Baggrund om spættet sæl og gråsæls biologi og levevis i Danmark

Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi

Dato: 15. maj 2017

Anders Galatius

Institut for Bioscience

Rekvirent:
Miljøstyrelsen
Antal sider: 26

Faglig kommentering:
Jonas Teilmann
Kvalitetssikring, centret:
Jesper R. Fredshavn

AARHUS
UNIVERSITET
DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Tel.: +45 8715 0000
E-mail: dce@au.dk
http://dce.au.dk

Indhold

Sælernes historie i Danmark	3
Biologi	4
Interspecifik konkurrence	7
Udbredelse og habitat	7
Bestandsudvikling	10
Trusler og sygdomme	14
Litteratur	19

Sælernes historie i Danmark

Zooarkæologiske kilder indikerer at sæler har været almindeligt forekommende og at de ofte er blevet jaget af forhistoriske mennesker i det nuværende Danmark (Møhl 1971, Søndergaard et al. 1976, Aaris-Sørensen 2009, Bennike *et al.* 2008). Knogler fra gråsæl *(Halichoerus grypus*) og grønlandssæl (*Pagophilus groenlandicus*) er dominerende fra kulturlagene i det danske områder omkring den sydlige Østersø, Kattegat og Limfjorden i årene fra 10.000 til 1.500 før i dag (Møhl 1971; Lepiksaar 1964, 1983, 1986). I disse lag findes der kun få fund af spættet sæl (*Phoca vitulina*) og ringsæl (*Pusa hispida*), hvilket antyder at disse arter ikke var almindelige i forhistorisk tid. Grønlandssælen forekommer ikke i zooarkæologiske fund de seneste 1.500 år og må formodes at være uddød i området, muligvis på grund af jagt og miljøændringer. I historisk tid har sælerne fortsat været udnyttet, øjensynligt på grund af værdien af tran og skind. Man har i flere tilfælde forsøgt at 'forvalte' denne ressource bæredygtigt, der er blandt andet bevaret et kongeligt brev fra 1579, der forbyder fiskeri og jagt på Anholt for at beskytte sælfangsten (Søndergaard et al. 1976).

De første kilder der omtaler konflikter mellem sæler og fiskeri er fra 1600-tallet, men mere direkte incitamenter (tran og skind) synes at have været den vigtigste drivkraft for fangsten i denne periode. I 1700 og 1800-tallet udviklede garnfiskeriet i Danmark betydeligt og teknologier som bundgarn, nedgarn og nye udviklinger af ruser fandt udbredt brug (Søndergaard et al. 1976). Fra denne periode er der adskillige kilder, der specifikt nævner problemer med sæler fra det meste af landet (f.eks. Pontoppidan 1763-81, Krøyer 1853, DFF 1892, DFF 1899). Fiskerne organiserede sig i løbet af 1800-tallet og begyndte at udøve politisk pres for at få gjort noget ved konflikterne. I 1890 sendte Danmarks Fiskeriforening en officiel anmodning til fiskeriforeninger i Sverige, Finland og Rusland om samarbejde for at løse sælproblemet i Østersøen (DFF 1892). På dette tidspunkt var tranpriserne kraftigt reduceret pga. billig norsk hvaltran, hvilket havde reduceret indkomsterne fra sæljagt markant. Danmarks Fiskeriforening og den danske regering begyndte nu at udbetale dusører for nedlagte sæler og forsyne fiskere og jægere med billige eller gratis rifler og ammunition (Søndergaard et al. 1976). Dusørprogrammet fortsatte i perioden 1889-1927. I alt blev der udbetalt dusører for 37,228 sæler i programperioden, med gennemsnitligt 1.300-1.400 dusører om året i de første 25 år, derefter 300-400 i de sidste 15 år. I perioderne 1889-1890 og 1918-1927, hvor der er oplysninger, udgjorde spættet sæl 72% af de udbetalte dusører, gråsæl 27% og ringsæl 1% (Olsen et al. in prep). Det er usikkert om dusørprogrammets afslutning i 1927 skyldes økonomiske begrænsninger eller om sælproblemet blev anset for løst (Joensen *et al.* 1976; Søndergaard *et al.* 1976). Udover at det stadig lavere antal udbetalte dusører antyder en betydelig reduktion i bestandene og at gråsælerne forsvandt som ynglende art, udviklede fiskeriet sig også med stadigt højere andel af aktivt fiskeri som trawl, hvor problemer med sæler var ubetydelige, så det mest sandsynlige synes at være at sælkonflikterne var bragt ned på et niveau, der var acceptabelt for fiskerne.

Jagt på sæler fortsatte dog. Der findes ikke jagtdata fra perioden 1927-1940, men fra 1941-1973 blev der rapporteret 200-600 nedlagte sæler årligt i Danmark (Joensen et al. 1976), omkring niveauet fra den senere del af dusørperioden. Disse tal må anses som minimumsestimater, da der ikke er korrigeret for sæler, der er sunket eller ikke er indrapporteret. I 1940erne og 50erne ansås jagten stadig som et middel til at nedbringe konflikter med fiskeriet og fiskeriforeningen opfordrede til jagt på sæler (Joensen et al. 1976). En stor del

af jagten blev foretaget af professionelle jægere, der hver nedlagde 25-50 sæler om året. Fra 1960erne til fredningerne af gråsæl og spættet sæl var jagten fortrinsvis rekreativ (Joensen et al. 1976).

Gråsælen blev fredet i 1967 og den spættede sæl i 1976. Ved fredningen af gråsæl forekom denne art kun sporadisk i Danmark. Ved fredningen af spættet sæl vurderedes det, at der var 500-600 spættede sæler i den danske del af Vadehavet, 200 i Limfjorden, 1.100-1.200 i den danske del af Kattegat og under 100 i den sydvestlige Østersø inkl. Øresund (Søndergaard et al. 1976). Selvom der ikke findes estimater for andre områder repræsenter dette en kraftig reduktion. Heide-Jørgensen og Härkönen (1988) beregnede ud fra dusør- og jagtstatistikker at den samlede bestand af spættet sæl i Kattegat-Skagerrak området var 7.000-14.000 i 1890, hvor bestanden sandsynligvis allerede var påvirket af et højt jagttryk. Baseret på den nuværende fordeling skulle lidt under halvdelen af disse findes i den danske del af Kattegat. Det første danske sælreservat blev oprettet ved Hesselø i 1951. Yderligere syv sælreservater blev etableret spredt ud over landet i årene 1979-1983. Disse reservater, hvor sælerne har fred til at yngle og hvile har sandsynligvis været fundamentale for spættet sæls genetablering efter fredningen og gråsælens tilbagevenden som ynglende art. Der er i dag 22 Natura 2000 områder i Danmark med spættet sæl på udpegningsgrundlaget, hvoraf 11 også har gråsæl som grundlag, mens området omkring Ertholmene alene har gråsæl på grundlaget. I disse områder er der adgangsbegrænsninger og forvaltning af aktiviteter, der er potentielt skadelige for sælerne i henhold til EUs Habitatdirektiv.

Biologi

Spættet sæl

Den spættede sæl hører til familien af ægte sæler (Phocidae). Den er udbredt hele vejen rundt om den nordlige halvkugle i tempererede og arktiske områder. Der findes tre anerkendte underarter, en i Stillehavet (*P. v. richardii*), en i Atlanterhavet (*P. v. vitulina*) og en i det ferske søsystem på Ungavahalvøen i det østlige Canada (*P. v. mellonae*). Det er en relativt lille sæl, hvor størrelsen varierer mellem forskellige områder. I Atlanten opnår spættede sæler voksenstørrelse på 153-156 cm og 75-104 kg for hanner og 140-146 cm og 67-83 kg for hunner (Härkönen and Heide-Jørgensen, 1990; Lydersen and Kovacs, 2010).

Spættede sæler lever i kystnære områder, hvor de undertiden også besøger floder og søer for at fouragere. De er meget stedfaste, men kan svømme adskillige hundrede kilometer væk fra deres hvilepladser for at fouragere i flere dage ad gangen. Herefter vender de som regel tilbage til de samme, eller nærliggende hvilepladser. Deres stedfasthed betyder at der forekommer genetisk struktur indenfor mindre områder, som i de danske farvande, hvor der forekommer sæler fra fire adskilte populationer (Olsen et al. 2014). Stedfastheden gør også spættet sæl sårbar overfor menneskelige forstyrrelser og ødelæggelse af hvilepladser. Spættet sæl kan bruge mange forskellige typer hvilepladser, f.eks. spredte sten på lavt vand, sandbanker, stenrev, klipper og is. Antallet af hvilende sæler topper i yngle- og fældeperioden fra maj til september. I Danmark topper yngleaktiviteten i juni og fældeperioden i august. Selvom arten ofte findes i forekomster på hundreder, nogle gange tusinder, på land udviser den ikke særlig social adfærd bortset fra mellem mor og unge og de rører sjældent ved artsfæller.

Spættede sæler er generalister med hensyn til fødevalg og synes at foretrække fiskearter, der er nemt tilgængelige og talrige. De fleste fødeemner er små til mellemstore fisk. I Limfjorden æder sæler sild med længder op til 26 cm, fladfisk op til 26 cm og brisling op til 13 cm. I den sydlige Nordsø er over 90% af de indtagne torsk og rødspætter under henholdsvis 35 og 18 cm, mens ising, tobis og fløjfisk for det meste er mindre end 25 cm (Hall et al. 1998). I Vadehavet foretrækkes torskefisk, sild, diverse fladfisk, kutlinger og tobis (de la Vega et al. 2016). I Limfjorden er de hyppigste fødeemner sild, brisling, ål, tobis og ålekvabber (Andersen et al. 2007), i Kattegat er fladfisk og tobis foretrukne (Härkönen 1988, Pittman et al. in prep.) og i den danske Østersø er sild, fladfisk, tobis, kutlinger og torsk foretrukne (Andersen et al. 2007, Jarnit 2014, Pittman et al. in prep.). Der er ikke tilstrækkeligt datagrundlag til at belyse detaljeret sæsonvariation i danske farvande, men der er tegn på betydelig variation i Vadehavet, hvor der tilsyneladende jages mest efter pelagisk føde i foråret, bentisk om sommeren og at sælerne svømmer længere ud i Nordsøen i efteråret og om vinteren (de la Vega et al. 2016). I Limfjorden er sild et populært fødeemne om foråret, mens ålekvabber og fladfisk er vigtigere om sommeren og kutlinger og fladfisk er vigtigst om efteråret (Andersen et al. 2007). Det er i og omkring danske farvande kun undersøgt hvor spættet sæl søger føde i den sydvestlige Østersø, hvor der blev fundet en tendens til fødesøgning i relativt dybe områder tæt ved hvilepladserne i områder med lav overfladetemperatur (Dietz et al. 2015). Da en stor del af byttedyrene er bundlevende, eller lever tæt på bunden er det sandsynligt at en stor del af fødesøgningen foregår her.

Hunner bliver kønsmodne når de er 4-5 år, hanner når de er 4-6 år. På alderstrinene 8-28 år er den årlige graviditetsrate i undersøgte populationer i både Atlanten og Stillehavet 93-97%, med faldende rater for hunner over 25 år. I det østlige Atlanterhav er den årlige overlevelsesrate for voksne sæler opgjort til 91% og den maksimale alder var 36 år for hunner og 31 for hanner (Härkönen og Heide-Jørgensen 1990). Spættet sæl føder generelt på land, men fødsler på lavt vand er blevet observeret. Ungerne fødes med pels som ligner de voksne sæler og kan svømme umiddelbart efter fødslen. Den hvide lanugopels fældes før fødslen inde i moderen. I det østlige Atlanterhav fødes ungerne med en længde på gennemsnitligt 81 cm og en vægt på 8.7-11.1 kg, med daglig vægtøgning på 0.54 kg (Härkönen og Heide-Jørgensen 1990, Dubé et al. 2003). Diegivning foregår 2,3-3,7 gange pr. dag og kan foregå i vandet (57%) eller på land (43%) med en varighed på ca. 30 min. (Schreer et al., 2010). Dødelighed for unger i den første måned er 13-31%, varierende mellem lokaliteterne (Steiger et al., 1989; Bowen, 1991). Ungerne fravænnes 23-31 dage efter fødslen og hunnerne parrer sig på ny 35-43 dage efter fødslen (Härkönen og Heide-Jørgensen 1990). Drægtighedsperioden varer ca. 10,5 måneder, og er delt mellem en forsinket implantation af det befrugtede æg på omkring 2,5 måneder efter parringen, og den egentlige fosterudvikling, der forløber over de efterfølgende 8 måneder. Arten er polygyn (ingen fast partner) og hannerne forsvarer undervandsterritorier hvor de 'synger' og laver opvisningsdyk for at tiltrække hunner. Parringen foregår under vandet (Bjørgesæter et al,. 2004; Boness et al., 2006).

Gråsæl

Gråsælen tilhører som spættet sæl familien af ægte sæler (Phocidae). Den er udbredt i de tempererede dele af det nordlige Atlanterhav. Der findes to anerkendte underarten, én i Østersøen (*Halichoerus grypus grypus*) og én i Atlanterhavet (*H. g. atlantica*) (Olsen et al. 2016). Det er en mellemstor sæl, og størrelsen varierer mellem forskellige udbredelsesområder. De største findes i det

vestlige Atlanterhav. I Østersøen og det østlige Atlanterhav vejer voksne hanner 170-300 kg og er gennemsnitlig 207 cm lange, hunner er væsentlig mindre med gennemsnitslængde på 180 cm og vægte på 100-190 kg (Hall og Thompson 2009).

Gråsælen lever i kystnære områder, men kan svømme længere til havs på fourageringstogter end den spættede sæl. Ligesom denne art kan de af og til opsøge floder i forbindelse med fødesøgning. De udviser en høj grad af stedfasthed i forhold til deres ynglepladser, men kan vandre over store områder mellem yngleaktiviteten, som det f.eks. er set med gråsæler mærket i Danmark, der er svømmet til Letland eller området omkring Stockholm (McConnell et al. 2012). Der foregår større spredning af individer af gråsæl end spættet sæl og derfor ser man ikke den samme genetiske opdeling, selvom der kan registreres mindre forskelle mellem de forskellige ynglepladser, som sælerne vender tilbage til år efter år (Graves et al. 2009). Gråsæl kan bruge mange forskellige typer hvilepladser, f.eks. spredte sten på lavt vand, sandbanker, stenrev, klipper og is. Antallet af hvilende sæler topper i yngle- og fældeperioden. I Østersøen yngler gråsælen i februar-marts og fælder i maj-juni. I Atlanterhavet er der større spredning, der fødes unger fra oktober til december mens fældningen topper i april. Gråsæler forekommer på land i grupper på både hundreder og tusinder. I sådanne grupper er der megen social kontakt mellem de enkelte sæler, der ligger tæt sammen og oftest rører ved hinanden.

Gråsæler er, ligesom de spættede sæler, generalister med hensyn til fødevalg og synes at æde nemt tilgængelige fiskearter. De æder både små, mellemstore og større fisk. I den britiske Nordsø er de foretrukne fødeemner tobis, torsk og andre torskefisk, med gennemsnitlige estimerede byttestørrelser på 16-35 cm (Hammond og Grellier 2005). I Kattegat er foretrukne byttedyr torskefisk, fladfisk, stenbider (rognen) og hornfisk (Pittman et al. in prep). I Østersøen er foretrukne fødeemner sild, torsk, brisling og kutlinger (Andersen et al. 2007, Lundström et al. 2007, Pittman et al. in prep). Størrelsesestimater af fundne byttedyr i Østersøen varierer fra 4 til 114 cm med et gennemsnit på omkring 20 cm og 70% af byttedyrene mellem 15 og 25 cm (Lundström et al. 2007). Der er ikke datagrundlag til at estimere sæsonvariation i fødevalg, men Lundström et al. (2007) fandt ikke nogen statistisk signifikant variation mellem årets kvartaler. Det er i og omkring danske farvande kun undersøgt hvor gråsæl søger føde i den sydvestlige Østersø, hvor der blev fundet en tendens til fødesøgning i områder med lav salinitet. Disse områder ændrede sig fra sæson til sæson (Dietz et al. 2015).

Hunner bliver kønsmodne når de er 4 til 6 år gamle, hanner når de er omkring 6 år, selvom de næppe deltager i yngleaktivitet før de er 8 år (Harding og Härkönen 1999, Hall og Thompson 2009). Den årlige graviditetsrate i Atlanten varierer mellem 60% og 91% i forskellige områder (Hamill og Gosselin 1995). Graviditetsraten i Østersøen har årligt været 81% for 6-24 årige hunner i perioden 2011-2015, men var noget højere i perioden 2008-2009 (88%) (HELCOM 2015). Gråsælerne i Østersøen har tidligere været hårdt ramt af forurening med miljøfremmede stoffer, der har betydet at graviditetsraten var stærkt reduceret i 1970erne og 1980erne (Helle 1976, Nyman et al. 2002). Herefter er niveauerne af miljøfremmede stoffer i sælerne reduceret og graviditetsraten har nået det foreløbige højdepunkt i 2008-2009 (HELCOM 2015). Hanner lever i over 20 år og hunner i over 30 år (SCOS 2009). Gråsæler føder på land med hvid lanugopels, der ikke er vandafvisende og således kun tillader ungerne at svømme i ganske kort tid hvis de ikke skal

fryse ihjel. Ved fødslen vejer gråsælunger 10-20 kg og måler 90-105 cm (Bonner 1981). Ungerne fravænnes efter gennemsnitligt 18 dage og kan i denne periode firdoble deres vægt til over 40 kg (Hall og Thompson 2009). Dødeligheden blandt unger i dieperioden varierer mellem 10% og 20% i forskellige undersøgelser (Twiss et al. 2003). Hunnerne parrer sig i slutningen af dieperioden eller lige efter fravænningen og den samlede graviditet varer således næsten et år, fordelt på en forsinket implantation af det befrugtede æg på omkring 4 måneder efter parringen før fosteret begynder udviklingen der forløber over de efterfølgende ca 8 måneder (Hall og Thompson 2009). Gråsæler er polygyne og hanner forsvarer adgang til hunner på ynglepladserne; parringerne kan foregå i vand såvel som på land (Hall og Thompson 2009).

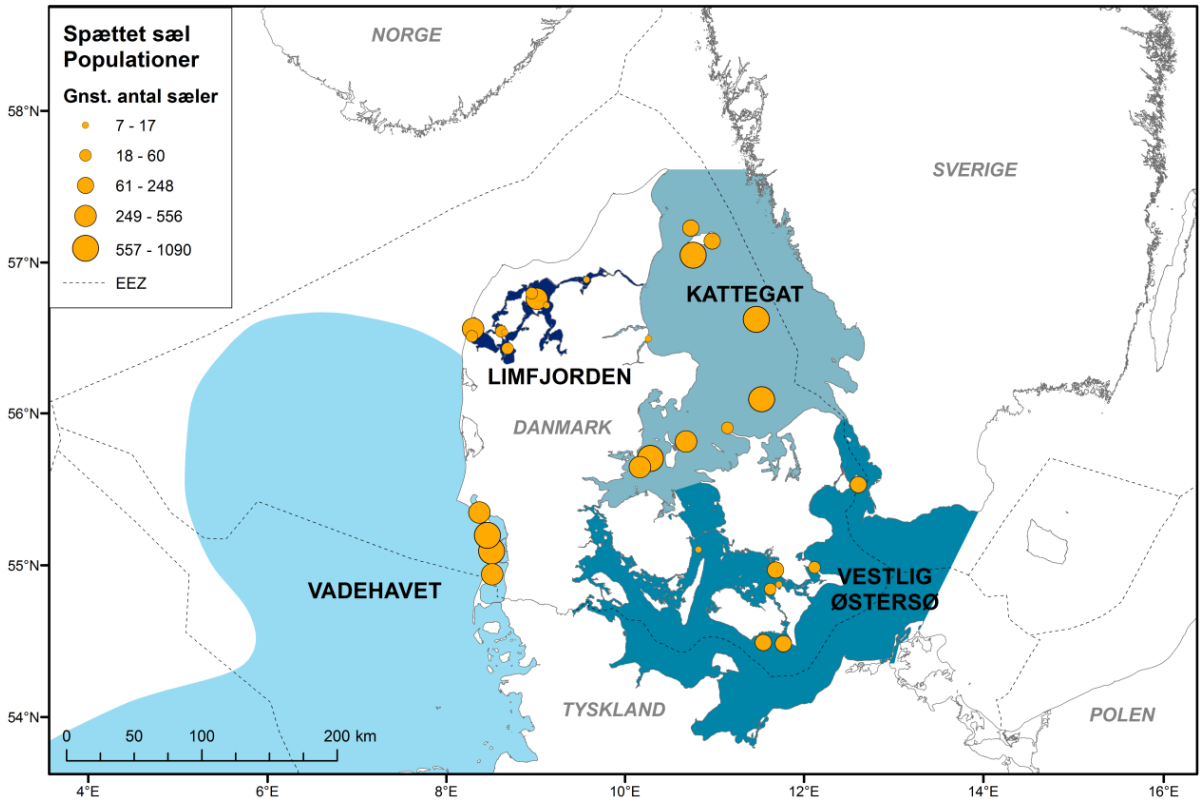
Interspecifik konkurrence

I områder hvor spættet sæl og gråsæls udbredelse overlapper ses forskellige tendenser i populationsudviklingen: Nogle steder har begge arter øget deres bestandstal (f.eks. Vadehavet og Kattegat), andre steder har gråsælerne steget i antal mens de spættede sæler er gået tilbage (f.eks. østlige og nordlige Skotland, Orkney og Sable Island i Canada), endnu andre steder er begge arter stabile i antal (f.eks. vestlige Skotland) (ICES WGMME 2015). De mange steder hvor man ser fremgang i antallet af gråsæler og nedgang i spættede sæler antyder en konkurrencesituation mellem de to arter. At det er gråsælerne der går frem og de spættede sæler der går tilbage betyder ikke, at gråsælerne generelt har en fordel i konkurrence mellem arterne; gråsæler har generelt været langt hårdere ramt af jagt og udryddelseskampagner, og det er sandsynligt at denne dynamik afspejler genetableringen af en naturlig balance mellem de to arter. I de indre danske farvande har gråsælen, som skrevet ovenfor, været den mest almindelige art, og det er sandsynligt at vi vil se en lignende udvikling her, efterhånden som antallet af gråsæler stiger nok til at influere på de spættede sælers populationsudvikling. Direkte sammenligninger mellem de to arter i samme områder har vist delvist overlap af fourageringsområder (f.eks. Wilson og Hammond 2015) og fødeemner (Wilson og Hammond 2015; Pittman et al. in prep.). Begge arter benytter mange steder de samme hvilepladser, i flere tilfælde har der på disse hvilepladser været negative effekter fra gråsæler på spættede sæler. Murray (2008), DiGiovanni et al. (2011) og Robillard et al. (2005) så tendenser til at gråsæler fortrængte spættede sæler fra hvilepladser i USA og Canada. Man har både på Helgoland i Nordsøen og i Storbritannien set voksne hangråsæler dræbe og æde spættede sæler, både unger og voksne (van Neer et al. 2015, Thompson et al. 2015). Sæler dræbt af gråsæler får flået spækket af i et karakteristisk 'proptrækker'-mønster. Antallet af sådanne fundne spættede sæler er beskedent (Thompson et al. 2013) og sandsynligvis ikke så stort, at det har betydelig indflydelse på populationsudviklingen i større skala. Den aggressive adfærd kan dog potentielt bidrage til at fortrænge spættede sæler fra hvilepladser og i mindre populationer af spættet sæl i tilbagegang er det også muligt at det kan have betydning for den lokale populationsudvikling.

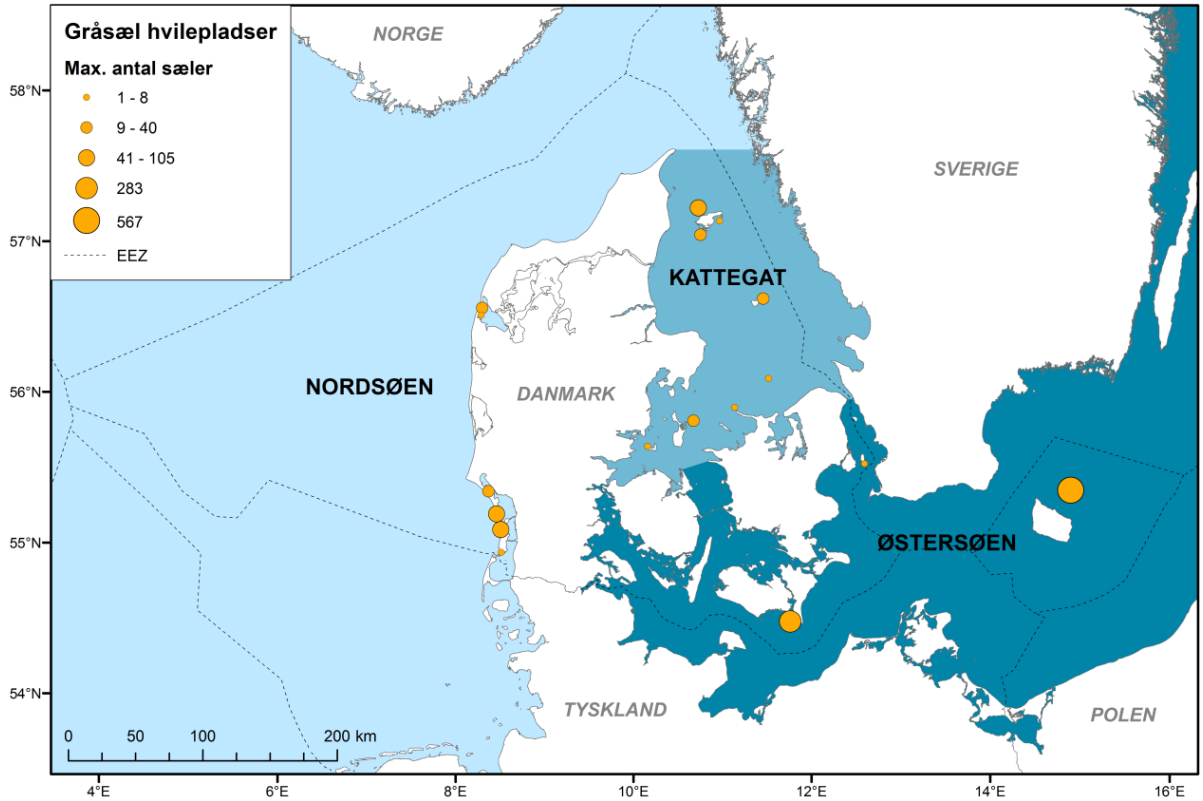
Udbredelse og habitat

Både spættet sæl og gråsæl forekommer i de samme typer kystnære habitater på den Nordlige Halvkugle i de tempererede og subarktiske områder, bortset fra at gråsælen ikke forekommer i Stillehavet og at dens udbredelse ikke strækker sig lige så langt mod nord som spættet sæls udbredelse. Baseret på observationer og satellitmærkede dyr forekommer både spættet sæl

og gråsæl i alle danske farvande, bortset fra farvandet omkring Bornholm, hvor der kun findes gråsæler og den indre Limfjord, hvor der kun findes spættet sæl (Galatius et al. 2017, DCE/Aarhus Universitet, upubl. data) (Figur 1 2). I alle farvande bortset fra Bornholm er spættet sæl meget mere almindelig end gråsæl.



Figur 1. Populationsopdeling for spættet sæl med estimerede udbredelsesområder for populationerne i Vadehavet, Limfjorden, Kattegat og vestlige Østersø markeret med blåtoner. Betydelige hvilepladser er markeret med angivelse af relativ størrelse, baseret på gennemsnitligt antal sæler på hvilepladsen i forbindelse med optællingerne i fældesæsonen i august 2015 og 2016. Kun danske hvilepladser er vist på kortet.



Figur 2. Populationsopdeling for gråsæl med estimerede udbredelsesområder for populationerne i Nordsøen og Østersøen, samt det overlappende område i Kattegat markeret med blåtoner. Betydelige hvilepladser er markeret med angivelse af relativ størrelse, baseret på det maksimale antal sæler på hvilepladsen i forbindelse med flyoptællingerne i 2015 og 2016. Kun danske hvilepladser er vist på kortet.

Spættet sæl i Danmark kan ud fra tilgængelige genetiske studier og bevægelser af mærkede sæler opdeles i fire adskilte populationer (Olsen et al. 2014): Vadehavet (deles med Tyskland og Holland), Limfjorden, Kattegat (deles med Sverige) og vestlige Østersø (deles med Sverige). De vigtigste hvilepladser for de to arter i disse er markeret i Figur 1 og 2. Spredning af virussygdomme som PDV-epidemierne i 1988 og 2002 og Influenza A i 2014 understøtter disse grænser, men viste også at der foregik en vis udveksling af smittede sæler mellem områderne.

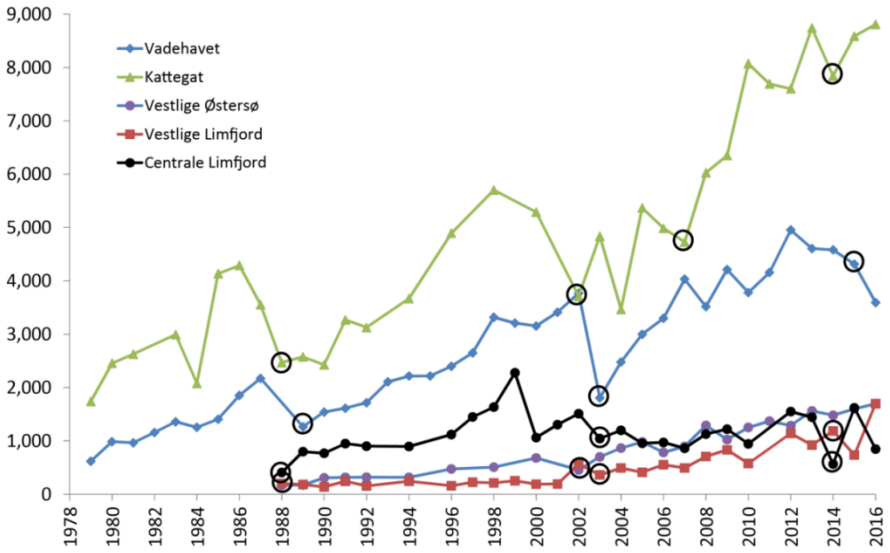
Gråsæler bevæger sig over langt større afstande end spættet sæl og forekomst af gråsæler i et område betyder ikke, på samme måde som for spættet sæl, at individet har en nær tilknytning til området. Gråsælerne der forekommer i danske farvande stammer fra to populationer: Én med hovedudbredelse i det hollandske og tyske Vadehav og omkring Storbritannien og én fra Østersøen med hovedudbredelse mellem Stockholm, Estland og det sydlige Finland (Härkönen et al. 2007). I Kattegat forekommer sæler fra begge populationer, størstedelen af sælerne i dette område stammer fra Nordsøen (Fietz et al. 2016). Både mærkede sælers bevægelser og genetiske undersøgelser viser at gråsælerne i den danske del af Østersøen er en del af Østersøbestanden (Dietz et al. 2003, Dietz et al. 2015, Fietz et al. 2016), dog med den undtagelse at nogle individer fra Rødsand ved Falster lader til at være blandinger af sæler fra Nordsøen og Østersøen (Fietz et al. 2016).

Begge arter er afhængige af uforstyrrede hvilepladser og områder med rigelig føde. På hvilepladser er sælerne særligt sårbare overfor forstyrrelser i deres fælde- og yngleperioder, hvor de er afhængige af at kunne hvile for at yngle og skifte deres pels.

Bestandsudvikling

Spættet sæl i Vadehavet

Populationen af spættet sæl i Vadehavet forekommer langs hele Vadehavets kystlinje og deles således med Holland og Tyskland. Ved optællingen i fældesæsonen i august 2015 blev hele bestanden estimeret til 38.900 individer (Galatius et al. 2015). I den danske del af Vadehavet blev der estimeret ca. 600 sæler ved den første organiserede optælling i 1979. I 1987, før den første PDV-epidemi var estimatet 2.200, dette faldt til 1.300 efter epidemien i 1989. Før den anden PDV-epidemi i 2002 var estimatet 3.800, der blev reduceret til 1.800-2.500 i de følgende to år. I 2015 var estimatet 4.300 sæler (Galatius et al. 2017) og 3.600 i 2016 (DCE/Aarhus Universitet, upubl. data)(Figur 3). De spættede sæler i Vadehavet blev således hårdt ramt af de to epidemier af PDV (Phocine Distemper Virus), ved begge lejligheder døde omkring halvdelen af alle sælerne (Härkönen et al. 2006). Siden den seneste PDV epidemi i 2002 er bestanden i den danske del af Vadehavet vokset med gennemsnitligt 12,9% årligt frem til 2012, svarende til den teoretisk maksimale rate for en population af spættet sæl (Härkönen et al. 2002). Siden 2012 har den gennemsnitlige rate været negativ, gennemsnitlig -7,5%, delvis påvirket af Influenza A epidemien i 2014, hvor den danske del af Vadehavet blev hårdt ramt (Bodewes at al. 2015, Krog et al. 2015). Selv medregnet denne påvirkning tyder de senere års stagnation i udviklingen på, at populationen i Vadehavet nærmer sig miljøets bæreevne og at populationen vil stabilisere sig omkring det nuværende niveau, hvis forholdene omkring bestanden ikke ændrer sig. Spættet sæl yngler i alle dele af det danske Vadehav, i 2016 blev der talt 769 unger, hvilket skal betragtes som et minimumsestimat af ungeproduktionen.



Figur 3. Antal spættet sæl i Danmark delt op på bestandene i Vadehavet, vestlige og centrale Limfjord, Kattegat og den vestlige Østersø i perioden 1979-2016 – opgjort ud fra tællinger på landgangspladser samt den gennemsnitlige andel af sæler i vandet (32 % i Vadehavet - *Ries m.fl. 1998*, 43 % i øvrige farvande - *Härkönen m.fl. 1999*). Den første optælling efter epidemierne i 1988, 2002, 2007 og 2014 er markeret med cirkler.

Spættet sæl i Limfjorden

De spættede sæler i Limfjorden repræsenterer to forskellige genetiske enheder (Olsen et al. 2014). De fleste af sælerne i den indre fjord er sandsynligvis efterkommere af de sæler, der beboede fjorden før forbindelsen til Nordsøen blev lukket omkring år 1100. Der opstod igen forbindelse mellem fjorden og Nordsøen ved stormfloden i 1825, og i Nissum Bredning, tættest på Nordsøen synes sælerne at være en blanding af sæler fra de indre bredninger og sæler fra Vadehavet (Olsen et al. 2014). Ved den første optælling i Limfjorden i 1988 blev der estimeret en populationsstørrelse på ca. 600 individer. Før den anden PDV-epidemi i 2002 blev der estimeret 2.100 spættede sæler i fjorden,

dette blev reduceret til 1.400 i 2003. Antallet af sæler i de indre bredninger har vist store fluktuationer i de senere år, og det er sandsynligt at de vandrer ind og ud af Limfjorden i forbindelse med fluktuationer i fødegrundlaget. At der findes en relativt ublandet enhed af sæler fra før forbindelsen til Nordsøen genopstod, tyder dog på at sælerne fra den indre Limfjord i høj grad vender tilbage til de samme pladser for at yngle. De betydelige fluktuationer gør udviklingen i den indre Limfjord svær at tolke, f.eks. blev der i 2015 estimeret 1600 sæler i indre Limfjord og i 2016 kun 850 individer uden at der blev fundet usædvanligt mange døde sæler (figur 3). Antallet af sæler i den indre Limfjord fluktuerer omkring det samme niveau som efter sidste PDV-epidemi i 2002, og man kan derfor antage at dette repræsenterer miljøets/fødegrundlagets bæreevne. Antallet af sæler i den vestlige Limfjord har været stigende siden 2002, i 2016 estimeredes 1.700 individer, den foreløbige rekord (Figur 3). Det er sandsynligt at disse sæler ikke er afhængige af Limfjorden udover hvilepladserne i Nissum Bredning, der er de eneste egnede langs Nordsøkysten mellem Vadehavet og det sydlige Norge. Man kan således formode at antallet af sæler her vil vokse et stykke tid endnu, delvist funderet på immigration fra Vadehavet og måske Norge og Storbritannien, men vil aftage efterhånden som områdets bæreevne nås. I 2016 gennemførtes forsøgsvis en optælling i spættet sæls yngleperiode i Limfjorden. Her blev der talt 470 unger i den indre fjord, hvilket er meget højt i forhold til populationsestimatet. Dette kan tyde på at sæler, der yngler i den indre Limfjord, i høj grad befinder sig i den vestlige Limfjord eller Nordsøen under optællingerne i august. Det vil kræve yderligere tællinger og mærkninger af dyr fra Limfjorden for at kunne bekræfte denne hypotese. I den vestlige Limfjord var yngleaktiviteten beskeden, her taltes kun 10 unger. Disse tal skal betragtes som minimumsestimater af ungeproduktionen.

Spættet sæl i Kattegat

Populationen af spættede sæler i Kattegat deles med Sverige. Ved den første systematiske optælling af sæler i Kattegat i 1979 blev der estimeret en bestand på ca. 1.700 dyr. Før den første PDV-epidemi var dette tal steget til 3.600, epidemien forårsagede en reduktion til 2.500. Ved optællingen i Kattegat i forbindelse med fældesæsonen i 2016 estimeredes den samlede bestand til 16.500 individer, heraf 8.800 i den danske del (figur 3). Fra epidemien i 2002 til 2011 har den gennemsnitlige årlige vækstrate i den danske del været 11,1%, tæt på den teoretisk maksimale rate for populationer af spættet sæl (Härkönen et al. 2002). I de seneste fem år har raten dog ligget på gennemsnitligt 3,1% og det tyder på at populationen nærmer sig miljøets bæreevne. Man kan således forvente en stabilisering af populationen omkring det nuværende niveau, hvis forholdene for sælerne ikke ændrer sig. Spættet sæl yngler i hele den danske del af Kattegat og i 2016 blev der talt 1.257 unger, hvilket skal betragtes som et minimumsestimat af ungeproduktionen.

Spættet sæl i den vestlige Østersø

Populationen af spættede sæler i den vestlige Østersø deles med Sverige, hvor der er en enkelt betydelig hvileplads på Måkläppen i det sydvestlige Skåne. Området er kendetegnet ved mange mindre hvilepladser spredt ud over et stort område. Dette betyder at de enkelte hvilepladser er sårbare overfor ændringer såsom forstyrrelser og epidemier, specielt hvis der er begrænset udveksling mellem de enkelte hvilepladser. Ved en første optælling i området i 1988 blev der estimeret en populationsstørrelse på ca. 170 individer. Populationen viste ikke større tilbagegang i forbindelse med PDV-epidemien i 2002. I 2016 blev populationen estimeret til at bestå af 1.700 individer (Figur 3). Fra 2002 til 2011 voksede bestanden med gennemsnitligt

13,4% årligt, tæt på den teoretisk maksimale rate for populationer af spættet sæl (Härkönen et al. 2002). I de seneste 5 år er denne rate reduceret til 4,9%, et muligt tegn på at populationen nærmer sig miljøets bæreevne. En anden mulig tolkning er, at gråsælernes genetablering i dette område, det eneste område i Danmark, hvor der forekommer flere hundrede sæler af denne art, påvirker bestanden af spættede sæler negativt. Hvis det første er tilfældet kan vi forvente en stabilisering af antallet af spættede sæler i området i de kommende år, hvis den aftagende vækst derimod skyldes konkurrence fra eller fortrængning på grund af gråsæler, er en nedgang i bestanden i de kommende år sandsynlig. Der tælles ikke unger af spættet sæl i den vestlige Østersø.

Gråsæl

Indtil omkring år 2000 forekom gråsælen kun sporadisk i danske farvande i små grupper, generelt mindre end 10 dyr, og på bestemte hvilepladser som Rødsand, Anholt, Læsø og i Vadehavet. Siden 2000 er forekomsten af gråsæler stærkt øget og der er nu regelmæssig forekomst på hvilepladser i den danske Østersø, Kattegat, den vestlige Limfjord og Vadehavet. Som beskrevet ovenfor repræsenterer gråsælerne i Danmark en udvidelse af to gråsælpopulationer i vores nærområde, dels sæler fra Nordsøen og Storbritannien, dels sæler fra Østersøen. I Vadehavet og Limfjorden formodes det at gråsælerne er kommet fra den øvrige Nordsø, men gråsælerne i Kattegat kommer fra både Nordsøen og Østersøen, dog overvejende førstnævnte (Fietz et al. 2016). I den danske Østersø er gråsælerne med få mulige undtagelser kommet fra den indre Østersø. Disse tre områder behandles separat herunder.

Gråsæl i Vadehavet og Limfjorden

Gråsælerne i Vadehavet og Limfjorden er en del af populationen omkring Nordsøen og Storbritannien. Denne bestand er estimeret til at bestå af mere end 120.000 individer, hvoraf langt de fleste findes i Storbritannien (Fietz et al. 2016). I det samlede Vadehav blev der i 2016 talt 4.900 gråsæler (Brasseur et al. 2016) (Bemærk at tal for gråsæler er faktisk talte sæler på hvilepladser, der ikke er korrigeret for den estimerede andel af sæler der er i vandet under optællingen. Det samlede antal gråsæler i et givent område er således større end de her angivne). Overvågning af gråsæler i deres fældesæson i det danske Vadehav begyndte først i 2015. I 2015 blev der registreret 160 som det højeste tal, i 2016 173. Under tidligere optællinger af spættet sæl i august er der set en stigning i forekomsten, fra op til 13 gråsæler i 2006 til op til 100 i 2015. Der er registreret to fødsler i det danske Vadehav, en i december 2014 og en i januar 2017.

I Limfjorden bliver der ikke foretaget dedikerede optællinger af gråsæler. Siden 2012 har der været fast forekomst af gråsæler i Nissum Bredning under disse optællinger, fra 9 sæler i 2012 til 21 i 2016.

Det er muligt at antallet af gråsæler i det danske Vadehav og den vestlige Limfjord vil øges kraftigt i de kommende årtier og at der vil blive etableret faste ynglepladser. Dette afhænger dog af om de kan finde egnede ynglepladser der ikke overskylles ved højvande og under storme mens ungen ligger på land i ca. 3 uger i december/januar.

Gråsæl i Kattegat

Gråsælerne i Kattegat kommer både fra populationen i Nordsøen og Storbritannien og fra østersøpopulationen. Fietz et al. (2016) fandt at langt de fleste genetiske prøver fra Kattegat stammede fra førstnævnte population. Prøver

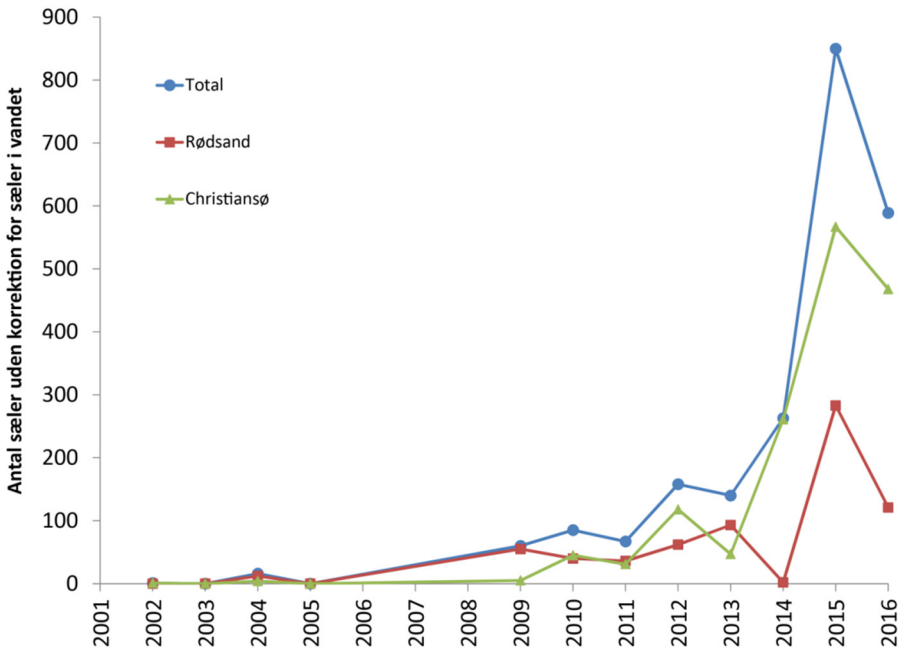
fra før dusørkampagnen 1889-1927 stammede udelukkende fra østersøpopulationen, så der er foreløbig sket et skifte i de to populationers udbredelse under den nylige genkolonisering af de danske farvande. Fra 1979 til 2006 er der i forbindelse med overvågning af spættet sæl registreret sporadisk forekomst af gråsæler i Kattegat med grupper på højst 10 dyr. I 2007 og 2008 registreredes de første større forekomster med henholdsvis 32 og 68 gråsæler ved Læsø og Anholt i august. Fra og med 2011 har der været årlige optællinger i østersøpopulationens yngle- og fældesæsoner. Under disse optællinger er der blevet observeret mellem 29 og 82 gråsæler på Borfeld nordvest for Læsø i perioden 2010-2016. Det højeste antal gråsæler talt i den danske del af Kattegat er 117 i marts 2015. Der har været sporadiske yngleforsøg i Kattegat siden 1960erne, i både nordsø- og østersøpopulationernes yngleperioder (Härkönen et al. 2007). Fra 2011 er de potentielle ynglepladser blevet flyovervåget i østersøpopulationens yngleperiode i februar og marts. I den forbindelse er der registreret fødsler på Borfeld ved Læsø (2 i 2013, 1 i 2015, 2 i 2017), Anholt (1 i 2015, 1 i 2017) og Bosserne ved Samsø (1 i 2017).

Det er sandsynligt at antallet af gråsæler i Kattegat vil øges kraftigt i de kommende årtier og at der vil blive etableret faste ynglepladser. Zooarkæologiske kilder tyder som skrevet ovenfor på at gråsælen var den almindeligste sælart i de indre danske farvande i forhistorisk tid og det er muligt at den indbyrdes balance mellem arterne vil bevæge sig mod en fremtidig dominerende status til gråsælen i et scenarie uden jagt og forstyrrelser på ynglepladserne og begrænset regulering.

Gråsæl i den danske Østersø

Gråsælerne i den danske del af Østersøen kommer fra østersøpopulationen med et signal om mulig opblanding i prøver fra Rødsand ved Falster. Der er lejlighedsvis foretaget opportunistiske optællinger i østersøpopulationens fældesæson før starten på et regulært overvågningsprogram i 2011. I årene 2002-2005 blev der ikke talt mere end 12 individer i den danske del af Østersøen (Figur 4). Optællinger i 2009 og 2010 gav henholdsvis 67 og 41 gråsæler. I de senere år har den største danske hvileplads været skærene ved Christiansø, hvor der er registreret mellem 33% og 99% af alle gråsæler i fældetiden i årene 2011-2016. Det største antal gråsæler registreret i den danske del af Østersøen er 850 i fældeperioden i maj 2015.

Figur 4. Antal talte gråsæler i den danske del af Østersøen i perioden 2002-2016 – opgjort ud fra flytællinger på hvilepladserne i fældeperioden fra slutningen af maj til starten af juni (tal angiver faktiske tællinger, da der ikke er justeret for sæler i vandet). For Christiansø er tællingerne for perioden 2002-2010 foretaget med teleskop fra land, mens de fra 2011 blev foretaget fra fly.



Fra 2003 til 2016 er der hvert år observeret op til 5 gråsælunger født på Rødsand, som er den eneste verificerede yngleplads i den danske Østersø. I 2016 er dette antal steget til 9, i 2017 blev der registreret 10 unger.

Det er sandsynligt at antallet af gråsæler i den danske Østersø vil øges betydeligt i de kommende årtier og at antallet af ynglende sæler på Rødsand vil øges kraftigt. Zooarkæologiske kilder tyder som skrevet ovenfor på at gråsælen var den almindeligste sælart i de indre danske farvande i forhistorisk tid og det er muligt at den indbyrdes balance mellem arterne vil bevæge sig mod en fremtidig dominerende status til gråsælen i et scenarie uden jagt og forstyrrelser på ynglepladserne og begrænset regulering.

Trusler og sygdomme

Forstyrrelse

Sæler er havpattedyr der lever det meste af deres liv til havs, men er afhængige af hvilepladser på land, særligt i forbindelse med pelsskifte/fældning, parring, fødsler og yngelpleje. De fleste studier af forstyrrelser af sæler har undersøgt kortsigtede virkninger, oftest flugtafstand fra mennesker. Man kan ikke fastslå noget generelt om sælers flugtafstand, da den kan variere med antallet af mennesker (Cassini 2001), menneskenes adfærd (Boren et al. 2002), årstiden i forhold til yngleperioden og kumulative effekter af gentagne forstyrrelser (Andersen 2011).

Flere studier af forskellige sælarter har vist en større effekt af forstyrrelser fra landsiden end af både fra søsiden f.eks. new zealandsk pelssæl (Boren et al. 2002), australsk pelssæl (Shaughnessy et al. 2008), gråsæl (Lock et al. 2004, Strong & Morris 2010). På Anholt reagerede spættet sæl dog kraftigere på både end på fodgængere (Andersen et al. 2014). I flere studier har spættede sæler tilsyneladende været upåvirkede af passerende motorbåde og kajakker (Allen et al. 1984, Suryan & Harvey 1999, Johnson & Acevedo-Gutierrez 2007), mens fartøjer med retning mod sælerne fik dem til at flygte i vandet (Johnson & Acevedo-Gutierrez 2007), hvilket også er tilfældet med mindre både og kajakker (Henry & Hammill 2001). Flokstørrelse har også indflydel-

se på sælers respons på forstyrrelser. Spættede sæler viser større tendens til flugt, når de er i større flokke (Da Silva & Terhune 1988).

Sælers reaktion på forstyrrelser afhænger også af tidspunktet i deres årlige cyklus. Spættet sæl er tilsyneladende mere tolerant i forhold til mennesker i yngletiden, hvor de dier deres unger på is eller land (Renouf et al. 1981). Spættet sæl har også vist sig at være mere tolerant i forbindelse med pelsskiftet (Henry & Hammill 2001). 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 opvejer dette i forhold til udvisning af flugtrespons. Det er sandsynligt, at forstyrrelser i yngletiden har en negativ påvirkning på sælernes energibudget og kan nedsætte ynglesuccesen (Suryan & Harvey 1999).

Som andre sælarter bruger både gråsæl og spættet sæl det meste af deres tid i vandet, og mindre tid på land hvor forstyrrelser dog må antages at have den største effekt, da vigtige perioder i sælernes liv, såsom hvile, fødsler, parring (kun gråsæl) og fældning foregår her (Boulva & McLaren 1979, Watts 1996, Stevick et al. 2002). Spættet sæl bruger i fødselssæsonen i juni og fældningen i august omkring halvdelen af deres tid på land (Heide-Jørgensen & Härkönen 1988, Härkönen et al. 1999). Gråsælerne i Østersøen føder deres unger i februar og marts (Hook & Johnels 1972) og fælder i maj og juni (Bonner 1981). 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 2011).

Hvad viser sælernes flugtafstand?

Flugtafstand kan afhænge af sæson, arten og intensiteten af forstyrrelsen, antallet af sæler i flokken, og om forstyrrelsen kommer fra land eller vand. Det skal understreges at en lav flugtafstand ikke nødvendigvis betyder at sælerne er mere tolerante overfor forstyrrelsen; i mange tilfælde vil kort flugtafstand forekomme i situationer, hvor flugten har større omkostninger for sælerne, som for eksempel i yngle- og fældesæsonerne.

Effekt af forstyrrelse

Bortset fra den hawaiianske munkesæl, hvor forstyrrelser har bidraget til at arten er udryddelsestruet (Gerrodette og Gilmartin 1990), er der ikke påvist langvarige effekter af forstyrrelse af sæler på populationsniveau. Dette hænger dog snarere sammen med at sådan en sammenhæng oftest er meget svær at påvise. Forstyrrelser i fælde- og yngleperioderne vil have direkte negative effekter på sælernes energibudget, og i yngleperioden er det sandsynligt at dette vil påvirke ynglesuccesen. Forstyrrelser i andre perioder, der ændrer sælernes normale adfærd, vil også have en effekt, men det er muligt at denne er begrænset, da sælerne i forbindelse med forstyrrelsen for eksempel hurtigt påbegynder normal fødesøgningsadfærd (Andersen et al. 2014).

Habituering

Det er sandsynligt at sæler med tiden vænner sig til en forstyrrelse (habituerer), hvis den gentages over længere tid og ikke følges op af en direkte trussel for sælerne. I løbet af forsøgssæsonen på Anholt under Andersen et al.'s

(2014) studie sås ingen tegn på habituering. I andre områder, som Californien, udviser spættet sæl meget varieret respons på menneskelig forstyrrelse i forskellige områder – nogle steder tolereres forstyrrelse ikke, mens sælerne andre steder tilvænner sig en høj grad af forstyrrelse (Grigg et al. 2002, 2004). Selvom der ikke er foretaget direkte sammenligninger af forskellige steder i Danmark, er det sandsynligt, at det forholder sig på samme måde her.

Støj

Undervandsstøj har en bredt anerkendt negativ indflydelse på marine økosystemer, ikke mindst sæler (National Research Council 2005, Tyack 2009). Negativ påvirkning fra støj kan manifestere sig på flere måder, tre hovedproblemer er fysisk skade og tab af hørelse, forstyrrelse af adfærd og maskering af vigtige lyde. Udover disse kan nævnes fysiologiske reaktioner som forhøjede niveauer af stresshormoner i blodet efter høje lydniveauer (Romano et al. 2004) og muligvis kronisk stress efter langvarige påvirkninger.

Fysisk skade og tab af hørelse

Chokbølger fra f.eks. eksplosioner og pæleramninger kan forårsage vævsskader, hvor øret er det mest sårbare organ (Southall et al. 2007). Særligt kraftige lydpåvirkninger kan være fatale, mindre kraftige påvirkninger kan forårsage permanent nedsættelse af hørelsens følsomhed (PTS, permanent threshold shift) mens mildere påvirkninger forårsager midlertidig nedsættelse af hørelsen (TTS, temporary threshold shift), som dyret kommer sig over i løbet af timer eller dage. Gentagne tilfælde af TTS kan forårsage PTS (Kujawa og Liberman 2009).

Forstyrrelse af adfærd

Fysiske skader og hørenedsættelse er ikke nødvendigvis de mest alvorlige påvirkninger fra støj. Lyd under TTS-niveau kan påvirke dyrs adfærd og have betydning for deres langsigtede overlevelse og reproduktion, og således i sidste ende populationens status, hvis tilstrækkeligt mange individer bliver påvirket i tilstrækkeligt lang tid (National Research Council 2005).

Maskering

Maskering af lyd sker når støj forhindrer et dyrs evne til at opfange og identificere lyde, der er vigtige for sælerne, såsom kommunikation mellem sælerne. Særligt længerevarende eller permanente støjkilder som f.eks. skibsstøj er potentielle kilder til maskering. Der mangler i dag viden om hvordan og hvor meget maskering påvirker havpattedyr i naturen (Erbe et al. 2016).

Bifangst

Bifangst af sæler kan ske i forskellige typer passivt fiskeudstyr såsom nedgarn, drivgarn, ruser og push-up fælder (ICES WKBYC 2013, Vanhatalo et al. 2014, HELCOM 2017). Vanhatalo et al. (2014) har på baggrund af en interviewundersøgelse med fiskere fra Estland, Finland og Sverige estimeret at bifangsten af gråsæler i disse lande var på over 2.000 individer i 2012. Hvis dette er repræsentativt er det en betydelig andel af østersøpopulationen og vil have indflydelse på dennes udvikling, selvom det tilsyneladende mest er unger og unge hanner, der er mindre vigtige for populationsudviklingen der bliver bifanget (Bäcklin et al. 2011; Kauhala et al. 2015).

Der findes ikke estimater for bifangst af spættet sæl, men DCE/Bioscience AU har modtaget flere rapporter om bifangne gråsæler end spættede sæler i Danmark i de seneste 5 år, på trods af at spættet sæl forekommer i langt

større antal (Galatius upubl. data), så det tyder på at gråsælen er væsentlig mere sårbar end spættet sæl i forhold til bifangst.

Sygdomme

De spættede sæler i Europa har siden 1988 været ramt af gentagne virusepidemier, særligt PDV-epidemierne (morbillivirus) i 1988 og 2002 gjorde store indhug, hvor op mod halvdelen af sælerne i de enkelte populationer døde (Härkönen et al. 2006). Derudover har de spættede sæler i Kattegat været ramt af en ukendt sygdom i 2007 (Härkönen et al. 2008), og sælerne i Kattegat, Limfjorden og Vadehavet af en epidemi af Influenza A i 2014 (Bodewes at al. 2015, Krog et al. 2015), der har dræbt mindre dele af populationerne.

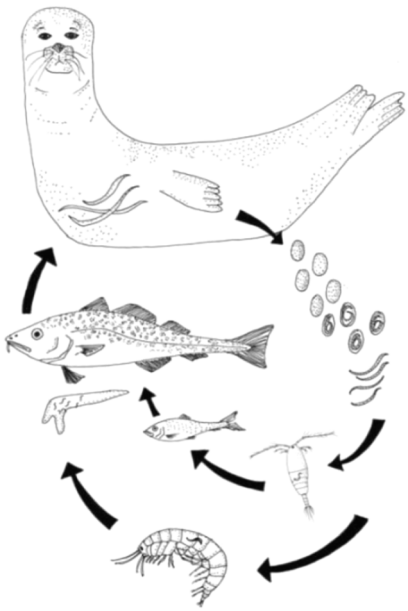
Sæler, der har overlevet en PDV-epidemi har vist sig at være immune overfor smitten i resten af deres liv (Härkönen et al. 2007b). PDV-epidemierne kan således potentielt vende tilbage med intervaller på over 10 år, når andelen af sæler uden immunitet (de som er født siden sidste epidemi) når et tilstrækkeligt niveau og virusset kommer i cirkulation. Det antages at virusset kommer fra sælpopulationer i Arktis, hvor det cirkulerer i de meget store populationer af grønlandssæl, klapmyds og ringsæl, tilsyneladende uden væsentlig dødelighed for disse populationer (Härkönen et al. 2006). En hypotese er at gråsæler, der bevæger sig over større afstande end spættet sæl bringer smitten til populationerne af spættet sæl. Ingen af de nævnte epidemier synes at have forårsaget høj dødelighed blandt gråsæler, selvom næsten alle testede gråsæler var smittet med PDV i både 1988 og 2002 (Härkönen et al. 2006, Härkönen et al. 2007b). Hidtil er populationsstørrelsen af de populationer af spættet sæl der er blevet ramt af PDV-epidemier genoprettet i løbet af 5-10 år, afhængigt af størrelsen på populationen og andelen af døde sæler (Olsen et al. 2010).

Parasitter

Parasitter forekommer naturligt i vilde dyr og er ikke nødvendigvis et sygdomstegn. De kan dog også forårsage alvorlige helbredsproblemer (Dailey 2001).

Begge sælarter er værter for parasitiske arter af rundorme (*Pseudoterranova decipiens, Contracaecum osculatum, Anisakis simplex*). De to første benytter først og fremmest sæler som slutvært, hvor de afslutter deres livscyklus, mens *Anisakis* ofte findes i sæler i sit larvestadie. Et eksempel på en parasitlivscyklus med sæl som slutvært er vist i Figur 5. Sælerne kan have en høj forekomst af disse parasitter i deres tarmsystem, tilsyneladende uden negative effekter (Dailey 2001), men særligt anisakider kan forårsage mavekatar, mavesår, inflammation, diarré, væskemangel og blodmangel (Young og Lowe 1969, Lauckner 1985). Disse parasitter er blevet et voksende problem for fiskeriet efter den øgede udbredelse af gråsæler i den sydlige Østersø (Königson 2011, Haarder et al. 2014). Parasitterne fører til tab for fiskeriet, da de nedsætter værdien af fangsten og muligvis forværrer konditionen hos hårdt ramte fisk (Mehrdana et al. 2014). Udover de nævnte arter kan sæler også inficeres af en række arter af fladorme, bændelorme og kradsere.

Sæler rammes ofte af infektioner af rundorme i luftvejene, i danske farvande først og fremmest arterne *Otostrongylus circumlitus* og *Parafilaroides gymnurus*. De er en almindelig dødsårsag hos unge spættede sæler under et år, hvor de hæmmer dyrenes evne til at dykke og søge føde. Deres forekomst i danske sæler er steget kraftigt siden 1990erne (Alstrup m.fl. 2014).



Figur 5. Eksempel på livscyklus hos parasit med voksenstadie i tarmen hos spættet sæl eller gråsæl, her *Contracaecum osculatum.* De voksne orme lever i tarmen på slutværten, her en sæl. Efter parring frigives æggene med sælens afføring. Efter to larvestadier i ægget klækkes det tredje stadie, en fritsvømmende larve. Denne indtages af et krebsdyr, her en vandloppe eller tangloppe. Parasitten overføres til fisk ved at de indtager krebsdyret eller indtager en mindre fisk, der har spist et inficeret krebsdyr. I fisken trænger parasittens tredje larvestadie gennem mavevæggen og trænger frem til f.eks. leveren, hvor den indkapsles. Herefter kan den inficere en ny sæl, der æder fisken. I sælen følger endnu to transformationer før *Contracaeum* når voksenstadiet. Fra Haarder et al. 2014.

Klimaændringer

Klimaændringer ændrer miljøet i havene og forårsager generelt øget aciditet, reduceret produktivitet og isdække, højere havniveauer, tab af biodiversitet og forstyrrer økosystemerne (IPCC 2007). Påvirkningerne af havpattedyr er primært indirekte, ofte gennem ændringer i det fysiske habitat eller forstyrrelser af fødenet (Moore 2009). Direkte påvirkninger ses hos dyr der er afhængige af havis, som f.eks. isynglende sæler. I Østersøen yngler både ringsæler og gråsæler på is, og sidstnævnte har større ynglesucces på havisen end på andre ynglepladser (Jüssi et al. 2008). Reduceret isdække i Østersøen kan således påvirke den fælles østersøpopulation af gråsæler negativt. I Danmark er der ikke registreret isynglende gråsæler bortset fra enkelte tilfælde ved Bornholm under isvintrene i 1940erne (Søndergaard et al. 1976). Der er ikke direkte evidens for påvirkninger af klimaændringer på danske sæler, men der er registreret en ændring af yngletidspunktet til tidligere på året hos spættet sæl i Vadehavet, der muligvis er relateret til klimaændringer (Reijnders et al. 2010). Ændringer i økosystem og fødenet kan påvirke de forskellige områders bæreevne for sælpopulationer, men det er svært at fastslå klimaændringer som årsag til sådanne ændringer. På længere sigt kan kraftige negative påvirkninger forekomme i form af oversvømmelse af hvilepladserne, der ofte ligger meget lavt og ikke nødvendigvis kan erstattes med nærliggende alternativer. Man kan således forudse at sælerne med tiden vil forsvinde fra visse områder med lavtliggende landgangspladser.

Miljøfremmede stoffer

Som toprovdyr i det marine økosystem er sæler særligt sårbare overfor miljøfremmede stoffer, der bioakkumulerer i fødenettet. Forureningen i havet er meget større end på land og med sælerne i toppen af fødekæden er de sammen med hvalerne de mest belastede dyr. Der har ikke været undersøgelser af effekter af forurening på sæler i Danmark, men i vores nærområder er der set direkte negative påvirkninger som gråsælerne og ringsælerne i Østers-

øens kraftigt reducerede forplantningsevne i forbindelse med forurening med organokloriner, som PCB (Nyman et al. 2002). Nedsat reproduktion i sammenhæng med organokloriner og tungmetaller er også set hos spættet sæl i det hollandske Vadehav (Reijnders 1980). Belastningerne i disse områder er dalet væsentligt siden disse observationer og de høje vækstrater i populationerne tyder på at problemerne er væsentligt reducerede i de fleste områder. Selvom problemerne med organokloriner er aftagende i områderne omkring Danmark kan andre stoffer som f.eks. perfluorerede stoffer påvirke en række parametre hos sæler, såsom reproduktion, metabolisme og immunsystem (Dietz et al. 2012). De danske farvande er placeret mellem to potentielt kraftige forureningskilder, der har det meste af Nordeuropa som opland; flodudløbene i Østersøen mod øst og Elbens og Rhinens udløb i den sydlige Nordsø, så vores farvande har potentiale for høje niveauer af miljøfremmede stoffer.

Litteratur

Allen SG, Ainley DG, Page GW, Ribic CA 1984 The effect of disturbance on harbor seal haul out patterns at Bolinas Lagoon, California. Fishery Bulletin 82:493-500.

Alstrup AaKO, Jensen LF, Jensen TH 2014. Flere spættede sæler får lungeorm. Dyrlægen 5:17-21.

Andersen SM 2011 Harbour seals and human interactions in Danish waters. PhD thesis. Institute of Biology, University of Southern Denmark and Department of Bioscience, Aarhus University, Denmark. 130 pp.

Andersen SM, Teilmann J, Harders PB, Hansen EH, Hjøllund D 2007. Diet of harbour seals and great cormorants in Limfjord, Denmark: interspecific competition and interaction with fishery. ICES Journal of Marine Science 64: 1235-1245.

Andersen SM, Teilmann J, Dietz R, Schmidt NM, Miller LA 2014. Disturbance-induced responses of VHF and satellite tagged harbour seals. Aquatic Conservation 24: 712-723.

Bennike O, Rasmussen P, Aaris-Sorensen K 2008 The harp seal (*Phoca groenlandica* Erxleben) in Denmark, southern Scandinavia, during the Holocene. Boreas 37, 263-272.

Bjørgesæter A, Ugland KI, Bjørge A 2004 Geographic variation and acoustic structure of the underwater vocalization of harbor seal (*Phoca vitulina*) in Norway, Sweden and Scotland. Journal of the Acoustical Society of America 116, 2459-2468.

Bodewes R, Bestebroer TM, van der Vries E, Verhagen JH, Herfst S, Koopmans MP, Fouchier RAM, Pfankuche VM, Wohlsein P, Siebert U, Baumgärtner W, Osterhaus ADME 2015: Avian influenza A (H10N7) virus-associated mass deaths among harbor seals. - Emerging Infectious Diseases 21: 4. http://dx.doi.org/10.3201/eid2104.141675.

Boness, DJ, Bowen WD, Buhleier BM, Marshall GJ 2006 Mating tactics and mating system of an aquatic-mating pinniped: the harbor seal, Phoca vitulina. Behavioral Ecology and Sociobiology 61, 119-130.

Bonner, WN 1981. Grey seal *Halichoerus grypus* Fabricius, 1791. In. Ridgway SH and Harrison RJ (eds), Handbook ofMarine Mammals, Vol. 2, Seals. London, Academic press. p. 111-144.

Boren LJ, Gemmell NJ, Barton KJ 2002 Tourist disturbance of New Zealand fur seals *Arctocephalus forsteri*. Australian Mammalogy 24:85-95.

Boulva J, McLaren IA 1979 Biology of the harbor seal, *Phoca vitulina*, in eastern Canada. Bull. Fish. Res. Board Can. 200:1-24.

Bowen WD 1991. Behavioural ecology of pinniped neonates. *In* "Behaviour of pinnipeds" (D. Renouf, ed.), pp. 66-117. Chapman & Hall, London.

Brasseur S, Czeck R, Galatius A, Jensen LF, Jeß A, Körber P, Pund R, Siebert U, Teilmann J, Klöpper S 2016. TSEG Grey Seal surveys in the Wadden Sea and Helgoland in 2015-2016. Common Wadden Sea Secretariat, 2016. 3 p.

Backlin BM, Moraeus C, Roos A, Eklof E, Lind Y. 2011. Health and age and sex distributions of Baltic grey seals (*Halichoerus grypus*) collected from bycatch and hunt in the Gulf of Bothnia. Ices Journal of Marine Science 68: 183-188.

Cassini MH 2001 Behavioural responses of South American fur seals to approach by tourists – a brief report. Appl Anim Behav Sci 71:341–346

Da Silva J, Terhune JM 1988 Harbor seal grouping as an anti-predator strategy. Animal Behaviour 36:1309-1316.

Dailey MD 2001. Parasitic diseases. Pp 357-374 in Dieraf LA and Gulland FMD (eds) CRC Handbook of Marine Mammal Medicine. CRC Press, New York.

De la Vega C, Lebreton B, Siebert U, Guillou G, Das K, Asmus R, Asmus H. 2016. Seasonal variation of harbor seal's diet from the Wadden Sea in relation to prey availability. PLoS One 11: e0155727.

DFF 1892 Dansk Fiskeriforenings Medlemsblad (ed. Posselt HR), p. 512, København.

DFF 1899 Dansk Fiskeriforenings Medlemsblad (ed. Lundbeck W), p. 548, København.

Dietz R, Teilmann J, Henriksen OD, Laidre K 2003. Movements of seals from Rødsand seal sanctuary monitored by satellite telemetry. Relative importance of the Nysted Offshore Wind Farm area to the seals. National environmental Research Institute Technical Report No. 429: 44 pp.

Dietz R, Rigét FF, Galatius A, Sonne C, Teilmann J, Bossi R. 2012. Spatial trends of perfluorochemicals in harbour seals (*Phoca vitulina*) from Danish waters. Science of the Total Environment: 414: 732-737.

Dietz R, Galatius A, Mikkelsen L, Nabe-Nielsen J, Riget FF, Schack H, Skov H, Sveegaard S, Teilmann J, Thomsen F. 2015 Marine Mammals – Investigations and preparation of environmental impact assessment for Kriegers Flak Offshore Wind Farm. Energinet.dk, 208 pp.

DiGiovanni RA, Wood SA, Waring GT, Chaillet A, Josephson E 2011. Trends in harbor and gray seal counts and habitat use at southern New England and Long Island index sites. Poster presentation at the Biennial conference of the Society for Marine Mammology, Tampa, FL (USA).

Dubé Y, Hammill MO, Barrette C 2003. Pup development and timing of pupping in harbour seals (*Phoca vitulina*) in the St. Lawrence River estuary, Canada. Can. J. Zool., 81, 188-194.

Fietz K, Galatius A, Frie AK, Teilmann J, Dietz R, Jensen LF, Graves JA, Hall A, McConnell B, Gilbert MTP, Olsen MT 2016 Shift of grey seal subspecies bounderies in response to climate, culling and conservation. Molecular Ecology 25: 4097-4112.

Galatius A, Brasseur S, Czeck R, Jensen LF, Jess A, Körber P, Pund R, Siebert U, Teilmann J, Klöpper S. 2015. Aerial surveys of harbour seals in the Wadden Sea 2015. Common Wadden Sea Secretariat, 2015. 4 p.

Galatius A, Sveegaard S, Teilmann J. 2017. Havpattedyr – sæler og marsvin. Pp 88-100 in Hansen JW (ed) Marine Områder 2015 – NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

Erbe C, Reichmuth C, Cunningham K, Lucke K, Dooling R. 2016. Communication masking in marine mammals: A review and research strategy. Marine Pollution Bulletin 103:15-38.

Gerrodette T, Gilmartin WG 1990 Demographic consequences of changed pupping and hauling sites of the Hawaiian monk seal. Conservation Biology 4:423-430.

Graves JA, Helyar A, Biuw M et al. 2009 Microsatellite and mtDNA analysis of the population structure of grey seals (Halichoerus grypus) from three breeding areas in the Baltic Sea. Conservation Genetics, 10, 59–68.

Grigg E, Green D, Allen SG, Markowitz H 2002 Nocturnal and diurnal haul-out patterns of harbor seals (*Phoca vitulina richardsi*) at Castro Rocks, San Francisco Bay, California. California Fish and Game 88:15-27.

Grigg E, Allen SG, Green D, Markowitz H 2004 Harbor seal, *Phoca vitulina richardii*, population trends in the San Francisco Bay estuary, 1970-2002. California Fish and Game 90:51-70.

Heide-Jørgensen M-P, Härkönen T 1988 Rebuilding seal stocks in the Kattegat-Skagerrak. Marine Mammal Science 4:231-246.

Hall A, Thompson D 2009 Gray seal *Halichoerus grypus*. pp. 500–503 in Perrin WF, Würsig B og Thewissen JGM (Eds) Encyclopedia of Marine Mammals. Elsevier, San Diego.

Hall A, Watkins J, Hammond PS 1998. Seasonal variation in the diet of harbour seals in the south-western North Sea. Mar Ecol Prog Ser 170:269-281.

Hammill MO, Gosselin JF 1995. Grey seal (*Halichoerus grypus*) from the Northwest Atlantic: female reproductive rates, age at first birth, and age of maturity in males. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 52:2757-2761.

Hammond PS, Grellier K 2005. Grey seal diet composition and prey consumption in the North Sea. Department for Environment, food and rural affairs, Research and Development Report MF0319.

Harding KC, Harkonen T 1999 Development in the Baltic grey seal (*Halichoerus grypus*) and ringed seal (*Pusa hispida*) populations during the 20th century. *Ambio* 28:619–627.

Heide-Jørgensen M-P, Härkönen T 1988. Rebuilding seal stocks in the Kattegat-Skagerrak. Marine Mammal Science 4:231-246.

HELCOM 2015 Reproductive status of marine mammals. HELCOM core indicator report.

Helle E, Olsson M, Jenssen S 1976. PCB levels correlated with pathological changes in seal uteri. Ambio, 5: 261–263

HELCOM (2017) Number of drowned mammals and waterbirds in fishing gear. HELCOM core indicator report.

Henry E, Hammill MO 2001 Impact of small boats on the haul-out activity of harbour seals (*Phoca vitulina*) in Métis Baym Saint Lawrence Estuary, Québec, Canada. Aquatic Mammals 27:140-148.

Hook O, Johnels AG 1972 The breeding and distribution of the grey seal (*Halichoerus grypus*) in the Baltic Sea, with observations on other seals in the area. Proceedings of the Royal Society London B 182:37-58.

Härkönen TJ 1988. Food-habitat relationship of harbor seals and black cormorants in Skagerrak and Kattegat. Journal of Zoology 214, 673-681.

Härkönen T, Heide-Jørgensen MP 1990. Comparative life histories of East Atlantic and other harbour seal populations. *Ophelia* 32, 211-235.

Härkönen T, Harding KC, Lunneryd SG 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.

Härkönen T, Harding KC, Heide-Jørgensen M-P 2002: Rates of increase in age-structured populations: A lesson from the European harbour seals. - Canadian Journal of Zoology 80: 1498-1510.

Härkönen T, Dietz R, Reijnders P, Teilmann J, Harding K, Hall A, Brasseur S, Siebert U, Goodman SJ, Jepson PD, Rasmussen TD, Thompson P 2006: A review of the 1988 and 2002 phocine distemper virus epidemics in European harbour seals. - Diseases of Aquatic Organisms 68: 115-130.

Härkönen, T., Brasseur, S., Teilmann, J., Vincent, C., Dietz, R., Abt, K., Reijnders, P., Thompson, P., Harding, K. & Hall, A. 2007. Status of grey seals along mainland Europe from the Southwestern Baltic to France. - NAMMCO Scientific Publications 6: 57-68.

Härkönen T, Harding K, Rasmussen TD, Teilmann J, Dietz R. 2007b. Age- and Sex-Specific Mortality Patterns in an Emerging Wildlife Epidemic: The Phocine Distemper in European Harbour Seals. Plos One 2.

Härkönen T, Backlin BM, Barrett T, Bergman A, Corteyn M, Dietz R, Harding KC, Malmsten J, Roos A, Teilmann J. 2008. Mass mortality in harbour seals and harbour porpoises caused by an unknown pathogen. Veterinary Record 162: 555-556.

Haarder S, Kania PW, Galatius A, Buchmann K. 2014 Increased *Contracaecum osculatum* Infection in Baltic Cod (*Gadus morhua*) Livers (1982-2012) Associated with Increasing Grey Seal (*Halichoerus grypus*) Populations. J Wildl Dis 50: 537-43.

ICES WGMME 2015. Report of the Working Group on Marine Mammal Ecology (WGMME), 9-12 February 2015, London, UK . ICES CM 2015/ACOM:25. 114 pp.

ICES WKBYC 2013 Report of the Workshop on Bycatch of Cetaceans and other Protected Species (WKBYC). ICES CM 2013/ACOM:36. International Council for the Exploration of the Sea, Copenhagen, Denmark. 53 pp.

Jarnit S 2014 Identification of otoliths used in the estimation of grey seals (*Halichoerus grypus*) diet composition at Rødsand, Denmark. Bachelor thesis, University of Copenhagen

Joensen AH, Sondergaard NO, Hansen EB 1976 Occurrence of seals and seal hunting in Denmark. Danish Review of Game Biology 10:1-20.

Johnson A, Acevedo-Gutierrez A 2007 Regulation compliance by vessels and disturbance of harbour seals (*Phoca vitulina*). Canadian Journal of Zoology 85:290-294.

Kauhala K, Kurkilahti M, Ahola MP, Herrero A, Karlsson O, Kunnasranta M, Tiilikainen R, Vetemaa M. 2015. Age, sex and body condition of Baltic grey seals: Are problem seals a random sample of the population? Annales Zoologici Fennici 52: 103-114.

Jüssi M, Härkönen T, Helle E, Jüssi I. 2008. Decreasing ice coverage will reduce the breeding success of Baltic grey seal (*Halichoerus grypus*) females. Ambio 37: 80-85.

Krog JS, Hansen MS, Holm E, Hjulsager CK, Chriél M, Pedersen K, Andresen LO, Abildstrøm M, Jensen TH, Larsen LE 2015 Influenza A (H10N7) virus in dead harbor seals, Denmark. – Emerging Infectious Diseases 21: 4.

Krøyer HN (1853) Danmarks Fiske. *Trier*.

Kujawa SG, Liberman MC 2009. Adding Insult to Injury: Cochlear Nerve Degeneration after "Temporary" Noise-Induced Hearing Loss. The Journal of Neuroscience 29:14077-14085.

Königson S 2011 Seals and fisheries: a study of the conflict and some possible solutions. Doctoral thesis.

Larsen F, Krog C, Klaustrup M, Buchmann K 2015 Kortlægning af sælskader i dansk fiskeri. DTU Aqua-rapport nr. 299-2015. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 74 pp

Lauckner G 1985. Diseases of Mammalia: Pinnipedia pp 683-793 in Kinne O (ed) Diseases of Marine Animals Vol IV. Biologische Anstalt Helgoland, Hamburg.

Lepiksaar J 1964. Subfossile Robbenfunde von der schwedischen Westküste. Zeitschrift für Säugetierkunde 29:257–266.

Lepiksaar J 1983. Larsson, L ed. Animal remains from the Mesolithic bog site at Ageröd V in central Scania. Ageröd V: An Atlantic Bog Site in Central Scania 8(12): 159–168. Acta Archaeologica Lundensia.

Lepiksaar J 1986. The Holocene history of the theriofauna in Fennoscandia and Baltic countries. Striae 24:51–70.

Lock K, Newman P, Burton M, Luddington L 2004. Skomer marine nature reserve seal disturbance study 2002 & 2003 (Regional report CCW/WW/04/6). Bangor, UK, Countryside Council for Wales.

Lundström K, Hjerne O, Alexandersson K, Karlsson O 2007. Estimation of grey seal (Halichoerus grypus) diet composition in the Baltic Sea. NAMMCO Scientific Publications 6: 177-196.

Lydersen C, Kovacs KM 2010. Status and biology of harbour seals (*Phoca vitulina*) in Svalbard. NAMMCO Scientific Publications 8, 47-60.

McConnell B, Lonergan M, Dietz R 2012. 'Interactions between seals and offshore wind farms.' The Crown Estate, 41 pages.

Mehrdana F, Bahlool QZM, Skov J, Marana MHM, Sindberg D, Mundeling M, Overgaard BC, Korbut R, Strøm S, Kania PW, Buchmann K. 2014 Occurrence of zoonotic nematodes Pseudoterranova decipiens, *Contracaecum osculatum* and *Anisakis simplex* in cod (*Gadus morhua*) from the Baltic Sea. Veterinary Parasitology 205: 581-587.

Moore 2009. Climate change. Pp 238-241 in Perrin WF, Würsig B og Thewissen JGM (Eds) Encyclopedia of Marine Mammals. Elsevier, San Diego.

Murray MJ 2008. Behavioral interactions between harbor seals (Phoca vitulina) and gray seals (Halichoerus grypus) on Cape Cod, Massachusetts. Biology Master's Theses. Paper 1. http://hdl.handle.net/2047/d10016624.

Møhl U 1971, Fangstdyrene ved de Danske strande: den zoologiske baggrund for harpunerne. KUML, Årbog for Jysk Arkæologisk Selskab 1970: 297–239.

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

Nyman M, Koistinen J, Fant ML, Vartiainen T, Helle E 2002. Current levels of DDT, PCB and trace elements in the Baltic ringed seals (*Phoca hispida baltica*) and grey seals (*Halichoerus grypus*). Environmental Pollution 119: 399-412

Olsen MT, Andersen SM, Teilmann J *et al.* 2010. Status of the harbour seal (*Phoca vitulina*) in southern Scandinavia. NAMMCO Scientific Publications 8, 77-94.

Olsen MT, Galatius A, Härkönen T. in prep. The history of seal-fishery conflicts in Denmark

Olsen MT, Andersen LW, Dietz R, Teilmann J, Härkönen T, Siegismund HR 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.

Pittman A, Galatius, A, Teilmann J, Dietz R, Jarnit S, Andersen SM, Murray D, Zepeda L, Fordyce SL, Haile J, Møller PR, Bunce M, Gilbert TMP, Olsen MT. in prep. When protected becomes pest: Molecular diet analysis of grey seals (*Halichoerus grypus*) and harbour seals (*Phoca vitulina*) in Denmark in light of the seal-fisheries conflict

Pontoppidan E 1763-81. Den Danske Atlas eller Kongeriget Danemark Godiche, Copenhagen.

Ries EH, Hiby LR, Reijnders PJH 1998. Maximum likelihood population size estimation of harbour seals in the Dutch Wadden Sea based on a mark-recapture experiment. Journal of Applied Ecology 35: 332-339.

Reijnders PJH 1980. Organochlorine and heavy metal residues in harbour seals from the wadden sea and their possible effects on reproduction. Netherlands Journal of Sea Research 14: 30-65.

Reijnders PJH, Brasseur SMJM, Meesters EHWG 2010. Earlier pupping in harbour seals, *Phoca vitulina.* Biological Letters 23: 854-857.

Renouf D, Gaborko L, Galway G, Finlayson R 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.

Robillard A, Lesage V, Hammill, M 2005. Distribution and abundance of harbour seals (Phoca vitulina concolor) and grey seals (Halichoerus grypus) in the Estuary and Gulf of St Lawrence, 1994–2001. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2613:152 pp.

Romano, T. A., M. J. Keogh, C. Kelly, P. Feng, L. Berk, C. E. Schlundt, D. A. Carder, and J. J. Finneran. 2004. Anthropogenic sound and marine mammal health: measures of the nervous and immune systems before and after intense sound exposure. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 61:1124–1134.

Schreer JF, Lapierre JL, Hammill MO 2010. Stomach Temperature Telemetry Reveals that Harbor Seal (*Phoca vitulina*) Pups Primarily Nurse in the Water. *Aquat. Mamm.* 36(3), 270-277.

SCOS 2009. Scientific Advice on Matters Related to the Management of Seal Populations: 2009.
http://www.smru.st-andrews.ac.uk/files/2016/08/SCOS-2009.pdf

Shaughnessy PD, Nicholls AO, Briggs SV 2008 Do tour boats affect fur seals at Montague Island, New South Wales? Tourism in Marine Environments 5:15-27.

Southall BL, Bowles AE, Ellison WT, Finneran J, Gentry R, Green CR, Kastak CR,Ketten DR, Miller JH, Nachtigall PE, Richardson WJ, Thomas JA, Tyack PL 2007. Marine Mammal Noise Exposure Criteria. Aquatic Mammals 33:411-521.

Steiger GH, Calambokidis J, Cubbage JC, Skilling DE, Smith AW, Gribble DH 1989. Mortality of harbor seal pups at different sites in the inland water of Washington. J. Wildlife Disease, 25(3), 319-328.

Stevick P, McConnel B, Hammond P 2002 Patterns of movement. In: Hoelzel AR (ed). Marine mammal biology: an evolutionary approach. Blackwell Science, Oxford, pp. 185-216.

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

Søndergaard N-O, Joensen AH, Hansen EB 1976 Seals in Denmark (in Danish with English summary). *Danske Vildtundersøgelser* 26.

Suryan RM, Harvey JT 1999 Variability in reactions of Pacific harbor seals, *Phoca vitulina richardsi*, to disturbance. Fishery Bulletin 97:332-339.

Thompson D, Culloch R, Milne R 2013. Current state of knowledge of the extent, causes and population effects of unusual mortality events in Scottish seals. Marine Mammal Scientific Support Research Programme MMSS/001/11, 26 pp.

Thompson D, Onoufriou J, Brownlow A, Bishop A 2015. Preliminary report on predation by adult grey seals on grey seal pups as a possible explanation for corkscrew injury patterns seen in the unexplained seal deaths. Marine Mammal Scientific Support Research Programme MMSS/001/11, 15 pp.

Tyack, P. L. 2009. Human-generated sound and marine mammals. Physics today 62:39-44.

Twiss SD, Duck C, Pomeroy PP 2003 Grey seal (*Halichoerus grypus*) pup mortality not explained by local breeding density on North Rona, Scotland. J. Zool., Lond. 259: 83–91.

Van Neer A, Jensen LF, Siebert U 2015 Grey seal (Halichoerus grypus) predation on harbour seals (Phoca vitulina) on the island of Helgoland, Germany. Journal of Sea Research 97:1–4.

Vanhatalo J, Vetemaa M, Herrero A, Aho T, Tiilikainen R 2014 By-catch of grey seals (*Halichoerus grypus*) in Baltic fisheries – a Bayesian analysis of interview survey. Plos One. doi:10.1371/journal.pone.0113836.

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.

Wilson, L. and Hammond, P. 2015. Comparing the diet of harbour and grey seals in Scotland and eastern England. Sea Mammal Research Unit report to Scottish Government -St Andrews (UK).

Young PC, Lowe D 1969. Larval nematodes from fish of the subfamily Anisakinae and gastrointestinal lesions in mammals. J Comp Pathol 79:301-313.

Aaris-Sørensen K 2009 Diversity and dynamics of the mammalian fauna in Denmark throughout the last glacial–interglacial cycle, 115–0 kyr BP. *Fossils and Strata* 57.