



# MULIGE EFFEKTER AF PROJEKTET "SIEMENS VINDMØLLEPARK" PÅ MARSVIN, SÆLER OG FUGLE I NISSUM BREDNING

Rapport rekvireret af Siemens Wind Power A/S.

2016



AARHUS  
UNIVERSITET

DCE - NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

# MULIGE EFFEKTER AF PROJEKTET "SIEMENS VINDMØLLEPARK" PÅ MARSVIN, SÆLER OG FUGLE I NISSUM BREDNING

---

Rapport rekvireret af Siemens Wind Power A/S

2016

Ib Krag Petersen  
Line A. Kyhn  
Signe Sveegaard  
Anders Galatius  
Jakob Tougaard  
Rasmus Due Nielsen

Aarhus Universitet, Institut for Bioscience



AARHUS  
UNIVERSITET

DCE - NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

# Datablad

Titel:	Mulige effekter af projektet "Siemens vindmøllepark" på marsvin, sæler og fugle i Nissum Bredning
Rekvirent:	Siemens Wind Power A/S
Forfattere:	Ib Krag Petersen, Line A. Kyhn, Signe Sveegaard, Anders Galatius, Jakob Tougaard & Rasmus Due Nielsen
Institution:	Aarhus Universitet, Institut for Bioscience
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	<a href="http://dce.au.dk">http://dce.au.dk</a>
Redaktion afsluttet:	November 2016
Faglig kommentering:	Ole Roland Therkildsen, Aarhus Universitet, Institut for Bioscience (fugle) Jonas Teilmann, Aarhus Universitet, Institut for Bioscience (havpattedyr)
Bedes citeret:	Petersen, I.K., Kyhn, L.A., Sveegaard, S., Galatius, A., Tougaard, J. & Nielsen, R.D. 2016. Mulige effekter af projektet "Siemens vindmøllepark" på marsvin, sæler og fugle i Nissum Bredning. Rapport rekvireret af Siemens Wind Power A/S. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 64 s. - Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Layout:	Grafisk Værksted, AU-Silkeborg
Foto forside:	Ib Krag Petersen
Sideantal:	64

# Indhold

<b>1</b>	<b>Forord</b>	<b>5</b>
<b>2</b>	<b>Introduktion</b>	<b>6</b>
2.1	Undersøgelsesernes formål	6
2.2	Undersøgelsesområde	6
2.3	Siemens vindmøllerne	7
<b>3</b>	<b>Marsvin</b>	<b>8</b>
3.1	Marsvin ( <i>Phocoena phocoena</i> ) i Nissum Bredning	8
3.2	Mulige påvirkninger	8
<b>4</b>	<b>Sæler</b>	<b>11</b>
4.1	Spættet sæl ( <i>Phoca vitulina</i> ) i Nissum Bredning	11
4.2	Gråsæl ( <i>Halichoerus grypus</i> ) ved i Nissum Bredning	14
4.3	Mulige forstyrrelser af sæler	14
<b>5</b>	<b>Fugle</b>	<b>17</b>
<b>6</b>	<b>Metoder</b>	<b>21</b>
6.1	Marsvin	21
6.2	Fugle	24
<b>7</b>	<b>Resultater</b>	<b>28</b>
7.1	Marsvin	28
7.2	Fugle	29
<b>8</b>	<b>Forstyrrelser</b>	<b>43</b>
8.1	Marsvin	43
8.2	Sæler	47
8.3	Fugle	48
<b>9</b>	<b>Anbefalinger til afværgeforanstaltninger</b>	<b>51</b>
9.1	Marsvin og sæler	51
9.2	Fugle	52
<b>10</b>	<b>Konklusion</b>	<b>54</b>
10.1	Marsvin og sæler	54
10.2	Fugle	55
<b>11</b>	<b>Referencer</b>	<b>56</b>

[Tom side]

# 1 Forord

Som supplement til allerede gennemførte dele af VVM-redegørelsen for Siemens vindmøllepark i Nissum Bredning blev Aarhus Universitet bedt om at foretage undersøgelser af forekomsten af fældende havdykænder, sæler og marsvin i Nissum Bredning. Undersøgelserne af fugle blev gennemført med særlig henblik på undersøgelser af forekomsten af toppet skalleluger. Undersøgelsens resultater blev anvendt til at vurdere potentielle effekter på de aktuelle arter i forhold til mølleparkens konstruktions- og driftsfaser.

Nærværende rapport præsenterer resultaterne af disse undersøgelser og vurderinger.

## 2 Introduktion

### 2.1 Undersøgelseernes formål

Formålet med indholdet af denne rapport er at supplere de miljøkonsekvensvurderinger, der er gennemført i forhold til Siemens havvindmølleparken i Nissum Bredning. I forbindelse med VVM-redegørelsen for dette projekt blev der fremlagt en VVM-rapport i 2011 (Orbicon 2011). VVM-processens høringsfase afstedkom behov for en supplerende VVM-rapport, der blev offentliggjort i 2012 (Orbicon 2012). Denne rapport blev rekvireret af Siemens Wind Power A/S i juli 2016. Siemens Wind Power er bygherre på projektet.

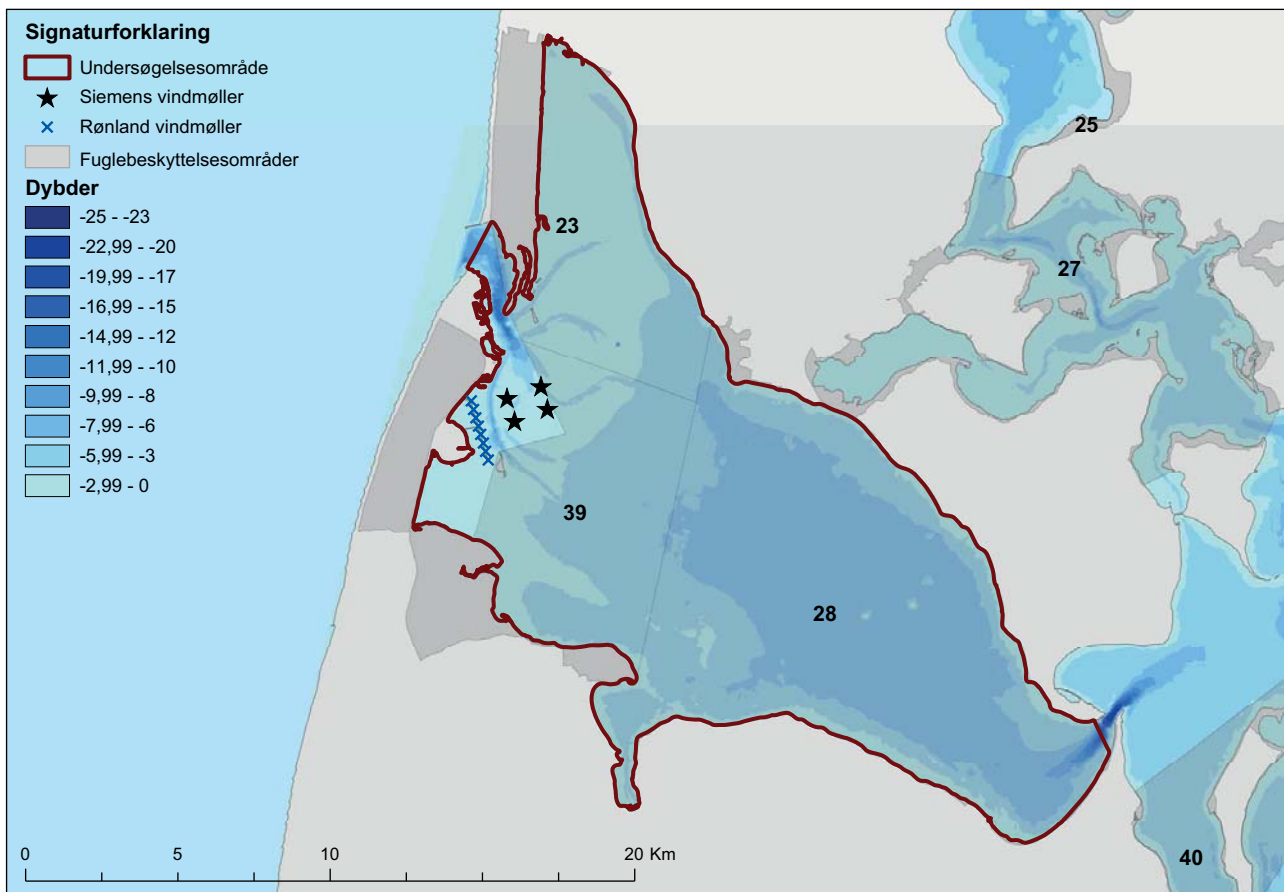
Nærværende rapport er således ikke en fyldstgørende baggrundsrapport til en VVM-redegørelse, men udelukkende en beskrivelse af tre specifikke emner. En beskrivelse af sommerforekomsten af marsvin, sæler og rastende fugle i undersøgelsesområdet samt en vurdering af potentielle påvirkninger af disse fra den projekterede havvindmøllepark. For fuglenes vedkommende er der således udelukkende foretaget undersøgelser af antal og fordeling af rastende fugle i juli og august måned 2016, og med særlig fokus på eventuelle forekomster af fældende havdykænder, herunder toppet skallesluger. Vurderinger af risici for kollisioner imellem møller og fugle eller vurderinger af effekten på fordelingen af rastende vandfugle på andre årstider er således ikke en del af nærværende rapport. For marsvin og sælers vedkommende har der været særlig fokus på forekomst i projektområdet og vurdering af mulige effekter af undervandsstøj fra nedramning af pæle til fundamenterne. I en dialog imellem Siemens Wind Power A/S og Århus Universitet, DCE (AU/DCE) blev disse tre emner identificeret som relevante supplementter til de allerede gennemførte miljøkonsekvensvurderinger. Siemens Wind Power A/S har yderligere udbedt sig en vurdering af muligheden for at lægge tre ugers ramningsperiode i løbet af sommeren (juli-august 2017).

### 2.2 Undersøgelsesområde

Undersøgelsesområdet for fordelingen af rastende fugle er Nissum Bredning. Afgrænset mod vest af Harboøre og Agger Tange, og mod øst ved Oddesund (Figur 2-1). Undersøgelsesområdet er lavvandet, med største dybder ved Oddesund (18 meter) og ved udmundingen af Limfjorden (14 meter). Fjordens sande er generelt meget lavvandede, med dybe render igennem sandene. Den østlige del af Nissum Bredning er dybere end den vestlige del.

Undersøgelsesområdet omfatter tre Fuglebeskyttelsesområder, der til sammen omfatter størsteparten af Nissum Bredning. Tættest på Siemens havvindmøllerne er Fuglebeskyttelsesområde nr. 39, "Harboøre Tange, Plet Enge og Gjeller Sø". I områdets nordlige del findes Fuglebeskyttelsesområde nr. 23, "Agger Tange", og i den østlige del findes Fuglebeskyttelsesområde nr. 28, "Nissum Bredning". I undersøgelsesområdets umiddelbare nærhed findes desuden Fuglebeskyttelsesområderne nr. 27, "Glomstrup Vig, Agerø, Munkholm og Katholm Odde, Lindholm og Rotholme" og nr. 40, "Venø" (se Figur 2-1).





**Figur 2-1.** Undersøgelsesområdet i Nissum Bredning. Placeringen af Siemens havvindmøllerne er vist, ligesom placeringen af de otte eksisterende Rønland turbiner er angivet. Områdets vanddybde er indikeret med farvekode.

Undersøgelsesområdet for marsvineundersøgelserne omfatter den vestlige del af Nissum Bredning samt nærområdet af Nordsøen, umiddelbart vest for Thyborøn.

### 2.3 Siemens vindmøllerne

De fire havvindmøller tænkes placeret umiddelbart udenfor Fuglebeskyttelsesområde nr. 39, og godt 1 km nordøst for Rønland vindmøllepark. Den korteste afstand til Fuglebeskyttelsesområde nr. 39 er ca. 100 meter. Fra møllerne er der godt 1 km til Rønland Sandø.

De fire turbiner opføres på meget lavt vand, mellem 3 og 5 meters dybde.

## 3 Marsvin

### 3.1 Marsvin (*Phocoena phocoena*) i Nissum Bredning

Marsvinet findes i alle danske farvande, men ses stort set aldrig i farvandet omkring Bornholm og sjældent i Limfjorden. I Limfjorden er der imidlertid foretaget meget få undersøgelser om marsvineforekomst, men i Citizen science projektet "Fokus på Hvaler" fra 2000-2002 observeredes enkelte marsvin i Limfjorden (Kinze m. fl. 2003). Der er altså marsvin i Limfjorden, men der vides meget lidt om, hvor mange der er, om de er der fast, og hvorfra de kommer ind i Limfjorden. Der er ligeledes ingen viden om årstidsvariation i deres forekomst, men deres tilstedeværelse er sandsynligvis korreleret med antallet og fordelingen af byttedyr. Marsvin i Nordsøen spiser hovedsageligt hvilling, tobis, torsk, kutling og sild, men i et studie af maveindhold fra 154 Nordsø-marsvin fandtes yderligere 22 arter bl.a. tunge, rødspætte, ål og kutling (Andreasen 2009).

I de danske farvande findes minimum tre populationer af marsvin: én i Østersøen, én i de indre danske farvande og én i Nordsøen inkl. Skagerrak og det nordlige Kattégat (Wiemann m. fl. 2010, Galatius m.fl. 2012, Sveegaard m. fl. 2015a). Det betyder, at marsvin i Limfjorden potentielt kan stamme fra to populationer alt efter om de svømmer ind fra øst eller vest. For marsvin i den vestligste del af Limfjorden, Nissum Bredning, er det mest sandsynligt, at de kommer fra Nordsøen. Denne population er optalt i 1994 og 2005, og antallet af marsvin i Nordsøen synes på baggrund af de to tællinger at være stabilt (Hammond m. fl. 2013).

Marsvin er Danmarks mest almindelige hval. Marsvin yngler fra midt juni til slutningen af august og parrer sig fra slutningen af juli til midt august (Sørensen og Kinze 1994). Drægtighedsperioden er ca. 11 måneder og ungerne dier og følger deres mor indtil marts det efterfølgende år og muligvis længere. Da de fleste hunner kælver hvert år, varer dieperioden maximalt et år. Der er ikke identificeret specifikke yngleområder i danske farvande, men de yngler sandsynligvis, der hvor der er gode fourageringsmuligheder, og hvor der generelt observeres høj tæthed af marsvin så som i bælteerne og omkring Skagen.

Marsvinet er beskyttet i henhold til habitatdirektivet, hvor de er opført i bilag II og IV. For arter på habitatdirektivets bilag II, skal der udpeges beskyttede områder, de såkaldte Natura 2000-områder. Marsvin skal derudover beskyttes i hele deres udbredelsesområde (bilag IV) og Danmark er forpligtiget til at sikre eller genoprette gunstig bevaringsstatus for arten. Der er ingen Natura 2000-områder i Limfjorden eller i den nærliggende Nordsø med marsvin på udpegningsgrundlaget.

### 3.2 Mulige påvirkninger

En række aktiviteter forbundet med konstruktion af havvindmølleparker kan potentielt forstyrre eller endog skade sæler og marsvin. Den største enkeltpåvirkning er uden tvivl nedramning af møllefundamenter (enten monopiles eller funderingspæle til jacket fundamenter). Nedramning forårsager meget høje lydtryk (Madsen m. fl. 2006, Tougaard m. fl. 2009, Bailey m. fl. 2010). På

tæt hold kan dette give anledning til høreskader (midlertidige eller permanente) og på større afstand skræmmes dyrene væk og forhindres derved i at benytte området.

Øvrige aktiviteter, såsom uddybning (sandpumpning), sejlads med mølleelementer og fundamenter og brug af flydekran vil give anledning til længerevarende forstyrrende undervandsstøj, men med langt mindre lydtryk end ramningerne.

### 3.2.1 Høreskader

Havpattedyr har god hørelse under vand og det er bredt accepteret at skader fra kraftig lyd vil optræde i ørene og hørelsen ved lavere niveauer end det, der skal til for at forårsage vævsskader andre steder i kroppen. Derfor kan midlertidig hørenedsættelse (TTS temporary threshold shift) bruges som et forsigtighedsbaseret kriterie for skader, idet TTS vil indtræde før andre, permanente skader opstår (Southall m. fl. 2007). TTS opstår som følge af påvirkning af øret med kraftig lyd og kendes hos mennesker som "vat i ørerne" efter f.eks. en rockkoncert. TTS er reversibelt og små TTS-niveauer forsvinder igen efter ganske kort tid (minutter), mens kraftigere påvirkning kræver timer eller endog dage. Ved højere påvirkninger vil TTS ikke være fuldt reversibelt og en mindre, permanent høreskade efterlades, kendt som PTS (Permanent Threshold Shift). TTS måles som forøgelsen i høretærsklen og udtrykkes i dB. TTS på 50 dB eller derover anses for at give en stærkt forøget risiko for at der også indtræder PTS (Ketten 2012).

Der foreligger et omfattende datamateriale om TTS og PTS hos havpattedyr, opsummeret af Finneran (2015). Der er imidlertid ikke konsensus omkring generelle tærskler for TTS og PTS for havpattedyr. Se f.eks. (Finneran og Schlundt 2011, Tougaard m. fl. 2015, National Marine Fisheries Service 2016). Specifikt for støj fra pæleramning er der imidlertid fastsat vejledende værdier for spættet sæl og marsvin (Skjellerup m. fl. 2015, Skjellerup og Tougaard 2016). Disse tærskler er angivet i Tabel 3-1. Tærsklerne er opgivet som lydeksponeringsniveauer (Sound Exposure Level, SEL), dvs. den totale akustiske energi dyret udsættes for gennem hele ramningsperioden (ramning af én pæl). Enheden er dB re.  $1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ , en enhed der kan vises at være et mål for energi og kan omregnes til  $\text{J}/\text{m}^2$  via en konstant, der afhænger af vands specifikke akustiske impedans. Der findes ingen data for gråsæl, så tærsklerne for spættet sæl antages også at gælde for gråsæl.

**Tabel 3-1.** Grænse for midlertidig og permanent hørenedsættelse (TTS og PTS) for spættet sæl og marsvin.

Art	TTS		PTS	
	Enkeltpuls	Lang sekvens	Enkeltpuls	Lang sekvens
Spættet sæl	-	176 dB re. $1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$	-	200 dB re. $1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$
Marsvin	164 dB re. $1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$	175 dB re. $1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$	179 dB re. $1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$	190 dB re. $1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$

### 3.2.2 Habitatdegradering

#### Ramningsstøj

Udover at kunne give høreskader kan ramningsstøj også påvirke marsvin ved at skræmme dem væk fra det område de ellers ville færdes i over afstande på op til 20 km (Tougaard m. fl. 2009, Brandt m. fl. 2011, Haelters m. fl. 2012), for store monopæle rammet på dybt vand. Sådanne adfærdsændringer har vist sig at vare i timer til dage efter ramningen er ophørt. Effekten på dyrene af-

hænger af om de områder dyrene skræmmes hen til tilbyder samme muligheder for at opfylde dyrenes behov, som det område de naturligt ville have valgt, og af hvor lang tid de holdes væk fra deres naturlige område. Det vil sige, at hvis dyrene skræmmes til et mindre favorabelt område på kritiske tidspunkter som under parring eller i yngletiden i en længere periode kan det få negative konsekvenser på individ eller populationsniveau. Generelt er marsvin meget mobile og bruger store områder over året (Sveegaard m. fl. 2011), men der er individuelle forskelle og nogle dyr ser ud til at være mere stedfaste (Teilmann pers. kom). Samtidigt fouragerer marsvin nærmest konstant (Wisniewska m. fl. 2016), og det kan derfor have negative konsekvenser, hvis dyrene skræmmes til et område uden høj forekomst af deres fødeemner. Hvis ramningerne i Nissum Bredning påvirker marsvinene, vil de grundlæggende kunne skræmmes enten videre ind i Limfjorden eller gennem Thyborøn Kanal ud i Nordsøen.

#### **Øvrig støj i konstruktionsfasen**

Marsvin er følsomme overfor undervandsstøj og forventes at reagere på den generelle støj i konstruktionsperioden. Denne støj, ud over ramningsstøjen, stammer fra en række kilder, hvoraf skrue- og maskinstøj fra skibe vil være de væsentligste. Det er sandsynligvis den højfrekvente del af skibsstøjen, de reagerer på, selv ved lave niveauer (Dyndo m. fl. 2015). Det må derfor forventes, at marsvin vil forlade mølleområdet i hele konstruktionsfasen, og ikke kun mens der rammes. Dette er set under byggeriet af en række havmølleparker f.eks. Horns Rev 1 (Tougaard m. fl. 2006), Nysted (Carstensen m. fl. 2006) og Horns Rev 2 (Brandt m. fl. 2009).

Undersøgelserne er lavet med passiv akustisk monitoring – samme metode som anvendes i denne undersøgelse (se 6.1.1 nedenfor). I driftsperioden efter byggeriet af mølleparkerne er marsvineforekomsten i de fleste tilfælde vendt tilbage til niveauer før byggeriet startede (Tougaard m. fl. 2006) eller til højere niveauer (Scheidat m. fl. 2011). I en enkelt møllepark, Nysted Havmøllepark, var marsvineaktiviteten i mølleområdet imidlertid ikke returneret til niveauet før byggeriet (baseline) efter 10 år (Teilmann og Carstensen 2012). Det er dog uklart om der reelt er tale om en nedgang, eller det kunne være en atypisk høj aktivitet i den meget korte baseline periode. Hvis forskellen fra før til efter kan tilskrives tilstedeværelsen af mølleparken er det uvist, hvilke faktorer, der påvirker marsvinene, men det kunne være en følge af ændring i fødegrundlag i området. Gennemsnitsmålinger af undervandsstøjen under driftsfasen tyder på at det ikke er støjen, der holder marsvinene ude, idet niveauerne ikke er højere end i området udenfor mølleparken (Teilmann m. fl. 2012).

#### **Ynglesucces**

Marsvin yngler fra midten af maj til midten af juni og parrer sig i juli-august (se 3.1) og forstyrrelser i disse perioder kan derfor få indflydelse på marsvins ynglesucces og dermed i sidste ende for deres bevaringsstatus. Mor-kalv parrene er sandsynligvis særligt sårbare overfor støjpåvirkninger i den første periode, hvor forstyrrelse potentielt kan skræmme mor og kalv fra hinanden eller stresse moderen, så hun ikke får nok at spise og måske ikke producerer nok mælk. Begge scenarier vil nedsætte ungens sandsynlighed for at overleve første vinter.

## 4 Sæler



Figur 4-1. Spættede sæler på hvileplads i Nissum Bredning. Taget under optælling af fugle fra fly d. 24. august 2016.

### 4.1 Spættet sæl (*Phoca vitulina*) i Nissum Bredning

Spættet sæl er den mest almindelige sælart i Danmark. Spættet sæl forekommer især i kystnære farvande, hvor der er rigelig føde, og hvor der findes uforstyrrede yngle-/hvilepladser på sandbanker, rev, holme og øer. Den danske bestand er opdelt i fire forvaltningsområder (Vadehavet, Limfjorden, Kattegat og den vestlige Østersø) på baggrund af populationsgenetiske forskelle og satellitmærkede dyrs brug af farvandene (Olsen m. fl. 2014).

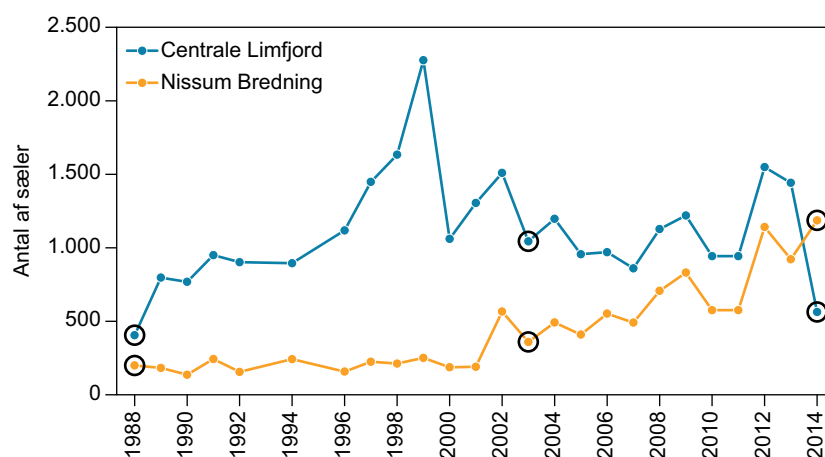
Den totale bestand af spættet sæl i Danmark (sæler talt på hvilepladserne (Figur 4-1) plus den andel af sæler, der antages at være i vandet under optællingen) har udviklet sig fra ca. 2.000 dyr i 1976 til ca. 17.000 dyr i 2015 (Galatius m. fl. in press). Bestandsfremgangen tilskrives jagtfredningen af arten i 1977 samt oprettelsen af en række sælreservater i de følgende år med adgangsforbud og derfor god ungeoverlevelse (Jepsen 2005). Bestandsfremgangen har været afbrudt af to omfattende epidemier af den mæslingelignende phocine distemper virus (PDV), som i både 1988 og 2002 slog mellem 20-50% af sælerne i de forskellige bestande ihjel. I sommeren/efteråret 2014 blev de spættede sæler i Kattegat, Limfjorden og Vadehavet ramt af en ny epidemi, som denne gang skyldtes fugleinfluenza. Mange hundrede spættede sæler døde i Kattegat, Limfjorden og Vadehavet (Bodewes m. fl. 2015, Krog m. fl. 2015).

Spættet sæl i Limfjorden består af to forskellige områder (Olsen m. fl. 2014). Det er sandsynligt, at der eksisterer en selvstændig population i de centrale bredninger der består af sæler, der har været i Limfjorden, før forbindelsen til Nordsøen sandede til omkring år 1100. Der opstod igen forbindelse mellem Limfjorden og Nordsøen ved Agger Tange under stormfloden i 1825. I Nissum Bredning i den vestligste del af Limfjorden forekommer en gruppe sæler, hvor der kan findes genetiske signaturer fra både den indre Limfjord og Vadehavet (se Figur 4-1 for hvilepladser i Nissum Bredning). Det er uvist i hvor høj grad

de to grupper af sæler (indre Limfjord og Vadehavet) interagerer og hybridiserer, men de klare forskelle mellem grupperne efter næsten 200 år tyder på en begrænset opblanding (Olsen m. fl. 2014).

I 2015 blev den samlede bestand i Limfjorden estimeret til at bestå af 2.350 spættede sæler, hvilket er 34% flere end opgjort i 2014 (Galatius m. fl. in press). De 1.750 sæler var fordelt på 1620 i den centrale Limfjord og 730 i Nissum Bredning. Fremgangen i 2015 har sandsynligvis årsag i ovennævnte epidemi af fugleinfluenza, der tilsyneladende påvirkede området hårdt netop under optællingen i 2014. Der har siden de første optællinger i 1988 været betydelige fluktuationer i antallet af spættede sæler i den centrale Limfjord, og overordnet er der ikke, som i andre områder i Danmark, set en entydig vækst i bestanden over de seneste 20 år (Figur 4-2). Denne udvikling skyldes formentlig, at antallet af sæler har nået bæreevnen for den centrale Limfjord, så sælerne er begrænset af føde og plads, eller at økosystemet er ustabil, og sælerne derfor forlader de indre bredninger i perioder. Antallet af sæler i Nissum Bredning er steget, hvilket kan være forbundet med den voksende population af sæler i Vadehavet, som i hvert fald en del af sælerne i Nissum Bredning er forbundet med. Populationen af spættede sæler i Vadehavet har været i vækst siden seneste PDV-epidemi i 2002 og blev i 2015 estimeret til 38.900 individer (Galatius m. fl. 2015).

**Figur 4-2.** Antallet af sæler i Nissum Bredning og den centrale Limfjord – opgjort ud fra tællinger på landgangspladser samt den gennemsnitlige andel af sæler i vandet (43 %, (Härkönen m. fl. 1999). Første optælling efter epidemiene i 1988, 2002, 2007 og 2014 er vist med cirkler.

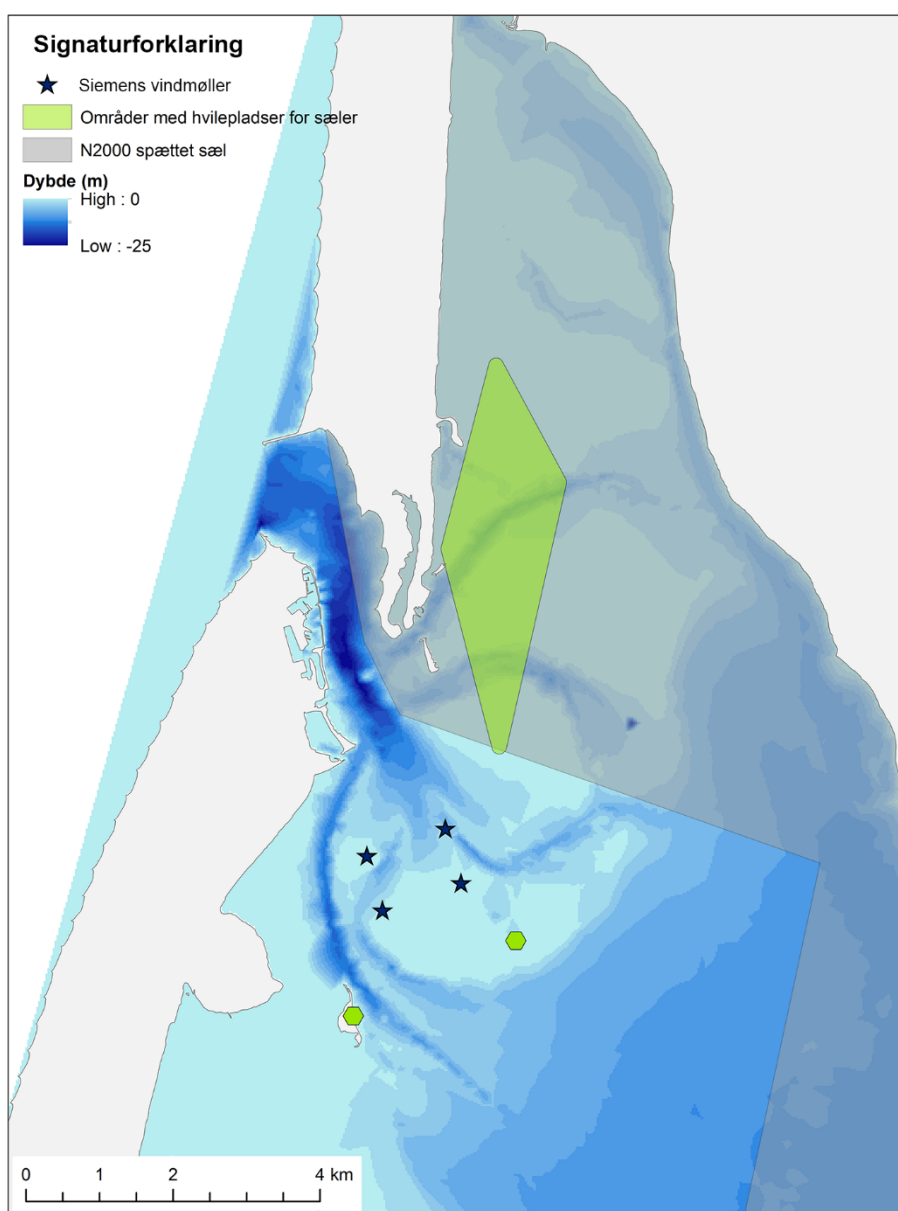


Der er en udtalt sæsonvariation i antallet af spættede sæler på hvilepladserne. En del af denne er relateret til sælernes årscyklus, hvor der er flere sæler på land i yngle- og fældeperioderne. Udover denne generelle variation ses også variation mellem enkelte hvilepladser, således at nogle hvilepladser foretrækkes på bestemte tidspunkter af året eller af et særligt udsnit af bestanden (fx unger, hunner, hanner) (Thompson 1989). Da hvilepladserne i Limfjorden kun bliver overvåget i forbindelse med de spættede sælernes fældesæson i august kendes den sæsonmæssige variation ikke for de enkelte hvilepladser for dette område. I de indre danske farvande antages yngleperioden, hvor den spættede sæls unger fødes, at toppe i midten af juni (Sveegaard m. fl. 2015b). En stor del af de spættede sæler i Nissum Bredning har nær relation til Vadehavet. I det hollandske Vadehav har man estimeret at sælernes ynglesæson har flyttet sig til 25 dage tidligere på året i forhold til de tidlige 70'ere, så ynglesæsonen nu toppe i slutningen af juni (Reijnders m. fl. 2010), omtrent samtidig med den antagne top i de indre danske farvande. Det eksakte yngletidspunktet i Limfjorden er ikke undersøgt, men må antages at ligge omkring det der kendes fra de omkringliggende farvande.

Parringen finder sted i juli-august og sælerne er drægtige i 10-11 måneder. Spættet sæl har under sin fostertilstand en langhåret grålig pels, en såkaldt embryonalpels (lanugopels), som i modsætning til ringsælen og gråsælen fældes inden eller mens ungen bliver født. Den nye pels ligner de voksnes og ungerne kan derfor følge moderen i vandet umiddelbart efter fødslen. Spættet sæl dier i ca. 3 uger efter fødslen og i denne og den umiddelbart efterfølgende måned vil der være mange unger omkring ynglepladserne. De første unger i Danmark ses i slutningen af maj (AU, upublicerede data) og ynglesæsonen antages at toppe midt i juni. De sidste unger antages at blive født i begyndelsen af juli.

Spættet sæl er beskyttet i henhold til habitatdirektivet, hvor den er optaget på bilag II. For arter på habitatdirektivets bilag II skal der udpeges beskyttede områder, de såkaldte Natura 2000-områder. Der er seks Natura 2000-områder med spættet sæl på udpegningsgrundlaget i Limfjorden, heraf dækkes den nordlige og østlige del af Nissum Bredning (Figur 4-3).

**Figur 4-3.** Områder med hvilepladser for sæler i Nissum Bredning og Natura2000-området med spættet sæl på udpegningsgrundlaget omkring det planlagte anlæg.





## 4.2 Gråsæl (*Halichoerus grypus*) ved i Nissum Bredning

Gråsælen er ligesom spættet sæl knyttet til farvande, hvor der er rigelig føde, og hvor der findes uforstyrrede yngle- og hvilepladser på ubeboede øer samt sandbanker, rev og skær. Da gråsælens unger, i modsætning til ungerne af spættet sæl, fødes med hvid lanugo-pels, der ikke er vandskyende, undgår de så vidt muligt at være i vandet under dieperioden og indtil de har skiftet pels ca. 1-2 måneder efter fødslen. Gråsæler foretrækker derfor ynglelokaliteter, der ikke overskylls. Gråsælen er særligt afhængig af landlokaliteterne om vinteren og i foråret, idet yngleperioden dækker november-januar i Nordsøen og februar-marts i Østersøen, mens fældeperioden løber over marts-april i Nordsøen og maj-juni i Østersøen.

Gråsælen svømmer meget mere omkring end spættet sæl og kan findes i hele Østersø- og Nordsø regionen. Gråsælen udnytter mange af de samme uforstyrrede yngle-/hvilepladser, som spættet sæl. Arten forekommer i to genetisk adskilte bestande i Nordsøen/Vadehavet (bestanden deles med Tyskland og Holland) og i Østersøen (bestanden deles med de øvrige lande omkring Østersøen) (Fietz m. fl. 2016). Gråsælen var frem til 1800-tallet en almindelig og udbredt sælart i de danske farvande og yngede frem til omkring år 1900 ved de danske kyster (Søndergaard m. fl. 1976). Efter at have været udryddet i Danmark i ca. 100 år på grund af jagt er gråsælen i løbet af de sidste godt 15 år genindvandret og forekommer nu regelmæssigt på lokaliteter i Kattegat, Østersøen og Vadehavet. Antallet af ynglende gråsæler er stadig meget lille, til og med 2015 er der ikke registreret mere end 6 unger på et år i Danmark. Overvågningen af sæler viser at gråsæl forekommer på hvilepladser i alle danske farvande på nær den indre Limfjord (Sveegaard m. fl. 2015b).

Gråsæler er i Limfjorden i forbindelse med overvågningsprogrammerne kun registreret i Nissum Bredning (Sveegaard m. fl. 2015b). Her er der i august registreret gråsæler på hvilepladserne (Figur 4-2) siden 2009, med en stigende tendens for hvert år, således at der registreredes 21 gråsæler i 2015 (Sveegaard m. fl. 2015b).

Som for spættede sæler er der en betydelig variation i antallet af sæler på hvilepladserne i forhold til sæson. Der findes kun sporadiske data for gråsæler i Limfjorden udenfor august, så om antallet af sæler afhænger af årstiden kan der ikke gøres rede for. Det er sandsynligt at gråsæler i fremtiden vil benytte den vestlige Limfjord som yngleområde, men der er ikke registreret gråsælunger i området i forbindelse med forsøgsvisse overvågningsflyvninger i 2014 og 2015 (Galatius m.fl. under trykning 2016).

Gråsælen er beskyttet i henhold til habitatdirektivet, hvor den er opført på bilag II. For arter på habitatdirektivets bilag II skal der udpeges beskyttede områder, de såkaldte Natura 2000-områder. Der er ingen Natura 2000-områder med gråsæl på udpegningsgrundlaget i Limfjorden eller i umiddelbar nærhed af Limfjorden i Nordsøen.

## 4.3 Mulige forstyrrelser af sæler

De fleste studier af forstyrrelser af sæler har undersøgt kortsigtede virkninger, oftest flugtafstand fra mennesker. Man kan ikke fastslå en generel lovmæssighed om sælers flugtafstand, da den kan variere med antallet af mennesker (Cassini 2001), menneskenes adfærd (Boren m. fl. 2002), årstiden i forhold til yngleperioden og kumulative effekter af gentagne forstyrrelser ((Andersen m. fl. 2012; Andersen m.fl. 2014).



Flere studier af forskellige sælarter har vist en større effekt af forstyrrelser fra landsiden end af både fra søsiden bl.a. hos gråsæl (Lock m. fl. 2004, Strong og Morris 2010). På Anholt reagerede spættet sæl dog kraftigere på både end på fodgængere (Andersen m. fl. 2012). I flere studier har spættede sæler tilsyneladende været upåvirkede af passerende motorbåde og kajaker (Allen m. fl. 1984, Suryan og Harvey 1999a, Johnson og Acevedo-Gutierrez 2007), mens fartøjer med retning mod sælerne fik dem til at flygte i vandet (Johnson og Acevedo-Gutierrez 2007) hvilket også er tilfældet med mindre både og kajaker (Henry og Hammill 2001a).

Floktørrelse har også indflydelse på sælers respons på forstyrrelser. Spættede sæler viser større tendens til flugt, når de er i større flokke (Da Silva og Terhune 1988).

Forstyrrelser på land antages at have betydelig effekt da vigtige perioder i sælernes liv, såsom hvile, fødsler, parring (kun gråsæl) og fældning foregår her (Boulva og McLaren 1979, Watts 1996, Stevick m. fl. 2002). Spættet sæl bruger i fødselsæsonen i juni og fældningen i august omkring halvdelen af deres tid på land (Heide-Jørgensen og Härkönen 1988, Härkönen m. fl. 1999). Sælerne er også mere følsomme overfor forstyrrelser på land, da deres mobilitet er nedsat i forhold til vand, og har meget større flugtafstand her, og dertil kommer at der ofte er langt til en alternativ hvileplads (Andersen m. fl. 2012).

#### 4.3.1 Høreskader

Se afsnittet om høreskader hos marsvin (3.2.1).

#### 4.3.2 Habitatdegradering

Nedramning af de fire vindmølle jackets larmer betydeligt (f.eks. Bailey m. fl. 2010, Dähne m. fl. 2013) og indenfor et frekvensområde hvor sæler hører godt. Et studie med satellitsporede sæler i Storbritannien viste således at spættet sæl reagerede ved at svømme væk i afstande op til 25 km fra pæleramningerne (Russell m. fl. 2016). Sælerne returnerede til byggeområdet indenfor 2 timer efter ramningerne stoppede. Kvalsheim m. fl. (2010) eksponerede tamme klapmydsæler i store netbure for kraftige sonarsignaler. Sælerne reagerede ved at stoppe deres normale adfærd og svømme til overfladen hvor de stod i vandet med hovedet over vandoverfladen. De blev eksponeret flere gange og reagerede hurtigere og hurtigere med at svømme til overfladen, stikke hovedet op af vandet og blive der til støjen forsvandt igen. Denne adfærd beskytter effektivt mod høreskader. Tilsvarende så (Vanman og Durinck 2012) mange klapmyds, grønlands- og ringsæler i overfladen under seismiske surveys, hvor luftkanoner bruges til at undersøge olie- og gasforekomster i undergrunden. Det er tænkeligt på grund af den samme adfærdsreaktion, der tjener til at beskytte sælernes ører mod de kraftige lydtryk. Det vides ikke om spættet sæl og gråsæl laver samme adfærdsmæssige reaktion som klapmyds, men det er sandsynligt. Det vides at spættet sæl og gråsæl hurtigt accepterer høje lydtryk på 146 dB re 1  $\mu$ Pa (rms) hvis det kombineres med fodring, dog viser de samtidig små adfærdsændringer der viser, at det ikke er behageligt for dem at være tæt på lyd-kilden (Götz og Janik 2010). Samme studie undersøgte vilde sælers reaktion på høje lydtryk det fri og der var ingen tegn på habituering til de høje lydtryk, hvilket sandsynligvis skyldtes at de ikke blev motiveret med fisk. I tidligere forsøg i fangenskab hvor der ikke blev serveret fisk sammen med de høje lydtryk var der heller ingen tegn på habituering (Kastelein m. fl. 2006). Samlet set betyder det at sæler kan tolerere høje støjniveauer hvis det er fordelagtigt for dem at opholde sig i området.

Et studie med videoovervågning af sæler på Rødsand viste en signifikant nedgang i antallet af sæler på land i perioder hvor der blev vibreret spunsvægge til et fundament i Nysted havmøllepark, 4 km fra Rødsand (Edrén m. fl. 2010).

#### **Øvrige effekter under konstruktions- og driftsfasen**

Der foreligger få undersøgelser af effekterne af de øvrige aktiviteter under bygge- og driftsperioden. Russell m. fl. (2016) så ingen effekter på satellitsporrede sælers adfærd under byggeriet (på nær under ramning, se ovenfor) og Edrén m. fl. (2010) så ligeledes heller ingen ændring i antallet af sæler på land udenfor de perioder, hvor der blev vibreret spunsvægge. Et studie med GPS-sporing af sæler under driftsfasen ved Nysted og Rødsand havmølleparker viste at sælerne hverken var tiltrukne eller afskrækkede af de enkelte møllefundamenter (McConnell m. fl. 2011). I modsætning hertil viste Russell m. fl. (2014) at enkelte sæler kan specialisere sig i at fouragere omkring møllefundamenterne og opholder sig en betydelig del af deres tid til havs inde i mølleparkerne.

#### **4.3.3 Ynglesucces**

Sælers reaktion på forstyrrelser afhænger også af tidspunktet i deres årlige cyklus. Spættet sæl og grønlandssæl er tilsyneladende mere tolerante i forhold til mennesker i yngletiden, hvor de dier deres unger på is eller land (Renouf m. fl. 1981, Kovacs og Innes 1990). Spættet sæl har også vist sig at være mere tolerant i forbindelse med pelsskiftet (Henry og Hammill 2001b). I disse perioder er sælerne mere knyttet til land (eller is) og det er sandsynligt at forstyrrelserne stresser sælerne ligeså meget eller mere end på andre tidspunkter, men at deres afhængighed af hvilestederne på disse tidspunkter gør et flugtsrespons mere omkostningsfuldt, fx ved potential adskillelse fra ungen i yngletiden. Det er sandsynligt, at forstyrrelser i yngletiden har en negativ påvirkning på sælernes energibudget og kan nedsætte ynglesuccesen (Suryan og Harvey 1999b).

Siemens planlægger at nedramme de fire møller hen over sommeren og dermed overlapper byggeperioden med yngle- og fældeperioder for spættet sæl. Forstyrrelser især i den korte dieperiode (omkring 3 uger for den enkelte unge) midt på sommeren kan have betydelig negativ effekt på ungenes opbygning af fedtreserver og dermed deres muligheder for at overleve den første vinter.

## 5 Fugle

Nissum Bredning rummer store mængder af rastende, trækkende og ynglende fugle (Laursen et al. 1979, Orbicon 2011). Der foreligger dog begrænsede informationer om antal og fordeling af fældende havdykænder i området i sensommeren. I slutningen af 1960-erne og starten af 1970-erne blev de første undersøgelser af fordelingen af fældende vandfugle gennemført i Danmark (Joensen 1973). Fra det studie blev der beskrevet moderate antal af ederfugl og sortand i Nissum Bredning, og antal på omkring 800 toppede skalleslugere.

Undersøgelsesområdet omfatter tre Fuglebeskyttelsesområder, nemlig nr. 39, "Harboøre Tange, Plet Enge og Gjeller Sø" i den sydlige del af undersøgelsesområdet, nr. 23, "Agger Tange" i områdets nordlige del og nr. 28, "Nissum Bredning" i den østlige del.

Naturstyrelsen har benyttet følgende syv kriterier udpegning af Fuglebeskyttelsesområderne:

- F1: arten er opført på Fuglebeskyttelsesdirektivets p.t. gældende Bilag I og yngler regelmæssigt i området i væsentligt antal, dvs. med 1% eller mere af den nationale bestand.
- F2: arten er opført på Fuglebeskyttelsesdirektivets p.t. gældende Bilag I og har i en del af artens livscyklus en væsentlig forekomst i området, dvs. for talrige arter (T) skal arten være regelmæssigt tilbagevendende og forekomme i internationalt betydende antal, og for mere fåtallige arter (Tn), hvor områder i Danmark er væsentlige for at bevare arten i dens geografiske sø- og landområde, skal arten forekomme med 1% eller mere af den nationale bestand.
- F3: arten har en relativt lille, men dog væsentlig forekomst i området, fordi forekomsten bidrager væsentligt til den samlede opretholdelse af bestande af spredt forekommende arter som f.eks. Natravn og Rødrygget Tornskade.
- F4: arten er regelmæssigt tilbagevendende og forekommer i internationalt betydende antal, dvs. at den i området forekommer med 1% eller mere af den samlede bestand inden for trækvejen af fuglearten.
- F5: arten er regelmæssigt tilbagevendende og har en væsentlig forekomst i områder med internationalt betydende antal vandfugle, dvs. at der i området regelmæssigt forekommer mindst 20.000 vandfugle af forskellige arter, dog undtaget måger.
- F6: arten har en relativt lille, men dog væsentlig forekomst i området, fordi forekomsten bidrager væsentligt til at opretholde artens udbredelsesområde i Danmark.
- F7: arten har en relativt lille, men dog væsentlig forekomst i området, fordi forekomsten bidrager væsentligt til artens overlevelse i kritiske perioder af dens livscyklus, f.eks. i isvintre, i fældningstiden, på trækket mod ynglestederne og lignende.

Der refereres til kriterierne i de efterfølgende tabeller.

I Fuglebeskyttelsesområde nr. 23, "Agger Tange" og nr. 39, "Harboøre Tange, Plet Enge og Gjeller Sø" er der ingen havdykænder på udpegningsgrundlaget (Tabel 5-1 og Tabel 5-3). De fleste af arterne på udpegningsgrundlaget er terrestriske eller limniske, dog med undtagelse af fire arter af ternere, der fouragerer i det marine miljø.

**Tabel 5-1.** Fuglearter på udpegningsgrundlaget for Fuglebeskyttelsesområde nr. 23, "Agger Tange" jfr. Direktivets artikel 4, stk. 1 samt artikel 4, stk. 2. Det angives om arterne er udpeget som værende ynglefugle eller trækgæster, ligesom kriterier for udpegningen er angivet.

<b>Arter på bilag 1, jf. artikel 4, stk. 1</b>	<b>Andre arter, jf. artikel 4, stk. 2</b>	<b>Ynglende</b>	<b>Trækgæst</b>	<b>Kriterier</b>
Rørdrum		Y		F3
Pibesvane			T	F2, F4
Rørhøg		Y		F1
Klyde		Y	T	F1, F4
Hjejle		Y	T	F1, F5
Engryle		Y		F1
Brushane		Y		F1
Lille kobber-sneppe			T	F2, F4
Splitterne		Y		F3
Fjordterne		Y		F3
Havterne		Y		F1
Dværgterne		Y		F1
Mosehornugle		Y		F3
	Lysbuget knorte-gås		T	F4
	Pibeand		T	F4
	Krikand		T	F4
	Spidsand		T	F4

I Fuglebeskyttelsesområde nr. 28, "Nissum Bredning" er der kun to arter på udpegningsgrundlaget, nemlig havdykænderne hvinand og toppet skallesluger (Tabel 5-2). Begge arter er inkluderet i udpegningsgrundlaget på grund af deres forekomster udenfor yngletiden. Den korteste afstand imellem Siemens havvindmølleparken og Fuglebeskyttelsesområde nr. 28 er 7,4 km.

**Tabel 5-2.** Fuglearter på udpegningsgrundlaget for Fuglebeskyttelsesområde nr. 28, "Nissum Bredning" jfr. Direktivets artikel 4, stk. 1 samt artikel 4, stk. 2. Det angives om arterne er udpeget som værende ynglefugle eller trækgæster, ligesom kriterier for udpegningen er angivet.

<b>Arter på bilag 1, jf. artikel 4, stk. 1</b>	<b>Andre arter, jf. artikel 4, stk. 2</b>	<b>Ynglende</b>	<b>Trækgæst</b>	<b>Kriterier</b>
	Hvinand		T	F4, F7
	Toppet skallesluger		T	F4, F7

**Tabel 5-3.** Fuglearter på udpegningsgrundlaget for Fuglebeskyttelsesområde nr. 39, "Harboøre Tange, Plet Enge og Gjeller Sø" jfr. Direktivets artikel 4, stk. 1 samt artikel 4, stk. 2. Det angives om arterne er udpeget som værende ynglefugle eller trækgæster, ligesom kriterier for udpegningen er angivet.

Arter på bilag 1, jf. artikel 4, stk. 1	Andre arter, jf. artikel 4, stk. 2	Ynglende	Trækgæst	Kriterier
Bramgås			T	F2, F4
Klyde		Y	T	F1, F4
Hvidbrystet præstekrave		Y		F1, F6
Engryle		Y		F1
Brushane		Y		F1
Fjordterne		Y		F3
Dværgterne		Y		F1
Mosehornugle		Y		F3
	Kortnæbbet gås		T	F4
	Lysbuget knorte-gås		T	F4

Fuglebeskyttelsesområderne nr. 27, "" og nr. 40, "" har begge hvinand og toppet skallesluger på deres udpegningsgrundlag (**Error! Reference source not found.** og Tabel 5-5). Disse områder skønnes imidlertid at ligge udenfor det potentielle vindmøllepark-påvirkningsområde.

**Tabel 5-4.** Fuglearter på udpegningsgrundlaget for Fuglebeskyttelsesområde nr. 27, "Glomstrup Vig, Agerø, Munkholm og Katholm Odde, Lindholm og Rotholme" jfr. Direktivets artikel 4, stk. 1 samt artikel 4, stk. 2. Det angives om arterne er udpeget som værende ynglefugle eller trækgæster, ligesom kriterier for udpegningen er angivet.

Arter på bilag 1, jf. artikel 4, stk. 1	Andre arter, jf. artikel 4, stk. 2	Ynglende	Trækgæst	Kriterier
Klyde		Y		F3
Hjejle			T	F2, F4
Havterne		Y		F3
	Lysbuget korttegås		T	F4
	Hvinand		T	F4, F6
	Toppet skallesluger		T	F4

**Tabel 5-5.** Fuglearter på udpegningsgrundlaget for Fuglebeskyttelsesområde nr. 40, "Venø, Venø Sund" jfr. Direktivets artikel 4, stk. 1 samt artikel 4, stk. 2. Det angives om arterne er udpeget som værende ynglefugle eller trækgæster, ligesom kriterier for udpegningen er angivet.

Arter på bilag 1, jf. artikel 4, stk. 1	Andre arter, jf. artikel 4, stk. 2	Ynglende	Trækgæst	Kriterier
Klyde		Y		F3
Dværgterne		Y		F1
	Lysbuget knorte-gås		T	F4
	Hvinand		T	F4, F6
	Toppet skallesluger		T	F4

Den Vestpalæarktiske vinterbestand af toppet skallesluger var tidligere vurderet til i alt 170,000 individer (Delany & Scott 2006). Denne vurdering er efterfølgende revideret til i alt 105.000 individer (Wetlands International 2014, <http://wpe.wetlands.org/view/2399>). Bestandens udvikling er dårligt kendt.

I Danmark forekommer toppet skallesluger både som ynglefugl og som vintergæst. Den danske vinterbestand blev i 2008 vurderet til at være 54.700 individer (Petersen & Nielsen 2011). Arten foretrækker i Danmark relativt lavvandede, beskyttede marine områder. Limfjorden er et af de vigtigste områder for overvintrende toppede skalleslugere i Danmark (Petersen et al. 2006, 2010).

Toppedede skalleslugere og andre dykænder fælder deres håndsvingfjer i juli og august måned. Fjerene fældes synkront og fuglene er derfor ude af stand til at flyve i en periode af ca. tre ugers varighed. Arten er kendt for at være følsom overfor menneskelige forstyrrelser, og dette gælder i særdeleshed i fuglenes fædningsperioden.

## 6 Metoder

### 6.1 Marsvin

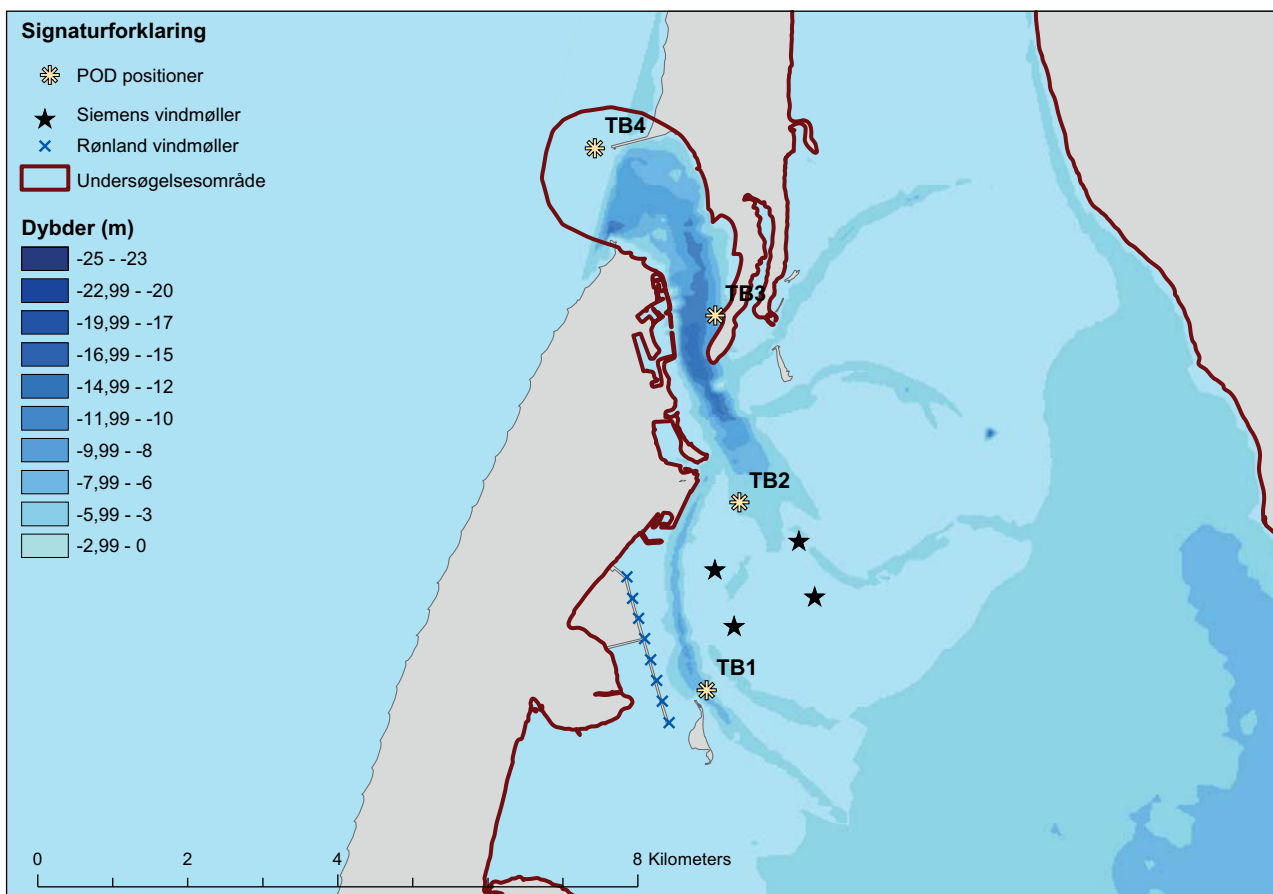
#### 6.1.1 Passiv Akustisk Monitering med CPODs

Marsvin blev overvåget ved hjælp af passiv akustisk monitering (PAM), hvor akustiske dataloggere opsamler og lagrer lyde fra marsvin. Metoden er passiv fordi der ikke sendes nogle lyde ud og metoden har derfor ikke nogen negativ effekt på dyrene. Metoden giver derfor et upåvirket billede af tilstedeværelsen af marsvin. Metoden er velkendt, benyttes ofte (Carlstrøm 2005, Carstensen m. fl. 2006, Carlstrøm m. fl. 2009, Tougaard m. fl. 2009, Sveegaard m. fl. 2011, Kyhn m. fl. 2015) og bygger på, at tandhvaler, herunder marsvin, ekkolokaliserer (Norris m. fl. 1961, Møhl og Andersen 1973) og udsender kliklyde nærmest konstant (Wisniewska m. fl. 2016). Marsvineklik er særligt velegnede til PAM fordi de er stereotyp i frekvensindhold og samtidig ligger i et frekvensområde hvor meget få andre dyr vokaliserer, og hvor der er meget få andre lyde i det hele taget. I danske farvande er marsvinet således den eneste art der bruger denne kliktype. Marsvineklikket er af den såkaldte smalbandede højfrekvente type, hvor al energi i klikket er samlet i et smalt frekvensbånd omkring 130 kHz (Villadsgaard m. fl. 2007, Kyhn m. fl. 2013). Marsvinet bruger kun denne kliktype og har ikke andre lyde som f.eks. de fleste delfiner har. I stedet kan marsvin variere klikrytmen i forbindelse med forskellige typer af adfærd (Clausen m. fl. 2010). Dette gør marsvinet meget velegnet at studere ved hjælp af PAM. I dette projekt er der brugt såkaldte CPODs til at opsamle lyde fra marsvin. Disse dataloggere er meget pålidelige. De kører på 10 D-celle batterier og kan optage i op til seks måneder ad gangen. CPODs registrerer tidspunkt og en stribe akustiske parametre for hvert klik, og har en tidsopløsning på 20 µs. Det vil sige at man kan adskille optagede klik per 20 µs. Disse data analyseres efterfølgende i software der er lavet særligt til CPOD data, nemlig CPOD.exe hvor alle lyde der ikke stammer fra marsvin sorteres fra (se 6.1.3 nedenfor).

#### 6.1.2 Udlægning af udstyr

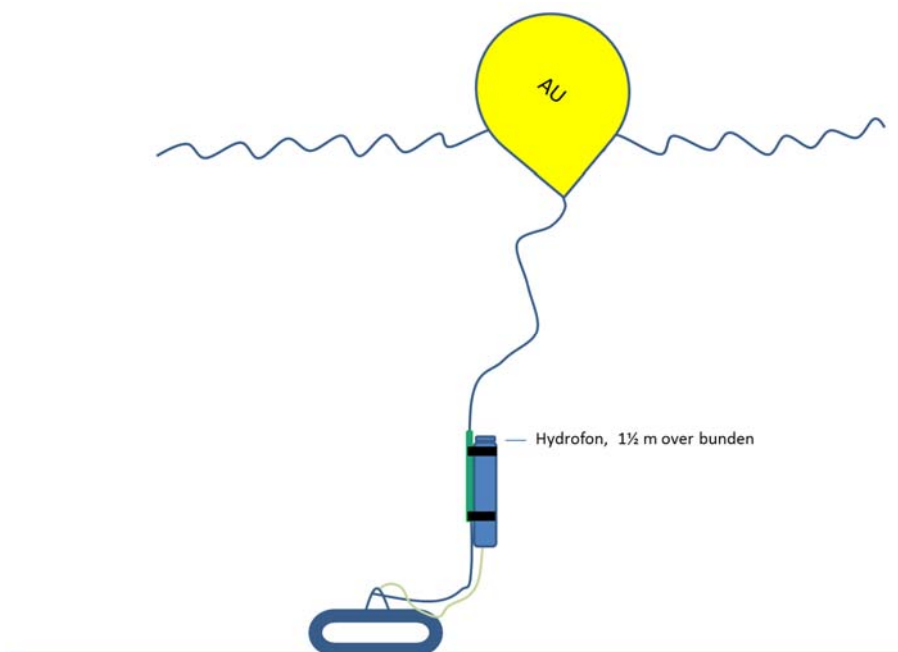
Der blev udlagt fire CPODs for at undersøge forekomsten af marsvin i og lige udenfor Nissum Bredning (Figur 6-1). Hver CPOD blev lagt med et anker bestående af en 25 kg tung p-ring og en gaj på overfladen (Figur 6-2) Mellem CPOD'en og ankeret var der en sikkerhedslinje, hvis selve rebet skulle blive slidt over, f.eks. ved påsejling.

Alt udstyr var afmærket med navn og telefonnummer, samt oplysning om findeløn, hvis det skulle bliver trawlet op, sejlet ned eller på anden måde blive løsrevet fra ankeret og ende på stranden. Rebet fra anker til CPOD og videre til gaj løb i en blød plastikslinge for at undgå rebet skulle slå mod hydrofonen og derved fylde CPOD'en med støj. CPODs står lodret i vandsøjlen og hydrofonen var placeret på 1½ m dybde på alle stationer. Udlægning og optagning blev foretaget med hjælp fra en lokal båd fra Thyborøn.



**Figur 6-1.** Placering af akustiske dataloggere (CPODs) under projektet. De fire projekterede vindmøller er også vist.

**Figur 6-2.** Skematiseret datalogger opsætning under projektet





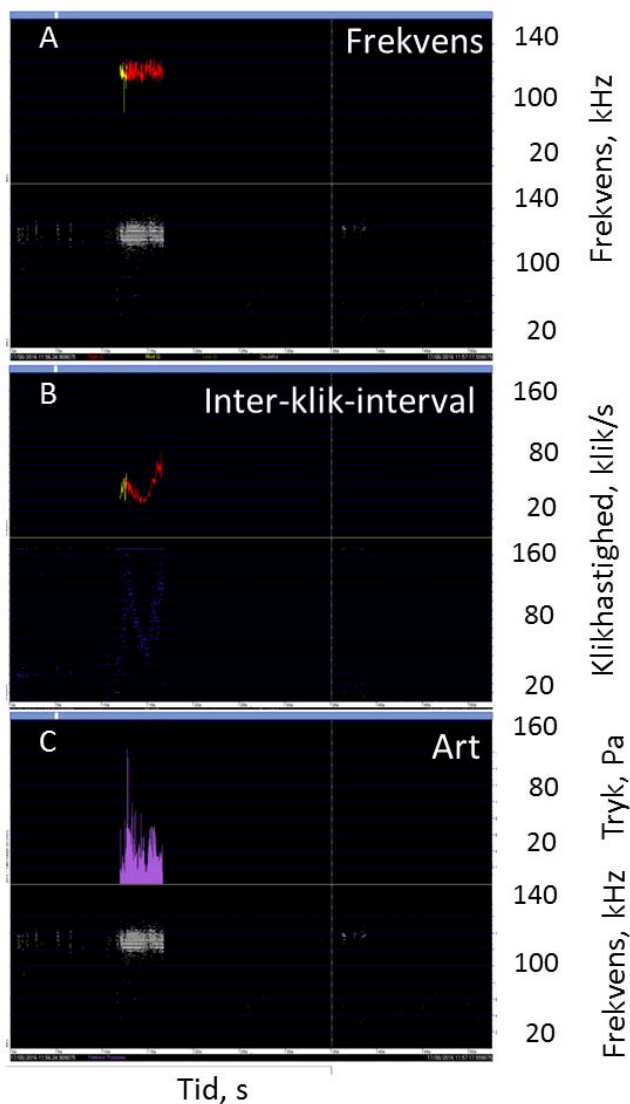
### 6.1.3 Analyse i CPOD.exe

CPOD data analyseres i CPOD.exe - software udviklet specielt til CPODs. I softwaren indgår en algoritme som genkender mønstre i de registrerede kliklyde og klassificerer dem til forskellige kategorier baseret på klikhastighed og rytme i tid og lydtryk. F.eks. bliver et kliktog med en helt fast klikhastighed og lydtryk kategoriseret som et ekkolod/sonar. Marsvin genkendes af algoritmen ud fra en række karakteristiske mønstre i krikrytme og lydtryk i kombination med den rigtige klikfrekvens og båndbredde: Hvis lydtrykket varierer meget fra klik til klik, kan det ikke komme fra et dyr (eller et ekkolod). Omvendt ændrer klikraten sig over tid når et marsvin f.eks. nærmer sig et bytte. Ligeledes stiger lydtrykket af klikkene hvis et marsvin nærmer sig en CPOD. Ud fra sådanne ændringer klassificeres de enkelte kliktog som værende fra marsvin eller andre kilder (inkl. ekkolod/sonar og ukendte). Metoden virker og anvendes f.eks. i det danske marsvineovervågningsprogram NOVANA (Sveegaard m. fl. 2015b). Under det store PAM projekt SAMBAH ([www.sambah.org](http://www.sambah.org)) hvor der blev anvendt 300 CPODs til at studere marsvinetætheden i Østersøen, blev der udviklet en særlig algoritme til områder med lav tæthed af marsvin som det f.eks. gør sig gældende i Østersøen, denne algoritme, Hell, nedsætter antallet af falske positive, som er afgørende i lavtæthedsområder. Hell blev også anvendt til dette projekt, da forekomsten af marsvin i det projekterede vindmølleområde var forventet at være lav. Endvidere blev alle kliktog klassificeret som marsvin gennemgået visuelt for at være helt sikker på at det faktisk var marsvin der blev registreret. I Figur 6-3 vises tre skærmbilleder fra CPOD.exe programmet. Det samme kliktog vises gennem tre forskellige filtreringer; frekvens, inter-klik-interval og lydtryk. Det viste kliktog kommer fra et marsvin optaget på station 4 lige udenfor Thyborøn Havn.

### 6.1.4 Analyse af marsvineforekomster

Marsvineforekomst kan i CPOD data analyseres helt ned til et niveau på 20 mikrosekunder, men jo mindre tidsenhed der anvendes des mere autokorrelerede vil data være. Det vil sige, at jo mindre tidsenheden er, des større er sandsynligheden for, at hvis der er klik i det ene mikrosekund, er der også et klik i det næste mikrosekund fordi samme dyr kan registreres over længere tid på samme datalogger. For at få et relevant perspektiv i forhold til etableringen af Siemens vindmøllepark og en lavere grad af autokorrelation valgte vi en enhed bestående af antal timer med marsvin (marsvinepositive timer, MPT) per dag for at se på den overordnede forekomst af marsvin i Nissum Bredning. For at se på døgnadfærd blev enheden antal marsvinepositive minutter (MPM) per time anvendt.

**Figur 6-3.** Et eksempel på et marsvinekliktoget fra station 4 lige uden for Thyborøn havn som det ses i CPOD.exe.. Figur A-C er hver delt i to displays, hvor den øverste er de klik der er vurderet at komme fra marsvin, mens den nederste del viser alle registrerede klik i samme periode. A viser frekvens af hvert klik i kliktoget som funktion af tid. B viser inter-klik-intervallerne, dvs. hastigheden af klikkene som funktion af tid. C viser den art CPOD.exes algoritme har klassificeret kliktoget til, her marsvin.

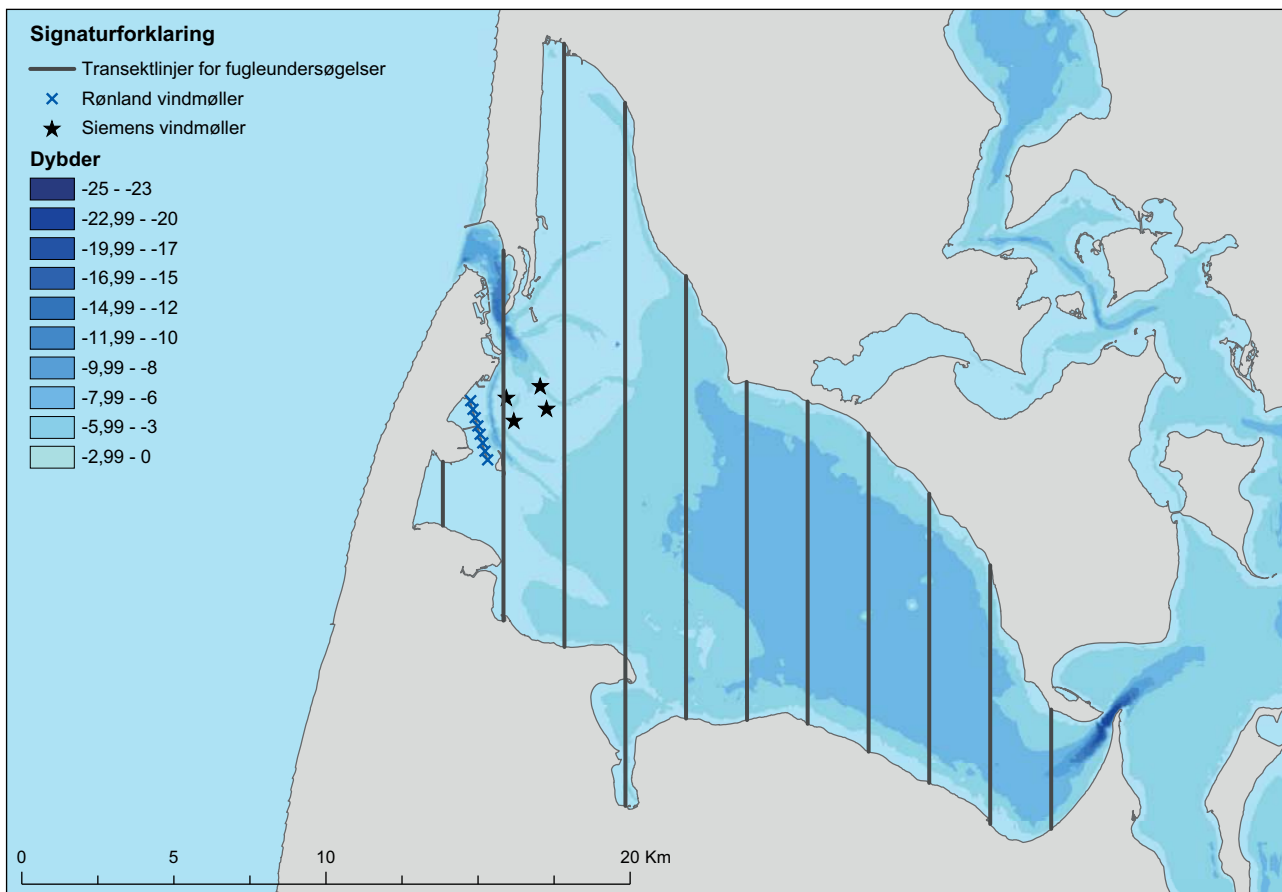


## 6.2 Fugle

### 6.2.1 Indsamling af data

Kortlægninger af antal og fordeling af rastende vandfugle i undersøgelsesområdet blev gennemført ved hjælp af digitale orthofotos. Undersøgelserne blev planlagt med specifikt henblik på at kunne beskrive forekomster af fældende havdykænder, specielt toppet skallesluger.

Højopløselige digitale orthofotos blev optaget fra fly med et dobbelt Phase-One, type IXA 180 kamera system. Optagelserne blev gennemført af det tyske konsulentfirma "Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH", IfAÖ. Billederne blev optaget langs 11 foruddefinerede nord-syd gående transekter, med en samlet længde på 126 km (Figur 6-4) fra en flyvehøjde af 1.400 fod (ca. 420 meter). Transekterne blev udlagt med en indbyrdes afstand af 2 km. Den geografiske opløsning i billederne var 2 cm, hvilket muliggør identifikation af fugle observeret i billederne.



**Figur 6-4.** Placeringen af 11 nord-sydgående transekter, der anvendes til kortlægning af fugleforekomster i undersøgelsesområdet. Placeringen af Siemens havvindmøllerne samt de eksisterende Rønland turbinder er angivet, ligesom områdets vanddybde er indikeret.

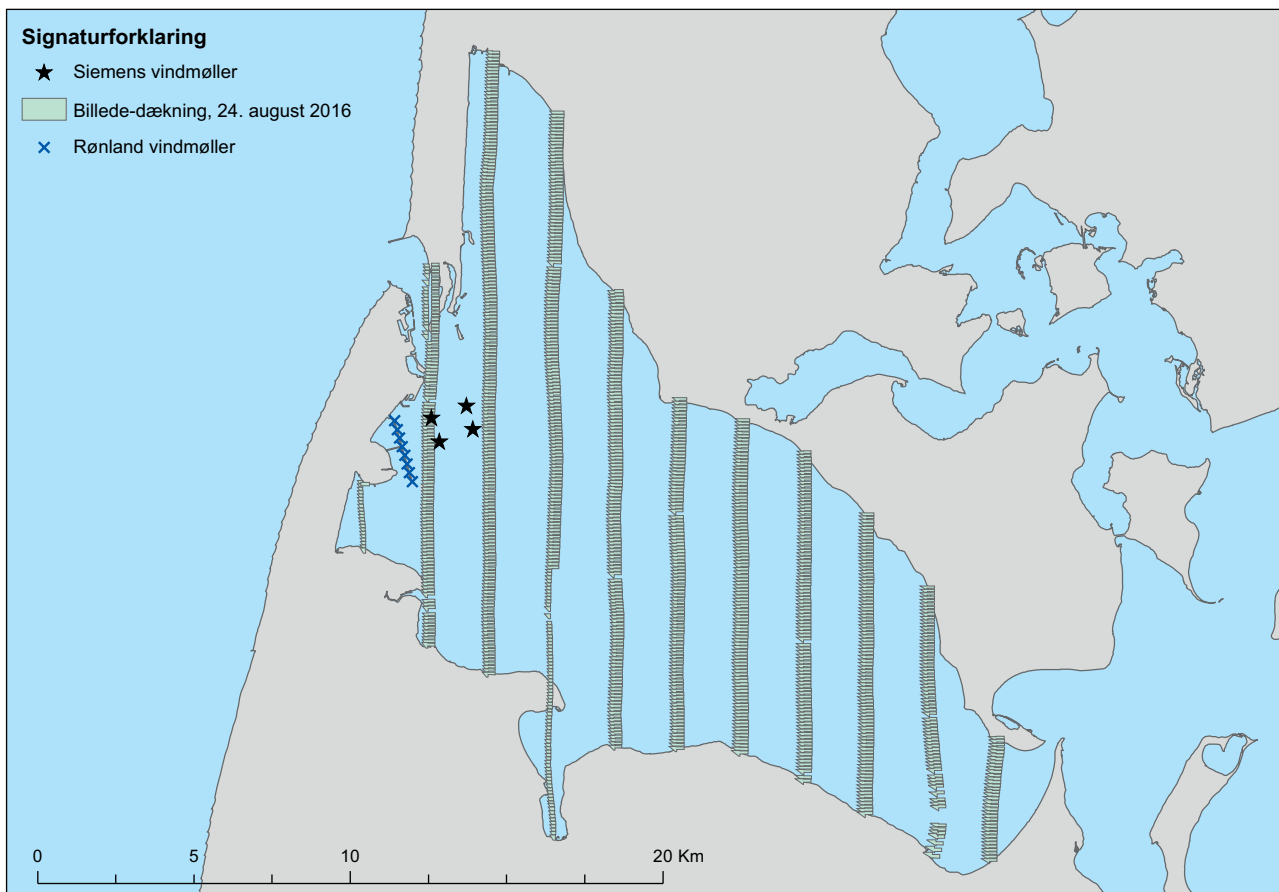
Billederne blev som udgangspunkt optaget med et overlap på 30% langs flyets flyverretning. De blev leveret til AU/DCE i TIFF format.

De to kameraer er monteret således at de til sammen dækker et ca. 500 meter bredt bånd langs transekten. Kameraerne dækker henholdsvis venstre og højre side af flyets rute, med et få meter bredt overlap imellem de to kameraer.

### 6.2.2 Udtræk af data fra orthofotos

Ved modtagelse af orthofotos blev billederne redigeret. Alle billeder blev beskåret således at områder, der var påvirket af modlys blev frasorteret. Denne proces foregik i en række procedurer, foretaget i ArcGIS. For hvert billede blev en analyse maske defineret. Analyse masken består af en polygon, der definerer den del af billedet der har gunstige belysningsforhold. Alle billeder blev optaget om eftermiddagen, med solindfald fra sydvestlige retninger.

Billeder fra det kamera der var orienteret mod solen blev beskåret således at den halvdel af billedet der orienterer sig mod solen blev frasorteret. Det blev gennemført ved at beregne billedets midtpunkt samt solens horisontale vinkel til dette punkt og tidspunktet for billedets optagelse. Ved at oprette en linje der går vinkelret på vinklen for solindfaldet, igennem billedets midtpunkt, kunne en analyse maske polygon, der omfatter den halvdel af billedet der vender væk fra solindstrålingen, oprettes. Billeder optaget med det kamera der var orienteret væk fra solen blev beskåret således at billedets nordlige halvdel blev anvendt til analyserne (Figur 6-5).



**Figur 6-5.** Eksempel på dækningsgraden af orthofotos til registrering af fugle ved en optælling foretaget den 24. august 2016. Bemærk at den vestlige og den sydlige del af den fjerde transekt fra vest kun havde dækning af det ene af de to kameraer.

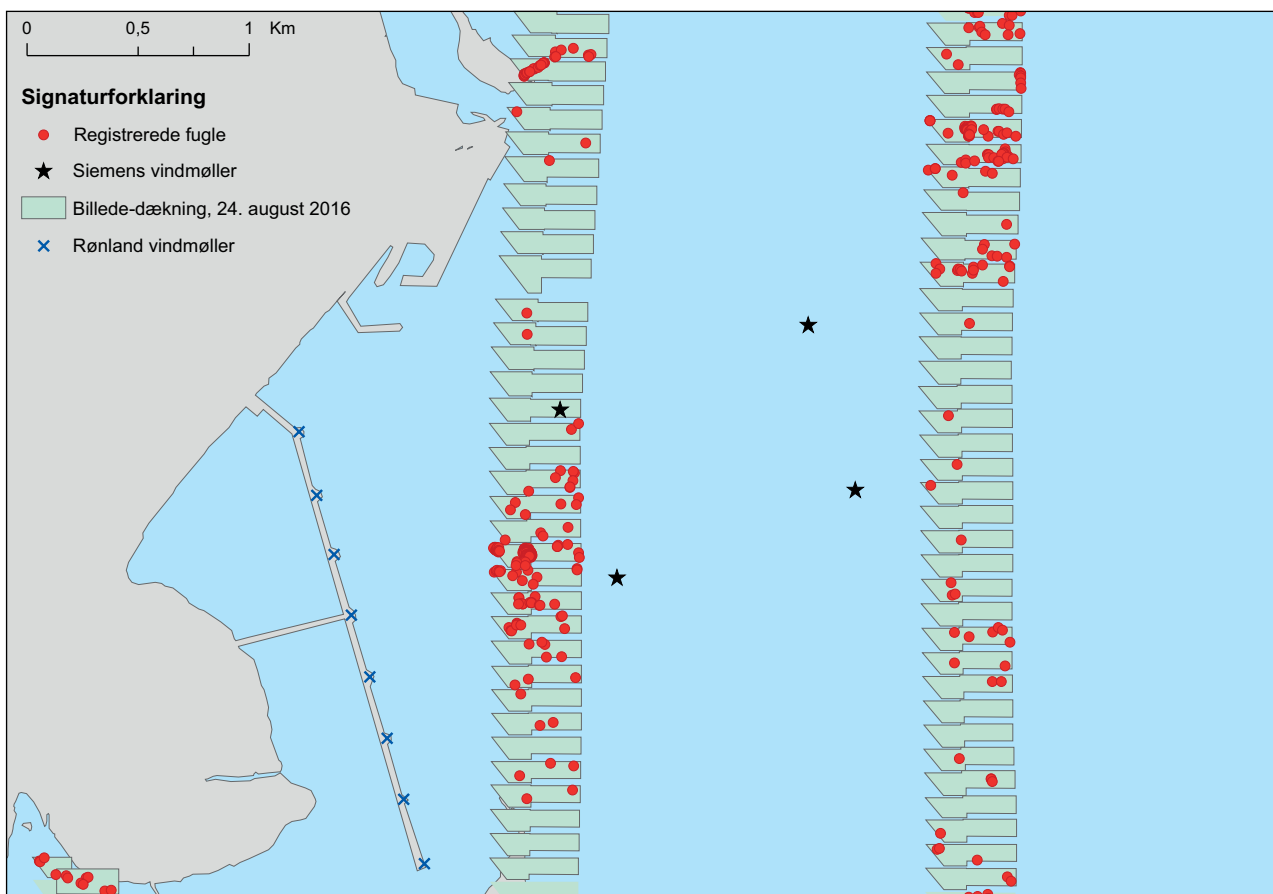
Efterfølgende blev de oprindelige billeder klippet således at kun de dele der ligger indenfor analyse masken blev bibeholdt. Disse billeder blev anvendt til at lokalisere og registrere fugleforekomster.

Det var intentionen at anvende et halvautomatiseret software til at udtrække objekter af interesse fra billederne. Et sådant system har været anvendt i en række andre undersøgelser (Groom et al. 2013), men på grund af de store arealer med meget lavt vand i Nissum Bredning undersøgelsesområdet blev den metode fravalgt, i det den synlige bund gør billedets meget mere komplekst at gennemse end en ensartet, mørk vandflade. I stedet blev alle billeder manuelt gennemgået. Fund af fugle og relevante menneskelige aktiviteter blev digitaliseret i et punkt tema i ArcGIS (Figur 6-6). Hvert punkt indeholder mindst følgende informationer:

- Art eller artsgruppe
- Adfærd
- Valideringskode.

En ensartet, standardiseret metode til manuel gennemgang af billederne blev sikret ved at oprette et polygon lag, der omfattede alle dele af de analyserede billeder, og som guider den menneskelige observatør igennem billederne i en skala på 1:180. Dette sikrer at observatøren kan lokalisere emner af interesse i billederne.

Arealet og den geografiske fordeling af de analyserede dele af billederne kunne beregnes i ArcGIS, og enhver registreret fugl kunne tilskrives det billede hvori den blev registreret.



**Figur 6-6.** Et eksempel på billederdækning i nærområdet omkring den planlagte havvindmøllepark, med angivelse af registrerede fugle indenfor de analyserede billeder.

### 6.2.3 Dataanalyser

Med udgangspunkt i kendskabet til arealet af de analyserede dele af orthofotos og antallet af registrerede fugle indenfor disse, kunne tætheden af relevante arter beregnes. Da det analyserede område er stort og repræsentativt for hele undersøgelsesområdet, kan totale individantal for de enkelte arter beregnes, idet størrelsen af undersøgelsesområdet er kendt.

For at muliggøre en vurdering af den potentielle effekt af vindmøllerne på forekomsten af toppet skallesluger, blev vindmølleparkens areal oprettet som en polygon på GIS-plattformen. Der blev derefter beregnet bufferzoner med to kilometers intervaller ud fra vindmølleområdet, så det dækker hele undersøgelsesområdet. Polygonerne, der angiver de analyserede orthofotos blev skåret på grundlag af bufferzonerne, således at en beregning af arealet af analyserede fotos kunne beregnes for hvert afstands-interval. De observerede fugle kunne ligeledes tilskrives afstands-intervallerne fra vindmølleparken, og en afstandsspecifik beregning af tætheder og beregnede totale antal pr. afstands-interval kunne derefter beregnes.

En beskrivelse af områdets dybdeforhold blev oprettet som et rasterlag på GIS-plattformen. På baggrund af dette kunne alle observationer tilskrives en vanddybde. En beskrivelse af den procentvise andel af toppede skalleslugere, der blev registreret indenfor hvert 1 meter dybdeinterval kunne derved beregnes.

## 7 Resultater

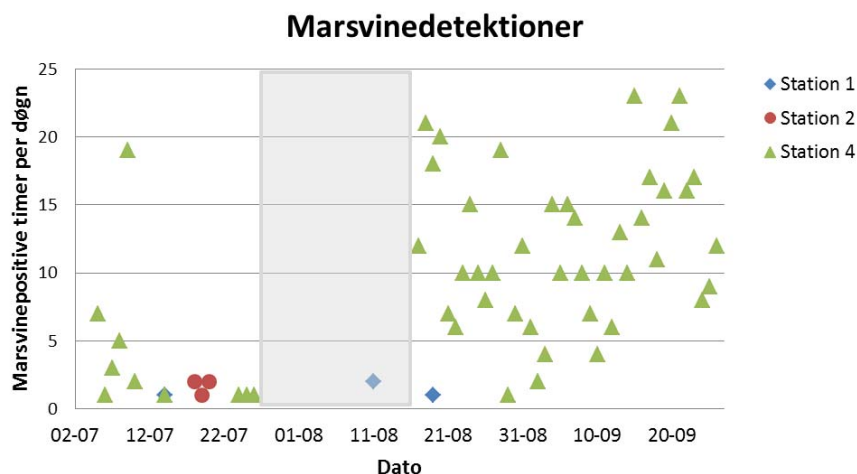
### 7.1 Marsvin

#### 7.1.1 Data

Der blev udlagt fire CPODs til projektet. I løbet af projektet strandede CPOD'en fra station 4 (Figur 6-1). Den blev fundet på stranden af en turist den 1. august. CPOD'en blev downloadet og sat ud igen den 17. august. Station 3, som lå i Thyborøn Kanal kunne ikke genfindes, ej heller ved dykning på positionen og betragtes som tabt.

De to stationer hhv. syd og nord for Siemens mølleområde viste, at der er marsvin i området (Figur 7-1). Dette blev også bekræftet af lokale fra Thyborøn som indimellem ser marsvin i Nissum Bredning.

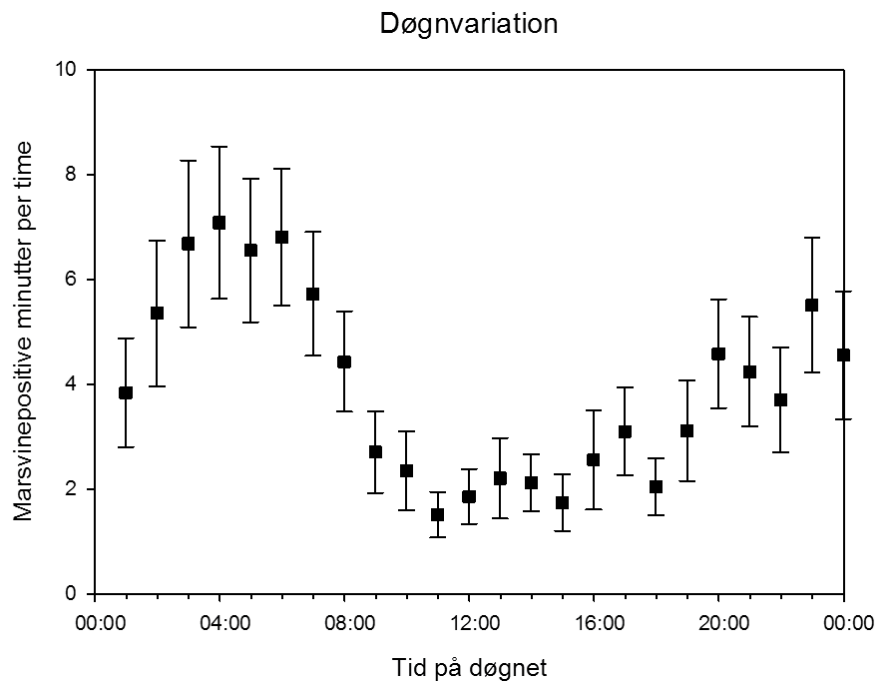
**Figur 7-1.** Dage med marsvineobservationer præsenteret som marsvinepositive timer (Y-akse) per dag (X-akse). Bemærk manglede data på position 4 fra 27/7 til 17/8 (gråt rektangel), hvor CPOD'en blev fundet på stranden og efterfølgende sat ud igen.



Data viser at der er en til to timer med marsvineaktivitet fordelt på i alt tre dage på hver station i det projekterede mølleområde i Nissum Bredning. Data fra station 4 udenfor Thyborøn Kanal (vest for tangen) viser, at der generelt er høj marsvineaktivitet der med en tendens til en stigende aktivitet over projektperioden. Der blev set en mor med kalv tæt på position 4 under optagning af dataloggeren. Der er nogle dage med meget høj aktivitet med marsvinepositive minutter i op til 23 af døgnets 24 timer. På Figur 7-2 er de marsvinepositive minutter vist som funktion af tid på døgnnet, og det ses at der er en udtalt døgnvariation med en top sidst på natten og et minimum midt på dagen.

I Nissum Bredning er der tilsyneladende tale om tilstedeværelse af få marsvin og i korte perioder. Det vides ikke om marsvin regelmæssigt forekommer længere inde i Limfjorden, da der ikke findes nogen tidligere undersøgelser af forekomst af marsvin i Limfjorden.

**Figur 7-2.** Marsvineaktivitet over døgnet på station 4 underfor munden af Limfjorden. Marsvinepositive minutter er summeret per time, som funktion af tidspunkt på dagen. Det ses, at der er flest marsvinedetektioner om natten.



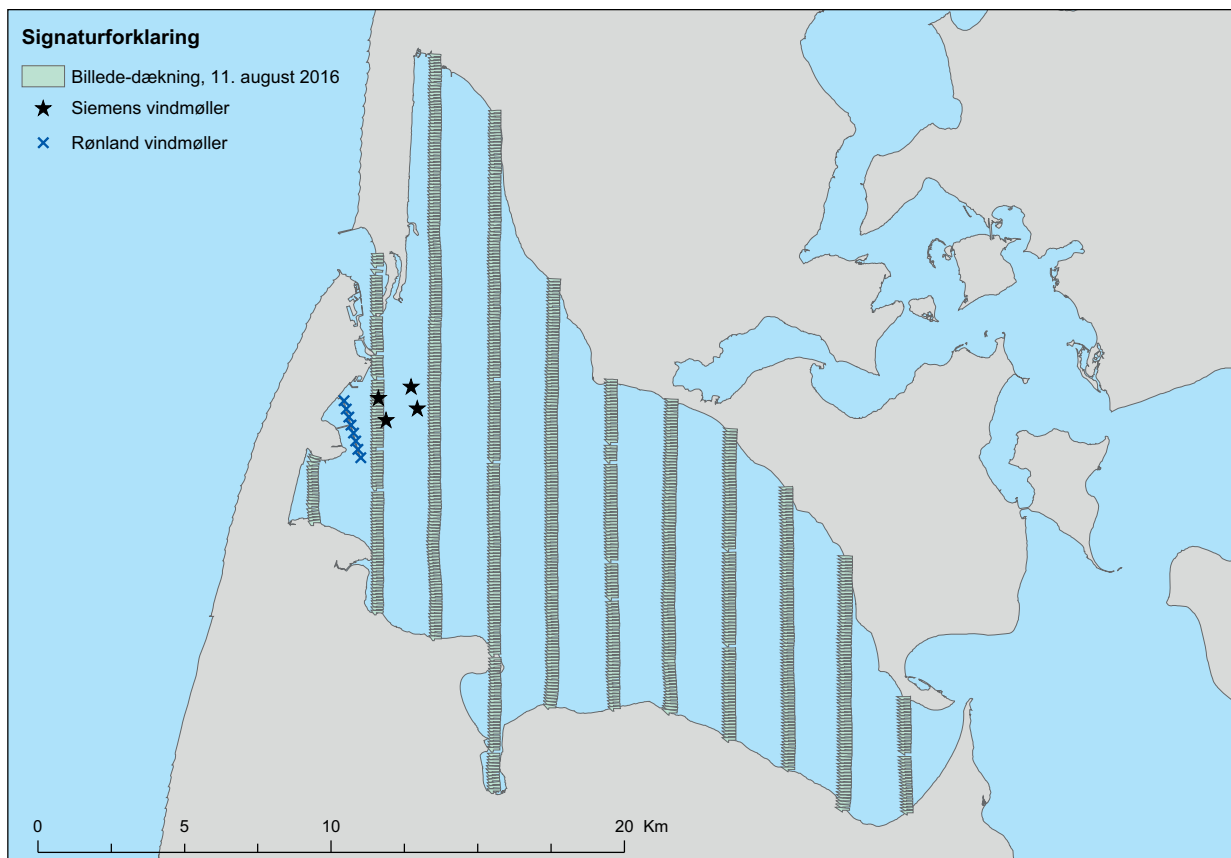
## 7.2 Fugle

I 2016 blev der gennemført i alt tre optællinger af fugle vha. digitale orthofotos i Nissum Bredning. Optællingerne blev gennemført den 20. juli samt den 11. og 24. august.

Dækningsgraden vekslede imellem de tre optællinger. Ved optællingen den 20. juli var der tekniske vanskeligheder med begge kameraer. Det bevirkede at tre af de østlige transekter samt den sydligste del af en central transekt slet ikke blev dækket, mens kun det ene kamera var aktivt på de to vestligste transekter (Figur 7-3). Ved optællingen den 11. august blev alle transekter gennemført i deres helhed (Figur 7-4), mens dækningen den 24. august var næsten komplet. Hér mangler data fra det østlige kamera på den sydlige del af en central transekt, mens den vestlige transekt kun havde dækning fra det ene kamera (Figur 7-5).

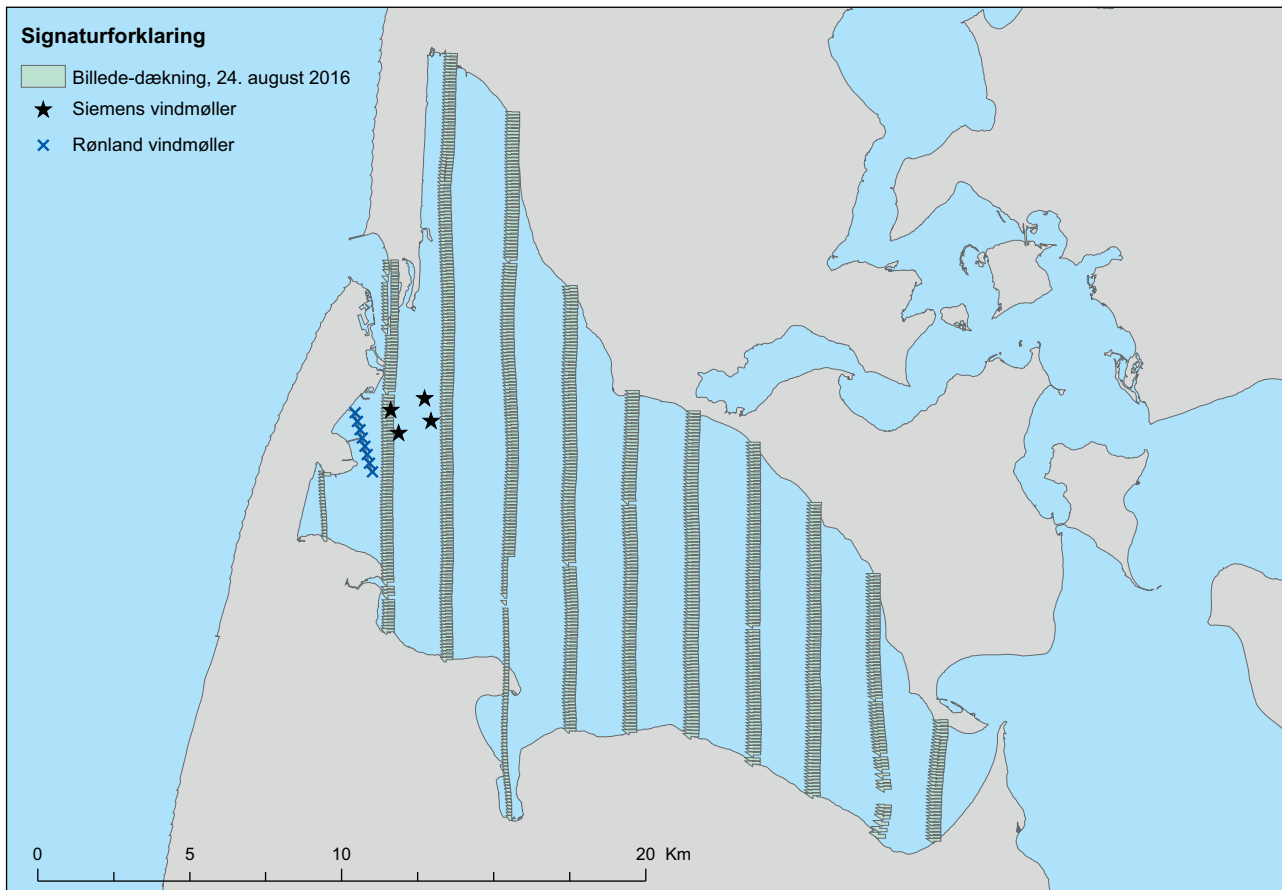


**Figur 7-3.** Den geografiske dækning af analyserede billeder ved optælling af vandfugle vha. digitale orthofotos i Nissum Bredning den 20. juli 2016.



**Figur 7-4.** Den geografiske dækning af analyserede billeder ved optælling af vandfugle vha. digitale orthofotos i Nissum Bredning den 11. august 2016.





**Figur 7-5.** Den geografiske dækning af analyserede billeder ved optælling af vandfugle vha. digitale orthofotos i Nissum Bredning den 24. august 2016.

Undersøgelsesområdet samlede areal er på 243 km<sup>2</sup>. Ved optællingerne den 20. juli, den 11. august og den 24. august var det samlede areal af de analyserede dele af orthofotos hhv. 39,0, 25,5 og 40,0 km<sup>2</sup> (Tabel 7-1. Arealet af de analyserede orthofotos til registrering af vandfugle i Nissum Bredning for hver af de tre optællinger foretaget i juli og august måned 2016, med angivelse af hvilken procentdel af det totale areal af undersøgelsesområdet dette udgør.). Ved optællingen den 20. juli blev dele af transekterne ikke optalt. Undersøgelsesområdets størrelse for denne dato blev derfor beregnet til at være 182 km<sup>2</sup>.

**Tabel 7-1.** Arealet af de analyserede orthofotos til registrering af vandfugle i Nissum Bredning for hver af de tre optællinger foretaget i juli og august måned 2016, med angivelse af hvilken procentdel af det totale areal af undersøgelsesområdet dette udgør.

	Areal (km <sup>2</sup> )	% af undersøgelsesområdet
20. juli 2016	39	16
11. august 2016	25,5	11
24. august 2016	40	17

Der blev registreret i alt 23 arter eller artsgrupper af vandfugle ved de tre optællinger (**Error! Reference source not found.**). Der blev registreret fire arter af havdykænder (ederfugl, sortand, fløjlsand og toppet skallesluger).

Fokus for nærværende undersøgelse har været de fældende havdykænder. Af disse var toppet skallesluger den hyppigst forekommende art i området ved de tre optællinger. Desuden forekom ederfugl, sortand og fløjlsand, med op til

henholdsvis 457, 40 og 4 individer registreret over de tre optællinger (**Error! Reference source not found.**).

**Tabel 7-2.** Antallet af registrerede individer af fugle og havpattedyr for hver af de tre optællinger i undersøgelsesområdet i juli og august måneder 2016. Det summerede antal dyr over alle optællinger er også angivet.

Art	SUM	20. juli 2016	11. august 2016	24. august 2016
Lom sp.	2	1	1	
Rødstrubet Lom	2			2
Skarv	1424	47	633	744
Fiskehejre	8	1	7	
Knopsvane	22	13		9
Grågås	2			2
Gravand	11	11		
Ederfugl	457		167	290
Sortand	40	5	16	19
Fløjlsand	4	1	3	
Toppet Skallesluger	939	361	345	233
Strandskade	87		82	5
Strandhjejle	3	1		2
Stor Regnspove	203	68	121	14
Vadefugl sp.	439	1		438
Stormmåge	251	21	24	206
Sølvmåge	1215	69	979	167
Sildemåge	9	2	6	1
Svartbag	91	5	79	7
Hættemåge	229	113	83	33
Måge sp.	4777	1255	901	2621
Splitterne	29		29	
Terne sp.	104	48	13	43

Der blev desuden registreret i alt 1.424 skarver, tre arter af vadefugle (strandskade, strandhjejle og stor regnspove) to ubestemte lommer samt to rødstrubede lommer. Den hyppigst forekommende artsgruppe i området var måger, i alt 6.572 individer. Kun et moderat antal terner blev registreret i området under de tre optællinger (**Error! Reference source not found.**).

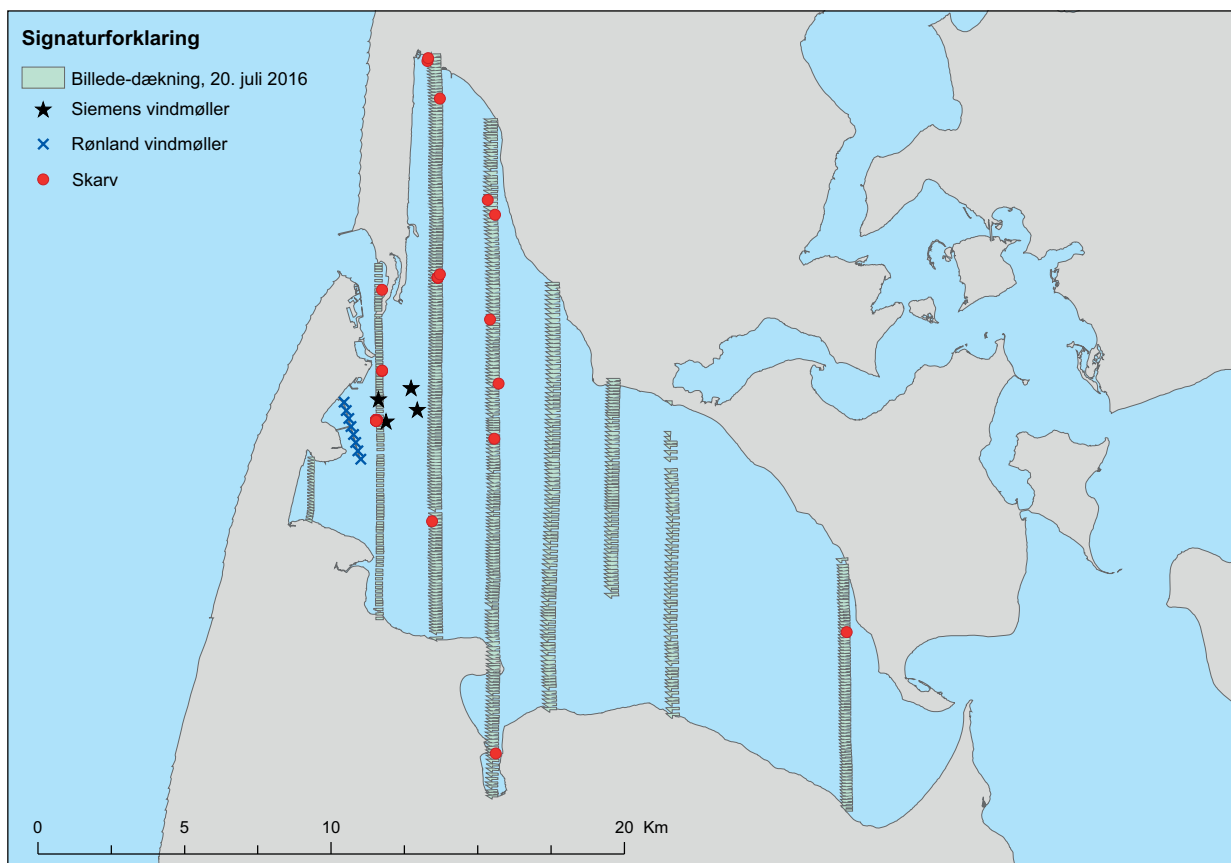
På grundlag af disse oplysninger kunne et totalt antal individer pr. fugleart og pr. optælling beregnes (Tabel 7-3).

Af de fire havdykandearter blev de højeste tætheder beregnet for toppet skallesluger. Der blev beregnet hhv. 14,16, 8,63 og 5,79 individer/km<sup>2</sup> for de tre optællinger i juli og august 2016. Det beregnede totale antal individer i undersøgelsesområdet blev tilsvarende beregnet til hhv. 2.570, 2.103 og 1.456 individer for de tre optællinger (Tabel 7-3). De beregnede tætheder af ederfugl var tilsvarende 0,0, 4,18 og 7,44 individer/Km<sup>2</sup>, og de beregnede totale antal var 0, 1.018 og 1.812 individer. Der blev beregnet totale antal af hhv. 36, 98 og 119 sorttænder for hver af de tre optællinger, mens de tilsvarende antal for fløjlsand var hhv. 7, 18 og 0 individer (Tabel 7-3). De tilsvarende værdier er angivet i Tabel 7-3 for andre registrerede arter i området. Disse data vil ikke blive gennemgået yderligere hér.

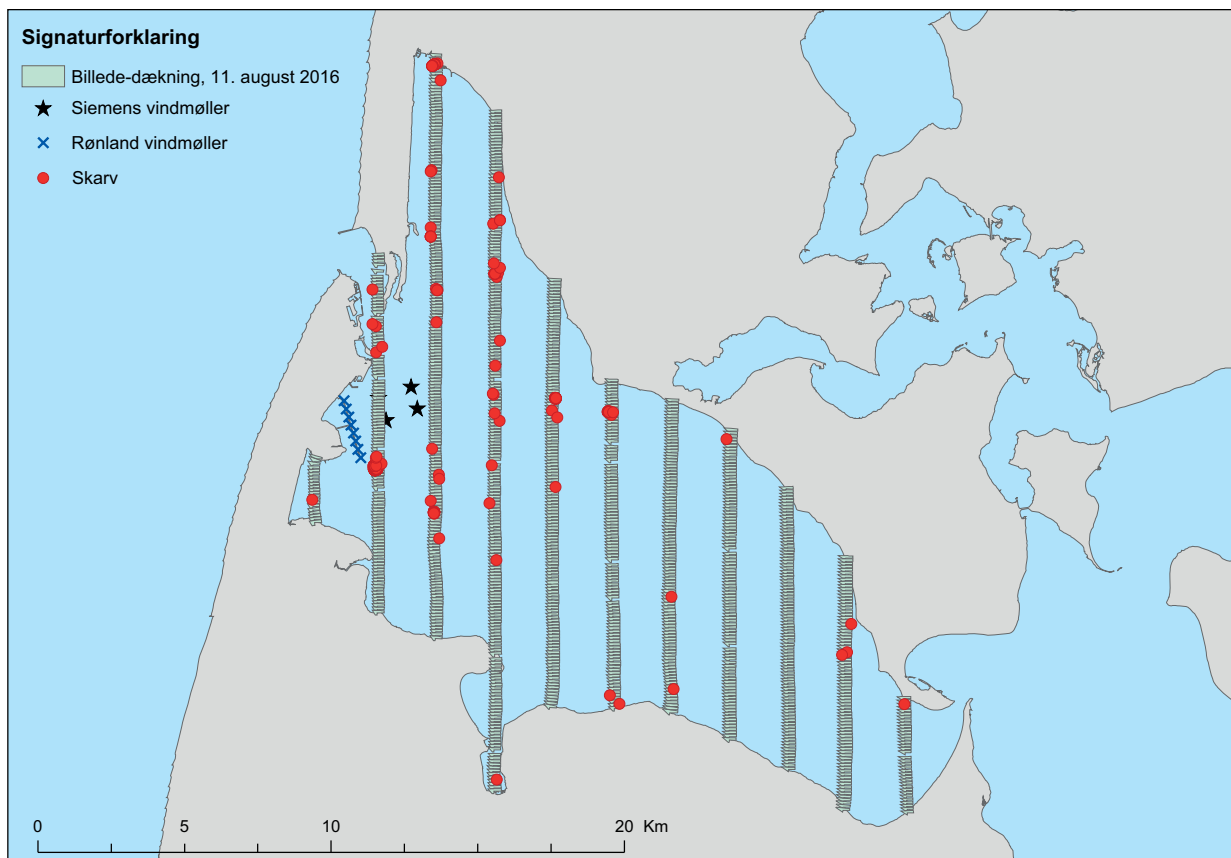
**Table 7-3.** Beregnede tætheder pr. optælling og pr. fugleart for hver af tre optællinger af fugle i Nissum Bredning i juli og august 2016. Det beregnede totale antal for hver fugleart for hele undersøgelsesområdet er også angivet.

Art	Tæthed 20.	Tæthed 11.	Tæthed 24.	Total 20.	Total 11.	Total 24.
	juli	august	august	juli	august	august
Lom sp.	0,04	0,03	0,00	7	6	0
Rødstrubet Lom	0,00	0,00	0,05	0	0	12
Skarv	1,84	15,83	19,08	335	3858	4649
Fiskehejre	0,04	0,18	0,00	7	43	0
Knopsvane	0,51	0,00	0,23	93	0	56
Grågås	0,00	0,00	0,05	0	0	12
Gravand	0,43	0,00	0,00	78	0	0
Ederfugl	0,00	4,18	7,44	0	1018	1812
Sortand	0,20	0,40	0,49	36	98	119
Fløjsand	0,04	0,08	0,00	7	18	0
Toppet						
Skallesluger	14,16	8,63	5,97	2570	2103	1456
Strandskade	0,00	2,05	0,13	0	500	31
Strandhjejle	0,04	0,00	0,05	7	0	12
Stor Regnspove	2,67	3,03	0,36	484	737	87
Vadefugl sp.	0,04	0,00	11,23	7	0	2737
Stormmåge	0,82	0,60	5,28	150	146	1287
Sølvmåge	2,71	24,49	4,28	491	5966	1043
Sildemåge	0,08	0,15	0,03	14	37	6
Svartbag	0,20	1,98	0,18	36	481	44
Hættemåge	4,43	2,08	0,85	804	506	206
Måge sp.	49,21	22,53	67,21	8935	5491	16376
Splitterne	0,00	0,73	0,00	0	177	0
Terne sp.	1,88	0,33	1,10	342	79	269

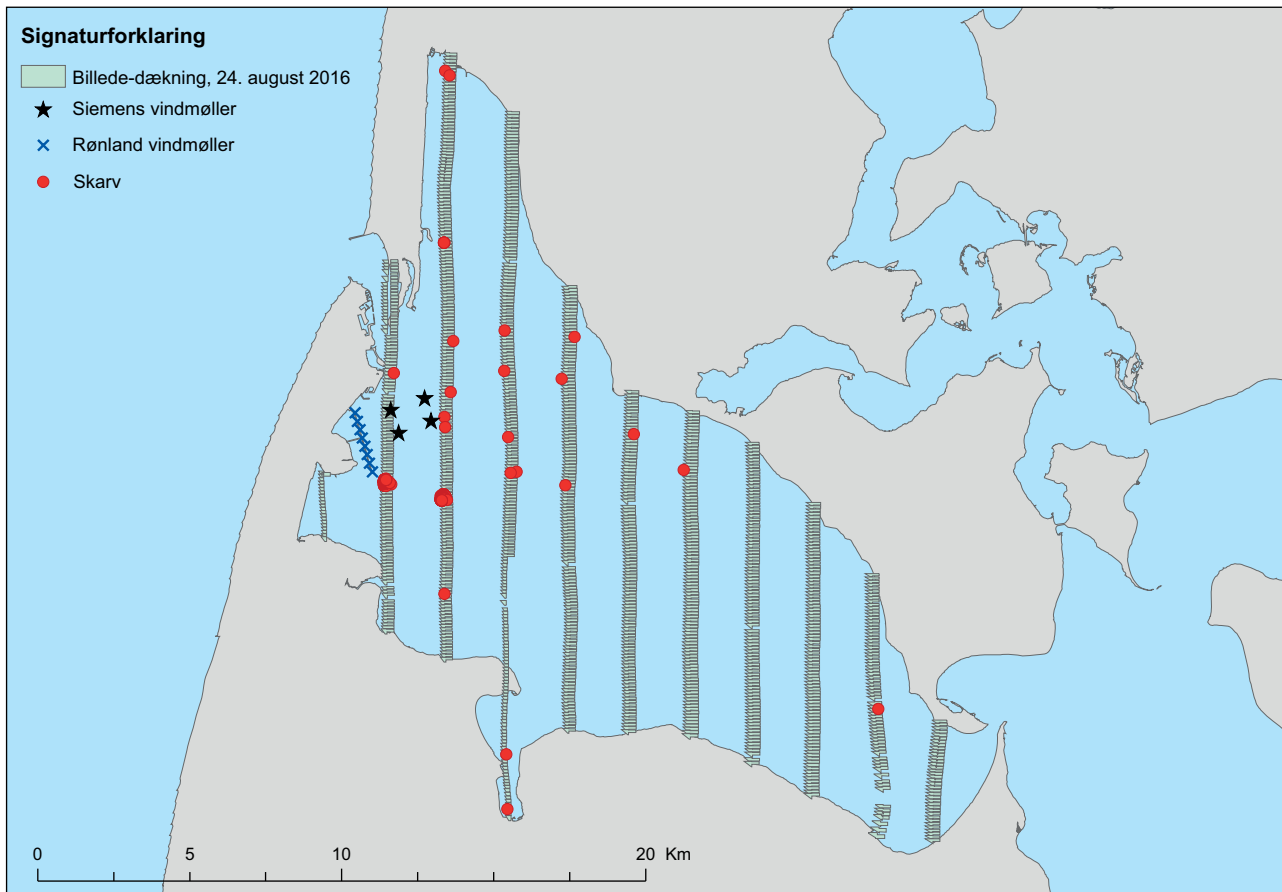
Skarv forekom fortrinsvis i den vestlige del af undersøgelsesområdet. Ved optællingerne den 20. juli og den 11. august blev de fleste fugle registreret i farvandet øst for Thyborøn (Figur 7-6, Figur 7-7). Ved optællingen den 24. august blev der registreret flest i det samme område, men med en del observationer også i den nordvestlige del af undersøgelsesområdet (Figur 7-8).



**Figur 7-6.** Fordelingen af i alt 47 skarver, registreret ved optælling af fugle i Nissum Bredning den 20. juli 2016. Billededækningen for optællingen er angivet.

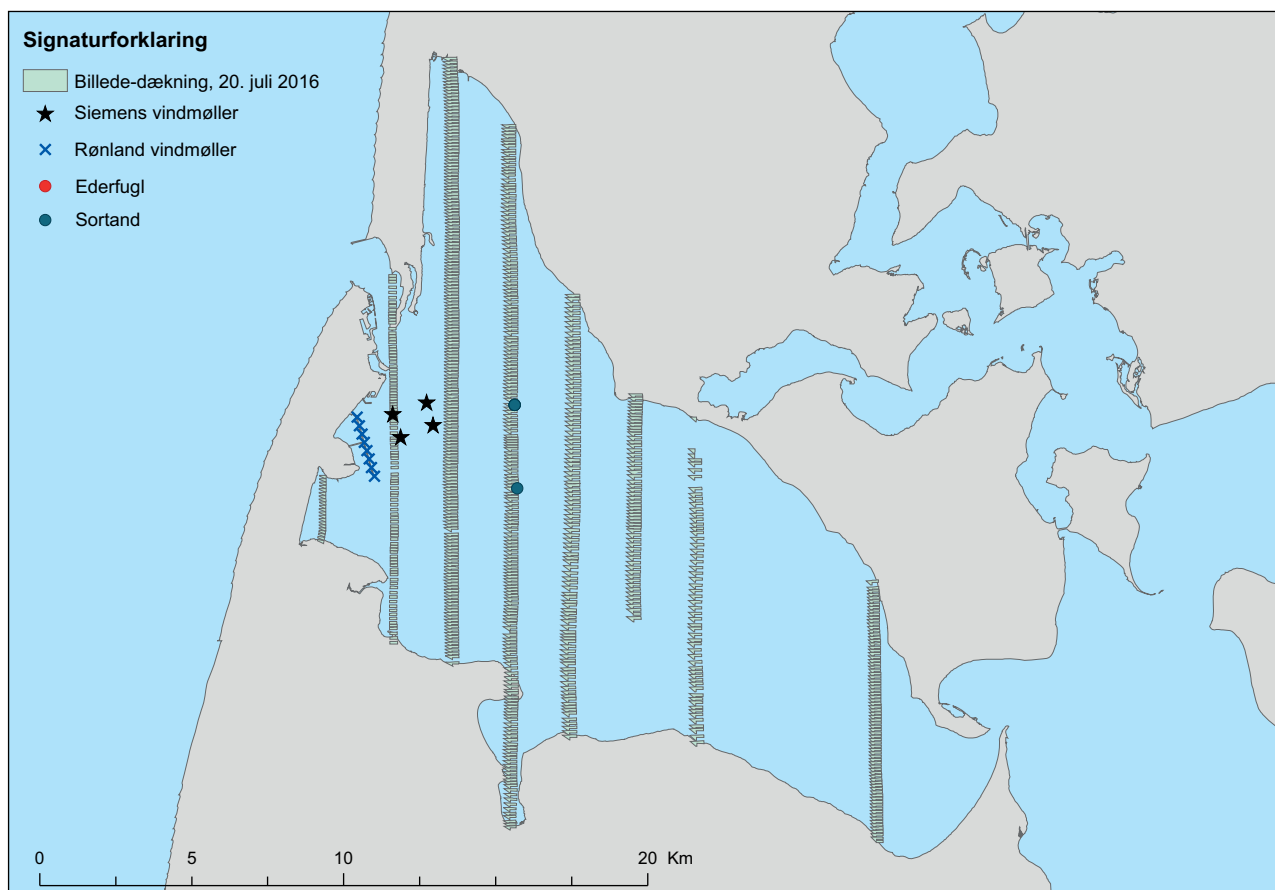


**Figur 7-7.** Fordelingen af i alt 633 skarver, registreret ved optælling af fugle i Nissum Bredning den 11. august 2016. Billededækningen for optællingen er angivet.

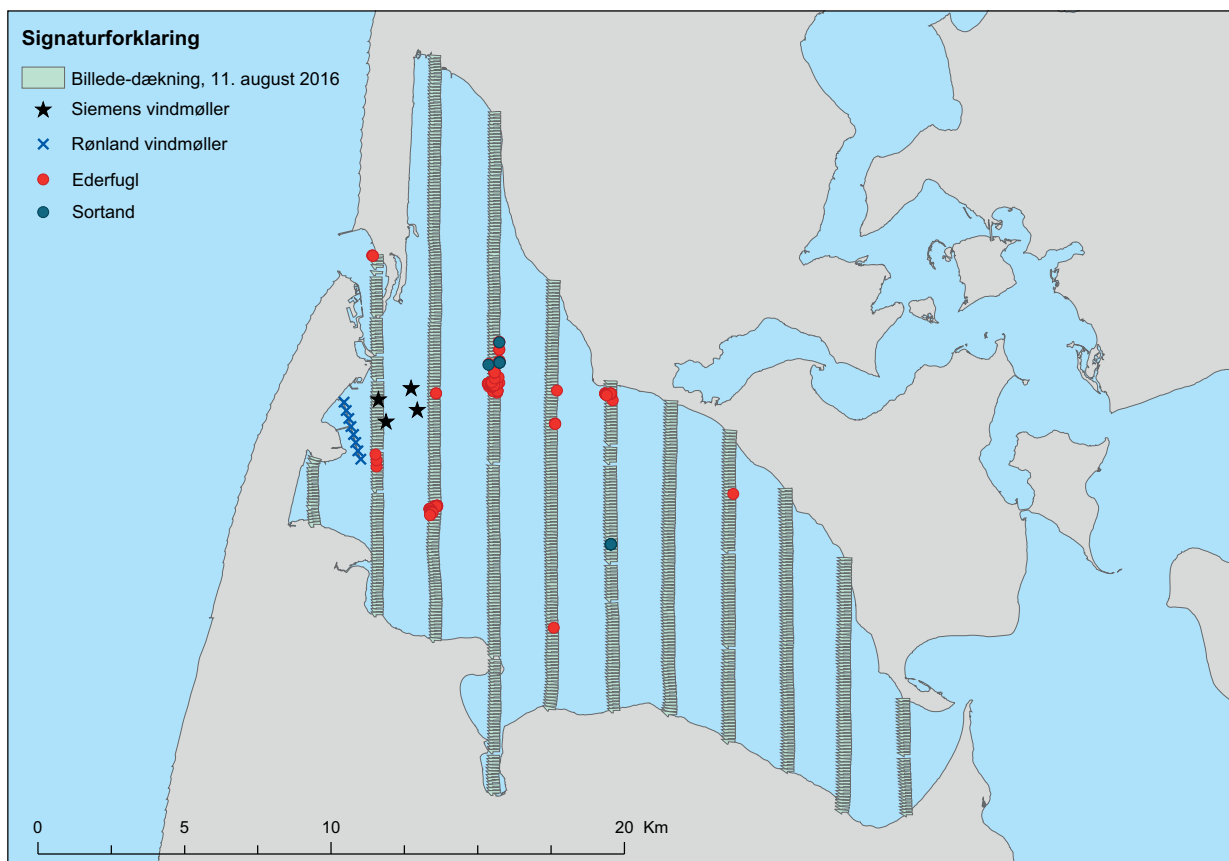


**Figur 7-8.** Fordelingen af i alt 744 skarver, registreret ved optælling af fugle i Nissum Bredning den 24. august 2016. Billededækningen for optællingen er angivet.

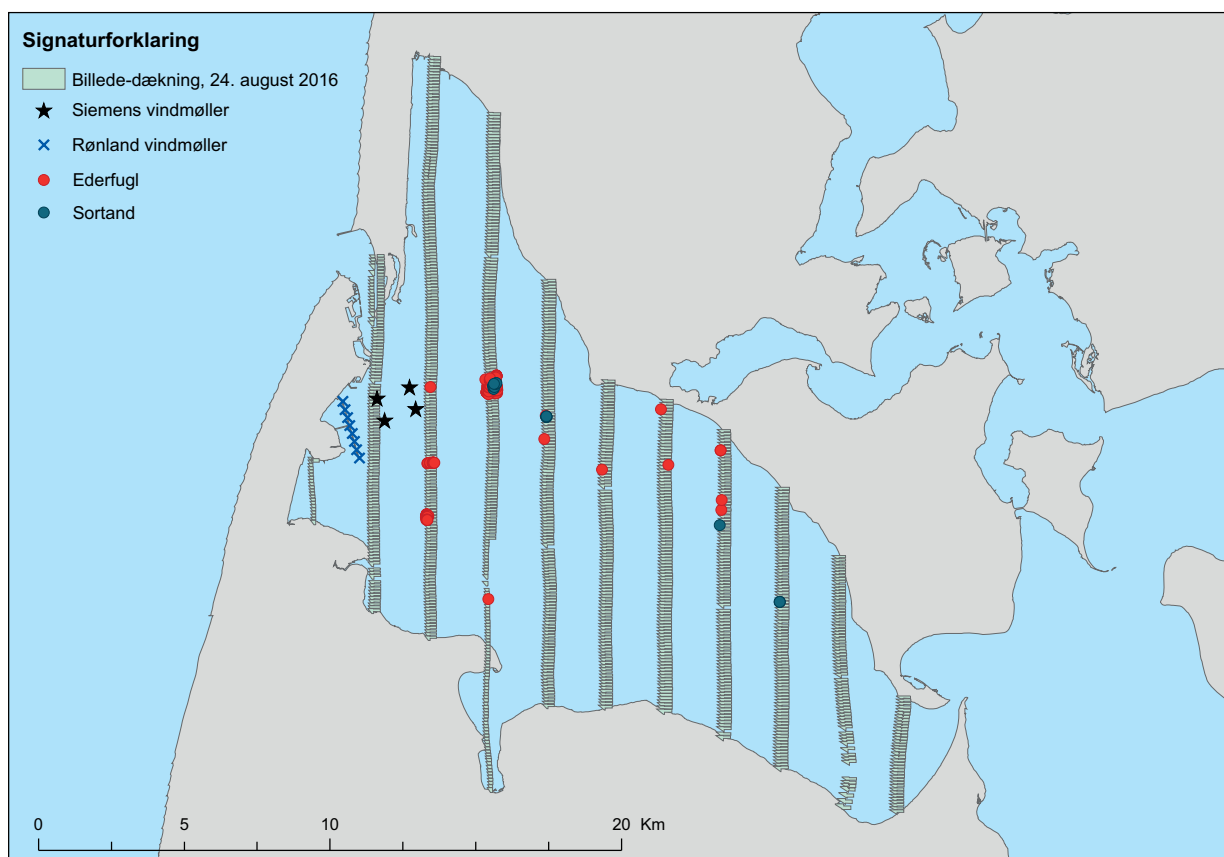
Ved optællingen den 20. juli blev der ikke registreret ederfugl, men i alt fem sortænder blev registreret i farvandet sydøst for sandbankerne ved indmundingen til Limfjorden (Figur 7-9). Ved optællingen den 11. august blev der registreret 167 ederfugle og 16 sortænder i undersøgelsesområdet. Langt de største antal blev registreret øst for de lavvandede sande øst for Thyborøn (Figur 7-10). En meget lignende fordeling af ederfugl og sortand blev registreret ved optællingen den 24. august, hvor i alt 290 ederfugle og 19 sortænder blev registreret (Figur 7-11).



**Figur 7-9.** Fordelingen af i alt 5 sortænder, registreret ved optælling af fugle i Nissum Bredning den 20. juli 2016. Billede-dækningen for optællingen er angivet.

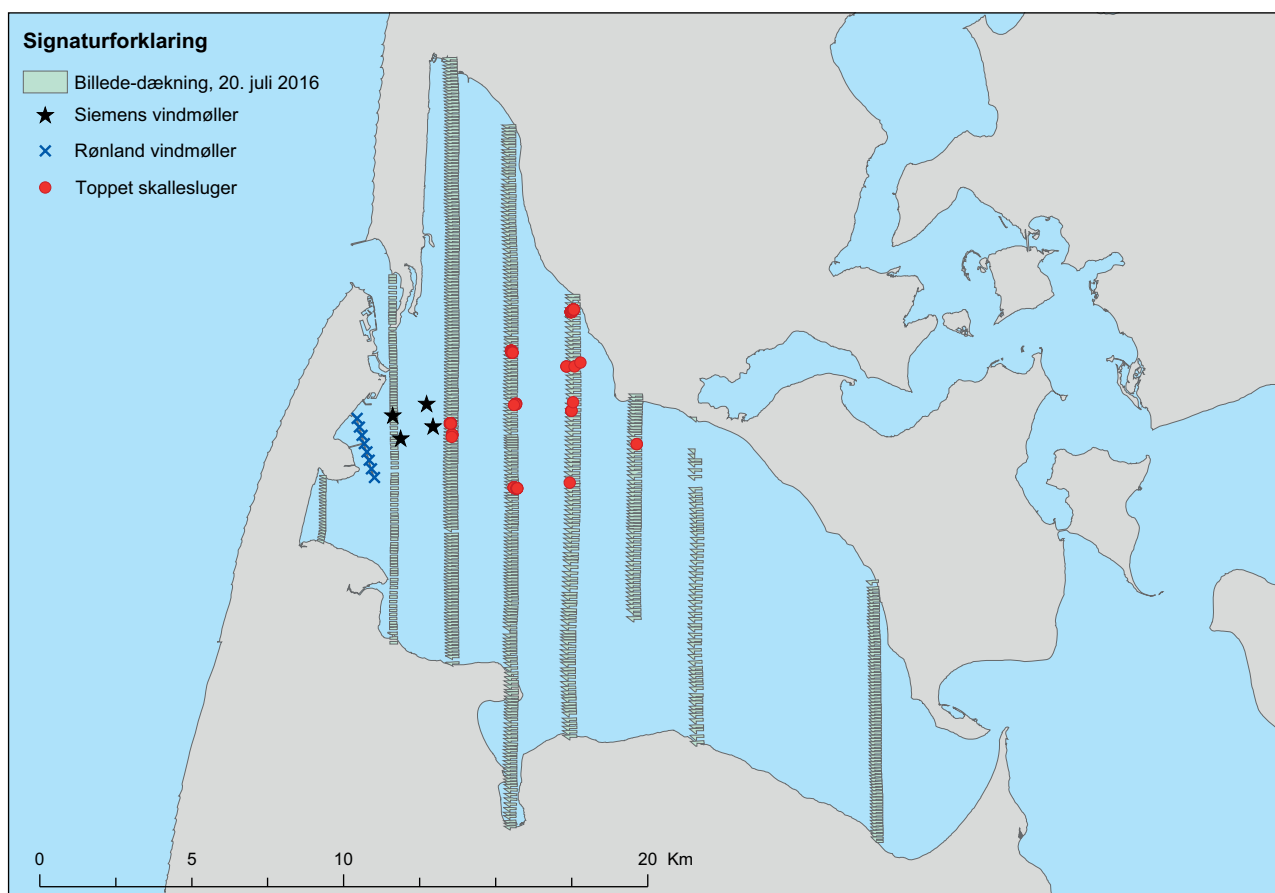


**Figur 7-10.** Fordelingen af i alt 167 ederfugle og 16 sorttænder, registreret ved optælling af fugle i Nissum Bredning den 11. august 2016. Billededækningen for optællingen er angivet.



**Figur 7-11.** Fordelingen af i alt 290 ederfugle og 19 sorttænder, registreret ved optælling af fugle i Nissum Bredning den 24. august 2016. Billededækningen for optællingen er angivet.

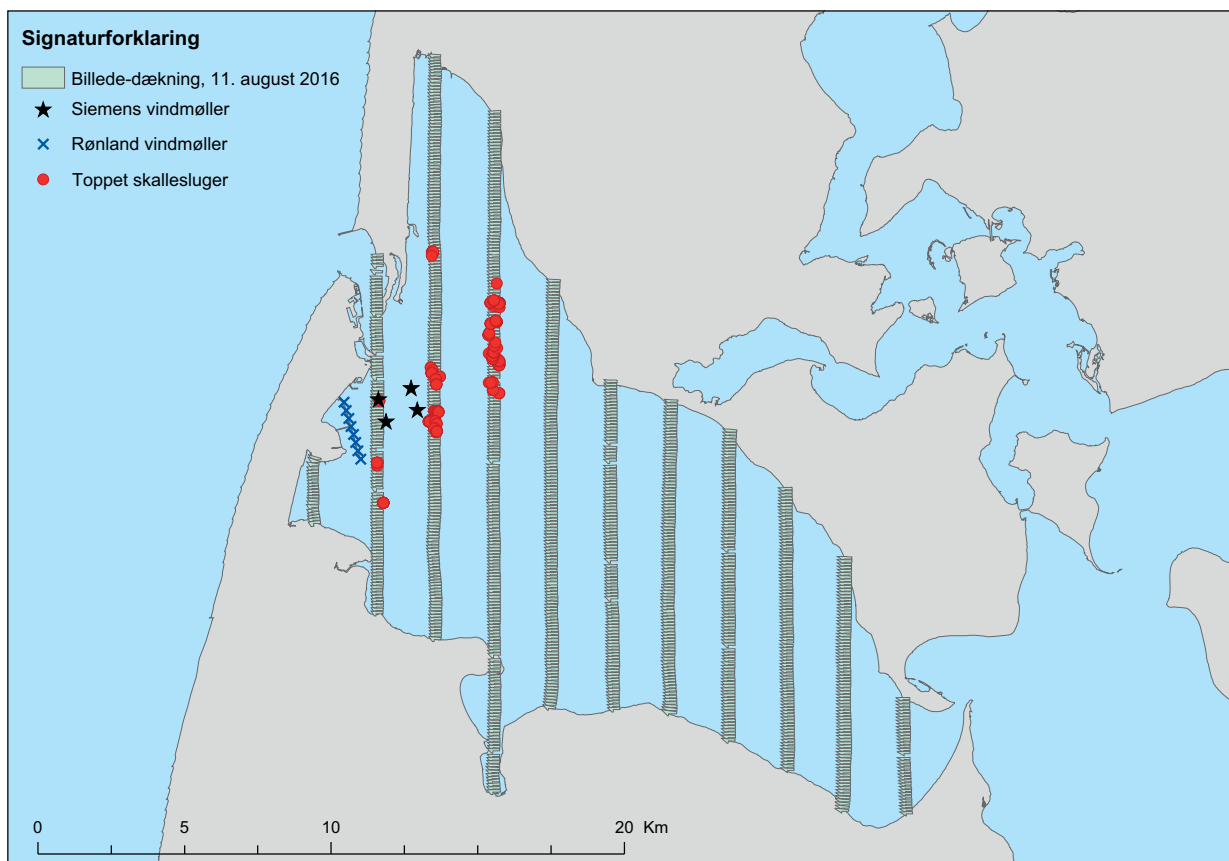
Der blev registreret i alt 939 toppede skalleslugere ved de tre optællinger i Nissum Bredning, heraf 361 ved optællingen den 20. juli, 345 ved optællingen den 11. august og 233 ved optællingen den 24. august (**Error! Reference source not found.**). Ved optællingen den 20. juli blev der registreret 361 individer, langt de fleste af dem nær kysten i områdets nordlige del, mens andre flokke blev registreret over de lavvandede sande øst for Thyborøn samt langs den østlige kant af sandene (Figur 7-12).



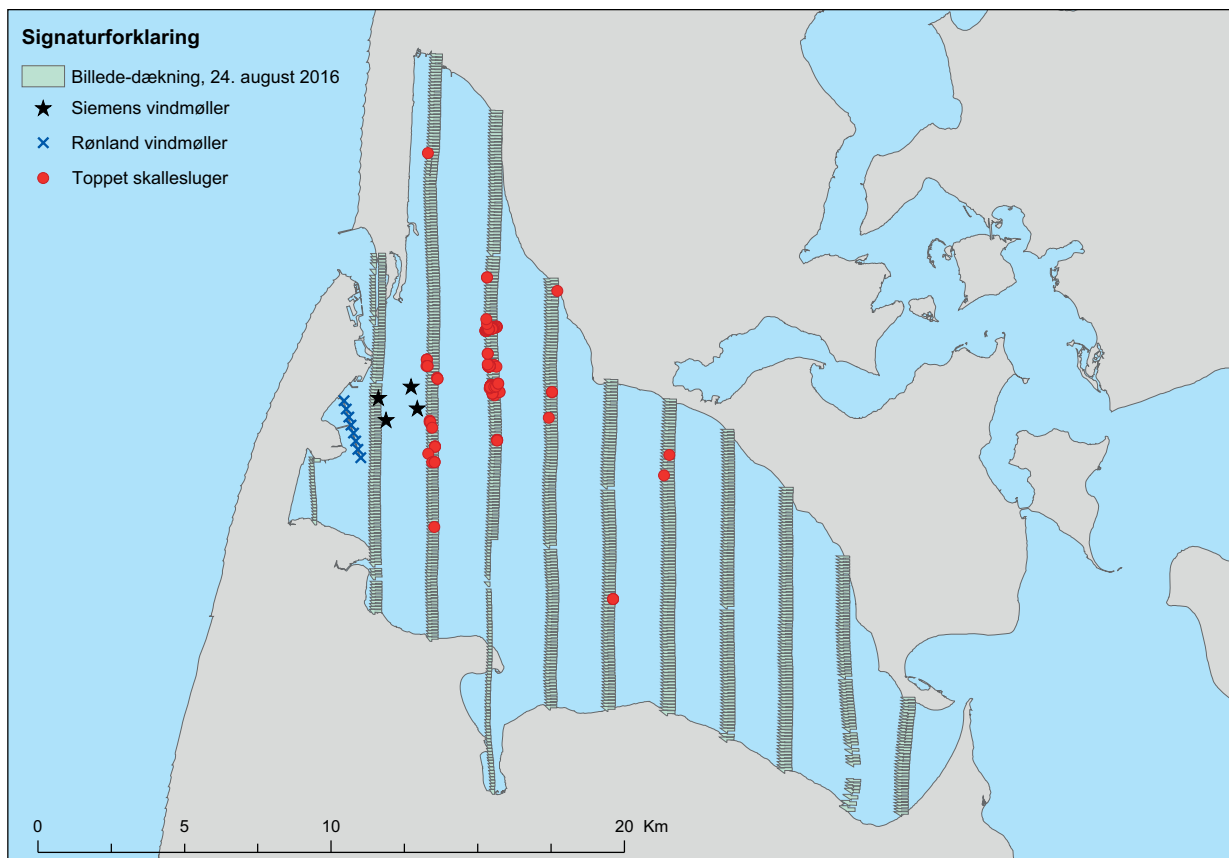
**Figur 7-12.** Fordelingen af i alt 361 toppede skalleslugere, registreret ved optælling af fugle i Nissum Bredning den 20. juli 2016. Billededækningen for optællingen er angivet.

Ved optællingen den 11. august blev størstedelen af de 345 registrerede toppede skalleslugere observeret øst for de lavvandede sande, mens en mindre del blev registreret umiddelbart øst for den projekterede vindmøllepark (Figur 7-13). Fordelingen af i alt 233 registrerede toppede skalleslugere ved optællingen den 24. august havde en fordeling der nøje ligner fordelingen af fuglene ved optællingen den 11. august (Figur 7-14).





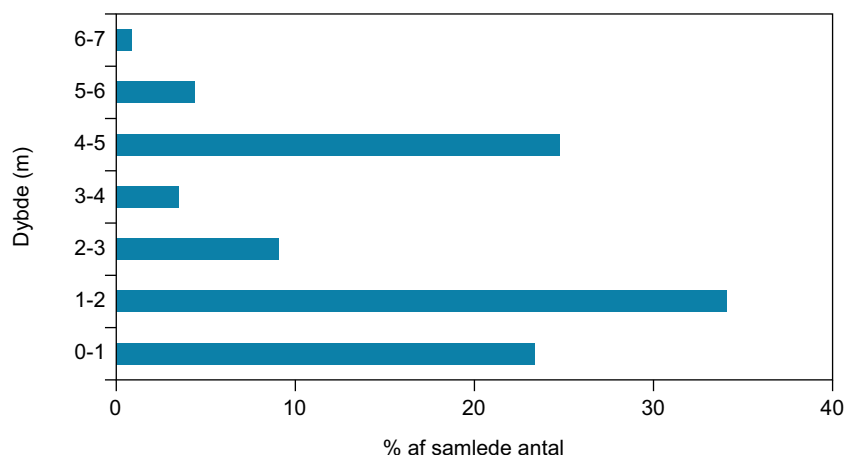
**Figur 7-13.** Fordelingen af i alt 345 toppede skalleslugere, registreret ved optælling af fugle i Nissum Bredning den 11. august 2016. Billeddækningen for optællingen er angivet.



**Figur 7-14.** Fordelingen af i alt 233 toppede skalleslugere, registreret ved optælling af fugle i Nissum Bredning den 24. august 2016. Billeddækningen for optællingen er angivet.

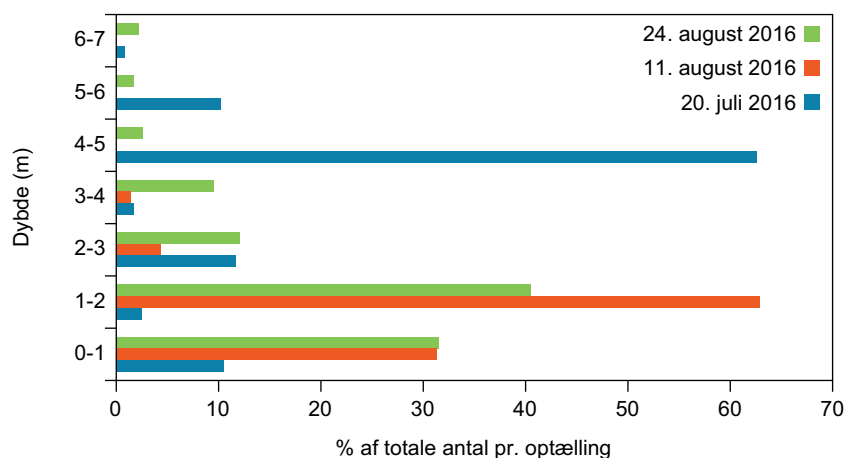
Toppede skalleslugere forekom på meget lavt vand. Over 60 % af fuglene blev registreret på 0-3 meters vanddybde, mens over 30 % blev registreret i dybdeintervallet fra 3 til 7 meter (Figur 7-15).

**Figur 7-15.** Dybdefrekvensfordelingen af i alt 938 toppede skalleslugere, registreret ved tre optællinger af fugle i Nissum Bredning i juli og august måneder 2016.



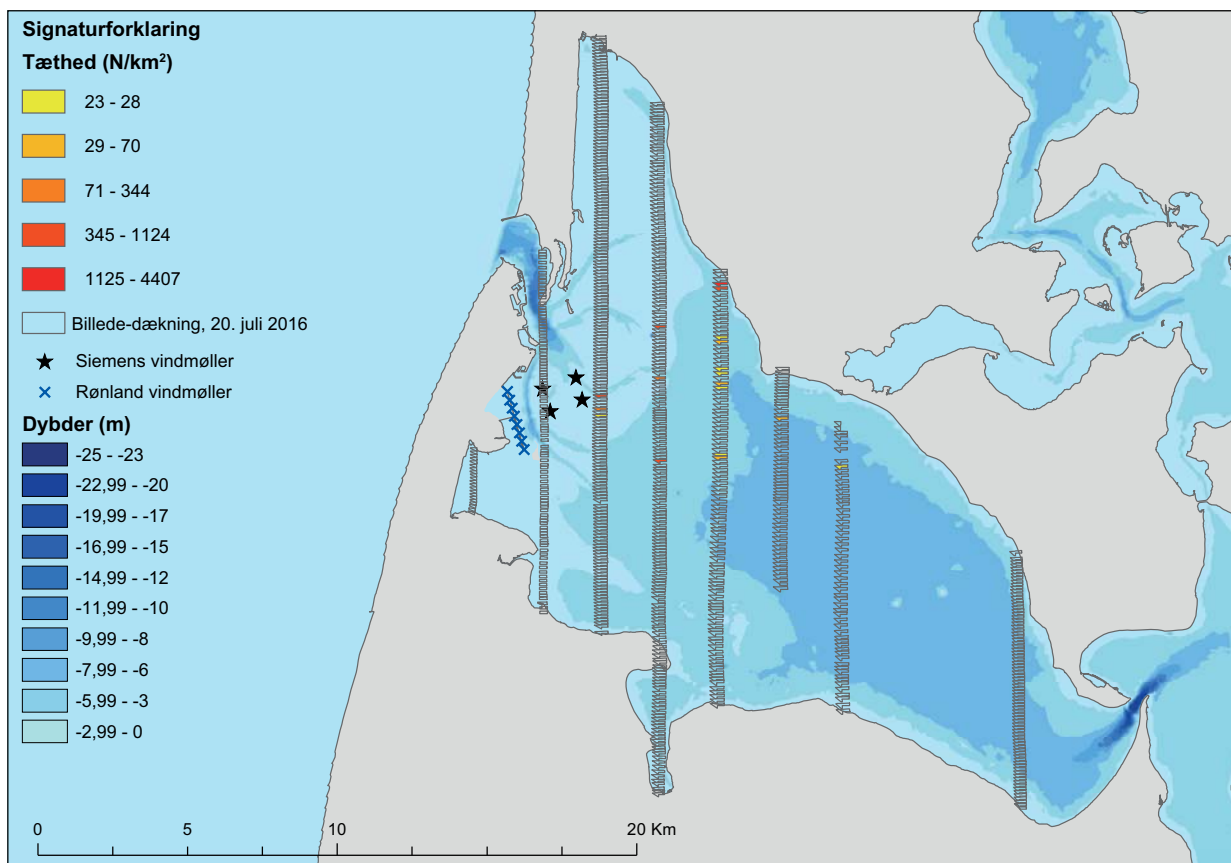
Den høje andel af fuglene, der forekom i dybdeintervallet 4-5 meter (ca. 25 %) består næsten udelukkende af observationer fra den 20. juli. Dybdefrekvensfordelingen er således væsentlig forskellig imellem optællingerne. Ved optællingen den 20. juli var de toppede skalleslugere på dybere vand end ved tællingerne den 11. og den 24. august (Figur 7-16).

**Figur 7-16.** Dybdefrekvensfordelingen af toppede skalleslugere ved hver af tre optællinger af fugle i Nissum Bredning hhv. 20. juli, 11. august og 24. august 2016.

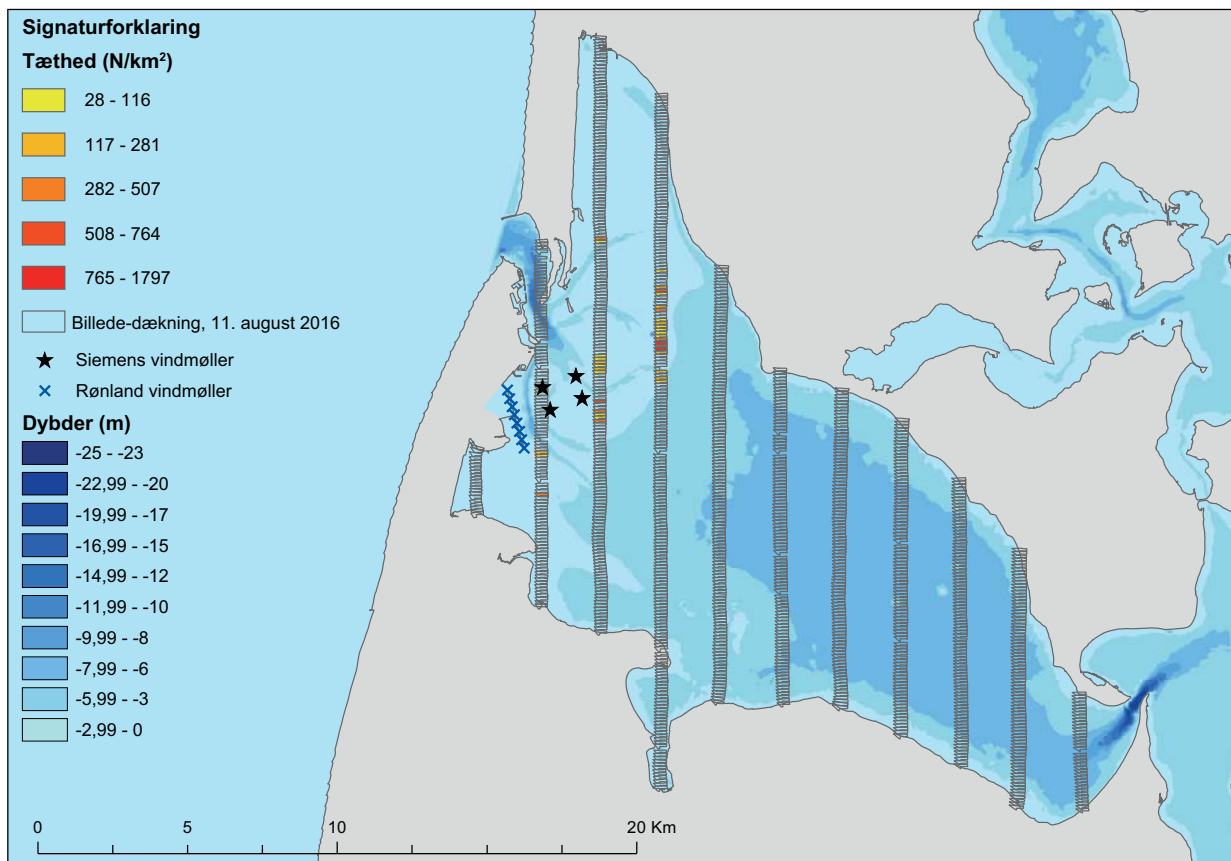


Dette skift i dybdefrekvensfordeling imellem optællingerne formodes at være en indikation på at de toppede skalleslugere går ind i aktiv svingfjærdning. Ved at befinde sig tæt på overgangen imellem dybt og lavt vand kan fuglene fouragere i dybere områder, men kan i tilfælde af trusler fra de dybe vand (så som sæler) søge i sikkerhed på det lave vand.

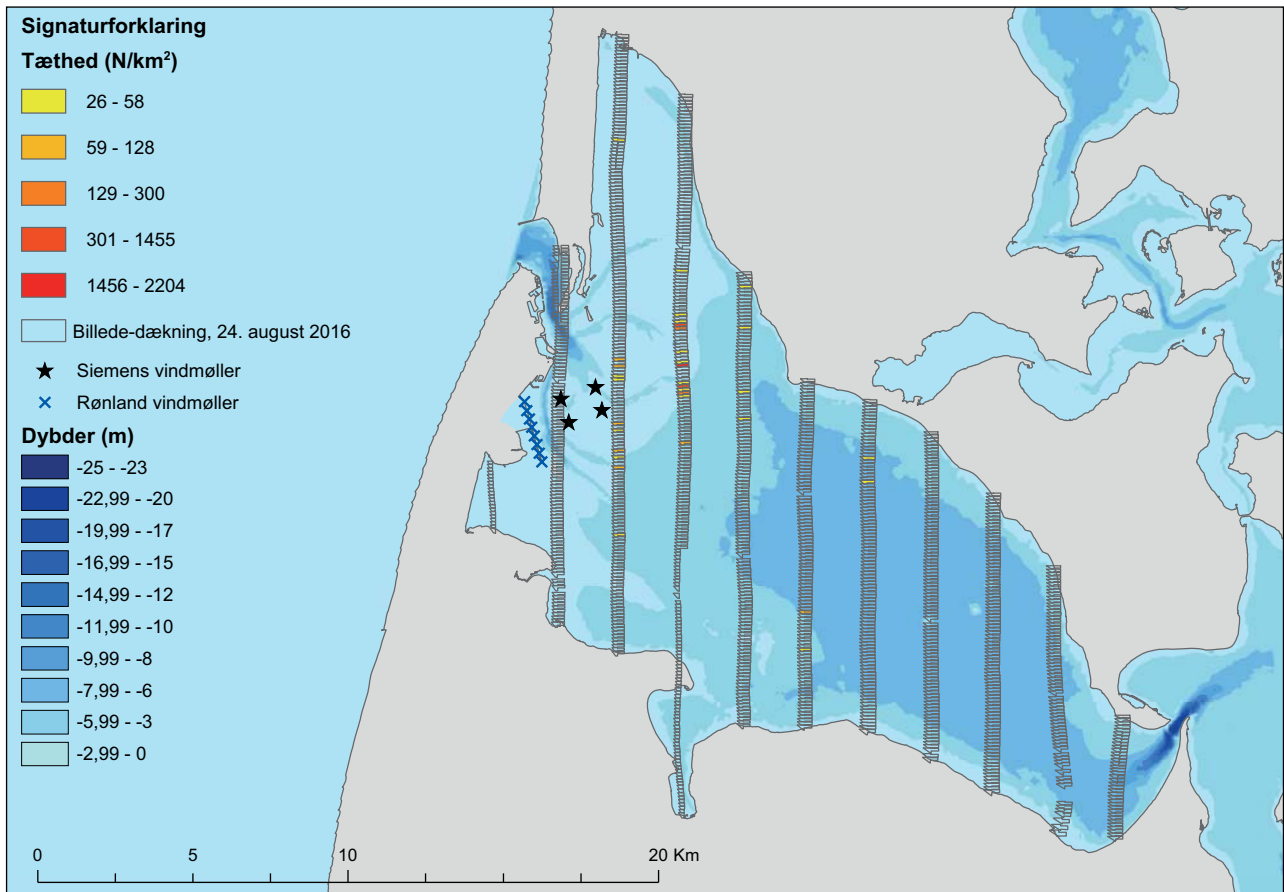
De toppede skalleslugere forekommer fortrinsvis i tætte flokke. Derfor er tætheden af fuglene i området, udtrykt som antal pr. km<sup>2</sup>, mere informativ end illustration af fordeling ved hjælp af prikkort. Det fremgår, at de højeste tætheder blev beregnet for området tæt ved Bredningens nordkyst ved optællingen den 20. juli (Figur 7-17), mens der ved optællingerne hhv. den 11. og den 24. august blev beregnet de højeste tætheder nordøst og øst for den projekterede vindmøllepark (Figur 7-18 og Figur 7-19).



**Figur 7-17.** Beregnede tætheder af toppet skallesluger, fordelt på optællingsenheder (de analyserede billeder), ved optællingen af vandfugle i Nissum Bredning den 20. juli 2016. Områdets bathymetri er angivet.



**Figur 7-18.** Beregnede tætheder af toppet skallesluger, fordelt på optællingsenheder (de analyserede billeder), ved optællingen af vandfugle i Nissum Bredning den 11. august 2016. Områdets bathymetri er angivet.



**Figur 7-19.** Beregnede tætheder af toppet skallesluger, fordelt på optællingsenheder (de analyserede billeder), ved optællingen af vandfugle i Nissum Bredning den 24. august 2016. Områdets bathymetri er angivet.

## 8 Forstyrrelser

I afsnit 3, 4 og 5 er de mulige effekter af etableringen af Siemens 4 vindmøller beskrevet for marsvin, sæler og fugle. I dette afsnit vurderes disse effekter i lyset af de indsamlede data for arterne i Nissum Bredning og for arternes overordnede bestand. I afsnit 9 anbefales afværgeforanstaltninger baseret på vurderingerne i dette afsnit. Der anvendes tre vurderingskategorier for effekter: lav, mellem og høj. Kategorierne er baseret på effekter på lokalt populationsniveau, f.eks. marsvin i Nissum Bredning (NB) og på det overordnede populationsniveau som er det niveau Danmark er forpligtiget til at beskytte både sæler og marsvin på ift. Habitatdirektivet. Effekter på lokalt niveau kan f.eks. være højt hvis alle dyr i området vurderes at blive påvirket, mens det overordnede niveau samtidigt kan være lavt, hvis dette ikke vurderes at have betydning for den overordnede bestand.

Der er tre primære måder hvorpå fugle kan påvirkes af tilstedeværelsen af vindmølleparker, nemlig direkte kollisioner imellem fugle og turbiner, fortrængninger fra dele af deres oprindelige habitat som følge af møllernes tilstedeværelse (habitattab) og barriere-effekt (Fox et al. 2006). Generelle vurderinger af effekter på fugle er gennemgået i VVM-redegørelsen for mølleparken (Orbicon 2011, 2012). I denne rapport behandles udelukkende den potentielle effekt på fordelingen af fældende havdykænder, og specielt toppet skallesluger.

### 8.1 Marsvin

Der findes lav tæthed af marsvin i den vestlige del af Nissum Bredning i den periode der blev indsamlet data. Det vides ikke, om der er flere eller færre dyr i andre områder af Nissum Bredning eller resten af året og der tages derfor udgangspunkt i de indsamlede data.

#### 8.1.1 Flugt- og panikreaktioner

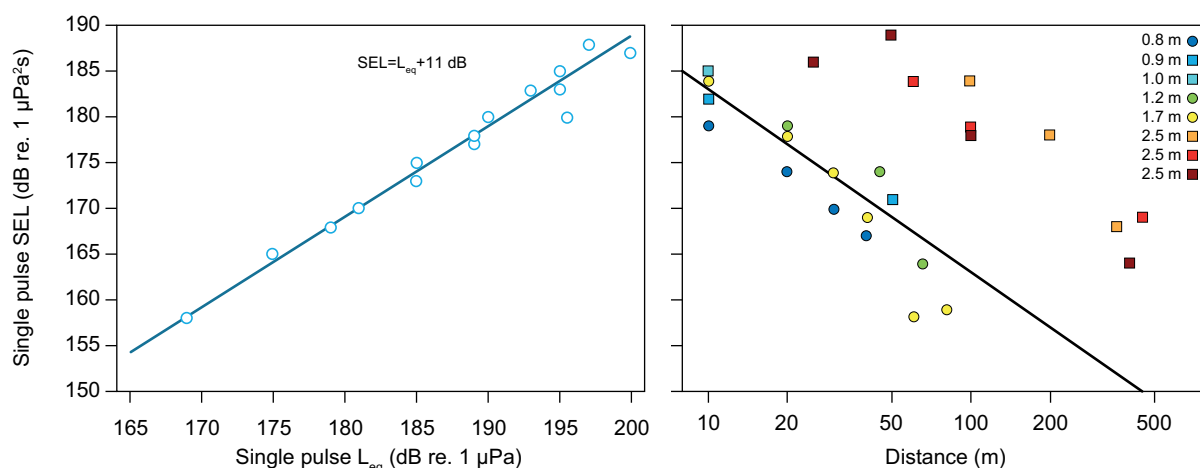
Marsvin, der udsættes for meget kraftige undervandslyde uden forvarsel må forventes at reagere i panik i kortere eller længere tid. Reaktionen er sandsynligvis at dykke til bunden og søge hurtigt væk fra lyd-kilden. Reaktionerne i sig selv er ikke nødvendigvis problematiske, men især flugt vil kunne øge risikoen for at marsvin bliver fanget og drukner i nedgarn eller andre fiske-redskaber. Der er sandsynligvis tale om få marsvin i Nissum Bredning, og det vurderes derfor, at den samlede risiko for, at marsvin vil drukne i garn som følge af flugt i forbindelse med ramninger, er lav (Tabel 8-1). Støjniveauet svækkes betydeligt med afstanden i det lavvandede farvand og det vurderes at de støjniveauer, der måtte nå gennem Thyborøn Kanal ud i Nordsøen er for lave til at kunne forårsage flugtreaktioner hos marsvin der.

#### 8.1.2 Høreskader

Lydtrykkene fra en pæleramning er meget kraftige og for store monopæle, der nedrammes på større havdybder (20 m eller mere) er risikoen for at sæler og marsvin i nærheden pådrager sig høreskader betydelig, såfremt der ikke foretages passende afværgeforanstaltninger (Skjellerup og Tougaard 2016). Ramningerne i forbindelse med mølleparken i Nissum Bredning foregår imidlertid under forhold, der vil reducere støjpåvirkningen betydeligt. For det første er der ikke tale om monopæle af stor diameter, men jacket-fundamenter,

hvor de enkelte pæles diameter er mindre, omkring 1.5 m, hvilket sænker hammerenergien og dermed også den energi, der udsendes til vandsøjle og sediment i forhold til monopiles. For det andet foregår ramningerne på meget lavt vand, under 5 m, hvilket dels reducerer den del af stål-pælen, der er i direkte kontakt med vandsøjlen, dels forårsager en meget kraftig højpasfiltrering af lyden. På grund af den lave vanddybde er lydbølgerne ikke i stand til at propagere ved de laveste frekvenser, hvor hovedparten af energien ligger i pælerammingsstøj (Urlick 1983).

Modellering af den udsendte og propagerede lyd fra pæleramningerne i Nissum Bredning er kompliceret på grund af det lave vand og havbundens kompleksitet (skiftende lag af sand og gytje), og det er næppe realistisk at forudsige lydfeltet med nogen særlig præcision. I stedet kan det forventede lydtryk skønnes ud fra andre målinger under tilsvarende forhold. Fra San Francisco Bay området foreligger et betydeligt antal målinger fra monopæle nedrammet på lavt vand (Caltrans 2009). De mest relevante er opsummeret i Figur 8-1. De fleste målinger er udtrykt som ækvivalent lydtryk ( $L_{eq}$ , også kaldet rms-gennemsnit) for enkeltpulser, men en del af målingerne er også udtrykt som puls-energi (enkeltpuls SEL). Ud fra dobbeltmålingerne (Figur 8-1 venstre) ses, at der er et konstant forhold mellem enkeltpuls  $L_{eq}$  og SEL på 11 dB, hvorfor  $L_{eq}$ -værdierne kan omregnes til enkeltpuls SEL for alle målingerne (Figur 8-1 højre).



**Figur 8-1.** Målinger af pælerammingsstøj fra små pæle i lavt vand, taget fra (Caltrans 2009). Til venstre ses sammenhængen mellem  $L_{eq}$  og SEL for enkeltpulser, til højre sammenhængen mellem enkeltpuls-SEL og afstand til pælen for 8 forskellige pæle af forskellig diameter. Tre ramninger (cirkler) foregik på meget lavt vand (2-5 m), mens fem ramninger (kvadrater) foregik på lidt dybere vand (10 m). Den sorte linje er det forventede lydtryk under antagelse af en kildestyrke på 203 dB re. 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$  og et transmissionstab på  $20\log(r)$ . Se tekst for yderligere forklaring.

Det ses, at enkeltpuls-SEL falder kraftigt med afstanden med omtrent 20 dB per 10x afstand (ret linje i Figur 8-1 højre) eller mere. Punkterne falder i to grupper, en gruppe med høje niveauer, alle fra de store pæle (2.5 m diameter) i dybere vand (10 m), og en gruppe med mindre pæle, både i helt lavt vand og lidt dybere (2-10 m). Det vurderes at den sidste gruppe er den mest repræsentative for forholdene i Nissum Bredning. Disse lydtryk kan beskrives forholdsvis godt med en simpel model af en lydkilde med en ækvivalent monopolkildestyrke på 203 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$  og et transmissionstab på 6 dB per fordobling af afstanden  $r$  ( $20 \log r$ ), angivet som den rette linje i figuren.

For at udregne lydeksponeringsniveauet ( $SEL_{cum}$ ) for en sæl eller et marsvin skal energien i alle pulser summeres, korrigeret for at sælen eller marsvinet bevæger sig væk fra ramningen, og det modtagne lydniveau derved bliver mindre

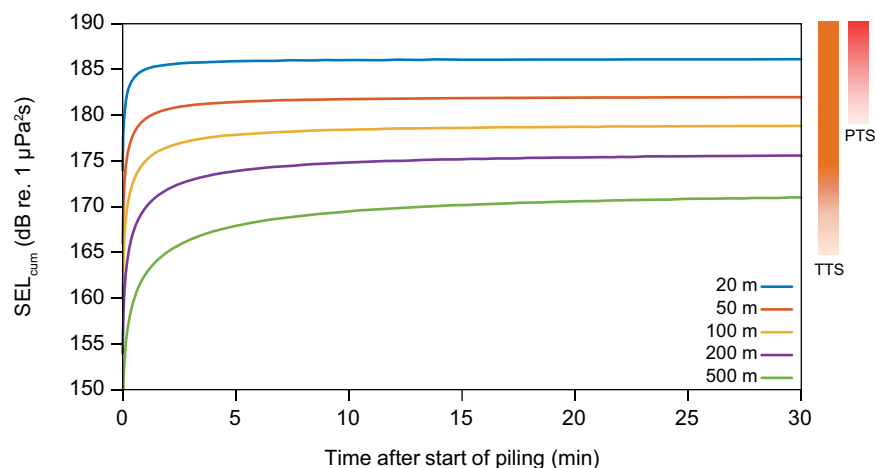
og mindre. Ud fra en række forsimplende antagelser kan SELcum beregnes. Det antages, at dyret befinder sig i afstanden  $r_0$  ved det første ramningsslag; at der rammes 3 timer med konstant hammerenergi (worst case antagelse); ramningen foregår med 50 slag i minuttet; og dyret bevæger sig væk fra ramningen i en lige linje med en hastighed på 1.5 m/s. Disse værdier kan indsættes i følgende formel, der udtrykker SELcum efter the n'te ramningsslag:

$$SEL_{cum}(n) = 10 \log_{10} \sum_{i=1}^n 10^{\frac{SL - 20 \log_{10}(r_0 + v_f(t_i - t_0))}{10}}$$

Hvor SL er kildestyrken (203 dB re. 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ ),  $r_0$  er dyrets afstand til første ramningsslag,  $v_f$  er dyrets flughastighed (1.5 m/s),  $t_0$  og  $t_i$  er tidspunkterne for hhv. det første og det i'te ramningsslag. Formlen er afledt fra anbefalingerne i Skjellerup m. fl. (2015).

Figur 8-2 viser SELcum for tre forskellige begyndelsesafstande fra ramningen, hhv. 20, 50 m og 200 m.

**Figur 8-2.** Kumuleret lydeksponeringsniveau (SELcum) modelleret for fem forskellige startafstande for en sæl eller marsvin. Se tekst for beskrivelse af modellen og bagvedliggende antagelser. Yderst til højre er angivet tærskelområder for hhv. TTS og PTS.



På figuren ses det, at for alle fem startafstande stiger lydeksponeringen kraftigt i de første minutter, hvorefter dyret er så langt væk fra ramningen at der reelt ikke sker en stigning i lydeksponeringen. Plateauet i SELcum nås efter få minutter, betydeligt kortere end den 1 times pæleramningslyd (Kastelein m. fl. 2015a), der ligger til grund for TTS og PTS tærsklerne for lange sekvenser af pulser i tabel 1. Samtidigt er det ikke rimeligt at anvende tærsklen for enkeltpulser for marsvin, da der stadig er tale om flere hundrede pulser. De faktiske tærskler for TTS og PTS ligger sandsynligvis et sted imellem enkeltpulser og pulsssekvenstærsklen i tabel 1. Tærsklerne for marsvin er derfor angivet som intervaller i Figur 8-2.

Ser man bredt hen over kurverne og tærsklerne kan man konkludere at modellen forudsiger at marsvin, der opholder sig mindre end 200 m fra ramningen, når den starter, med stor sandsynlighed vil kunne pådrage sig TTS, og marsvin tættere end 100 m fra pæleramningen ved start vil have en stigende sandsynlighed for at pådrage sig PTS. Sammenholdt med den lave forekomst af marsvin i Nissum Bredning vurderes det, at effekten af PTS på marsvin som følge af pæleramningerne er lav på både individ- og bestandsniveau (Tabel 8-1).



### 8.1.3 Habitatdegradering

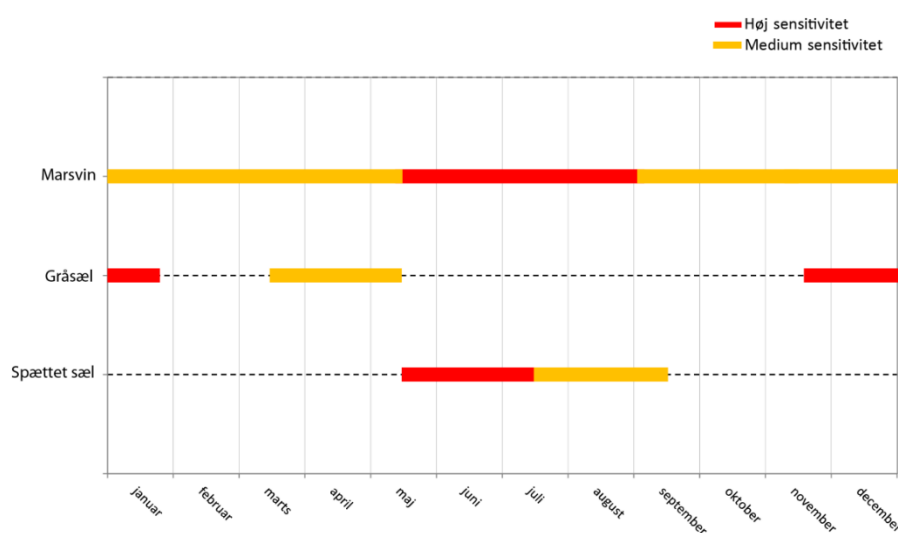
Støjen i konstruktionsfasen og fra ramningerne i særdeleshed vil forringe områdets værdi for marsvin, der generelt undgår områder med støj fra ramninger. Studier har vist, at det er svært, at forudsige om marsvin vender tilbage til udgangsniveauet, når vindmølleparken er i drift. Det vurderes på baggrund af de indsamlede data, at Nissum Bredning ikke udgør et særligt vigtigt habitat for marsvin i hvert fald i den undersøgte periode, da de ikke forekommer i stort antal eller ser ud til at opholde sig i området i lang tid ad gangen (Figur 7-1). Der er meget begrænset viden om marsvin i Limfjorden generelt, og det vides ikke om Nissum Bredning udgør et vigtigt korridorområde for marsvin i Limfjorden. På baggrund af de få detektioner af marsvin i projektperioden vurderes det, at området udgør et ubetydeligt habitat for den overordnede population af marsvin fra Nordsøen. Det vurderes, at marsvin vil have mulighed for at vende tilbage til området i driftsfasen, og at de vil gøre det, såfremt området har en værdi der overgår forstyrrelsen forårsaget af støjniveauet fra driften af møllerne. I konstruktionsfasen vurderes det, at risikoen for habitatdegradering for lokale marsvin i Nissum Bredning er høj, og at de vil forlade området. Det vurderes, at effekten af vindmølleparken på populationsniveau vil være lav (Tabel 8-1).

### 8.1.4 Ynglesucces

Ramningsperioden er foreslået til 15. juli til 5. august 2017. Marsvin føder deres unger fra midt juni til og med august (3.1, Figur 8-3). Der er ikke viden til at vurdere om Nissum Bredning eller Limfjorden udgør et ynglehabitat for marsvin, men det virker ikke sandsynligt for Nissum Bredning baseret på de få detektioner af marsvin i august 2017 (Figur 7-1). Hvis der er mor-kalv par i området når der rammes, er der en risiko for separation af mor og kalv.

Det vurderes at effekten af vindmølleparken på ynglesucces på lokalt niveau vil være lav. Det vurderes, at effekten af vindmølleparken på den samlede bestand (i Nordsøen) vil være ubetydelig (Tabel 8-1).

**Figur 8-3.** Sårbarhedskalender for marsvin, gråsæl og spættet sæl i Nissum Bredning. Tæthed af dyrene er ikke inkluderet i kalenderen. For de 2 sælarter dækker høj-sensitivitetsperioderne over yngleperioder og medium-sensitivitetsperioder over fældeperioder. For marsvin dækker høj-sensitivitetsperioder over fødsels- og parringsperioder og medium-sensitivitetsperioder dækker over die- og yngelplejeperiode.





## 8.2 Sæler

### 8.2.1 Panikreaktioner

Sæler beskytter sig mod høje lydtryk ved at stikke hovedet ud af vandet og/eller ved at fjerne sig fra lydkilden. Det vurderes, at risikoen for at sæler reagerer med panik er lav (Tabel 8-1).

### 8.2.2 Høreskader

Da der ikke er så solide data om TTS og PTS hos sæler som hos marsvin er konklusionerne noget mere vage. TTS har imidlertid ingen permanent effekt på hverken individ eller bestandsniveau. Hvis man imidlertid anvender samme tærskler som for marsvin, hvilket må betragtes som forsigtighedsbaseret, så er konklusionen den samme som for marsvinene: sæler, der opholder sig i nærheden af ramningen, når den starter, vil kunne pådrage sig PTS. Imidlertid er sælers naturlige reaktion på høje lyde at stikke hovedet ud af vandet (Kvadsheim m. fl. 2010, Kastelein m. fl. 2015b), hvilket er en effektiv måde at reducere det modtagne lydtryk på. Dette er også gældende selvom sælerne ikke har hovedet over vandet hele tiden, idet det akkumulerede lydeksponeringsniveau vil gå ned. Det vurderes, at effekten af PTS på sæler på bestandsniveau vil være lav, men mellem på individniveau (Tabel 8-1).

**Tabel 8-1.** Vurdering af mulige påvirkninger af bestanden af sæler og marsvin i Nissum Bredning som følge af nedramning af de fire vindmøllefundamenter, uden afværgeforanstaltninger. Der arbejdes med kategorierne lav, mellem og høj.

	Bifangst som følge af panik	Permanent høreskade	Forstyrrelser (Yngle-Fældeperiode / resten af året)	Ynglesucces
Marsvin, enkeltindivider	Lav	Lav	Høj / Lav	Lav
Sæler, enkeltindivider	Lav	Mellem	Høj / Lav	Høj
Marsvin, bestand	Lav	Lav	Lav / Lav	Lav
Sæler, bestand i Nissum Bredning	Lav	Lav	Høj / Lav	Høj

### 8.2.3 Forstyrrelser

Støjen i konstruktionsfasen, især fra ramningerne, vil forstyrre sælerne og eventuelt skræmme dem ud af området. Erfaringer fra lignende konstruktionsarbejder, som fx Nysted Havmøllepark viste midlertidig nedgang i antallet af sæler på nærliggende hvileplads under konstruktionsfasen, men ingen langvarige effekter på antallet af sæler (Edrén m. fl. 2010). Hvis sælerne skræmmes væk fra Nissum bredning er det uvist i hvilket omfang de vil benytte de nærmeste hvilepladser i den centrale Limfjord eller i Vadehavet. Følsomheden overfor denne type forstyrrelser er størst i yngle- eller fældeperioden.

Det vurderes, at effekten af vindmølleparken både på individ- og populationsniveau (bestanden i Nissum Bredning) vil være høj, såfremt ramningerne foretages i yngle- og fældeperioden men lav resten af året (**Figur 8-3**).

### 8.2.4 Ynglesucces

Siemens Wind Power A/S ønsker at foretage ramninger over en 3 ugers periode i sommeren 2017. I det følgende er vurderet en ramningsperiode fra 15. juli til 5. august 2017 – altså omfattende slutningen af de spættede sælers yngleperiode og begyndelsen af fældeperioden. Disse tre uger er valgt da det er efter selve fødselsperioden (de spættede sæler føder deres unger i perioden

fra slutningen af maj til starten af juli). Spættede sælunger kan svømme fra de bliver født og har sandsynligvis ikke samme evner som voksne sæler til at undgå høje lydtryk ved at flytte sig eller stikke hovedet ud af vandet. Desuden vil hunner og unger være følsomme overfor forstyrrelser i forbindelse med valg af ynglested og diegivning til ungen i perioden 15. maj til 15. juli (Figur 8-3). Det vurderes, at effekten af støjen på ynglesucces for spættet sæl for bestanden i Nissum Bredning vil være høj i yngleperioden. Det vurderes, at effekten på ynglesucces på den samlede population i Limfjorden vil være lav.

Gråsælerne får unger ca. 20. november til 20. januar. Ved flyvninger i denne periode i 2015-2016 blev der ikke registreret ynglende gråsæler i Limfjorden. Det vurderes således ikke, at der vil være effekter på ynglesucces for gråsæler.

### 8.2.5 Vurdering af 3 ugers ramning i juli-august

Den mindste påvirkning vil være at lægge ramninger uden for sommerperioden. Inden for sommerperioden vurderes det at den mindste påvirkning vil være ved at foretage ramningerne i perioden 15. juli – 5 august 2017, da dette har mindst muligt overlap med de spættede sælers yngle- og fældeperioden. Denne påvirkning kan reduceres ved at iagttage afværgeforanstaltninger som beskrevet nedenfor (9).

## 8.3 Fugle

Vurderinger af potentielle forstyrrelser af fugle er behandlet i tidligere VVM-redegørelser for den projekterede vindmøllepark i Nissum Bredning. I denne rapport vurderes udelukkende de potentielle effekter på fordelingen af havdykænder i arternes fældningsperiode, juli og august måneder.

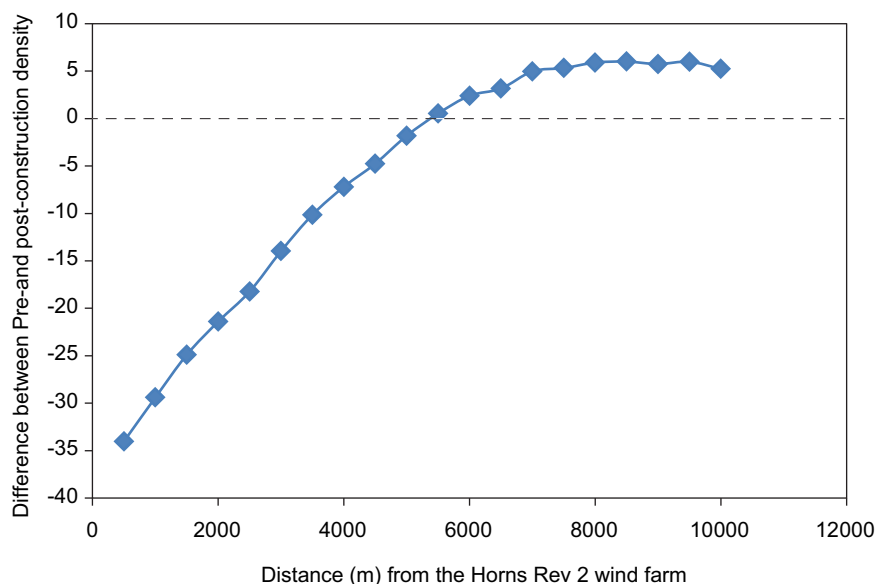
Antal og fordeling af de registrerede havdykænder, som findes i området i sommerperioden, ederfugl, sortand, fløjsand og toppet skallesluger, er beskrevet ovenfor.

Der foreligger ingen publicerede kvantitative beskrivelser af forstyrrelseseffekten af havvindmølleparker på toppet skallesluger eller ederfugl. Effekten af Horns Rev 2 havvindmølleparken på fordelingen af sortand viste sig, ved en sammenligning imellem data indsamlet før og efter konstruktionen af mølleparken, at være betydelig, med markante reduktioner af tætheder i selve mølleparken, samt en gradvist aftagende effekt ud til en afstand af godt 5 km fra mølleparken (Petersen et al. 2014, Figur 8-4). Et tilsvarende studie af effekten af havvindmølleparkerne ved Nysted og Rødsand 2 på fordelingen af havlit viste også signifikante reduktioner i tætheder af arten i og omkring vindmølleparkerne (Petersen et al. 2011).

Sortænder vurderes at være mere sårbare overfor menneskelige forstyrrelser end toppede skalleslugere. I en klassifikation af vandfuglearter fra 1 (meget lidt sårbar) til 5 (meget sårbar) blev sortand klassificeret til 5, mens toppet skallesluger blev klassificeret til 3 (Bradbury et al. 2014).

Havdykænder i fældning er mere sårbare over for menneskelige forstyrrelser end de er på noget andet tidspunkt af årscyklus. Det skyldes at de under fældningen er uflyvedygtige i ca. tre uger, idet de synkront fælder deres svingfjer.

**Figur 8-4.** Forskellen imellem sortandetætheder i 500 m afstandsintervaller fra Horns Rev 2 mølleparkens periferi. De angivne værdier er antal individer pr. 0,25 Km<sup>2</sup>. Efter Petersen et al. 2014.



Effekten af den planlagte møllepark i Nissum Bredning på fordelingen af toppede skalleslugere blev beregnet på grundlag af et forsigtighedsprincip og på grundlag af de erfarne effekter, der blev fundet for sortand omkring Horns Rev 2 (Petersen et al. 2014). De beregnede tætheder og totale antal af toppet skallesluger i afstandsintervaller af 2 km fra den projekterede møllepark, ud til en afstand af 6 km, blev beregnet. Ved at anvende graden af fortrængning i forhold til afstanden til mølleparken, baseret på erfaringerne for sortand på Horns Rev 2, kunne en samlet reduktion af antallet af toppet skallesluger i hver af de tre afstandskategorier og ud til en afstand af 6 km beregnes. Den beregnede reduktion i antallet af toppede skalleslugere i de tre afstandskategorier var for hver af de tre optællinger imellem 475 og 765 individer, med et gennemsnit på 573 individer (Tabel 8-2).

Det blev således vurderet at vindmølleparkens tilstedeværelse vil have indflydelse på fordelingen af områdets toppede skalleslugere. Både Fuglebeskyttelsesområde nr. 23 og nr. 39 ligger tæt på mølleparken, og effekter på fordelingen af toppet skallesluger forventes at række ind i disse. Ingen af disse to Fuglebeskyttelsesområder har toppet skallesluger på deres udpegningsgrundlag. For afstandskategorien 4-6 km, der geografisk rækker ind i Fuglebeskyttelsesområde nr. 28, "Nissum Bredning", blev der beregnet en reduktion i antallet af toppede skalleslugere på hhv. 90, 12 og 2 individer for de tre optællinger (Tabel 8-2). Toppet skallesluger er på udpegningsgrundlaget for Fuglebeskyttelsesområde nr. 28.

Reduktionen i antallet af toppede skalleslugere fra den projekterede møllepark i tre afstandskategorier á 2 km blev beregnet og for hver af de tre optællinger gennemført i juli og august måned 2016. Det gennemsnitlige antal for de tre optællinger er angivet (Tabel 8-2).

**Tabel 8-2.** Beregnede antal fortrængte toppede skalleslugere fra tre afstandskategorier á 2 km omkring havvindmølleparken (Samlede beregnede reduktion) samt for afstandskategorien 4-6 km (Reduktion i 4-6 km afstandskategori). Beregningen blev foretaget for fordelingen af toppede skalleslugere ved hver af de tre optællinger, og en gennemsnitlig fortrængning over de tre optællinger er givet (Gennemsnit).

	20. juli	11. august	24. august	Gennemsnit
Samlede beregnede reduktion	475	765	479	573
Reduktion i 4-6 km afstandskategorien	90	12	2	35

I det det antages at de fleste toppede skalleslugere ved optællingen den 20. juli var flyvedygtige, og ikke havde påbegyndt fældningen, kan fuglenes sårbarhed i den periode være mindre end den hér anvendte værdi, og påvirkningen af fuglene følgelig være mindre. Fordi der ikke foreligger erfaringer med havvindmøllers påvirkning på fordelingen af toppede skalleslugere, er det imidlertid vanskeligt at kvantificere en effekt. Ud fra et forsigtighedsprincip angives derfor påvirkningen som beregnet på erfaringer fra sortand på Horns Rev 2 (Petersen et al. 2014).

Med en flyway population på 105.000 individer og en national population på 54.700 individer udgør de beregnede gennemsnitlige fortrængte antal toppede skalleslugere hhv. 0,5 og 1% af flyway populationen.

Det skal bemærkes at de fortrængte toppede skalleslugere ikke kan betragtes som tabt af bestanden. En fortrængning til områder der har reduceret fødegrundlag eller som repræsenterer et forøget konkurrence om føderessourcerne i en ukendt grad kan forringe fuglenes kondition, med risiko for øget mortalitet og/eller reduceret reproduktionsrate. Fortrængning til områder med øget forstyrrelse eller prædationsrisiko kan ligeledes reducere konditionen af fuglene. I det tilfælde at fuglene kan flytte til områder hvor fuglene har den samme adgang til føde, det samme konkurrenceniveau samt det samme forstyrrelses- eller prædationstryk, vil en fortrængning i teorien ikke have negativ påvirkning af bestanden. Med det forhåndenværende kendskab til populationsdynamik, adfærd og bestandsudvikling for toppet skallesluger er det ikke muligt at beregne den faktiske effekt på bestandsniveau af det beskrevne habitat tab.

Sommerforekomsten af andre havdykandearter i undersøgelsesområdet, dvs. ederfugl, sortand og fløjlsand, skønnes ikke at blive nævneværdigt påvirket af den projekterede møllepark.

Der er ikke i denne rapport foretaget vurderinger af påvirkninger af andre arter af vandfugle, forekommende i undersøgelsesområdet i juli og august måneder.

## 9 anbefalinger til afværgeforanstaltninger

### 9.1 Marsvin og sæler

Resultaterne fra projektet viser, at der forekommer marsvin og sæler i området hvor de fire Siemens vindmøller skal placeres. Det anbefales derfor, at Siemens anvender afværgeforanstaltninger for at beskytte marsvin og sæler mod høreskader når vindmøllefundamenterne skal rammes ned i havbunden. Endvidere anbefales det, at sæler på land beskyttes mod adfærdsændringer.

#### 9.1.1 Afværgeforanstaltninger mod høreskader

Resultaterne fra projektet viser, at der i området hvor de fire vindmøller skal placeres, forekommer marsvin i lavt antal og sæler i et større antal, inklusivt ynglende spættede sæler. Påvirkningen fra undervandsstøj under nedramning af pæle til fundamenter forventes at kunne være af betydning for både sæler og marsvin. Enkeltindivider af både sæler og marsvin vil kunne pådrage sig midlertidige og permanente høreskader, hvis de opholder sig i nærheden af fundamentet under ramning og den lokale forekomst af sæler og marsvin i ramningsperioden forventes at gå ned. Den samlede påvirkning kan reduceres ved en eller flere afværgeforanstaltninger. Disse afværgeforanstaltninger kan inddeles i to typer: en reduktion i antallet af dyr, der opholder sig tæt på fundamentet og en egentlig reduktion i de lydtryk, der genereres og/eller propageres ud i vandsøjlen.

#### 9.1.2 Begrænsning af antallet af påvirkede dyr

Den første tilgang, hvor antallet af eksponerede dyr minimeres kan realiseres på flere måder, enten ved at gennemføre ramningerne på tidspunkter hvor der er få dyr tilstede og/eller i perioder hvor en fortrængning fra området vil være af mindre betydning for dyrene, eller ved aktivt at bortskræmme dyrene fra fundamenterne forud for ramningerne. Den sidste tilgang har den væsentlige ulempe at den nok er effektiv i forhold til at reducere sandsynligheden for høreskader, men den vil ikke have nogen positiv effekt i forhold til den generelle fortrængning af sæler og marsvin fra Nissum Bredning. Ved ramning af større fundamenter på større dybder end i det foreliggende projekt vil der typisk blive anvendt en sælskræmmer forud for hver enkelt ramning. Sælskræmmere udsender kraftige skræmmelyde, der er i stand til at skræmme marsvin ud på afstande af flere kilometer (Brandt m. fl. 2012) og sæler ud til i hvert fald nogle hundrede meter (Mikkelsen m. fl. 2016), med påvirkning af sælernes adfærd ud til i hvert fald 1 km (Gordon m. fl. 2015). Dette er en betydelig påvirkning af både sæler og marsvin og sammenholdt med den forventede påvirkning, der forventes fra ramningerne i sig selv, så vurderes det at sælskræmmerne vil forårsage en større påvirkning end den påvirkning de skal afværge, hvorfor det ikke kan anbefales at anvende sælskræmmere i det foreliggende projekt.

En anden måde at sikre at færrest muligt dyr bliver udsat for skadelige lydtryk er ved at anvende en langsom og gradvis opregulering af de udsendte støjniveauer (ramp-up). Ved pæleramninger foretages ofte naturligt en ramp-up, idet de første slag på pælen vil være med mindre hammerenergi og med hyppige pauser for at justere retningen på pælen. Dette vil bevirke at sæler og marsvin får mulighed for at reagere og svømme længere væk før ramningen

starter med fuld styrke. Det anbefales derfor at ramp-up procedurer anvendes i videst muligt omfang foreneligt med den generelle procedure for ramningerne, og således også forud for at ramninger genoptages på den samme pæl efter en pause i ramningen (af tekniske eller andre grunde).

### 9.1.3 Begrænsning i den genererede og/eller udstrålede støj

Der er efterhånden udviklet adskillige metoder til at reducere den støj, der propagerer væk fra en pæleramning. Se f.eks. Caltrans (2009) for en lang række eksempler. Flertallet af metoder involverer brugen af luft til at dæmpe lyden, f.eks. i form af et boblegardin fra en eller flere luftslanger udlagt i en ring rundt omkring fundamentet. Se f.eks. Betke og Matuchek (2010). En anden anvendt metode er at foretage ramningen indeni et yderrør, der er helt eller delvist luftfyldt, hvorved det rør, der rammes på afkobles mekanisk fra vandsøjlen, med reduceret lydtransmission til følge. Ved fundamenter af jacket-typen har man allerede et ydre rør, hvorfor det er en mulighed for at boble trykluft gennem vandet i mellemrummet. Om dette er teknisk muligt og hvor stor en dæmpning man vil kunne realisere kan ikke vurderes på det foreliggende grundlag.

Anvendelse af et boblegardin eller luft i mellemrummet mellem pæl og jacket vil sandsynligvis reducere den udstrålede lyd betydeligt og dermed reducere de afstande hvor høreskader kan optræde og hvad der er mere væsentligt, det vil reducere den generelle påvirkning på sæler og marsvin i Nissum Bredning. Det anbefales derfor at overveje de praktiske muligheder for at anvende den ene eller anden form for boblegardin, såfremt der påtænkes at ramme fundamenter i den mest følsomme periode hen over sommeren (Figur 8-3).

Et muligt alternativ til et boblegardin kunne være en sandvold omkring ramningsstedet, hvilket sandsynligvis også vil dæmpe støjen betydeligt. Da der i forvejen skal pumpes en del sand væk i forbindelse med etablering af møllerne kan det overvejes om det er muligt at anbringe noget af det oppumpede sand i en ring omkring møllefundamentet. Det skal selvfølgelig inddrages i overvejelserne at en sådan sandvold vil være et betydeligt lokalt indgreb i bunden og derfor kan have andre, utilsigtede effekter på havmiljøet, og det kan ikke på det foreliggende vurderes, hvor effektiv en sådan foranstaltning vil være.

### 9.1.4 Afværgeforanstaltninger for adfærdscændringer i etableringsfasen

Sæler yngler på sandbanker i Nissum Bredning i perioden slut maj til juli og efterfølgende fælder sæler på land i slut juli-august. I den første periode, hvor ungen dies er mor/unge sårbare overfor forstyrrelser. Hvis moderen skræmmes væk og ikke returnerer til ungen, dør den. Sæler er ligeledes sårbare i deres fældeperiode, hvor de bruger meget tid på land. Det anbefales, at der holdes en afstand på minimum 100 m til sandbanker med sæler på under alle aktiviteter i forbindelse med etableringen af vindmølleparken, og efterfølgende generelt under drift af møllerne i yngle-og fældeperioden midt maj, juni, juli og august.

## 9.2 Fugle

Havdykænder er i deres fældningsperiode mere sårbare overfor menneskelige forstyrrelser end de er i den øvrige årscyklus. Toppet skallesluger er den hyppigst forekommende havdykandearart i Nissum Bredning i juli og august måneder, og der er indikationer for at de toppede skalleslugere har deres pri-

mære fældningsperiode i august måned. Det skønnes at effekten på fordelingen af toppede skalleslugere vil være højest i fældningsperioden. Det vil derfor være hensigtsmæssig, at særligt støjende aktiviteter i mølleparkens etableringsfase planlægges udført udenfor dette tidsrum.

Den skibstrafik, der er en del af mølleparkens etablerings- og driftsfase, kan påvirke havdykændernes fordeling i området. Reduceret vindmøllerelateret sejlads øst for det lavvandede sand omkring den projekterede vindmøllepark vil reducere den samlede forstyrrelse af havdykænder i området, i særdeleshed i fuglenes fældeperiode. Det anbefales at den vindmølle-relaterede sejlads øst for de lavvandede sande pålægges restriktioner i sommermånederne.

Det anbefales at en eventuel etablering af mølleparken bliver betinget af en monitorering af de havdykændernes fordeling i undersøgelsesområdet, specielt i sommerperioden, med henblik på belysning af mølleparkens effekt på fordelingen af arterne. Sådanne undersøgelser anbefales gennemført både under etablerings- og driftsfasen, og bør have en varighed der muliggør belysning af eventuelle habitueringer over tid.

## 10 Konklusion

### 10.1 Marsvin og sæler

Nissum Bredning er en mindre vigtig lokalitet for marsvin, men udgør et vigtigt område for spættet sæl især i yngletiden 15. maj. til 15. juli og i fældeperioden 15. juli til 15. september. Områdets sandbanker er ligeledes vigtige for spættet sæl som hvilepladser generelt. Nissum Bredning har også en bestand af gråsæler for hvilke sandbankerne udgør hvilepladser.

Det vurderes, at påvirkningen af PTS på individer af spættet sæl og gråsæl er middel og lav for marsvin (Da sandsynligheden for at de er til stede er lav). Denne påvirkning kan reduceres ved hjælp af afværgeforanstaltninger, hvor der enten anvendes boblegardin, luft i mellemrum mellem jacket og pæl eller sandvold til at dæmpe lydtrykket direkte på ramningsstedet. Dette kan kombineres med en såkaldt ramp-up af hammerslagenes kraft og frekvens. Det anbefales at der laves en ramp-up ved hver ramningsstart og efter hver pause i ramningen.

Det anbefales ikke at bruge en sælskræmmer inden ramningen går i gang, da den i sig selv kan forårsage flere adfærdsændringer end der forventes fra ramningerne af de fire fundamenter. Det anbefales heller ikke at bruge en pinger til at skræmme marsvin væk med, da det forventes, at de naturligt vil fortrække fra nærområdet grundet den øgede skibsaktivitet lige inden ramningerne går i gang.

Det vurderes, at påvirkningen på spættet sæls ynglesucces bliver høj, hvis ramningerne foretages i deres yngle- og fældetid 15. maj til 15. september, og det anbefales derfor at der rammes udenfor denne periode. Hvis der rammes i de sårbare yngle- og fældeperioder anbefales det at bruge luft, enten som et boblegardin udenom eller indeni jackets, eller en sandvold til at reducere lydtrykket, da det vil dæmpe det generelle støjniveau fra ramningerne, og derfor kunne reducere påvirkningen på ynglende- og fældende sæler.

Det vurderes, at påvirkningen af forstyrrelser på marsvin og sæler er høj. Det vurderes, at marsvin vil forlade området under ramningerne. Det er sandsynligt at de vender tilbage når ramningerne stopper. Det er sandsynligt at også sæler i nogen grad vil forlade området under ramningerne, men vende tilbage når de ophører. Forstyrrelsernes omfang kan nedsættes med brug af boblegardin, luft i mellemrum mellem jacket og pæl eller sandvold for at nedsætte lydtrykket og dermed det område der påvirkes.

Det vurderes at der er en lav risiko for at både sæler og marsvin reagerer med panik og dermed risikerer at drukne i fiskeredskaber.

For ramninger i perioden 15. juli – 5 august 2017 vurderes det at påvirkningen vil være middel til høj, men dette kan nedsættes til lav til middel, hvis de beskrevne afværgeforanstaltninger iagttages. Den samlet set mindste påvirkning vil opnås ved at lægge ramningerne uden for sommerperioden.



## 10.2 Fugle

Nissum Bredning er en vigtig lokalitet for fældende toppede skalleslugere i juli og august måneder. Et beregnet antal på imellem ca. 1.500 og 2.500 toppede skalleslugere befinder sig området i denne periode. Områder øst og nordøst for den projekterede vindmøllepark huser de højeste antal.

I undersøgelsesområdet findes desuden moderate antal fældende ederfugle samt få sortænder og fløjsænder.

Der foreligger ingen kvantitative informationer om havvindmølleparkers effekt på fordelingen af toppede skalleslugere. Erfaringer om effekten af Horns Rev 2 havvindmølleparken på sortand viste at der forgik en fortrængning fra selve mølleparken, samt en gradvist aftagende fortrængning ud til en afstand af godt 5 km. Det antages at toppet skallesluger er mindre sårbar overfor menneskelige forstyrrelser end sortand. På den anden side er havdykænder i fældning mere sårbare overfor menneskelige forstyrrelser end de er på andre tider af årscyklus. Derfor er der efter et forsigtighedsprincip beregnet fortrængningseffekt for toppet skallesluger i Nissum Bredning ud fra erfaringerne omkring sortand ved Horns Rev 2.

Det vurderes på den baggrund at omkring 570 toppede skallesluger vil blive fortrængt fra et område ud til en afstand af 6 km fra mølleparken, svarende til ca. 0,5 % af fly-way populationen og ca. 1 % af den nationale bestand. Etableringen af mølleparken vil have en effekt på toppet skalleslugers fordeling i Fuglebeskyttelsesområderne nr. 23 og 29, og i meget begrænset grad i nr. 28. Arten er ikke på udpegningsgrundlaget for Fuglebeskyttelsesområderne nr. 23 og 39, men er på udpegningsgrundlaget for Fuglebeskyttelsesområde nr. 28, "Nissum Bredning".

Den projekterede møllepark skønnes ikke at have nævneværdig effekt på fordelingen af de andre havdykænder, der forekommer i området om sommeren.

## 11 Referencer

Allen, S. G., D. G. Ainley, G. W. Page, and C. A. Ribic. 1984. The effect of disturbance on harbor seal haul out patterns at Bolinas Lagoon, California. *Fishery Bulletin* 82:493-500.

Andersen, S. M. 2011. Harbour seals and human interactions in Danish waters. Institute of Biology, University of Southern Denmark & Department of Bioscience, Aarhus University, Denmark.

Andersen, S. M., J. Teilmann, R. Dietz, N. M. Schmidt, and L. A. Miller. 2012. Behavioural responses of harbour seals to human-induced disturbances. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 22:113-121.

Andersen, S.M., Teilmann, J., Dietz, R., Schmidt, N.M. and L. A. Miller, L.A. 2014 Disturbance-induced responses of VHF and Satellite tagged harbour seals. *Aquatic conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 24: 712-723, DOI: 10.1002/aqc.2393

Andreasen, H. 2009. Marsvinets (*Phocoena phocoena*) rolle som prædator i de danske farvande. University of Copenhagen., Copenhagen.

Bailey, H., B. Senior, D. Simmons, J. Rusin, G. Picken, and P. M. Thompson. 2010. Assessing underwater noise levels during pile-driving at an offshore windfarm and its potential effects on marine mammals. *Marine Pollution Bulletin* 60:888-897.

Betke, K., and R. Matuchek. 2010. Messungen von Unterwasserschall beim Bau der Windenergieanlagen im Offshore-Testfeld "alpha ventus". Hamburg.

Bodewes, R., T. M. Bestebroer, V. van der, E., J. H. Verhagen, S. Herfst, M. P. Koopmans, R. A. M. Fouchier, V. M. Pfankuche, P. Wohlsein, U. Siebert, W. Baumgärtner, and A. D. M. E. Osterhaus. 2015. Avian Influenza A(H10N7) Virus-Associated Mass Deaths among Harbor Seals. *Emerging Infectious Disease journal* 21:720.

Boren, L. J., N. J. Gemmill, and K. J. Barton. 2002. Tourist disturbance of New Zealand fur seals *Arctocephalus forsteri*. *Australian Mammalog* 24:85-95.

Boulva, J., and I. A. McLaren. 1979. Biology of the harbor seal, *Phoca vitulina*, in eastern Canada. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada* 200:1-24.

Bradbury G., Trinder M., Furness B., Banks A.N., Caldow R.W.G. et al. 2014. Mapping Seabird Sensitivity to Offshore Wind Farms. *PLoS ONE* 9(9): e106366. doi:10.1371/journal.pone.0106366

Brandt, M. J., A. Diederichs, K. Betke, and G. Nehls. 2011. Responses of harbour porpoises to pile driving at the Horns Rev II offshore wind farm in the Danish North Sea. *Marine Ecology Progress Series* 421:205-216.

Brandt, M. J., A. Diederichs, and G. Nehls. 2009. Harbour porpoise responses to pile driving at the Horns Rev II offshore wind farm in the Danish North Sea. Final report to DONG Energy. Husum, Germany.

- Brandt, M. J., C. Höschle, A. Diederichs, K. Betke, R. Matuschek, S. Witte, and G. Nehls. 2012. Far-reaching effects of a seal scarer on harbour porpoises, *Phocoena phocoena*. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 23:222-232.
- Caltrans. 2009. Technical Guidance for Assessment and Mitigation of the Hydroacoustic Effects of Pile Driving on Fish. Sacramento, California.
- Carlstrøm, J. 2005. Diel variation in echolocation behaviour of wild harbour porpoises. *Mar Mamm Sci* 21:1-12.
- Carlstrøm, J., P. Berggren, and N. J. Tregenza. 2009. Spatial and temporal impact of pingers on porpoises. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 66:72-82.
- Carstensen, J., O. D. Henriksen, and J. Teilmann. 2006. Impacts on harbour porpoises from offshore wind farm construction: Acoustic monitoring of echolocation activity using porpoise detectors (T-PODs). *Marine Ecology Progress Series* 321:295-308.
- Cassini, M. H. 2001. Behavioural responses of South American fur seals to approach by tourists - a brief report. *Applied Animal Behaviour Science* 71:341-346.
- Clausen, K. T., M. Wahlberg, K. Beedholm, S. L. DeRuiter, and P. T. Madsen. 2010. Click communication in harbour porpoises *Phocoena phocoena*. *Bioacoustics* 20:1-28.
- Da Silva, J., and J. M. Terhune. 1988. Harbor seal grouping as an anti-predator strategy. *Animal Behaviour* 36:1309-1316.
- Dyndo, M., D. M. Wiśniewska, L. Rojano-Doñate, and P. T. Madsen. 2015. Harbour porpoises react to low levels of high frequency vessel noise. *Scientific Reports* 5:11083.
- Dähne, M., A. Gilles, K. Lucke, V. Peschko, S. Adler, K. Krügel, J. Sundermeyer, and U. Siebert. 2013. Effects of pile-driving on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) at the first offshore wind farm in Germany. *Environmental Research Letters* 8:025002.
- Delany, S. & Scott, D. 2006. Waterbird population estimates – Fourth edition. - Wetlands International, Wageningen, The Netherlands. 239 pp.
- Edrén, S. M. E., S. M. Andersen, J. Teilmann, J. Carstensen, P. B. Harders, R. Dietz, and L. A. Miller. 2010. The effect of a large Danish offshore wind farm on harbor and gray seal haul-out behavior. *Marine Mammal Science* 26:614-634.
- Fietz, K., A. Galatius, A. K. Frie, J. Teilmann, R. Dietz, A. Klimova, L. F. Jensen, J. A. Graves, A. Hall, B. J. McConnell, J. Hoffman, M. T. P. Gilbert, and M. T. Olsen. 2016. Shift of grey seal subspecies boundaries in response to climate, culling and conservation. *Molecular Ecology* 25:4097-4112.
- Finneran, J. J. 2015. Noise-induced hearing loss in marine mammals: A review of temporary threshold shift studies from 1996 to 2015. *The Journal of the Acoustical Society of America* 138:1702-1726.

Finneran, J. J., and C. E. Schlundt. 2011. Subjective loudness level measurements and equal loudness contours in a bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*). *Journal of the Acoustical Society of America* 130:3124-3136.

Fox, A.D., Desholm, M., Hahlert, J., Christensen, T.K. & Petersen, I.K. 2006. Information needs to support environmental impact assessment of the effects of European marine offshore wind farms on birds. – *Ibis* 148, 129-144.

Galatius, A., S. Brasseur, R. Czeck, L. F. Jensen, A. Jess, P. Körber, R. Pund, U. Siebert, J. Teilmann, and S. Klöpper. 2015. Aerial surveys of Harbour Seals in the Wadden Sea in 2015 Moderate impact of the 2014 influenza epidemic. Report of the Trilateral Seal Expert Group of the Common Wadden Sea Secretariat. 4 p.

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. *JMBA* 92:1669-1676.

Galatius, A., Sveegaard, S, and J. Teilmann. Under trykning. Havpattedyr - sæler og marsvin. Marine områder 2015: NOVANA. red. Jens Würgler Hansen. Aarhus Universitet DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi 2015. Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi,

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

Götz, T., and V. M. Janik. 2010. Aversiveness of sounds in phocid seals: psycho-physiological factors, learning processes and motivation. *Journal of Experimental Biology* 213:1536-1548.

Groom, G., Stjernholm, M., Nielsen, R.D., Fleetwood, A. & Petersen, I.K. 2013. Remote sensing image data and automated analysis to describe marine bird distributions and abundances. – *Ecological Informatics* 14, 2-8.

Haelters, J., W. Van Roy, L. L. Vigin, and S. Degraer. 2012. Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Heading for an understanding of environmental impacts. Chapter 9. The effect of pile driving on harbour porpoises in Belgian waters. Royal Belgian Institute of Natural Sciences & Management Unit of the North Sea Mathematical Models.

Hammond, P. S., H. Benke, P. Berggren, D. L. Borchers, S. T. Buckland, A. Collet, M.-P. Heide-Jørgensen, S. Heimlich-Boran, A. R. Hiby, M. F. Leopold, and N. Øien. 1995. Distribution and abundance of the harbour porpoise and other small cetaceans in the North Sea and adjacent waters. Final report Life 92-2/UK/027.

Hammond, P. S., K. Macleod, P. Berggren, D. L. Borchers, L. Burt, A. Canadas, 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. V. D. Veen. 2013. Cetacean abundance and distribution in European Atlantic shelf waters to inform conservation and management. *Biological Conservation* 164:107-122.

- Heide-Jørgensen, M.-P., and T. Härkönen. 1988. Rebuilding seal stocks in the Kattegat-Skagerrak. *MARINE MAMMAL SCIENCE* 4:231-246.
- Henry, E., and M. O. Hammill. 2001a. Impact of small boats on the haul-out activity of harbour seals (*Phoca vitulina*) in Métis Bay Saint Lawrence Estuary, Québec, Canada. *Aquatic Mammals* 27:140-148.
- Henry, E., and M. O. Hammill. 2001b. Impact of small boats on the haulout activity of harbour seals (*Phoca vitulina*) in Métis Bay, St Lawrence Estuary, Québec, Canada. *Aquatic Mammals* 27:140-148.
- Härkönen, T., K. Harding, and S.-G. Lunneryd. 1999. Age- and sex-specific behaviour in harbour seals *Phoca vitulina* leads to biased estimates of vital population parameters. *Journal of Applied Ecology* 36:825-841.
- Jepsen, P. U. 2005. Forvaltningsplan for spættet sæl (*Phoca vitulina*) og gråsæl (*Halichoerus grypus*) i Danmark. Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- Joensen, A.H. 1973. Moulting migration and wing-feather moulting of seaducks in Denmark. - *Danish Review of Game Biology* 8 (4): 1-42.
- Johnson, A., and A. Acevedo-Gutierrez. 2007. Regulation compliance by vessels and disturbance of harbour seals (*Phoca vitulina*). *Canadian Journal of Zoology* 85:290-294.
- Kastelein, R. A., R. Gransier, M. A. T. Marijt, and L. Hoek. 2015a. Hearing frequency thresholds of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) temporarily affected by played back offshore pile driving sounds. *Journal of the Acoustical Society of America* 137:556-564.
- Kastelein, R. A., I. van den Belt, L. Helder-Hoek, R. Gransier, and T. Johansson. 2015b. Behavioral Responses of a Harbor Porpoise (*Phocoena phocoena*) to 25-kHz FM Sonar Signals. *Aquatic Mammals* 41:311-326.
- Kastelein, R. A., S. van der Heul, J. M. Terhune, W. C. Verboom, and R. J. V. Triesscheijn. 2006. Deterrent effects of 8-45kHz tone pulses on harbour seals (*Phoca vitulina*) in a large pool. *Marine Environmental Research* 62:356-373.
- Ketten, D. R. 2012. Marine Mammal Auditory System Noise Impacts: Evidence and Incidence. Pages 207-212 in A. N. Popper and A. Hawkins, editors. *The Effects of Noise on Aquatic Life*. Springer New York, New York, NY.
- Kinze, C., T. H. Jensen, and R. Skov. 2003 Fokus på hvaler i Danmark 2000-2002. Fiskeri- og Søfartsmuseet Tarpbagevej 2, 6710 Esbjerg V.
- Kovacs, K. M., and S. Innes. 1990. The impact of tourism on harp seals (*Phoca groenlandica*) in the Gulf of St. Lawrence, Canada. *Applied Animal Behaviour Science* 26:15-26.
- Krog, J. S., M. S. Hansen, E. Holm, C. K. Hjulsgaard, M. Chriél, K. Pedersen, L. O. Andresen, M. Abildstrøm, T. H. Jensen, and L. H. Larsen. 2015. Influenza A(H10N7) Virus in Dead Harbor Seals, Denmark. *Emerging Infectious Disease journal* 21:684.

- Kvadsheim, P. H., E. M. Sevaldsen, L. P. Folkow, and A. S. Blix. 2010. Behavioural and Physiological Responses of Hooded Seals (*Cystophora cristata*) to 1 to 7 kHz Sonar Signals. *Aquatic Mammals* 36:239-247.
- Kyhn, L. A., P. B. Jørgensen, J. Carstensen, N. I. Bech, J. Tougaard, T. Dabelsteen, and J. Teilmann. 2015. Pingers cause temporary habitat displacement in the harbour porpoise *Phocoena phocoena*. *Marine Ecology Progress Series* 526:253-265.
- 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*). *PlosOne* 8:e63763.
- Laursen, K., Pihl, S., Durinck, J., Hansen, M., Skov, H., Frikke, J. & Danielsen, F. 1997. Numbers and distribution of waterbirds in Denmark 1987-1989. - *Danish Review of Game Biology* 14 (1): 1-184.
- Lock, K., P. Newman, M. Burton, and L. Luddington. 2004. Skomer marine nature reserve seal disturbance study 2002 & 2003 (Regional report CCW/WW/04/6). Countryside Council for Wales, Bangor, UK.
- Madsen, P. T., M. Wahlberg, J. Tougaard, K. Lucke, and P. L. Tyack. 2006. Wind turbine underwater noise and marine mammals: Implications of current knowledge and data needs. *Marine Ecology Progress Series* 309:279-295.
- McConnell, B. J., M. Lonergan, and R. Dietz. 2011. Interactions between seals and offshore wind farms. Draft report to the Crown Estate., St. Andrews.
- Mikkelsen, L., L. Hermannsen, and J. tougaard. 2016. The effect of simulated seal scarer sounds on seals. Technical Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. xxx. Aarhus University, DCE, Roskilde.
- Møhl, B., and S. Andersen. 1973. Echolocation: high-frequency component in the click of the harbour porpoise (*Phocoena ph. L.*). *Journal of the Acoustical Society of America* 54:1368-1372.
- National Marine Fisheries Service. 2016. Technical guidance for assessing the effects of anthropogenic sound on marine mammal hearing underwater acoustic thresholds for onset of permanent and temporary threshold shifts. NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-55. Silver Spring, MD.
- Norris, K. S., J. H. Prescott, P. V. Asa-Dorian, and P. Perkins. 1961. An experimental demonstration of echo-location behavior in the porpoise, *Tursiops truncatus* (Montagu). *Biological Bulletin* 120:163-176.
- Olsen, M. T., L. W. Andersen, R. Dietz, J. Teilmann, T. Harkonen, and H. R. Siegismund. 2014. Integrating genetic data and population viability analyses for the identification of harbour seal (*Phoca vitulina*) populations and management units. *Molecular Ecology* 23:815-831.
- Orbicon. 2012. Nissum Bredning. VVM-redegørelse for opstilling af forsøgs-havvindmøller. Supplerende høringsnotat. – Notat udarbejdet af Orbicon til Nordjyst Elforsyning a.m.b.a. og Nissum Bredning Vindmøllelaug.

Orbicon. 2011. Nissum Bredning. VVM-redegørelse for opstilling af forsøgs-havvindmøller. – Rapport udarbejdet af Orbicon til Nordjyst Elforsyning a.m.b.a. og Nissum Bredning Vindmøllelaug.

Petersen, I.K. & Fox, A.D. 2009. Faktorer der påvirker fordelingen af sortænder i fædningsperioden i Ålborg Bugt. - NERI technical report commissioned by Vattenfall Vindkraft. 20 pp.

Petersen, I.K., Pihl, S., Hounisen, J.P., Holm, T.E., Therkildsen, O. & Christensen, T.K. 2006. Landsdækkende optællinger af vandfugle, januar og februar 2004. - Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, No. 606. 76 pp.

Petersen, I.K., Nielsen, R.D., Pihl, S., Clausen, P., Therkildsen, O., Christensen, T.K., Kahlert, J. & Hounisen, J.P. 2010. Landsdækkende optælling af vandfugle i Danmark, vinteren 2007/2008. - Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Arbejdsrapport fra DMU, No. 261. 78 pp.

Petersen, I.K., Mackenzie, M.L., Rexstad, E. & Fox, A.D. 2011. Comparing pre- and post-construction distributions of long-tailed ducks *Clangula hyemalis* in and around the Nysted offshore wind farm, Denmark : a quasi-designed experiment accounting for imperfect detection, local surface features and auto-correlation. – University of St Andrews, (CREEM Technical Report; No. 2011-1). 16 pp.

Petersen, I.K., Nielsen, R.D. & Mackenzie, M.L. 2014. Post-construction evaluation of bird abundances and distributions in the Horns Rev 2 offshore wind farm area, 2011 and 2012. Report commissioned by DONG Energy. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy. 51 pp.

Reijnders, P. J. H., S. Brasseur, and E. H. W. G. Meesters. 2010. Earlier pupping in harbour seals, *Phoca vitulina*. *Biology Letters*.

Renouf, D., L. Gaborko, G. Galway, and R. Finlayson. 1981. The effect of disturbance on the daily movements of harbor seals and grey seals between the sea and their hauling grounds at Miquelon. *Applied Animal Ethology* 72:1149-1158.

Russell, D. F., S. M. J. M. Brasseur, D. Thompson, G. D. Hastie, V. M. Janik, G. Aarts, B. T. McClintock, J. Matthiopoulos, S. E. W. Moss, and B. J. McConnell. 2014. Marine mammals trace anthropogenic structures at sea. *Current Biology* 24:R638-R639.

Russell, D. J. F., G. D. Hastie, D. Thompson, V. M. Janik, P. S. Hammond, L. A. S. Scott-Hayward, J. Matthiopoulos, E. L. Jones, and B. J. McConnell. 2016. Avoidance of wind farms by harbour seals is limited to pile driving activities. *Journal of Applied Ecology*:1-11.

SCANSII. 2008. Small cetaceans in the European Atlantic and North Sea (SCANS II). Final Report to the European Commission under project LIFE04NAT/GB/000245. Available from SMRU, Gatty Marine Laboratory, University of St Andrews, St Andrews, Fife, KY16 8LB, UK.

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.

Skjellerup, P., C. M. Maxon, E. Tarpgaard, F. Thomsen, H. B. Schack, J. Tougaard, J. Teilmann, K. N. Madsen, M. A. Mikaelson, and N. F. Heilskov. 2015. Marine mammals and underwater noise in relation to pile driving – Working Group 2014. Energinet.dk.

Skjellerup, P., and J. Tougaard. 2016. Marine mammals and underwater noise in relation to pile driving - Revision of assessment. Fredericia, Denmark.

Southall, B. L., A. E. Bowles, W. T. Ellison, J. Finneran, R. Gentry, C. R. Green, C. R. Kastak, D. R. Ketten, J. H. Miller, P. E. Nachtigall, W. J. Richardson, J. A. Thomas, and P. L. Tyack. 2007. Marine Mammal Noise Exposure Criteria. *Aquatic Mammals* 33:411-521.

Stevick, P., B. McConnel, and P. S. Hammond. 2002. Patterns of movement. Pages 185-216 in A. R. Hoelzel, editor. *Marine mammal biology: an evolutionary approach*. Blackwell Science, Oxford.

Strong, P., and S. R. Morris. 2010. Grey seal (*Halichoerus grypus*) disturbance, ecotourism and the Pembrokeshire Marine Code around Ramsey Island. *Journal of Ecotourism* 9:117-132.

Suryan, R. M., and J. T. Harvey. 1999a. Variability in reactions of Pacific harbor seals, *Phoca vitulina richardsi*, to disturbance. *Fishery Bulletin* 97:332-339.

Suryan, R. M., and J. T. Harvey. 1999b. Variability on reactions of Pacific harbor seals, *Phoca vitulina richardsi*, to disturbance. *Fishery Bulletin* 97:332-339.

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. 2015a. Defining management units for cetaceans by combining genetics, morphology, acoustics and satellite tracking. *Global Ecology and Conservation* 3:839-850.

Sveegaard, S., A. Galatius, and J. Teilmann. 2015b. Havpattedyr - sæler og marsvin. *Marine områder 2014: NOVANA*. red. Jens Würgler Hansen. Aarhus Universitet DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi 2015. Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Nr. 167. pp 86-97.

Sveegaard, S., J. Teilmann, J. Tougaard, R. Dietz, H. Mouritsen, G. Desportes, and U. Siebert. 2011. High density areas for harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) identified by satellite tracking. *Marine Mammal Science* 27:230-246.

Søndergaard, N.-O., A. H. Joensen, and E. B. Hansen. 1976. Sæler i Danmark. *Danske Vildtundersøgelser* 26.

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* 7:45101.

Teilmann, J., J. Tougaard, and J. Carstensen. 2012. Effects on harbour porpoises from Rødsand 2 offshore wind farm. Commissioned report to E.ON Vind Sverige. Roskilde.



- Thompson, P. M. 1989. Seasonal changes in the distribution and composition of common seal (*Phoca vitulina*) haul-out groups. *Journal of Zoology* 217:281-294.
- Tougaard, J., J. Carstensen, J. Teilmann, H. Skov, and P. Rasmussen. 2009. Pile driving zone of responsiveness extends beyond 20 km for harbour porpoises (*Phocoena phocoena*, (L.)). *Journal of the Acoustical Society of America* 126:11-14.
- Tougaard, J., J. Carstensen, M. S. Wisz, J. Teilmann, N. I. Bech, and H. Skov. 2006. Harbour porpoises on Horns Reef in relation to construction and operation of Horns Rev Offshore Wind Farm. Technical report to Elsam Engineering A/S., Roskilde, Denmark.
- Tougaard, J., A. J. Wright, and P. T. Madsen. 2015. Cetacean noise criteria revisited in the light of proposed exposure limits for harbour porpoises. *Marine Pollution Bulletin* 90:196-208.
- Urlick, R. J. 1983. Principles of underwater sound. 3rd. edition. McGraw-Hill, New York.
- Vanman, C., and J. Durinck. 2012. 3D Marine Seismic Survey Polarcus Anu (Block 5) & Napu (Block 8) Licence Blocks Greenland, Melville Bay Area. Marine Mammal and Seabird Report rev.01 17th July – 20th October 2012. South West Surveys.
- Villadsgaard, A., M. Wahlberg, and J. Tougaard. 2007. Echolocation signals of free-ranging harbour porpoises, *Phocoena phocoena*. *JEB* 210:56-64.
- Watts, P. 1996. The diel hauling-out cycle of harbour seals in an open marine environment: correlates and constraints. *Journal of Zoology*, London 240:175-200.
- Wiemann, A., L. Andersen, P. Berggren, U. Siebert, H. Benke, J. Teilmann, C. Lockyer, I. Pawliczka, K. Skora, A. Roos, T. Lyrholm, K. Paulus, V. Ketmaier, and R. Tiedemann. 2010. Mitochondrial Control Region and microsatellite analyses on harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) unravel population differentiation in the Baltic Sea and adjacent waters. *Conserv Genet* 11:195-211.
- Wisniewska, D. M., M. Johnson, J. Teilmann, L. Rojano-Donate, J. Shearer, S. Sveegaard, L. A. Miller, U. Siebert, and P. T. Madsen. 2016. Ultra-High Foraging Rates of Harbor Porpoises Make Them Vulnerable to Anthropogenic Disturbance. *Curr Biol* 26:1441-1446.

Mulige effekter af projektet  
"Siemens vindmøllepark"  
på marsvin, sæler og fugle i Nissum Bredning

