



Energistyrelsen



Havpattedyr

Baggrundsnotat

Energistyrelsen

Carsten Niebuhrs Gade 43
1577 København V

T: +45 3392 6700
E: ens@ens.dk

www.ens.dk



Miljøovervågning som grundlag for en strategisk og bæredygtig udbygning af havvind i Danmark

Danmark står over for en markant udvidelse af kapaciteten inden for havvindenergi. Som led i den grønne omstilling og målet om klimaneutralitet, planlægges det at etablere en række nye og langt større havvindmølleparker, end tidligere set. Denne udbygning indebærer væsentlige miljømæssige overvejelser, som skal håndteres med omtanke og på et oplyst grundlag.

Energistyrelsen har derfor anmodet NIRAS A/S om at udvikle omfattende og fagligt funderede overvågningsprogrammer for en række centrale miljøparametre. Disse programmer skal bidrage til at skabe et solidt vidensgrundlag og danne et fagligt fundament for fremtidige vurderinger af miljøpåvirkninger fra havvindmølleparker.

Forslag til overvågningsprogram for de udvalgte miljøemner er beskrevet i "datablade" for hvert emne og der er til hvert emne et uddybende "baggrundsnotat". Databladene indeholder konkrete forslag til overvågningsprogrammer, herunder detaljer om antal prøvetagninger, frekvenser og metoder for indsamling af data. Et overvågningsprogram vil altid skulle tilpasses det enkelte projekt, hvorfor de konkrete programmer ikke nødvendigvis følger den fulde metodik i databladene.

Databladene vil løbende og efter behov blive revideret og de nyeste versioner vil være at finde på Energistyrelsens hjemmeside.

Produkt: Havpattedyr - Baggrundsnotat

Udgiver: Energistyrelsen

Billeder og illustrationer: NIRAS A/S

Dato: september 2025

Version: 1.0



1. Indledning	5
2. Havpattedyr	5
2.1 Arter	5
2.2 Hvaler	5
2.2.1 Marsvin (<i>Phocoena phocoena</i>)	6
2.2.2 Hvidnæse (<i>Lagenorhynchus albirostris</i>)	8
2.2.3 Vågehval (<i>Balaenoptera acutorostrata</i>)	9
2.3 Sæler	10
2.3.1 Spættet sæl (<i>Phoca vitulina</i>)	11
2.3.2 Gråsæl (<i>Halichoerus grypus</i>)	12
3. Opmærksomhedspunkter for havpattedyr	14
3.1 Kvalitetssikring	14
3.2 Sæler	14
3.3 Naturlig variation	14
3.4 Vejrafhængighed i metoden	14
3.5 Analyse af akustiske hvaldata	14
3.6 Kalibrering af udstyr	15
4. Faser i effektovervågning	15
4.1 Baseline	16
4.1.1 Planlægning af baseline	16
4.2 Konstruktionsfase	17
4.3 Drift	17
5. Statistik	18
6. Størrelse af undersøgelsesområde og referencestationer	19
7. Metoder	20
7.1 Hvaler	20
7.1.1 Områdets størrelse	21
7.1.2 Flytællinger - Line transect distance sampling metoden	21
7.1.2.1 Opsummering	23
7.1.3 Flytællinger - Digitale strip transect surveys	24
7.1.3.1 Opsummering	25



7.1.4	Passiv akustisk monitorering (PAM)	26
7.1.4.1	Antal PAM-målestationer og power-analyse	27
7.1.4.2	Placering af målestationer	30
7.1.4.3	Metode til placering af dataloggere	31
7.1.4.4	Måleudstyr	31
7.1.4.5	Forankring af måleudstyr	31
7.1.4.6	Måleenheder	32
7.1.4.7	Prøvetagningsinterval	32
7.1.4.8	Krav til metadata og filnavngivning	32
7.1.5	Antal prøver og evt. replikater	33
7.1.6	NOVANA og eksisterende data	33
7.1.7	Krav til indberetning til relevante myndigheder og offentlige fagdatabaser	33
7.2	Sæler	34
7.2.1	Optælling på hvilepladser	34
7.2.1.1	Opsummering	35
7.2.2	Optælling til havs	35
7.2.2.1	Opsummering	35
7.2.3	Digitale surveys	35
7.2.3.1	Opsummering	36
7.2.4	Satellitmærkning	36
7.2.4.1	Opsummering	36
8.	Referencer	38
Appendiks 1		45



1. Indledning

Dette er baggrundsnotatet for datablad til effektovervågning af havpattedyr i forbindelse med etablering af havmølleparker. Programmet er designet med formålet at kunne detektere ændringer i tilstedeværelsen af havpattedyr i hhv. konstruktion og de første 15 år af driftsfasen i forhold til baseline. I dette baggrundsnotat gennemgås de relevante arters biologi, samt tilgængelige metoder til effektovervågning. De anbefalede metoder beskrives og hvorfor de er valgt. Der er mange forskellige metoder til overvågning af havpattedyr, der potentielt kan anvendes i effektovervågningsprogrammet. Der er lagt vægt på at anvende de metoder og anbefalinger, der anvendes i den nationale NOVANA artsovervågning, HELCOMs anbefalinger, erfaringer fra den tyske effektovervågning StUK4, nationale engelske anbefalinger, den praksis der er anvendt i de nyeste større havvindmølleprogrammer, samt relevant faglitteratur på området. Dette er gjort for at sikre sammenlignelighed med eksisterende og kommende data fra eksisterende overvågning. Data kan generelt inddrages i effektovervågningen såfremt metoderne er sammenlignelige og det inddragede data er <5 år gammelt.

Der er bevidst enkelte gentagelser igennem databladet og mellem datablad og baggrundsnotat for at sikre let læsning og forståelse.

2. Havpattedyr

2.1 Arter

De to grupper, som indeholder relevante arter af havpattedyr i danske farvande er sæler og hvaler. Sæler er repræsenteret med spættet sæl (*Phoca vitulina*) og gråsæl (*Halichoerus grypus*). Marsvin er den mest almindelig hval i danske farvande, men også hvidnæse yngler i Danmark. Endvidere findes mere sporadisk vågehval (*Balaenoptera acutorostrata*), pukkelhval (*Megaptera novaeangliae*), finhval (*Balaenoptera physalus*), spækhugger (*Orcinus orca*), øresvin (*Tursiops truncatus*), almindelig delfin (*Delphinus delphis*), hvidsidet delfin (*Lagenorhynchus acutus*) og grindehval (*Globicephala melas*) i den danske del af Nordsøen og indre danske farvande, men andre arter kan forekomme. Alle hvalarter kan overvåges med de samme metoder som marsvin.

Sæler er på Habitatdirektivets bilag II, som indeholder arter og naturtyper, hvortil EU's medlemslande er forpligtiget til at udpege særlige bevaringsområder (habitatområder/Natura 2000 områder) til beskyttelse af disse. Derudover er sæler på habitatdirektivets bilag V, hvor medlemslandene er forpligtiget til at sikre at indsamling, udnyttelse og regulering ikke påvirker eller hindrer, at arterne kan opnå gunstig bevaringsstatus. Hvaler er ligesom sælerne på Habitatdirektivets bilag II. Derudover er hvaler også på habitatdirektivets bilag IV, som indeholder en liste over udvalgte dyre- og plantearter, som medlemslandene er forpligtet til generelt at beskytte, både inden for og uden for Natura 2000-områderne.

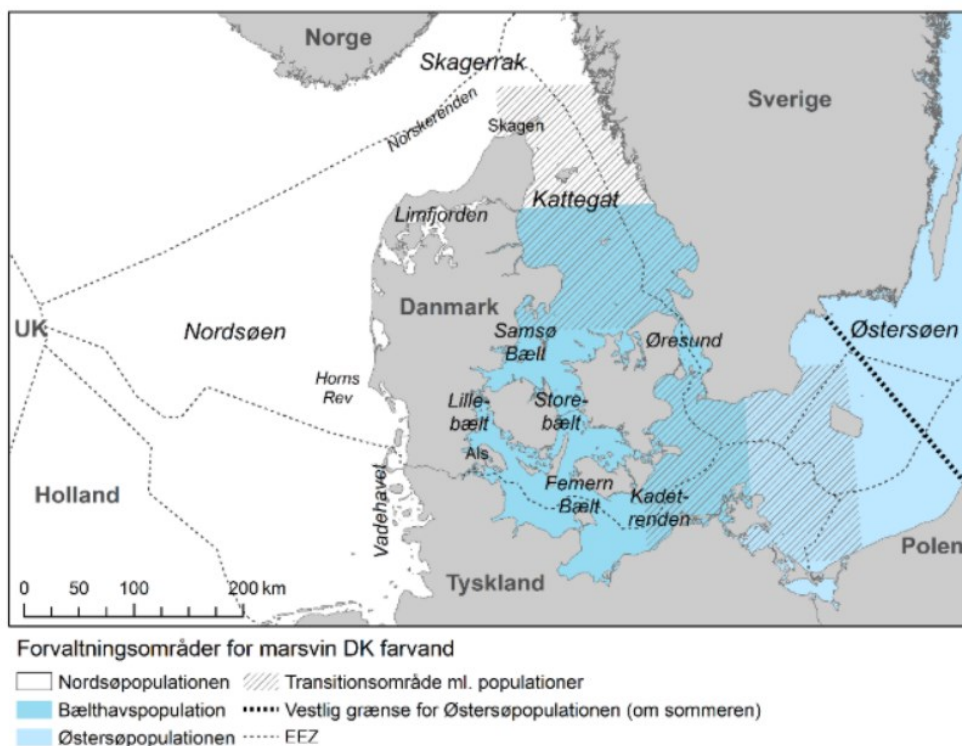
2.2 Hvaler

Der findes kun detaljeret viden om marsvin og til dels hvidnæse i dansk farvand i forhold til udbredelse og antal. Disse to arters biologi, udbredelse og antal gennemgås herunder.



2.2.1 Marsvin (*Phocoena phocoena*)

Marsvin er i dansk farvand opdelt i tre forvaltningsenheder baseret på bestandsforskelle i udbredelse, genetik og morfologi (Celemín et al., 2023; Galatius et al., 2012; Sveegaard et al., 2015). Disse bestande hedder Nordsøbestanden, Bælthavsbestanden og Østersøbestanden. Nordsøbestanden inkluderer den danske del af Nordsøen, Skagerrak og fortsætter ind i Kattegat (se Figur 2.1), og forvaltningsgrænsen for Nordsøbestanden løber langs breddegraden 56.95°N (Sveegaard et al., 2015). Bælthavsbestanden begynder ved breddegraden 56.95°N og fortsætter sydover og inkluderer Bælthavet, Øresund og den sydvestlige Østersø til længdegraden 12,5°Ø bredde. Fra 12,5°Ø bredde begynder forvaltningsområdet for Østersøpopulationen, og den fortsætter østover og dækker resten af Østersøen. I forbindelse med HOLAS-III har HELCOM indenfor disse tre forvaltningsområder vurderet områdernes vigtighed baseret på data fra satellitmærkede marsvin, PAM, fly- og skibsbaserede surveys (Sveegaard et al., 2022). Kortene er vist i Figur 2.2.

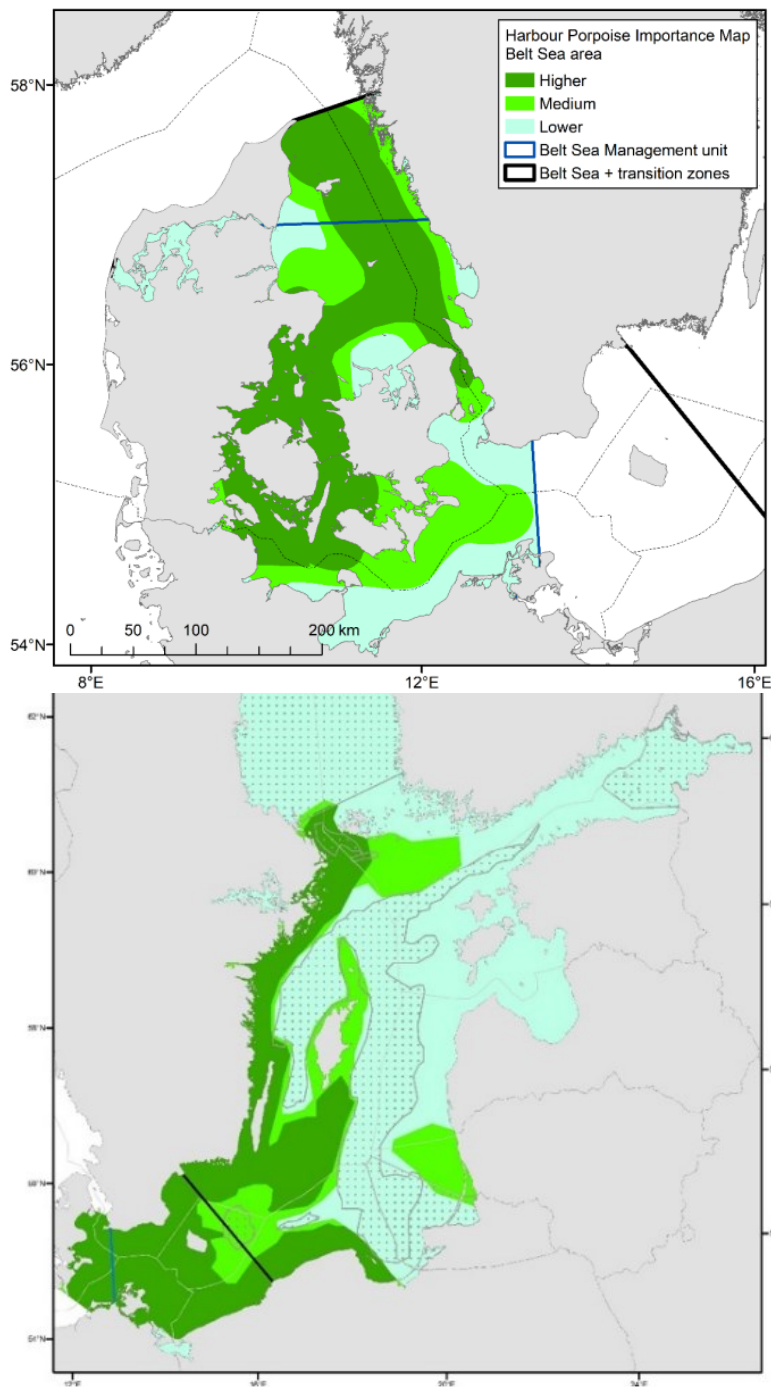


Figur 2.1. Kort over forvaltningsområder for marsvin i dansk, svensk, tysk farvand (Sveegaard et al., 2018).

Hver bestand opgøres enkeltvis. I Nordsøen er bestanden optalt under fire SCANS tællinger (Gilles et al., 2023a; Hammond et al., 2002; Hammond et al., 2017; Hammond et al., 2013) i 1994, 2005, 2016 og 2022. Bestanden i Nordsøen ser ud til at være stabil og udgør ca. 350.000 individer. I Bælthavet er bestanden optalt under de fire SCANS tællinger og i to miniSCANS tællinger i årene 1994, 2005, 2012, 2016, 2020 og 2022 (Gilles et al., 2023a; Hammond et al., 2002; Hammond et al., 2017; Hammond et al., 2013; Unger et al., 2021; Viquerat et al., 2014). Bestanden i Bælthavet er i perioden 2005 til 2022 reduceret med ca. 2,68% pr. år (95% credibility interval, -4.13% til +1.26%) med en sandsynlighed på 90.5% (Owen et al., 2024). Bestanden er



reduceret fra ca. 40.000 individer til ca. 14.000 dyr, hvilket er et signifikant fald. I Østersøen er der så få dyr tilbage, at den ikke kan optælles med observatørbaserede surveys. I stedet blev bestanden optalt med passiv akustisk monitoring i 2010-2012, hvor den samlede bestand i hele Østersøen (øst for 12,5°Ø bredde) blev opgjort til ca. 500 dyr (71– 1.100 individer, 95% CI, point estimate 491) (Amundin et al., 2022).



Figur 2.2. HOLAS-3 kort over vigtige områder for marsvin. Top: Bælthavsbestanden af marsvin, bund: Østersøbestanden af marsvin. Kortene er fra Sveegaard et al. (2022).



Marsvin yngler i alle forvaltningsområder (Koschinski, 2001; Lockyer and Kinze, 2003). Der er meget begrænset viden om deres yngleområder, men der er observeret kalve spredt over både Nordsøen, Bælthavet og historiske data fra Østersøen (Koschinski, 2001), dermed kan ethvert givent område være et potentielt yngleområde og må antages som sådan. Det vides ikke, hvilke miljøfaktorer der skal være på plads, for at marsvin kælder i et område, udover nok føde, da marsvin har et højt stofskifte (Rojano-Doñate et al., 2018) og fouragerer døgnet rundt. Det er vist, at marsvin i Indre Danske Farvande fanger op mod 550 småfisk i timen med en succesrate på >90% (Wisniewska et al., 2016). Reproducerende hunmarsvin har som oftest både en kalv ved siden og en kalv i livmoderen (Lockyer, 2003; Sørensen and Kinze, 1994). Derfor har de, som andre lakterende pattedyr brug for ekstra meget energi under drægtighed og diegivning, og forstyrrelser under fødesøgning kan derfor være problematisk, såfremt muligheden for fødesøgning reduceres. Nye undersøgelser af energetik hos marsvin har vist, at hunmarsvin er mest følsomme overfor forstyrrelser i sommer til efterårsperioden, da det er her, de oplagrer energireserver til at holde varmen om vinteren samtidig med, at de skal bruge energi til graviditet og laktering af den kalv de som oftest har ved siden samtidig (Gallagher et al., 2021).

Det antages, at yngletiden er nogenlunde sammenfaldende for de tre danske marsvinebestande. I Indre Danske Farvande er kælvningsperioden april til oktober med en top i juli-august måned (Lockyer and Kinze, 2003). Drægtigheden varer ca. 10-11 måneder og parring finder sted ca. en måned efter fødslen (Lockyer, 2003). Marsvin bliver kønsmodne i 3-4 års alderen, hvor hunnerne bliver drægtige første år, de er kønsmodne (Lockyer and Kinze, 2003). Et hunmarsvin får i gennemsnit 0,6 - 0,9 kalve pr. år (Lockyer, 2003; Sørensen and Kinze, 1994). Da marsvin bliver ca. 12 år, giver det en potentiel bestandstilvækst på ca. 4-9 % pr år (Lockyer, 2003). En kalv bliver hos sin mor i 10-11 måneder, hvor den lærer, hvordan den skal fange fisk (Camphuysen and Kropp, 2011) og gradvist bliver mere uafhængig og til sidst forlader sin mor i ca. 11 måneders alderen (Teilmann et al., 2007). Dødeligheden er højest for marsvin <1 år og denne aldersgruppe er overrepræsenteret i bifangststatistikken (Berggren, 1994). Grundet den lange diegivningsperiode og kalvens afhængighed heraf, sammen med kalvenes sårbarhed når de forlader moderen, og den lange kælvningsperiode over et par måneder, er marsvin følsomme overfor forstyrrelser året rundt.

Marsvin er listet som *Least Concern* (LC) af IUCN i Nordsøen og Bælthavet og som *Critically Endangered* (CR) i Østersøen (Hammond et al., 2008). Marsvin er listet som *Livskraftig* i Nordsøen og Bælthavet på den danske Rødliste og er ikke vurderet særskilt for Østersøen, men det er noteret, at den er kritisk udryddelsestruet (Moeslund et al., 2019b). HELCOM vurderede i HOLAS 3 for perioden 2016-2021 i 2023 indikatoren '*Absolute abundance and trend in abundance for harbour porpoises (Phocoena phocoena)*' for forvaltningsenhederne Bælthavsbestanden og bestanden i den indre Østersø. For begge områder blev det vurderet, at *Good Environmental Status* (GES) ikke blev opnået. For indikatoren *Distribution of harbour porpoises*, blev GES ikke opnået for bestanden i den indre Østersø, mens Bælthavsbestanden ikke kunne evalueres (HELCOM, 2023b).

2.2.2 Hvidnæse (*Lagenorhynchus albirostris*)

Hvidnæsen er den næst mest almindelige hvalart i Nordsøen og sandsynligvis også i Indre Danske Farvande. Globalt, er den udbredt i de temporære – subpolare dele af Nordatlanten og er opdelt i tre bestande, hvor hvidnæsen i Nordsøen og vest for de britiske øer anses som værende samme population (Galatius and Kinze, 2016). I Nordsøen er populationen estimeret under de fire SCANS tællinger (Gilles et al., 2023a;



Hammond et al., 2002; Hammond et al., 2017; Hammond et al., 2013), og bestanden i Nordsøen estimeres at udgøre ca. 20-40.000 individer (Gilles et al., 2023a). I forundersøgelserne til Energijø Nordsøen blev der påvist hvidnæser i området året rundt. Analysemetode kan ses i Kyhn et al. (2024b).

Hunner bliver kønsmodne i 6-10 års alderen og hanner ca. 2 år senere (Galatius et al., 2013). Parring finder sted i sommerhalvåret og kalve fødes i perioden juni – september. Drægtigheden varer ca. 11 måneder. Det vides ikke, hvor længe kalven bliver hos sin mor. Hos den nærtbeslægtede art, mørk hvidskæving (*L. obscurus*), diegives kalven i 18 måneder og bliver sammen med sin mor i 2 år (Nowak, 2003). Hvidnæser ser ud til at holde en pause mellem drægtigheder (Galatius et al., 2013), hvilket indikerer at ungen bliver mere end et år med sin mor. Hvidnæser er fundet ynglende i Indre Danske Farvande (Alstrup et al., 2024). Hvidnæser vurderes at være sårbare overfor forstyrrelser hele året, da kalven er afhængig af sin mor i mindst et år (baseret på general viden om delfiner) og den lakterende hundelfin har et højt energibehov, hvor der endnu ikke findes viden om hvad evt. forstyrrelser betyder for kalveoverlevelse.

Hvidnæsen er listet som *Least Concern* (LC) af IUCN (Kiszka and Braulik, 2018) og er listet som *Livskraftig* på den danske Rødliste (Moeslund et al., 2019b).

2.2.3 Vågehval (*Balaenoptera acutorostrata*)

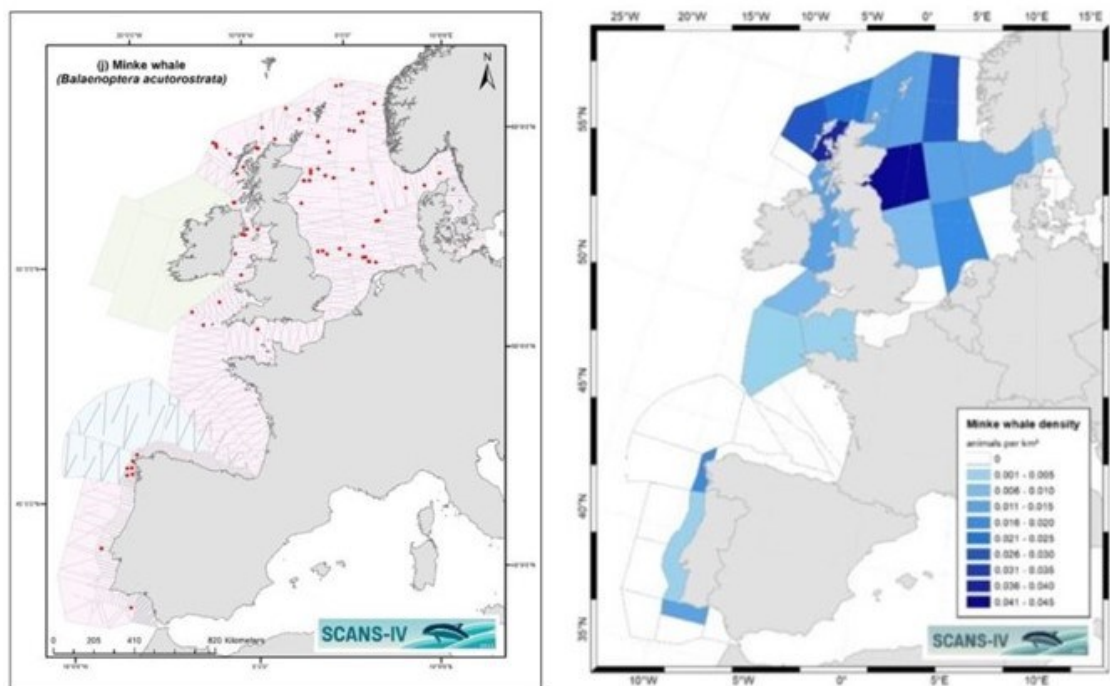
Vågehvalen er en lille og vidt udbredt bardehval, som findes i de tempererede og arktiske dele af alle oceaner, herunder i den centrale og nordlige del af Nordsøen (NAMMCO, 2021). Vågehvaler i Nordsøen er sandsynligvis en del af en større bestand af vågehvaler i Nordøstatlanten, men der hersker usikkerhed omkring den egentlige bestandsstruktur af vågehvaler i Nordatlanten (Pastene et al., 2022). Born et al. (2007) undersøgte populationsstruktur hos vågehvaler i Nordatlanten ud fra sammensætning af tungmetaller, organochlorider og fede fedtsyrer. Resultaterne viste, at bestanden kunne opdeles i fire subpopulationer: 1) Vestgrønland, 2) en Centralatlanten inkl. Jan Mayen, 3) Nordøstatlanten inkl. Svalbard, Barentshavet og nordvest Norge, og 4) Nordsøen, hvortil de danske vågehvaler hører. Vågehvaler i danske farvande tilhører altså ikke en separat dansk population, og der er ingen nationale forvaltningsenheder.

Meget lidt er kendt om vågehvalers udbredelse og forekomst i danske farvande. Ved to lejligheder blev vågehvaler, der tilfældigt blev fanget i et bundgarn ved Skagen, mærket med en satellitsender. Ved begge lejligheder svømmede hvalerne nord for de Britiske Øer i løbet af efteråret og vinteren, og den ene svømmede ind i Middelhavet (Teilmann, upublicerede data). Vågehvaler observeres ofte fra danske olieplatforme i Nordsøen fra marts til september (Delefosse et al., 2017). Vejret er for det meste for dårligt til observationer om vinteren, og det er uklart, om vågehvaler er lige så meget til stede på dette tidspunkt af året. Fund af en diende kalv i Middelhavet med samme genetik som i Nordatlanten (Maio et al., 2016), kunne indikere at vågehvaler fra bl.a. Nordsøen vandrer til Middelhavet for at yngle, eller rent sæsonmæssigt vandrer til varmere farvande, som det kendes fra andre bardehvaler. Generelt er vores viden om vågehvalers forekomst, udbredelse, parring og adfærd dog meget sparsom. Tællinger viser, at populationen af vågehvaler i Nordsøen har været stabil igennem en periode fra 1989 til den seneste tælling i 2022, hvor bestanden blev estimeret til godt 7.800 individer (Gilles et al., 2023b).

I Nordsøen registreres en stor andel af vågehvaler i den vestlige Nordsø og med højeste tætheder ud for Skotlands østkyst (Figur 2.3). I den sydlige Nordsø er arten fåtallig (Reid et al., 2003)). Området mellem



Doggerbanke og Fiskebanke er tilsyneladende en yndet fødesøgningslokalitet for arten i forårmånederne, når tobis samles for at gyde (de Boer, 2010; Worsøe et al., 2002), men der er ikke kendskab til specifikke kerneområder for vågehvaler i Nordsøen. Ligeledes, er der ikke viden om, hvilke perioder, vågehvaler i Nordsøen eventuelt kan være særligt følsomme for forstyrrelser.



Figur 2.3. Observationer af vågehvaler i Nordsøen på kortet til venstre i forbindelse med SCANS IV-flytællinger i 2022, samt til højre de beregnede tætheder (Gilles et al., 2023b). Jo mørkere blå des højere tæthed.

Populationen af vågehvaler i Nordsøen er vurderet som 'livskraftig' (LC) på både den danske Rødliste og IUCNs Rødliste (Moeslund et al., 2019a; Sharpe and Berggren, 2023), og bevaringsstatus for vågehvaler i dansk farvand er vurderet som gunstig (Fredshavn et al., 2019). Vågehvaler er ligesom andre hvaler opført på habitatdirektivets bilag IV og arten er omfattet af CITES, Bern-og Bonn-konventionerne samt den Internationale Hvalfangstkommission, som beskytter storhvaler og forvalter hvalfangst.

2.3 Sæler

Der er to relevante sælarter i dansk farvand; spættet sæl og gråsæl. Gråsæler uddøde lokalt langs de europæiske kyster i den sene middelalder, med undtagelse af de norske kyster og populationen i Østersøen. Sæler blev senere jagtet hårdt i dusørkampagner i 1889 til 1927, fordi sæler blev set som konkurrenter til fiskeriet. Under denne dusørjagt uddøde gråsæler i danske farvande og bestanden af spættet sæl blev kraftigt reduceret. Siden er bestandene holdt på meget lave niveauer på grund af for højt jagttryk indtil arterne blev fredet (Olsen et al., 2018). Gråsælen blev fredet i 1967 og spættet sæl i 1976, og to sælreservater blev oprettet i Vadehavet i 1979.



2.3.1 Spættet sæl (*Phoca vitulina*)

Spættet sæl er i dansk farvand opdelt i fire bestande: Nordsøen, Limfjorden Kattegat, og Sydvestlige Østersø (Hansen and Høgslund, 2023) (se Figur 2.4). Antallet af dyr pr. bestand overvåges årligt i NOVANA overvågningen som en indekssværdi for antal sæler på land i yngle- og fældeperioder. For de bestande der deles med nabolande, koordineres overvågningen, så der opnås samlede bestandsestimater. Bestanden i Vadehavet toppede i perioden 2010-2015 og er herefter reduceret. Det tyder på, at bestanden har nået miljøets bærekapacitet. Bestanden blev i 2022 (nyeste estimat: Hansen and Høgslund (2024)) opgjort til ca. 2500 talte spættede sæler, hvor 26% heraf var unger (ikke korrigeret for antal dyr i vandet). I Limfjorden tælles spættede sæler i den vestlige del og i den centrale del. Bestanden i den vestlige del toppede mellem 2010-2015, mens bestanden ikke ser ud til at have toppet i den centrale del. Disse tal er dog mere usikre, da sæler fra den centrale og vestlige del flytter rundt. I den vestlige Limfjord var der i 2022 ca. 350 spættede sæler, hvoraf 3,5% var unger. Dette indikerer, at hvilepladsen udgør et rasteområde og ikke et decideret yngleområde. I den centrale Limfjord var der ca. 550 spættede sæler, hvoraf 57% var unger. I Kattegat var der i 2022 ca. 3900 talte spættede sæler, hvoraf ca. 46% var unger, og det kunne se ud til at bestanden har nået miljøets bæreevne mellem 2010-2015. I den vestlige Østersø er bestanden af spættede sæler stigende og i 2022 taltes ca. 1100 sæler. Ingen af tallene er korrigeret for antal sæler i vandet, da sælerne tælles på hvilepladserne. Det totale antal talte spættede sæler på hvilepladserne i Danmark toppede i 2017 med 10.100 individer og var i 2022 på 8.800 spættede sæler (ikke korrigeret for sæler i vandet). Alle tal er fra Hansen and Høgslund (2024).

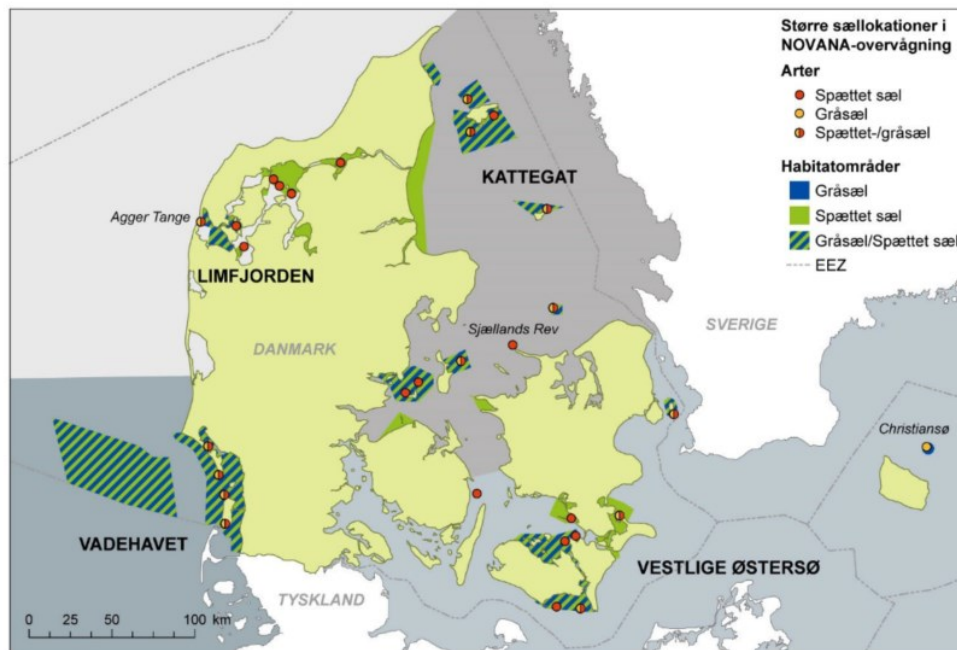
Der har i flere omgange været mærket spættet sæl med satellitsendere i dansk farvand, hvilket giver et detaljeret indblik i sælernes adfærd samt hvor og hvornår, de har været på en bestemt lokation. Sæler er fx blevet mærket på Rødsand (Dietz et al., 2003), Anholt (Dietz et al., 2013), Indre Limfjord og Nissum Bredning (Kyhn et al., 2024a). Dette er et udpluk af referencer og ikke alle data er publicerede (i 2024). Mærkninger viser, at juvenile spættede sæler har en større home range end kønsmodne sæler. Det vil sige, at de yngre sæler bevæger sig over et større område. Kønsmodne spættede sæler mærket på Anholt havde således en mindre home range end såkaldt sub-adulte sæler (Dietz et al., 2013). Spættede sæler er generelt mere kystnære end gråsæler, men kan sagtens svømme >100 km fra kysten i Nordsøen (Kyhn et al., 2024a).

Spættet sæler føder en enkelt unge på land i perioden slut maj-juni (se Tabel 2.1). Ikke alle hvilepladser er ynglelokaliteter. En spættet sæl hun bliver kønsmoden når den er 3-6 år og ca. 90% af sælerne føder herefter en unge om året (Nowak, 2003), dog er raten faldende med hunsælens alder (Atkinson, 1997). En spættet sæl han bliver kønsmoden når den er ca. 6 år. Unge og mor er sammen op til 4-6 uger efter fødslen, hvorefter ungen må klare sig selv (Nowak, 2003). I den periode kan moderen overføre op til 32% af sin samlede kropsvægt efter fødslen til ungen (Bowen et al., 2001). Der er en meget høj dødelighed i det første leveår. Hunnen parrer sig igen, når hun er færdig med at laktere (Nowak, 2003). I den periode hvor ungen er afhængig af sin mor, er parret sårbare overfor forstyrrelser på hvilepladsen, særligt fra havsiden (Groothedde, 2009). Spættet sæl fælder og er afhængige af at kunne ligge uforstyrrede på hvilepladserne i perioden juli-august for at skifte pelsen (Tabel 2.1). Det betyder at spættet sæl i alle forvaltningsområder er særligt sårbar i perioden 1. maj – midt september.

Spættet sæl er af IUCN vurderet som *Least Concern* (Lowry, 2016), og er på den danske Rødliste vurderet som *Livskraftig* (Moeslund et al., 2019b). HELCOM vurderede to indikatorer for spættet sæl i 2023 for



perioden 2016-2021: 'Population trends and abundance of seals' og 'Distribution'. For populationsstørrelse af spættet sæl blev GES ikke opnået for HOLAS 3 (HELCOM, 2023c). For Distribution blev GES ikke opnået for spættet sæl i HOLAS 3 (HELCOM, 2023a).



Figur 2.4. Kort over større sællokalteter og opdeling i bestande i dansk farvand. Kort kopieret direkte fra rapporten Marine Områder 2021 (Hansen and Høgslund, 2023).

2.3.2 Gråsæl (*Halichoerus grypus*)

Gråsælen er i dansk farvand opdelt i to bestande baseret på forskelle i genetik og forskelle afledt heraf, som yngle- og fældetid. Nordsøbestanden findes i Nordsøen, Limfjorden, Vadehavet, Skagerrak og undertiden helt ind i Kattegat. Østersøbestanden findes i Østersøen og Indre Danske Farvande. Det betyder, at de to bestande overlapper i Kattegat. Gråsælen har været helt forsvundet fra de danske hvilepladser langs kysterne, men er ved at etablere sig igen. Der er især sket en indvandring fra Østersøen til danske farvande, hvor en stabil bestand har etableret sig ved Christiansø, men gråsælen findes på næsten alle kendte hvilepladser i Indre Danske Farvande. Ligeledes er der kommet flere gråsæler i Vadehavet og den ydre Limfjord. Der er ikke sket en tilsvarende forøgelse i antallet af ynglende hunner, i det der indtil 2022 maksimalt er talt op til 14 gråsælunger i Østersøbestandens yngletid og maksimalt 3 unger i Nordsøbestandens yngletid (Hansen and Høgslund, 2024). Gråsæler i Østersøen er med satellitsendere vist at migrere mellem Danmark, Sverige og Estland (Dietz et al., 2015; Dietz et al., 2003), og det er således i Estland og Sverige de får deres unger.

Antallet af dyr pr. bestand overvåges årligt i NOVANA overvågningen som en indekssværdi for antal sæler på land i yngle- og fældeperioder. For de bestande der deles med nabolande, koordineres overvågningen, så der opnås samlede bestandsestimater. På lokaliteter i Østersøen blev der i 2022 talt 322 gråsæler fordelt på 75 ved Ertholmene/Christiansø og 247 ved Rødsand. I Kattegat blev der talt 160 gråsæler i



Østersøbestandens fældeperiode og 99 gråsæler i Nordsøbestandens fældeperiode. I Vadehavet blev der talt 216 gråsæler. Alle tal fra Hansen and Høgslund (2023). I alt estimeres det samlede antal af gråsæler i Danmark til <2000 individer.

Der er mærket gråsæl med satellitsendere i dansk farvand ved Rødsand (Dietz et al., 2003), ved Ertholmene, Indre Limfjord og Nissum Bredning (Kyhn et al., 2024a). Derudover er der mærket gråsæl på Helgoland i tysk farvand (Peschko et al., 2020), i den tyske del af Vadehavet og i svensk farvand på Måkläppen ved Falsterbo (Dietz et al., 2015). Dette er et udpluk af referencer og ikke alle data er endnu publicerede). Gråsæler bevæger sig generelt over store afstande, fx på tværs af Nordsøen, fra Limfjorden gennem Skagerrak til Kattegat.

Nordsøbestanden yngler i perioden december-januar og Østersøbestanden i februar-marts (Tabel 2.1). Nordsøbestanden fælder i februar-marts og Østersøbestanden fælder i maj-juni (Hansen and Høgslund, 2024). Hun gråsæler bliver kønsmodne når de er 4-5 år og får i denne alder den første unge. Hanner er først kønsmodne når de er 6 år, men parrer sig ikke før de er større og kan kæmpe sig adgang til hunner når de er ca. 8 år. Begge køn fortsætter med at vokse til de er ca. 15 år (Nowak, 2003). Ungen dies i op til 3 uger, hvorefter moderen forlader den for at parre sig igen. Ungen er født i den såkaldte lanugopels, som ikke er vandtæt. Ungen kan svømme, om nødvendigt, men bliver helst på land yderligere 2-4 uger til pelsen er skiftet, og herefter kan den klare sig selv. Moderen mister op til 25% af sin kropsvægt i løbet af de tre ugers diegivning, hvor ungens vægt øges fra 14 til 50 kg alene på modermælk (Nowak, 2003). Ungen kan derfor være meget sårbar for forstyrrelser i denne periode, da den har brug for en masse energi inden den skal skifte pels og klare sig selv. Omkring en måned efter yngleperioden, følger fældetiden, hvor gråsæler er afhængige af at være på hvilepladserne. Fældeperioden er for Nordsøbestanden i marts-april og for Østersøbestanden i maj-juni måned. Det betyder, at gråsæl i Nordsøen er særligt sårbar i perioden 1. december – midt februar og igen i marts-april. Mens Østersøbestanden er særligt sårbar i perioden februar-midt april og igen i maj-juni.

Gråsæl er af IUCN listet som *Least Concern* (Bowen, 2016) og er på den danske Rødliste vurderet som *Sårbar* (Moeslund et al., 2019b). HELCOM vurderede tre indikatorer for gråsæl i 2023 for perioden 2016-2021 i HOLAS 3: '*Population trends and abundance of seals*' og '*Distribution of seals*'. For hverken *Population trends and abundance of seals* eller *Distribution of seals* kunne der opnås GES for gråsæl i HOLAS 3. For gråsæl er der yderligere en indikator på *reproductive status of seals*, som vurderes på jagtede arter via dissektion. Her opnåede gråsæl heller ikke GES (HELCOM, 2023d).

Tabel 2.1. Oversigt over yngle- og fældetid for de to danske sælarter. Der kan være outliers, således at nogle sæler ikke er færdige med at fælde i september, mens nogle gråsælunger stadig er på land i februar, eller andre fødes allerede i maj, hvilket der skal tages hensyn til i forbindelse med planlægning af afværgeforanstaltninger.

Bestand	december	januar	februar	marts	april	maj	juni	juli	august	september
Gråsæl (Nordsø)	Yngletid			Fældetid						
Gråsæl (Østersø)			Yngletid			Fældetid				
Spættet sæl							Yngletid		Fældetid	



3. Opmærksomhedspunkter for havpattedyr

Havpattedyr er afhængige af og tilpasset livet i havet. For sælernes vedkommende kommer de på land for at hvile, skifte pels og få unger, mens hvaler kun er i havet. Disse forskelle gør, at arterne overvåges med forskellige metoder og der forekommer forskellige opmærksomhedspunkter. Disse metoder og opmærksomhedspunkter beskrives i særskilte afsnit herunder.

3.1 Kvalitetssikring

For at data skal kunne anvendes til effektovervågning, skal de anvendte metoder resultere i data, der er sammenlignelige mellem de forskellige faser; baseline, konstruktion og drift, samt i referenceområdet. I både planlægning og udførelse af effektovervågningen skal de metoder anvendes, som er beskrevet i databladet.

De personer der er ansvarlige for dataindsamling skal have den nødvendige erfaring og træning og denne skal kunne dokumenteres med CV, artikler, mm. Navne på de personer, der udfører surveys og servicering skal fremgå af metadata.

Flysurveys af havpattedyr må kun udføres af teams, der har den nødvendige træning med at artsbestemme havpattedyr fra luften, og kan dokumentere denne.

3.2 Sæler

Sæler er en udfordring at optælle til havs, i det det ikke er muligt at adskille de to arter (spættet sæl og gråsæl) fra luften. Endvidere er der, afhængig af afstand til kysten, sjældent mange observationer af sæler til havs, hvilket giver for usikre estimater baseret på flytællinger langs linjetransekter. Der er angivet andre muligheder for overvågning i afsnittet om metoder til overvågning af sæler.

3.3 Naturlig variation

For både sæler og hvaler viser NOVANA data, at der skal mange års data til for at få et fyldestgørende indtryk af den naturlige variation i et område. Disse arter følger deres føde – oftest fisk, og mange fiskearter vandrer over store afstande. Forskel i fordeling af fisk kan derfor forårsage års-variationer i antal og forekomst af havpattedyr, især hvaler. Der kræves derfor flere års data for at få en god baseline for naturlig variation i forekomst af disse arter i et område. Den toårige baseline dataindsamling er derfor et minimum.

3.4 Vejrafhængighed i metoden

Optællinger af hvaler sker fra fly. Da arterne kun kommer meget kortvarigt til overfladen for at trække vejret, kan optællinger med det formål at undersøge tæthed og populationsstørrelse kun ske under meget gunstige vejrforhold. Dette vanskeliggør at få optællinger året rundt, da især vinterhalvåret sjældent har stabilt stille vejr og dagene er korte. Det er derfor svært at få data på den faktiske årstidsvariation i fordeling, antal og tæthed af marsvin, hvorfor metoden passive akustisk monitoring er den gennemgående metode for hvaler.

3.5 Analyse af akustiske hvaldata

For at kunne analysere for forekomst af hvaler i akustiske data kræver det et grundigt kendskab til den pågældende arts akustiske vokabular anvendt til ekkolokalisering og kommunikation. Dette er ikke beskrevet



for alle arter, der er relevante i dansk farvand, simpelthen fordi der mangler højkvalitets akustiske optagelser af dem. Nogle grupper af arter, fx delfiner har ekkolokaliseringsskrik, kommunikationsfløjt og 'burst pulsed calls', som overlapper i frekvensindhold mellem forskellige arter. De kan derfor bedst analyseres ved at kategorisere dem samlet som 'delfiner'. Da alle hvaler er bilag IV-arter skal de beskyttes på samme måde, og på den måde er det knap så afgørende præcis hvilken art der er tale om, så længe man ved, hvornår der er hvaler i området. Det kan derfor være vanskeligt at vurdere effekter af vindmøllepark på artsniveau for delfiner. Dette kan være problematisk, hvis arterne har forskellig bevaringsstatus. Hvidnæse den mest hyppigt forekomne delfinart i danske farvande, mens forekomsten af andre delfinarter er mere sporadisk, om end øresvin findes i en lille fast bestand ved Thyborøn. Marsvin og hvidnæser har begge karakteristiske akustiske signaler som kan genkendes i analyser og de kan derfor analyseres til artsniveau. Dog har hvidnæser også lyde som vil falde i kategorien 'delfiner', hvortil alle øvrige delfinarter tilskrives.

3.6 Kalibrering af udstyr

Overvågning af hvaler udføres i høj grad ved udlægning af akustiske dataloggere, der kan optage hvalernes lyde. Dette kaldes passiv akustisk monitorering (PAM) og gennemgås i kapitel 7.1.4. Hvis man vil sammenligne data mellem dataloggere, områder eller mellem år, eller for eksempel med NOVANA data, er det afgørende at dataloggerne er kalibrerede, således at de enkelte enheders optagefølsomhed falder inden for samme fastsatte standard, som fastsat af producenten. Hvis udstyret ikke er kalibreret kan man risikere at optage for få dyr, således at data faktisk ikke er repræsentative. Det kan således give en falsk negativ eller positiv, både når der sammenlignes i en BACI (før, under, efter, kontrol) analyse, men også når man undersøger et nyt område, hvor man ikke ved noget på forhånd.

Hvis dataloggere trawles af fiskere og ender med at skylle op på stranden er det vigtigt at genkalibrere udstyret, da hydrofoner er skrøbelige og deres følsomhed kan ændres ved et slag eller fald. Der skal derfor være en protokol for at trawlet udstyr kalibreres inden genudlægning.

Kalibrering skal dokumenteres for hver enhed og enheder skal kun anvendes såfremt der er sammenlignelige med producentens standard.

4. Faser i effektovervågning

Der er flere faser i konstruktionen af en havvindmøllepark som er relevant i forhold til effektovervågningen. Første fase er at undersøge området med geotekniske og geofysiske surveys for at fastslå hav- og undergrundens beskaffenhed, og denne fase skal gå forud for baseline undersøgelser af havpattedyr, så de geotekniske og geofysiske surveys ikke influerer på baseline undersøgelserne. Herefter kommer en toårig baseline periode, hvor artssammensætning, fordeling, forekomst af kalve, antal af dyr og årstidsvariation undersøges. Efterfølgende kommer konstruktionsfasen, hvor møllerne opstilles og til sidst driftsfasen, hvor der overvåges i 1., 5., 10 og 15. år efter driften er kommet i gang. Dekommissioneringsfasen er ikke dækket i effektovervågningsprogrammet. De forskellige faser beskrives herunder, samt hvad der skal tages højde for. Igennem hele forløbet overvåges et referenceområde samtidigt. Se oversigt over den samlede effektovervågning i Tabel 4.1.



4.1 Baseline

Dataindsamling for baseline skal være minimum 2 fulde år for at give data om årstidsvariation til den statistiske analyse, der er påkrævet for at vurdere ændringer over tid i en BACI analyse (se afsnit 5). Dette er i tråd med de tyske anbefalinger (Stuk4), hvor to fulde år er påkrævet i baseline (BSH, 2013), samt de forundersøgelser der er udført i Danmark ifm. områder til opførsel af nye havvindmølleparker Hesselø, Nordsø1, Energiø Bornholm og Energiø Nordsøen).

4.1.1 Planlægning af baseline

Der kan opstå et problem ift. at man ønsker både at indsamle geofysiske, geotekniske data og baseline data om forekomst af havpattedyr i et område samtidigt for at spare tid. Dette er ikke i overensstemmelse med at opnå data på naturlig baggrundsvariation i tilstedeværelse af havpattedyr, da geofysisk og geoteknisk dataindsamling anvender akustiske instrumenter der udsender undervandsstøj i et frekvensområde (25-40 kHz (Pace et al., 2021), hvor marsvin (Kastelein et al., 2002) og sæler (Kastelein et al., 2009; Reichmuth et al., 2013) hører godt og kan skræmme dyrene ud af området. Geofysiske og geotekniske undersøgelser skal derfor indsamles uden tidsmæssigt sammenfald med baseline overvågningen, og det er derfor vigtigt at planlægge alle skridt i etableringen af en havvindmøllepark i rigtig god tid, så alle opgaver kan udføres på bedst mulige måde. Ligeledes for opfølgende geofysiske og geotekniske undersøgelser. Det samme gør sig gældende for bortsprængning af UXO'er, der i sig selv larmer så meget at effekten skal afværges ved på forhånd at skræmme havpattedyr ud af området.

En ideel tidsplan ift. havpattedyr ser ud som skitseret i Tabel 4.1. Hvis geofysisk og geoteknisk data indsamles samtidigt med biologiske baseline data er der en reel risiko for at give en falsk positiv i en BACI undersøgelse, med andre ord, at det kan se ud som om der kommer flere hvaler i mølleområdet i driftsfasen, end der var i baseline, mens dyrene i virkeligheden var skræmt ud af mølleområdet i en del af baseline. Det er derfor afgørende at planlægge både geofysik, geoteknik og baseline i rigtig god tid. Man kan med fordel bevare nogle PAM stationer i mølleområdet og referenceområdet mens der udføres opsamlende geofysiske og geotekniske undersøgelser, således at effekten af denne kan vurderes.

Tabel 4.1. Oversigt over fordeling af opgaver for overvågning i løbet af udviklingen af et mølleområde. UXO'er er udetonerede bomber fra WWII. PAM er akustisk overvågning af hvaler og flysurveys giver data om antal og tæthed af dyr i området.

År	Opgave	Effektovervågning	Hvaler	Sæler
<1	Geofysik & teknik	Nej		
1 & 2	Biologisk baseline	Ja	PAM + flysurveys	Optælling på hvileplads (satellitmærkning)
3	Evt. opfølgende geofysik/teknik	Begrænset	PAM	



3	Evt. bortsprængning af UXO'er	Begrænset	PAM	
3 - 4	Konstruktionsfase	Ja	PAM	Optælling på hvileplads (satellitmærkning)
5	Driftsfase år 1	Ja	PAM	Optælling på hvileplads (satellitmærkning)
10	Driftsfase år 5	Ja	PAM	Optælling på hvileplads (satellitmærkning)
15	Driftsfase år 10	Ja	PAM	Optælling på hvileplads (satellitmærkning)
20	Driftsfase år 15	Ja	PAM	Optælling på hvileplads (satellitmærkning)

4.2 Konstruktionsfase

Såfremt det er muligt, opretholdes baselineovervågningen igennem konstruktionsfasen. Ligeledes bevares antal stationer og serviceringsinterval. Hvis det ikke vurderes muligt fx grundet sikkerhedshensyn eller lignende, kan antallet af stationer reduceres, så længe det kan retfærdiggøres at der fortsat opnås data, der kan anvendes i BACI analysen.

Det skal afklares om der kan være andre påvirkninger som kan påvirke resultater i referenceområdet. Det kunne være fra naboområder i ind- og udland, fx etablering af fiskefarme, havneudvidelser, andre vindmølleparker eller geofysiske undersøgelser.

4.3 Drift

Når vindmølleparken er i drift vil miljøet i parken langsomt ændre sig. Der kommer begroning (bundfauna) på fundamenterne og der vil være et ophør af evt. trawlaktivitet i mølleområdet, som gør at havbundens liv vil kunne restituere mellem møllerne. Begroningen af fundamenterne er beskrevet som en 'kunstig rev effekt' og har vist sig at tiltrække flere fisk, fx i Horns Rev I Havvindmøllepark (Stenberg et al., 2015). Effektovervågning af marsvin bør derfor foregå over en længere periode for at vurdere den reelle påvirkning af marsvin i området, da fødegrundlaget og dermed marsvins hovedårsag til at være i området, ændrer sig. I forhold til hvor mange havvindmølleparker der findes, er der udført ganske få studier, der sammenligner forholdene før og efter en vindmøllepark blev bygget. I Danmark er der studier af tre mølleområder, Horns Rev-I, Rødsand og Nysted. For Horns Rev-I viste et BACI studie at marsvineaktiviteten i løbet af det første år i driftsfasen var det samme som i baseline (Tougaard et al., 2006). Baseline varede 3 år og driftsfasen blev overvåget i et år.

I Nysted viste et BACI studie, at der ikke kom samme niveau af marsvin i driftsfasen som i de seks måneders baseline (Carstensen et al., 2006). Senere undersøgelser viste, at det relative antal af marsvin (målt med TPODs) var større i referenceområdet end i mølleområdet efter 8 års drift i Nysted. Forfatterne forklarede resultatet med to hypoteser; at området i forvejen ikke var vigtigt for marsvin, hvilket de bakker op med



satellitmærkede marsvins manglede præference for området, eller at området er et stille sted i Østersøen og at den lavfrekvente støj fra møllerne i drift derfor kan høres tydeligere og på større afstand (Teilmann and Carstensen, 2012). En tredje mulighed er, at baseline ikke var repræsentativ, da den dels var kort (6 måneder) og dels ikke medtog flere år, for at vurdere naturlige forskelle mellem år i området.

Undersøgelser af Rødsand II med ½ års baseline (sep.-feb.) sammenlignet med ½ års drift (sep.-mar.) viste, at der ikke var forskel mellem de to perioder (Teilmann et al., 2012).

I Holland er der undersøgelser af marsvin i to mølleområder. I det ene område, Egmond aan Zee (Scheidat et al., 2011) steg forekomsten af marsvin i driftsfasen i forhold til baseline. Scheidat et al. (2011) gav to bud på denne stigning; 1) al sejlads blev forbudt i mølleområdet inkl. 500 m buffer herom. Dette forhindrer trawlaktivitet og som en sandsynlig funktion heraf steg både antal af fiskearter og individer i mølleområdet (ter Hofstede, 2008), hvilket gav et bedre fødegrundlag og tiltrak marsvin til området, 2) en 'shelter effekt'; i det al skibstrafik forsvandt i et ellers meget besejlet og fisket område, blev der mere stille i mølleområdet. Så fordi omkringliggende områder var mindre attraktive, blev mølleområdet attraktivt for marsvin (Scheidat et al., 2011). I en nærliggende vindmøllepark i Holland blev der ikke fundet forskel mellem baseline og drift (Petel et al., 2012). Det blev diskuteret at evt. positive effekter indtrådte inden baseline begyndte, da mølleområdet ligger tæt på Egmond aan Zee, hvorfra positive effekter blev beskrevet. Et tysk projekt; Gescha 2 analyserede påvirkningen af marsvin under og efter opførelsen af elleve havvindmølleparker og offshore transformerplatforme bygget i den tyske Nordsø samt tilstødende hollandske farvande i perioden 2010-2016. Overordnet set var konklusionen, at der ikke var en negativ påvirkning af marsvineaktiviteten i området relateret til installationen af flere tilstødende havvindmølleparker (Rose et al., 2019).

De forskellige studier viser forskellige resultater, som sikkert er en konsekvens af forskelle i de forskellige områder. Der er derfor yderligere behov for at vurdere effekter af en vindmøllepark over en længere periode, for at vurdere hvad effekten er på forekomst af havpattedyr. Ideelt set skulle der i driftsfasen intervalovervåges, således at man overvåger nogle år, holder nogle års pause og så overvåger igen, således at der overvåges indtil der er opstået en ny balance i området. Det vides ikke hvor længe dette tager, og derfor tages der her udgangspunkt i en kortere årrække, velvidende at driftsfasen i princippet varer i møllernes levetid. Der skal overvåges i hele 1., 5., 10. og 15. år af driftsfasen, men ideelt set mindst 2 år ad gangen. På den måde kan der både vurderes på kort og længere sigt.

5. Statistik

Essensen bag nærværende effektovervågning er at undersøge eventuelle ændringer i miljøtilstanden, der forekommer i forbindelse med konstruktionen af havvindmølleparker. Dette skal forstås som værende variationer, der strækker sig udover det der forekommer af naturlig variation, da denne kan tilskrives menneskelig påvirkning.

De foreslåede undersøgelser er formet efter principperne ved et BACI (Before-After-Control-Impact) studiedesign, som er en kendt metode til at identificere menneskeskabte ændringer og effekter ved anlægsprojekter (Conner et al., 2016). I dette design sammenlignes resultaterne før og efter havvindmøllepark-implementering i både reference- (Control) og påvirkningsområdet (Impact). Formålet er at belyse potentielt signifikante interaktionseffekter, der indikerer at ændringerne i den undersøgte miljøfaktor ligger uden for hvad der kan tilskrives den naturlige variation. Der ønskes yderligere undersøgelser af årene



efter anlægsarbejdet er afsluttet, så man ved statistisk analyse kan vurdere hvorvidt der er forskel mellem baseline og konstruktionsfasen, samt hele 1., 5., 10. og 15. år af driftsfasen.

Undersøgelser i naturlige systemer (in vivo) resulterer ofte i en datavarians, som ligger uden for den normalfordeling, der er påkrævet af mange statistiske tests (Krzywinski and Altman, 2014). Derfor anbefales non-parametriske test såsom Generalized Linear Mixed-Modelling (GLMM). GLMM er en alsidig og fleksibel modelleringsform, der tillader analyse af responsvariabler med non-parametrisk fordeling og inklusion af random-effekter for at håndtere uønskede korrelationer. I den foreliggende analyse anbefales det at inkludere Logger-ID som en random-effekt, for at minimere uønsket rumlig korrelation mellem stationer, samt effekt af evt. forskel i følsomhed mellem enheder til trods for kalibrering. Analysen skal opbygges efter principperne bag 'Repeated measures' principperne (Muhammad, 2023), en metode til at sammenligne gennemsnit i den undersøgte variabel, på tværs af flere tidspunkter for de undersøgte områder. Metoden tager højde for, at målingerne er afhængige, da de gentages på det samme område, og undersøger, om der er en signifikant forskel mellem de forskellige tidspunkter og områder. En anbefaling til de forskellige parametre, der skal indgå i den statistiske analyse, ses i Tabel 5.1. Efter GLMM analysen skal der, i tilfælde af signifikante interaktionseffekter, gennemføres non-parametriske post-hoc test, såsom *Wilcoxon Signed-Rank Test*, der kan belyse hvorledes de identificerede forskelle træder i kraft (Krzywinski and Altman, 2014). Alle statistiske test skal benytte p-værdi <0.05 , som værende grænseværdien for signifikante resultater.

Tabel 5.1. Eksempel på hvorledes modellen til analyse af detektionspositive minutter kan opstilles. Adskillelsen af single effekter og interaktioner er indikeret med et plus-symbol, og interaktioner mellem kovariater er indikeret med kolon ':':

Responsvariabel	Kovariater inkl. iterationer	Relevante random-effekter
Detektionspositive minutter (DPM)	Område + Tid + Område : Tid	Logger-ID

For power-analyse af PAM-data se afsnit 7.1.4.1.1.

6. Størrelse af undersøgelsesområde og referencestationer

Når vindmøllefundamenterne installeres ved nedramning (monopæle og pin piles) i konstruktionsfasen produceres impulsstøj som kan skræmme havpattedyr væk alt afhængig af undervandsstøjen samt afstand mellem dyrene og installationsstedet. I henhold til Energistyrelsens guideline for installationer af pælefundamenter (Energistyrelsen, 2022) skal undervandsstøjen dæmpes, hvis der er risiko for permanente høreskader hos havpattedyrene. Dette kan fx gøres ved brug af boblegardiner som kan reducere påvirkningsstanden. Et studie fra Nordsøen viste at ved anvendelse af dobbelte boblegardiner blev påvirkningsafstanden reduceret til 12 km for møllefundamenter med en diameter på op til 6 m (Dähne et al., 2017). Et andet studie fra Nordsøen viste, at for fundamenter med samme diameter kunne påvirkningsafstanden kun reduceres til 17 km (Rose et al., 2019). Her vurderede man, at det skyldtes, at man anvendte en blanding af boblegardiner og sælskræmmere som afværgeforanstaltning. Sælskræmmere anvendes for at skræmme marsvin væk inden støjen bliver så høj, at den skader marsvins ører. Sælskræmmere høres meget tydeligt af marsvin, grundet den anvendte frekvens, og det kan være grunden til at marsvin holdt sig på større afstand, end hvor der alene blev anvendt boblegardiner. I Danmark anbefales det af samme grund *ikke* at anvende sælskræmmere (Energistyrelsen, 2022), da den i sig selv har en



skadevirkning. Undersøgelsesområdet for baseline, konstruktions- og driftsfase skal derfor inkludere hele mølleområdet samt en buffer på 20 km rundt om for at sikre, at hele det område der kan påvirkes i konstruktionsfasen er inkluderet, også for større møller end vi kender det i dag.

Derudover skal der udpeges referenceområde med referencestationer til PAM loggere. Resultater fra referencestationerne skal anvendes i BACI analyserne og skal derfor være upåvirkede indtil effektovervågningen stopper. Referencestationerne skal altså være endnu længere væk end den 20 km bufferzone, ca. >20 km. Referenceområdet skal ligne mølleområdet nogenlunde på miljøparametre og ift. evt. tidligere indsamlet data. Således skal den naturlige variation i mølle- og referenceområder være ens og korreleret. Referenceområdet skal placeres således at det ikke er beliggende i en evt. kabelkorridor, i en skibsrute eller lignende. Men det afgørende er, at forholdene ikke ændrer sig fra baseline til driftsfase, som er en lang periode. Det skal således sikres, at der ikke er planlagt andre støjende aktiviteter i referenceområdet, hvilket kunne være et nærliggende mølleområde, som også skal udvikles, et område hvor der skal udvides en havn, anlægges en bro eller lignende. Det er også relevant at undersøge om fiskeritrykket er anderledes i referenceområdet. Så langt det er muligt, skal områderne være ens. Referenceområdet skal repræsentere den naturlige uforstyrrede tilstand hele vejen igennem BACI-studiet.

Det er muligt at der kan anvendes NOVANA data som reference, hvis der findes et PAM-overvåget NOVANA-område i passende afstand, og hvis stationer genudlægges synkront med effektovervågningen.

7. Metoder

7.1 Hvaler

Hvaler overvåges i NOVANA med to metoder; passiv akustisk monitoring (PAM) og flytællinger med metoden *Distance Sampling line transect surveys*. PAM giver højopløselige data om relativ tæthed af arter på års, døgn eller sekundbasis. Som beskrevet indledningsvist kan PAM ikke identificere alle hvalarter, da ikke alle de relevante arters akustik er beskrevet i tilstrækkelig grad. *Line transect surveys* giver øjebliks-data på art, fordeling, forekomst af kalve, tæthed og antal dyr i et område på et givent tidspunkt. Effektovervågningen skal foregå med PAM hele vejen igennem og med flysurveys i baseline for at undersøge hvilke arter der er til stede og for at vurdere kalvefænologi. Kombinationen af PAM og Distance sampling line transect surveys giver et meget stærkt datasæt, da de komplementerer hinanden optimalt: Den ene metode giver art, kalve, antal og tæthed, den anden giver detaljeret information om årstidsvariationer i tilstedeværelse. PAM er tidligere anvendt i effektovervågning (se afsnit 4.2).

Digitale *strip width surveys* giver øjebliks-data på forekomst af kalve, men kun et *relativt* mål for antal og tæthed. Datatyper for de tre metoder er vist i Tabel 7.1. Metoderne gennemgås herunder.

Tabel 7.1. Oversigt over data fra de metoder der typisk anvendes til at tælle hvaler. PAM = Passiv akustisk monitoring.

	PAM	Line transect	Digital strip width surveys
Art	(x)	x	x
Antal		x	
Tæthed		x	
Fordeling		x	x



Relativ tæthed			x
Relativt antal	x		x
Adfærd	x		
Døgnvariation	x		
Årstidsvariation	x		

7.1.1 Områdets størrelse

Som beskrevet i afsnit 6, skal undersøgelsesområdet bestå af mølleområdet og en 20 km buffer rundt om det. Dette gælder alle faser; baseline, konstruktions- og driftsfase og uafhængig af metode; PAM eller flysurveys. Herudover skal der findes et referenceområde, som kan antages at være upåvirket i alle faser, således at der kan skaffes data til en BACI design tilgang til effektovervågningen. Referencestationerne skal placeres i et område, der svarer til mølleområdet, men ligge i så stor en afstand, at data ikke påvirkes i konstruktionsfasen. Når referenceområdet skal defineres, er det nødvendigt at indtænkes, kumulative effekter fra evt. andre støjende projekter, der således må kortlægges inden referenceområdet udpeges.

7.1.2 Flytællinger - Line transect distance sampling metoden

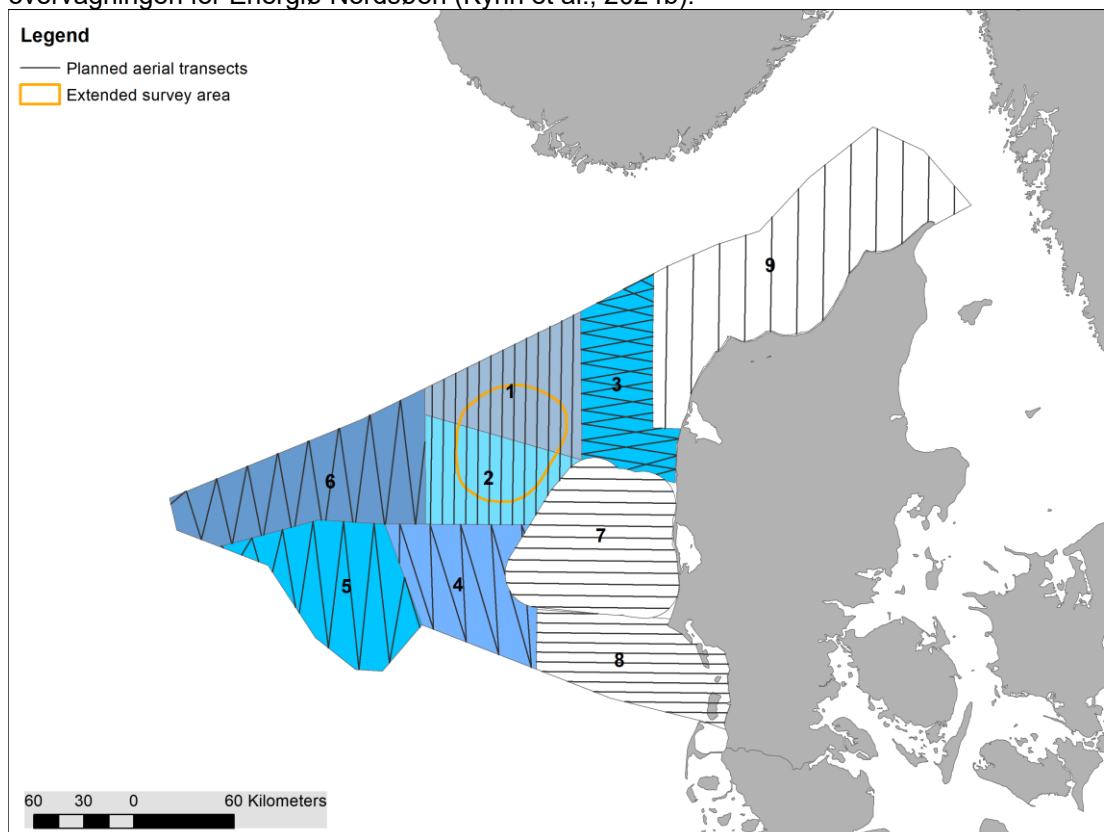
Metoden for line transect *Distance Sampling* er beskrevet af (Buckland et al., 2001). Metoden er udviklet til på metodisk vis, at tælle en art i et område og omregne de talte dyr pr. måleenhed til en tæthed af dyr pr. areal. Dette er den ønskværdige enhed for at følge en bestand i et område, da man her følger reelle ændringer i antallet af dyr, og ikke relative ændringer. Metoden anvendes for eksempel i SCANS surveys (Gilles et al., 2023a; Hammond et al., 2002; Hammond et al., 2013) og i den nationale NOVANA overvågning (Hansen, 2016; Hansen and Høgslund, 2024). Der er flere opmærksomhedspunkter ved implementering af metoden i praksis, som gennemgås i nedenstående afsnit. Teorien kan studeres i Buckland et al. (2001), samt i disse referencer (Gilles et al., 2009; Scheidat et al., 2008; Viquerat et al., 2014). Metodens implementering er endvidere gennemgået i den tekniske anvisning for bestandsovervågning af marsvin under NOVANA M15 (Sveegaard and Teilmann, 2018).

I *Distance Sampling line transect surveys* er den vigtigste antagelse, at alle dyr der befinder sig på nullinjen (=transektlinjen) observeres. Sandsynligheden for at opdage et dyr på nullinjen kaldes $g(0)$. Dette sker dog ikke i praksis, da nogle dyr på nullinjen er neddykkede (*availability bias*) og andre dyr overses (*perception bias*). Det vigtige er derfor, at man kan beskrive denne bias, så den indregnes i *Distance Sampling* udregningen af bestandsestimat og tæthed. Bias kan fx udregnes ved at foretage såkaldte circle-backs. Det foregår ved at man, når et dyr er observeret, kort efter bryder fra nullinjen og i en ellipse form, flyver tilbage langs linjen og ind på nullinjen igen, således at man overflyver stedet for observationen 3 min efter dyret først blev set. Her tester man så om observatørerne ser samme dyr igen eller ej. Det giver et samlet mål for *perception* og *availability bias*, $g(0)$. Der skal foretages 60 circle-backs for at opnå en passende detektionsfunktion for observatørerne og den givne art, og metoden er beskrevet grundigt andet steds (Gilles et al., 2023a; Hiby, 2016) og skal indarbejdes i de surveys der skal flyves.

Når hvaler optælles med *line transect distance sampling surveys* lægges en række transektlinjer ned over det område der skal optælles. Transektlinjerne skal udgøre 10% af områdets areal (BSH, 2013) og/eller



kunne flyves på en enkelt dag. Der flyves i 600 fod. For at give repræsentative resultater for et større område, skal transektlinjerne placeres repræsentativt i forhold til miljøet. Men oftest kendes bundforhold, fordeling af byttedyr og hvaler ikke i detaljer på forhånd. Derfor placeres transektlinjer så de dækker alle dybder, og løber på tværs af undersøiske kløfter og skrænter, hvor der kan være højere tæthed af både fødeemner og hvaler. Såfremt det drejer sig om et homogent område, kan linjerne placeres i zig-zag mønster, således at der ikke bruges tid på at flytte sig mellem transekter. Begge tilgange er vist i Figur 7.1 herunder som er fra baseline overvågningen for Energiø Nordsøen (Kyhne et al., 2024b).



Figur 7.1. Eksempel på observatørbaseret line transect distance sampling survey program udført i forbindelse med Energiø Nordsøen. Som det kan ses, er der både forskellige afstande mellem linjer og linjer lagt som hhv. rette transektlinjer og i zig-zig mønster. Kilde: [Marine mammal report for the North Sea Energy Island](#) (Kyhne et al., 2024b).

Den indbyrdes afstand mellem transektlinjerne afgøres af hvilket spørgsmål man ønsker at besvare, af den forventede tæthed af arten og af områdets størrelse. Når data indsamles for et mindre område, som vil være tilfældet for denne effektovervågning, skal området kunne dækkes på en enkelt dag, da der kan være relativt stor forskel mellem dage. For mindre områder, må størrelsen på det overvågede område udvides, så der dækkes et større område for at få nok datapunkter. Hvis man ikke kender tætheden i området på forhånd, er man nødt til at antage en lav tæthed for at være sikker på at få et brugbart statistisk resultat. Figur 7.2 viser et kort over dansk farvand opdelt i fire områder; dansk Nordsø, Skagerrak, Indre danske farvande og sydøstlige Østersø fordelt i vest og øst. Opdelingen i de fire havområder er baseret på den viden der anno 2025 findes om bestande af marsvin i disse områder. Farvandsafgrænsningen er til dels baseret på de tre bestandes forvaltningsområder i danske farvande (Sveegaard et al., 2015), dels på den tilgængelige viden

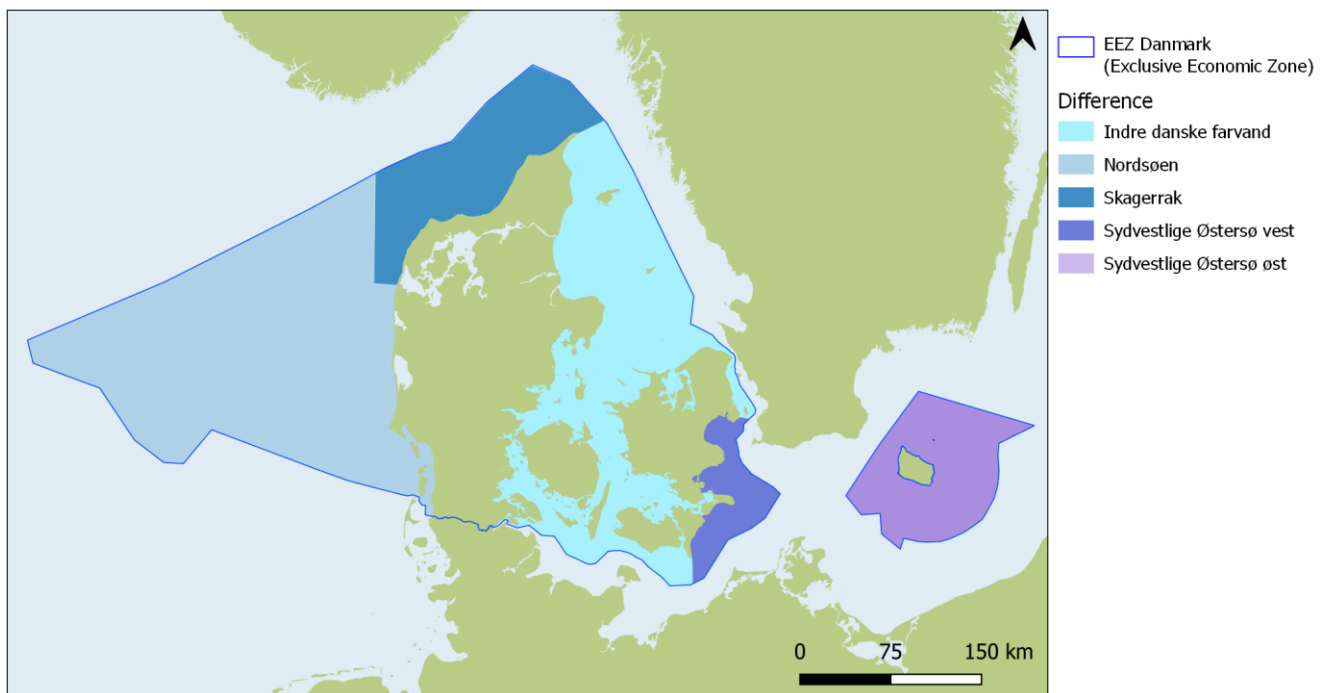


om tæthed eller relativ tæthed i områderne fra SCANS tællinger (Gilles et al., 2023a; Hammond et al., 2002; Hammond et al., 2017; Hammond et al., 2013), miniSCANS (Hansen, 2018; Unger et al., 2021), NOVANA overvågning (Hansen, 2018; Hansen and Høgslund, 2019; Hansen and Høgslund, 2021), SAMBAH projektet (Amundin et al., 2022) og overvågningsresultater fra Energiø Nordsøen (Kyhn et al., 2024b). Flyovervågning med line transect surveys skal foretages i baseline i alle områder med undtagelse af *Sydøstlige Østersø Øst*, hvor der er for få dyr til at opnå et bestandsestimat med passende konfidensinterval.

Det skal tilstræbes at flyve hver anden måned for at få data om årstidsvariation. Observatør baserede *line transect distance sampling* surveys udføres kun i baseline for at undersøge sammensætning af arter, tilstedeværelse af kalve, kalvefænologi, artsdensitet og antal i baseline. Hvis mølleparkens design (højde og afstand mellem møller) tillader det, udføres observatørbaserede *Distance Sampling line transect surveys* også i konstruktions- og driftsfasen, men da sådanne data ofte har stor variation, er de ikke velegnede i BACI designs.

7.1.2.1 Opsummering

- Distance sampling line transect surveys udføres i den 2 årige baseline for at undersøge artssammensætning, forekomst og fænologi af kalve, fordeling, tæthed og antal af arter.
- Distance sampling line transect surveys skal udføres således at der opnås en udregning af $g(0)$.
- Distance sampling line transect surveys med observatører resulterer hermed i estimer af antal og tæthed af dyr.
- Transektlinjer skal placeres således at data repræsenterer hele det overvågede område.
- Transektlinjer skal udgøre mindst 10% af undersøgelsesområdet.
- Der skal tælles hver anden måned i baseline (2 år).
- Flysurveys opretholdes i konstruktions- og driftsfase om muligt.
- Distance sampling line transect surveys kan *ikke* anvendes omkring Bornholm (sydvestlige Østersø øst), da tætheden af marsvin er for lav.



Figur 7.2. Kort over de forskellige havområder for hvaler. Der er forskellige tætheder af marsvin og viden om fordeling i de forskellige områder. Grænserne er baseret på viden om tilgængelige data og tætheder, dels på de forvaltningsenheder der anvendes for marsvin i Danmark.

7.1.3 Flytællinger - Digitale strip transect surveys

Der er lavet forsøg med digitale surveys, hvor der optages film/overlappende billeder med høj opløselighed som efterfølgende analyseres af observatører, og nogle firmaer anvender digitale surveys i overvågning. Observatørbaserede surveys er *line transect* surveys, mens digitale surveys er *strip transect* surveys, i det der tages overlappende billeder/videoer langs hver side af transekterne. I digitale surveys antages, at sandsynligheden for at finde et dyr er lige stor overalt på 'strip'en' under flyet, mens *line transect* surveys antager at alle dyr på nullinjen observeres, mens antallet falder væk fra linjen. Det betyder at måden data indsamles på, i udgangspunktet er forskellig. Den fundamentale forskel mellem de to metoder er et af de problemer der gør, at data endnu ikke er sammenlignelige mellem observatørbaserede flysurveys og digitale surveys, og data fra digitale surveys kan derfor ikke sammenlignes med fx SCANS og NOVANA data, eller omregnes med en passende faktor.

Fordelen ved digitale surveys er at der kan flyves i en større højde, ca. 1500 fod mod 600 fod for observatørbaserede surveys. Herved kan man hurtigere dække et større område, end med observatørbaserede flysurveys. Samtidig kan man flyve over vindmølleparker, hvor man nu ikke kan tælle med observatørbaserede surveys i vindmølleparker uden at få særlig tilladelse, og afhængig af afstand mellem møllerne og disses højde. Men der er ulemper ved metoden. Først og fremmest er der en afgørende antagelse i *Distance Sampling* metoden for at opnå et *unbiased* densitetsestimat som *ikke* overholdes i den digitale tilgang, nemlig at alle dyr på transektet observeres; $g(0)=1$, (Buckland et al., 2001). Det er påkrævet at $g(0)$ kendes for at opnå et faktisk estimat af tæthed og antal af dyr, og ikke relative estimater. Dette undersøges i traditionelle observatørbaserede surveys, ved at udføre såkaldte *circle-backs* som det er



anvendt i SCANS' surveys (Hammond et al., 2002; Hammond et al., 2013; Scheidat et al., 2008) (se forklaring i kapitel 7.1.2). Kun ved at have denne procentsats, kan man opnå et estimat for det faktiske antal dyr i det overvågede område, og ikke et relativt mål. Når man udfører digitale surveys, kan der ikke flyves tilbage over en observation, da observationer ikke gøres i real tid, men først når surveyet for længst er overstået. Det betyder at man i digitale surveys ikke kan estimere $g(0)$ (BSH, 2013), og digitale surveys kan derfor alene anvendes til at udregne relative bestandsestimater og ikke faktiske absolutte bestandsestimater (BSH, 2013; Parker et al., 2022).

Derudover, er der den ulempe ved digitale surveys, at der skal bruges virkelig mange timer på at analysere data fordi det indtil videre kun kan gøres af mennesker. Først gennemgås video/fotos af observatører der finder noget der *kunne være* dyr på billederne og markerer hændelserne. Derefter gennemgås disse markeringer af specialister. Som for traditionelle line transect surveys, skal observatørerne være specielt uddannede i og trænet til at genkende marsvin, andre hvaler og sæler. Det kræver altså måneder at gennemgå et enkelt datasæt. I et studie hvor observatørbaserede og digitale observationer sammenfaldende i tid og sted blev sammenlignet for marsvin, blev det fundet at der i de digitale optagelser kun kunne genfindes 61% af de marsvin der blev set 'live' af observatører (Williamsson et al., 2016). Altså en ret stor forskel, og et stort antal missede dyr, men dette må *ikke* antages som en generel kalibreringsfaktor. I et studie af narhvaler dækket simultant med begge metoder blev der fundet flere dyr på de digitale fotos end med observatører (Bröker et al., 2019), men i dette tilfælde blev der fløjet i samme lave højde (ca. 700 fod, 213 m) og altså ikke som de ovenfor refererede digitale surveys for marsvin der blev fløjet i 1500 fod for de digitale surveys. Derudover er narhvaler langt større, findes i større flokke og er dermed nemmere at se, end marsvin der færdes alene eller i meget små grupper. Narhvalstudiet kan derfor *ikke* bruges som reference for at digitale surveys for marsvin er sammenlignelige med observatørbaserede surveys for marsvin.

Når data er gennemgået af en specialist, skal data, eller dele af data, yderligere analyseres af en anden uafhængig observatør for at vurdere usikkerheden på data. Endnu ikke offentliggjorte data fra Tyskland tyder på, at kun 60-70% af de fundne marsvin observeres af begge observatører ved kvalitetstjek af digitale data for marsvin. Det tyder på, at det er for præmaturligt at anvende digitale surveys som en standardmetode i overvågning, da der i to steps i analyserne overses for mange marsvin, samt at $g(0)$ ikke kan beskrives. Denne metode må derfor ikke anvendes i effektovervågningen.

Der er i Tyskland foretaget over 30 samtidige flyvninger med begge metoder for at finde ud af hvordan resultater fra de to metoder kan sammenlignes og for at beskrive en general omregningsfaktor for marsvineobservationer, men det er endnu ikke lykkedes. Problemet er komplekst og der har vist sig at være meget variation som ikke umiddelbart lader sig forklare. Det er afgørende at vide, at digitalt indsamlede data ikke kan sammenlignes med traditionelt indsamlede data. Metoden kan bruges som supplement til PAM programmet, men kan ikke stå alene, da der er risiko for at for mange dyr overses. Hvis metoden anvendes som supplement til PAM programmet, kan man altså ikke referere til tidligere studier for at få en omregningsfaktor til sammenligning med observatørbaserede surveys.

7.1.3.1 Opsummering

- Da $g(0)$ ikke kan beregnes for digitale surveys, kan man kun opnå relative bestandsestimater og tætheder ved digitale surveys.



- Resultater fra sammenligninger mellem observatørbaserede og digitale surveys viser, at metoderne ikke er sammenlignelige og at mange marsvin overses med de digitale surveys.
- Resultater fra digitale surveys kan ikke sammenlignes med resultater fra observatørbaserede *line transect surveys*, fx NOVANA og SCANS data.
- Metoden kan anvendes efter vindmølleparken er færdigbygget, da der flyves i en større højde.
- Metoden kan ikke stå alene, men kan supplere PAM programmet.

7.1.4 Passiv akustisk monitoring (PAM)

Passiv akustisk monitoring af hvaler udnytter at hvaler udsender lyde der kan optages og analyseres. Tandhvaler udsender lyde i form af ekkolokaliseringsskrik og kommunikationslyde (fløjt og *burst pused calls*). Særligt ekkolokaliseringsskrik udsendes meget hyppigt og kan derfor med fordel anvendes som indeks for tilstedeværelse af en given art. Marsvin – den hyppigste hvalart i danske farvande – ekkolokaliserer og søger føde døgnet rundt (Wisniewska et al., 2016), da de har en høj metabolisme (Rojano-Doñate et al., 2018). De anvender et klik med en peak frekvens på ca. 130 kHz (Kyhn et al., 2013; Möhl and Andersen, 1973; Villadsgaard et al., 2007), og da der ikke er andre arter i danske farvande der udsender samme kliktype, er marsvin ideelle at overvåge med PAM. Metoden anvendes i NOVANA overvågningen og metodikken er beskrevet i den tilhørende tekniske anvisning, M15 (Sveegaard and Teilmann, 2018), og er fuldt sammenlignelig med den tilgang der foreslås i dette datablad. Det betyder at data indsamlet iflg. den tekniske anvisning eller dette datablad kan sammenlignes. Metoden kan endvidere anvendes til hvidnæser specifikt med høj sikkerhed, og til 'andre delfiner' med medium sikkerhed, fordi disse arter endnu ikke kan adskilles til artsniveau, da lydene overlapper i peak frekvens og båndbredde. Metoden kan også anvendes til vågehvaler med lav sikkerhed, i det bardehvaler ikke er vokale på samme måde som tandhvaler. Det er derfor ikke sikkert at man vil optage lyde fra vågehvaler, selvom de er i det overvågede område.

Det er vigtigt at pointere, at PAM metoden ikke giver antal eller tæthed af dyr, men alene data på tilstedeværelse/fravær. Disse data kvantificeres pr. tidsenhed og anvendes som mål for relativ tæthed, som det for eksempel anvendes i NOVANA overvågningen til at statistisk at kunne kvantificere ændringer over tid. Metoden kan også bruges til at beskrive fænologi, for eksempel til at finde de perioder hvor færrest dyr vil blive påvirket af støjende aktiviteter. PAM kan anvendes til at få faktiske data på antal og tæthed, men det kræver en detektionsfunktion beskrevet for det pågældende område, periode og datalogger. Se fx Amundin et al. (2022); Kyhn et al. (2012); Marques et al. (2013) for eksempler på detektionsfunktioner. En detektionsfunktion beskriver sandsynligheden for at optage et dyr på dataloggeren i en given afstand til dataloggeren.

Tabel 7.2. Oversigt over de mest relevante hvalarter og hvordan de genkendes i PAM analyser.

Arter i området	Genkendelse i PAM	Sikkerhed	Note
Marsvin	Marsvin	Høj	Bioakustik velbeskrevet
Hvidnæse	Hvidnæse	Høj	Bioakustik velbeskrevet
Øresvin	'Delfin'	Medium	Bioakustik overlapper med andre arter
Hvidsidet delfin	'Delfin'	Medium	Bioakustik overlapper med andre arter
Grindehval	'Delfin'	Medium	Bioakustik overlapper med andre arter



Spækhugger	'Delfin'	Medium	Bioakustik overlapper med andre arter
Vågehval	Vågehval	Lav	Er ikke konstant akustisk aktive

7.1.4.1 Antal PAM-målestationer og power-analyse

Antallet af målestationer der er påkrævet i et område afhænger af hvor meget der vides om områdets tæthed af dyr, variation i data, ændringer over tid, udsving mellem år mm., hvilket gennemgås pr. farvand i det følgende sammen med en power analyse for hvert område.

Derudover skal det indtænkes at der er behov for høj redundans. Data kan mistes hvis der er fejl på udstyr, pga. brugerfejl, hvis dataloggere trawles op eller rives løs i storme. Der skal derfor være flere stationer, end der reelt er behov for ift. statistiske analyser.

7.1.4.1.1 Power-analyse

Pålidelige effektvurderingsundersøgelser kræver robuste statistiske analyser, som bygger på et datagrundlag der er tilstrækkelig stort til at producere pålidelige statistiske resultater (Cohen, 1988). Dataindsamlingen er ofte dyr i både tid og økonomi, og derfor benyttes power analyse til at estimere en minimums prøvestørrelse, der kan producere en ønsket statistisk pålidelighed og derved planlægge kost-effektive undersøgelsesdesign. Denne skal som udgangspunkt foretages på data fra området, som erhverves inden analysen udføres (fx NOVANA data). Dette bruges som dokumentation for valget af antal stationer i effektovervågningen, hvis dette afviger for anbefalingerne i dette dokument. I en statistisk power-analyse refererer "power" til sandsynligheden for korrekt at afvise en nulhypotese, når den er falsk. Med andre ord er det evnen til at opdage en effekt, hvis der faktisk er en. Typisk udtrykkes power som en værdi mellem 0 og 1, hvor en værdi på 0,8 (eller 80%) ofte betragtes som acceptabelt; hvor værdier tættere på 1 indikerer større statistisk pålidelighed (Cohen, 1988).

Power analysen inkluderer også et mål for effektstørrelse, som indikerer hvor stor eller væsentlig en forskel der ledes efter i analysen. Denne værdi henviser ikke til hvor høje værdierne der måles er, men om den statistiske analyse skal kunne opfange store eller meget små forskelle mellem de undersøgte grupper. Effektstørrelsen er ofte estimeret ud fra pilotforsøg (Cohen, 1988), men da der ikke foreligger tidligere lignende undersøgelser der kan siges at dække alle danske farvande, er nærliggende power analyse baseret på standardværdier for 'ANOVA *Repeated Measures*' analyser: 0.1 (lille forskel), 0.25 (mellem forskel) og 0.4 (stor forskel). Disse værdier er ikke fikserede og kan justeres til at opnå fx en lille-mellem effektstørrelse.

1. Udgangspunktet for antal og tæthed af PAM stationer pr. område, kommer fra power analyser af data fra NOVANA overvågningen i Indre Danske Farvande (Sveegaard et al., In prep). Her er det vist, at syv stationer var nok i fem ud af seks områder (arealstørrelse: 54-630 km²) til statistisk at kunne vise forskelle mellem overvågnings år. Her måltes en effektforskel på 0.15-0.4 i seks habitatområder. Da marsvinebestanden i Indre Danske farvande har en høj tæthed, kan man ikke blot anvende syv stationer i alle andre områder, da andre havområder har langt lavere tæthed. Tætheden af stationer i et givent vindmølleområde skal vurderes på baggrund af viden om tæthed af marsvin i de pågældende områder. Denne viden er medtaget for at definere den minimale prøvestørrelse påkrævet for at undersøge svært varierende populationsstørrelser. Power analysen er gennemført separat på følgende områder: 1)



Nordsøen og Indre Danske Farvande, 2) Skagerrak og Vestlige Østersø vest, og 3) Vestlige Østersø øst. Antallet af stationer defineres herunder og er angivet i Tabel 7.3.

7.1.4.1.2 Sydvestlige Østersø øst

I Østersøen er bestanden af marsvin meget lav. Der er ikke andre relevante hvalarter at overvåge her. I selve Østersøen blev det vurderet under [SAMBAH-projektet](#) (Amundin et al., 2022), at der kun er ca. 500 marsvin tilbage i hele Østersøen, samt at disse individer migrerer ind i de sydøstligste danske farvande i vinterhalvåret. Derfor er dette område meget vigtigt for Østersøbestanden. Området er en del af transitionsområdet for de to bestande af marsvin (Sveegaard et al., 2022) og derfor vigtigt at overvåge i effektovervågningsprogrammet. For dansk farvand defineres det i denne sammenhæng som området Sydøstlige Østersø øst (se Figur 7.2). På grund af den lavere tæthed af dyr i Østersøen, ønskes der en større prøveindsamling end de andre områder, for at opnå en tilstrækkelig datamængde til at belyse eventuelle forskelle i marsvinetilstedeværelse før, under og efter konstruktionen. Dette resulterer i en power analyse baseret på to grupper, der dækker over de undersøgte områder (Impact og reference) samt seks gentagne prøvetagninger (Baseline, konstruktionsfase, 1. år efter, 5. år efter, 10. år og 15. efter konstruktionsfasen). Ved inklusion af 20 målestationer pr. område vil den fremlagte indsamlingsprotokol resultere i en statistisk power på 0,82, og altså over den minimalt acceptable værdi, ved en effektstørrelse på 0,18. Der skal derfor udlægges minimum 20 PAM målestationer i kommende mølleområder og referenceområder i Vestlige Østersø øst pr. max 630 km² for at kunne dokumentere evt. effekter, så frem tætheden af marsvin i området er uændret eller højere end i 2018. Er området større end de 630 km² skal antallet af stationer udregnes efter skalleringsfaktoren som angivet i tabel 7.3. Der skal derudover tages højde for behovet for redundans.

7.1.4.1.3 Nordsøen og Indre Danske Farvande

I Indre danske farvande (se Figur 7.2) er det vist, at med den tæthed der er af marsvin i de PAM overvågede Natura 2000 områder, er det tilstrækkeligt med syv-otte PAM stationer pr. overvågede Natura 2000 område (max størrelse 630 km²), hvis man statistisk vil kunne måle ændringer mellem år (Hansen and Høgslund, 2019; Hansen and Høgslund, 2023; Sveegaard et al., In prep). Dog ikke i Femern Bælt, hvor variation i data var for høj. I Indre Danske Farvande er der samtidig god viden om marsvins antal og tæthed, da bestanden har været overvåget regelmæssigt siden 2006 med line transect fly- og skibs surveys hvert 6-10. år i de såkaldte SCANS og miniSCANS surveys (Gilles et al., 2023a; Hammond et al., 2002; Hammond et al., 2017; Hammond et al., 2013; Unger et al., 2021). Endvidere har over 150 individuelle marsvin været mærket med satellitsender, således at der er opnået viden om udbredelse fra disse individer (Sveegaard et al., 2018).

I Nordsøen, er der god viden om marsvin fra PAM og flyovervågning i undersøgelsesområderne for hhv. Energiøen 2021-2023 (Kyhn et al., 2024b) og Nordsø1 2023-2025 (data er endnu ikke publiceret), samt i enkelte mølleområder (Fx THOR og Horns Rev I-III), men da de allerede er i produktion, er det ikke relevant her. I resten af den danske del af Nordsøen findes der ikke tilsvarende data. Det betyder, at der ikke findes data på årstidsvariation i den danske del af Nordsøen, udover de nævnte dataserier. Der findes data på antal og tæthed i den danske del af Nordsøen fra de fire udførte SCANS optællinger i 1994, 2005, 2016 og 2022 (Gilles et al., 2023a; Hammond et al., 2002; Hammond et al., 2017; Hammond et al., 2013), hvor hvaler blev optalt fra fly i juli/august, samt fra NOVANA optællingen i Natura 2000 området 'Sydlige Nordsø' i perioden 2011-2023. (Hansen and Høgslund, 2023). Derudover blev hele den danske del af Nordsøen dækket i



juli/august 2023 (Kyhn et al., 2024b). Data fra alle disse flytællinger indikerer at populationsstørrelsen på marsvin i Nordsøen er stabil på ca. 350.000 individer. Men i det der kun findes flysurvey resultater på meget grov skala indsamlet i juli-august, og da der kun er data på årstidsvariation for to områder i den danske del af Nordsøen, vides det derfor ikke i hvilken grad marsvin og andre hvaler vil være tilstede i specifikke potentielle vindmølleområder resten af året, og man er derfor nødt til at antage en konservativ tilgang ift. antallet af udlagte målestationer.

Populationerne i Nordsøen og Indre Danske Farvande, stiller mindre krav til omfanget af prøveindsamling, da større tætheder af dyr, giver en generelt større sandsynlighed for at opnå tilstrækkelig data til en robust statistisk analyse. Ved inklusion af otte målestationer pr. område op til 630 km², vil den fremlagte indsamlingsprotokol resultere i en statistisk power på 0,84, ved en effektstørrelse på 0,3. Der skal derfor udlægges minimum otte PAM stationer i mølle- og referenceområde i Indre Danske Farvande og Nordsøen. Er området større end de 630 km² skal antallet af stationer udregnes efter skalleringsfaktoren som angivet i tabel 7.3. Der skal derudover tages højde for behovet for redundans.

7.1.4.1.4 Skagerrak og Sydvestlige Østersø vest

I Skagerrak i et område dækkende Natura 2000 områderne Gule Rev, Store Rev, Skagens Gren og Skagerrak har der siden 2017 været NOVANA overvågning med fly, hvor der tælles i august, men der findes ingen data på årstidsvariationer (Hansen and Høgslund, 2023). Der har dog været udlagt 2 PAM målestationer på hhv. Gule- og Store Rev i perioden 2020-2021, hvor der både blev undersøgt forekomst af marsvin og delfiner (Griffiths et al., 2023). Der er dog nogle huller i datasættet, da dataloggerne forsvandt. Udover dette datasæt er der ikke indsamlet PAM data i Skagerrak. Niveauet af marsvinedetektioner på Gule- og Store Rev set som gennemsnit pr. måned er væsentligt lavere end i Natura 2000-områderne i indre danske farvande og dette skal afspejles i antallet af målestationer.

Der er kun data fra Sydvestlige Østersø vest fra SAMBAH projektet (SAMBAH, 2016), og disse indikerer, at der ikke er lige så mange marsvin som i Indre Danske Farvande og Nordsøen.

I både Skagerrak og Sydvestlige Østersø vest skal der anvendes 11 stationer pr. område op til max 630 km², som resulterer i power-værdi på 0.95 ved en effektstørrelse på 0.3. Er området større end de 630 km² skal antallet af stationer udregnes efter skalleringsfaktoren som angivet i tabel 7.3. Der skal derudover tages højde for behovet for redundans. Tabel 7.3 angiver den minimale tæthed og antal af PAM stationer for de forskellige danske havområder.

Tabel 7.3. Minimum tæthed og antal af påkrævede PAM-stationer i de forskellige danske havområder (Figur 7.2) for at opnå en passende power i BACI-analysen af effekter. Hvis området er større skal tætheden af stationer skaleres med den angivne faktor i kolonne fire (stationer pr km²). Hvis området er mindre, stiger tætheden af stationer og man opnår en større redundans.

Område	Mølleområde	Referenceområde	Stationer pr. km ²
Nordsøen	8	8	0,013
Inde Danske Farvande	8	8	0,013
Skagerrak	11	11	0,017



Sydvestlige Østersø Vest	11	11	0,017
Sydvestlige Østersø Øst	20	20	0,032

7.1.4.2 Placering af målestationer

Hvaler er hvor deres bytte er, og byttet foretrækker særlige forhold, der afhænger af den enkelte art. Det kan fx være bund- og strømforhold, der er afgørende for, hvor byttedyrene er. For at kunne måle miljøet repræsentativt i et område og være sikker på at resultaterne reflekterer den faktiske aktivitet af for eksempel marsvin, er det derfor afgørende at sikre at PAM stationerne placeres repræsentativt i forhold til miljøet i området. Ellers kan data under- eller overskønnes i et givent område. Det kan være hvis man for eksempel kun placerer PAM stationer på hård bund, fordi det er nemmere i forhold til ens udstyr. Hvis det er muligt, skal stationerne placeres mellem de kommende positioner for møllefundamenter, således at de præcis samme stationer kan bevares fra baseline til driftsfase.

Målestationer kan placeres ud fra forskellige tilgange for at sample miljøet repræsentativt:

- tilfældig placering,
- grid baseret (*point transect sampling*),
- stratificeret vægtet tilfældig placering (*random stratified*).

Tilfældig placering: Ved tilfældig placering, er det en algoritme der udvælger de faktiske positioner i området. Denne tilgang sikrer *ikke*, at alle de forskellige bundtyper og dybder repræsenteres ligeligt, og man risikerer en klumpet fordeling af stationer. Metoden anbefales ikke.

Gridbaseret placering: I den gridbaserede tilgang, på engelsk kaldet *point transect sampling* (Buckland et al., 2001), lægger man et net/grid af transektlinjer ned over det område der skal overvåges, og stationerne placeres på skæringspunkterne. Metoden er baseret på Distance Sampling teorien (Buckland et al., 2001) og tilsigter at miljøet overvåges objektivt, således at data repræsenterer hele det overvågede område. Essensen er således, at de linjer der udgør grid'et placeres tilfældigt i forhold til miljøforhold, fx vanddybde eller nærhed til kyst, hvilket sikrer at de indsamlede data bliver repræsentative i forhold til miljøet. Grid'ets størrelse tilpasses størrelsen på det område der skal overvåges. Denne metode blev for eksempel anvendt i SAMBAH projektet hvor man ønskede at få data på fordeling, antal og tæthed af marsvin i hele Østersøen (dybder under 80 m), hvor der var 22,5 km mellem hver PAM station og i alt 298 udlagte PAM stationer (Carlén et al., 2018). Siden er denne gridbaserede tilgang blevet indarbejdet i NOVANA overvågningen, hvor der anvendes PAM til at overvåge Natura 2000 områder (Sveegaard and Teilmann, 2018). Her er grid'ets skæringspunkter dog reduceret, således at der er 12,5 km i mellem dem for at passe til størrelsen på de overvågede Natura 2000-områder, men det er samme underlæggende grid. Grid'et kan på den måde tilpasses områdets størrelse.

Enten kan grid'et udformes, så alle skæringspunkter anvendes, eller også kan et antal skæringspunkter udvælges tilfældigt via en algoritme. Det afgørende er, at der ikke *udvælges* positioner med specifikke miljøparametre, fx bundtype, da data i så fald kun repræsenterer denne bundtype, og ikke hele området.

Stratificeret vægtet tilfældig placering: I den tilfældigt stratificerede tilgang placeres alle målestationer i forhold til kendt viden om miljøet. Til havs drejer det sig primært om trawllaktivitet, anden fiskeridata, bundtype, nærhed til kyst og havdybde. Data på tæthed af byttedyr er selvfølgelig langt mere relevant, men findes ikke



på en brugbar skala til dette formål. Ud fra et kort med kendte miljøforhold, udvælges målestationer med et antal for hver miljøtype der er vægtet i forhold til hvor dominerende hver bundtype/dybde er. Hvis der er 45 % sandbund, skal 45 % af målestationerne placeres på sandbund. Selve positionen for hver målestation udvælges herefter tilfældigt baseret på et grid, som beskrevet ovenfor. Dette kan gøres i GIS.

Beskadigelse eller fjernelse af PAM-udstyret kan være et problem i områder med meget trawlaktivitet. Denne viden kan fås via VMS data. Det kan derfor være fristende ikke at udvælge positioner med megen trawlaktivitet. Det er dog vigtigt også at repræsentere den trawlede del af miljøet, i det der her *må* være fisk, som også hvaler er afhængige af.

7.1.4.3 Metode til placering af dataloggere

Alle ovenstående metoder kan komme i spil, men den valgte metode til placering af PAM stationer er med en stratificeret vægtet tilfældig placering af PAM stationer. De andre metoder kan komme i spil, hvis der ikke vides noget om miljøforhold, eller hvis det af en eller anden grund ikke er muligt at placere i forhold til miljøet. Det kan for eksempel dreje sig om et område med meget lav vanddybde, hvor man er nødt til at vælge de dybeste områder af hensyn til arbejdsskibet, uagtet at bundtyperne ikke repræsenteres ligeligt. I sådanne tilfælde er det vigtigt at beskrive denne begrænsning i data, klart og tydeligt når resultaterne præsenteres. Det skal således også indtænkes i placering af stationer i referenceområdet.

7.1.4.4 Måleudstyr

Der findes flere typer dataloggere til at overvåge marsvin og andre hvaler med. For at kunne sammenligne med NOVANA data, eller tidligere indsamlet data, skal der anvendes samme type datalogger, eller interkalibreres for forskelle mellem dataloggertyper, hvis der vælges en anden type datalogger. I NOVANA og SAMBAH anvendtes CPODs (Chelonia Ltd, UK). I Nordsø 1 og Energiøen blev der anvendt FPODs (Chelonia Ltd, UK) – efterfølgeren til CPODs. Man skal fremtidssikre ved at vælge FPODs i nye projekter, fremfor CPODs og benytte chancen for at interkalibrere såfremt man har CPODs til rådighed. Til delfiner og vågehvaler skal der anvendes bredbåndsoptagere, som fx SoundTraps (Ocean Instruments, NZ), hvor data efterfølgende analyseres med for eksempel D-PorCCA (Cosentino et al., 2019) eller [PamGuard](#). Her skal man sikre sig at sample rate er høj nok til at kunne optage delfiner, det betyder at sample rate skal være over 300 kHz. Det vigtigste i valget af datalogger er, at man anvender præcis samme metode, indstillinger og definition til at finde hvalsignaler i baseline, reference, konstruktions- og driftsfasen, således at data er 100% sammenlignelige. Dette gælder også for det software der anvendes. Hvis man skifter metode, indstillinger mm. Skal der inter-kalibreres så man kan dokumentere sammenlignelighed mellem metoder.

Al anvendt udstyr skal kalibreres før og efter brug, og efter trawling, strandinger, tab på gulvet mm, da akustisk udstyr er følsomt. Kalibreringen skal være standardiseret, foretaget med godkendt metode og bør foretages af laboratorie eller producent af udstyret. Resultat af kalibrering skal vedlægges rådata og kun loggere der lever op til producentens specifikationer må indgå i effektovervågningen.

7.1.4.5 Forankring af måleudstyr

Det er vigtigt at sikre sig, at forankring af måleudstyret ikke producerer støj som fylder hukommelsen op på måleudstyret før tid, eller forstyrrer detektion af hvaler. Der må ikke være noget jern der rasler, fx kæde, sjækler mm. Der må heller ikke kunne opstå 'strumming' – det at der er så meget træk i et reb at det 'synger'. Dataloggeren skal monteres i en fast højde over havbunden og det er optimalt at anvende en akustisk frigiver (*acoustic release*) til at få dataloggeren op igen. I denne metode sendes en unik akustisk kode gennem



vandet til releaseren, hvorefter releaser og datalogger frigøres fra bunden og kan fiskes op på serviceskibet. Der findes flere forskellige modeller (SonarDyne, SubSeaSonic, EdgeTech Technology m.fl.). Her er det vigtigt at sikre sig, at man enten får hele forankringen op igen, eller at man udelukkende efterlader biologisk hurtigt nedbrydeligt materiale på havbunden. Det er endvidere vigtigt at sikre, at serviceskibet ikke anvender en ekkosounder der udsender samme type signaler (frekvens) som den akustiske frigiver bruger.

I områder med stor trawlaktivitet kan man anvende en overfladebøje til at informere om at der er udstyr på bunden. Bøje og udstyr skal stå tæt sammen, men behøver ikke være bundet sammen. Hvis det er bundet sammen, må det ikke larme.

7.1.4.6 Måleenheder

I NOVANA og andre danske overvågningsstudier der anvender CPODs/FPODs, anvendes måleenheden marsvinepositive minutter som udgangspunkt, altså minutter med minimum et marsvineklik detekteret. Denne enhed kan summeres pr. time, dag, måned og giver gode data på fænologi, og fungerer fint i statistiske analyser af relativ tæthed. I områder med meget lav tæthed af dyr, som for eksempel i Østersøen kan anvendes en tidsenhed som marsvinepositive dage, altså dage, hvor der har været minimum én detektion af et marsvin.

7.1.4.7 Prøvetagningsinterval

Dataloggere skal serviceres med jævne intervaller som matcher hvor længe dataloggerne kan optage. Det er et spørgsmål om batterilevetid og hvornår hukommelsen er fyldt op, hvilket afhænger af dataloggertypen. Endvidere skal der tages hensyn til, at dataloggere kan have fejl, blive trawlet mm, således at man mister data. Et serviceringsinterval på 2-4 måneder (afhængig af loggertype) er en god balance mellem at sikre data og spare penge på servicering. Den tyske StUK4 anbefaling er hver anden måned (BSH, 2013). Man kan optimere serviceringsintervallet ved at påsætte satellitsendere på udstyret, således at man modtager en advarsel, hvis det kommer til overfladen før tid, hvorefter det genfindes. Man kan så vurdere om man vil udskyde servicering baseret på hvor mange loggere, der er revet løs. Serviceringsintervallet kan også justeres på baggrund af erfaringer fra området i tidligere studier eller undervejs i overvågningen. Hvis der trawles i området, kan det tage mere end et år, før fiskerne holder op med at trawle det udlagte udstyr op uagtet at der er opnået tilladelse fra myndighederne til udlægning af udstyr (Jørgensen et al., 2024; Kyhn et al., 2024b).

7.1.4.8 Krav til metadata og filnavngivning

Metadata er altafgørende for succesfuld overvågning. Appendiks A i databladet anviser krav til metadata der skal indsamles ifm. PAM overvågning. Metadata beskriver alt omkring en udlægning, dvs. alt andet end selve de indsamlede rådata: Position, tidspunkt, dybde osv. Men metadata er også en del af filnavngivningen, således at rådata altid kan refereres til den position og periode hvor data blev indsamlet. Filnavngivningen skal være systematisk, således at navnet indeholder stations ID, logger ID, dato for udlægning, samt serviceringsrunde, fx A, B, C osv. Navngivningen skal umiddelbart kunne forstås af andre end de personer der varetog prøvetagningen/feltarbejdet. Filnavnet skal være unikt pr. udlægning må ikke kunne lede til forbytning af data mellem stationer. Noget rådata navngives automatisk af dataloggeren. I sådanne tilfælde skal man ikke ændre på navngivningen, men i stedet navngive foldere med data systematisk, så der ikke kan opstå tvivl om hvor og hvornår data blev optaget.



7.1.5 Antal prøver og evt. replikater

Data indsamlet med passiv akustisk monitoring er typisk kontinuære data. (Der kan dog være dataloggertyper der tillader duty cycling af optagelser). Man kan have replikater for at sikre redundans ved at udlægge to dataloggere på samme position med nogle meters mellemrum, som det anbefales i tysk overvågning (BSH, 2013). Det blev anvendt i forundersøgelserne til Thor havvindmøllepark (Vilela and Schütte, 2021). Problematikken er, at på grund af marsvins høje peak frekvens og relativt lave kildestyrke (Villadsgaard et al., 2007), er detektionsafstanden for en datalogger som en CPOD/FPOD under ca. 1000 m (DeRuiter et al., 2010). Da marsvins udstrålingsdiagram for ekkolokaliseringsskrik er retningsbestemt (Au et al., 1999), betyder det at skrik reelt kun optages på dataloggeren når marsvin er meget tæt på dataloggeren, med mindre de udsender klik direkte i mod den (Cosentino et al., 2023; Kyhn et al., 2012). Derfor skal det gennemtænkes hvordan flere stationer placeres og hvordan data anvendes for at data fra flere loggere kan antages at være replikater. Loggere der skal fungere som replikater skal sandsynligvis placeres indenfor <50 m, baseret på Cosentino et al. (2023); Kyhn et al. (2012), men det er ikke en garanti for at de optager det samme.

En sammenligningsenhed der sikrer data på fænologi vil typisk være det gennemsnitlige antal marsvinepositive minutter pr. døgn pr. måned og udregnet på tværs af de forskellige stationer. Her er én prøveenhed altså en måned/år. Der skal være en baseline på minimum 2 år, hvilket sikrer 2 prøver af hver måned. Dette giver en god indikation af fænologien i et område og er vist at være tilstrækkelig til statistisk at kunne kvantificere forskelle mellem år (Kyhn et al., 2024b; Kyhn and van Beest, 2023), og anvendes også i NOVANA. Her er analyser af sammenligninger over flere år ved at blive udarbejdet (Sveegaard et al., In prep). Hvis variationen viser sig at være stor, skal der indsamles mere end to års baseline data (Jørgensen et al., 2024).

7.1.6 NOVANA og eksisterende data

Såfremt mølleområdet ligger i nærheden af et overvåget Natura 2000-område, eller andet studeret område, kan data indsamlet i det givne Natura 2000-område anvendes som reference og måske som supplement til baseline, såfremt data kan sammenlignes (se kapitel 7.1.4.4), dvs. indsamlet med sammenlignelige metoder, både i udstyr, kalibrering og placering af dataloggere. Dette gælder alle typer af data som måtte inddrages. Derudover skal data der inddrages være < 5 år gammelt.

7.1.7 Krav til indberetning til relevante myndigheder og offentlige fagdatabaser

I nuværende version er det endnu ikke fastlagt, hvor data skal indrapporteres. Dette vil fremgå i en senere opdatering af databladet.

Som udgangspunkt skal nedenstående indberettes:

- Rådata navngivet som påkrævet (se kapitel 7.1.4.8).
- Rådata skal være kvalitetssikret.
- Kalibreringsdokumentation for hver enhed.
- Dokumentation af software og versionsnummer.
- Metadata (se appendiks A) der entydigt linker rådata til positioner og perioder.



- Analyse scripts skal opbevares af den virksomhed der udfører overvågningen til evt. dokumentation.

7.2 Sæler

Sæler anvender ofte de samme hvilepladser. Sæler kan derfor optælles på deres hvilepladser på land. Sæler er vanskelige at artsbestemme til havs (Parker et al., 2022), da de to danske arter overlapper meget i udseende, især for unge dyr. Sæler kan ikke optælles med akustiske metoder, da der ikke er nok viden om hvilke aldersgrupper/køn der vokaliserer, og hvornår de vokaliserer. Den eneste reelle metode til at opnå viden om sælers brug af et kommende vindmølleområde er satellitmærkning. De forskellige metoder gennemgås herunder.

Tabel 7.4 angiver hvilke data de forskellige metoder giver, hhv. optælling på hvilepladser, optælling til havs og satellitmærkning.

Tabel 7.4. Oversigt over data fra mulige metoder til overvågning.

	Tælling på hvileplads	Linjetransekt	Satellitmærkning
Art	X		X
Antal	X	(X)	
Tæthed		(X)	
Adfærd			X
Brug af området			X
Døgnvariation			X
Årstidsvariation	x	(X)	X

7.2.1 Optælling på hvilepladser

Sæler kan tælles på deres hvilepladser, hvor hele kroppen er synlig og dyret dermed kan artsbestemmes. Metoden anbefales til bestandsovervågning af HELCOM (HELCOM, 2019) og anvendes i NOVANA overvågningen og er beskrevet i den tekniske anvisning herfor M16 (Teilmann and Galatius, 2018), hvor de forskellige sælbestande (se Figur 2.4) overvåges i deres yngle- og fældetid (Tabel 2.1). Det er vigtigt at pointere, at antallet af sæler alene dækker sæler på land, mens det faktiske antal sæler der bruger hvilepladsen reelt er højere, da en del dyr vil være i vandet på optællingstidspunktet. Ligeledes giver disse data ikke viden om forekomst eller brug af undersøgelsesområdet.

Metoden skal anvendes, hvis mølleområdet er tæt på en væsentlig hvileplads, her defineret som under 50 km i lige linje, med mindre det kan retfærdiggøres at sæler ikke forekommer i vindmølleområdet. De 50 km bygger på danske satellitmærkede sæler af begge arter. Disse data viser at sæler forekommer mere tættere på hvilepladsen, end længere væk, hvilket er en logisk følge af, at de skal tilbage på land (Dietz et al., 2013; Dietz et al., 2003; Kyhn et al., 2024a). Gråsæler har generelt en større homerange end spættede sæler. Ældre dyr har en mindre home range end ældre dyr (Dietz et al., 2013; Dietz et al., 2003).

Overvågning af sæler på hvilepladser skal følge den tekniske anvisning for artsovervågning af sæler M16 (Teilmann and Galatius, 2018) der anvendes i NOVANA overvågningen. Herved bliver data fuldt



sammenlignelige. I NOVANA tælles sælerne dels når de får unger, så ungeproduktionen dokumenteres, og dels når de fælder, således at antallet af både unger og voksne optælles. Spættet sæl overvåges i yngle- og fældetid, hhv. maj-juni og juli-august. Gråsæl optælles i Nordsøen (Vadehavet og Nissum bredning) i hhv. december-januar og marts. Mens de i den sydøstlige Østersø optælles i februar-marts og juli-august.

I effektovervågning skal NOVANA data suppleres med tællinger, således at årstidsvariationen dækkes for hvilepladser i det relevante område, således at der tælles hver anden måned (inklusive NOVANA tællinger). Dette er et udtryk for det antal af sæler af hver art der potentielt kan anvende det overvågede område. Data er et relativt mål, et indeks, for antallet af sæler, da det ikke vides hvor mange sæler der var i vandet og som *kunne have været* på hvilepladsen, men ikke blev talt. Det faktiske antal sæler kan opnås hvis der for området er udregnet en korrektionsfaktor baseret på sæler mærket med en sensor der kan registrere tid på land, hhv. i vand. Se fx Harvey and Goley (2011) eller Ries et al. (1998) for et eksempel på hvordan det kan gøres. Dette skal indgå, hvis sæler satellitmærkes (se afsnit 7.2.4).

Det fremgår af den tekniske anvisning hvornår de to sælarter optælles, således at overvågningsprogrammet kan suppleres med tællinger resten af året. Det anbefales, at der tælles hver anden måned.

7.2.1.1 Opsummering

- Metoden skal anvendes, hvis mølleområdet er tæt på en væsentlig hvileplads, <50 km i lige linje.
- Metoden skal supplere NOVANA overvågningen således at der opnås data på årstidsvariation.
- Der skal tælles på samme måde gennem to års baseline, under konstruktionsfasen og i år 1, 5, 10 og 15 af driftsfasen for at opnå et datasæt der kan bruges til at effektivt evaluere den opsatte vindmøllepark.

7.2.2 Optælling til havs

Sæler *kan* optælles til havs med *Distance sampling line transect survey* eller *strip width survey* metoden, som er beskrevet for hvaler (afsnit 7.1.2), men det anbefales ikke. Problemet med denne metode for sæler er, at de to arter ikke kan adskilles fra luften, og at der oftest observeres for få individer til at få et estimat med et passende lavt konfidensinterval. Det betyder, at der er risiko for at resultatet er en falsk negativ i forhold til områdets vigtighed for de to sælarter. Metoden anbefales derfor *ikke* i effektovervågningen.

7.2.2.1 Opsummering

- De to sælarter kan ikke adskilles til havs fra luften.
- Der opnås ofte et for usikkert resultat.
- Metoden anbefales ikke til effektovervågning af sæler.

7.2.3 Digitale surveys

Sæler kan som hvaler optælles ved digitale *strip width surveys*, men her gælder de samme begrænsninger for udregning af bestandsantal, som for hvaler (se kapitel 7.1.3).

Sæler kan overvåges med drone på hvilepladser. Der tages overlappende højopløselige fotos i passende højde som i NOVANA overvågningen, eller video, og følger i øvrigt metoden og betingelser fra den tekniske anvisning M16. Hvis det er et mindre område, eller der kan opnås tilladelse til at flyve udover *line of sight*,



kan droneflyvning være et alternativ til fly med observatører. Her skal det sikres, at der flyves i en højde hvor sæler ikke skræmmes i vandet af den pågældende dronetype (Stepien et al., 2024). Der flyves i øvrigt efter samme principper som for surveys fra fly. Der tages ligeledes overlappende billeder i en opløsning der tillader optælling og artsbestemmelse af sælerne, samt genkendelse af unger.

Dyrene kan optælles automatisk (AI) på billeder fra drone eller fly, men det er endnu ikke en standardmetode. En af problemstillingerne er artsbestemmelse, særligt med mørke sæler på mørk baggrund, eller sæler i variabelt miljø. Så det vil afhænge af den givne hvileplads om denne mulighed er passende, og om metoden kan retfærdiggøres, fx med publicerede artikler mm.

Der er lavet forsøg med at anvende satellitbilleder til brug for optælling af sæler (Moxley et al., 2017) og det har fungeret med mørke sæler på lyst sand, men er endnu ikke en standardmetode.

7.2.3.1 Opsummering

- Sæler kan optælles med drone på hvilepladser
- Flyvehøjde skal bestemmes således at sæler ikke skræmmes i vandet.
- AI kan bruges til optælling af sæler på hvilepladser, men metoden er endnu ikke standardiseret og dens validitet skal dokumenteres.

7.2.4 Satellitmærkning

Den eneste måde at opnå reel viden om sælers brug af et kommende vindmølleområde er at satellitmærke en del af bestanden på nærmeste hvileplads. Dette giver detailviden om brugen af området, så som fødesøgning, migration og opholdstid. Metoden blev anvendt i forbindelse med VVM'er for Rødsand II og Kriegers Flak I (Dietz et al., 2015; Dietz et al., 2003). Såfremt mølleområdet er placeret i et område der vurderes at være eller kunne være vigtigt for sæler, skal det derfor undersøges hvorledes sæler anvender området, så det kan fastslås hvad påvirkningen vil være når området inddrages til vedvarende energiproduktion. Dette gøres ved at fange og mærke et repræsentativt antal sæler med satellitsendere, dvs. fordelt på art, køn og aldersgruppe. Sælerne fanges på nærmeste hvileplads til det kommende mølleområde. Senderne skal som minimum kunne give data på dykeadfærd, samt GPS eller ARGOS position over flere måneder. Sælfangst kræver specialtrænet personel, der kan vurdere dyrenes tilstand og adfærd, og som har de nødvendige certifikater og tilladelser til at håndtere vilde dyr. Dietz et al. (2013); Dietz et al. (2003); Kyhn et al. (2024a) beskriver hvorledes sælfangst og satellitmærkning foregår.

Metoden giver højkvalitetsdata og gør det muligt både at kvantificere og kvalificere ændringer af dyrenes brug af et område når en vindmøllepark etableres. For at give bedst mening skal data indgå i en model der kan vise hvordan sælerne bruger området. Valg af modelleringstilgang afhænger af kvaliteten, mængden og udbredelsen af track data, samt opløsning og tilgængelighed af miljødata/variable for området. Den rette modellering må derfor afgøres af modelløren. Det anbefales at tage udgangspunkt i Hao et al. (2019).

7.2.4.1 Opsummering

- Eneste metode der giver viden om sælers anvendelse af et område.
- Metoden skal anvendes når mølleparken skal etableres i et område der er vigtigt for sæler, eller vurderes at kunne være vigtigt, hvis det ikke vides på forhånd. Eller hvis hvileplads eller mølleområde er placeret i et Natura 2000 område udpeget for sæler.



- Metoden kræver specialisterfaring i fangst af og håndtering af sæler, samt påsætning af satellitsendere og analyse af data.
- Metoden giver høj kvalitetsdata om sælers adfærd i et område.



8. Referencer

- Alstrup, A.K.O., C.C. Kinze, N.M. Kristensen, T.H. Jensen, C.B. Thøstesen, H.L. Larsen, K.A. Sønnichsen, L.A. Kyhn, T.E. Holm, J.J. Sigsgaard, and S. Pagh. 2024. Further Evidence for Breeding White-Beaked Dolphin (*Lagenorhynchus albirostris*) in Inner Danish Waters. *Coasts*. 4:226-234.
- Amundin, M., J. Carlström, L. Thomas, I. Carlén, J. Koblit, J. Teilmann, J. Tougaard, N. Tregenza, D. Wennerberg, O. Loisa, K. Brundiers, M. Kosecka, L.A. Kyhn, C. Tiberi Ljungqvist, S. Sveegaard, M.L. Burt, I. Pawliczka, I. Jussi, R. Koza, B. Arciszewski, A. Galatius, M. Jabbusch, J. Laaksonlaita, S. Lyytinen, J. Niemi, A. Šaškov, J. MacAuley, A.J. Wright, A. Gallus, P. Blankett, M. Dähne, A. Acevedo-Gutiérrez, and H. Benke. 2022. Estimating the abundance of the critically endangered Baltic Proper harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) population using passive acoustic monitoring. *Ecology and Evolution*. 12:e8554.
- Atkinson, S. 1997. Reproductive biology of seals. *Reviews of Reproduction*. 2:19.
- Au, W., R. Kastelein, T. Rippe, and N. Schooneman. 1999. Transmission beam pattern and echolocation signals of a harbor porpoise (*Phocoena Phocoena*). *J Acoust Soc Am*. 106:3699-3745.
- Berggren, P. 1994. Bycatches of the harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in the Swedish Skagerrak, Kattegat and Baltic Seas; 1973-1993. *Rep Int Whal Comm Spec Issue*. 15:211-215.
- Born, E.W., M.C.S. Kingsley, F.F. Rigét, R. Dietz, P. Møller, T. Haug, D.C.G. Muir, P. Outridge, and N. Øien. 2007. A Multi-elemental Approach to Identification of Subpopulations of North Atlantic Minke Whales Balaenoptera Acutorostrata. *Wildlife Biology*. 13:84-97, 14.
- Bowen, C. 2016. *Halichoerus gryphus* - The IUCN Red List of threatened species.
- Bowen, W.D., S.J. Iverson, D.J. Boness, and O.T. Oftedal. 2001. Foraging Effort, Food Intake and Lactation Performance Depend on Maternal Mass in a Small Phocid Seal. *Functional Ecology*. 15:325-334.
- Bröker, K.C.A., R.G. Hansen, K.E. Leonard, W.R. Koski, and M.P. Heide-Jørgensen. 2019. A comparison of image and observer based aerial surveys of narwhal. *Marine Mammal Science*. 35:1253-1279.
- BSH. 2013. Investigation of the Impacts of Offshore Wind Turbines on the Marine Environment (StUK4). B.f.S.u. Hydrographie, editor. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie.
- Buckland, S.T., D.R. Anderson, K.P. Burnham, J.L. Laake, D.L. Borchers, and T. L. 2001. Introduction to distance sampling. Estimating abundance of biological populations. Oxford University Press.
- Camphuysen, K.C.J., and A. Kropp. 2011. Maternal care, calf-training and site fidelity in a wild harbour porpoise in the North Sea. *Lutra Journal of the Dutch Mammal Society*. 54.
- Carlén, I., L. Thomas, J. Carlström, M. Amundin, J. Teilmann, N. Tregenza, J. Tougaard, J.C. Koblit, S. Sveegaard, D. Wennerberg, O. Loisa, M. Dähne, K. Brundiers, M. Kosecka, L.A. Kyhn, C.T. Ljungqvist, I. Pawliczka, R. Koza, B. Arciszewski, A. Galatius, M. Jabbusch, J. Laaksonlaita, J. Niemi, S. Lyytinen, A. Gallus, H. Benke, P. Blankett, K.E. Skóra, and A. Acevedo-Gutiérrez. 2018. Basin-scale distribution of harbour porpoises in the Baltic Sea provides basis for effective conservation actions. *Biological Conservation*. 226:42-53.
- Carstensen, J., O. Henriksen, and J. Teilmann. 2006. Impacts of offshore wind farm construction on harbour porpoises: acoustic monitoring of echo-location activity using porpoise detectors (T-PODs). *Mar Ecol Prog Ser*. 321:295-308.
- Celemín, E., M. Autenrieth, A. Roos, I. Pawliczka, M. Quintela, U. Lindstrøm, H. Benke, U. Siebert, C. Lockyer, P. Berggren, A.A. Öztürk, B. Öztürk, V. Lesage, and R. Tiedemann. 2023. Evolutionary history and seascape genomics of Harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) across environmental gradients in the North Atlantic and adjacent waters. *Molecular Ecology Resources*. n/a.
- Cohen, J. 1988. Statistical Power Analysis for the Behavioral Sciences. Lawrence Erlbaum Associates, New York.
- Conner, M.M., C.W. Saunders, N. Bouwes, and C. Jordan. 2016. Evaluating impacts using a BACI design, ratios, and a Bayesian approach with a focus on restoration. *Environmental Monitoring and Assessment*. 188.



- Cosentino, M., F. Guarato, J. Tougaard, D. Nairn, J.C. Jackson, and J.F.C. Windmill. 2019. Porpoise click classifier (PorCC): A high-accuracy classifier to study harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the wild. *The Journal of the Acoustical Society of America*. 145:3427-3434.
- Cosentino, M., J. Tougaard, M. Dähne, and K. L.A. 2023. Detection function using simultaneous drone videos and acoustic recordings. In Scientific Report. Vol. 566. D.D.C.f.E.a.E. Aarhus University, editor. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy.
- de Boer, M.N. 2010. Spring distribution and density of minke whale *Balaenoptera acutorostrata* along an offshore bank in the central North Sea. *Marine Ecology Progress Series*. 408:265-274.
- DeRuiter, S.L., M. Hansen, H.N. Koopman, A.J. Westgate, P.L. Tyack, and P.T. Madsen. 2010. Propagation of narrow-band-high-frequency clicks: Measured and modeled transmission loss of porpoise-like clicks in porpoise habitats. *The Journal of the Acoustical Society of America*. 127:560-567.
- Dietz, R., A. Galatius, L. Mikkelsen, J. Nabe-Nielsen, F.F. Rigét, H. Schack, H. Skov, S. Sveegaard, J. Teilmann, and F. Thomsen. 2015. Investigations and preparation of environmental impact assessment for Kriegers Flak Offshore Wind Farm. National INstitute. 208.
- Dietz, R., J. Teilmann, S.M. Andersen, F. Rigét, and M.T. Olsen. 2013. Movements and site fidelity of harbour seals (*Phoca vitulina*) in Kattegat, Denmark, with implications for the epidemiology of the phocine distemper virus. *ICES Journal of Marine Science*. 70:186-195.
- Dietz, R., J. Teilmann, O.D. Henriksen, and K. Laidre. 2003. Movements of seals from Rødsand seal sanctuary monitored by satellite telemetry. Relative importance of the Nysted Offshore Wind Farm area to the seals. In NERI technical Report. Vol. 429. N.E.R. Institute, editor, Roskilde, Denmark. 44.
- Dähne, M., J. Tougaard, J. Carstensen, A. Rose, and J. Nabe-Nielsen. 2017. Bubble curtains attenuate noise from offshore wind farm construction and reduce temporary habitat loss for harbour porpoises. *Marine Ecology Progress Series*. 580:221-237.
- Fredshavn, J., B. Nygaard, R. Ejrnæs, C. Damgaard, O.R. Therkildsen, M. Elmeros, P. Wind, L.S. Johansen, A.B. Alnøe, K. Dahl, H. E., Nielsen, B. H., Pedersen, S. S., G. A., and J. Teilmann. 2019. Bevaringsstatus for naturtyper og arter - 2019. Habitatdirektivets Artikel 17-rapportering. Aarhus Universitet, DCE-Nationalt Center for Miljø og Energi, 52 s. Videnskabelig rapport fra DCE-Nationalt Center for Miljø og Energi nr 340.
- Galatius, A., O.E. Jansen, and C.C. Kinze. 2013. Parameters of growth and reproduction of white-beaked dolphins (*Lagenorhynchus albirostris*) from the North Sea. *Marine Mammal Science*. 29:348-255.
- Galatius, A., and C.C. Kinze. 2016. *Lagenorhynchus albirostris* (Cetacea: Delphinidae). *Mammalian Species*. 48:35-47.
- Galatius, A., C.C. Kinze, and J. Teilmann. 2012. Population structure of harbour porpoises in the Baltic region: evidence of separation based on geometric morphometric comparisons. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 92:1669-1676.
- Gallagher, C.A., Grimm V., Kyhn L.A., Kinze C.C., and N.-N. J. 2021. Movement and seasonal energetics mediate vulnerability to disturbance in marine mammal populations. *The American Naturalist*. 197:14.
- Gilles, A., M. Authier, N.C. Ramirez-Martinez, H. Araújo, A. Blanchard, J. Carlström, C. Eira, G. Dorémus, C. Fernández-Maldonado, S.C.V. Geelhoed, L.A. Kyhn, S. Laran, D. Nachtsheim, S. Panigada, R. Pigeault, M. Sequeira, S. Sveegaard, N.L. Taylor, K. Owen, C. Saavedra, J.A. Vázquez-Bonales, B. Unger, and P.S. Hammond. 2023a. Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2022 from the SCANS-IV aerial and shipboard surveys., Germany.
- Gilles, A., M. Authier, N.C. Ramirez-Martinez, H. Araújo, A. Blanchard, J. Carlström, C. Eira, D. G., F.-M. C., G.S.C. V., K. L., L. S., P.S. Nachtsheim D., P. R., S. M., S. S., and E. al. 2023b. Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2022 from the SCANS-IV aerial and shipboard surveys.



- Gilles, A., M. Scheidat, and U. Siebert. 2009. Seasonal distribution of harbour porpoises and possible interference of offshore wind farms in the German North Sea. *Mar Ecol Prog Ser.* 383:295-307.
- Griffiths, E.T., L.A. Kyhn, S. Sveegaard, C. Marcolin, J. Teilmann, and J. Tougaard. 2023. Acoustic detections of odontocetes in Skagerrak - investigation of clicks and whistles from delphinids at Gule Rev and Store Rev. *In Scientific Report.* Vol. 539.
- Groothedde, J. 2009. Mother-pup interaction and the impact of anthropogenic disturbance in wild harbour seals (*Phoca vitulina*). *In Department of Physics, Chemistry and Biology.* Vol. Master. Linköping Universitet. 33.
- Hammond, P.S., G. Bearzi, A. Bjørge, K.A. Forney, L. Karczmarski, T. Kasuya, W. Perrin, M.D. Scott, J.Y. Wang, R.S. Wells, and B. Wilson. 2008. *Phocoena phocoena* (Baltic Sea subpopulation) (errata version published in 2016). *The IUCN Red List of Threatened Species 2008.*
- Hammond, P.S., P. Berggren, H. Benke, D.L. Borchers, A. Collet, M.P. Heide-Jørgensen, S. Heimlich, A.R. Hiby, M.F. Leopold, and N. Øien. 2002. Abundance of harbour porpoise and other cetaceans in the North Sea and adjacent waters. *Journal of Applied Ecology.* 39:361-376.
- Hammond, P.S., C. Lacey, A. Gilles, S. Viquerat, P. Börjesson, H. Herr, K. Macleod, V. Ridoux, M.B. Santos, M. Scheidat, J. Teilmann, J. Vingada, and N. Øien. 2017. Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2016 from the SCANS-III aerial and shipboard surveys. SCANS III.
- Hammond, P.S., K. Macleod, P. Berggren, D.L. Borchers, L. Burt, A. Cañadas, G. Desportes, G.P. Donovan, A. Gilles, D. Gillespie, J. Gordon, L. Hiby, I. Kuklik, R. Leaper, K. Lehnert, M. Leopold, P. Lovell, N. Øien, C.G.M. Paxton, V. Ridoux, E. Rogan, F. Samarra, M. Scheidat, M. Sequeira, U. Siebert, H. Skov, R. Swift, M.L. Tasker, J. Teilmann, O. Van Canneyt, and J.A. Vázquez. 2013. Cetacean abundance and distribution in European Atlantic shelf waters to inform conservation and management. *Biological Conservation.* 164:107-122.
- Hansen, J.W. 2016. Marine områder 2015. NOVANA. *In Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi.* J.W. Hansen, editor. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 148.
- Hansen, J.W. 2018. Marine områder 2016. NOVANA. *In Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi.* Vol. 253. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Roskilde, Danmark. 140.
- Hansen, J.W., and S. Høgslund. 2019. Marine områder 2018. NOVANA. *In Videnskabelig rapport fra DCE nr. 355.* Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi., Roskilde, Danmark. 156.
- Hansen, J.W., and S. Høgslund. 2021. Marine områder 2019 - NOVANA. *In Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi.* J.W. Hansen and S. Høgslund, editors. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Roskilde. 174.
- Hansen, J.W., and S. Høgslund. 2024. Marine Områder 2022. NOVANA. *In Videnskabelig rapport fra DCE.* Vol. 592. Aarhus Universitet, DCE - Center for Miljø og Energi, Aarhus. 187.
- Hansen, J.W., and S. Høgslund. 2023. Marine Områder 2021. *In Videnskabelig rapport fra DCE.* Vol. 529. J.W. Hansen and S. Høgslund, editors. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Roskilde.
- Hao, T., J. Elith, G. Guillera-Aroita, and J.J. Lahoz-Monfort. 2019. A review of evidence about use and performance of species distribution modelling ensembles like BIOMOD. *Diversity and Distributions.* 25:839-852.
- Harvey, J., and D. Goley. 2011. Determining a correction factor for aerial surveys of harbor seals in California. *Marine Mammal Science.* 27.
- HELCOM. 2019. Guidelines for monitoring Seal abundance and distribution in the HELCOM area.



- HELCOM. 2023a. Distribution of Baltic seals – harbour seals. *In* HELCOM core indicator report. HELCOM, editor. HELCOM.
- HELCOM. 2023b. Distribution of harbour porpoises. *In* HELCOM pre-core indicator report.
- HELCOM. 2023c. Population trends and abundance of seals. HELCOM, editor. HELCOM. 30.
- HELCOM. 2023d. Reproductive status of seals. *In* HELCOM core indicator report. HELCOM, editor. HELCOM.
- Hiby, L. 2016. Estimating effective strip width in SCANS-III aerial surveys. Conservation Research Ltd.
- Jørgensen, P.B., F.M. van Beest, and K. L.A. 2024. Harbour porpoise presence at Kattegatt Syd offshore Windfarm site from December 2020 to December 2023. *In* Technical report. Vol. 309.
- Kastelein, R., P. Bunschoek, M. Hagedoorn, W. Au, and D. de Haan. 2002. Audiogram of a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) measured with narrow-band frequency-modulated signals. *J Acoust Soc Am*. 112:334-344.
- Kastelein, R.A., P. Wensveen, L. Hoek, and J.M. Terhune. 2009. Underwater hearing sensitivity of harbor seals (*Phoca vitulina*) for narrow noise bands between 0.2 and 80 kHz. *The Journal of the Acoustical Society of America*. 126:476-483.
- Kiszka, J., and G. Braulik. 2018. *Lagenorhynchus albirostris*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T11142A50361346*.
- Koschinski, S. 2001. Current knowledge on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the Baltic Sea. *Ophelia*. 55:167-197.
- Krzywinski, M., and N. Altman. 2014. Nonparametric tests. *Nature methods*. 11:467-468.
- Kyhn, L.A., R. Dietz, J. Nabe - Nielsen, A. Galatius, J. Teilmann, U. Siebert, and D.A. Nachtsheim. 2024a. Energy Island North Sea - Satellite Tagging of marine mammals - technical report. *In* Technical report. D.D.C.f.E.a.E. Aarhus University, editor. Aarhus University, DCE Danish Center for Environment and Energy, Roskilde.
- Kyhn, L.A., A. Galatius, S. S., E. Griffiths, F.M. van Beest, M. Marcolin, R. Dietz, J. Teilmann, J. Nabe-Nielsen, U. Siebert, and D. Nachtsheim. 2024b. Results of the two year survey program for marine mammals in connection with the construction of the North Sea Energy Island. Danish Energy Agency, <https://ens.dk/en/our-responsibilities/offshore-wind-power/preliminary-site-investigations-energy-islands-0>.
- Kyhn, L.A., J. Tougaard, K. Beedholm, F.H. Jensen, E. Ashe, R. Williams, and P.T. Madsen. 2013. Clicking in a Killer Whale Habitat: Narrow-Band, High-Frequency Biosonar Clicks of Harbour Porpoise (*Phocoena phocoena*) and Dall's Porpoise (*Phocoenoides dalli*). *PLoS ONE* 8. 58.
- Kyhn, L.A., J. Tougaard, L. Thomas, L. Duve, J. Stenback, M. Amundin, G. Desportes, and J. Teilmann. 2012. From echolocation clicks to animal density—Acoustic sampling of harbor porpoises with static dataloggers. *J Acoust Soc Am*. 131:550–560.
- Kyhn, L.A., and F.M. van Beest. 2023. Harbour porpoise presence at Kattegatt Syd Offshore Windfarm site from monitoring in December 2020 – December 2022. Second years data. *In* Technical Report. Vol. No. 274. 31.
- Lockyer, C. 2003. Harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the North Atlantic: Biological parameters. *NAMMCO Sci. Publ.* 5.
- Lockyer, C., and C. Kinze. 2003. Status, ecology and life history of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*), in Danish waters. *NAMMCO Sci. Publ.* 5:143-176.
- Lowry, L. 2016. *Phoca vitulina*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016. *In* The IUCN red List of threatened species. IUCN, editor.
- Maio, N., M. Giovannotti, V.C. Barucchi, A. Peteraccioli, F. Pollaro, F.M. Guarino, A. Splendiani, R. De Stasio, and G. Odierna. 2016. Haplotype characterization of a stranded Common Minke Whale calf (*Balaenoptera*



- acutorostrata Lacépède, 1804): is the Mediterranean Sea a potential calving or nursery ground for the species? *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*.
- Marques, T.A., L. Thomas, S.W. Martin, D.K. Mellinger, J.A. Ward, D.J. Moretti, D. Harris, and P.L. Tyack. 2013. Estimating animal population density using passive acoustics. *Biological reviews*. 88:287-309.
- Moeslund, J.E., B. Nygaard, R. Ejrnæs, N. Bell, L.D. Bruun, R. Bygebjerg, H. Carl, J. Damgaard, D., E., M. Elmeros, K. Flensted, K. Fog, I. Goldberg, H. Gønget, F. Helsing, M. Holmen, P. Jørum, and m.fl. 2019a. Den danske Rødliste. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi.
- Moeslund, J.E., B. Nygaard, R. Ejrnæs, N. Bell, L.D. Bruun, R. Bygebjerg, H. Carl, J. Damgaard, E. Dylmer, M. Elmeros, K. Flensted, K. Fog, I. Goldberg, H. Gønget, F. Helsing, M. Holmen, P. Jørum, J. Lissner, T. Læssøe, H.B. Madsen, J. Misser, P.R. Møller, O.F. Nielsen, K. Olsen, J. Sterup, U. Søchting, P. Wiberg-Larsen, and P. Wind. 2019b. Den Danske Rødliste 2019. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus.
- Moxley, J.H., A. Bogomolni, M.O. Hammill, K.M.T. Moore, M.J. Polito, L. Sette, W.B. Sharp, G.T. Waring, J.R. Gilbert, P.N. Halpin, and D.W. Johnston. 2017. Google Haul Out: Earth Observation Imagery and Digital Aerial Surveys in Coastal Wildlife Management and Abundance Estimation. *BioScience*. 67:760-768.
- Muhammad, L.N. 2023. Guidelines for repeated measures statistical analysis approaches with basic science research considerations. *The Journal of clinical Investigation*.
- Møhl, B., and S. Andersen. 1973. Echolocation: high - frequency component in the click of the Harbour Porpoise (*Phocoena ph. L.*). *The Journal of the Acoustical Society of America*. 54:1368-1372.
- NAMMCO. 2021. NAMMCO official web page.
- Nowak, R.M. 2003. Walker's marine mammals of the world. The John Hopkins University Press, Baltimore, US.
- Olsen, M.T., A. Galatius, and T. Härkönen. 2018. The history and effects of seal-fishery conflicts in Denmark *Marine Ecology Progress Series*. 595.
- Owen, K., A. Gilles, M. Authier, J. Carlström, M. Genu, L.A. Kyhn, D.A. Nachtsheim, N.C. Ramírez-Martínez, U. Siebert, M. Sköld, J. Teilmann, B. Unger, and S. Sveegaard. 2024. A negative trend in abundance and an exceeded mortality limit call for conservation action for the Vulnerable Belt Sea harbour porpoise population. *Frontiers in Marine Science*. 11.
- Pace, F., C. Robinson, E.C. Lumsden, and B.S. Martin. 2021. Underwater Sound Sources Characterisation Study: Energy Island Denmark. In Technical report. JASCO Applied Sciences. 152.
- Parker, J., A. Banks, A. Fawcett, M. Axelsson, H. Rowell, S. Allen, C. Ludgate, O. Humphrey, A. Baker, and V. Copley. 2022. Offshore Wind Marine Environmental Assessments: Best Practice Advice for Evidence and Data Standards. Phase I: Expectations for pre-application baseline data for designated nature conservation and landscape receptors to support offshore wind applications. Natural England. 79.
- Pastene, L.A., M. Goto, M. Taguchi, and Y. Fujise. 2022. Phylogeny and population genetic structure of minke whales worldwide: A review of recent studies. In *Marine Mammals*. IntechOpen.
- Peschko, V., S. Müller, P. Schwemmer, M. Mercker, P. Lienau, T. Rosenberger, J. Sundermeyer, and S. Garthe. 2020. Wide dispersal of recently weaned grey seal pups in the Southern North Sea. *ICES J Mar Sci*. 77:10.
- Petel, T.v., S.C.V. Geelhoed, and H.W.G. Meesters. 2012. Harbour porpoise occurrence in relation to the Prinses Amaliawindpark. IMARES, IJmuiden.
- Reichmuth, C., M.M. Holt, J. Mulsow, J.M. Sills, and B.L. Southall. 2013. Comparative assessment of amphibious hearing in pinnipeds. *Journal of Comparative Physiology A*. 199:491-507.
- Reid, J.B., P.G.H. Evans, and S.P. Northridge. 2003. Atlas of cetacean distribution in north-west European waters. Joint Nature Conservation Committee. Peterborough.



- Ries, E.H., L. Hiby, and P.J.H. Reijnjers. 1998. Maximum likelihood population size estimation of harbour seals in the Dutch Wadden Sea based on a mark-recapture experiment. *Journal of Applied Ecology*. 35.
- Rojano-Doñate, L., B.I. McDonald, D.M. Wisniewska, M. Johnson, J. Teilmann, M. Wahlberg, J. Højer-Kristensen, and P.T. Madsen. 2018. High field metabolic rates of wild harbour porpoises. *The Journal of Experimental Biology*. 221:jeb185827.
- Rose, A., M.J. Brandt, R. Vilela, A. Diederichs, A. Schubert, K. Vladislav, G. Nehls, M. Volkenandt, V. Wahl, A. Michalik, H. Wendeln, A. Freund, C. Ketzer, B. Limmer, M. Laczny, and W. Piper. 2019. Effects of noise-mitigated offshore pile driving on harbour porpoise abundance in the German Bight 2014-2016 (Gescha 2) - Assessment of Noise Effects. BioConsult, editor. BioConsult.
- SAMBAH. 2016. LIFE+ SAMBAH Final report. In LIFE +. Vol. LIFE08 NAT/S/000261. EU.
- Scheidat, M., A. Gilles, K.-H. Kock, and U. Siebert. 2008. Harbour porpoise *Phocoena phocoena* abundance in the southwestern Baltic Sea. *Endang Species Res*. 5:215-223.
- Scheidat, M., J. Tougaard, S. Brasseur, J. Carstensen, T.v.P. Petel, J. Teilmann, and P. Reijnders. 2011. Harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) and wind farms: a case study in the Dutch North Sea. *Environmental Research Letters*. 6:025102.
- Sharpe, M., and P. Berggren. 2023. *Balaenoptera acutorostrata* (Europe assessment). The IUCN Red List of Threatened Species.
- Stenberg, C., J.G. Støttrup, M. van Deurs, C.W. Berg, G.E. Dinesen, Mosegaard, T.M. Grome, and S.B. Leonhard. 2015. Long-term effects of an offshore wind farm in the North Sea on fish communities. *Mar Ecol Prog Ser*. 528:12.
- Stepien, E.N., J. Khan, A. Galatius, and J. Teilmann. 2024. How low can you go? Exploring impact of drones on haul out behaviour of harbour - and grey seals. *Front. Mar. Sci*.
- Sveegaard, S., I. Carlen, J. Carlström, M. Dähne, A. Gilles, O. Loisa, K. Owen, and I. Pawliczka. 2022. HOLAS-III harbour porpoise importance map. In Technical report. Vol. 240. D.-N.C.f.E.a.E. Aarhus University, editor. DCE- Nationalt Center for Environment and Energy, Aarhus University, Roskilde. 20.
- Sveegaard, S., A. Galatius, R. Dietz, L. Kyhn, J.C. Koblitz, M. Amundin, J. Nabe-Nielsen, M.-H.S. Sinding, L.W. Andersen, and J. Teilmann. 2015. Defining management units for cetaceans by combining genetics, morphology, acoustics and satellite tracking. *Global Ecology and Conservation*. 3:839-850.
- Sveegaard, S., J. Nabe-Nielsen, and J. Teilmann. 2018. Marsvins udbredelse og status for de marine habitatområder i danske farvande. In Videnskabelig rapport. Vol. 284. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. 36.
- Sveegaard, S., K. Owen, L.A. Kyhn, Galatius A., P.B. Jørgensen, M. L., J. Teilmann, and F. van Beest. In prep. The power of passive acoustic monitoring - detecting changes in the relative density of small cetaceans is influenced by station number, monitoring time, and density variation
- Sveegaard, S., and J. Teilmann. 2018. Artsovervågning af marsvin. In Teknisk Anvisning. D.-N.C.f.m.o. energi, editor. DCE - Nationalt Center for miljø og energi, Roskilde. 6.
- Sørensen, T.B., and C.C. Kinze. 1994. Reproduction and reproductive seasonality in Danish harbour porpoises, *Phocoena Phocoena*. *Ophelia*. 39:159-176.
- Teilmann, J., and J. Carstensen. 2012. Negative long term effects on harbour porpoises from a large scale offshore wind farm in the Baltic—evidence of slow recovery. *Environmental Research Letters*. 7:045101.
- Teilmann, J., and A. Galatius. 2018. Artsovervågning af sæler. In Teknisk anvisninger. Vol. 16. DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi - Aarhus Universitet, Roskilde. 7.
- Teilmann, J., F. Larsen, and G. Desportes. 2007. Time allocation and diving behaviour of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in Danish and adjacent waters. *J.Cet.Res.Managem*. 9.



- Teilmann, J., Tougaard, J., and J. Carstensen. 2012. Effects on harbour porpoises from Rødsand 2 Off-shore Wind Farm. *In* Technical report. Vol. 42. D.D.C.f.E.a.E. Aarhus University, editor. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy.
- ter Hofstede, R. 2008. Effects of a wind farm on the local fish community. A comparative study of field sampling data collected before and after the construction of the Offshore Wind farm Egmond aan Zee(OWEZ). *In* Report / IMARES. Vol. C057/08, IJmuiden.
- Tougaard, J., J. Carstensen, M. Wisz, M. Jespersen, J. Teilmann, N. Bech, and S. H. 2006. Harbour porpoises on Horns Reef. Effects of the Horns Reef Windfarm. Final Report to Vattenfall A/S. National Environmental Research Institute, Commissioned Report, <http://www.dmu.dk/International/Publications/>. 111.
- Unger, B., D. Nachtsheim, N. Ramírez Martínez, U. Siebert, S. Sveegaard, L. Kyhn, Balle, J.D., J. Teilmann, J. Carlström, K. Owen, and A. Gilles. 2021. Aerial survey for harbour porpoises in the western Baltic Sea, Belt Sea, the Sound and Kattegat in 2020. Joint survey by Denmark, Germany and Sweden: Final report to Danish Environmental Protection Agency, German Federal Agency for Nature Conservation and Swedish Agency for Marine and Water Management. 28.
- Vilela, R., and M. Schütte. 2021. Thor offshore windfarm - marine mammals. WSP, editor. WSP.
- Villadsgaard, A., M. Wahlberg, and J. Tougaard. 2007. Echolocation signals of wild harbour porpoises, *Phocoena phocoena*. *J Exp Biol.* 210:56-64.
- Viquerat, S., H. Herr, A. Gilles, V. Peschko, U. Siebert, S. Sveegaard, and J. Teilmann. 2014. Abundance of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the western Baltic, Belt Seas and Kattegat. *Marine Biology.* 161:745-754.
- Williamsson, L.D., K.L. Brookes, B.E. Scott, I.M. Graham, G. Bradbury, P.S. Hammond, and P.M. Thompson. 2016. Echolocation detections and digital video surveys provide reliable estimates of the relative density of harbour porpoises. *Methods in Ecology and Evolution.* 7:8.
- Wisniewska, Danuta M., M. Johnson, J. Teilmann, L. Rojano-Doñate, J. Shearer, S. Sveegaard, Lee A. Miller, U. Siebert, and Peter T. Madsen. 2016. Ultra-High Foraging Rates of Harbor Porpoises Make Them Vulnerable to Anthropogenic Disturbance. *Current Biology.*
- Worsøe, L.A., M.B. Horsten, and E. Hoffmann. 2002. Gyde- og opvækstpladser for kommercielle fiskearter i Nordsøen, Skagerrak og Kattegat. DFU-rapport nr. 118-02. Danmarks Fiskeriundersøgelser.



Appendiks 1

Metadata der skal indsamles i forbindelse med PAM overvågning i effektovervågningsprogrammet er angivet i Tabel A 1.

Tabel A 1. Liste over metadata der skal indsamles ved PAM overvågning.

Metadata:	
Station ID	
Deployment ID (1,2,3, eller A,B,C...)	
Datalogger ID	
Releaser/Buoy ID	
Satellite transmitter ID	
Date for setup	
Time for start (UTC)	
Battery status	
Setup comments	
Setup Operator	
Mooring type	
Purpose	
Comments	
Deployment date	
Deployment time (UTC)	
Deployment Waypoint GPS	
Deployment LAT	
Deployment LON	
Depth	
Deployment comments	
Recovery date	
Recovery time (UTC)	
Recovery type (planned, trawled, stranded, drifting)	
If unplanned, cause	
Date found	
Estimated time detached, based on logger data	
Stop date	
Stop time (UTC)	
Comments	
Entered by	
File name	
Directory where data is stored	
Directory where data is backed-up	
Operator	
Download comments	



Energistyrelsen