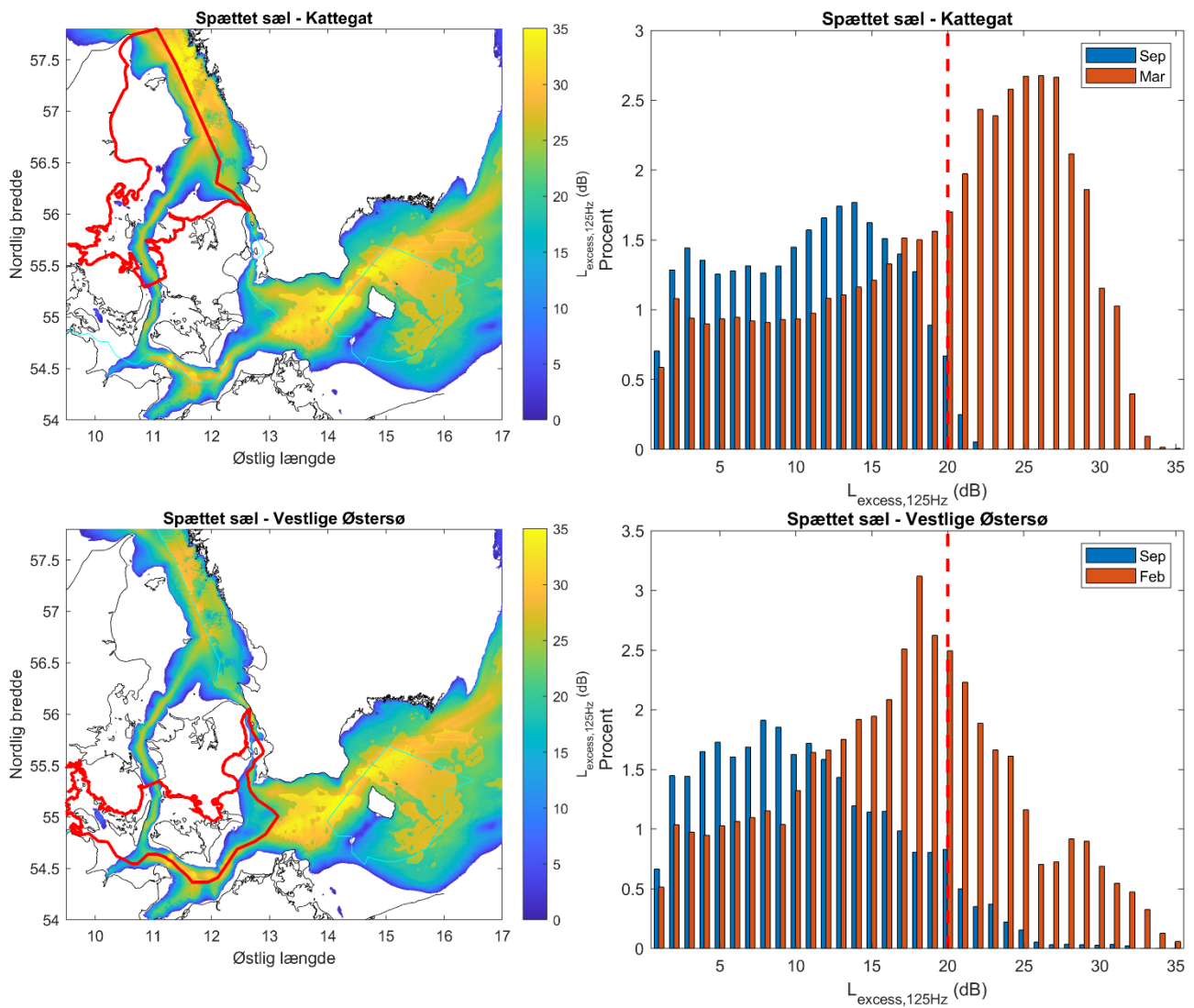


**Figur 5.12.** Modellerede støj niveauer i de tre forvaltningsområder for marsvin: Nordsøen, inkl. nordlige Kattegat, Bælterne og farvandet omkring Bornholm. Kortene viser månedlige medianniveauer af lydtrykket ( $L_{50}$ ) i decade-båndene 125 Hz (Nordsøen) og 500 Hz (Bælterne og Østersøen) for den måned i 2018 hvor støj niveauerne var højeste. Histogrammerne viser fordelingen af månedlige medianlydtryk i forvaltningsområderne for den måned med laveste lydtryk (blå) og højeste lydtryk (rød). Op-løsning af kort ca. 2,5 km x 2,5 km for Nordsøen og nordlige Kattegat, ca. 400 m x 400 m for Bælterne og Østersøen.

## 5.2.2 Maskeringspotentiale i forvaltningsområderne for spættet sæl

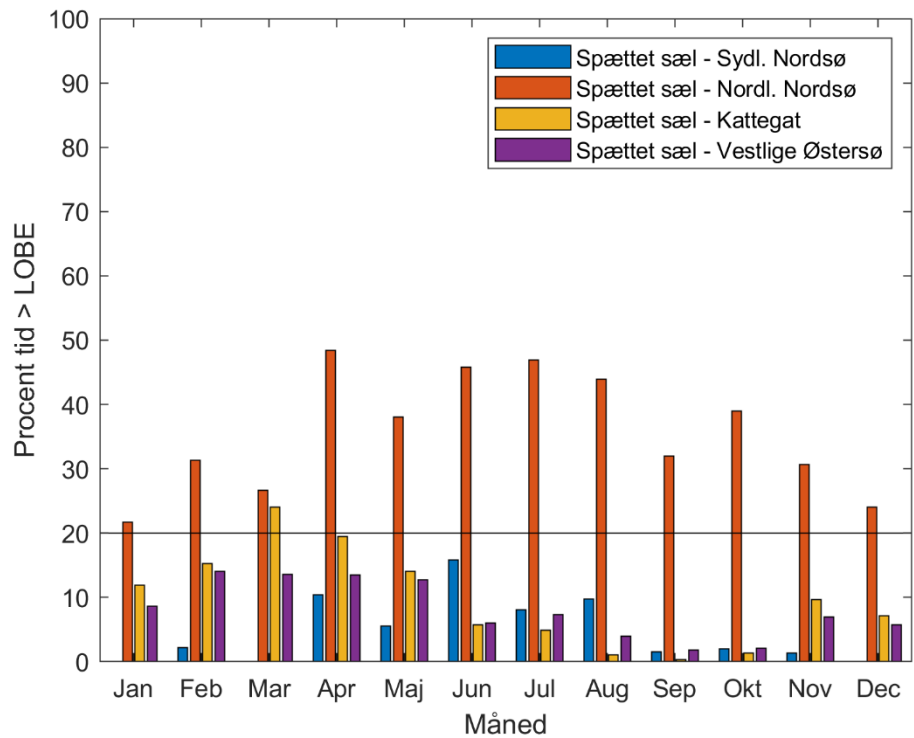
Indikatoren for spættet sæl, excess-lydtrykket i 125 Hz decidekade-båndet, er illustreret i Figur 5.13, som rumlig variation for den måned, hvor indikatoren var højest, og som fordeling for hhv. højeste og laveste måned. Figur 5.14 viser, måned for måned gennem 2018, andelen af de fire delområder hvor medianexcess var over LOBE (20 dB). For den nordlige del af Nordsøen (forvaltningsområde Limfjorden) var tærsklen på 20 % af arealet overskredet i 12 ud af 12 måneder i 2018. I forvaltningsområde Kattegat var tærsklen overskredet i en enkelt måned i 2018 (marts), mens den i sydlige Nordsø (forvaltningsområde Vadehavet) og Bælthavet ikke var overskredet på noget tidspunkt i 2018. Kriterierne for god miljøtilstand var dermed opfyldt i to af områderne, overskredet i en enkelt måned for et område og overskredet i betydelig grad for det fjerde område.





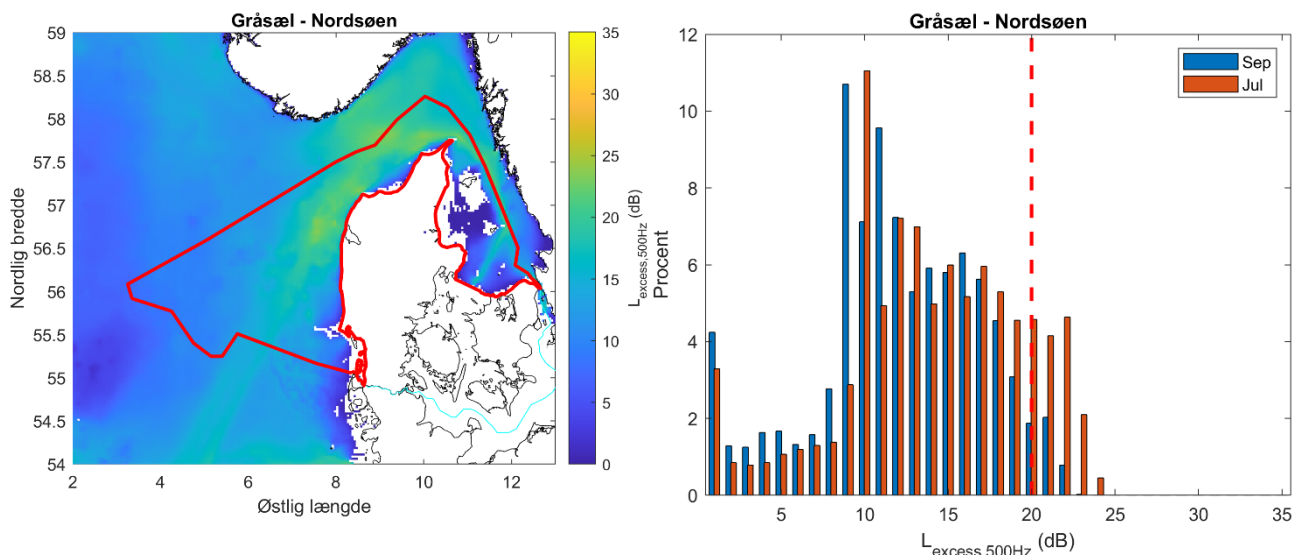
**Figur 5.13.** Modellerede støj niveauer i de fire forvaltningsområder for spættet sæl: Sydlige Nordsø, Nordlige Nordsø, Kattegat og Bælterne. Kortene viser månedlige medianniveauer af excess i decidekade-båndet omkring 125 Hz for den måned i 2018 hvor støj niveauerne var højest. Histogrammerne viser fordelingen af excess-niveauer i forvaltningsområderne for den måned med laveste lydtryk (blå) og højeste lydtryk (rød). Opløsning af kort ca. 2,5 km x 2,5 km for Nordsøen og nordlige Kattegat, ca. 400 m x 400 m for Bælterne og Østersøen.

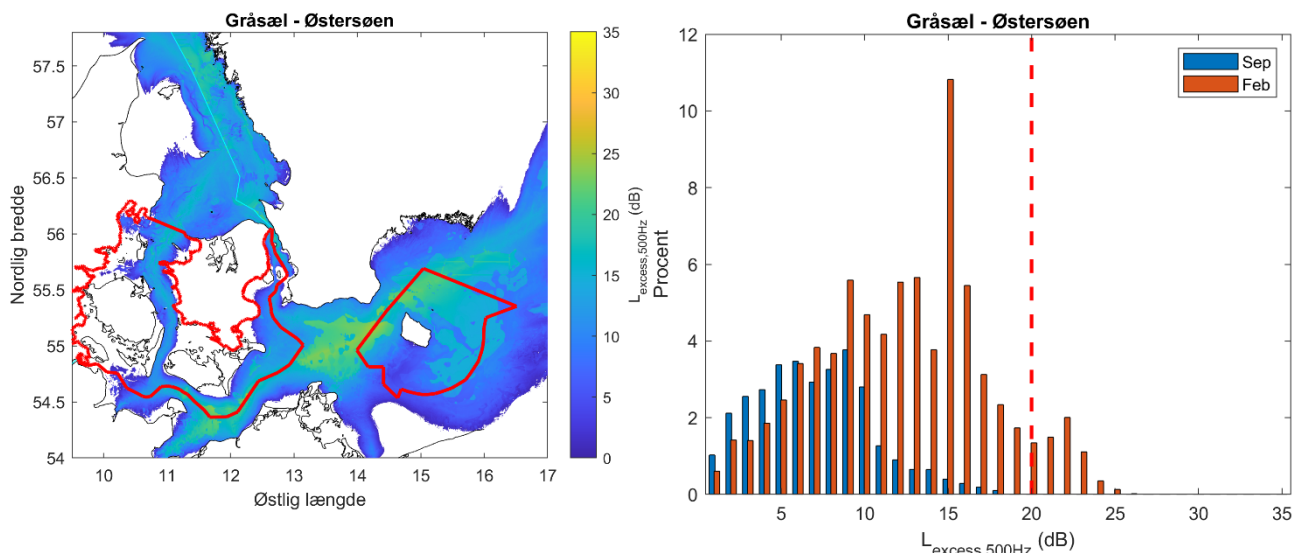
**Figur 5.14.** Månedlig opgørelse af andelen af hver af de fire delområder for spættet sæl, hvor medianniveauet for excess i 125 Hz decidekade-båndet overskred LOBE (20 dB excess) i 2018.



### 5.2.3 Maskeringspotentiale for gråsæl

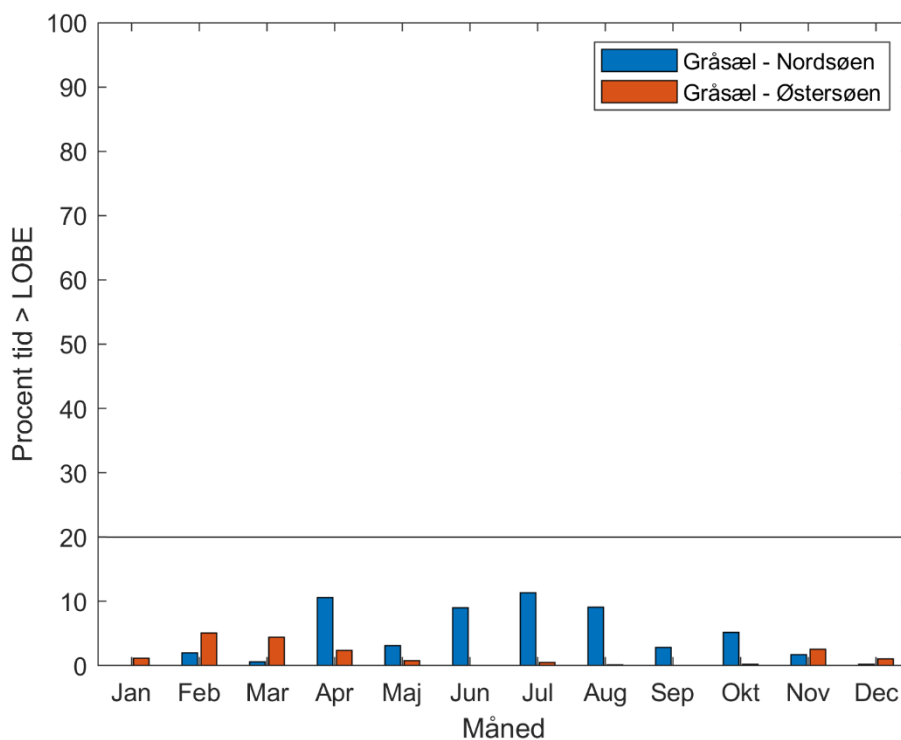
Indikatoren for gråsæl, excess-lydtrykket i 125 Hz decidekade-båndet for Østersøunderarten og 200Hz-2 kHz dekaden for Nordsø-underarten, er illustreret i Figur 5.15, som rumlig variation for den måned, hvor indikatoren var højest og som fordeling for hhv. højeste og laveste måned. Figur 5.16 viser, måned for måned gennem 2018, andelen af de fire delområder, hvor median-excess var over LOBE (20 dB). I ingen af månederne, hverken for Nordøen eller Østersøen, var tærsklen på 20 % overskredet.





**Figur 5.15.** Modellerede støjniveauer i de to udbredelsesområder for underarterne af gråsæl: Nordsø og Kattegat, samt Østersøen og Bælterne. Kortene viser månedlige medianniveauer af excess i decidekade-båndet omkring 500 Hz for Østersøen, 200Hz-2 kHz dekadebåndet for Nordsøen/Kattegat, for den måned i 2018 hvor støjniveauerne var højest. Histogrammerne viser fordelingen af excess-niveauer i forvaltningsområderne for den måned med laveste lydtryk (blå) og højeste lydtryk (rød). Opløsning af kort ca. 2,5 km x 2,5 km for Nordsøen og nordlige Kattegat, ca. 400 m x 400 m for Bælterne og Østersøen.

**Figur 5.16.** Månedlig opgørelse af andelen af udbredelsesområderne for de to underarter af gråsæl, hvor medianniveauet for excess overskred LOBE (20 dB) i 2018.

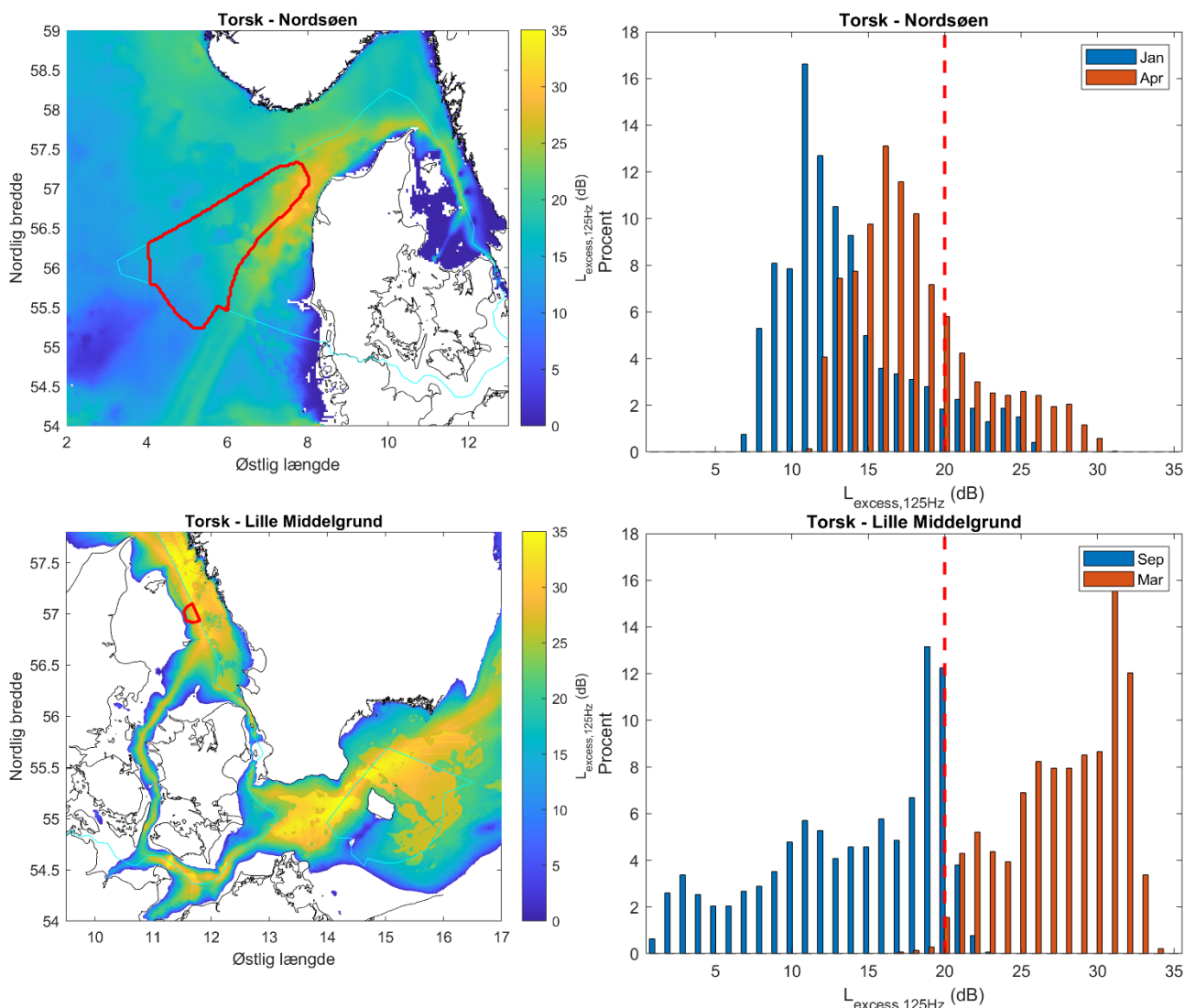


#### 5.2.4 Maskeringspotentiale i gydeområder for torske

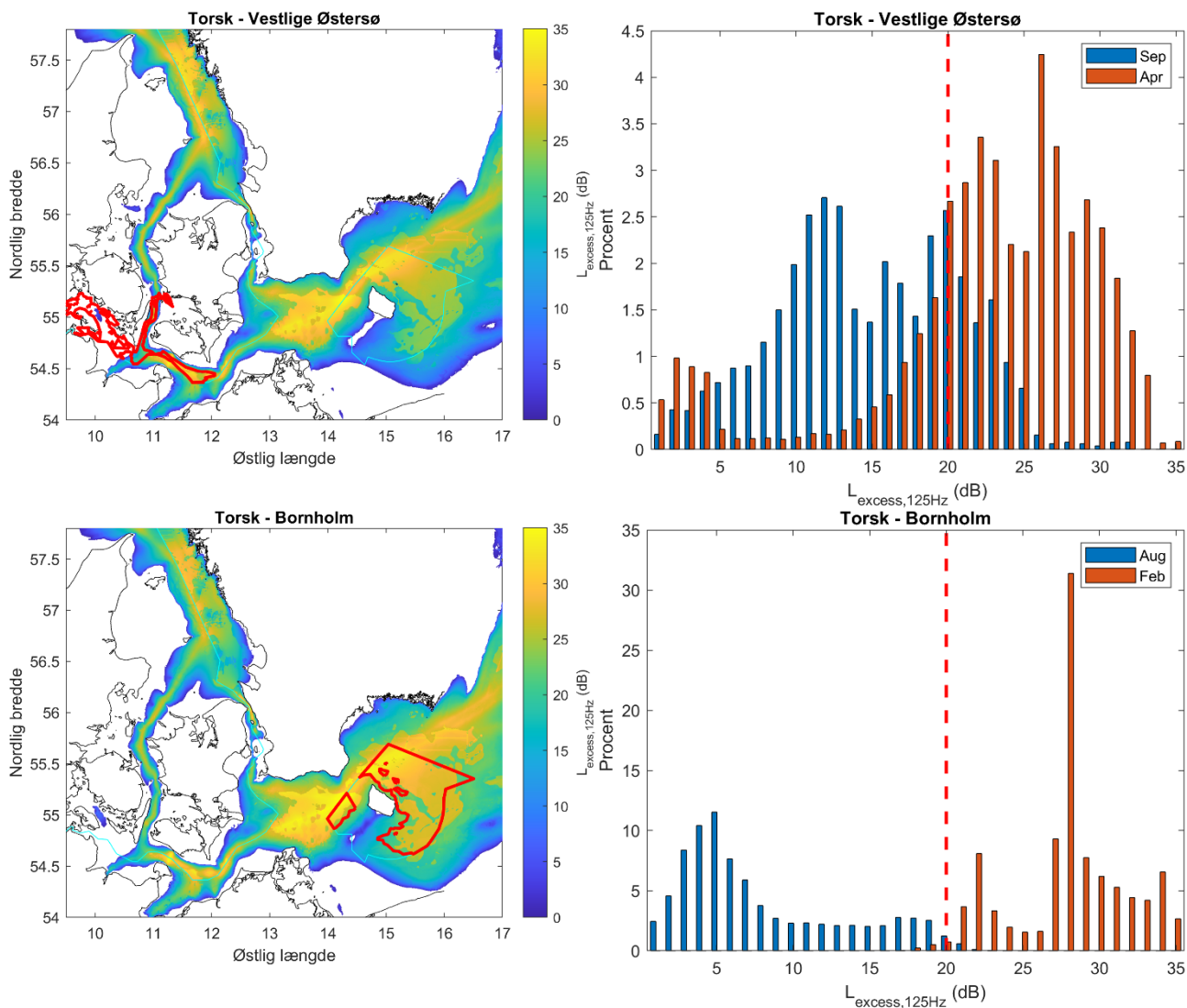
Indikatoren for torske, excess-lydtrykket i 125 Hz decidekade-båndet, er illustreret i Figur 5.17, som rumlig variation for den måned, hvor indikatoren var højest og som fordeling for hhv. højeste og laveste måned. Figur 5.18 viser, måned for måned gennem 2018, andelen af de fire delområder, hvor median-excess var over LOBE (20 dB). Af figuren ses det at overskridelsen af tærsklen på 20 % var betydelig i 2018 for farvandet omkring Bornholm og Lille Middelhund, i marts og april op mod 100 % af områderne. Kun i sommermånedene (juni-oktober for farvandet omkring Bornholm, august-september for Lille Middelhund) var det påvirkede areal under tærsklen. Billedet var det

samme for bælteerne/vestlige Østersø, dog med betydeligt lavere maksimumværdier (omkring 30 %) i vintermånederne. For Nordsøen var det påvirkede areal under tærsklen i alle måneder på nær april og juni.

Sammenholder man sæsonvariationen med gydeperioderne for de forskellige bestande (vandrette streger i Figur 5.18), så ses det, at der for torsk i Kattegat og vestlige Østersø er sammenfald mellem gydeperioden og vinterperioden, hvor støjniveauerne er højest, i modsætning til bestanden omkring Bornholm, der gyder senere og dermed i en periode, hvor støjen er lavere og for flere måneders vedkommende under tærskelværdien.

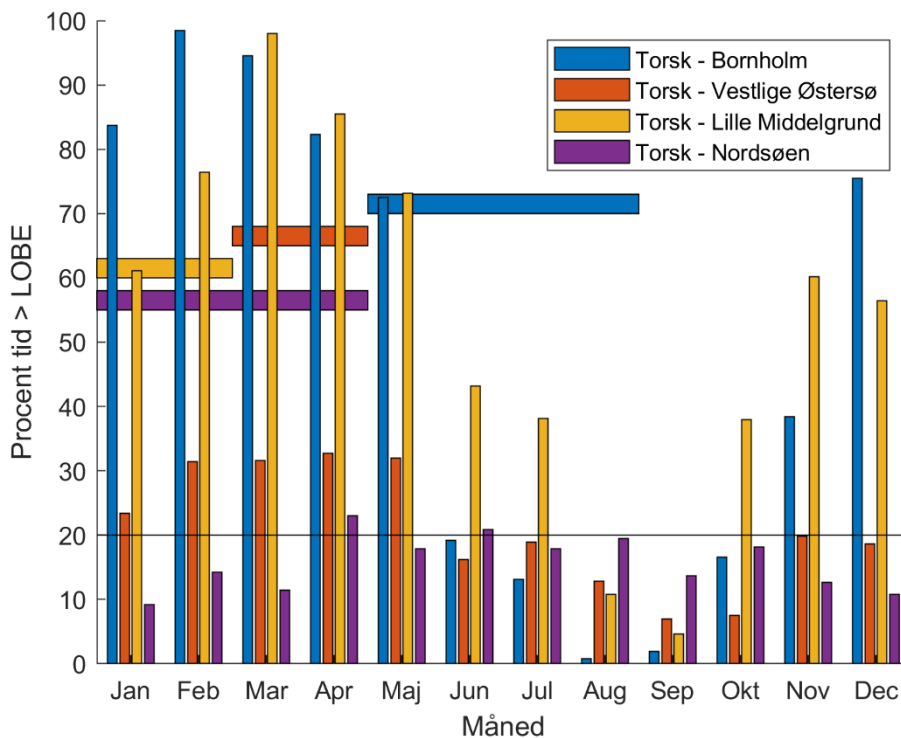






**Figur 5.17.** Modellerede støjniveauer i de fire gydeområder for torsk: Nordsø, Kattegat (Lille Middelgrund), vestlige Østersø og Farvandet omkring Bornholm. Kortene viser månedlige medianniveauer af excess i decidekade-båndet omkring 125 Hz for den måned i 2018 hvor støjniveauerne var højest. Histogrammerne viser fordelingen af excess-niveauer i forvaltningsområderne for den måned med laveste lydtryk (blå) og højeste lydtryk (rød). Opløsning af kort ca. 2,5 km x 2,5 km for Nordsøen og nordlige Kattegat, ca. 400 m x 400 m for Bælterne og Østersøen.

**Figur 5.18.** Månedlig opgørelse af andelen af hver af de fire delområder for torsk, hvor medianniiveauet for excess i 125 Hz decidekade-båndet overskred LOBE (20 dB excess) i 2018. Vandrette bånd indikerer omtrentlig gydeperiode for de fire bestande.



### 5.2.5 Samlet vurdering

Alle månedlige værdier for påvirket areal for de fire indikatorarter og i alt 13 delområder er samlet i Tabel 5.1. Det fremgår, at tilstanden for marsvin og gråsæl var under tærsklen for alle måneder i alle delområder. For spættet sæl var tilstanden i 2018 under tærsklen i to af områderne (S. Nordsø og v. Østersø/Bælterne), marginalt overskredet i ét område (Kattegat) og overskredet i 11 ud af 12 måneder i ét område (N. Nordsø). For torsk var der betydelige overskridelser i de tre områder i Indre Farvande i vinterhalvåret, mens der var marginal overskridelse i to måneder i Nordsøen.

**Tabel 5.1.** Samlede resultater af opgørelsen af påvirket areal for de fire indikatorarter og de forskellige delområder. Grøn angiver at det påvirkede areal var under tærsklen (20 %), rød at det var over.

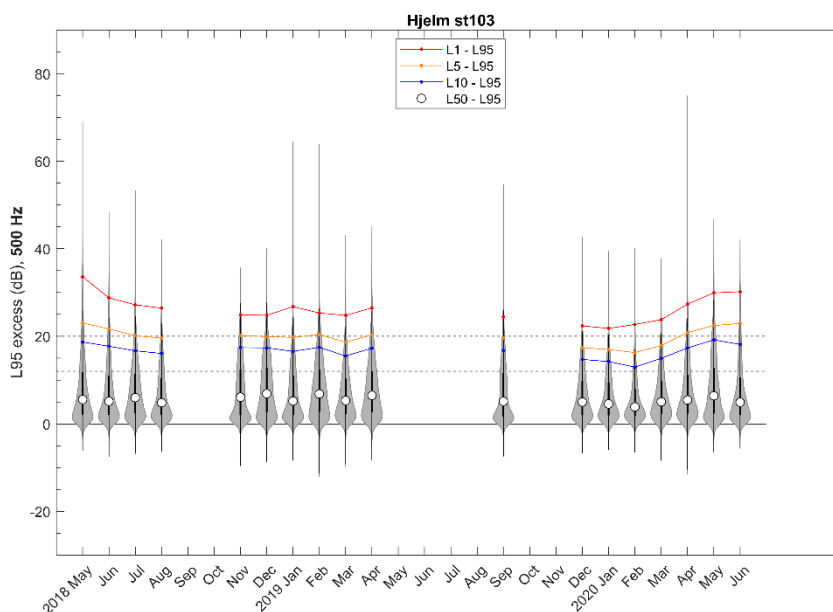
	Jan	Feb	Mar	Apr	Maj	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec
<b>Marsvin</b>												
Nordsø	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Bælterne	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Farv.omk.Bornholm	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<b>Gråsæl</b>												
Nordsøen	0.0	2.1	0.7	10.7	3.2	9.0	11.3	9.2	2.9	5.3	1.7	0.2
Farv.omk.Bornholm	1.2	5.1	4.4	2.4	0.8	0.0	0.5	0.2	0.0	0.2	2.6	1.1
<b>Spættet sæl</b>												
S. Nordsø	0.0	2.3	0.0	10.6	5.7	16.2	8.2	10.0	1.6	2.1	1.4	0.0
N. Nordsø	21.4	31.1	26.2	48.0	37.6	45.5	46.4	43.5	31.6	38.5	30.4	23.6
Kattegat	11.9	15.3	24.1	19.4	14.1	5.8	4.9	1.1	0.3	1.3	9.7	7.1
V. Østersø	8.7	14.2	13.7	13.7	12.8	6.1	7.4	4.0	1.8	2.1	7.1	5.8
<b>Torsk</b>												
Nordsø	9.2	14.3	11.5	23.0	17.9	20.9	17.9	19.5	13.7	18.2	12.7	10.8
Kattegat	61.2	76.4	98.0	85.5	73.2	43.2	38.1	10.8	4.6	37.9	60.2	56.4
Bælterne	23.4	31.4	31.6	32.7	32.0	16.2	18.9	12.8	7.0	7.5	19.9	18.6
Farv.omk.Bornholm	83.7	98.5	94.5	82.3	72.5	19.2	13.2	0.8	1.9	16.6	38.4	75.5

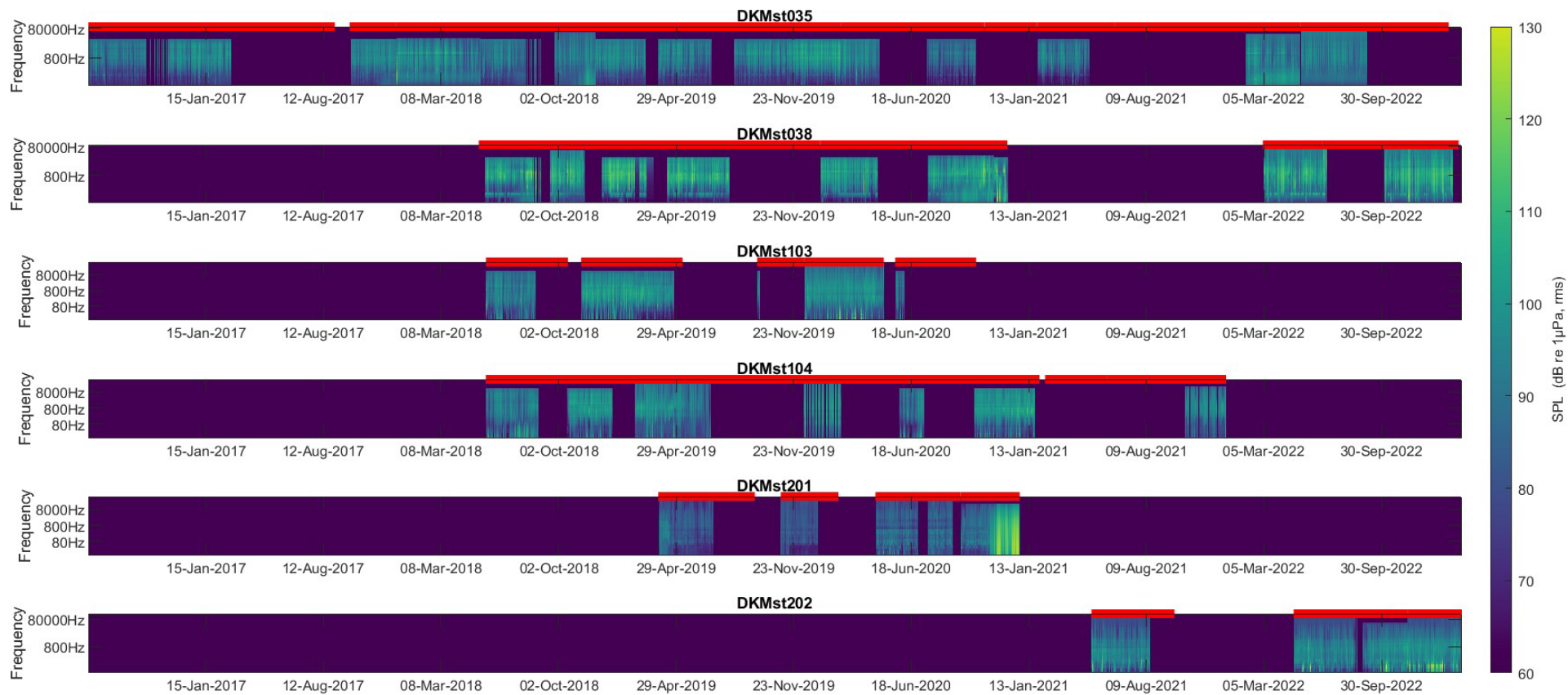
### 5.3 Målinger

Målinger gennemført på Miljøstyrelsens 6 faste stationer i perioden 2016-2022 er illustreret med langtidsspektrogrammer i Figur 5.19. Excess-niveauerne udregnet for 125 Hz, 500 Hz og 2 kHz decidekade-båndene er vist i figurer i bilag 3, mens et enkelt eksempel er vist i Figur 5.19. Disse figurer udtrykker, for hver af de tre frekvensbånd, hvor meget støjen i det pågældende bånd er hævet over baggrundsstøjen. De absolutte værdier er vanskelige at tolke på nuværende tidspunkt, hvor der er meget lille sammenligningsgrundlag fra andre områder, men en udvikling i niveauerne over tid er et fingerpeg om, at de underliggende input ændrer sig. Stiger den lokale skibsstøj vil det uvægerligt føre til, at median-excess også stiger, idet der oftere vil forekomme høje, men kortvarige støjniveauer, der påvirker  $L_5$ , men ikke påvirker  $L_{95}$ , der er udregnet over længere perioder (timer).

Fælles for målingerne er, at niveauerne generelt set ikke har udviklet sig gennem perioden. Der er således ikke belæg for at konkludere, at støj fra lokal skibstrafik er steget i overvågningsperioden. Det skal dog understreges, at denne indikator for skibsstøj, baseret på punktmålinger, stadig er under udvikling. Der forestår således et betydeligt arbejde med at validere resultaterne, ved f.eks. at sammenholde med AIS-data for skibstrafik, gerne kombineret med videoovervågning eller lignende af småbåde uden AIS.

**Figur 5.19.** Overvågningsdata fra Hjelm stationen fra 2018 til 2020, angivet månedsvis. For hver måned er den totale fordeling af excess-niveaue, udregnet med en tidsopløsning på 1 minut angivet som de grå violinplot. Tykkelsen af violinplottet angiver således hyppigheden af det tilhørende niveau på y-aksen. Angivet med cirkel er median-excess og med de tre farvede linjer hhv. de 1 %, 5 % og 10 % højeste niveauer.





**Figur 5.20.** Oversigt over målinger i Miljøstyrelsens overvågningsprogram fra 2016 til 2022.

## 6 Diskussion

### 6.1 D11C1 Impulsstøj

Påvirkningen fra impulsstøj, opgjort efter samme metode som anvendt i HOLAS 3 og QSR23, er samlet i Tabel 6.1. For alle fire arter er der overskridelser af tærsklerne i Østersøregionen, for spættet sæl også i Nordsøregionen. I alle tilfælde er det den daglige tærskel, der er overskredet, i nogle tilfælde blot en enkelt dag i den 6-årige periode, i andre tilfælde er der tale om betydelige overskridelser, værst for torsk i farvandet omkring Bornholm. Overskridelserne af den daglige tærskel er i alle tilfælde i forbindelse med seismiske eller hydroakustiske undersøgelser, hvor lyd-kilden bevæger sig og derfor kan påvirke store områder i løbet af den samme dag.

**Tabel 6.1.** Opfyldelse af kriterier for god miljøtilstand for impulsstøj (tærskler). For hver indikatorart og område er angivet antal år hvor tærsklen er overskredet. Farvekode kun for marsvin, da tærskler for øvrige arter kun er indikative.

	Marsvin	Spættet sæl	Gråsæl	Torsk
<b>Maksimalt årligt gnsn.</b>	5%	4%	3%	4%
S. Nordsø		2/6		0/6
N. Nordsø + Skagerrak	0/6	0/6	0/6	
Kattegat		1/6		0/6
Bælterne	1/6	2/6		3/6
Farvandet omkring Bornholm	4/6	-	2/6	5/6

#### 6.1.1 Datasikkerhed af impulsstøj

Data, der danner baggrund for D11C1-vurderingen, stammer alle fra det fælles OSPAR/HELCOM impulsstøjregister, som huses af ICES. Kvaliteten af data i registeret vurderes at være **høj**, idet der er omfattende kvalitetskontrol af data, både i forbindelse med at data indføres i registeret og i forbindelse med at de udtrækkes til brug for hhv. HOLAS og QSR-vurderingerne. Den største udfordring med registeret er, at landene underrapporterer data. Denne underrapportering sker, dels fordi de nødvendige rutiner til indsamling af data ikke nødvendigvis er på plads i fuldt omfang, og dels fordi militæret er fritaget fra direktivets forpligtigelse til at indrapportere data (sprængninger og brug af sonar). Fuldstændigheden af datasættet vurderes som **lav** og den samlede vurdering af datasikkerhed vurderes derfor til at være **middel**.

#### 6.1.2 Vurdering af metoden og videnshuller

Arbejdet med udvikling af indikatorer og fastsættelse af tærskelværdier har pågået intenst igennem hele perioden 2016-2021 på både EU-niveau (TG-Noise) og i regi af de regionale havkonventioner. Selvom der er opnået en vis konsensus, så er der stadig betydelig usikkerhed omkring metoderne. Der er således ingen generelt anerkendt metode til kvantificering af impulsstøj i sammenhæng med vurdering af miljøtilstand. Den grundlæggende tilgang til tærsklerne er robust: påvirkning må ikke ske over for store områder og for lang tid ad gangen. Der er dog en række videnshuller og begrænsninger givet af ICES-registerets opbygning, som er begrænsende for kvaliteten og nøjagtigheden i vurderingen. Disse er kort gennemgået nedenfor.

## Underrapportering

Underrapportering af aktiviteter er en betydelig usikkerhedsfaktor. Den er imidlertid forskellig mellem de forskellige kategorier, se Tabel 6.2. Ud over indkøringsvanskeligheder, der må forventes at blive løst, er der to hovedårsager til underrapporteringen: aktiviteter, som Danmark er forpligtiget til at indrapportere, men som ikke kræver en tilladelse fra myndighederne; og militære aktiviteter som Forsvaret ikke er forpligtigede til at indrapportere, men som er nødvendige for at få en dækkende vurdering af miljøtilstanden. I den første gruppe er aktiviteter, såsom brug af seismiske eller hydroakustiske lyd-kilder, der ikke har til formål at søge efter råstoffer i undergrunden, og dermed ikke kræver en tilladelse i henhold til Råstofloven, særligt hvis der er tale om et dansk skib, eller et udenlandsk privatejet skib, der ikke skal have tilladelse fra Udenrigsministeriet på samme måde som forsknings-skibe skal. Brug af akustiske skræmmesignaler (sælkskræmmere mm.) i forbindelse med fiske-redskaber kræver ligeledes ikke en tilladelse.

**Tabel 6.2.** Vurdering af graden af underrapportering for de forskellige kategorier i ICES impulsstøjregister.

Kategori	Status
Ekspllosioner	Meget høj dækning for UXO, lavere for militære øvelser
Seismiske surveys	God dækning af store surveys og udenlandske skibe, underrapportering af danske skibe med små arrays.
Pæleramning	Meget høj dækning for store pæleramninger (vindmøller, platforme mm.) Lav dækning for mindre ramninger (spunsvægge, bådebroer).
Sonar	Ingen indrapportering fra Danmark.
Andre kilder	Ufuldstændig dækning af hydroakustiske surveys, manglende overblik over andre kilder.

De militære aktiviteter udgør en særlig udfordring, idet de er undtaget fra kravet om indrapportering af hensyn til beskyttelse af nationale sikkerhedsmæssige interesser, men hvis de ikke indrapporteres, så vil vurderingen af miljøtilstanden ske på et mangelfuldt grundlag. Det er især problematisk fordi særligt antiubådssonarer er blandt de impulsstøjkilder man med sikkerhed ved kan have en betydelig negativ påvirkning på havpattedyr (se f.eks. D'Amico et al., 2009; Tyack et al., 2011). En løsning skal findes i dialog med Forsvaret. I denne sammenhæng skal fremhæves tre forhold af betydning. For det første er den præcise type af sonar ikke vigtig, så længe man kan angive en størrelsesklasse med tilhørende påvirkningsafstand. For det andet er den præcise position og det præcise tidspunkt ikke afgørende, hvilket betyder at man kan sløre de indrapporterede aktiviteter betydeligt i både rum og tid i forhold til hvor og hvornår de faktisk fandt sted, uden at det vil påvirke vurderingen af miljøtilstanden i nævneværdig grad. For det tredje, så er det ikke afgørende, at samtlige aktiviteter indrapporteres, så længe man kan få oplyst, hvor stor en andel de indrapporterede aktiviteter udgør af totalen, og at de indrapporterede aktiviteter kan siges at være repræsentative for, hvad der rent faktisk er foregået. Det sidste betyder, at der skal indrapporteres et bredt udvalg fra alle områder og alle perioder, hvor der faktisk er foregået aktiviteter.

## Overrapportering

Paradoksalt, så er der for visse aktiviteter også tale om overrapportering. Det skyldes manglende detaljeringsgrad i indrapporteringerne. Typisk kan en aktivitet, f.eks. en hydroakustisk undersøgelse, være angivet til at have foregået i et antal ICES-kvadrater i en periode angivet med en start- og slutdato. I realiteten er undersøgelserne i mange tilfælde ikke foregået hver eneste dag i perioden (pga. vejrforhold og driftsstop) og ikke foregået i alle kvadrater hver

dag. I vurderingen er man imidlertid nødt til at antage at der har været aktivitet i alle kvadrater, hver dag i perioden, hvilket fører til en betydelig overvurdering af påvirkningen.

#### **Manglende sammenlignelighed mellem aktiviteter**

En betydelig usikkerhed i vurderingen skyldes manglende sammenlignelighed af de forskellige kategorier, og i visse tilfælde også indenfor kategorierne. Den nuværende metode sidestiller stationære lydkilder (f.eks. pæleramning) med mobile lydkilder (f.eks. seismiske undersøgelser), uden at der er belæg for at indikatorarterne påvirkes på sammenlignelig vis af aktiviteterne og sidestiller ligeledes aktiviteter af samme type, men af forskellig størrelsesklasse. Det sidste forårsager en betydelig overestimering af påvirkningen af de små aktiviteter. F.eks. vurderes påvirkningen af nedramning af spunsvægge på samme niveau som påvirkningen fra en pæleramning af et vindmøllefundament, på trods af mange størrelsesordeners forskel i udstrålet energi. Derudover er den grundlæggende tidsopløsning i ICES-registeret 1 døgn, hvilket gør, at en aktivitet på få minutters varighed vægter lige så højt som en aktivitet, der er kontinuerlig gennem et helt døgn. Alle problemerne med manglende sammenlignelighed bør kunne løses ved at stille større krav til detaljegraden i indrapporteringerne og ved bedre fastsættelse af LOBE/påvirkningsafstande.

#### **LOBE/Påvirkningsafstande**

Påvirkningsafstande for de forskellige indikatorarter og for de forskellige aktiviteter er i de fleste tilfælde dårligt kendte, hvilket fører til en betydelig usikkerhed i vurdering af miljøtilstanden, da forbindelsen mellem presfaktoren (antallet af dage med impulsstøj i et bestemt område) og effekterne på dyrene er meget dårligt kendt. Selv i tilfælde, som for marsvin og pæleramninger, hvor der er tilstrækkeligt datagrundlag til at fastsætte en LOBE-værdi (se Tougaard, 2021), er der ikke tilstrækkelig viden om hvordan forstyrrelser fra gentagne pæleramninger påvirker marsvinenes overlevelse og ynglesucces på længere sigt. Der er med andre ord ikke empirisk grundlag for at fastslå en sikker grænse for hvor mange forstyrrelser (i rum og tid), der kan accepteres for en given marsvinebestand. Dette er nok den betydeligste usikkerhedsfaktor i hele vurderingen, og det er dermed sandsynligvis her, det største behov for yderligere indsamling af viden foreligger.

#### **Udbredelse og følsomhed af indikatorarter**

Der er en tilsvarende usikkerhed i forhold til udbredelsen af indikatorarterne og eventuelt forskelle i deres følsomhed overfor påvirkning (over året, over døgnet og geografisk). Groft sagt, så er impulsstøj ikke et problem for en given art, hvis arten ikke forekommer i det pågældende område på det pågældende tidspunkt (af andre grunde end støj). Samtidigt er det rimeligt at antage, at de enkelte arter ikke er lige følsomme hele tiden. I andre sammenhænge lægges særlig vægt på yngle- og parringstid, men det indgår ikke i den nuværende metode. Det skal dog fremhæves at en sådan vægtning med følsomhed kræver betydelig viden om den faktiske følsomhed over for forstyrrelser og variation med f.eks. tid på døgnet og livsstadie. Denne viden, sammen med den grundlæggende viden om hvor dyrene er på forskellige tider af året, er ikke tilgængelig i særlig stort omfang for indikatorarterne.

### **6.1.3 Trend i impulsstøj i perioden 2016-2021**

Der er ikke datagrundlag, der tillader at konkludere om påvirkningen fra impulsstøj har ændret sig igennem perioden, eller i forhold til den foregående

periode. Dette skyldes det betydelige udsving i aktiviteterne, hvilket ligger i deres natur, idet der ofte er tale om længerevarende aktiviteter (byggeri af en vindmøllepark, gennemførelse af en seismisk undersøgelse), der foregår med års mellemrum, men også det ukendte mørketal, på grund af underrapportering. Der sker i disse år ændringer indenfor de enkelte kategorier. Således er pæleramning af vindmøllefundamenter en ny aktivitet (første gang i 2002 på Horns Rev), der forventes at stige betydeligt i omfang i de næste år på grund af udbygning af havvindmøller. I forbindelse med denne udbygning forventes der også at være en betydelig stigning i hydroakustiske surveys. Seismiske surveys med store airgun arrays forventes derimod at falde i hyppighed over de kommende år, i takt med afviklingen af olie- og gasaktiviteter i Nordsøen. Der må dog forventes nogen aktivitet i forbindelse med forundersøgelser med henblik på at etablere CO<sub>2</sub>-oplagring i undergrunden (Carbon Capture and Storage).

## 6.2 D11C2 vedvarende lavfrekvent undervandsstøj

Den vedvarende lavfrekvente undervandsstøj er vurderet ud fra indikatorer udviklet af HELCOM (fra BLUES projektet) og OSPAR (fra JOMOPANS projektet), i begge tilfælde for kalenderåret 2018. Forskelle mellem HELCOM og OSPARs indikatorer gør at vurderingerne ikke er helt ensartede for Nordsøområdet og Østersøområdet, men de vurderes at være tilstrækkeligt sammenlignelige til formålet. I Tabel 6.3 er det angivet hvor mange måneder tærsklen er overholdt. Overskrides de 20 % i en måned eller mere er god miljøtilstand ikke opnået.

**Tabel 6.3.** Opfyldelse af kriterier for god miljøtilstand (tærskler) for vedvarende støj. Grøn: opfyldt, rød: ikke opfyldt. For hver indikatorart og delområde er det angivet hvor mange måneder indikatoren overskred tærskelværdien

	Marsvin	Spættet sæl	Gråsæl	Torsk
S. Nordsø		0/12		2/12
N. Nordsø + Skagerrak	0/12	12/12	0/12	
Kattegat		2/12		10/12
Bælterne	0/12	0/12		6/12
Farvandet omkring Bornholm	0/12	-	0/12	7/12

Det fremgår, at kriteriet for god miljøtilstand er opfyldt i alle områder for marsvin og gråsæler, mens det ikke er opfyldt for spættet sæl i nordlige Nordsø og Kattegat og i ingen af områderne for torsk. For spættet sæl gælder, at vurderingen er baseret på det samlede udbredelsesområde, hvilket omfatter både fourageringsområder og områder omkring sælkolonierne. Da spættet sæl vurderes primært at være påvirket af undervandsstøjen i forbindelse med parringsadfærd, der foregår tæt på kolonierne, vurderes det, at påvirkningen derfor er overestimeret i tabellen. En vurdering baseret alene på spættet sæls yngleområder vurderes således sandsynligvis at ville resultere i, at kriterierne for god miljøtilstand er opfyldt.

For torsk er situationen en anden. Her er vurderingen baseret alene på gydeområderne. Fraregnet den betydelige usikkerhed, der er forbundet med lokaliseringen af disse gydeområder og deres nuværende betydning, så viser vurderingen tydeligt, at der er betydelige mængder af menneskeskabt undervandsstøj i de historiske gydeområder for torsk. Den største usikkerhed ligger således ikke i vurderingen af presfaktoren, men i vurderingen af påvirkningen. Der savnes viden om, hvad høje niveauer af skibsstøj i gydeområderne



betyder for gydningen og i sidste ende rekrutteringen af torsk og det kan derfor ikke vurderes, hvor væsentlig undervandsstøj er som presfaktor på torskebestanden i forhold til andre presfaktorer (eutrofiering, fiskeri, klimaforandringer mm.). Det er dog formentlig rimeligt at indsnævre vurderingen til den periode, hvor gydningen foregår, idet det er her torskene kommunikerer akustisk og dermed er følsomme overfor maskering. Foretager man denne sammenstilling ses det, at der er stort overlap for bestandene i Kattegat og vestlige Østersø, mens torskene omkring Bornholm gyder senere på sommeren, hvor hydrografen betyder at støjpåvirkningen er lavere. Der er således grund til at tro, at det i danske farvande er de førstnævnte bestande, der er mest udsatte for påvirkning fra kontinuerlig støj (skibsstøj).

### 6.2.1 Datasikkerhed vedvarende støj

Presfaktoren modelleres ved hjælp af modelværktøjer. Selve de akustiske modeller er simple og velfunderede, både teoretisk og empirisk (f.eks. Oliveira et al., 2021; Wang et al., 2014). Den betydeligste usikkerhed i modellernes output skyldes usikkerheder i inputdata. For de to modeller anvendt i HOLAS3 og QSR23 ligger usikkerheden i både miljøparametre (sedimentegenskaber og hydrografi, i særlig grad den vertikale lydhastighedsprofil) og støjklenderne (de enkelte skibe). Lydudbredelsesegenskaberne af de danske farvande modelleres ud fra miljøparametrene, men er for begge modelleres vedkommende kalibreret/justeret i forhold til målinger af den faktiske undervandsstøj på Miljøstyrelsens målestationer. Den totale støj i farvandene modelleres ud fra viden om, hvor de enkelte lydkilder (skibe) befinder sig til et givet tidspunkt, sammenholdt med en statistisk model for, hvor meget støj, der udsendes af forskellige skibstyper af forskellig størrelse og ved forskellig fart (se f.eks. Breeding et al., 1996). Denne model for skibes udstrålede støj er velunderbygget af empiriske data (MacGillivray and de Jong, 2021). Samlet set vurderes det, at modellerne er af høj præcision, begrænset af kvaliteten og (u)fuldstændigheden af inputdata. Særligt information om skibenes tilstedeværelse vurderes som en væsentlig usikkerhedsfaktor. Fragtskibe og andre større skibe er underlagt krav om at udsende AIS-signaler med information om skibsstørrelse, position, fart mm, hvilket er grundlaget for modellerne. En række skibe udsender imidlertid ikke AIS-signaler, hvorfor disse fartøjers bidrag til den samlede støj ikke indgår. Der er tre primære grupper af fartøjer, der ikke udsender AIS: militærskibe, mindre fiskeskibe (under 15 m, og særligt skibe under 12 m, der heller ikke er pligtige til at udsende VMS-signaler<sup>7</sup>), og private fartøjer. Militærskibene er et mindre problem, da de er få i antal og sædvanligvis blandt de absolut mest stille fartøjer, men i områder som indre danske farvande må private både og små fiskeskibe uden AIS betragtes som et betydeligt datahul. Det er skønnet, at disse både kan udgøre halvdelen af bidraget til undervandsstøj i kystnære farvande (Hermannsen et al., 2019). Der er således en betydelig opgave i at udvikle metoder til at kvantificere dette bidrag, således at det kan inkluderes i modellerne.

#### Usikkerhed i metoden

Ud over de ovenfor angivne udfordringer med at skaffe viden om især de små skibe ligger den væsentligste usikkerhed i vurderingerne i forbindelsen mellem støjkortene (presfaktoren) og bestandene af indikatorarterne. Dette er i lighed med situationen for impulsstøj. Det er således især fastsættelse af

<sup>7</sup> VMS er et system til overvågning af fiskeskibes aktivitet og er obligatorisk i EU-farvande for alle fiskeskibe over 15 meters længde og fungerer i sammenhæng med modelleringerne som et supplement til AIS-dataene.

LOBE, der savner empirisk belæg, ligesom det gælder for generel viden om indikatorarternes udbredelse i tid og rum og eventuelle variationer i følsomhed over året/døgnet og rumligt.

### 6.2.2 Trend i impulsstøj i perioden 2016-2021

Det har ikke været muligt at afgøre om udviklingen af indikatorerne (trend) har været i retning af eller væk fra god miljøtilstand. For de modellerede data er der tale om et enkelt punkt (2018). For HELCOM-området findes tidligere modellerede kort for 2014 produceret af projektet BIAS (Sigray et al., 2016) som input til HOLAS 2 (Andersson et al., 2018). Forskelle mellem de anvendte modeller og manglende viden om naturlig år-til-år variation gør, at en sammenligning mellem de to modeller ikke er meningsfuld, da eventuelle forskelle ikke vil kunne tilskrives en bestemt årsag, og det derfor ikke ville kunne konkluderes om en ændring fra 2014 til 2018 skyldes en faktisk ændring i miljøtilstanden.

Der er imidlertid data på udviklingen i skibstrafikken. Globalt set er skibstrafikken steget støt igennem det 20. århundrede (Hildebrand, 2009) og denne udvikling er fortsat i det 21. århundrede til i dag (Jalkanen et al., 2022). Tilsvarende data fra Østersøen (HELCOM-området), indsamlet i forbindelse med luftemissionsopgørelser (Jalkanen, 2020), viser også en stigning i skibstrafikken (angivet som tons x km) i perioden 2006-2019. Denne opgørelse antyder et muligt fald sidst i perioden (inden udbrud af COVID-19 pandemien), men da der generelt i fremskrivninger af skibstrafikken i Østersøen regnes med en stigning, selv i de konservative scenarier (Matczak et al., 2018), skal dette fald formentlig tilskrives forbigående faktorer.

Fra målingerne foreligger tidsserier, der for nogle stationer går tilbage til 2014. Der er ud fra disse tidsserier ikke statistisk belæg for at konkludere, om der er sket en ændring (op eller ned) i støjforholdene på de pågældende stationer. Vurderingerne baseret på målinger er stadig under udvikling, og afventer bl.a. udvikling af indikatorer, der kan anvendes på måleserier fra enkeltpunkter i havet.

## 7 Samlet vurdering

Den samlede vurdering af miljøtilstanden i de to dele af dansk EEZ, der ligger i hhv. Nordsø-regionen og Østersø-regionen er vist i Tabel 7.1, fordelt på artsgrupperne tandhvaler, sæler (spættet sæl og gråsæl samlet) og fisk (repræsenteret ved torsk).

**Tabel 7.1.** Samlet vurdering af miljøtilstanden i de to regioner, hhv. Nordsøen (inkl. Kattegat) og Østersøen (inkl. Bælterne).

Region		Tandhvaler	Sæler	Fisk
Nordsø	Impulsstøj	Opfyldt	Ikke opfyldt	Opfyldt
	Vedvarende støj	Opfyldt	Ikke opfyldt <sup>1</sup>	Ikke opfyldt
Østersø	Impulsstøj	Ikke opfyldt	Ikke opfyldt	Ikke opfyldt
	Vedvarende støj	Opfyldt	Opfyldt	Ikke opfyldt

Note: 1) Påvirkningen skønnes at være størst ved ynglepladserne, hvor presfaktoren er lav. Derfor tillægges overskridelsen mindre betydning.

### 7.1 Sikkerhed i vurderingerne

Den skønnede sikkerhed i vurderingerne er angivet i Tabel 7.2. Denne er opdelt på presfaktoren, som er selve kortlægningen af støjdbredelsen i tid og rum, og påvirkning som indebærer en sammenstilling med udbredelsesdata og følsomhed for indikatorarterne.

**Tabel 7.2.** Bedømmelse af sikkerheden i de konkrete vurderinger.

Niveau	Impulsstøj	Vedvarende støj
Presfaktor	Middel	Skibe med AIS: Høj Skibe uden AIS: Lav
Påvirkning – Tandhvaler	Middel	Lav
Påvirkning – Sæler	Middel	Lav
Påvirkning – Fisk	Lav	Lav

## 8 Referencer

Albretsen, J., Arneberg, P., Assmann, K., Assmy, P., Bohlin-Nizzetto, P., Børsheim, K.Y., Chierici, M., Christensen, K.H., Dalpadado, P., Diesing, M., Espenes, L.C., Falkenhaus, T., Fauchald, P., Frantzen, S., Frie, A.K., Gerland, S., Grøsvik, B.E., Gundersen, H., Gundersen, K., Hancke, K., Heimstad, E., Husa, V., Ingvaldsen, R., Jelmert, A., Hensen, H., Jensen, L.K., Jensen, M., Johansson, J., Johnsen, H., Jørgensen, L.I., Kovacs, K., Leiknes, Ø., Leonard, D.M., Lorentsen, S.-H., Mousing, E.A., Norderhaug, K.M., Rosendal, E., Sanchez-Borque, J., Schøyen, M., Skagseth, Ø., Skjerdal, H.K., SkernMauritzen, M., Skogen, M.D., Stene, K.O., Søvik, G., Thorsnes, T., Meeren, G.v.d., Vee, I., Quillfeldt, C.H.v., 2023. Status for miljøet i norske havområder. Rapport fra Overvåkingsgruppen 2023, Bergen, Norge,

Andersson, M.H., Fischer, J., Tougaard, J., Pajala, J., Klauson, A., 2018. Proposal from for a continuous anthropogenic sound level. HOLAS II BSPI BSII WS 1-2018., Helsinki,

Au, W.W.L., Hastings, M.C., 2008. Principles of Marine Bioacoustics, 1st ed. Springer, New York, <http://springer.com/978-0-387-78364-2>

Bellmann, M.A., Brinkmann, J., May, A., Wendt, T., Gerlach, S., Remmers, P., 2020. Underwater noise during the impulse pile-driving procedure: Influencing factors on pile-driving noise and technical possibilities to comply with noise mitigation values. Report to the Federal Maritime and Hydrographic Agency, Oldenburg, Germany,

Bloomfield, P., 1976. Fourier analysis of time series: an introduction. John Wiley and Sons, New York,

Breeding, J.E., Pflug, L.A., Bradley, M., Walrod, M.H., McBride, W., 1996. Research Ambient Noise Directionality (RANDI 3.1) Physics Description. Naval Research Laboratory Acoustics Division Stennis Space Center, MS 39529-5004, Los Angeles,

Carlén, I., Thomas, L., Carlström, J., Amundin, M., Teilmann, J., Tregenza, N., Tougaard, J., Koblitz, J.C., Sveegaard, S., Wennerberg, D., Loisa, O., Dähne, M., Brundiers, K., Kosecka, M., Kyhn, L.A., Ljungqvist, C.T., Pawliczka, I., Koza, R., Arciszewski, B., Galatius, A., Jabbusch, M., Laaksonlaita, J., Niemi, J., Lyytinen, S., Gallus, A., Benke, H., Blankett, P., Skóra, K.E., Acevedo-Gutiérrez, A., 2018. Basin-scale distribution of harbour porpoises in the Baltic Sea provides basis for effective conservation actions. *Biol. Cons.* 226, 42-53. 10.1016/j.biocon.2018.06.031.

D'Amico, A., Gisinger, R.C., Ketten, D.R., Hammock, J.A., Johnson, C., Tyack, P.L., Mead, J., 2009. Beaked whale strandings and naval exercises. *Aquat. Mamm.* 35, 452-472.

Davidson, J.G., Dong, H., Linne, M., Andersson, M.H., Piper, A., Prystay, T.S., Hvam, E.B., Thorstad, E.B., Whoriskey, F., Cooke, S.J., Sjursen, A.D., Ronning, L., Netland, T.C., Hawkins, A.D., 2019. Effects of sound exposure from a seismic airgun on heart rate, acceleration and depth use in free-swimming Atlantic cod and saithe. *Conserv Physiol* 7, coz020. 10.1093/conphys/coz020.

Dekeling, R.P.A., Tasker, M.L., Van der Graaf, A.J., Ainslie, M.A., Andersson, M.H., André, M., Borsani, J.F., Brensing, K., Castellote, M., Cronin, D., Dalen, J., Folegot, T., Leaper, R., Pajala, J., Redman, P., Robinson, S.P., Sigray, P., Sutton, G., Thomsen, F., Werner, S., Wittekind, D., Young, J.V., 2014a. Monitoring Guidance for Underwater Noise in European Seas, Part I: Executive Summary, JRC Scientific and Policy Report EUR 26557 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg. doi: 10.2788/29293.

Dekeling, R.P.A., Tasker, M.L., Van der Graaf, A.J., Ainslie, M.A., Andersson, M.H., André, M., Borsani, J.F., Brensing, K., Castellote, M., Cronin, D., Dalen, J., Folegot, T., Leaper, R., Pajala, J., Redman, P., Robinson, S.P., Sigray, P., Sutton, G., Thomsen, F., Werner, S., Wittekind, D., Young, J.V., 2014b. Monitoring Guidance for Underwater Noise in European Seas, Part II: Monitoring Guidance Specifications, Luxembourg. 10.2788/27158.

Dyndo, M., Wiśniewska, D.M., Rojano-Doñate, L., Madsen, P.T., 2015. Harbour porpoises react to low levels of high frequency vessel noise. *Sci. Rep.* 5, 11083. 10.1038/srep11083.

Elmegaard, S.L., 2020. *Ecophysiology of echolocating toothed whales*, Biology. Aarhus University,

Elmegaard, S.L., McDonald, B.I., Teilmann, J., Madsen, P.T., 2021. Heart rate and startle responses in diving, captive harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) exposed to transient noise and sonar. *Biol. Open* 10. 10.1242/bio.058679.

Engås, A., Løkkeborg, S., Ona, E., Soldal, A.V., 1996. Effects of seismic shooting on local abundance and catch rates of cod (*Gadus morhua*) and haddock (*Melanogrammus aeglefinus*) *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53, 2238-2249.

Engås, A., Misund, O.A., Soldal, A.V., Horvei, B., Solstad, A., 1995. Reactions of penned herring and cod to playback of original, frequency-filtered and time-smoothed vessel sound. *Fisheries Research* 22, 243-254. 10.1016/0165-7836(94)00317-p.

Erbe, C., 2015. The maskogram: A tool to illustrate zones of masking. *Aquat. Mamm.* 41, 434-443. 10.1578/AM.41.4.2015.434.

Erbe, C., Reichmuth, C., Cunningham, K., Lucke, K., Dooling, R., 2016. Communication masking in marine mammals: A review and research strategy. *Mar. Poll. Bull.* 103, 15-38. 10.1016/j.marpolbul.2015.12.007.

EU Kommissionen, 1992. Rådets direktiv 92/43/EØF af 21. maj 1992 om bevaring af naturtyper samt vilde dyr og planter (Habitatdirektivet),

EU Kommissionen, 2008. Europa-parlamentets og Rådets direktiv 2008/56/EF af 17. juni 2008 om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets havmiljøpolitiske foranstaltninger (Havstrategidirektivet),

EU Kommissionen, 2017. Kommissionens afgørelse 2017/848 af 17. maj 2017 om fastlæggelse af kriterier og metodiske standarder for god miljøtilstand i havområder samt specifikationer og standardmetoder for overvågning og vurdering og om ophævelse af afgørelse 2010/477/EU,

European Commission, 2017. Commission decision (eu) 2017/848 laying down criteria and methodological standards on good environmental status of marine waters and specifications and standardised methods for monitoring and assessment, and repealing Decision 2010/477/EU,

Galatius, A., Dietz, R., Sveegaard, S., Teilmann, J., 2019. Vurdering af muligheder for jagt på/regulering af sæler i Danmark,

Gilles, A., Viquerat, S., Becker, E.A., Forney, K.A., Geelhoed, S.C.V., Haelters, J., Nabe-Nielsen, J., Scheidat, M., Siebert, U., Sveegaard, S., Beest, F.M.v., Bemmelen, R.v., Aarts, G., 2016. Seasonal habitat-based density models for a marine top predator, the harbor porpoise, in a dynamic environment. *Ecosphere* 7, e01367. 10.1002/ecs2.1367.

Gordon, J., Blight, C., Bryant, E., Thompson, D., 2015. Tests of acoustic signals for aversive sound mitigation with harbour seals. Report to Scottish Government Marine Mammal Scientific Support Research Programme MMSS/001/11. SMRU, St. Andrews,

Hammond, P.S., Bearzi, G., Bjørge, A., Forney, K.A., Karczmarski, L., Kasuya, T., Perrin, W., Scott, M.D., Wang, J.Y., Wells, R.S., Wilson, B., 2016. *Phocoena phocoena* (Baltic Sea subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T17031A98831650. Downloaded on 08 November 2016,

HELCOM, 2016. Outcome of the HELCOM BalticBOOST Workshop on Underwater Noise,

HELCOM, 2021. Assessment methodology for low impulsive noise in HOLAS III. Document 4J-76 presented to STATE&CONSERVATION 14-2021., Helsinki,

HELCOM, 2023a. Continuous low frequency anthropogenic sound. [HELCOM core indicator report], Helsinki,

HELCOM, 2023b. Distribution in time and place of loud low- and mid-frequency anthropogenic impulsive sounds. [HELCOM core indicator report], Helsinki,

HELCOM, 2023c. Final summary report: HELCOM biodiversity, litter, underwater noise and effective regional measures for the Baltic Sea. Available at [https://blues.helcom.fi/wp-content/uploads/2023/08/HELCOM-BLUES\\_Final\\_summary\\_report.pdf](https://blues.helcom.fi/wp-content/uploads/2023/08/HELCOM-BLUES_Final_summary_report.pdf), Helsinki, [https://blues.helcom.fi/wp-content/uploads/2023/08/HELCOM-BLUES\\_Final\\_summary\\_report.pdf](https://blues.helcom.fi/wp-content/uploads/2023/08/HELCOM-BLUES_Final_summary_report.pdf)

HELCOM, 2023d. Thematic Assessment Report on Spatial Distribution of Pressures and Impacts Analysis, Helsinki,

Hermannsen, L., Mikkelsen, L., Tougaard, J., Beedholm, K., Johnson, M., Madsen, P.T., 2019. Recreational vessels without Automatic Identification System (AIS) dominate anthropogenic noise contributions to a shallow water soundscape. *Sci. Rep.* 9, 15477. 10.1038/s41598-019-51222-9.

Hernandez, K.M., Risch, D., Cholewiak, D.M., Dean, M.J., Hatch, L.T., Hoffman, W.S., Rice, A.N., Zemeckis, D., Van Parijs, S.M., 2013. Acoustic monitoring of Atlantic cod (*Gadus morhua*) in Massachusetts Bay:

implications for management and conservation. ICES J. Mar. Sci. 70, 628-635. 10.1093/icesjms/fst003.

Hildebrand, J.A., 2009. Anthropogenic and natural sources of ambient noise in the ocean. Mar. Ecol. Prog. Ser. 395, 5-26.

Hüssy, K., 2011. Review of western Baltic cod (*Gadus morhua*) recruitment dynamics. ICES J. Mar. Sci. 68, 1459-1471. 10.1093/icesjms/fsr088.

Jalkanen, J.-P., 2020. Emissions from Baltic Sea shipping in 2006- 2019. Document 5-2 submitted to HELCOM MARTITIME 2020-20, Helsinki,

Jalkanen, J.P., Johansson, L., Andersson, M.H., Majamaki, E., Sigray, P., 2022. Underwater noise emissions from ships during 2014-2020. Environ Pollut 311, 119766. 10.1016/j.envpol.2022.119766.

Jepsen, P.U., 2005. Forvaltningsplan for spættet sæl (*Phoca vitulina*) og gråsæl (*Halichoerus grypus*) i Danmark. Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen,

Kastelein, R.A., van der Heul, S., Terhune, J.M., Verboom, W.C., Triesscheijn, R.J.V., 2006. Deterring effects of 8-45kHz tone pulses on harbour seals (*Phoca vitulina*) in a large pool. Mar. Env. Res. 62, 356-373. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marenvres.2006.05.004>

Kinneging, N., 2022. Pilot Assessment of Ambient Noise. In: OSPAR, 2023: The 2023 Quality Status Report for the Northeast Atlantic. Available at: <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/indicator-assessments/ambient-noise-pilot>, London,

Kinneging, N., Tougaard, J., 2021. Assessment North Sea. Report of the EU INTERREG Joint Monitoring Programme for Ambient Noise North Sea (Jomopans). Rijkswaterstaadt, The Hague, Netherlands, p. 23,

Krafft, B., Rivera, A.M., Mozfar, B., Skern, R., Dahle, G., Sundby, S., Thorsen, A., Asplin, L., Wehde, H., 2021. Assessment of Fish Spawning in the North Sea; Final Project Report of KINO-2, 2017-2021. Report series: Rapport fra havforskningen ISSN:1893-4536,

MacGillivray, A., de Jong, C., 2021. A Reference Spectrum Model for Estimating Source Levels of Marine Shipping Based on Automated Identification System Data. Journal of Marine Science and Engineering 9, 369- . 10.3390/jmse9040369.

Matczak, M., Meyer, N.K., Ooms, E., Schroder, L., Voločina, M., Warmelink, H., Zaucha, J., Czermański, E., Coornaert, C., Koch, A., 2018. QUO VADIS. Exploring the future of shipping in the Baltic Sea, Gdansk, p. 69,

McCulloch, S., 2000. The vocal behaviour of the grey seal (*Halichoerus grypus*),

Merchant, N.D., Faulkner, R.C., Martinez, R., 2018. Marine noise budgets in practice. Cons. Lett. 11, 1-8. 10.1111/conl.12420.

Merchant, N.D., Kinneging, N., Liebschner, A., 2022a. Distribution of Reported Impulsive Sounds in the Sea. In: OSPAR, 2023: The 2023 Quality

Status Report for the Northeast Atlantic. Available at: <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/indicator-assessments/distribution-reported-impulsive-sounds-sea/>, London,

Merchant, N.D., Kinneging, N., Liebschner, A., 2022b. Risk of Impact from Anthropogenic Impulsive Sound. Available at: <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/indicator-assessments/risk-impact-anthropogenic-sound>, in: OSPAR (Ed.), The 2023 Quality Status Report for the Northeast Atlantic. OSPAR Commission, London,

Mikkelsen, L., 2017. Disturbances from anthropogenic noise and mitigation of harmful sounds in porpoises and seals,

Mikkelsen, L., Hermannsen, L., Tougaard, J., 2015. Effect of seal scarers on seals. Literature review for the Danish Energy Agency. Aarhus University, DCE, Roskilde, p. 19,

Morgan, M.J., Wright, P.J., Rideout, R.M., 2013. Effect of age and temperature on spawning time in two gadoid species. Fisheries Research 138, 42-51. 10.1016/j.fishres.2012.02.019.

Müller, A., Juretzek, C., Borsani, J.F., Sigray, P., Eigenmann, R., Maquil, T., Niesterok, B., 2021. A Harmonized and Applicable Assessment Framework for Impulsive Noise - Interim Report. Interim Report of EU-Project „HARMONIZE“. Funded by DG Environment, Grant Agreement No. 110661/2020/839605/SUB/ ENV.C.2, Hamburg,

Münzel, T., Kröller-Schön, S., Oelze, M., Gori, T., Schmidt, F.P., Steven, S., Hahad, O., Rösli, M., Wunderli, J.-M., Daiber, A., Sørensen, M., 2020. Adverse Cardiovascular Effects of Traffic Noise with a Focus on Nighttime Noise and the New WHO Noise Guidelines. Annual Review of Public Health 41, 309-328. 10.1146/annurev-publhealth-081519-062400.

National Research Council, 2005. Marine mammal populations and ocean noise: Determining when noise causes biologically significant effects. National Academic Press, Washington D.C.,

Oliveira, T.C.A., Lin, Y.-T., Porter, M.B., 2021. Underwater Sound Propagation Modeling in a Complex Shallow Water Environment. Front. Mar. Sci. 8. 10.3389/fmars.2021.751327.

Olsen, M.T., Andersen, L.W., Dietz, R., Teilmann, J., Harkonen, T., Siegismund, H.R., 2014. Integrating genetic data and population viability analyses for the identification of harbour seal (*Phoca vitulina*) populations and management units. Mol. Ecol. 23, 815-831. 10.1111/mec.12644.

Olsen, M.T., Galatius, A., Biard, V., Gregersen, K., Kinze, C.C., 2016. The forgotten type specimen of the grey seal [*Halichoerus grypus* (Fabricius, 1791)] from the island of Amager, Denmark. Zoological Journal of the Linnean Society, n/a-n/a. 10.1111/zoj.12426.



Popper, A.N., Hastings, M.C., 2009. The effects of anthropogenic sources of sound on fishes. *Journal of Fish Biology* 75, 455-489. <Go to ISI>://000269904400001

Popper, A.N., Hawkins, A.D., Fay, R.R., Mann, D., Bartol, S., Carlson, T., Coombs, S., Ellison, W.T., Gentry, R., Halvorsen, M.B., Lokkeborg, S., Rogers, P., Southall, B.L., Zeddies, D.G., Tavalga, W.N., 2014. ASA S3/SC1.4 TR-2014 Sound Exposure Guidelines for Fishes and Sea Turtles: A Technical Report prepared by ANSI-Accredited Standards Committee S3/SC1 and registered with ANSI. Springer International Publishing. 10.1007/978-3-319-06659-2.

Russell, D.J.F., Hastie, G.D., Thompson, D., Janik, V.M., Hammond, P.S., Scott-Hayward, L.A.S., Matthiopoulos, J., Jones, E.L., McConnell, B.J., 2016. Avoidance of wind farms by harbour seals is limited to pile driving activities. *J. Appl. Ecol.*, 1-11. 10.1111/1365-2664.12678.

Sabinsky, P.F., Larsen, O.N., Wahlberg, M., Tougaard, J., 2017. Temporal and spatial variation in harbor seal (*Phoca vitulina* L.) roar calls from southern Scandinavia. *J. Acoust. Soc. Am.* 141, 1824-1834. 10.1121/1.4977999.

Schack, H., Ruiz, M., Andersson, M., 2016. BalticBoost. Noise Sensitivity of Animals in the Baltic Sea,

Sigray, P., Andersson, M., Pajala, J., Laanearu, J., Klauson, A., Tegowski, J., Boethling, M., Fischer, J., Tougaard, J., Wahlberg, M., Nikolopoulos, A., Folegot, T., Matuschek, R., Verfuss, U., 2016. BIAS: A Regional Management of Underwater Sound in the Baltic Sea, in: Popper, A.N., Hawkins, A. (Eds.), *Effects of Noise on Aquatic Life*. Springer-Verlag Berlin, Berlin, pp. 1015-1023. 10.1007/978-1-4939-2981-8\_126.

Sigray, P., Borsani, J.F., Le Courtois, F., Andersson, M., Azzellino, A., Castellote, M., Ceyrac, L., Dekeling, R., Haubner, N., Hegarty, M., Hedgeland, D., Juretzek, C., Kinneking, N., Klauson, A., Leaper, R., Liebschner, A., Maglio, A., Mihanović, H., Mueller, A., Novellino, A., Outinen, O., Tougaard, J., Prospathopoulos, A., Weilgart, L., 2021. Assessment Framework for EU Threshold Values for continuous underwater sound. Recommendations from the Technical Group on Underwater Noise (DL3). European Commission, DG Environment, Bruxelles, p. 50,

Slabbekoorn, H., Dalen, J., Haan, D., Winter, H.V., Radford, C., Ainslie, M.A., Heaney, K.D., Kooten, T., Thomas, L., Harwood, J., 2019. Population-level consequences of seismic surveys on fishes: An interdisciplinary challenge. *Fish and Fisheries* 20, 653-685. 10.1111/faf.12367.

Southall, B.L., Bowles, A.E., Ellison, W.T., Finneran, J.J., Gentry, R.L., Greene, C.R., Kastak, D., Ketten, D.R., Miller, J.H., Nachtigall, P.E., Richardson, W.J., Thomas, J.A., Tyack, P.L., 2007. Marine Mammal Noise Exposure Criteria. *Aquat. Mamm.* 33, 411-414. 10.1578/am.33.4.2007.411.

Southall, B.L., Finneran, J.J., Reichmuth, C., Nachtigall, P.E., Ketten, D.R., Bowles, A.E., Ellison, W.T., Nowacek, D.P., Tyack, P.L., 2019. Marine Mammal Noise Exposure Criteria: Updated Scientific Recommendations for Residual Hearing Effects. *Aquat. Mamm.* 45, 125-232. 10.1578/am.45.2.2019.125.

Southall, B.L., Nowacek, D.P., Bowles, A.E., Senigaglia, V., Bejder, L., Tyack, P.L., 2021. Marine Mammal Noise Exposure Criteria: Assessing the Severity of Marine Mammal Behavioral Responses to Human Noise. *Aquat. Mamm.* 47, 421-464. 10.1578/am.47.5.2021.421.

Støttrup, J.G., Lund, H.S., Munk, P., Dutz, J., Kindt-Larsen, L., Egekvist, J., Stenberg, C., Nielsen, T.G., 2014. Kystfisk I. Udviklingen i kystnære fiskebestande slutrapport. DTU Aqua-rapport nr. 281-2014, Charlottenlund,

Sveegaard, S., Galatius, A., Dietz, R., Kyhn, L., Koblitz, J.C., Amundin, M., Nabe-Nielsen, J., Sinding, M.-H.S., Andersen, L.W., Teilmann, J., 2015. Defining management units for cetaceans by combining genetics, morphology, acoustics and satellite tracking. *Global Ecol Conserv* 3, 839-850. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gecco.2015.04.002>.

Sveegaard, S., Nabe-Nielsen, J., Teilmann, J., 2018. Marsvins udbredelse og status for de marine habitatområder i danske farvande. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 36 s. - Videnskabelig rapport nr. 284,

Sørensen, P.M., Haddock, A., Guarino, E., Jaakkola, K., McMullen, C., Jensen, F.H., Tyack, P.L., King, S.L., 2023. Anthropogenic noise impairs cooperation in bottlenose dolphins. *Curr Biol.* 10.1016/j.cub.2022.12.063.

Teilmann, J., Dietz, R., Larsen, F., Deportes, G., Geertsen, B.M., Andersen, L.W., Aastrup, P., Hansen, J.R., Buholzer, L., 2004. Satellitsporing af marsvin i danske og tilstødende farvande. Faglig rapport fra DMU, nr. 484, Roskilde, Denmark,

TG-Noise, 2022a. Setting of EU Threshold Values for continuous underwater sound. Recommendations from the Technical Group on Underwater Noise (TG Noise),

TG-Noise, 2022b. Setting of EU Threshold Values for impulsive underwater sound. Deliverable DL2 from the Technical Group on Underwater Noise, Bruxelles,

TG-Noise, 2022c. Towards threshold values - Common methodology for assessment of impulsive underwater noise -Deliverable 1 of work programme of Technical Group on Underwater Noise (TG Noise ) 2020-2022, Bruxelles,

Tougaard, J., 2002. Signal detection theory, detectability and stochastic resonance effects. *Biol. Cybern.* 87, 79-90. 10.1007/s00422-002-0327-0.

Tougaard, J., 2019. Kontinuerlig undervandsstøj. Teknisk anvisning M32. DCE/Aarhus Universitet, Roskilde,

Tougaard, J., 2021. Thresholds for behavioural responses to noise in marine mammals. Background note to revision of guidelines from the Danish Energy Agency, Roskilde,

Tougaard, J., Beedholm, K., 2019. Practical implementation of auditory time and frequency weighting in marine bioacoustics. *Appl. Acoust.* 145, 137-143. 10.1016/j.apacoust.2018.09.022.

Tougaard, J., Griffiths, E.T., Ladegaard, M., Findlay, C.R., Cosentino, M., Sveegaard, S., Kyhn, L., Carlström, J., Owen, K., Eriksson, P., 2023a. Effects of rerouting shipping lanes in Kattegat on the underwater soundscape. Report to the Danish Environmental Protection Agency on EMFF project TANGO. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 63 pp. Scientific Report No. 535 <http://dce2.au.dk/pub/SR535.pdf>,

Tougaard, J., Ladegaard, M., Griffiths, E.T., 2023b. Overvågning af lavfrekvent undervandsstøj i danske farvande 2022. Statusrapport til Miljøstyrelsen. Fagligt notat nr. 2023 | 32, Roskilde,

Tougaard, J., Sveegaard, S., Galatius, A., 2020. Marine mammal species of relevance for assessment of impact from pile driving in Danish waters. Background note to revision of guidelines from the Danish Energy Agency, Roskilde,

Tougaard, J., Teilmann, J., Tougaard, S., 2008. Harbour seal spatial distribution estimated from Argos satellite telemetry - overcoming positioning errors. *Endanger.Species Res.* **4**, 113-122.

Tougaard, J., Wright, A.J., Madsen, P.T., 2015. Cetacean noise criteria revisited in the light of proposed exposure limits for harbour porpoises. *Mar. Poll. Bull.* **90**, 196-208. 10.1016/j.marpolbul.2014.10.051.

Tyack, P.L., Zimmer, W.M.X., Moretti, D., Southall, B.L., Claridge, D.E., Durban, J.W., Clark, C.W., D'Amico, A., DiMarzio, N.A., Jarvis, S., McCarthy, E., Morrissey, R., Ward, J., Boyd, I.L., 2011. Beaked whales respond to simulated and actual navy sonar. *PLoS ONE* **6**, e17009.

Urick, R.J., 1983. Principles of underwater sound, 3rd. ed. McGraw-Hill, New York,

van der Knaap, I., Slabbekoorn, H., Moens, T., Van den Eynde, D., Reubens, J., 2022. Effects of pile driving sound on local movement of free-ranging Atlantic cod in the Belgian North Sea. *Environ Pollut* **300**, 118913. 10.1016/j.envpol.2022.118913.

Wang, L., Heaney, K., Pangerc, T., Theobald, P., Robinson, S., Ainslie, M., 2014. Review of underwater acoustic propagation models, London,

Wisniewska, D.M., Johnson, M., Teilmann, J., Siebert, U., Galatius, A., Dietz, R., Madsen, P.T., 2018. High rates of vessel noise disrupt foraging in wild harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *Proc. R. Soc. B* **285**. 10.1098/rspb.2017.2314.

Aarts, G., Brasseur, S., Kirkwood, R., 2017. Response of grey seals to pile-driving. Wageningen Marine Research report C006/18., Wageningen, p. 54,

## 9 Bilag 1 – kilder og link til metadata

---

### Udbredelse af indikatorarter

---

Marsvin	Sveegaard et al. (2015)
Sæler	Jepsen (2005), Olsen et al. (2014)
Torsk	Hüssy (2011), Datalag fra HELCOM map service <a href="https://metadata.helcom.fi/geonetwork/srv/api/records/e91d509d-bd3e-4bd8-a7c8-ac2d10bbfd1b">https://metadata.helcom.fi/geonetwork/srv/api/records/e91d509d-bd3e-4bd8-a7c8-ac2d10bbfd1b</a> Det norske Fiskeridirektorat: <a href="https://open-data-fiskeridirektoratet-fiskeridir.hub.arcgis.com/">https://open-data-fiskeridirektoratet-fiskeridir.hub.arcgis.com/</a>

---

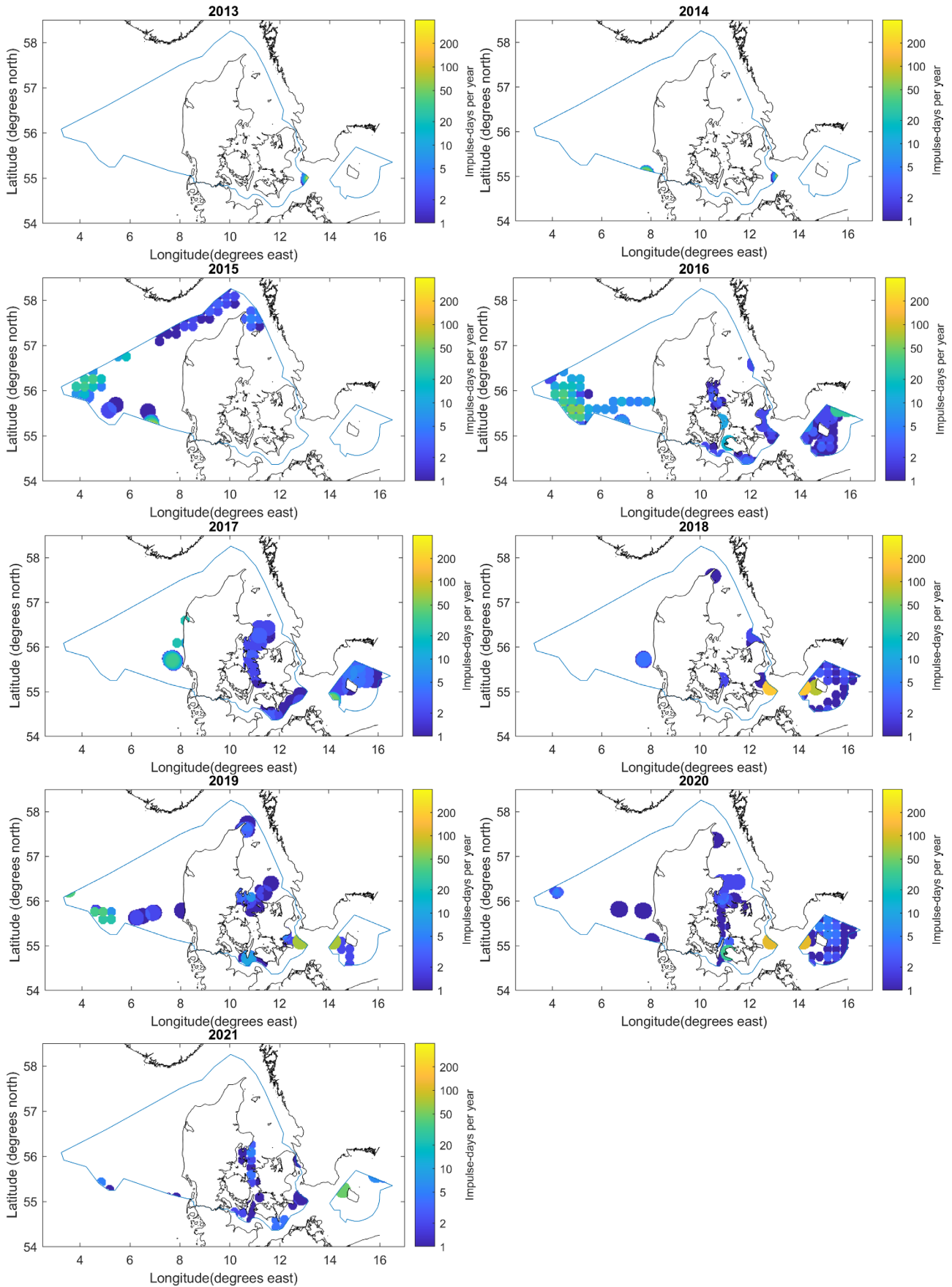
### Støjlag

---

Impulsstøj	ICES impulsive noise register: <a href="https://www.ices.dk/data/data-ports/Pages/impulsive-noise.aspx">https://www.ices.dk/data/data-ports/Pages/impulsive-noise.aspx</a>
Vedvarende støj	Nordsøen: JOMOPANS-projektet, kontakt Niels Kinneging, Rijkswaterstaadt, den Haag. Indre farvande: BLUES-projektet, kontakt HELCOM-sekretariatet
Målinger	ICES continuous noise register: <a href="https://www.ices.dk/data/data-ports/Pages/Continuous-Noise.aspx">https://www.ices.dk/data/data-ports/Pages/Continuous-Noise.aspx</a>

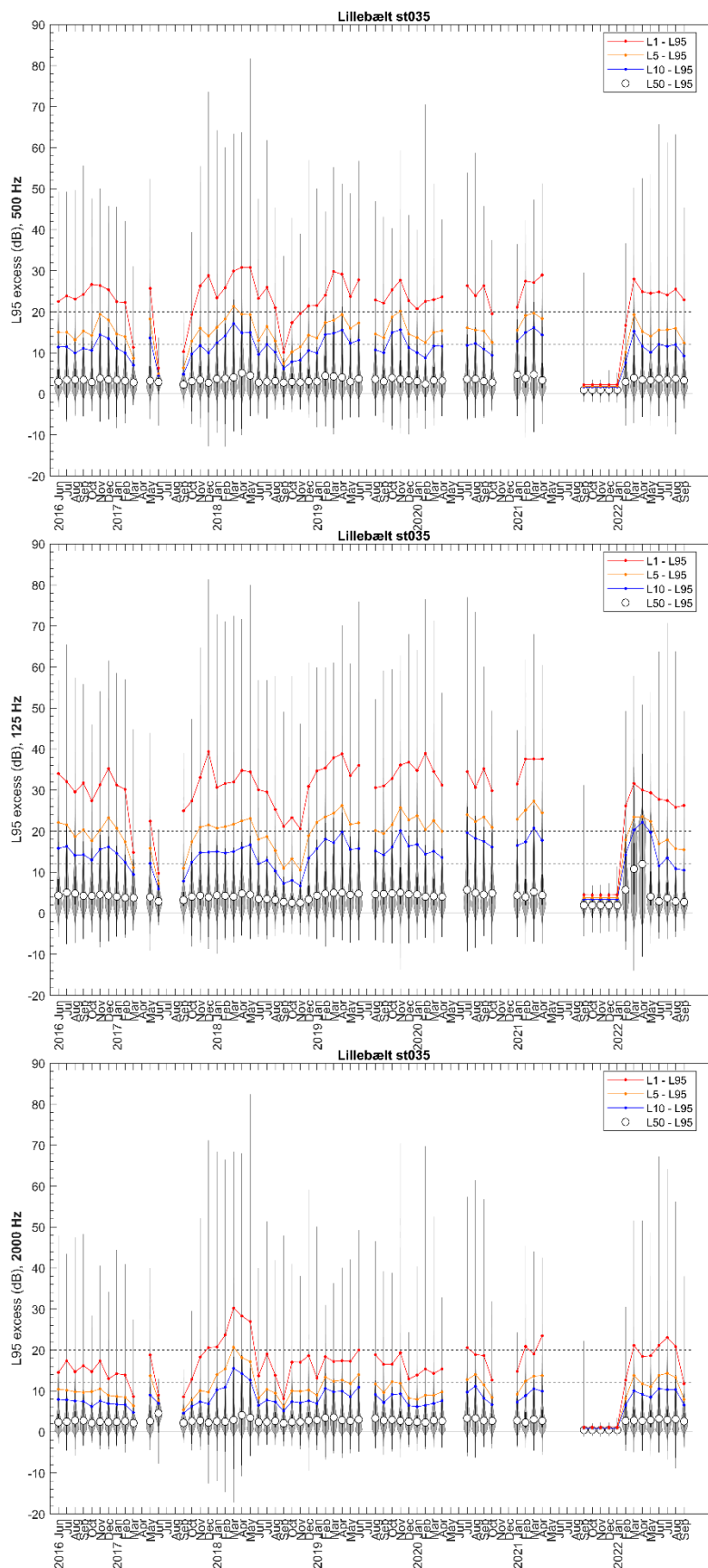
---

# 10 Bilag 2 – impulsstøj år for år

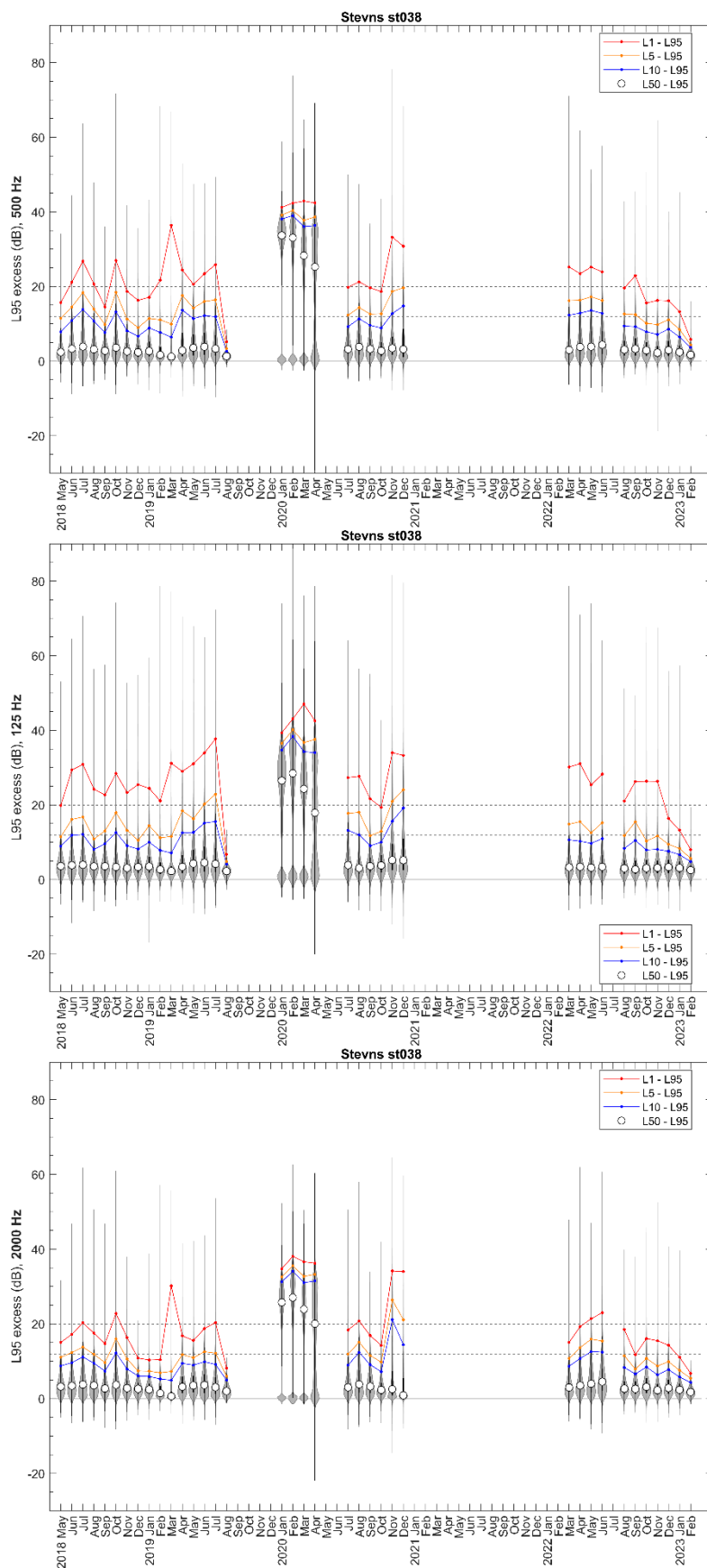


# 11 Bilag 3 målinger

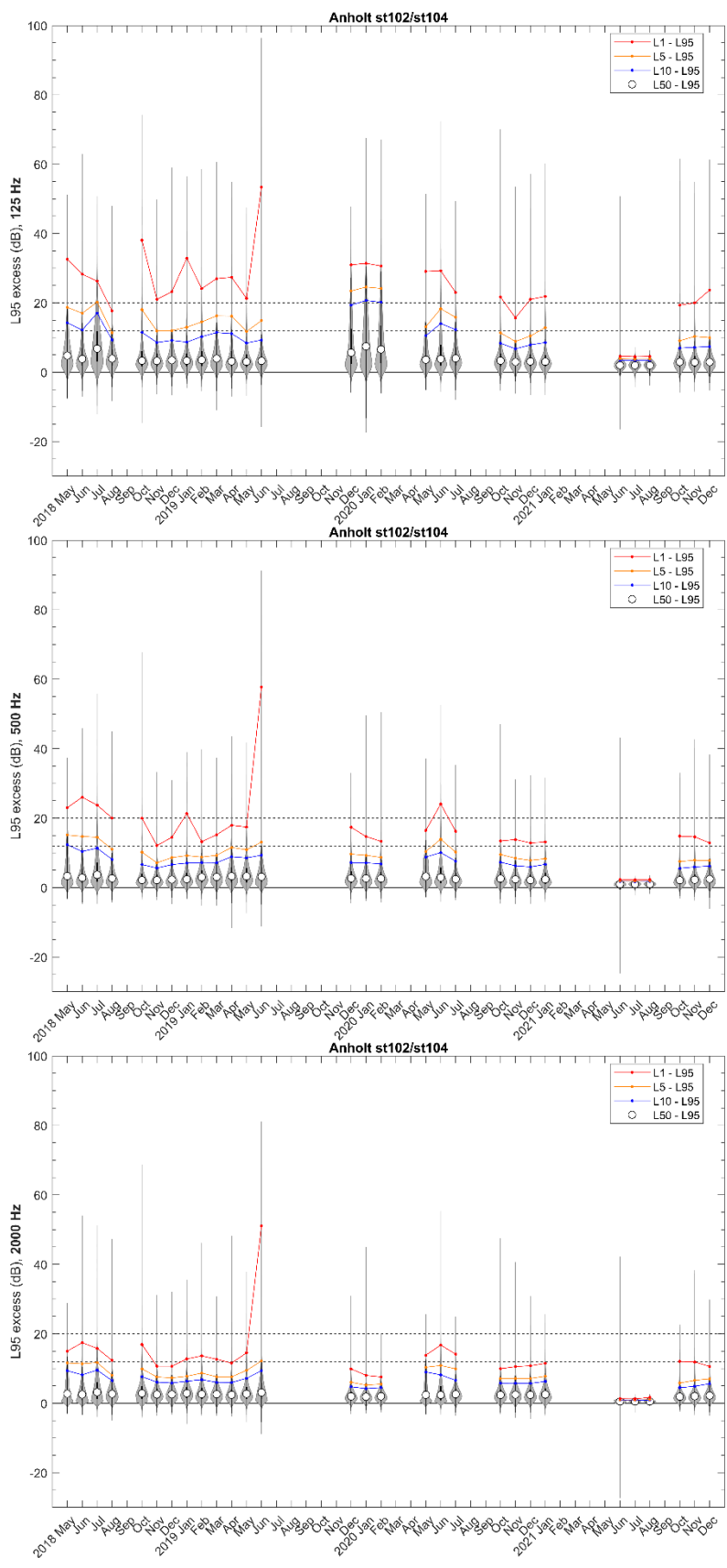
**Figur 11.1.** Sydlige Lillebælt. Månedlige fordelinger af lydtrykket i de tre decidekade-bånd centreret om 125 Hz, 500 Hz og 2 kHz.



**Figur 11.2.** Stevns/Faxe Bugt. Månedlige fordelinger af lydtrykket i de tre decidekade-bånd centreret om 125 Hz, 500 Hz og 2 kHz.

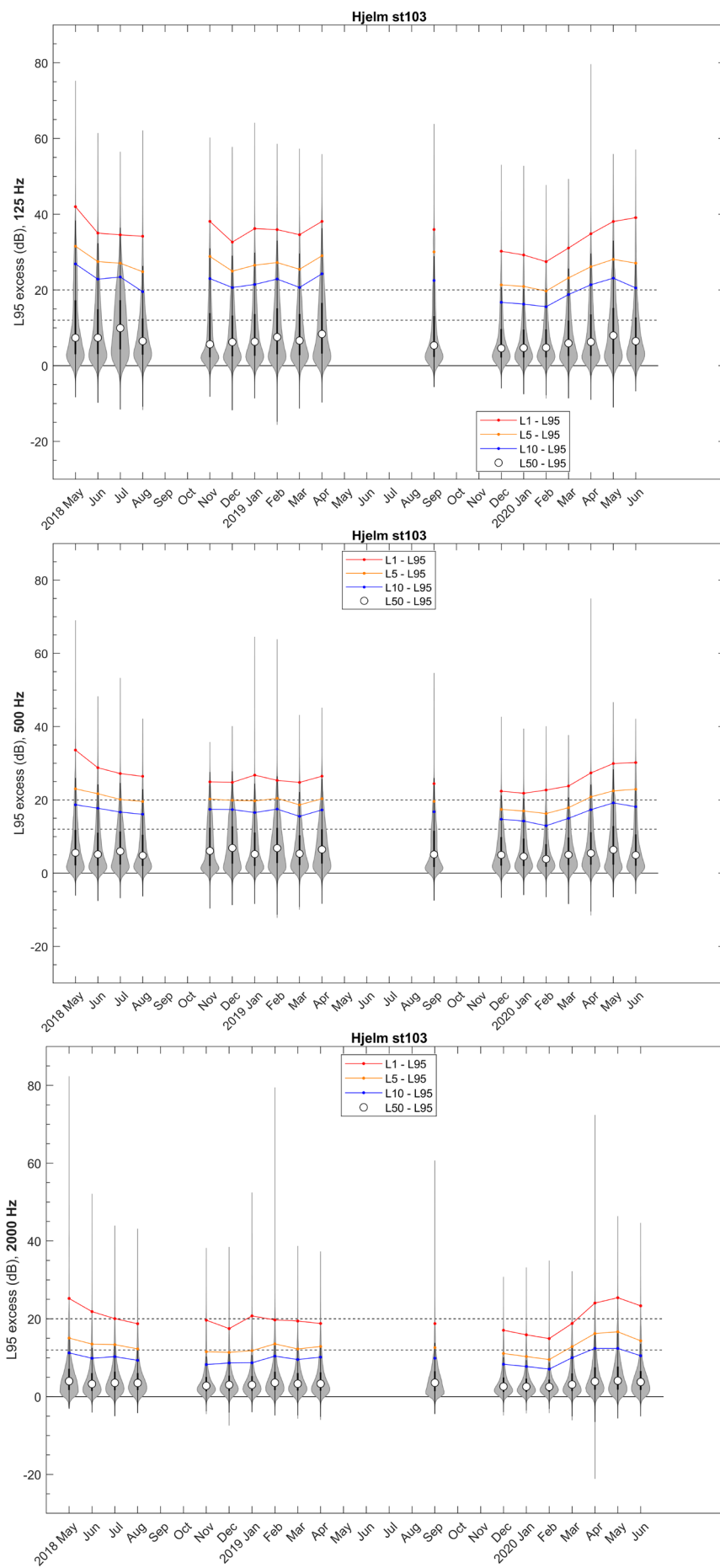


**Figur 11.3.** Anholt/Centrale Kattegat. Månedlige fordelinger af lydtrykket i de tre decidekadebånd centreret om 125 Hz, 500 Hz og 2 kHz.

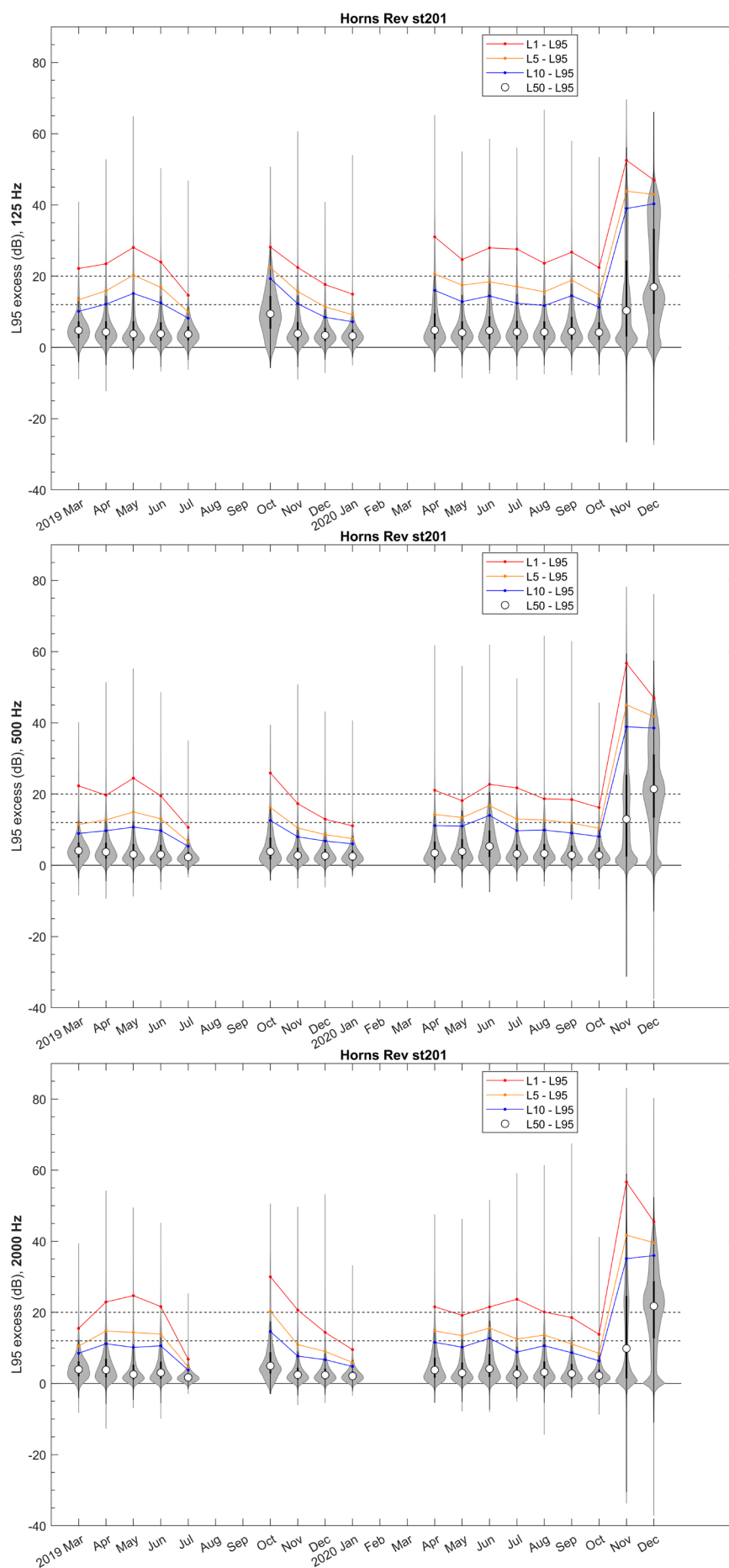




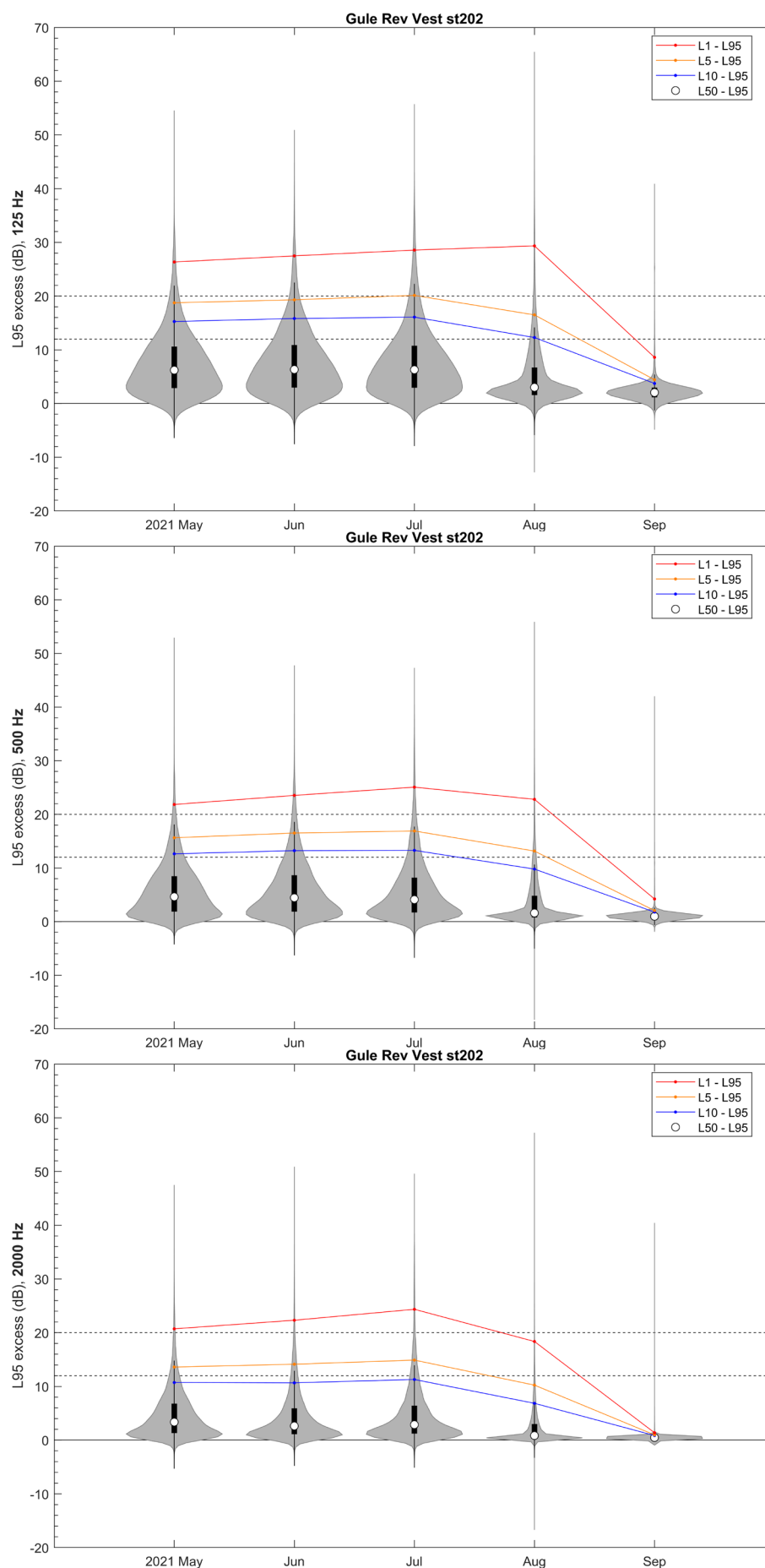
**Figur 11.4.** Hjelm dyb. Anholt/Centrale Kattegat. Månedlige fordelinger af lydtrykket i de tre decidekade-bånd centreret om 125 Hz, 500 Hz og 2 kHz.



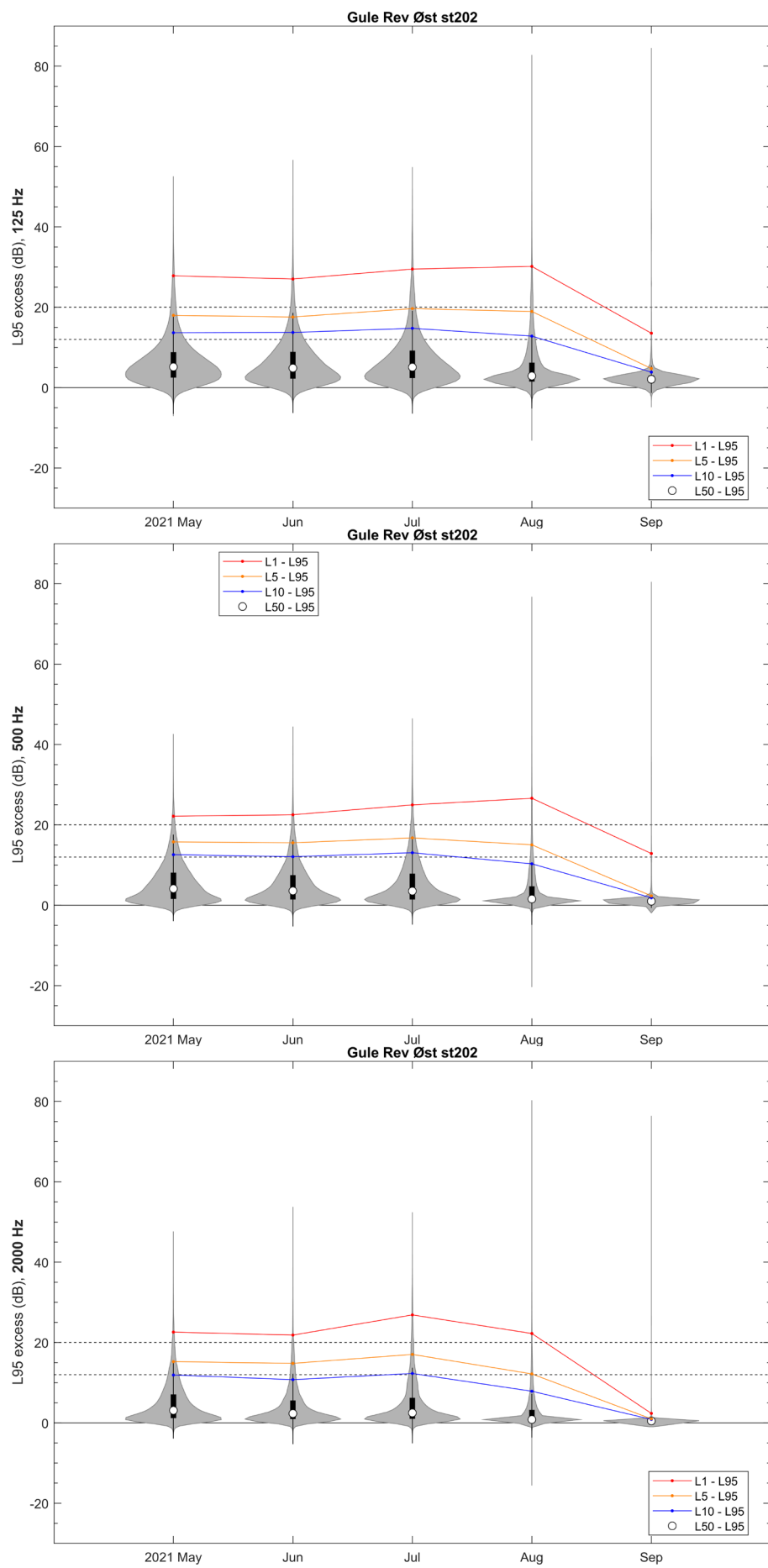
**Figur 11.5.** Horns Rev. Anholt/Centrale Kattegat. Månedlige fordelinger af lydtrykket i de tre decidekade-bånd centreret om 125 Hz, 500 Hz og 2 kHz.



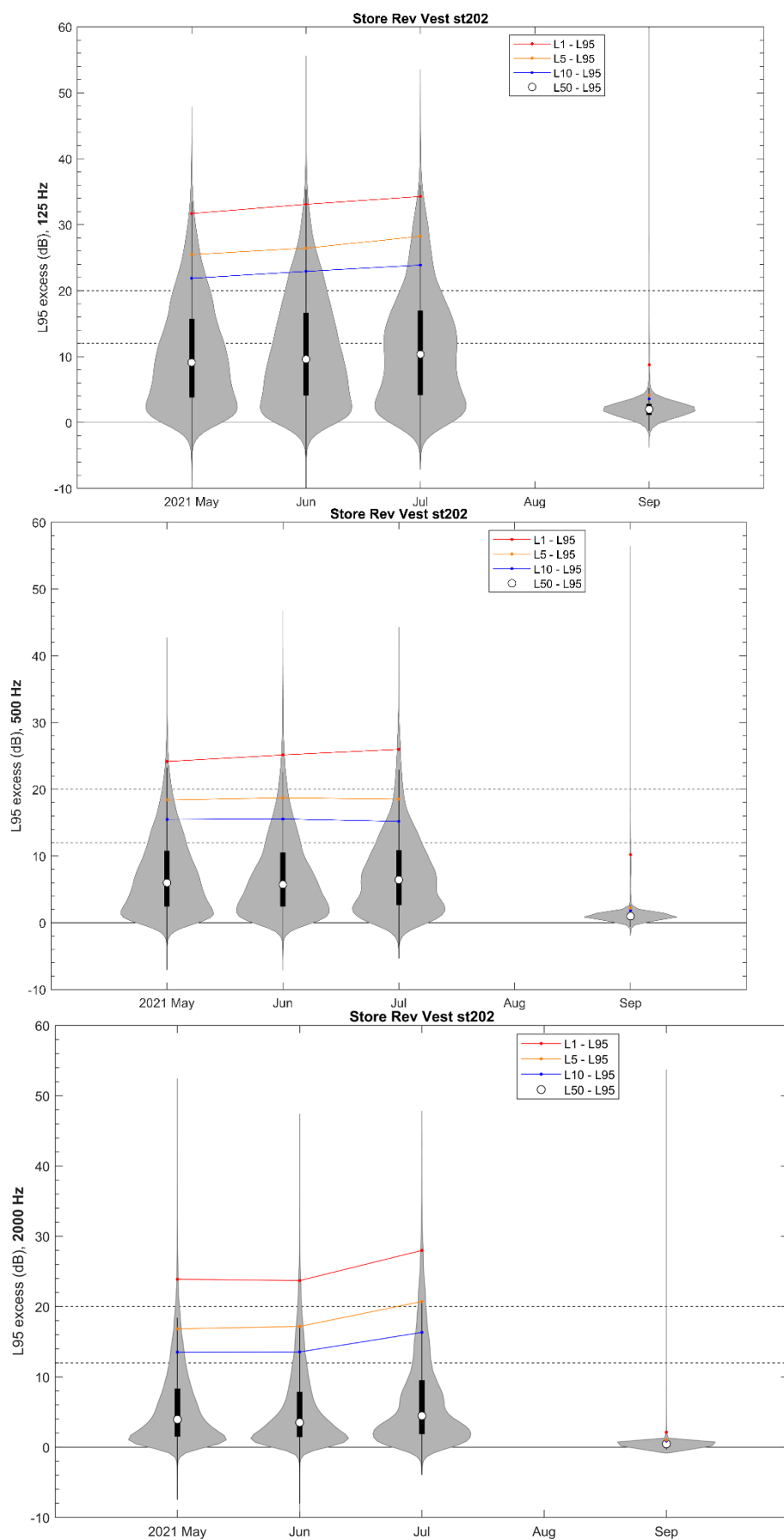
**Figur 11.6.** Gule Rev Vest. Anholt/Centrale Kattegat. Månedlige fordelinger af lydtrykket i de tre decade-bånd centreret om 125 Hz, 500 Hz og 2 kHz.



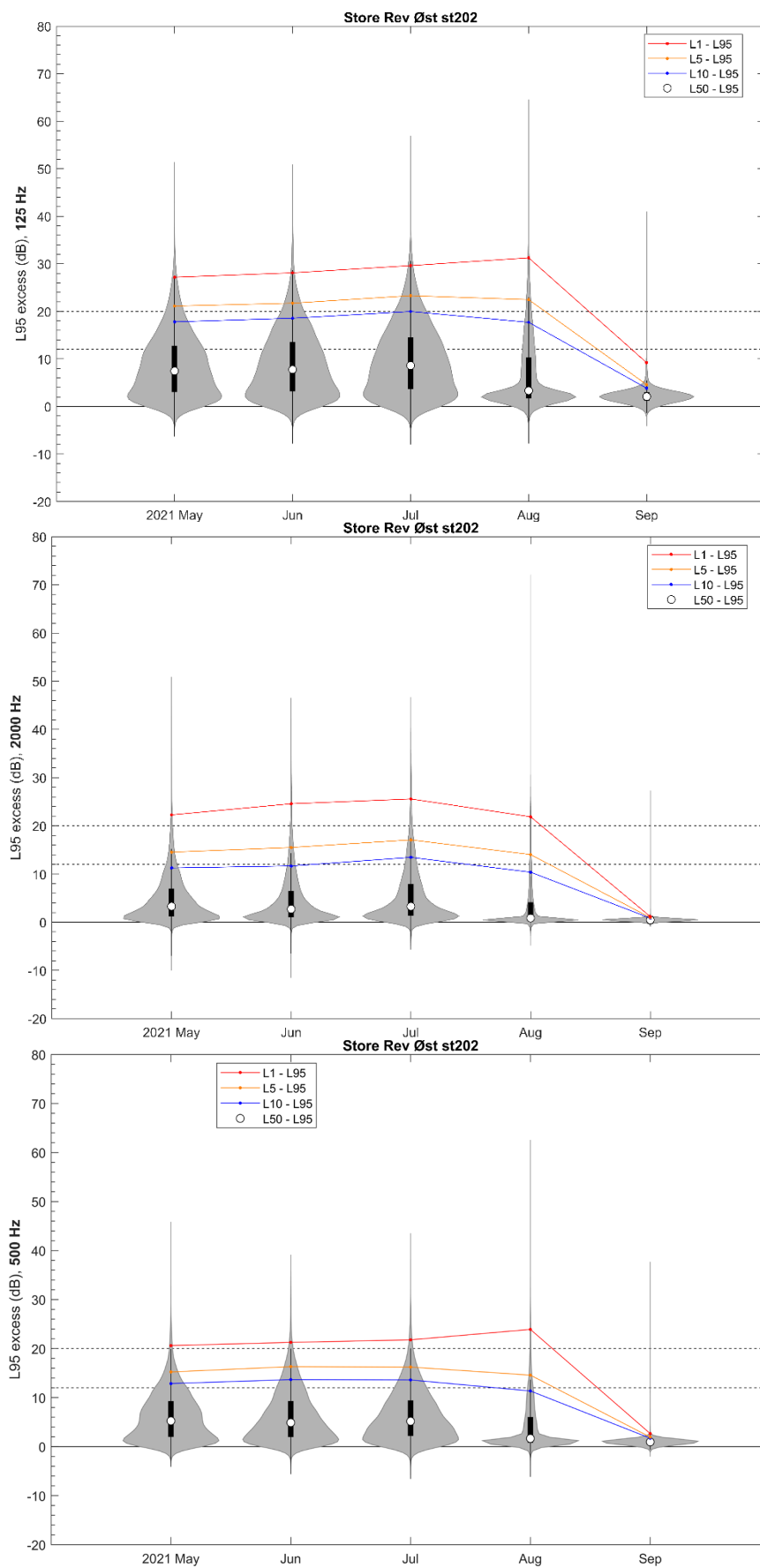
**Figur 11.7.** Gule Rev Øst. Anholt/Centrale Kattegat. Månedlige fordelinger af lydtrykket i de tre decidekade-bånd centreret om 125 Hz, 500 Hz og 2 kHz.



**Figur 11.8.** Store Rev Vest. Anholt/Centrale Kattegat. Månedlige fordelinger af lydtrykket i de tre decadebånd centreret om 125 Hz, 500 Hz og 2 kHz.



**Figur 11.9.** Store Rev øst. Anholt/Centrale Kattegat. Månedlige fordelinger af lydtrykket i de tre decidekade-bånd centreret om 125 Hz, 500 Hz og 2 kHz.



# VURDERING AF TILSTANDEN I DE DANSKE HAVOMRÅDER FOR HAVSTRATEGI-DIREKTIVETS DESKRIPTOR 11

Kriterierne D11C1 impulsstøj og D11C2 vedvarende lavfrekvent støj

Forekomsten af menneskeskabt undervandsstøj i danske farvande i perioden 2016-2021 er vurderet på baggrund af havstrategidirektivets kriterier D11C1 og D11C2. Vurderingen er baseret på data og metoder anvendt af OSPAR i deres Quality Status Report 23 for Nordsøen (OSPAR område 2, inkl. Kattegat) og af HELCOM i deres HOLAS 3 vurdering for Østersøen (inkl. Bælterne og Kattegat). Vurderingerne er baseret på fire indikatorarter: marsvin, spættet sæl, gråsæl og torsk og på de af EU anbefalede tærskelværdier for god miljøtilstand. Der var store forskelle mellem arter og forvaltningsområder. Således var der for visse arter i visse områder betydelige overskridelser af tærsklerne, mens der for andre arter og områder ikke var overskridelser i perioden. Vurderer man miljøtilstanden samlet set, opdelt på de to subregioner Nordsøen og Østersøen, ses at der i begge områder er mindst én indikatorart og mindst ét forvaltningsområde, hvor tærskelværdierne er overskredet for enten impulsstøj, vedvarende støj eller begge dele. Ingen af de to områder kan derfor siges at være i god miljøtilstand. Vurderingen er den første af sin art og er omfattet af betydelig usikkerhed.

ISBN: 978-87-7156-804-2

ISSN: 2244-9981

