

Skyddsvärda områden för tumlare i svenska vatten

AquaBiota Report 2016:04

Författare: Julia Carlström och Ida Carlén



AquaBiota
WATER RESEARCH

STOCKHOLM, AUGUSTI 2016

Beställare:

Utredningen är utförd av AquaBiota Water Research på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten.

Författare:

Julia Carlström (julia.carlstrom@nrm.se), Ida Carlén (ida.carlen@ccb.se)

Omslagsbild:

Tumlare i bottengarn, Danmark. Foto: Aarhus Universitet, Danmark.

Kontaktinformation:

AquaBiota Water Research AB

Adress: Löjtnantsgatan 25, 115 50 Stockholm

Tel: +46 8 522 302 40

www.aquabiota.se

Kvalitetsgranskad av:

Anna Nikolopoulos (anna.nikolopoulos@aquabiota.se)

Denna rapport ersätter AquaBiota Report 2015:02. I rapport 2015:05 presenterades kartor över isolinjer för 30 % sannolikhet för förekomst av Östersjöpopulationen av tumlare under maj – oktober, vilka angavs ringa in ca 30 % av populationen. Detta är dock felaktigt då denna sannolikhet endast ringar in ca 8 % av populationen under denna period. I rapport 2016:04 presenteras istället kartor över isolinjer för 20 % sannolikhet för förekomst av Östersjötumlare under maj – oktober, vilka ringar in ca 30 % av populationen såsom är avsett.

Distribution:

Fri

Internetversion:

Nedladdningsbar hos www.aquabiota.se

Citera som:

Carlström, J & Carlén, I. 2016. Skyddsvärda områden för tumlare i svenska vatten. AquaBiota Report 2016:04. 91 sid.

Ämnesord:

Tumlare, Natura 2000, skyddsvärda områden, påverkansfaktorer, mänskliga aktiviteter

AquaBiota Report 2016:04

Projektnummer: 2014022

ISBN: 978-91-85975-53-2

ISSN: 1654-7225

© AquaBiota Water Research 2016



AquaBiota
WATER RESEARCH



INNEHÅLL

Innehåll.....	3
Sammanfattning.....	5
Summary	6
Uppdrag och målsättning	8
Skyddsvärda områden för tumlare.....	8
Identifiering av skyddsvärda områden för tumlare	9
Påverkansfaktorer och riksintressen	15
Fiske	16
Sjöfart	18
Militära aktiviteter	19
Marina installationer	21
Marina skyddade områden.....	22
Riksintressen samt djur- och växtskyddsområden	23
Skyddsvärda områden för tumlare.....	25
Skagerrakpopulationen	25
Bälthavspopulationen	27
Östersjöpopulationen	32
Översikt av viktiga områden	37
Tumlarens ekologi	38
Populationsstruktur	38
Abundansuppskattningar.....	41
Livscykel och reproduktion	42
Ekolokaliserings- och dykförmåga.....	43
Föda	43

Påverkan av mänskliga aktiviteter på tumlare	44
Historiska fångster	45
Bifångster	45
Undervattensbuller och annan störning	47
Möjliga åtgärder för minskad påverkan på tumlare.....	52
Bifångster	52
Undervattensbuller och annan störning	54
Bevarandemål, indikatorer, bevarande-åtgärder, uppföljning och övervakning av tumlare	59
Art- och habitatdirektivet	60
Havsmiljödirektivet.....	61
Ascobans, Helcom och Ospar	63
Nationella miljökvalitetsmål, uppföljning och miljöövervakning	64
Tumlarens bevarandestatus	65
Möjligheter för framtida övervakning och uppföljning av tumlare i svenska vatten.....	66
Tack	66
Referenser	67
Bilaga 1	80
Bilaga 2.....	88

SAMMANFATTNING

I detta arbete har skyddsvärda områden för tumlare identifierats baserat på täthet eller sannolikhet för förekomst av tumlare. I Skagerrak och Kattegatt är områdena baserade på tillgängliga kartor över täthet av tumlare som har försetts med satellitsändare i danska vatten. I Östersjön har sannolikhet för förekomst beräknats baserat på tumlares ekolokaliseringsaktivitet, vilket har registrerats med hjälp av tumlarklickdetektorer i projektet Sambah (Static Acoustic Monitoring of the Baltic Sea Harbour Porpoise). Viktiga områden har identifierats för varje kvartal och det indikeras om områdena nyttjas under perioden för kalvning, parning och den första digivningen, eller om det är under den senare delen av digivningen och när kalvningen närmar sig.

Sammanlagt har åtta skyddsvärda områden identifierats för tumlare i svenska vatten:

- (1) Jyllands nordspets som nyttjas av Skagerrakpopulationen.
- (2) Fladen – Balgö, (3) Stora Middelgrund och norra Öresund, samt (4) sydvästra Östersjön. Dessa områden nyttjas främst av Bälthavspopulationen, åtminstone under sommaren. Ingen analys gjordes av viktiga områden för tumlare i sydvästra Östersjön under vinterhalvåret.
- (5) Hanöbukten, (6) söder om Öland (7) Midsjöbankarna och Hoburgs bank, samt (8) Norra Öland, vilka nyttjas av Östersjöpopulationen.

I tillägg till information om skyddsvärda områden för tumlare har även den rumsliga och tidsmässiga utbredningen av mänskliga aktiviteter som kan ha negativ påverkan på tumlare sammanställts, samt befintliga skyddade marina områden och relevanta riksintressen. De mänskliga aktiviteterna inkluderar bl.a. utvalda garnfiske, sjöfart (AIS-data), militära aktiviteter och marina installationer. För fiske och undervattensbuller presenteras generell information om påverkan på tumlare tillsammans med möjliga åtgärder för minskning. GIS-lager bifogas för skyddsvärda tumlarområden, mänskliga aktiviteter, skyddade marina områden samt riksintressen.

För var och ett av de skyddsvärda områdena ges en beskrivning av vilken tumlarpopulation som nyttjar området under olika tider på året, vilka mänskliga aktiviteter som förekommer, existerande skyddade områden och riksintressen, samt vilka åtgärder som anses var högst prioriterade för skydd av tumlare i det aktuella området. Exempel på åtgärder är användande av alternativa fiskeredskap, informationsspridning till båtförare och undvikande av uppkomst av undervattensbuller som t.ex. pålning. Det är viktigt att notera att Art- och habitatdirektivet kräver ett införande av ett strikt skyddssystem inom hela tumlarens utbredningsområde, varvid bevarandeåtgärder även kan behövas utanför de skyddsvärda områdena.

I den svenska rödlistan är tumlaren som art klassad som sårbar (VU) och i den senaste rapporteringen enligt art- och habitatdirektivet är statusen angiven som dålig (U2) i både den atlantiska och baltiska regionen. Helcom och IUCN särskiljer Östersjöpopulationen i sin klassificering och bedömer dess status som akut hotad (CR). Sambah-projektet har beräknat att Östersjöpopulationen endast utgörs av ca 500 djur (95 % konfidensintervall ca 100 – 1000). Detta ger fullt stöd till att populationen är akut hotad och visar att bevarandeåtgärder bör vidtas snarast.

SUMMARY

Important areas for harbour porpoises have been identified based on density or likelihood of occurrence of harbour porpoises. In the Skagerrak and Kattegat Seas, the areas are based on available maps of kernel densities of animals equipped with satellite transmitters in Danish waters. In the Baltic Sea the likelihood of occurrence has been modelled based on harbour porpoise echolocation activity recorded by click detectors in the Sambah project (Static Acoustic monitoring of the Baltic Sea Harbour Porpoise). The identification has been made separately for each quarter of the year, and it is indicated whether the areas are used during calving, mating and the beginning of the lactation period, or later in the lactation period and when the calving is approaching.

Eight important areas have been identified for harbour porpoises in Swedish waters:

- (1) The northern tip of Jutland, which is used by the Skagerrak population.
- (2) Fladen – Balgö, (3) Stora Middelgrund and the northern part of the Sound, and (4) the south-west Baltic Sea. These areas are primarily used by the Belt Sea population, at least during summer. No attempt was made to identify important areas in the south-west Baltic Sea during winter.
- (5) Hanö Bight, (6) South of Öland, (7) Midsjöbankarna and Hoburgs bank, and (8) Northern Öland, which are used by the Baltic Proper population.

In addition to important areas for harbour porpoises, the spatio-temporal distribution on anthropogenic activities that may have negative impact on harbour porpoises have been compiled, together with existing marine protected areas and areas of relevant national interests. The anthropogenic activities include selected gillnet fisheries, vessel traffic (AIS), military activities and marine installations. For fisheries and underwater noise, general information on impacts and mitigation measures. GIS layers of important areas for harbour porpoises, anthropogenic activities, existing marine protected areas, and areas of relevant national interests are available in Appendices.

For each identified important area, a description is given. This includes which harbour porpoise population(s) that uses the area during what times of the year, occurring anthropogenic activities, existing protected areas, areas of relevant national interests, and locally important conservation measures. Examples of measures are the use of alternative fishing gear, information campaigns to boat drivers, and avoidance of the generation of underwater noise, such as pile driving. It is important to note that according to the Habitats Directive, a system of strict protection shall be established in the species' natural range, wherefore conservation measures may also be needed outside protected areas.

The harbour porpoise is classified as Vulnerable (VU) in the Swedish redlist and Sweden has assessed its conservation status as Bad (U2) under Article 17 of the Habitats Directive, both in the Atlantic and Baltic marine regions. Helcom and IUCN gives a separate classification for the Baltic Proper population and consider it as Critically Endangered (CR). In the Sambah project, the abundance of the Baltic Proper population is estimated to ca 500 animals (95% CI ca 100 – 1000), which gives strong support to the classification as Critically Endangered and calls for urgent management actions.

UPPDRAG OCH MÅLSÄTTNING

AquaBiota Water Research har utfört detta arbete på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten. Arbetet utgör åtgärd C5 "Identifiering av lämpliga områden för skydd av tumlare i svenska vatten" inom projektet Sambah (Static Acoustic Monitoring of the Baltic Sea Harbour Porpoise, www.sambah.org, EU Life+), samt underlag till ett regeringsuppdrag till länsstyrelserna (januari 2014). Regeringsuppdraget innebär att länsstyrelserna ska lämna förslag till nya Natura 2000-områden samt komplettera befintliga Natura 2000-områden för ett flertal arter, bland annat tumlare.

Målsättningen har varit att ta fram ett överskådligt dokument innehållande information som är relevant för skydd, bevarande och uppföljning av tumlare i svenska vatten.

SKYDDSVÄRDA OMRÅDEN FÖR TUMLARE

Vid identifiering av skyddsvärda områden för tumlare har vi utgått från att art- och habitatdirektivet anger att områden som är klart avgränsade och innehåller de fysiska eller biologiska faktorerna som är avgörande för tumlares liv och fortplantning ska föreslås som skyddade områden inom Natura 2000-nätverket (se "*Bevarandemål, indikatorer, bevarandeåtgärder, uppföljning och övervakning av tumlare/ Art- och habitatdirektivet*"). Tillvägagångssättet stöds även av flera av de sju vetenskapliga kriterier som konventionen för biologisk mångfald (Convention of Biological Diversity, CBD) anger för att identifiera ekologiskt eller biologiskt viktiga marina områden (COP 9 decision IX/20 on EBSA Scientific Criteria). Kriterierna anger bland annat att områdena ska vara av särskild betydelse för arters livshistoriestadier och att de ska vara viktiga för hotade eller minskande arter och/eller habitat. Mer specifikt har Ross *et al.* (2011) listat tio guidande principer för avgränsning av prioriterade områden för småvalar. De tio principerna sträcker sig från rumsligt mycket omfattande till mer specifika avgränsningar, samt mer förvaltningsmässiga aspekter.

På större skala anges Ross *et al.* (2011) t.ex. att prioriterade områden bör innehålla tillräckligt med föda och samtliga fysiska, kemiska och biologiska egenskaper som behövs för populationens fortlevnad. Vidare bör prioriterade områden vara tillräckligt stora för att populationen ska kunna fortleva på lång sikt, samt att områdena ska ses i sitt sammanhang så att t.ex. luftföroreningar, substratpåverkan och förändrad vattenavrinning inte medför negativ påverkan. I svenska vatten är dessa aspekter närmast lämpliga att ha som utgångspunkt vid övervakning och förvaltning av tumlare inom hela deras utbredningsområde.

På mindre och mer specifik rumslig skala anges att om reproduktionsområden är kända måste dessa inkluderas i prioriterade områden. Utöver reproduktionsområden bör även områden som används för specialiserade beteenden, som t.ex. viloområden eller sociala beteenden, samt områden som används under specifika perioder (under t.ex. året eller dygnet) även inkluderas i prioriterade områden. Detta sammanfaller väl med art- och

habitatdirektivets formulering och är vad vi har använt som utgångspunkt vid identifiering av viktiga områden för tumlare.

När det gäller förvaltningsmässiga aspekter anges att samtliga mänskliga påverkansfaktorer och deras rumsliga utbredning bör tas i beaktande, främst för att kunna utarbeta skydd för de prioriterade områdena. Sist anges även att försiktighetsprincipen bör tillämpas för att ge största chans till återhämtning av hotade arter, samt att förvaltningen bör vara adaptiv och inkludera ny kunskap när den blir tillgänglig.

När de gäller de mer specifika avgränsningarna finns det idag goda underlag över tumlares uppehållsområden under reproduktionssäsongen, samt under övriga tider på året. Nedan redogörs för dessa underlag, hur områdena identifierades och vilka de resulterande skyddsvärda områdena är. För tumlare i Västerhavet finns även viss information om rumslig utbredning av vuxna honor, samt indikationer på om identifierade högdensitetsområden används som migrationskorridorer eller födosöksområden (Teilmann *et al.* 2008).

Det är viktigt att notera att trots att detta uppdrag fokuserar på skyddsvärda områden ska ett strikt skyddssystem införas i hela tumlarens naturliga utbredningsområde, t.ex. för att förhindra avsiktlig störning under reproduktionsperioden eller bifångst. Kortfattad information om detta ges i avsnitt "*Bevarandemål, indikatorer, bevarandeåtgärder, uppföljning och övervakning/ Art- och habitatdirektivet*". För säsongsmässiga kartor över populationernas i stort sett hela utbredningsområden rekommenderas Sveegaard *et al.* (2011b) för Skagerrak- och Bälthavspopulationerna, samt kommande publikationer från Sambah-projektet för Östersjöpopulationen.

Identifiering av skyddsvärda områden för tumlare

För identifiering av skyddsvärda områden för tumlare i svenska vatten har vi utgått från kartor som beskriver tumlares utbredningsmönster per kvartal. På grund av olika temporala uppdelningar i underlagsdata är kvartalen förskjutna en månad mellan Västerhavet och Östersjön. För varje kvartal har vi ringat in de områden som hyser ca 30 % av den aktuella populationen, eller för en del av en populations utbredningsområde, och vi redogör för hur kvartalet förhåller sig till tumlarens reproduktiva årscykel. I detta arbete likställer vi alltså skyddsvärda områden med högdensitetsområden för respektive population. Även i danska vatten har 30 % av populationen använts för att identifiera viktiga områden eller högdensitetsområden för tumlare (Teilmann *et al.* 2008, Sveegaard *et al.* 2011b).

Eftersom art- och habitatdirektivet, CBD samt Ross *et al.* (2011) ger särskild tyngd åt områden som är viktiga för reproduktion och livshistoriestadier redogör vi för tumlarens reproduktiva årscykel under varje kvartal. Då tumlare både har lång dräktighet och digivningsperiod (se "*Tumlares ekologiska livscykel och reproduktion*") finns det inga perioder under året som tumlare kan störas utan risk för påverkan på populationsnivå. De resulterande viktiga områdena visas i Figur 1, både kvartalsvis och sammanslagna över året.

De geografiska analyserna har utförts i ArcGIS 9.3 från Esri och överlappsanalyserna i tillägget *raster calculator*. Exempel och översiktskartor ges i form av bilder i den löpande texten, medan fullständiga GIS-underlag bifogas rapporten på medföljande digitalt medium.

Följande GIS-filer rörande viktiga områden för tumlare beskrivs kortfattat i Tabell 1 i Bilaga 1 och är tillgängliga på bifogat digitalt medium:

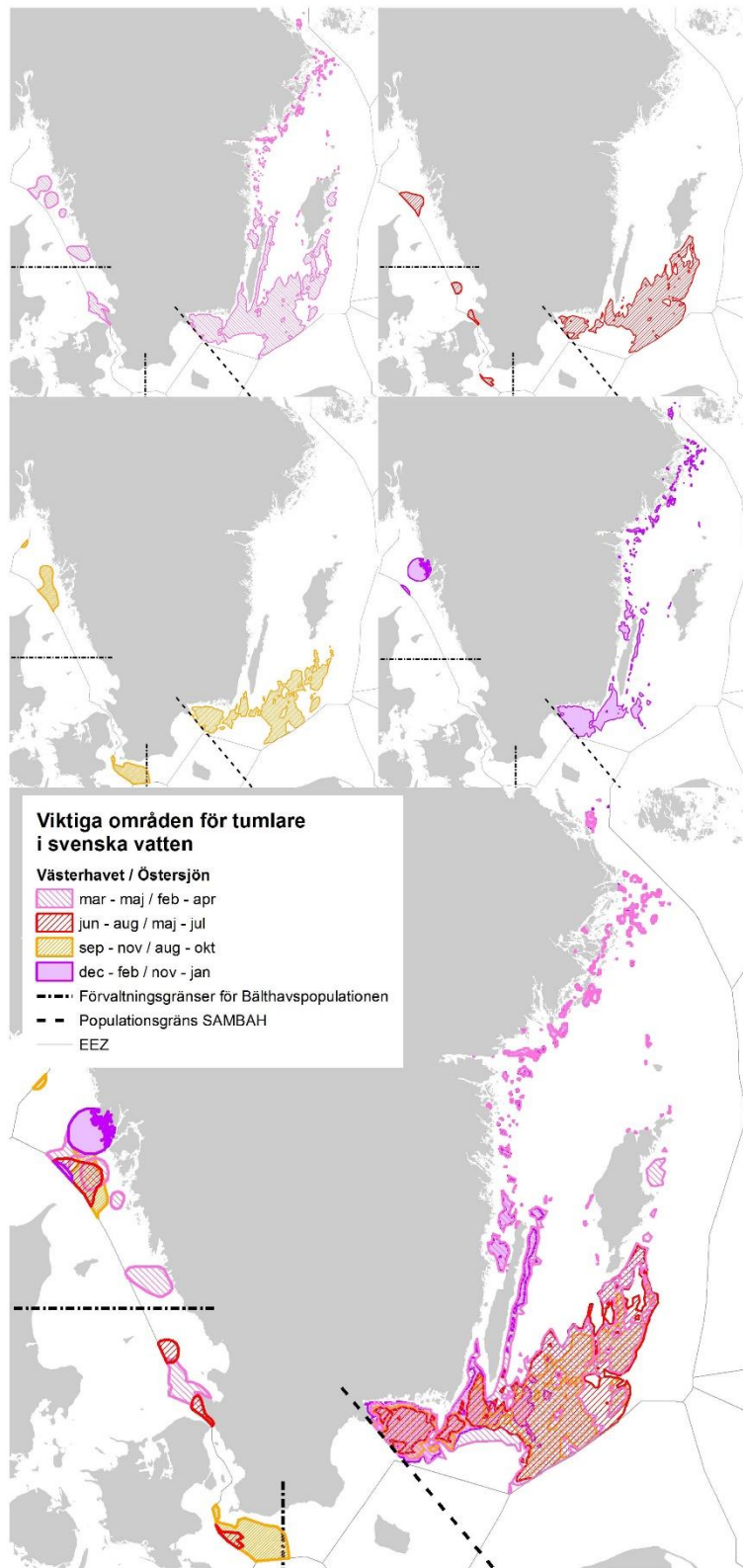
- Skyddsvärda områden för tumlare i svenska vatten per kvartal

Viktiga områden för tumlare i Västerhavet

I Västerhavet har vi utgått från publicerade resultat om utbredning och täthet av vilda tumlare som försetts med satellitsändare i danska vatten (Teilmann *et al.* 2008, Sveegaard *et al.* 2011b). Tumlarna har bifångats i s.k. bottengarn. Bottengarnen används kustnära ut till ett djup på ca 5 – 10 m. De består av en lång ledarm som går ut vinkelrätt från stranden och avslutas med en fälla; ett rum med nätväggar som är öppet vid ytan och har en sidoöppning där fisk och tumlare kan simma in. Nätet har så liten maskstorlek (ca 2 cm) att risken för att tumlare ska fastna i nätet och drunkna i princip är obefintlig. Tumlare som kommit in i nätgården kan därför simma fritt inom den och dyka ner till botten. Genom ett etablerat samarbete meddelar fiskare när en tumlare fångats och forskare kan ta sig till platsen för att fästa sändaren på tumlarens ryggfena.

De analyserade resultaten är baserade på 24 djur märkta i området kring Skagen på Jyllands nordspets, samt 40 djur märkta i Kattegatt, Lilla Bält, Stora Bält eller västra Östersjön under perioden 1997 – 2007. Satellitsändarna sände information om tumlares rörelsemönster under 14 – 349 dygn (median 98 dygn), i genomsnitt 1,87 positioner för varje tumlare och dygn. Positionerna filtrerades med avseende på avstånd mellan två på varandra följande positioner, vinkel på förflyttning samt simhastighet, för att minska antalet felaktiga positioner (Sveegaard *et al.* 2011b). För att minska effekterna av det rumsliga och temporala beroendet mellan positioner användes endast en position från var fjärde dag för varje individ.

Teilmann *et al.* (2008) och Sveegaard *et al.* (2011b) presenterar resultaten i form av kärnområdesanalyser. Kärnområdesdensiteter beräknades som densiteten av alla satellitpositioner inom en viss sökradie, ett s.k. *moving window*. Densiteten delades sedan in i s.k. procentuella volymkonturer, vilka beskriver det minsta geografiska området inom vilket en viss procent av positionerna ligger. Till exempel omfattar 10 %-konturen 10 % av positionerna och är små områden med mycket hög densitet, medan 90 %-konturen omfattar 90 % av positionerna och representerar nästan hela utbredningsområdet för alla positioner. I detta uppdrag valde vi 30 %-konturen då dessa områden innehåller en ansenlig andel av populationen inom relativt små områden.



Figur 1. Viktiga områden för tumlare i svenska vatten per kvartal samt helår. Observera att i sydvästra Östersjön har ingen analys gjorts för perioden november – april. Områdena i Skagerrak och Kattegatt är baserade på Sveegaard et al. (2011b) och i Östersjön på Sambah (opublicerade resultat). Förvaltningsgränser för Bälthavspopulationen enligt Sveegaard et al. (2015) respektive geografisk populationsuppdelning mellan Bälthavs- och Östersjöpopulationen enligt Sambah, båda under sommaren.

Som underlag för identifiering av högdensitetsområden använde vi oss av publicerade kartor över kärnområdesdensiteter (Sveegaard *et al.* 2011b). Dessa kartor och därmed de resulterande viktiga områdena är indelade i kvartal, under vilka tumlarens reproduktion ser ut enligt följande (se "Tumlarens ekologi/ Livscykel och reproduktion"):

- Mars – maj: Fjölårskalvarna upphör efterhand att dias, dräktigheten närmar sig sitt slut och årets första kalvar börjar födas.
- Juni – augusti: Merparten av både kalvning och parning sker. De nyfödda kalvarna dias.
- September – november: Troligtvis sker årets sista parningar, majoriteten av de könsmogna honorna är dräktiga och ger di.
- December – februari: Dräktighet och digivning fortgår för majoriteten av de könsmogna honorna.

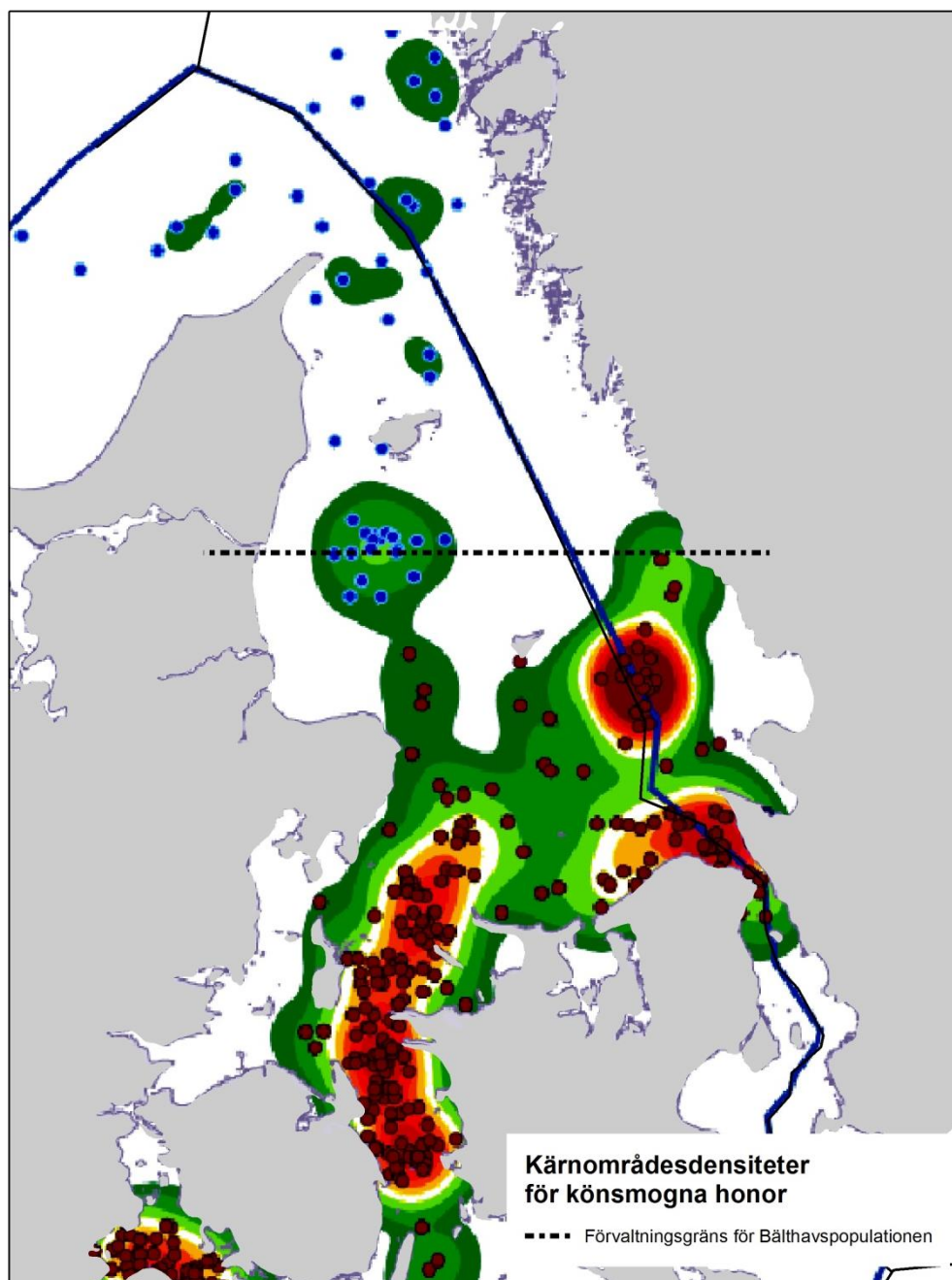
I tillägg till kärnområdesdensiteter beräknade för alla satellitmärkta tumlare presenterar Teilmann *et al.* (2008) även kärnområdesdensiteter för två vuxna honor märkta vid Skagen och sex märkta i inre danska vatten (Figur 2). Resultaten från dessa ger viss indikation på områdenas betydelse för vuxna honor, särskilt för Bälthavspopulationen. Teilmann *et al.* (2008) anger även om identifierade högdensitetsområden in danska vatten används som migrationskorridorer eller födosöksområden. Migrationskorridorer definierades som att satellitmärkta tumlare stannade två dagar eller mindre i det identifierade högdensitetsområdet, medan födosöksbeteende definierades som att tumlare stannade mer än två dagar. Resultaten från dessa analyser är inkluderade i områdesbeskrivningarna nedan. Motsvarande information finns ännu inte tillgänglig för tumlare i Östersjön.

Genom att använda oss av resultaten från Sveegaard *et al.* (2011b) och Teilmann *et al.* (2008) gör vi antagandet att uppehållsområdena för de tumlare som har märkts med satellitsändare i danska vatten även är representativa för tumlare som tillhör Skagerrak- och Bälthavspopulationen i svenska vatten. En akustisk tumlarinventering som genomfördes i både svenskt och danskt vatten i Skagerrak och Kattegatt under 2007 fann en stark rumslik korrelation mellan kärnområdesdensitet och ekolokaliseringsfrekvens, vilket tyder på att resultaten från kärnområdesanalyserna är representativa för både svenskt och danskt vatten i dessa hav (Sveegaard *et al.* 2011a). Det kan även noteras att det sammantagna utbredningsområdet av de satellitmärkta tumlarna sträcker sig nästan från Färöarna i nordväst till Blekinge i sydost, vilket visar att de märkta tumlarna inte var lokala "danska" djur.

Viktiga områden för tumlare i Östersjön

I Östersjön har vi använt oss av modellerad sannolikhet för förekomst av tumlare per månad för att identifiera och viktiga områden. Underlaget är framtaget inom Sambah-projektet med projektmedlemmar i alla EU-länder kring Östersjön. Sambahs främsta mål var att beräkna antalet tumlare i Östersjön samt deras geografiska utbredning över året. Med hjälp av data om tumlares ekolokaliseringsfrekvens insamlad vid ca 300 stationer under två års tid har sannolikheten för tumlares förekomst (närvaro/frånvaro) modellerats med hjälp av miljövariabler såsom djup, bottenens lutning, lutningsriktning

och bottenkomplexitet. Baserat på modellen samt den rumsliga utbredningen av dessa miljövariabler har sedan kartor över sannolikheten för förekomst av tumlare beräknats inom studieområdet. Studieområdet omfattar djup från 5 till 80 m. Mer utförlig information om metoder och resultat kommer att presenteras i publikationer från Sambah-projektet.



Figur 2. Kärnområdesdensiteter beräknade för två köns mogna honor märkta med satellitsändare vid Skagen och sex i inre danska vatten (georefererad bild från Teilmann et al. 2008). Förvaltningsgränser för Bälthavspopulationen under sommaren enligt Sveegaard et al. (2015).

Bearbetningen av Sambah-resultaten liknar till stor del den som gjordes för data från satellitmärkta djur i Västerhavet. Även här skapade vi polygoner för att ringa in

områden med större sannolikhet för förekomst. På grund av egenskaper i underlagsdata är de identifierade viktiga områdena mer fragmenterade och oregelbundna än de som är baserade på kärnområdesdensiteter. Figur 1 samt GIS-lagren i Bilaga 1 innehåller samtliga polygoner med vald sannolikhet för förekomst av tumlare (se metod och resulterande sannolikhet för förekomst nedan). I beskrivningarna av skyddsvärda områden (*Skyddsvärda områden för tumlare/ Östersjöpopulationen*) är dock inte det stora antalet små områden som identifierats som viktiga längs norra Götalandskusten och Svealandskusten under november – april inkluderade. Detta beror främst på att de större och mer sammanhängande områdena hyser fler djur, både genom sin storlek och genom att tre av dem nyttjas i stor utsträckning under hela året, och därmed bedöms som mer skyddsvärda.

För att viktiga tumlarområden baserat Sambah-underlaget ska vara jämförbara med de som baserats på satellitdata var målsättningen att även här ringa in de områden som ca 30 % av populationerna uppehåller sig inom. För att kunna korrelera sannolikheten för förekomst inom ett inringat område till andelen av populationen som uppehåller sig inom samma område gjorde vi överslagsräkningar baserat på följande två antaganden:

1. Medelvärdet inom varje förekommande sannolikhetsintervall är representativt för hela sannolikhetintervallet, dvs. 5 % sannolikhet för förekomst är representativt för intervallet 0 – 10 %, 15 % är representativt för 10 – 20 % osv.
2. Sambandet mellan sannolikhet för förekomst och täthet är linjärt.

Eftersom Sambah-projektet visar en rumslig separation mellan Bälthavs- och Östersjöpopulationen vid Bornholmsdjupet under maj – oktober (se "*Tumlares ekologi/ Populationsstruktur*") gjorde vi separata överslagsräkningar för dessa delområden. Beräkningarna gjordes på kartan över tumlares genomsnittliga utbredning under denna sexmånadersperiod och den nivå av sannolikhet som vi fann motsvara 30 % av djuren under denna period tillämpades sedan separat på olika kvartal. För havsområdet väster om Bornholmsdjupet, dvs. inom Bälthavspopulationens östligaste utbredningsområde, fann vi att gränsen för minst 96 % sannolikhet för förekomst ringade in ca 30 % av tumlarna under maj – oktober. Eftersom analysen endast omfattade en del av Bälthavspopulationens utbredningsområde anger resultatet endast att det var 30 % av Bälthavstumlarna i den här delen av deras utbredningsområde, men vi kan inte säkerställa hur detta förhåller sig till populationen som helhet. I havsområdet öster om Bornholmsdjupet, dvs. för den betydligt glesare Östersjöpopulationen, ringade gränserna för minst 20 % sannolikhet för förekomst in ca 30 % av populationen under samma period. För båda populationerna skiljer sig de områden som vi identifierade som viktiga under maj – juli respektive augusti – oktober ganska mycket i storlek. För Östersjötumlarna tyder detta på att de är olika mycket aggregerade under de två tremånadersperioderna. För Bälthavspopulationen kan det både bero på olika grad av aggregation och att antalet djur förändras via migration till och från de mer centrala delarna av populationens utbredningsområde.

Under november – april visar Sambah inte på en tydlig rumslig separation mellan Bälthavs- och Östersjöpopulationen. Istället sprider Östersjötumlarna ut sig inom större delar av studieområdet, och kanske även ännu längre västerut, medan en stor andel av

Bälthavstumlarna förflyttar sig västerut utanför Sambahs studieområde. Detta innebär att under november – april hyser området väster om Bornholmsdjupet tumlare från både Bälthavs- och Östersjöpopulationen, medan området öster om Bornholmsdjupet endast hyser en del av Östersjöpopulationen. För perioden november – april försökte vi inte identifiera viktiga områden för tumlare väster om Bornholmsdjupet pga. otillräckliga resurser samt kunskapsbrist om fördelningen av djur från de två olika populationerna. Det skulle vara möjligt att identifiera de områden inom vilka ca 30 % av samtliga djur som uppehåller sig i området, men det är idag inte möjligt att göra det separat för Bälthavs- och Östersjöpopulationen. Detta innebär alltså att avsaknaden av identifierade viktiga områden för tumlare väster om Bornholmsdjupet under maj – oktober inte beror på att sådana inte finns, utan på att analyserna är ofullständiga. Öster om Bornholmsdjupet ringade vi in viktiga områden för Östersjöpopulationen under november – april baserat på samma sannolikhet för förekomst som under maj – oktober, dvs. 20 %. Inga beräkningar gjordes dock för att analysera om denna sannolikhetsnivå korrelerade till 30 % av djuren inom området även under denna sexmånadersperiod.

Eftersom Sambah fann en tydlig rumslig separation mellan Bälthavs- och Östersjöpopulationerna under maj – oktober delade vi in Sambah-underlaget i kvartal som ligger en månad tidigare än i Västerhavet. De resulterande kvartalen och vad som då sker i tumlarens reproduktiva årscykel är följande (se *"Tumlarens ekologi/ Livscykel och reproduktion"*):

- Maj – juli: Årets kalvar föds, de dias och parningen påbörjas.
- Augusti – oktober: Parningen avslutas och kalvarna får fortsatt di.
- November – januari: Majoriteten av de köns mogna honorna är dräktiga och ger di.
- Februari – april: Fjölårskalvarna upphör efterhand att dias och dräktigheten närmar sig sitt slut.

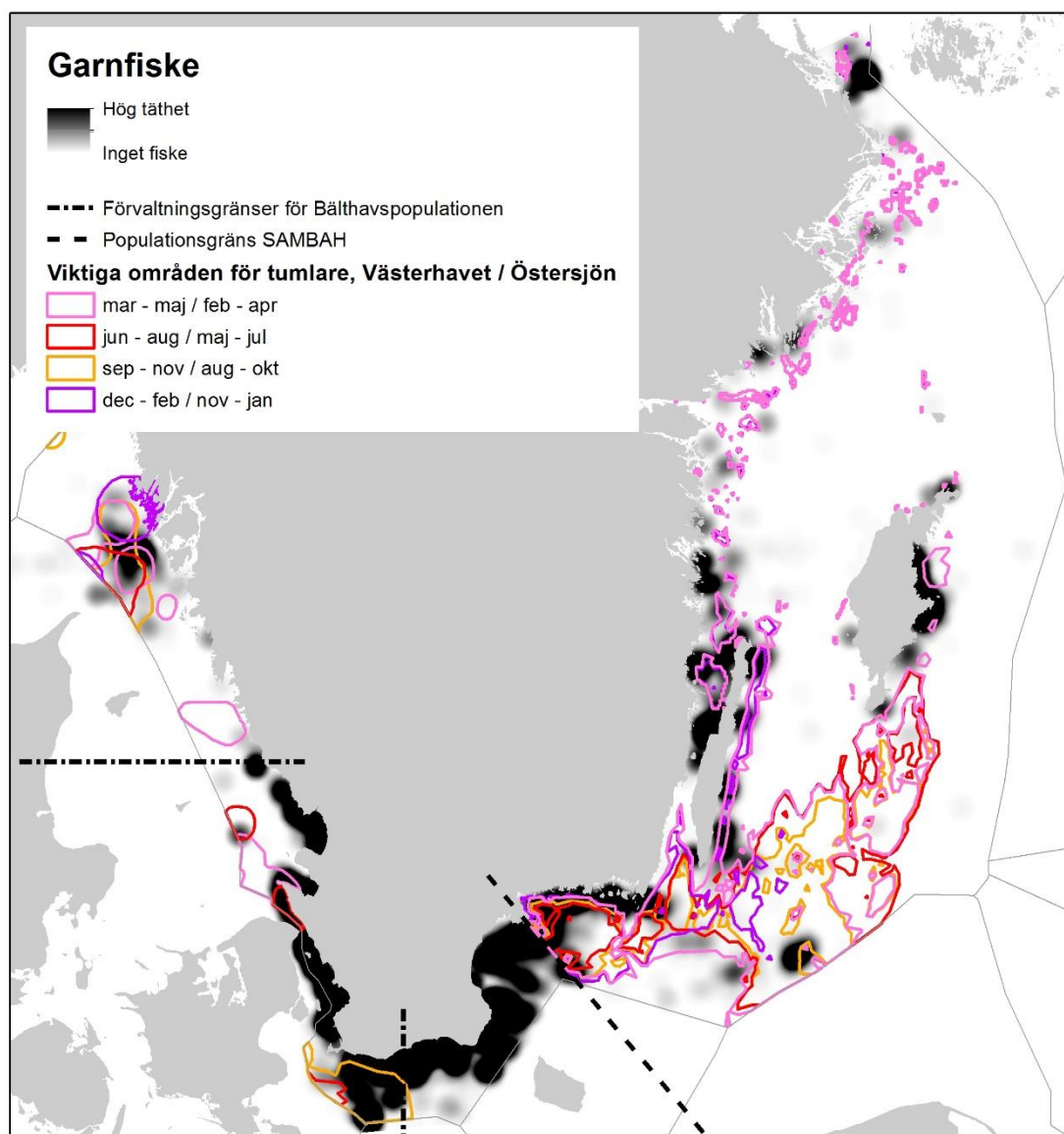
För Östersjön finns ännu ingen kompletterande information om hur tumlare nyttjar identifierade högdensitetsområden. Det är idag inte möjligt att särskilja ekolokaliseringssignaler från kalvar och vuxna djur.

PÅVERKANSFAKTORER OCH RIKSINTRESSEN

Art- och habitatdirektivet anger att vid behov ska nödvändiga bevarandeåtgärder vidtas inom de skyddade områdena. Vidare ska ett strikt skyddssystem och ett system för övervakning av fångst och oavsiktligt dödande införas inom artens hela naturliga utbredningsområde (se *"Bevarandemål, indikatorer, bevarandeåtgärder, uppföljning och övervakning av tumlare/ Art- och habitatdirektivet"*).

För att ge en nationell bild över potentiella påverkansfaktorer har vi sammanställt tillgängliga GIS-underlag över mänskliga aktiviteter som kan ha negativ påverkan på tumlare i svenska vatten. Sammanställningen inkluderar även existerande marina skyddade områden, även om endast ett fåtal är utformade för att skydda tumlare idag, samt relevanta riksintressen och djur- och växtskyddsområden. Riksintressen är

inkluderade eftersom de utgör ett stöd i rumslig planering. Den huvudsakliga källan vid datainsamlingen har varit statliga myndigheter såsom länsstyrelser och nationella myndigheter. Tabeller över sammanställda påverkansfaktorer, marina skyddade områden och riksintressen finns i Bilaga 1, med hänvisning till GIS-filer som återfinns på separat digitalt medium, samt kortfattad beskrivning.



Figur 3. Kärnområdesdensitet av garn där man fångat torsk, piggvar, rödspotta, skrubbskädda eller sjurygg under 2011 – 2013. Då det är svårt att urskilja nyanserna i de mörkare gråtonerna är GIS-lagren är bättre att använda vid jämförelser mellan havsområden. Förvaltningsgränser för Bälthavspopulationen enligt Sveegaard et al. (2015) respektive geografisk populationsuppdelning mellan Bälthavs- och Östersjöpopulationen enligt Sambah, båda under sommaren.

Fiske

Påverkanslagren för fiske är baserade på en sammanställning av fiskeansträngning som gjorts av Havs- och vattenmyndigheten (Havs- och vattenmyndigheten 2014b). Denna sammanställning består av fiskelogspositioner från åren 2011 – 2013. För varje fångad

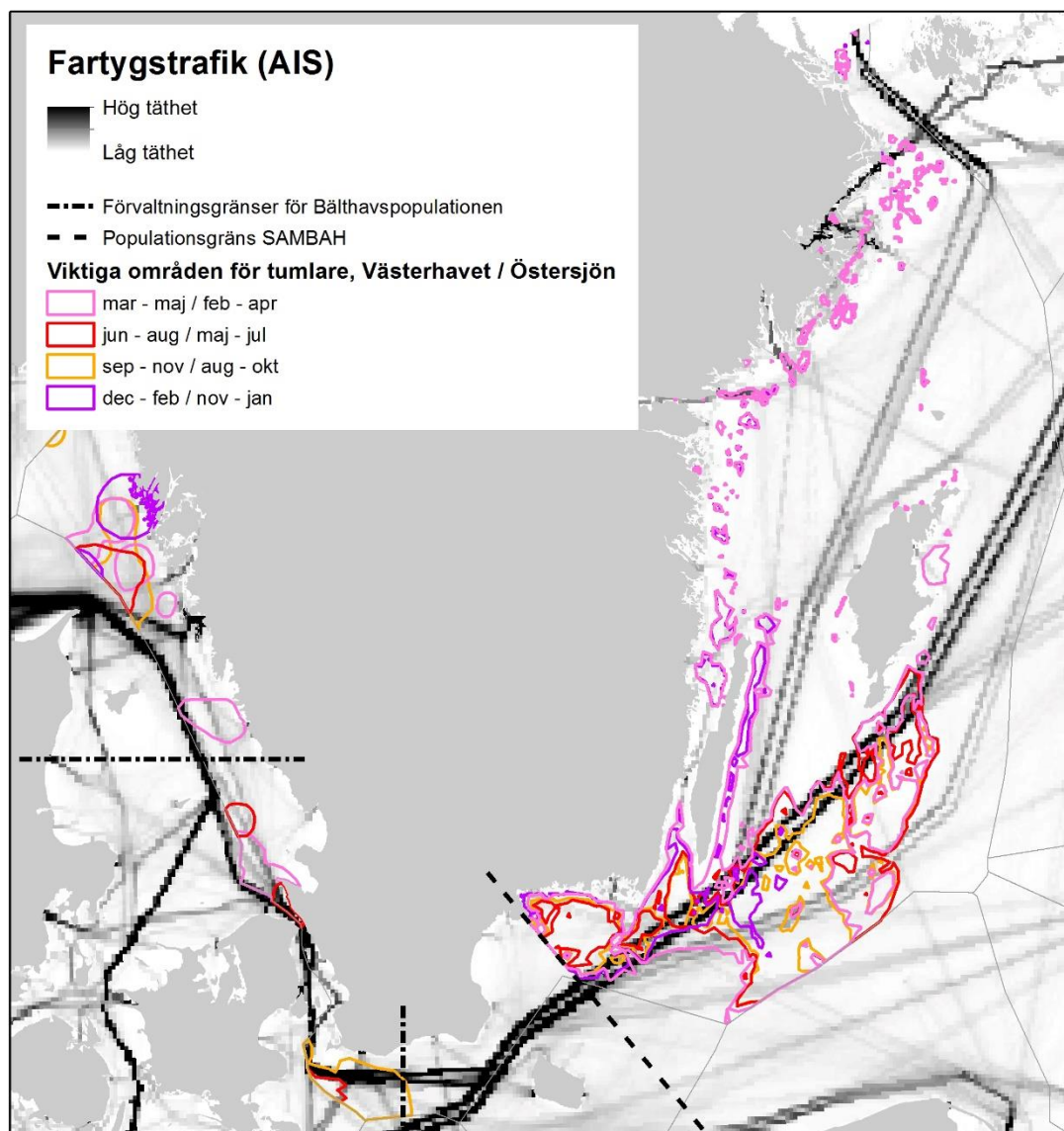
art anges position, redskapstyp (garn, bottentrål och snurrevad, burar och fällor etc.) och fångstens kvantitet. Uppgift om t.ex. garntyp eller vilka fångster som är från samma fisketillfälle anges inte i sammanställningen. För att få en generell bild av fiskeansträngningen med bottensatta stormaskiga nät (se *"Påverkan av mänskliga aktiviteter på tumlare/ Bifångster"*) och undvika att ett och samma fisketillfälle räknades flera gånger gjorde vi ett urval på loggpunkter där följande arter hade fångats med redskapsgruppen garn: torsk (*Gadus morhua*), piggvar (*Scophthalmus maximus*), skrubbskädda (*Platichthys flesus*), rödspotta (*Pleuronectes platessa*) samt sjurygg (*Cyclopterus lumpus*). Som ett relativt mått på fiskeansträngningen summerade vi antalet utvalda loggpunkter inom en radie på en mil (10 000 m) per säsong. I Figur 3 visas relativ täthet av garnfiske med fångst av torsk, piggvar, skrubbskädda, rödspotta, och sjurygg för perioden 2011 – 2013.

I avsnitt *"Skyddsvärda områden för tumlare"* ges i vissa fall kommentarer om bottentrålning. Dessa kommentarer är baserade på noterad förekomst, men inte analyser, av fiskeansträngning med redskapsgruppen "bottentrål och snurrevad" i Havs- och vattenmyndighetens sammanställning. Fritidsfiske är inte inkluderat i sammanställningen.

Nedanstående GIS-filer rörande fiske beskrivs kortfattat i Tabell 2 i Bilaga 1 och är tillgängliga på bifogat digitalt medium. Samtliga kärnområdesdensiteter är beräknade på fångster i redskapsgruppen garn.

- Fiskelogg
- Kärnområdesdensitet torskfångst helår
- Kärnområdesdensitet torskfångst jun – aug
- Kärnområdesdensitet torskfångst sep – nov
- Kärnområdesdensitet torskfångst dec – feb
- Kärnområdesdensitet torskfångst mar – maj
- Kärnområdesdensitet piggvarsfångst helår
- Kärnområdesdensitet piggvarsfångst jun – aug
- Kärnområdesdensitet piggvarsfångst sep – nov
- Kärnområdesdensitet piggvarsfångst dec – feb
- Kärnområdesdensitet piggvarsfångst mar – maj
- Kärnområdesdensitet skrubbskäddefångst helår
- Kärnområdesdensitet skrubbskäddefångst jun – aug
- Kärnområdesdensitet skrubbskäddefångst sep – nov
- Kärnområdesdensitet skrubbskäddefångst dec – feb
- Kärnområdesdensitet skrubbskäddefångst mar – maj
- Kärnområdesdensitet rödspottefångst helår
- Kärnområdesdensitet rödspottefångst jun – aug
- Kärnområdesdensitet rödspottefångst sep – nov
- Kärnområdesdensitet rödspottefångst dec – feb
- Kärnområdesdensitet rödspottefångst mar – maj
- Kärnområdesdensitet sjuryggsfångst helår
- Kärnområdesdensitet sjuryggsfångst jun – aug
- Kärnområdesdensitet sjuryggsfångst sep – nov
- Kärnområdesdensitet sjuryggsfångst dec – feb

- Kärnområdesdensitet sjuryggsfångst mar – maj
- Kärnområdesdensitet utvalda arter helår
- Fiskodlingar
- Musselodlingar



Figur 4. Månadsmedelvärde för AIS-trafik under 2011. Förvaltningsgränser för Bälthavspopulationen enligt Sveegaard et al. (2015) respektive geografisk populationsuppdelning mellan Bälthavs- och Östersjöpopulationen enligt Sambah, båda under sommaren.

Sjöfart

För sjöfart finns det två huvudtyper av farkoster att ta hänsyn till; kommersiella fartyg respektive fritidsbåtar. Alla fartyg över 300 ton ska enligt FN-organet IMO (International Maritime Organisation) vara utrustade med AIS (Automatic Identification System). AIS är ett system som gör det möjligt att identifiera och följa ett fartygs rörelser genom sändare på fartyg samt mottagare på fartyg såväl som i land. AIS-informationen har hög

upplösning i tid och rum. I detta arbete har vi använt oss av ett lager som summerar all AIS-trafik under 2011 för att få en generell bild av fartygens rumsliga fördelning och se hur den överlappar med viktiga områden för tumlare. I Figur 4 visas månadsmedel av fartygstrafik under 2011, sammanställt av Helcom (<http://maps.helcom.fi/website/MaritimeResponse/index.html>). Beräkningar av påverkansområden för tumlare från fartygstrafiken har inte gjorts i detta uppdrag. När det gäller fritidsbåtstrafik saknas idag i stort sett information om rumslig utbredning till sjöss eftersom det inte finns några krav på att mindre båtar använder AIS eller motsvarande system. Här redovisar vi information om gästhamnar, bryggor och ankringsplatser (Naturvårdsverket 2010), men tyvärr ger dessa lager mycket begränsad information om utbredning och täthet av fritidsbåtstrafik till sjöss.

Följande GIS-filer rörande fartygstrafik och fritidsbåtstrafik beskrivs kortfattat i Tabell 3 i Bilaga 1 och är tillgängliga på bifogat digitalt medium:

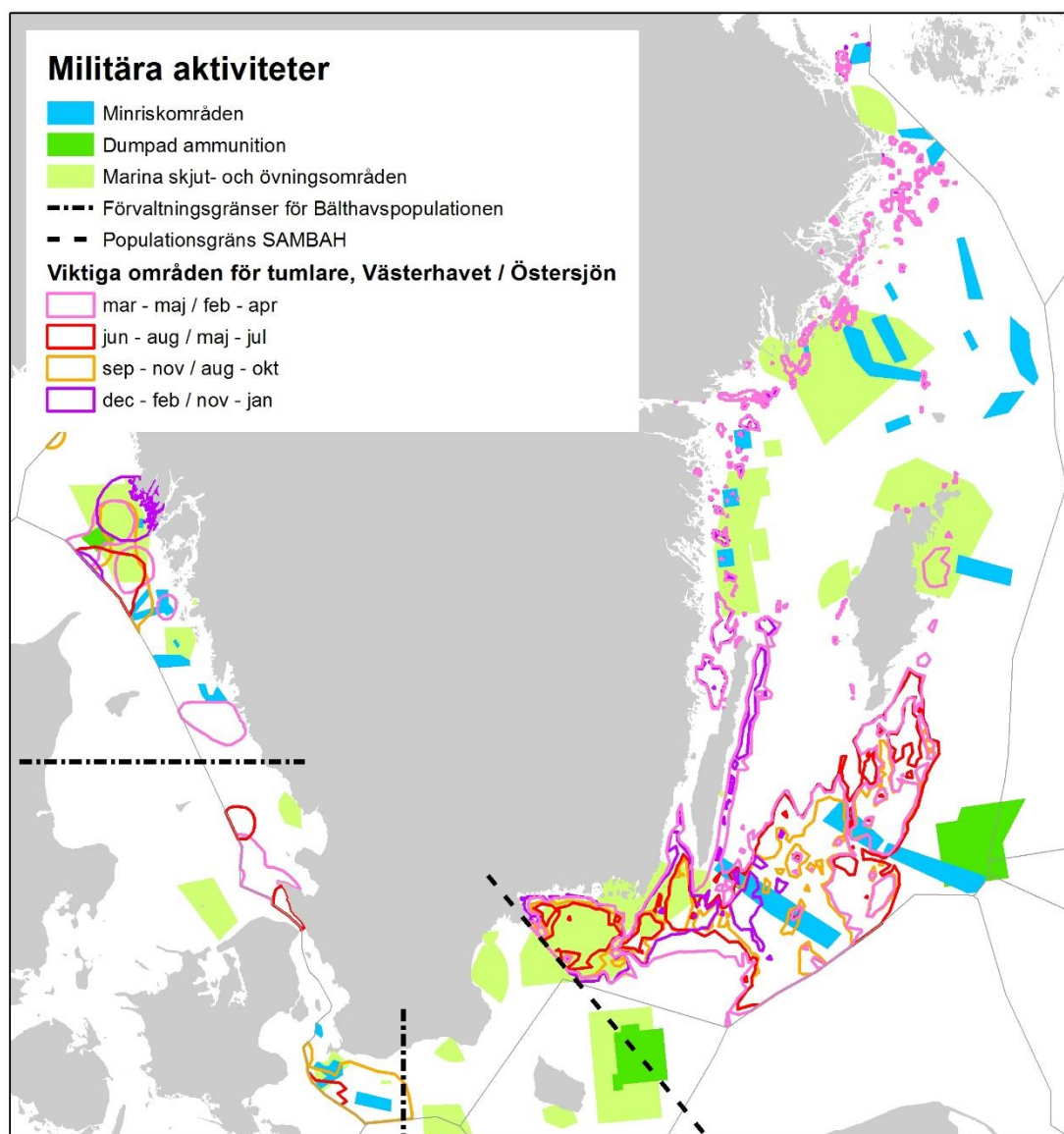
- AIS månadsmedel för 2011
- Badplatser
- Gästhamnar
- Naturhamnar
- Svenska kryssarklubbens (Sxk) bojar
- Bryggor
- Ankringsplatser

Militära aktiviteter

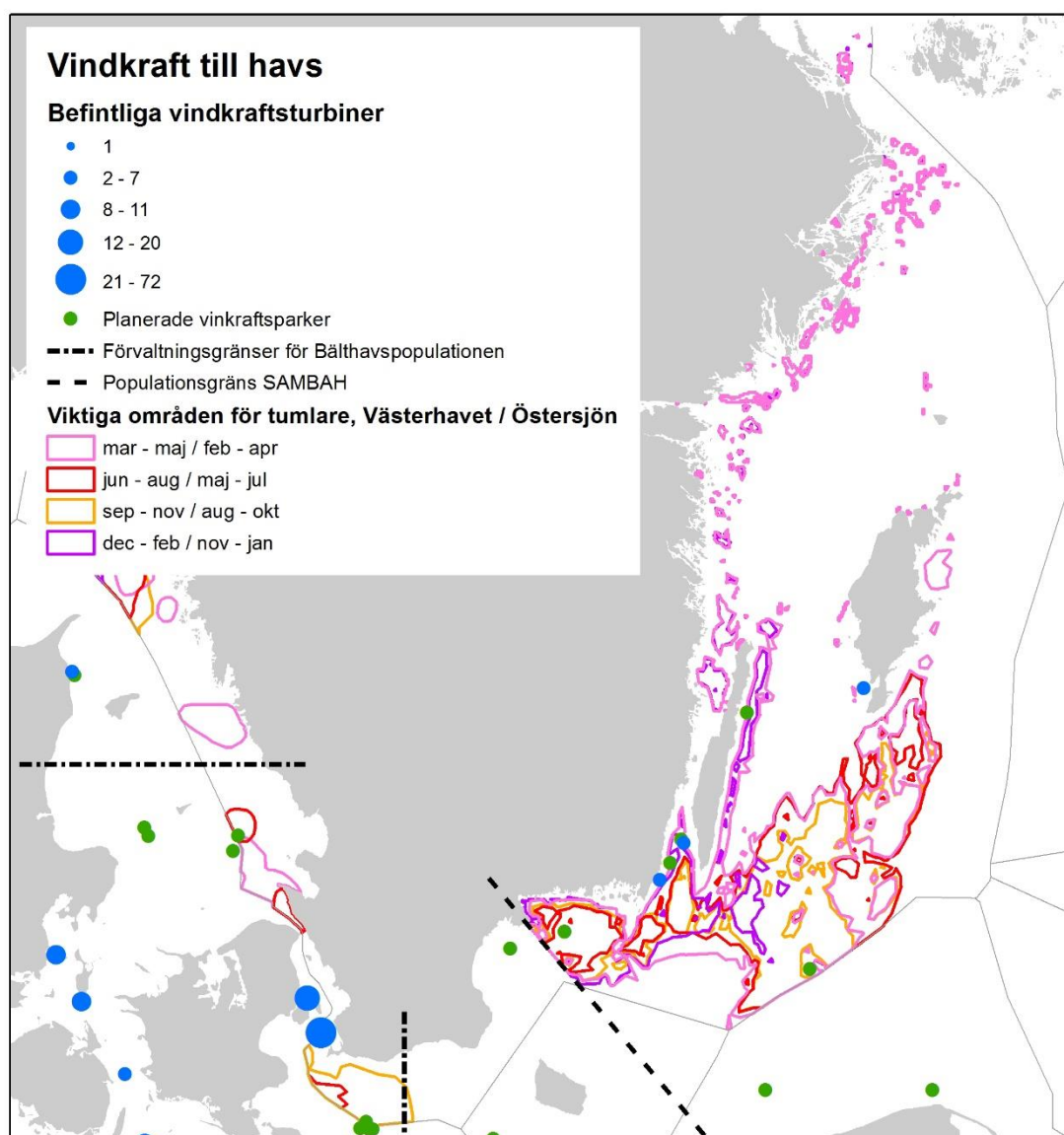
Militära aktiviteter som t.ex. skjutövningar, undervattenssprängningar och sonarövningar kan pågå i alla svenska vatten, men är mer vanligt förekommande inom avgränsade skjut- och övningsområden. Minröjning kan förekomma i identifierade minriskområden. Dumpad ammunition kan läcka kemikalier som påverkar den marina miljön. Här har vi haft tillgång till GIS-lager som beskriver skjut- och övningsområden, minriskområden samt områden där ammunition har dumpats (Figur 5).

Nedanstående GIS-filer rörande militära aktiviteter har sammanställts från Försvarmakten (2014) samt Naturvårdsverket (2010). Filerna beskrivs kortfattat i Tabell 4 i Bilaga 1 och är tillgängliga på bifogat digitalt medium:

- Marina skjut- och övningsområden
- Minriskområden
- Dumpad ammunition



Figur 5. Militära aktiviteter i svenska vatten. Förvaltningsgränser för Bälthavspopulationen enligt Sveegaard et al. (2015) respektive geografisk populationsuppdelning mellan Bälthavs- och Östersjöpopulationen enligt Sambah, båda under sommaren.



Figur 6. Befintliga och planerade marina vindkraftsparker. Notera att vindkraftsparkernas verkliga rumsliga utbredning eller eventuella påverkanszon inte kan utläsas ur denna karta. Förvaltningsgränser för Bälthavspopulationen enligt Sveegaard et al. (2015) respektive geografisk populationsuppdelning mellan Bälthavs- och Östersjöpopulationen enligt Sambah, båda under sommaren.

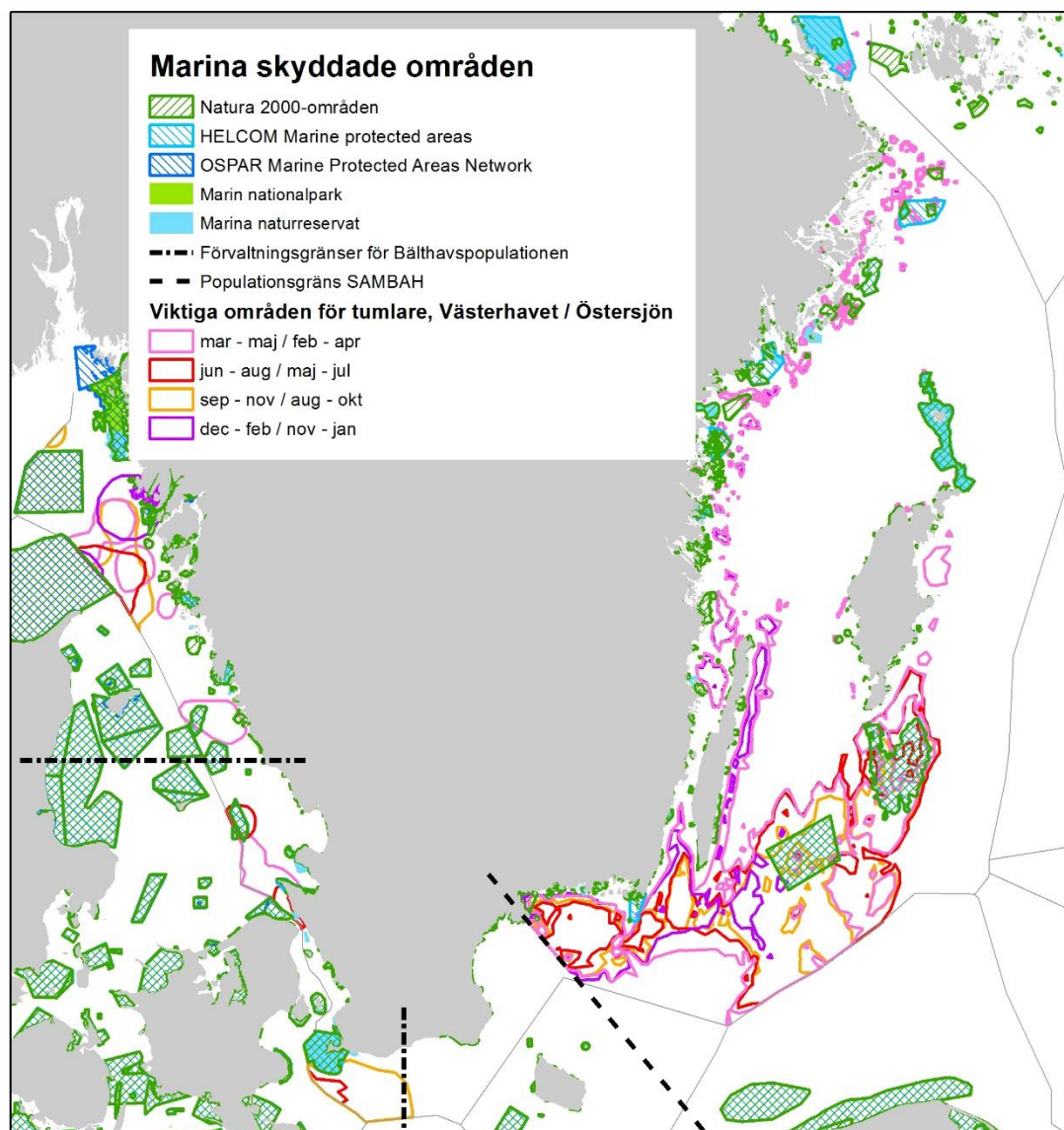
Marina installationer

Installationer till havs kan till exempel vara vindkraftverk, kablar eller rör. Vi har haft tillgång till lager som beskriver havsbaserad vindkraft i drift, planerade vindkraftsparker till havs, undervattenskablar och rör (Figur 6; Naturvårdsverket 2010). I områdesbeskrivningarna ges information om aktuell status för relevanta vindkraftsparker. Denna information har hämtats från 4C Offshores webbaserade databas (<http://www.4coffshore.com>).

Följande GIS-filer rörande marina installationer beskrivs kortfattat i Tabell 5 i Bilaga 1 och är tillgängliga på bifogat digitalt medium:

- Vindkraftsparker i drift

- Planerade vindkraftsverk
- Kablar och rör



Figur 7. Natura 2000-områden, Helcom Marine Protected Areas, Oskar Marine Protected Areas, marina naturreservat samt marina nationalparker. I svenska vatten visas endast de Natura 2000-områden som innehåller marina naturtyper, medan alla Natura 2000-områden visas för övriga länder. I Kattegatt sammanfaller Helcom Marine Protected Areas med Oskar Marine Protected Areas och i kartan visas dessa som Helcom Marine Protected Areas. Förvaltningsgränser för Bälthavspopulationen enligt Sveegaard et al. (2015) respektive geografisk populationsuppdelning mellan Bälthavs- och Östersjöpopulationen enligt Sambah, båda under sommaren.

Marina skyddade områden

Här har vi sammanställt ett flertal olika typer av marina skyddsformer (Figur 7) som kan vara relevanta för tumlare. Olika typer av skyddsformer sammanfaller ofta med varandra, vilket gör att det är vanligt att ett och samma område är både Natura 2000-område och naturreservat, eller marint Natura 2000-område och Helcom Marine

Protected Area (tidigare Baltic Sea Protected Area) eller Oskar Marine Protected Area. De sammanställda skyddade områdena är idag ofta inte utformade för att skydda tumlare, men vissa av dem skulle potentiellt kunna bidra till skydd om förändringar görs i deras utformning eller tillämpning. I de fall då områden med höga tätheter av tumlare sammanfaller med eller angränsar till skyddade områden föreslår vi nedan förändringar och/eller tillägg till den rumsliga utformningen, eller om tumlare bör tas upp på listan över förekommande skyddsvärda arter. GIS-lager för Oskars respektive Helcoms marina skyddade områden har hämtats från respektive organisations webbplats (www.ospar.org, www.helcom.fi) och för svenska marina Natura 2000-områden, marina naturreservat och marina nationalparker från Havs- och vattenmyndigheten (2016). Lager för samtliga europeiska Natura 2000-områden (oavsett naturtyp) har hämtats från Europeiska miljöbyråns hemsida (<http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/natura-6>).

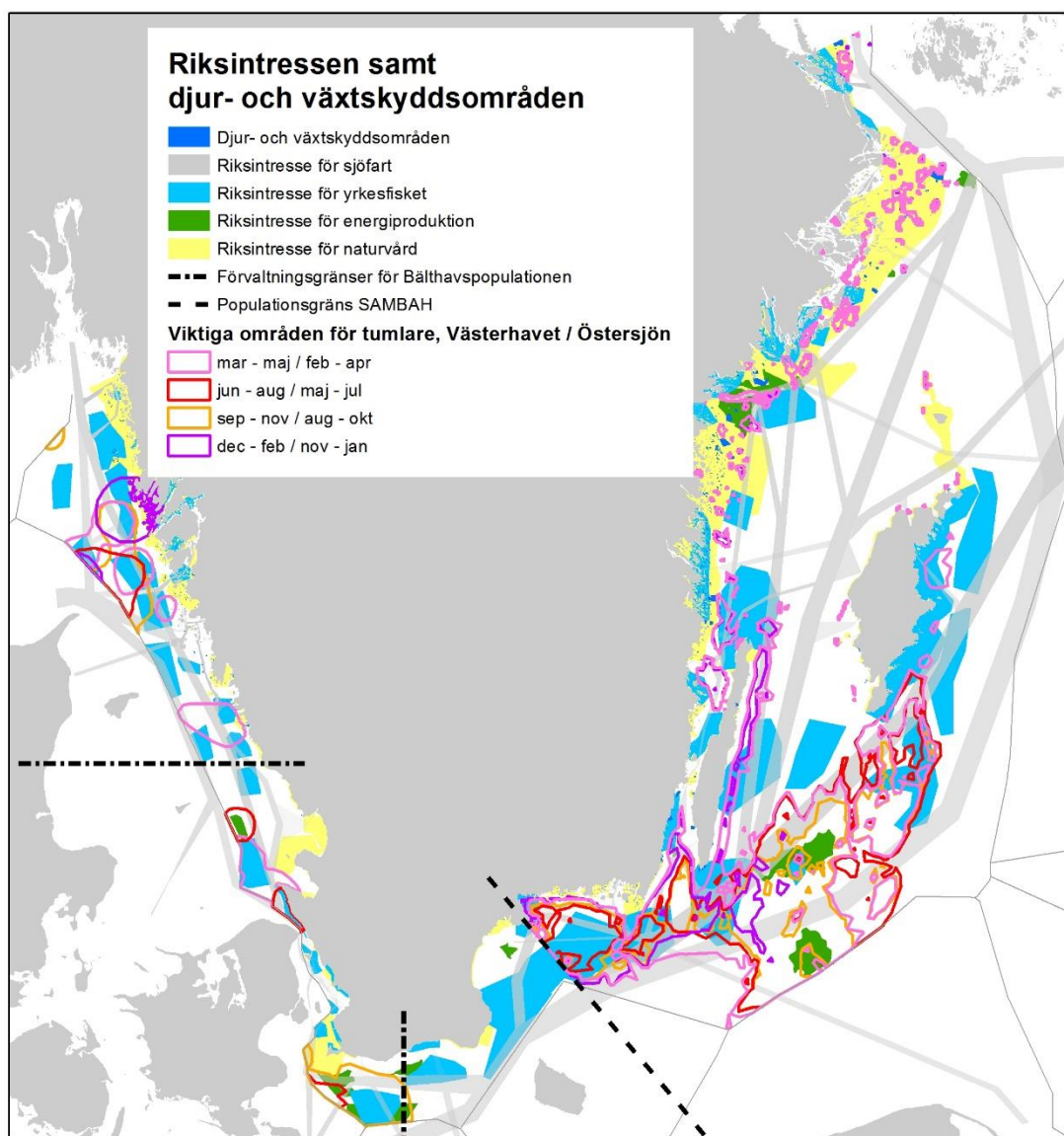
Följande GIS-filer rörande marina skyddade områden beskrivs kortfattat i Tabell 6 i Bilaga 1 och är tillgängliga på bifogat digitalt medium:

- Helcom Marine Protected Areas
- Oskar Marine Protected Areas
- Svenska Natura 2000-områden med rapporterade marina naturtyper
- Svenska marina naturreservat
- Svenska marina nationalparker
- Samtliga europeiska Natura 2000-områden, oavsett naturtyp

Riksintressen samt djur- och växtskyddsområden

Riksintressen är statliga anspråk på mark- och vattenresurser då de innehåller nationellt värdefulla värden och kvaliteter, t.ex. för näringsverksamhet, exploatering eller bevarande (Figur 8). Riksintressen beskrivs i miljöbalken och prövning av ett sådant område är vägledande, även om det först är i tillståndsprövningen av det enskilda fallet som riksintresset får en rättslig betydelse. Länsstyrelserna är tillsynsmyndighet som ska se till att kommunerna tillgodoser riksintresset. I den kommunala översiktsplaneringen ska riksintressen behandlas och redovisas tydligt, liksom avvägningar mellan oförenliga riksintressen.

Djur- och växtskyddsområden avser tillträdesförbud under känsliga perioder på året. Figur 8 visar fågelskyddsområden som innehåller en marin yta samt sälskyddsområden, medan den bifogade GIS-filen inkluderar alla befintliga djur- och växtskyddsområden. Befintliga skyddsområden är alltför små och landnära för att ge reellt skydd för tumlare, men denna form av skydd kan potentiellt vara tillämpbar även för tumlare. GIS-lager för både riksintressen och djur- och växtskyddsområden är hämtade från Länsstyrelsernas hemsida (<http://projektwebbar.lansstyrelsen.se/gis/Sv/Pages/nationella-geodata.aspx>).



Figur 8. Riksidressen samt djur- och växtskyddsområden som kan vara relevanta vid förvaltning av tumlare. Endast marina djur- och växtskyddsområden visas i kartan, vilket framförallt innebär säl- och fågelskyddsområden. Förvaltningsgränser för Bälthavspopulationen enligt Sveegaard et al. (2015) respektive geografisk populationsuppdelning mellan Bälthavs- och Östersjöpopulationen enligt Sambah, båda under sommaren.

Följande GIS-filer över riksidressen samt djur- och växtskydd beskrivs kortfattat i Tabell 7 i Bilaga 1 och är tillgängliga på bifogat digitalt medium:

- Riksidress för naturvård
- Riksidress för yrkesfiske
- Riksidress för sjöfart
- Riksidress för energiproduktion
- Riksidress för friluftsliv
- Djur- och växtskyddsområden

SKYDDSVÄRDA OMRÅDEN FÖR TUMLARE

I detta avsnitt presenteras förslag på skyddade områden för tumlare i svenska vatten. Förslagen grundar sig på resultaten från identifieringen av viktiga områden för tumlare, samt på resultaten från överlappsanalyserna mellan tumlarområden, påverkansfaktorer, marina skyddade områden och riksintressen. Varje område presenteras med information om geografiskt läge, koppling till tumlarens reproduktiva årscykel, information om överlappande mänskliga aktiviteter samt förslag på bevarandeåtgärder inom området.

Notera att i kartorna i rapporten visas antingen GIS-lagret för fiske eller det för fartygstrafik. Eftersom båda dessa är i rasterformat är de heltäckande och endast ett lager i taget kan visas. För varje område har vi därför valt att visa det som bedöms vara av störst relevans för förvaltningen idag.

Vi vill understryka att exakta metoder för skyddsåtgärder, eventuellt samarbete mellan olika intressenter samt vilka lagar, regler och regelverk som åtgärder kan eller bör baseras på behöver utarbetas lokalt/regionalt, men med nationell samordning.

Skagerrakpopulationen

Jyllands nordspets

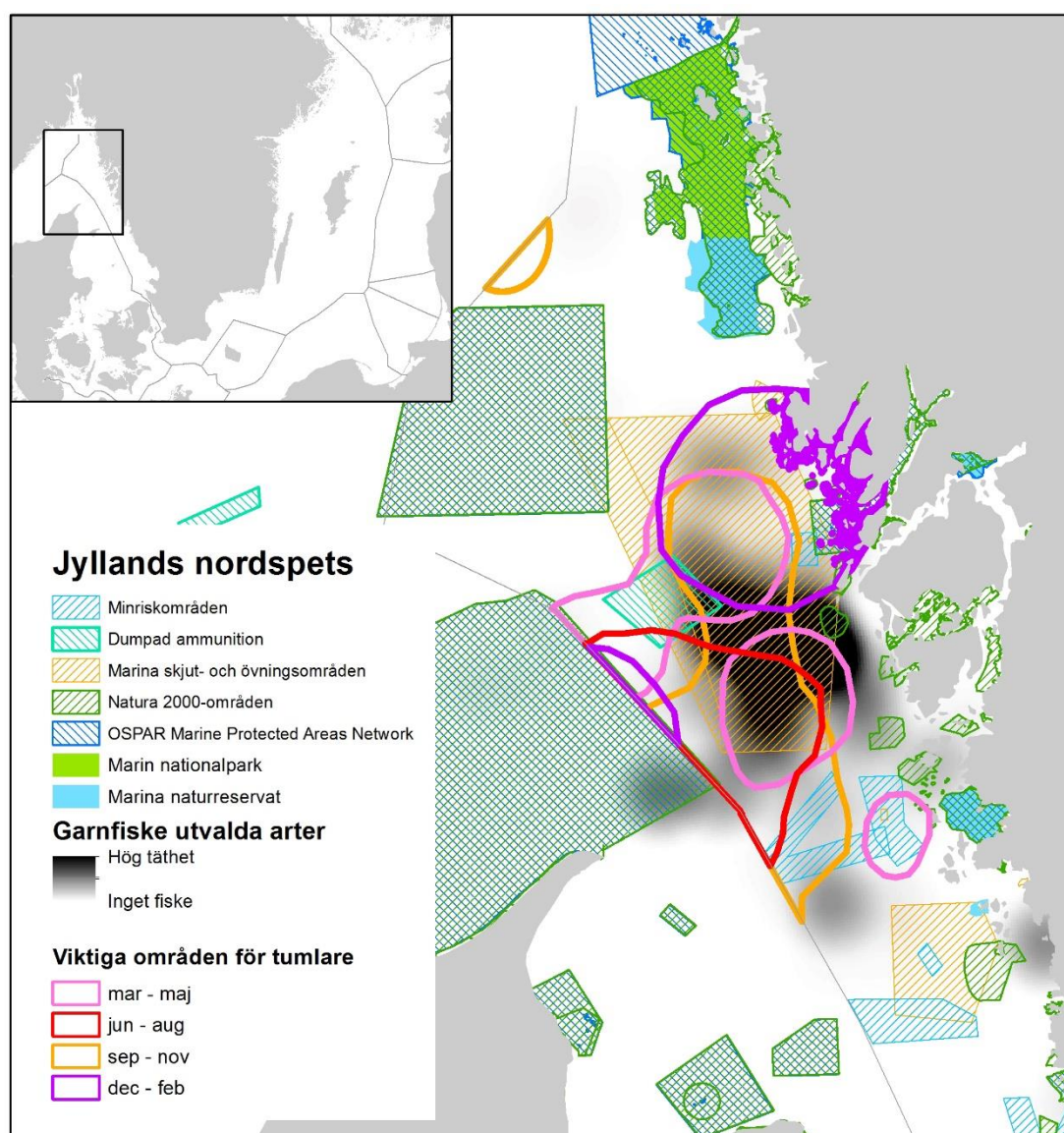
Det nordligaste området som föreslås för skydd av tumlare i Västerhavet ligger kring Jyllands nordspets och sträcker sig in på svenskt vatten mot Kungshamn i norr och Hisingen i söder (Figur 9). Området används främst av Skagerrakpopulationen och nyttjas under hela året, även om utbredningen skiljer sig något mellan kvartalen.

I detta område utanför Skagen möts den Jutska strömmen och den Baltiska ytströmmen. Detta gör området produktivt, vilket sannolikt bidrar till den höga tätheten av tumlare året runt. Enligt Teilmann *et al.* (2008) förekommer födosöksbeteende i området.

Området domineras av gränsen mellan de djupa vattnen i Skagerrak och de grundare bottenarna i Kattegatt. Det är också här som mötet mellan de två vattenmassorna är som mest framträdande. Området omfattar på den svenska sidan även djuprännan som löper söderut från Skagerrak ned längs den svenska kusten, samt i norr slutningen från kusten ut mot djupen i Skagerrak.

Genom området går en starkt trafikerad farled där i princip all trafik som går in eller ut ur Kattegatt passerar (Figur 4). Eftersom huvuddelen av området ligger relativt långt från kusten bedöms inte fritidsbåtstrafik utgöra något större hot. Nätfiske förekommer i området och (Figur 9). Det fiske i området som sker med stormaskiga nät är främst inriktat på torsk och rödspotta under sommarmånaderna juni – augusti. Under våren (mars – maj) sker även fiske av sjurygg längre in mot svenska kusten. En stor del av området omfattas av ett militärt skjut- och övningsområde och här förekommer även minriskområden samt dumpad ammunition. På den svenska sidan gränsar eller överlappar området perifert med ett flertal små kustnära Natura 2000-områden där

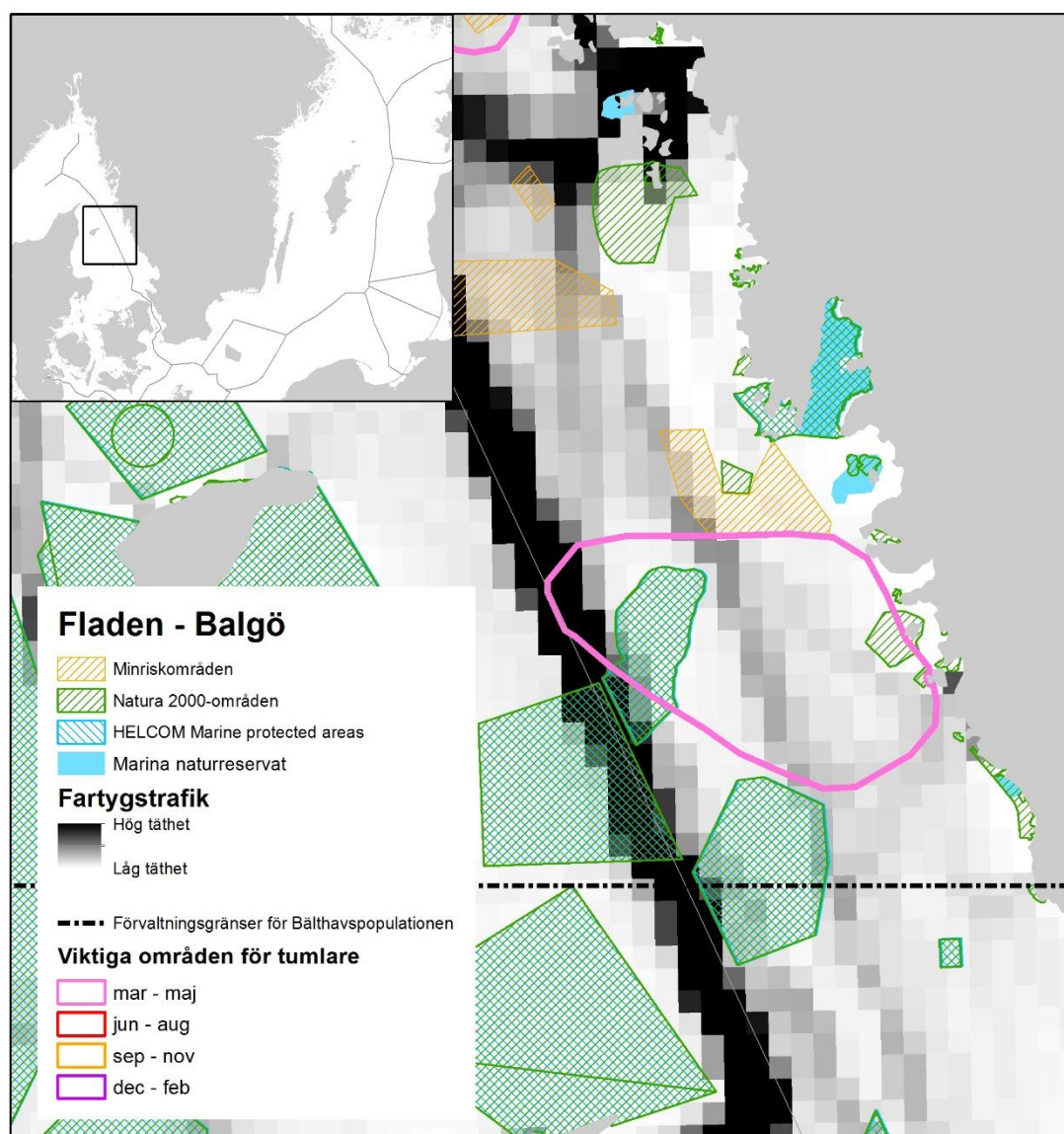
tumlare inte är upptagen på artlistan. På den danska sidan gränsar området med ett Natura 2000-område (DK00FX112 Skagens Gren og Skagerrak) där tumlare finns med på artlistan.



Figur 9. Föreslaget område för skydd av tumlare kring Jyllands nordspets, relevanta påverkanslager (fiske visas istället för fartygstrafik), samt marina skyddade områden. Förvaltningsgräns för Bälthavspopulationen under sommaren enligt Sveegaard et al. (2015).

När det gäller åtgärder bör ett svenskt Natura 2000-område pekas ut som inkluderar de viktiga områdena för så många kvartal som möjligt. Det utpekade området bör sluta an till det danska området. Det är även möjligt att inkludera tumlare på artlistorna för de Natura 2000-områden som överlappar med de mer perifera delarna av området och där tumlaren idag saknas, men för att det ska kunna bidra till skydd på populationsnivå måste områdena utökas väsentligt i storlek. Detta gäller i första hand Måseskär (SE0520058). När det gäller aktiva skyddsåtgärder bör man arbeta med bifångstreducering i kritiska redskap såsom torsk- och skäddegarn. En bifångstriskanalys (se "Möjliga åtgärder för minskad påverkan på tumlare" / "Bifångster") kan utföras för att beräkna hur stor risk det aktuella fisket utgör och var risken är som

störst i tid och rum. Det finns inga planer på etablering av vindkraft inom området, men man bör arbeta för att starkt begränsa uppkomsten av undervattensbuller vid konstruktionsarbeten etc.



Figur 10. Föreslaget område för skydd av tumlare kring Fladen - Balgö, relevanta påverkansfaktorer (fartygstrafik visas istället för fiske), samt marina skyddade områden. Förvaltningsgräns för Bälthavspopulationen under sommaren enligt Sveegaard et al. (2015).

Bälthavspopulationen

Fladen - Balgö

Från utsjöbanken Fladen och in mot Balgö vid Hallands kust ligger ett område som nyttjas av tumlare från Bälthavspopulationen i hög utsträckning under mars - maj (Figur 10). Området ligger norr om den föreslagna nordliga förvaltningsgränsen för Bälthavspopulationen (Sveegaard et al. 2015), men eftersom det har identifierats som ett högdensitetsområde för Bälthavspopulationen (Sveegaard et al. 2011b) redovisar vi det här tillsammans med övriga områden för denna. Liksom framgår av Sveegaard et al.

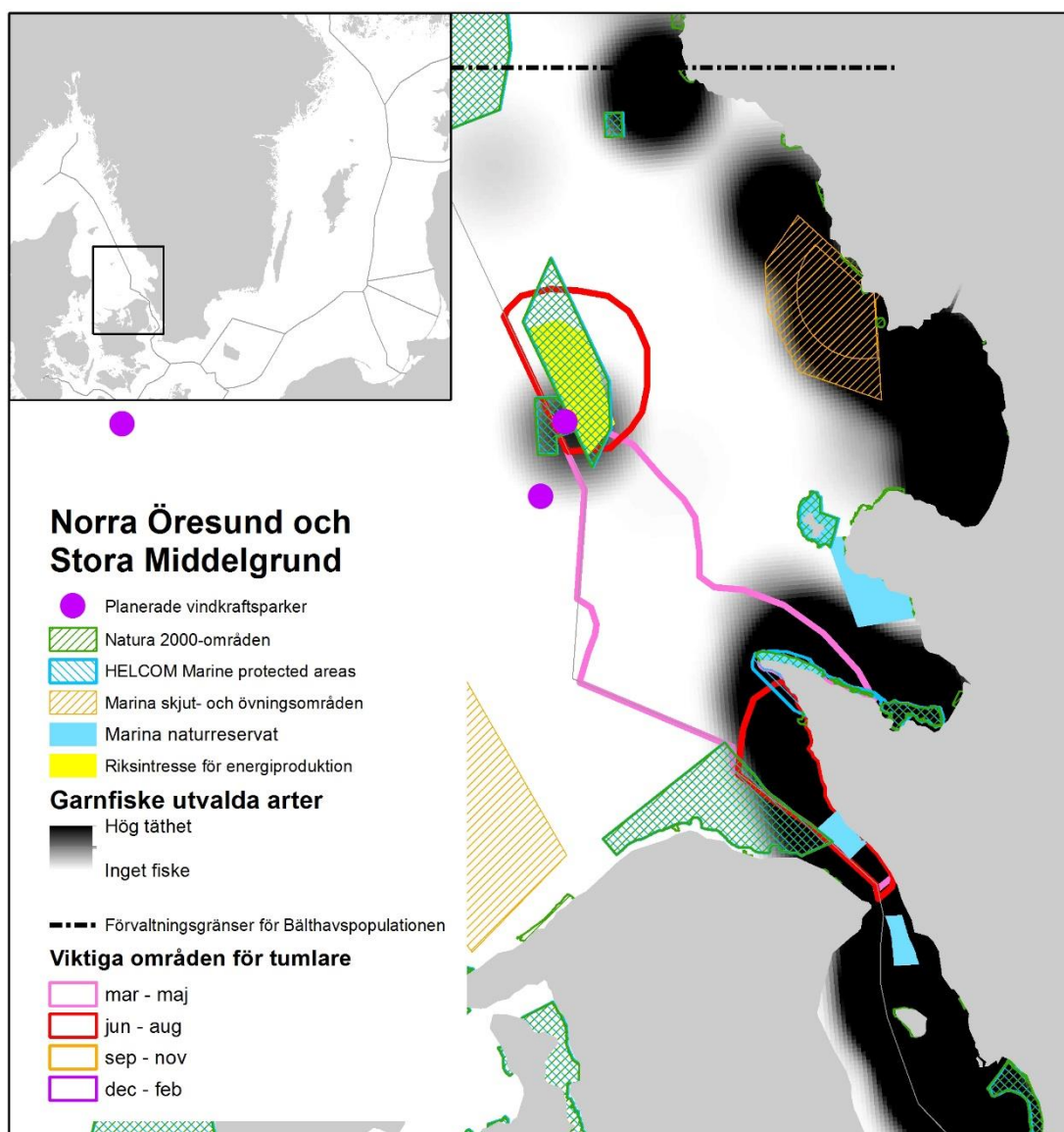
(2011b) är inte gränserna mellan populationerna absoluta. Området ligger helt inom svenskt vatten och är därmed inte inkluderat i rapporten av Teilmann *et al.* (2008) som fokuserar på viktiga områden för tumlare i danska vatten. Även om kärnområdestätheten endast understiger 30 % under maj – juni förekommer ganska höga tätheter av tumlare i närområdet under andra kvartal, vilket tyder på att dessa vatten generellt är viktiga för tumlare. Under juni – augusti understiger kärnområdestätheten av Bälthavstumlare 40 % strax söder om det identifierade viktiga området och under december – februari är nivån densamma för Skagerraktumlare (Sveegaard *et al.* 2011b).

Botten i området är relativt flack och 25 – 55 m djup. En något mindre trafikerad farled går genom området, och den större farleden går i områdets västra kant (Figur 10). Områdets belägenhet en bit ut från kusten gör att fritidsbåtstrafik troligen inte påverkas nämnvärt av fritidsbåttrafik. Det förekommer mycket lite nätfiske i området (Figur 3), dock fiskas det mycket med bottentrål. Trålfisket kan ha indirekta effekter på tumlare genom ekosystemförändringar, habitatförstörelse samt konkurrens om föda, men de direkta effekterna i form av bifångst är mycket små. Ansökan för uppförande av en vindkraftspark (Kattegatt Offshore) har beviljats i vattnen utanför Falkenberg, söder om området. Den viktigaste skyddsåtgärden är att begränsa uppkomsten av undervattensbuller.

Stora Middelgrund och Norra Öresund

Det sydligaste området i Västerhavet sträcker sig från Stora Middelgrund i norr till Helsingborg i söder och runt Kullaberg i öster (Figur 11). Området nyttjas av Bälthavspopulationen. Under mars – maj är tumlartätheten högst i den centrala delen av området, medan den under juni – augusti är som högst kring Stora Middelgrund och i den norra delen av Öresund. Teilmann *et al.* (2008) anger att både Stora Middelgrund och norra Öresund nyttjas av köns mogna honor och som födosöksområde. Stora Middelgrund nyttjas även som migrationskorridor. Utsjöbankar anses vara produktiva områden och detta tillsammans med det mindre djupet kan bidra till att området fungerar väl för honor med diande kalvar. Studier av tumlare kring Kullaberg bekräftar att området används för reproduktion (Stedt 2015).

Området genomkorsas av en mycket starkt trafikerad farled som är ett av två huvudstråk för fartygstrafik in till Östersjön (Figur 4). De södra delarna av området är kustnära och kusten tätt befolkad, vilket gör att fritidsbåtstrafiken är betydande framförallt under sommaren men också under sen vår och tidig höst. Kring Kullaberg förekommer även turism inriktad på tumlare.



Figur 11. Föreslaget område för skydd av tumlare kring Stora Middelgrund och Norra Öresund, relevanta påverkansfaktorer (fiske visas istället för fartygstrafik), marina skyddade områden, samt riksintresse för energiproduktion.

Stora delar av Stora Middelgrund är utpekade som riksintresse för energiproduktion, och det finns planer för anläggning på både den danska och den svenska delen av banken (Sverige: Stora Middelgrund, ansökan beviljad; Danmark: Store Middelgrund MG1, utpekad som potentiellt område för vindkraftsetablering av danska regeringen). Som motvikt till detta är stora delar av banken på den svenska sidan samt en mindre del på den danska sidan utpekade som Natura 2000-områden (SE0510186 Stora Middelgrund och Röde bank respektive DK00VA250 Store Middelgrund) med tumlare på artlistan i båda fallen. Här finns alltså goda möjligheter att med stöd i art- och habitatdirektivet omedelbart vidta åtgärder för skydd av tumlare. Den viktigaste åtgärden kring Stora Middelgrund är att begränsa uppkomsten av undervattensbuller. Dessutom bör man närmare undersöka omfattningen av nätfiske kring banken och eventuellt vidta åtgärder för att minska risken för bifångster.

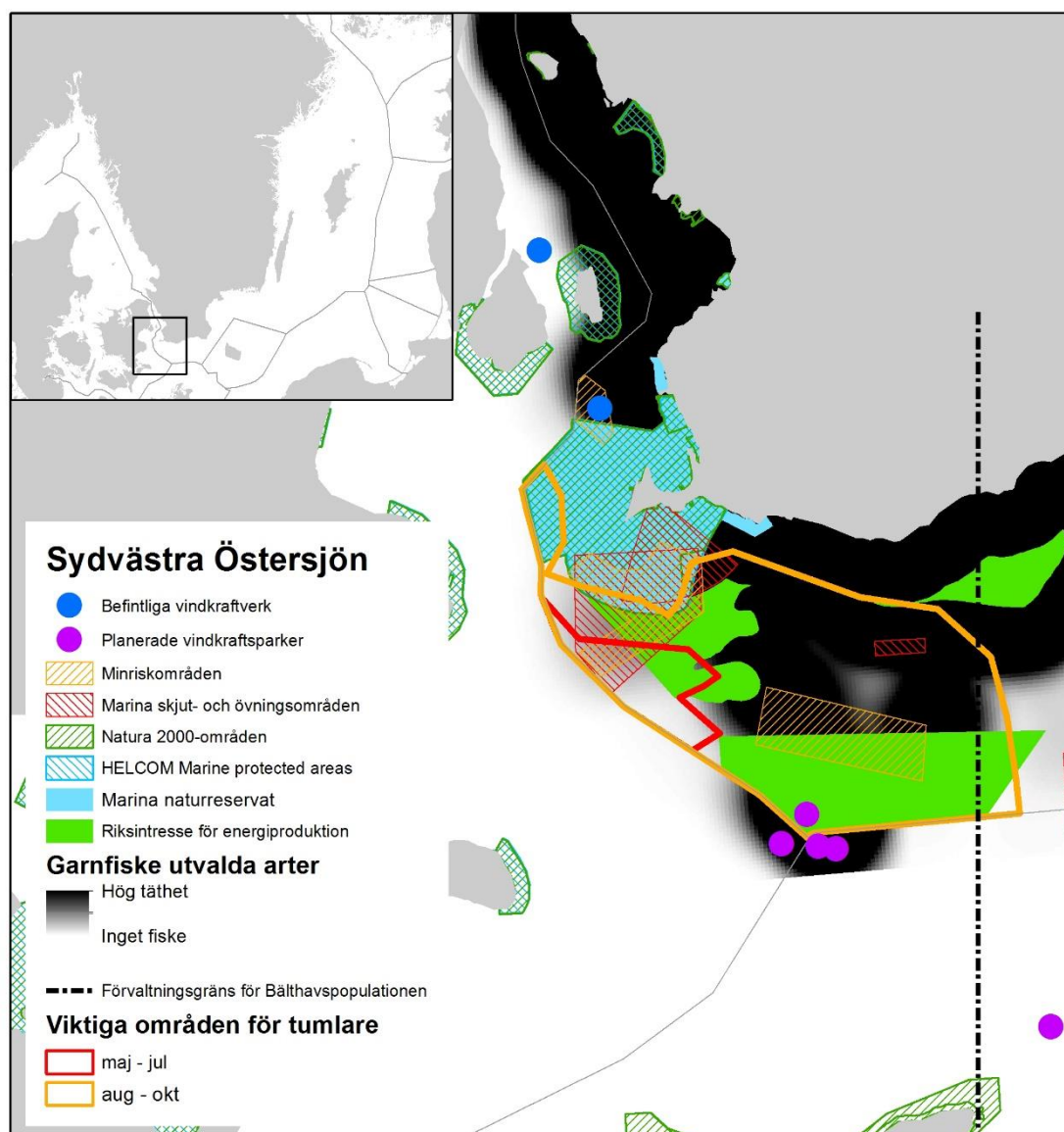
En stor del av området på den danska sidan av norra Öresund är utpekad som Natura 2000-område (DK00VA171 Gilleleje Flak og Tragten) med tumlare på artlistan, medan endast små områden nära kusten kring Kullaberg har status som Natura 2000-områden (SE0430092 Kullaberg, SE0430147 Jonstorp – Vegeåns mynning samt SE0430082 Möllehässle – Kullens havsbad), naturreservat (Östra Kullaberg, Nabben, Bölsåkra – Tranekärr, Rönnen, Vegens mynning, Nyhamnsläge – Strandbadens kushedsreservat, Väsby strandmark, Domsten – Viken och Kulla-Gunnarstorp) eller Helcom Marine Protected Area (Kullaberg – Skälderviken) på den svenska sidan. Av Natura 2000-områdena har endast Kullaberg (SE0430092) tumlare upptaget på artlistan. För att skydda tumlarna i norra Öresund är det lämpligt att skapa ett större Natura 2000-område i den svenska delen av området som direkt ansluter till det danska skyddade området i Öresund. En riskanalys utföras för att identifiera högriskområden för negativ påverkan på tumlare och för att förhindra att eventuella regleringar av fisket endast leder till att risken flyttas i tid och/eller rum (se *"Möjliga åtgärder för minskad påverkan på tumlare/ Bifångster"*).

När det gäller aktiva skyddsåtgärder bör risken för bifångster minimeras i fisket med stormaskiga bottenfatta nät. För fritidsbåtstrafik kan det vara lämpligt att införa hastighetsbegränsningar och genomföra informationskampanjer om hur båtar ska framföras och ekolod användas för att minska risken för negativ påverkan. En informationskampanj bör även inkludera information om rapportering av tumlare för att öka allmänhetens uppmärksamhet och kunskap om arten, eftersom norra Öresund är det område inom svenskt vatten där det är störst risk för negativ påverkan från fritidsbåtar. Då kunskapen om påverkan på tumlare av fritidsbåttrafik är begränsad är det även lämpligt med forskning kring detta.

Sydvästra Östersjön

Såsom redogörs för under *"Skyddsvärda områden för tumlare/ Viktiga områden för tumlare i Östersjön"* har viktiga områden för tumlare endast analyserats för perioden maj – oktober i Östersjön väster om Bornholmsdjupet. Detta innebär att avsaknaden av viktiga områden under perioden november – april inte beror på att sådana inte finns, utan på att analyserna är ofullständiga.

Det sydligaste området för Bälthavspopulationen ligger i sydvästra Östersjön (Figur 12). Såsom redogörs för i avsnitt *"Skyddsvärda områden för tumlare/ Viktiga områden för tumlare i Östersjön"* ringar området in inom vilket i genomsnitt 30 % av Bälthavspopulationen uppehåller sig i området väster om Bornholmsdjupet under maj – oktober. Det är inte fastlagt hur detta förhåller sig till populationen som helhet. Under november – april stannar en del av Bälthavstumlarna kvar i sydvästra Östersjön, medan andra migrerar västerut till de mer centrala delarna populationens utbredningsområde (se *"Tumlarens ekologi/ Populationsstruktur"*). Samtidigt migrerar en del av Östersjötumlarna in i detta område och kanske även längre västerut. Särskilt när isen ligger i de norra delarna av Östersjön är det troligt att Östersjötumlar förekommer i detta område. Detta gör att under november – april förekommer tumlare från båda populationerna i området och det kan därmed vara av vikt för båda.



Figur 12. Föreslaget område för skydd av tumlare i sydvästra Östersjön under maj – oktober, relevanta påverkansfaktorer (fiske visas istället för fartygstrafik), marina skyddade områden, samt riksintresse för energiproduktion. Viktiga områden för tumlare har inte analyserats för perioden november – januari. Förvaltningsgräns för Bälthavspopulationen under sommaren enligt Sveegaard et al. (2015).

Sydvästra Östersjön genomkorsas av starkt trafikerade farleder som går genom Stora Bält och Öresund in i Östersjön (Figur 4). Delar av området är kustnära och har framför allt under sommaren hög täthet av fritidsbåtstrafik.

Tumlare bör adderas till artlistan för Falsterbo Natura 2000-område, visat som Helcom BSPA i Figur 12. Det skyddade området kan också utvidgas för att omfatta delar av det viktiga tumlarområdet. Det kustnära nätfisket är relativt intensivt den nordostliga delen av området samt vatten öster därom. De största hoten mot tumlare bedöms vara bifångster i nätfisket samt undervattensbuller från etablering av vindkraftsparker. Risker för bifångst i nätfisket bör minskas och en bifångstrisikanalyt bör utföras för att identifiera högriskområden, samt för att förhindra att eventuella regleringar av fisket endast leder till att risken flyttas i tid och/eller rum (se "Möjliga åtgärder för minskad

påverkan på tumlare/ Bifångster”). Planer på havsbaserad vindkraft finns vid Krigers Flak, såväl inom svenskt som inom danskt och tyskt vatten (Sverige: Krigers Flak II – ansökan beviljad; Danmark: Kriegers Flak - ansökan inskickad; Tyskland: EnBW Baltic II, komplett tillstånd, Baltic Power – ansökan inskickad, Seewind – tidig planeringsfas). I tillägg till dessa finns även planer på ytterligare sju vindkraftsparker på tyskt vatten sydost om området, nordost om tyska Rügen. Statusen för dessa sträcker sig från tidig planeringsfas till förkonstruktion. Konstruktion av vindkraftsparker bör ske utan signifikant bullerpåverkan på tumlare.

Östersjöpopulationen

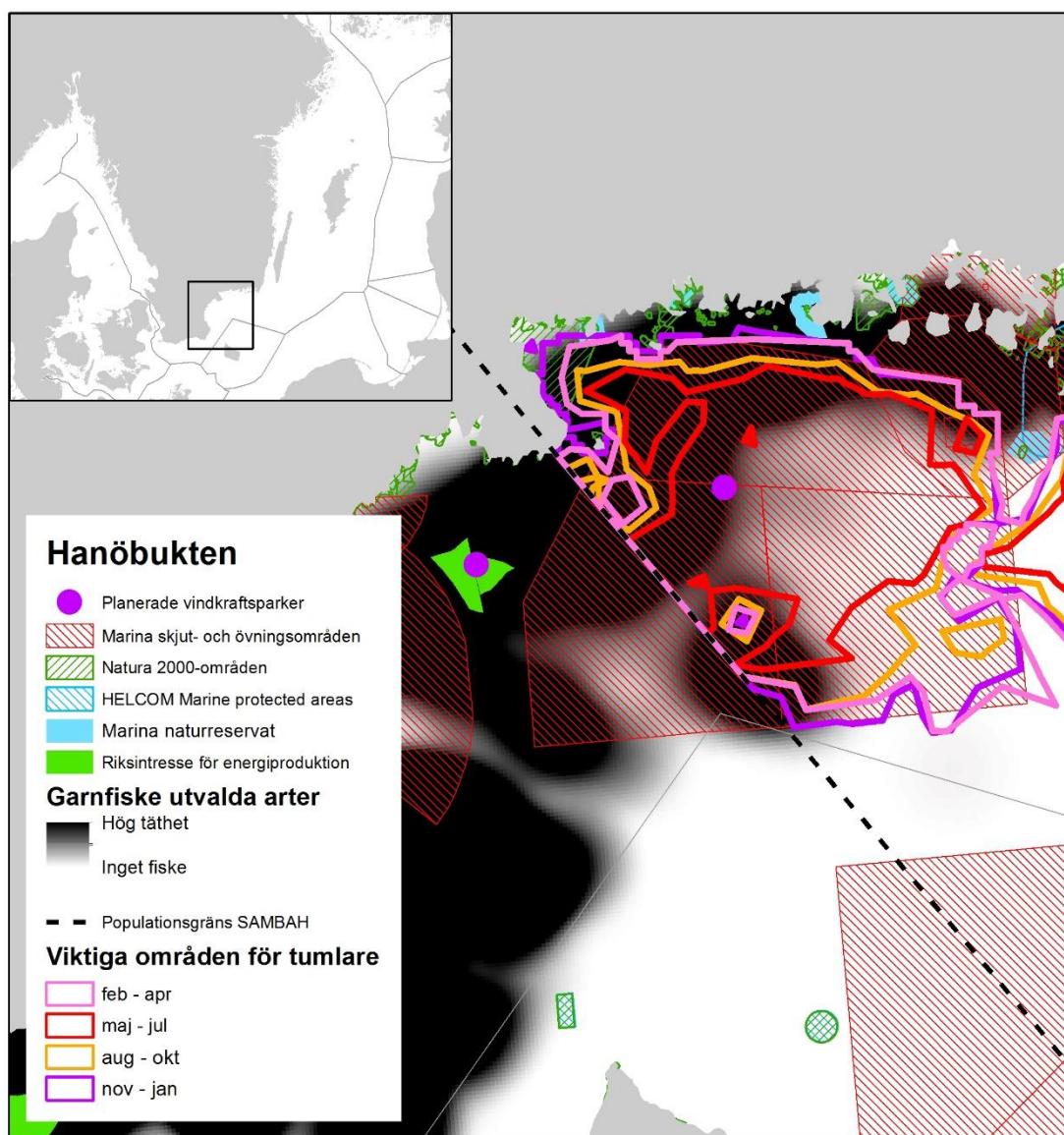
På grund av att Östersjöpopulationen är akut hotad är det av högsta vikt att bevarandeåtgärder vidtas omgående. De identifierade skyddsvärda områdena är av störst vikt, men det är även viktigt att ett strikt skyddssystem införs inom hela populationens utbredningsområde (se *”Bevarandemål, indikatorer, bevarandeåtgärder, uppföljning och övervakning av tumlare/ Art- och habitatdirektivet”*) för att inte riskera att populationen utrotas. Förutom en lite förhöjd sannolikhet för förekomst av Östersjötumlare i polska och litauiska vatten, åtminstone under vissa tider på året, ligger i princip samtliga områden med hög sannolikhet för förekomst av Östersjötumlare inom svenskt vatten. Detta innebär att Sverige har det enskilt största ansvaret för populationens fortlevnad.

Det bör observeras att den relativa betydelsen av de viktiga områdena för tumlare under november – april inte har relaterats till det totala antalet djur i området, utan samma nivå för sannolikhet för förekomst har tillämpats under denna sexmånadersperiod som under maj – oktober.

Hanöbukten

Ett av de viktiga områdena för tumlare i Östersjön är beläget i Hanöbukten (Figur 13). Tumlare förekommer i olika utsträckning året runt och området har en kärna sydväst om Hanö. Området har varierade bottenstrukturer med lera, grus, morän och klippor, och djup ned till ca 60 m.

Området genomkorsas inte av några stora farleder (Figur 4), men militära skjut- och övningsområden täcker i princip hela området (Figur 13). Detta kan vara en fördel då det ofta innebär färre mänskliga aktiviteter i form av t.ex. konstruktioner och fartygstrafik, dock är militära aktiviteter som ger upphov till kraftigt undervattensbuller potentiellt skadliga för tumlare. En dialog bör hållas med Försvarsmakten för att säkra att militära övningar och andra aktiviteter genomförs med så liten risk som möjligt för negativ påverkan på tumlare. Planer på vindkraftsetablering finns dels inom området (Blekinge Offshore, tillståndsansökan inskickad) och dels relativt nära väster om området (Taggen, ansökan beviljad). Negativ påverkan från undervattensbuller bör inte tillåtas inom det skyddsvärda området. Nätfiske med stormaskiga garn förekommer i stor utsträckning inom området, framförallt längs kusten och i den sydvästra delen av området. Åtgärder bör vidtas för att eliminera risken för bifångst inom hela området.

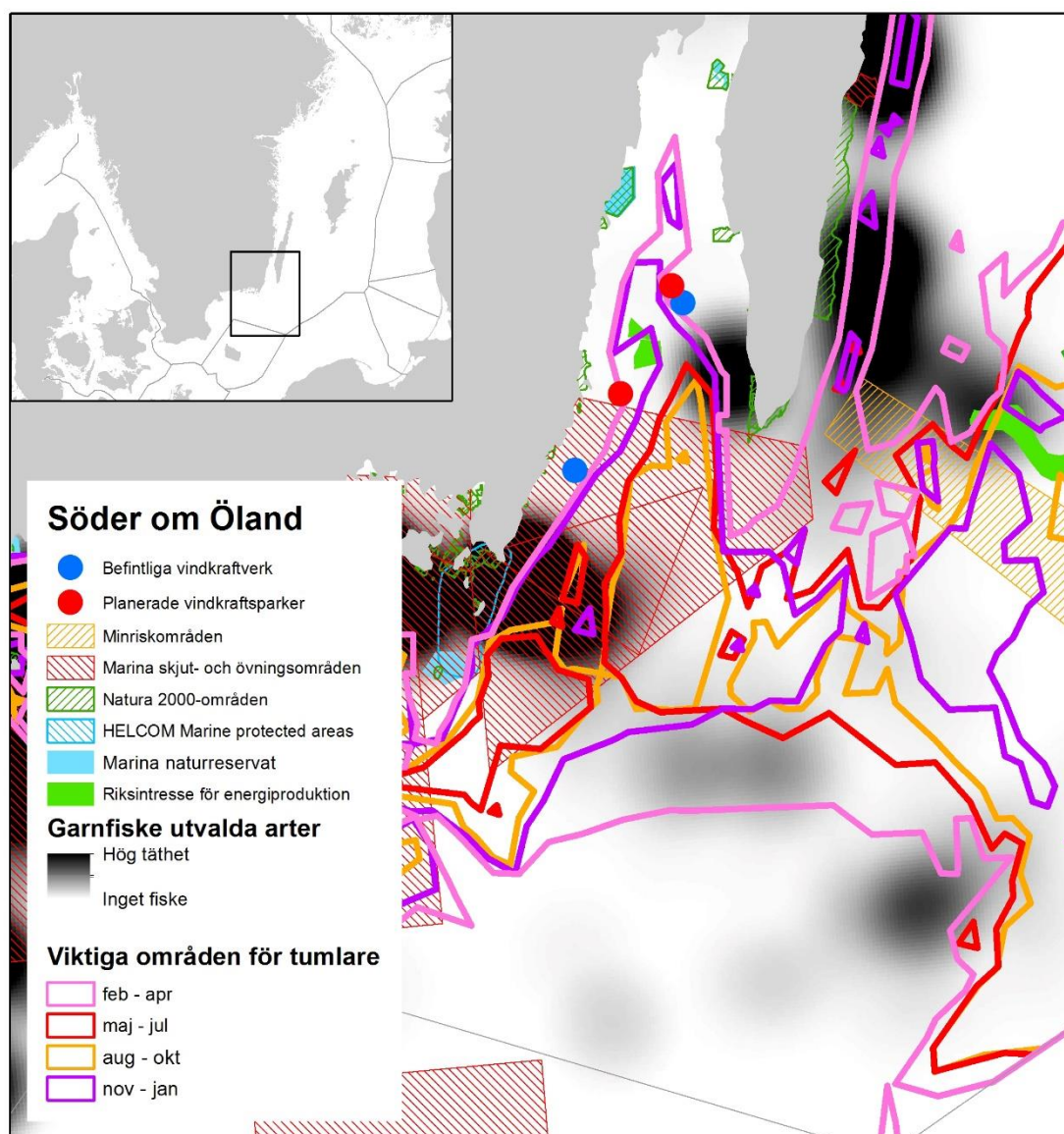


Figur 13. Föreslaget område för skydd av tumlare i Hanöbukten, relevanta påverkansfaktorer (fiske visas istället för sjöfart), marina skyddade områden, samt riksidntresse för energiproduktion. Ingen analys av viktiga områden för tumlare har gjorts under perioden november – april för området sydväst om den streckade linjen. Linjen visar geografisk populationsuppdelning mellan Bälthavs- och Östersjöpopulationen under sommaren enligt Sambah.

Det finns flera marina skyddade områden (marina naturreservat, Natura 2000-områden samt Helcom Marine protected areas) i Hanöbukten, dock överlappar de i mycket ringa grad med de områden som identifierats för skydd av tumlare. Natura 2000-området i Pukaviksbukten är kanske det skyddade område som skulle vara naturligast att utvidga för att omfatta viktiga tumlarområden, men troligen är det mer lämpligt att istället skapa ett helt nytt område som täcker de centrala delarna av det viktiga området för tumlare.

Söder om Öland

Söder om Öland ligger ett område som nyttjas i hög utsträckning av tumlar under november – april (Figur 14). Här består bottnarna främst av morän i de norra delarna samt lera i de sydligare delarna, och sluttar från ca 20 m i norr till ca 50 m i söder.

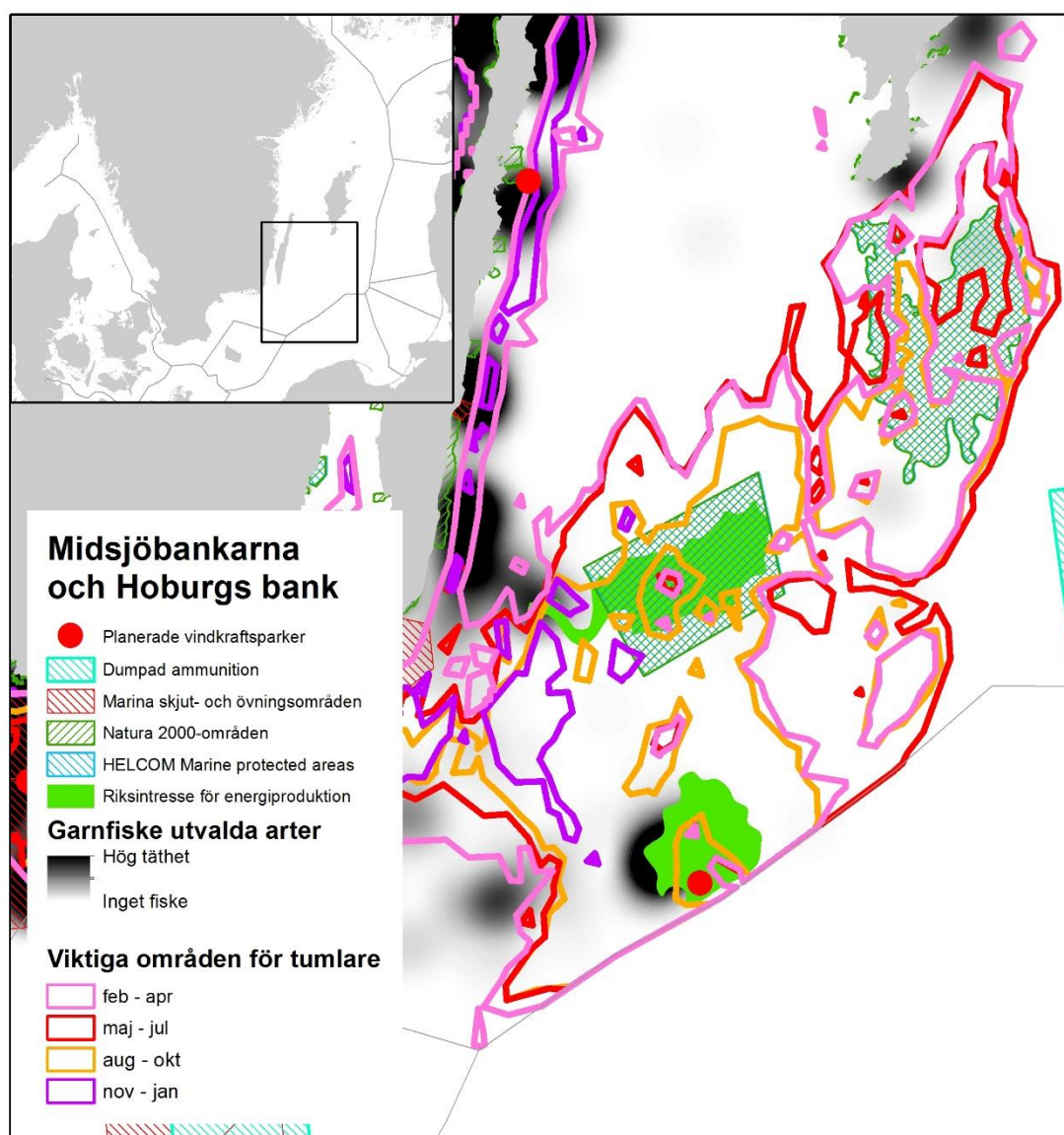


Figur 14. Föreslaget område för skydd av tumlare söder om Öland, relevanta påverkansfaktorer (fiske visas istället för sjöfart), marina skyddade områden, samt riksidresse för energiproduktion.

Huvudfarleden in i Östersjön tangerar de södra delarna av området (Figur 4) och norr därom tar Försvarmaktens skjut- och övningsområden vid och täcker merparten av området (Figur 14). En dialog bör hållas med Försvarmakten för att säkra att militära övningar och andra aktiviteter i så stor utsträckning som möjligt genomförs utan påverkan inom de viktigaste områdena, samt utanför de känsligaste perioderna på året. Intill den norra delen av området ligger två små vindkraftsparker i drift (Utgrunden I och Yttre Stengrund) och det finns planer på ytterligare två (Trolleboda och Utgrunden

II, ansökan beviljad för båda). Påverkan från konstruktion av vindkraftsparker och andra marina installationer bör undvikas i hela området, framförallt under november – april. Nätfiske förekommer inom en begränsad del av området. Här bör man undersöka möjligheterna att ersätta nätfisket med alternativa redskap för att minimera risken för bifångst.

Inga marina reservat eller Natura 2000-områden finns inom området, men i väster ligger ett större Natura 2000-område samt ett marint naturreservat som eventuellt skulle kunna utvidgas till att omfatta åtminstone delar av det viktiga området för tumlare.



Figur 15. Föreslaget område för skydd av tumlare kring Midsjöbankarna och Hoburgs bank, relevanta påverkansfaktorer (fiske visas istället för sjöfart), marina skyddade områden, samt riksidresse för energiproduktion.

Midsjöbankarna och Hoburgs bank

Det utan tvekan viktigaste området för skydd Östersjötumlaren ligger söder om Gotland samt öster om Öland, kring Norra och Södra Midsjöbanken, samt Hoburgs bank (Figur 15). Under maj – oktober befinner sig större delen av Östersjöpopulationen i området, vilket tyder på att detta område nyttjas för kalvning och parning och därmed är helt avgörande för populationens fortlevnad. Områdets produktivitet tillsammans med det mindre vattendjupet kan bidra till att det fungerar väl för honor med diande kalvar.

En mycket starkt trafikerad farled går längs områdets nordvästra kant, väster om bankarna (Figur 4). Öster om bankarna, rakt igenom området går också en något mindre trafikerad farled. Eftersom det råder kunskapsbrist om hur tumlare påverkas av fartygsbuller bör forskning om detta prioriteras och åtgärder kan komma att behövas i framtiden. Pågående övervakning av undervattensbuller enligt Havsmiljödirektivet bör kombineras med akustisk övervakning av tumlare eftersom detta är kostnadseffektivt. Områdets belägenhet långt ut från kusten gör att fritidsbåtstrafik sannolikt inte utgör något problem.

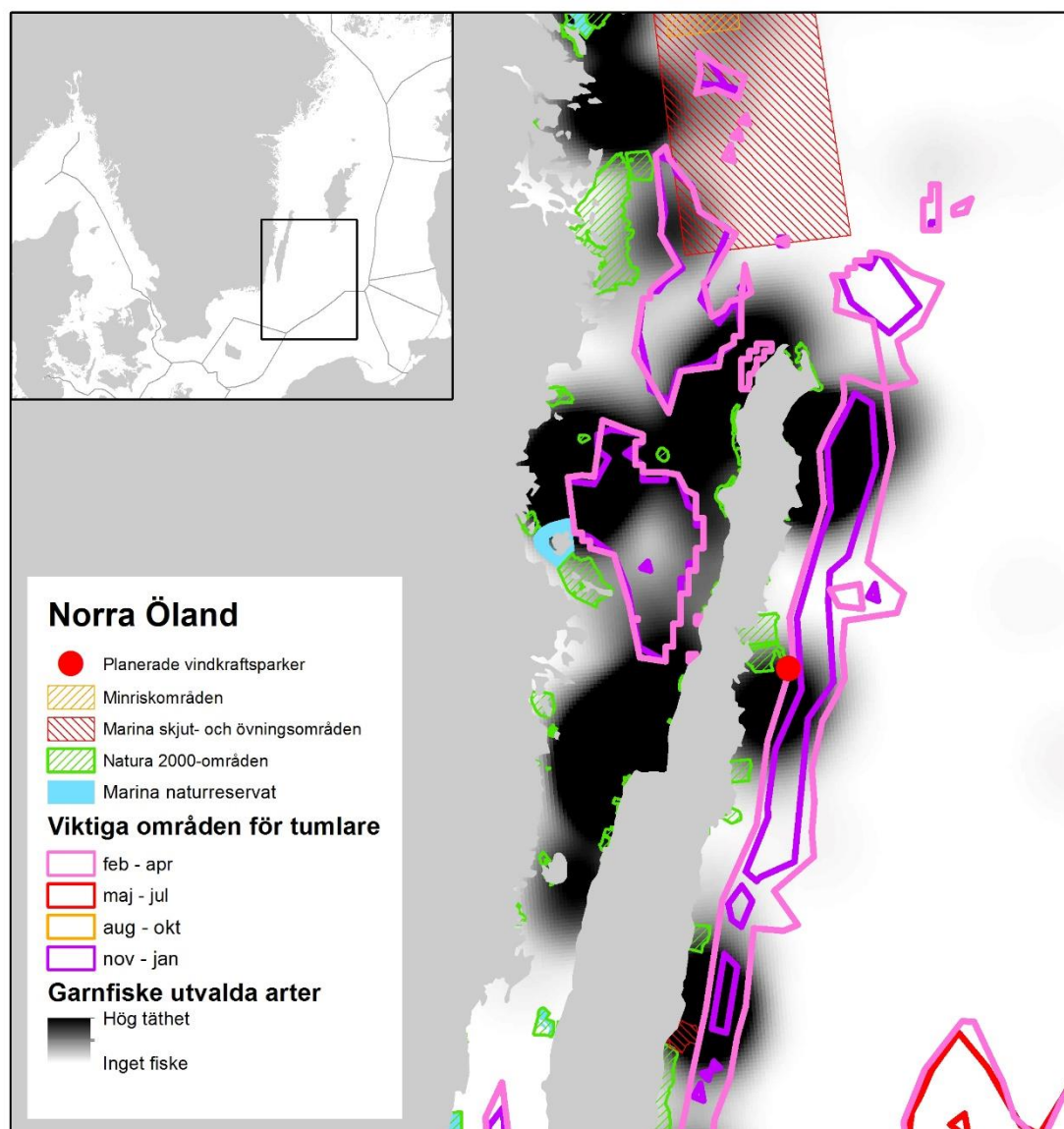
Vad gäller nätfiske så är det relativt begränsat inom området, dock förekommer en del fiske av plattfisk och torsk på Södra Midsjöbanken, framförallt under vår och höst, dvs. mars – maj samt september - november. Torsk fiskas också väster om Södra Midsjöbanken samt på västra delen av Norra Midsjöbanken. Omfattande bottentrålning förekommer i sydvästra delen av området. Minriskområden samt militära skjut- och övningsområden förekommer i området. Både Norra och Södra Midsjöbanken är utpekade som riksintresse för energiproduktion, och det finns planer för konstruktion på Södra Midsjöbanken (ansökan inskickad).

Två högst relevanta Natura 2000-områden förekommer här; Hoburgs bank och Norra Midsjöbanken. Tumlare bör omgående läggas till på artlistorna för dessa områden, och man bör också utöka skyddets geografiska omfattning genom att antingen utöka befintliga områden eller peka ut nya områden, så att så stor del som möjligt av de viktiga tumlarområdena skyddas. Inom hela området bör det lilla nätfiske som förekommer så snart som möjligt elimineras, till exempel genom att ersätta det med andra typer av redskap. Vindkraftsparker bör inte konstrueras inom området eller så att de kan ha någon negativ påverkan inom området.

Norra Öland

Kring norra Öland ligger ett antal små områden med där tumlare uppehåller sig under november – april (Figur 16). Bottnarna består till stor del av morän och blandade sediment på djup främst kring 20 – 40 m. De nordligaste delområdena överlappar till viss del med ett marint skjut- och övningsområde, och här kan dialog med Försvarsmakten minska risken för att tumlare inte ska påverkas negativt av undervattensbuller från militära övningar. I så gott som alla delområden förekommer nätfiske med stormaskiga garn. Detta fiske bör ersättas med andra typer av redskap för att minimera bifångstrisken i området. Några små Natura 2000-områden och ett marint

naturreservat finns i närområdet, men inget av dessa överlappar med de viktiga tumlarområdena.



Figur 16. Föreslagna områden för skydd av tumlare kring norra Öland, relevanta påverkansfaktorer (fiske visas istället för sjöfart), samt marina skyddade områden.

Översikt av viktiga områden

Baserat på kartor som beskriver tumlares utbredningsmönster under varje kvartal har vi identifierat åtta skyddsvärda områden för tumlare i svenska vatten. Ett av dessa nyttjas främst av Skagerrakpopulationen, tre av Bälthavspopulationen (åtminstone under sommaren) och fyra av Östersjöpopulationen. Analyserna omfattade inte Östersjön väster om Bornholmsdjupet under november – april, vilket innebär att avsaknaden av viktiga områden tumlare i detta havsområde beror på ofullständiga analyser och inte på avsaknad av tumlare. I Tabell 1 ges en översikt över områdenas areor under varje kvartal samt den sammanlagda arean under hela året.

Tabell 1. Areor av föreslagna områden för skydd av tumlare i svenska vatten.

Område		Tumlar- population	Area (km ²)				
Baserat på satellitdata (Sveegaard <i>et al.</i> 2011b)			Jun- aug	Sep- nov	Dec- feb	Mar- maj	Helår
Jyllands nordspets	Skagerrak	743	1399	1042	1328	2587	
Fladen – Balgö	Bälthavet	668	0	0	0	668	
Stora Middelgrund och Norra Öresund	Bälthavet	377	0	0	748	965	
Baserat på Sambah-data (opublicerade resultat)			Maj-jul	Aug- okt	Nov- jan	Feb- apr	Helår
Sydvästra Östersjön*	Bälthavet	150	1418	*	*	1418*	
Midsjöbankarna och Hoburgs bank	Östersjön	15 509	6231	469	17 634	4957	
Hanöbukten	Östersjön	1314	2461	5211*	1349*	1577	
Söder om Öland	Östersjön	20	424	464	1162	1162	
Norra Öland	Östersjön	0	0	935	940	238	

* Viktiga områden för tumlare har inte analyserats för någon population i sydvästra Östersjön under november – april.

TUMLARENS EKOLOGI

Tumlaren tillhör den systematiska underordningen tandvalar. Vuxna individer är vanligtvis ca 1,4 – 1,7 m långa och väger ca 40 – 75 kg. Kroppen är spolformad och på den gråsvarta ryggen har den en låg, svagt bakåtböjd triangelformad ryggfena. Sidorna är ljusare grå och magen vit. Huvudet är runt och nosen är trubbig.

Populationsstruktur

Tumlare förekommer i kalla och tempererade vatten på norra halvklotet. Arten är uppdelad på fyra underarter i Atlanten, västra respektive östra Stilla Havet, samt Svarta Havet. Dessa är i sin tur uppdelade i flera populationer och eventuellt även subpopulationer. Det finns ingen entydig taxonomisk definition för hur skillnader ska mätas eller hur stora dessa skillnader ska vara för att djur från olika områden ska klassas som att de tillhör olika populationer eller subpopulationer. Enligt IUCN tillhör tumlare i haven kring Sverige underarten *Phocoena phocoena phocoena* och tumlare i Östersjön utgör en egen subpopulation Hammond *et al.* (2008).

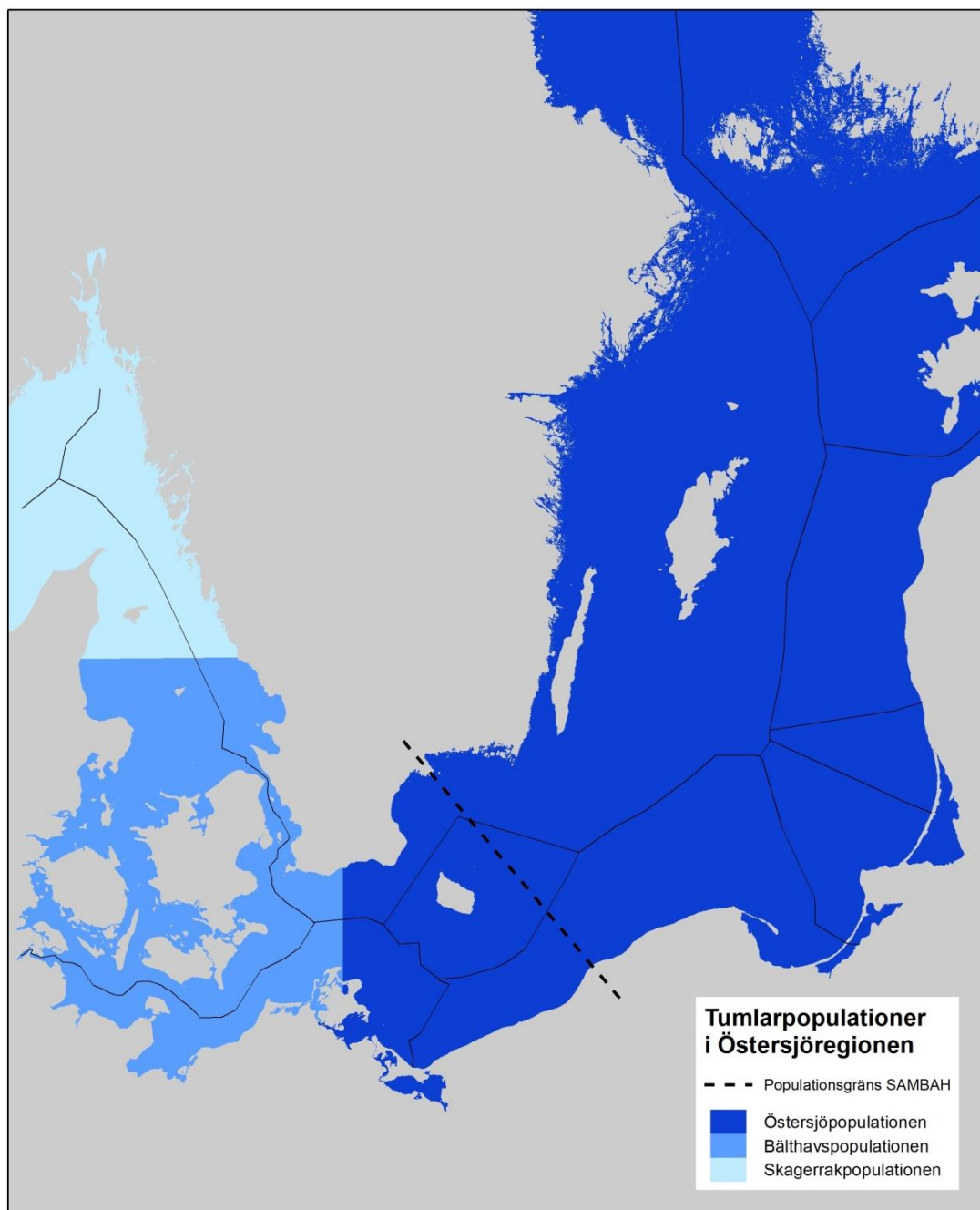
Efter IUCN:s klassning har det publicerats tre omfattande vetenskapliga studier av tumlares populationsstruktur i haven kring Sverige: Wiemann *et al.* (2010) som analyserade genetiska prover från sammanlagt 497 tumlare, Galatius *et al.* (2012) som analyserade den tredimensionella formen av 277 tumlarskallar, samt Sveegaard *et al.* (2015) som analyserade utbredningsmönster av 96 tumlare märkta med satellitsändare, genetiska prover från 48 tumlare, samt data om tumlares ekolokaliseringens frekvens vid 40 stationer i sydvästra Östersjön. Sveegaard *et al.* (2015) grundar sina slutsatser både på resultaten från de egna analyserna och de två föregående studierna. Ingen av de tre

studierna använder termen subpopulation, utan samtliga använder termen population, samt t.ex. termen förvaltningsenhet eller geografisk enhet.

Både Wiemann *et al.* (2010) och Galatius *et al.* (2012) fann signifikanta, om än inte alltid entydiga, skillnader mellan de tre områdena (1) Nordsjön – Skagerrak – norra Kattegatt, (2) södra Kattegatt – Bälthavet, samt (3) inre Östersjön. I denna rapport kallas dessa för Skagerrak-, Bälthavs- respektive Östersjöpopulationen. Wiemann *et al.* (2010) testade flera alternativa gränser mellan de tre populationerna och fann att de mest stabila gick genom Kattegatt respektive vid undervattensryggarna vid Darss och Limhamn. Antalet prover i de mer östliga delområdena i Östersjön var dock relativt litet och den geografiska uppdelningen i områden följde inte några oceanografiska strukturer. Galatius *et al.* (2012) testade tre alternativa gränser mellan Bälthavs- och Östersjöpopulationen, varav den östligaste var densamma som Wiemann *et al.* (2010). Samtliga tre alternativ var signifikanta, men resultatet var något starkare en gräns vid Fehmarn Belt, dvs. något väster om de som testades av Wiemann *et al.* (2010). Galatius *et al.* (2012) drar dock slutsatsen att den morfometriska metoden, i kombination med att tumlare är mobila, inte är optimal för att identifiera tydliga geografiska gränser mellan populationer. Med utgångspunkt från dessa två studier var Sveegaards *et al.* (2015) målsättning att definiera den geografiska förvaltningsenheten för Bälthavspopulationen under maj – september. Baserat på utbredningsmönstren av satellitmärkta tumlare och med visst stöd av de genetiska analyserna fann de att den bästa gränsen mellan Skagerrak- och Bälthavspopulationerna går vid latitud 56,95°N. Baserat på hur långt satellitmärkta tumlare från Bälthavspopulationen rört sig in i Östersjön och hur ekolokaliseringsfrekvensen vid de 40 stationerna i sydvästra Östersjön minskade österut konstaterade de att endast en mycket liten andel av Bälthavspopulationen rör sig längre österut än 13,5°O. Dessa gränser föreslogs därmed som förvaltningsgränser för Bälthavspopulationen under sommaren (Figur 17). Sveegaard påpekar dock att minskningen av tumlarförekomster som använts för att identifiera Bälthavspopulationens östra förvaltningsgräns inte är en uppskattning av Östersjöpopulationens västra utbredningsgräns. Vidare säger de att även om den sanna gränsen ligger längre österut är tumlartätheten i detta område så låg att det har ringa påverkan på populationsestimatet för Bälthavspopulationen. För Östersjöpopulationen som är mycket liten till antalet mindre kan en felaktigt dragen förvaltningsgräns ha betydligt större påverkan.

I tillägg till de tre publicerade studierna visar resultaten från Sambah en mycket tydlig geografisk separation av tumlare öster om Bornholm, dvs. öster om den gräns som Wiemann *et al.* (2010) fann mest trolig, samt öster om de gränser som överhuvudtaget testades av Galatius *et al.* (2012) och Sveegaard *et al.* (2015). Den geografiska separationen är som mest markant under maj – oktober, dvs. under det halvår som innefattar kalvning och parning. Sambah-projektet föreslår att denna separation ska användas som gräns mellan Bälthavs- och Östersjöpopulationen av tumlare under sommarhalvåret (Sambah opublicerade resultat), varför denna gräns används i den här rapporten. Även denna gräns är markerad i Figur 17. Utbredningsmönstren och antalet djur visar att november – april drar sig en stor andel av Bälthavstumlarna västerut, utanför Sambah-området, medan Östersjötumlarna sprider ut sig inom en större del av projektområdet och eventuellt även väster om det. Dessa resultat stöds av analyser av

säsongsmässig förekomst av tumlare i tyska vatten under 2002 – 2012 (Benke *et al.* 2014). I Pommerska bukten förekommer ett stort maximum av tumlare som bedöms vara från Bälthavspopulationen under juli – oktober och ett litet maximum av Östersjötumlare under november – mars.



Figur 17. De blå områdena visar förvaltningsgränser för Bälthavspopulationen under maj – september enligt av Sveegaard *et al.* (2015). Den streckade linjen visar den geografiska uppdelningen av tumlare under maj – oktober enligt Sambah (opublicerade resultat) och som används som gräns mellan Bälthavs- och Östersjöpopulationen i denna rapport.

Abundansuppskattningar

Antalet tumlare i Skagerrak, Kattegatt, Bälthavet och Öresund har helt eller delvis inkluderats i de omfattande SCANS-inventeringarna som genomfördes i juli 1994 respektive 2005 (Hammond 2002, Hammond 2013), samt i "mini-SCANS"-inventeringen i juli 2012 (Viquerat 2014). Dessa tre inventeringar, som gjordes med hjälp av visuella observationer från fartyg, visade på en genomsnittlig gruppstorlek i området på 1,46 – 1,488 djur.

Tabell 2 Abundansuppskattningar av tumlare från inventeringar genomförda i haven kring Sverige. Observera att de geografiska områdena skiljer sig mellan inventeringarna och inte följde populationsgränserna såsom de är kända idag, varför resultaten inte är direkt jämförbara och kan vara missvisande att använda på populationsnivå.

Område	År	Antal ¹	Variations-koefficient	Konfidens-intervall	Antal ¹ /km ²	Referens
Skagerrak, Kattegatt, Bälthavet och Öresund ²	1994	36 046	0,34		0,725	Hammond <i>et al.</i> 2002
	2005	19 129	0,36		0,280	Hammond <i>et al.</i> 2013
	2012	40 475	0,235	25 614 – 65 041	0,786	Viquerat <i>et al.</i> 2014
Östersjön ³	1995	599	0,57	200 – 3300		Berggren <i>et al.</i> 2002
	2002	93		10 – 460		Berggren <i>et al.</i> 2004
	Maj 2011 – april 2013	Ca 500		Ca 100 – 1000	Ca 0,004	Sambah opublicerade resultat

¹ I flyginventeringarna i Östersjön 1995 och 2002 avses antal grupper, i övriga inventeringar antal djur.

² 1994: SCANS område "I"; ungefär fr.o.m. östra Skagerrak t.o.m. Stora Bält och Öresund, dock ej Lilla Bält. 2005: SCANS II område "S"; ungefär fr.o.m. östra Skagerrak och söderut till en linje mellan Ystad i Sverige och Swinoujscie i Polen. 2012: ungefär fr.o.m. Kattegatt och söderut till undervattensryggarna vid Darss och Limhamn.

³ 1995 och 2002: Vattnen öster om undervattensryggarna vid Darss och Limhamn fram till en linje dragen från mitten av Öland i Sverige till Gdansk-buktens västra sida i Polen, 1995 exkluderades dock en 22 km bred korridor längs den polska kusten.

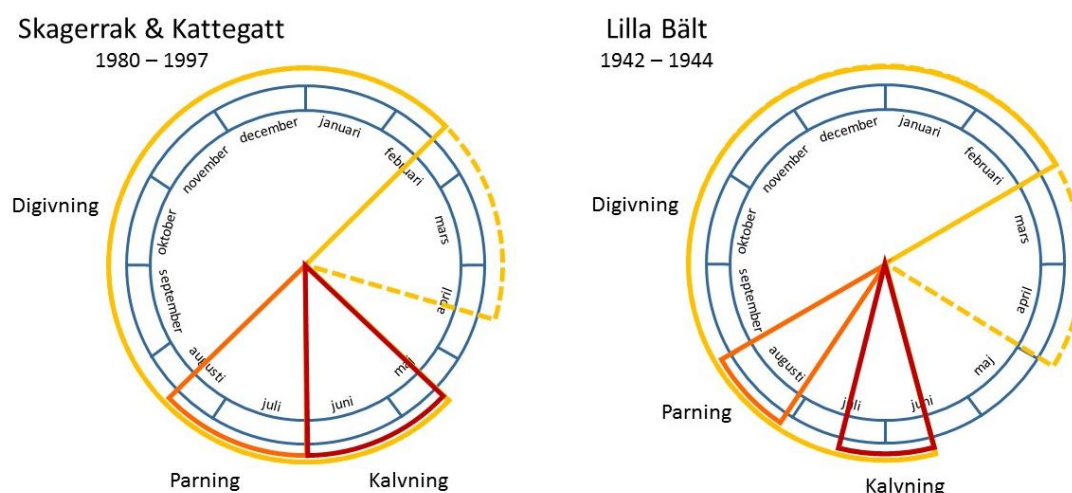
I Östersjön har det genomförts två visuella flyginventeringar i den sydvästra delen av Egentliga Östersjön i juli 1995 respektive 2002. Vid dessa inventeringar observerades endast tre respektive två solitära djur, varför resultaten är mycket osäkra. Utöver dessa har även Sambah-projektet genomfört en akustisk inventering med hjälp av 304 stationära tumlarklickdetektorer fr.o.m. maj 2011 t.o.m. april 2013. Sambah-projektets område inkluderade alla EU-vatten om 5 – 80 m djup fr.o.m. undervattensryggarna vid Darss och Limhamn i sydväst t.o.m. Ålands hav, Skärgårdshavet och Finska viken i nordost. Ett populationsestimat beräknades för de rumsligt separerade tumlarna öster om en linje öster om Bornholm (se "Tumlarens ekologi/ Populationsstruktur") under maj

– december. Resultat från samtliga sex inventeringar redovisas i Tabell 2. Det bör observeras att resultat från observationsområden som endast är delvis överlappande inte är fullt jämförbara, samt att observationsområden som inte följer populationsgränserna såsom de är kända idag och därmed kan vara missvisande att använda på populationsnivå.

Livscykel och reproduktion

Tumlare blir köns mogna kring 3 – 4 års ålder. Honorna blir sällan dräktiga samma år som de blir köns mogna, men föder därefter i genomsnitt ca 0,6 – 0,7 kalvar per år. Dräktigheten varar i ca 10,4 månader och honorna ger kalvarna di i ca 8 – 10 månader. Tumlare blir sällan över 12 år gamla (Sørensen & Kinze 1994, Read & Hohn 1995, Börjesson & Read 2003, Lockyer 2003, Lockyer & Kinze 2003). Sammantaget gör detta att en tumlarpopulation har en låg maximal tillväxthastighet på ca 4 – 9 % per år (Barlow & Boveng 1991, Woodley & Read 1991, Caswell *et al.* 1998, Lockyer 2003).

Tumlare är säsongsreproduktiva. Parningen sker kring juli – augusti, men årscykeln kan skilja sig något mellan olika populationer (Börjesson & Read 2003, Lockyer & Kinze 2003). Det tycks även kunna ske mindre förskjutningar i livshistorieparametrar över decennier, troligtvis som en anpassning till förändringar i livsmiljön (Read & Gaskin 1990). I Figur 18 visas årscykeln för tumlare fångade i Lilla Bält 1942 – 1944, respektive bifångade och strandade djur från Skagerrak och Kattegatt under perioden 1980 – 1997. Tumlarna fångade i Lilla Bält, Danmark, antogs då vara djur från Östersjöpopulationen som migrerade ut ur Östersjön under vintern (Møhl-Hansen 1954). Det är dock inte fastlagt om de härstammade från Östersjö- eller Bälthavspopulationen som vi känner till dem idag och det kan inte fastslås om det föreligger någon skillnad i när kalvning och parning sker mellan populationerna.

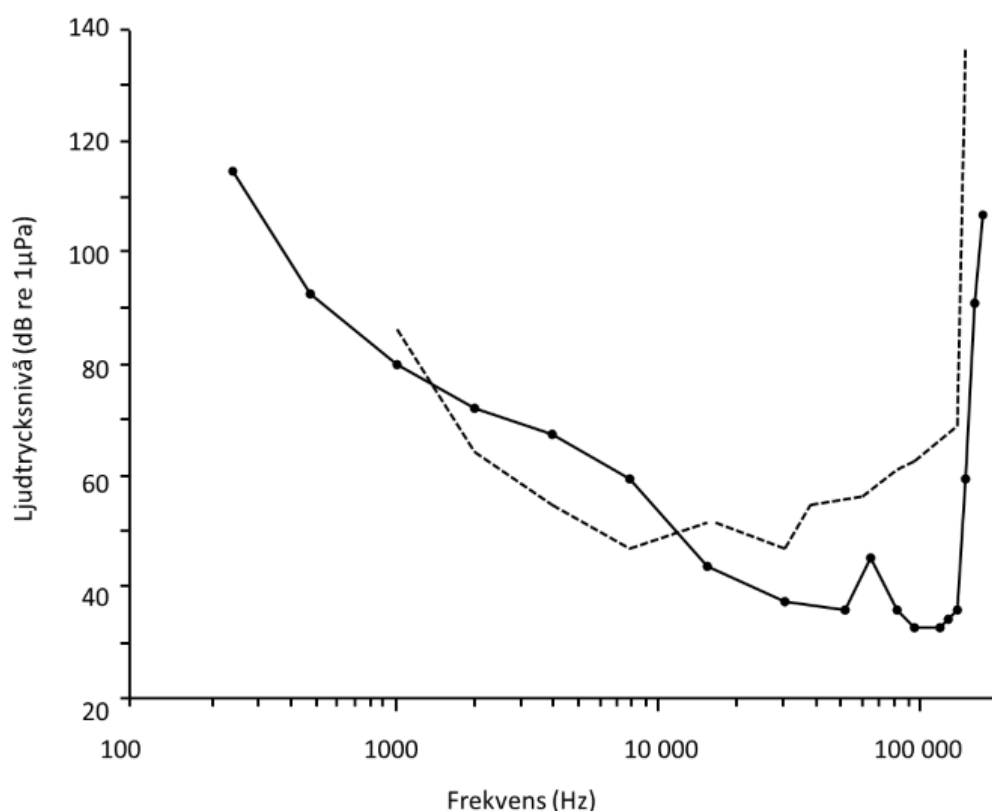


Figur 18. Årscykel beräknad för tumlare bifångade eller strandade tumlare i Kattegatt och Skagerrak under perioden 1980 – 1997, respektive fångade i Lilla Bält, Danmark, 1942 – 1944. Tumlarna fångade i Lilla Bält kan vara migrerande djur från Östersjöpopulationen. Figurerna bygger främst på data från Börjesson & Read (2003) samt Lockyer & Kinze (2003).

Ekolokaliserings- och dykförmåga

Tumlare tillbringar hela sitt liv i vattnet. De kan dyka ned till över 200 m djup, men de flesta dyken är grundare än 20 – 30 m och de tillbringar ca 30 – 50 % av sin tid vid eller nära ytan. För instrument som har suttit på i mer än ett dygn är dykfrekvensen ofta kring 30 – 50 dyk per timme. Det är stora variationer i tumlares dykbeteende både mellan individer och för en och samma individ som rör sig mellan olika områden (Westgate *et al.* 1995, Otani *et al.* 1998, Teilmann *et al.* 2007, Linnenschmidt 2013, Wright 2013).

Tumlare ekolokaliserar med högfrekventa klickljud (110 – 150 kHz, medelkällstyrka 191 dB re 1 μ Pa pp @ 1 m) för att orientera sig, jaga och kommunicera (Amundin 1991, Verboom & Kastelein 1997, Au *et al.* 1999, Villadsgaard *et al.* 2007, Clausen 2011). Detta innebär att de är helt beroende av att höra ekot från sina egna ljud för att överleva. Även om tumlares egna ljud faller inom ett smalt frekvensomfång är deras hörselområde avsevärt bredare, vilket styrker hörselns betydelse för att läsa av omvärlden. I Figur 19 visas hörselkurvor för tumlare uppmätta vid beteendestudier i fångenskap.



Figur 19. Hörselkurvor för tumlare uppmätt vid beteendestudier i fångenskap (efter Kastelein *et al.* (2002), streckad linje: data från Andersen (1970)). Tumlare hör de ljud som befinner sig ovanför kurvan.

Föda

Analyser av maginnehåll av tumlare från Bälthavet, Kattegatt och Skagerrak visar att tumlare äter ett mycket stort antal fiskarter, men att sill (*Clupea harengus*) och torsk

dominerar. Andra vanligt förekommande arter är övriga torskfiskar (*Gadidae* spp.), skarpsill (*Sprattus sprattus*) och smörbultar (*Gobidae* spp.) (Börjesson *et al.* 2003, Sveegaard *et al.* 2012a). För vuxna honor har pirål (*Myxine glutinosa*) visats utgöra en ganska stor andel av dieten (Börjesson *et al.* 2003). Bytesdjuren är vanligtvis mindre än 30 cm, med undantag för torsk som var i storleksordningen 30 – 45 cm i Bälthavet under sommarhalvåret (Sveegaard *et al.* 2012a). Födovalsstudierna visar att tumlare är opportunistiska i sin diet och att de skiftar till de arter som har högst näringsinnehåll för säsongen (Sveegaard 2012a). I en storskalig rumslig analys har man funnit att tumlarens utbredningsmönster i Skagerrak och Kattegatt till stor del kan förklaras med sillens utbredningsmönster (Sveegaard 2012b).

Morfometriska studier av skullformerna hos tumlare från Östersjö-, Bälthavs- och Skagerrakpopulationerna visar att Bälthavspopulationen har mer nedåtriktad nos än de två övriga. Detta tolkas som en anpassning till en högre andel bottenlevande föda i grunda vatten i Bälthavet (Galatius *et al.* 2012).

Eftersom tumlare är en liten val som lever i kalla tempererade vatten har den hög energiomsättning (Koopman 1998, Lockyer & Kinze 2003, Lockyer 2007), vilket gör att deras utbredning är tätt knuten till produktiva områden (t.ex. Embling *et al.* 2010, Gilles *et al.* 2011, Sveegaard *et al.* 2012b). En fysiologisk modell av tumlares kondition baserad på födotillgänglighet, energibehov och vattentemperatur visar att den tid som en svältande tumlare kan överleva varierar från mindre än en dag upp till 20 dagar beroende på vattentemperaturen (MacLeod *et al.* 2014). För honorna som har störst energibehov (Lockyer 2003) då de oftast är både dräktiga och digivande samtidigt, samt under merparten av året är i sällskap med en kalv som till en början har sämre dyk- och simförmåga, är beroendet av produktiva områden ännu större. I havet förekommer produktiva områden ofta där havsströmmar möts.

PÅVERKAN AV MÄNSKLIGA AKTIVITETER PÅ TUMLARE

Tumlare har mycket få naturliga fiender. I haven kring Sverige utgörs dessa framför allt av parasiter och olika sjukdomar, eftersom potentiella predatorer som till exempel späckhuggare saknas här. När det gäller mänskligt orsakad påverkan är de främsta kända faktorerna i modern tid oavsiktliga fångster i fisket (bifångster), miljögifter, undervattensbuller, samt ekosystemförändringar. Fram till början av 1900-talet bedrevs en omfattande jakt på tumlare i Östersjöregionen.

I denna rapport behandlas endast bifångster och undervattensbuller. Eftersom utbredningen av dessa påverkansfaktorer är relativt känd i tid och rum kan det vara möjligt att reglera dem med olika typer av områdesskydd. För miljögifter och ekosystemförändringar finns idag inte motsvarande underlag.

Historiska fångster

Den tidigare jakten på tumlare var som mest omfattande i Lilla Bält och i Isefjord på norra Själland i Danmark. Under 1700-talet uppskattas ca 42 000 tumlare ha fångats i Lilla Bält och under 1800-talet ca 100 000 i Lilla Bält och ca 40 000 i Isefjord. Under 1900-talet bedrevs en betydligt mindre omfattande jakt under de två världskrigen (Lockyer & Kinze 2003). Jakten bedrevs främst under november till mitten av januari då stora mängder tumlare migrerade norrut genom Bälthavet. Dokumenterade fångster av tumlare finns även från t.ex. Polen där ca 450 djur fångades under perioden 1922 – 1929 (Skóra & Kuklik 2003). Hur fångsterna har påverkat de olika tumlarpopulationerna i Östersjöregionen är svårt att bedöma, inte minst eftersom tumlarnas migrationsmönster kan ha förändrats sedan dess. Bara att döma av jaktens omfattning i relation till aktuella populationsestimat är det dock mycket sannolikt att dess inverkan har varit betydande.

Bifångster

Tumlare fastnar och dör främst i stormaskiga passiva redskap som t.ex. bottensatta nät för torsk- eller plattfiskar. I tillägg till maskstorlek är det troligt att även faktorer som t.ex. garnens bukighet, höjd, tid på dygnet samt lokala miljöfaktorer påverkar bifångstfrekvensen, men kunskapsläget om detta är bristande.

Aktuella och säkra uppskattningar av bifångster av tumlare saknas för populationerna i haven kring Sverige. Begränsad men detaljerad information finns för åren 1995 – 1997 då observatörsprogram genomfördes i torskgarnsfisket i Skagerrak och Kattegatt. Inom dessa program observerades 23 tumlarbifångster och det totala antalet bifångade djur i Skagerrak beräknades till 90 – 155 djur och i Kattegatt till 43 – 65 djur (Carlström 2003). Sedan dess har den svenska fiskeansträngningen med torskgarn i alla havsområden minskat kraftigt. Loggboksdata visar att under perioden 2000 – 2010 var den i genomsnitt ca 10 % jämfört med perioden 1996 – 1997 och 2011 var den endast 1 % (Sara Königson, SLU Aqua, Sverige, *pers. comm.*). År 2002 genomfördes telefonintervjuer om bifångster av marina däggdjur och fåglar med 220 slumpvis utvalda fiskare, motsvarande närmare 17 % av den svenska fiskeflottan år 2001 (Lunneryd *et al.* 2004). Längs västkusten rapporterades 10 bifångade tumlare, varav sju i stormaskiga bottensatta nät och tre i trål. Den totala årliga bifångsten beräknades till 114 djur (95 % konfidensintervall 84 – 148). I Östersjön rapporterades ingen bifångad tumlare. Sedan dess har den totala svenska fiskeansträngningen med samtliga nättyper förändrats relativt lite och under perioden 2001 – 2011 finns det ingen tydlig trend. Om man jämför loggboksdata från år 2001 med 2011 har fiskeansträngningen ökat med ca 6 % (Sara Königson, SLU Aqua, Sverige, *pers. comm.*). Äldre bifångstuppegifter finns även från det danska fisket med bottensatta nät i Nordsjön. Delvis baserat på observatörsdata beräknades 5591 – 5817 (resultatet varierar beroende på vilken metod som användes, 95 % konfidensintervall 2867 – 7566) tumlare ha bifångats under perioden 1987 – 2001 (Vinther & Larsen 2004). Resultaten från de tre bifångststudierna har inte relaterats till de utbredningsområden som man känner till för olika tumlarpopulationer idag.

Mer aktuella, men mindre detaljerade uppskattningar av tumlarbifångster har presenterats av Ices arbetsgrupp om bifångster av skyddade arter (Ices WGBYC). Dessa

uppskattningar är beräknade baserat på en förenklad modell över den totala ansträngningen med vissa redskap i olika havsområden, samt en uppskattning av den genomsnittliga bifångstfrekvensen av tumlare i dessa. Modellen är under utveckling och resultaten kan användas för att utvärdera om bifångster utgör ett hot för tumlare inom undersökta havsområden, samt för prioritering av havsområden för bifångstövervakning. Enligt de första preliminära beräkningarna är bifångstfrekvensen i Nordsjön 0,45 – 0,73 % och i Kattegatt – Bälthavet 0,39 – 0,78 % (Ices 2015).

Tumlare trillar lätt ur nät i samband med att näten lyfts upp ur vattnet, vilket kan innebära att bifångade djur inte alltid observeras eller kan observeras. I ett observatörsprogram på Keltiska havet 1992 – 1994 observerades 43 bifångster av tumlare i kummelgarn (*Merluccius merluccius*), men där även bleka (*Pollachius pollachius*), sej (*Pollachius virens*), långa (*Molva molva*) och torsk utgjorde en betydande del av fångsten. Av de 43 tumlarna trillade 16 ur näten när de kom upp över vattenytan, två skakades loss av fiskaren och fyra sågs flyta i ytan i samband med att näten drogs och antogs vara bifångade djur som lossnat ur nätet (Tregenza *et al.* 1997).

Baserat på källstyrkan av tumlares ekolokaliseringssignaler och reflektionsförmågan hos nät beräknas tumlare kunna upptäcka fisknät på 13 – 26 m (Villadsgaard *et al.* 2007). Avståndet kan dock vara avsevärt mycket kortare om nivåerna av omgivande ljud är förhöjda eller om tumlaren inte närmar sig nätet rakt framifrån (Kastelein *et al.* 2000; Mooney *et al.* 2004, 2007). Med hjälp av akustiska instrument fästa på sex vilda tumlare i danska vatten har man visat att dessa individer ekolokaliserade omkring 95 % av tiden (Wright 2013). Om dessa resultat är generella för tumlare innebär det att tumlare inte har någon möjlighet alls att upptäcka fisknät med hjälp av ekolokalisering under omkring 5 % av tiden. I en studie vid Fyns Hoved i Danmark observerades positioner och rörelsemönster av vilda tumlare kring ett kummelgarn där alla strukturer förutom de vertikala hade skurits sönder för att förhindra att bifångst skulle ske (Nielsen *et al.* 2012). I närvaro av nätet minskade tumlartätheten signifikant på avstånd av 80 m eller mer. Tumlarna var alltså klart medvetna om nätets närvaro på ett längre avstånd än de beräknas kunna upptäcka det med hjälp av ekolokalisering. Enstaka individer simmade dock inom 10 m från nätet, vilket innebär att det finns en risk för att bifångst sker om tumlare är fokuserade på något annat än förekommande nät, eller om en förhöjd omgivande ljudnivå maskerar dess eko.

I tillägg till de bottensatta nät som fiskare använder aktivt är det även troligt att förlorade nät, s.k. spökgarn, utgör ett problem för tumlare. I en studie intervjuades slumpvis utvalda fiskare längs kusten från Malmö till Västervik samt från Visby år 1998. Högst andel förlorade nät rapporterades vid utsjöfiske med piggvarsgarn och torsk. I området från Malmö till Karlskrona rapporterades att 0,4 – 0,7 % av fiskeredskapen förlorades per år, medan 0,28 % förlorades längs kuststräckan från Karlskrona till Västervik, inklusive Visby (Brown *et al.* 2005). Den stora förlusten av bottensatta nät i utsjöfisket förklaras med konflikter med trålfiske. Baserat på en metod utarbetad av WWF Polen beräknas 5 500 – 10 000 torsk- och skaddegarn (räknat som enskilda nät, ej länkar) ha förlorats årligen under perioden 2005 – 2008. Baserat på observationer av dykare samt antal skeppsvrak beräknades den totala mängden förlorad trål vara ca 270 – 810 ton inom Polens ekonomiska zon och ca 67 – 100 ton inom Litauens ekonomiska

zon. Under ett pilotprojekt 2011 och ett uppföljningsprojekt 2012 bärgades sammanlagt 27,4 ton förlorade fiskeredskap i polsk och litauisk ekonomisk zon. Trots att de insamlade fiskeredskapen var i varierande skick hade de flesta fångat fisk, framförallt plattfisk och torsk (WWF Poland 2013). En interaktiv webbaserad karta över de insamlade fiskeredskapen finns på <http://sieciwidma.wwf.pl>.

I ett experiment för att mäta fångseffektiviteten hos förlorade nät sattes 24 torskgarn i Hanöbukten under 27 månader med start åren 1998 – 1999. Under de tre första månaderna minskade fångsteffektiviteten till ca 20 % för att därefter stabiliseras till ca 5 – 6 % (Tschernij & Larsson 2003). Baserat på dessa uppgifter samt beräkningar av det totala antalet förlorade torskgarn under 2009 beräknas 20,8 ton torsk per år fångas i de torskgarn som förlorades under detta år. Sammantaget konstaterar WWF Polen (2013) att de förlorade fiskeredskapen har en negativ effekt på Östersjöns ekosystem, framförallt på torsk och plattfisk. Studier av hur förlorade fiskeredskap kan påverka tumlare saknas.

Undervattensbuller och annan störning

Källor till och utbredning av undervattensbuller

I havet finns både naturligt och mänskligt orsakade ljud. Ljudutbredning i havet är mycket komplex, men generellt propagerar lågfrekventa ljud längre än högfrekventa. Vid låga frekvenser (10 – 500 Hz) dominerar buller från kommersiell sjöfart, seismiska inventeringar med tryckluftskanoner (airguns), samt pålning av fundament till havsbaserad vindkraft. Dessa låga frekvenser kan propagera över oceaner. Vid mellanfrekvenser (500 Hz – 25 kHz) dominerar naturliga ljud såsom brytande vågor och regn, samt mänskligt orsakade ljud som t.ex. vissa militära sonarsystem, mindre fartyg och den högre delen av spektrumet vid pålning. Dessa ljud propagerar upp till tiotals kilometer. Höga frekvenser (>25 kHz) har kortare räckvidd och här förekommer t.ex. tumlares ekolokaliseringssignaler, ytterligare andra militära sonarsystem, vanliga ekolod samt högre komponenter från mänskligt orsakat buller (Nedwell *et al.* 2007, Hildebrand 2009, Bailey *et al.* 2010, Andersson & Johansson 2013a). Notera att tumlare uppfattar ljud i ett betydligt bredare frekvensintervall än deras egna ekolokaliseringssignaler, från ett par hundra Hz till ca 180 kHz (Figur 19).

Mätningar av undervattensbuller i Nordöstra Stilla havet visar att under perioden 1950 – 2007 har nivåerna av mänskligt orsakat undervattensbuller i snitt ökat med 3,3 dB per år. De ökade bullernivåerna i havet kan till största delen förklaras med en ökad kommersiell sjöfart, vilken i sin tur är kopplad till den globala ekonomiska tillväxten (Frisk 2012).

I Havsmiljödirektivet behandlas undervattensbuller av deskriptor 11. Hittills har det utarbetats två indikatorer inom denna deskriptor (Van der Graaf *et al.* 2012):

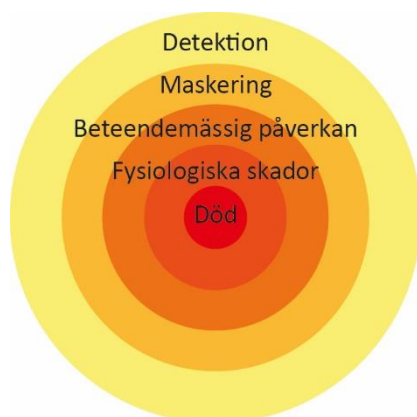
1. Fördelning i tid och rum av starka impulsiva ljud av låg- och mellanfrekvens.
2. Kontinuerliga lågfrekventa ljud.

Till den första kategorin hör t.ex. pålning av fundament för havsbaserad vindkraft, seismiska inventeringar med tryckluftskanoner samt undervattenssprängningar. Till den andra kategorin hör t.ex. fartygsbuller och driftsljud av havsbaserad vindkraft. I tillägg till de dessa två indikatorer har arbetsgruppen för deskriptor 11 även föreslagit en tredje indikator om högfrekventa impulsiva ljud som t.ex. ekolod (Tasker *et al.* 2010). Denna indikator godkändes ej av kommissionen och arbetsgruppen anger därför i sin slutrapport att det finns behov av att utvärdera användandet och förekomsten av högfrekventa ekolod för att uppskatta deras effekt på valar innan en indikator kan utvecklas (Van der Graaf *et al.* 2012).

Idag finns mycket begränsad kunskap om utbredning av undervattensbuller i tid och rum. För impulsiva ljud av låg- och mellanfrekvens (indikator 11.1) kommer Helcom (se "Bevarandemål, indikatorer, bevarandeåtgärder, uppföljning och övervakning av tumlare/Ascobans, Helcom och Oskar") därför att upprätta ett regionalt register för Östersjöregionen. Med fokus på kontinuerliga lågfrekventa ljud (indikator 11.2) pågår det EU-finansierade projektet Baltic Sea Information on the Acoustic Soundscape (Bias, www.bias-project.eu) under september 2012 – augusti 2016. Under 2014 har BIAS utfört ljudmätningar av fartygsbuller på 36 mätstationer i alla EU-länder förutom Lettland och Litauen. Baserat på dessa mätningar samt data om fartygstrafik kommer modellerade heltäckande bullerkartor att tas fram för Östersjön. Motsvarande datainsamling genomförs i Kattegatt och Skagerrak av Sverige och Danmark med ytterligare fem mätstationer. Havs- och vattenmyndigheten planerar att driftsätta uppföljning av kontinuerligt buller och registrering av aktiviteter som ger impulsiva ljud för att kunna bedöma god miljöstatus (Havs- och vattenmyndigheten 2014a). Övervakningen förväntas bli regionalt samordnad i enlighet med EU-kommissionens rekommendationer.

Påverkanszoner av undervattensbuller samt gränsvärden

Figur 20 visar en teoretisk modell för påverkanszoner av undervattensbuller på marina däggdjur (Richardson *et al.* 1995). Detektion innebär att djuret kan uppfatta ljudet men att ingen påverkan sker, medan maskering innebär att akustisk information, antingen tumlarens egna ekolokaliseringssignaler eller akustiska signaler från omgivningen, "drunknar" i bullret. Vid ännu högre ljudnivåer påverkas djurets beteende, därefter dess fysiologi, och till sist kan djuret dö.



Figur 20. Teoretiska zoner för påverkan av undervattensljud på marina däggdjur (efter Richardson *et al.* (1995)).

Beteendepåverkan kan uppfattas som mildare än fysiologisk påverkan, men beroende på graden av påverkan kan även denna leda till effekter på populationsnivå. Graden av beteendepåverkan ökar med ökande bullernivåer. Exempel på observerad beteendepåverkan av olika grader är (Southall *et al.* 2007):

- Mindre påverkan: mindre förändringar i rörelsemönster, andningsfrekvens eller ekolokaliseringsbeteende
- Intermediär påverkan: moderata förändringar i ovanstående, mindre initial skrämselreaktion, tillfälliga eller mindre separationer av mamma och beroende kalv, eller tillfälligt minskat reproduktionsbeteende
- Kraftig påverkan: från moderat till utdragen och stor separation av hona och diande kalv med störning av deras akustiska kontakt, från moderat till utdraget minskat reproduktionsbeteende, långvarigt undvikande av området, eller panikartad flykt.

Eftersom utbredningen av tumlare och särskilt vuxna honor är tätt knuten till produktiva områden är de känsliga för beteendemässig störning i dessa (se "*Tumlarens ekologi/ Föda*").

Fysiologisk påverkan delas i sin tur upp i två undergrupper: tillfällig hörselnedsättning (temporary threshold shift, TTS) respektive permanent hörselnedsättning (permanent threshold shift, PTS). Såsom framgår av termerna är TTS övergående medan PTS inte är det. TTS kan dock övergå till PTS och risken för att detta sker ökar med ökande ljudtrycks- och ljudexponeringsnivåer, exponeringens varaktighet, samt hur många gånger exponeringen upprepas. Risken för TTS varierar även med olika frekvenser. Som gränsvärde för fysiologisk påverkan används gränsvärdet för TTS.

Det finns inga allmänt accepterade gränsvärden för beteendemässig respektive fysiologisk påverkan på tumlare. En stor sammanställning inklusive förslag på gränsvärden och en kurva för vägning av undervattensbuller för marina däggdjur har presenterats av Southall *et al.* (2007). Sedan dess har dock många nya rön gjorts. I en studie har man jämfört data från elva olika studier där tumlare har reagerat negativt på impulsiva ljud med tumlarens hörselförmåga. Resultatet visar att tumlare reagerar negativt för impulsiva ljud som är 40 – 50 dB starkare än de har förmågan att uppfatta, oavsett frekvens. För TTS finns endast fem studier om påverkansnivåer att tillgå och de har gjorts med två olika metoder, men dessa indikerar att TTS uppstår vid ljud som är ca 100 dB starkare än tumlare har förmågan att uppfatta, oavsett frekvens. Som gränsvärden för beteendemässig respektive fysiologisk påverkan föreslås därför tumlarens inverterade audiogram att användas med marginaler (Tougaard *et al.* 2015).

Kunskapen om hur tumlare påverkas av kontinuerliga ljud är betydligt mer begränsad. I en nyligen publicerad studie har man dock visat att redan vid exponering av låga nivåer av högfrekventa komponenter i fartygsbuller reagerar tumlare en utomhusinläggnad kraftigt och stereotypiskt beteendemässigt. De uppmätta bullernivåerna är vanligt förekommande på avstånd över 1000 m från fartyg, vilket innebär en avsevärd påverkan på tumlare i grunda vatten med höga densiteter av både tumlare och fartyg (Dyndo *et al.* 2015).

För praktisk tillämpning vid konstruktion av havsbaserad vindkraft i södra Nordsjön har det tyska miljöministeriet Das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMU) utarbetat ett koncept för att skydda tumlare från fysiologisk påverkan av undervattensbuller (BMU 2014). Baserat på en sammanställning av den vetenskapliga litteraturen om hur tumlare påverkas av undervattensbuller från pålning har BMU fastställt ett dubbelt gränsvärde: ljudexponeringsnivån (SEL) får ej överstiga 160 dB re 1 re 1 $\mu\text{Pa}^2 \text{ s}$ eller ljudtrycksnivån ($\text{SPL}_{\text{peak} - \text{peak}}$) får ej överstiga 190 dB re 1 re 1 μPa på 750 m avstånd från pålningskällan. Det gränsvärde som nås först ska tillämpas.

Påverkan från vissa verksamheter

I detta avsnitt ges mycket kortfattad information om undervattensbuller från följande verksamheter:

- Kommersiell sjöfart
- Seismiska inventeringar med tryckluftskanoner
- Undervattenssprängningar
- Militära aktiva sonarer
- Konstruktion och drift av havsbaserad vindkraft
- Fritidsbåtar och turism

Såsom har beskrivits ovan dominerar undervattensbuller från fartyg vid låga frekvenser eftersom dessa ljud kan propagera mycket långa sträckor. Fartyg genererar dock även högre frekvenser som kan uppfattas på kortare avstånd. Mätningar av undervattensbuller vid fyra stationer i Århusbukten, Samsö Bält och Stora Bält i Danmark visar att på 60 – 1000 m avstånd bidrog buller från flertalet olika fartyg till kraftigt förhöjda bullernivåer inom frekvensområdet 0,025 – 160 kHz. Resultaten visar att detta buller kan orsaka en kraftig, om än kortvarig, maskering av tumlares ekolokaliseringssignaler och därmed deras kommunikationsradie inom minst 500 m från fartyg. Upprepade tillfällen med maskering riskerar därmed att minska tumlares förmåga att hitta och fånga byten och kan därmed ha negativ inverkan på deras hälsotillstånd och överlevnad på lång sikt. Även enstaka tillfällen ökar risken för att de bifångas i fisknät och drunknar (Hermannsen *et al.* 2014).

Seismiska inventeringar med hjälp av tryckluftskanoner görs i syfte att undersöka havsbottens geofysiska sammansättning, t.ex. i prospekteringssyfte eller inför konstruktion av havsbaserad vindkraft. Principen vid seismisk inventering är densamma som vid användning av ekolod, men betydligt kraftigare ljud alstras för att dessa ska kunna tränga ned i havsbotten. Vanligen släpas en eller flera tryckluftskanoner samt en formation av hydrofoner efter fartyget och ljudet sprider sig i en stor del av vattenmassan.

Undervattenssprängning utförs t.ex. inför konstruktionsarbeten, vid rivningsarbeten, vid minröjning och i militärt övningsyfte. Undervattenssprängning kan generera de starkaste mänskligt producerade ljuden i havet (Richardson *et al.* 1995). Vid undervattenssprängning bildas en stötvåg som på avstånd övergår till en akustisk signal. Vilka och hur starka ljud som bildas vid undervattenssprängning är bl.a. beroende av laddningens typ och storlek, samt hur sprängningen utförs. Påverkan kan därmed

sträcka sig från beteendepåverkan till omedelbar död. För marina däggdjur är riskavståndet minst detsamma som för människor. För beräkning av riskavstånd, se Försvarsmaktens säkerhetsinstruktion (Försvarsmakten 2013).

Den svenska marinen använder regelmässigt sonarsystem för att leta efter och undersöka objekt på vattenytan, i vattnet, på botten eller i sediment. Tre vanligt förekommande sonartyper, så kallade *variable depth sonar* (VDS-), *hull mounted sonar* (HMS) respektive minjaktssonar, sänder med relativt höga frekvenser, från ca 20 till ca 400 kHz, för att de ska kunna vara användbara både i Östersjön och Skagerrak som skiljer sig i både salthalt och djup. Beräkningar av riskavstånd för dessa sonartyper visar att i Östersjön kan tumlares beteende påverkas signifikant på avstånd upp till 20 km och att de löper risk för hörselskador (TTS) på avstånd upp till 6 km. På grund av högre absorption i Skagerraks saltare vatten är riskavståndet för beteendepåverkan 7 km och för hörselskador 2,5 km (Andersson & Johansson 2013a).

Vid konstruktion av havsbaserad vindkraft är fundamenttypen helt avgörande för vilka bullernivåer som alstras. Den vanligaste fundamenttypen är monopile som pålas ned i havsbotten. Andra pålade fundamenttyper är tripod- eller fackverksfundament. Ökad fundamentdiameter, hårdare sediment och ökad slagenergi genererar högre bullernivåer (Betke 2008, Bailey *et al.* 2010). Vid pålning av fyra olika havsbaserade vindkraftsparker i södra Nordsjön har tumlare observerats minska kraftigt eller helt försvinna inom en radie på 20 km eller mer när pålning har pågått (Tougaard *et al.* 2006, Brandt *et al.* 2011, Dähne *et al.* 2013, Haelters *et al.* 2013). På 50 km avstånd har tumlartätheten observerats öka, vilket tyder på att flyende tumlare förflyttar sig minst 50 km från pålningsbullret (Dähne *et al.* 2013). Inga observationer har gjorts på längre avstånd så den bortre gränsen för förflyttningar är inte känd. Den mest etablerade anläggningsmetoden som inte använder sig av pålning är gravitationsfundament. Vid två av tre vindkraftsparker anlagda med gravitationsfundament i Stora Bält samt söder om Fyn i Danmark påvisades ingen påverkan på tumlare (Tougaard & Carstensen 2011, Teilmann *et al.* 2012). Vid en tredje park påvisades dock en kraftig nedgång med bestående effekter efter elva år (Teilmann & Carstensen 2012), men det är oklart om detta beror på störning i kombination med en ekologisk respons (Carstensen *et al.* 2006) eller att den korta kontrollperioden före konstruktion inte var representativ för området (Tougaard 2014).

Driftsljud av havsbaserad vindkraft har mätts vid de tre vindkraftsverken Middelgrund i Sverige, samt Vindeby och Bockstigen-Valar i Danmark. Där kunde endast lågfrekvent buller under 500 Hz detekteras över omgivande ljud. För tumlare är detta driftsbuller endast hörbart inom en radie på 20 – 70 m från fundamentet (Tougaard *et al.* 2009) och den potentiella påverkan är alltså mycket liten. I södra Nordsjön har en havsbaserad vindkraftspark konstruerats med monopiles under en period på året när området i stort sett är tomt på tumlare. Mätningar av tumlares ekolokaliseringsaktivitet i detta område visar att tumlartätheten ökade efter konstruktion i jämförelse med före. Detta antas bero på ökad födotillgång och minskat buller på grund av minskad båttrafik efter parkens tillkomst (Scheidat *et al.* 2011).

Vetenskaplig information saknas i stort sett om påverkan från fritidsbåtar och turism på tumlare. För andra arter som t.ex. öresvin (*Tursiops* sp.) och späckhuggare (*Orcinus orca*) finns det studier som visar på hur kortvarig påverkan kan ge långvariga konsekvenser på både individ- och populationsnivå (t.ex. Lusseau & Bejder 2007). Eftersom tumlare är en neofob art med ett utpräglat undvikandebeteende är det mycket troligt att fritidsbåtar och turism kan ha en negativ inverkan. Eftersom fritidsbåtar inklusive vattenskotrar har ett mer oberäkneligt beteende än större fartyg antas dessa kunna vara mer skrämmande för tumlare. Ljudpulserna från fritidsbåtars ekolod är oftast fullt hörbara för tumlare och ibland överlappar ekolodens frekvensområde med det för tumlarnas egna ekolokaliseringssignaler.

MÖJLIGA ÅTGÄRDER FÖR MINSKAD PÅVERKAN PÅ TUMLARE

Bifångster

För att identifiera var åtgärder för minskning av bifångst kan göra störst nytta kan en rumslig bifångstriskanalys göras. I riskanalysen multipliceras GIS-lager över fiskeansträngning för vilken bifångstfrekvensen är känd med GIS-lager över tumlarutbredning. Metoden har utvecklats och tillämpats i ett område i danska Skagerrak (Kindt-Larsen *et al. In press*) och den har alltså högre upplösning än den områdesmodell som tillämpas av Ices WGBYC (Ices 2015). Om data tillåter bör analysen delas upp på olika säsonger eftersom både fiskeansträngning och tumlarutbredning varierar över året. Bifångstriskmodellen kan även användas för att göra scenarier för att utvärdera effektiviteten av olika förvaltningsåtgärder, t.ex. för att beräkna den totala bifångsten i bottensatta garn om fisket anpassar sig genom att flytta i tid eller rum.

För att dokumentera bifångster finns det två oberoende metoder: observatörer på fiskebåtar eller elektronisk övervakning (*Electronic Monitoring*, EM). EM-system har testats och utvärderats på sex danska fiskefartyg som fiskade efter torsk med bottensatta nät (1), not (1) respektive trål (4) i Nordsjön och Skagerrak från september 2008 till juli 2009 (Kindt-Larsen *et al.* 2011). I Sverige genomfördes en pilotstudie på två mindre garnfiskebåtar i Östersjön under fyra månader sommaren 2008 (Tillander & Lunneryd 2008). I båda studierna fann man att EM-systemen är en säker metod för att uppskatta bifångster och jämfört med observatörer missar de inga turer eller nätupptag, de erbjuder större integritet ombord då placeras för att endast täcka relevanta fiskeaktiviteter, och de genererar detaljerade data som är lätta att lagra och analysera. Idag behöver analyserna göras manuellt, men forskning pågår för att utveckla automatiserade metoder. I den danska studien uppskattades kostnaderna för de testade EM-systemen vara cirka en tiondel av kostnaden för observatörer, medan motsvarande siffra var en tredjedel eller mindre i den svenska studien.

När det gäller minskning av bifångster finns det tre huvudsakliga metoder: minskad fiskeansträngning, användande av alternativa fiskeredskap, samt användande av

tumlarskrämmor, s.k. pingers. Alternativa redskap till nät kan vara t.ex. burar, krokredskap, fasta fällor, not och trål. Här redogörs kort för burar som alternativt fiskeredskap samt användande av pingers.

Liksom bottensatta nät är burar relativt billiga att tillverka, har liten fysisk påverkan på miljön, är inte lika energikrävande att använda som t.ex. trål och kan utformas så att de är selektiva. Till skillnad från nät och krokredskap kan burar utformas så att de är sälsäkra. I Sverige har utveckling av burar främst gjorts för att minska salskador på fångst och redskap (Westerberg *et al.* 2008, Königson *et al.* 2015b), men det finns även exempel på flytande torskburar för att eliminera bifångst av kungskrabba (*Paralithodes camtschaticus*) i Barents hav (Furevik *et al.* 2008). En bieffekt är att burar inte heller har några bifångster av tumlare eller sjöfågel. I Hanöbukten och Karlskrona skärgård genomfördes under 2009 – 2011 en studie av torskburars effektivitet i kommersiellt fiske (Königson *et al.* 2015a). Jämförbara data från 2009 visade att sett över hela året var det ingen skillnad i fångst per ansträngning och fiskedag mellan burar respektive nät och långlinor. Inom året var det dock skillnader: under april – juni var burfångsterna 52 % lägre än i de traditionella redskapen och under augusti – november 54 % högre. Analyser av miljöfaktorer visade att fångsten av lovlig torsk påverkades av djup, tid på året och våttid, samt i ett av områdena även av burens orientering i förhållande till vattenströmmens riktning. Fångsten av undermålig torsk påverkades även av bottenpografien. I andra studier har man visat att flyktöppningar ökar redskapets storleksselektivitet (Ovegård *et al.* 2011) och att gröna lampor ökar fångsten per ansträngning respektive vikt av torsk över 38 cm (Bryhn *et al.* 2014). För plattfisk finns det idag inga kommersiellt fungerande alternativ till traditionella fiskemetoder.

Pingers effektivitet i att minska bifångster av tumlare har utvärderats i ett stort antal studier världen över. Den sammanlagda slutsatsen från 16 kontrollerade experiment av pingers på tumlare i Nordamerika och Europa visar att tumlare undviker det område inom vilket pingers är hörbara (litteraturöversikt av Dawson *et al.* 2013, Larsen & Eigaard 2014, Kyhn *et al.* 2015). Den negativa sidan av detta är att tumlare även kan skrämmas bort från viktiga habitat. Vid förvaltning av fiske bör därför effekten av bortskrämning tas i beaktande tillsammans med risken för bifångster, särskilt i skyddade marina områden (Kyhn *et al.* 2015), även om den totala arean som påverkas av pingers kan vara liten jämfört med tumlares utbredningsområde (Dawson *et al.* 2013). I vissa studier har man funnit tendenser till att effekten av pingers minskar över tid (Gearin *et al.* 2000, Cox *et al.* 2001, Carlström *et al.* 2009). Senare studier har påvisat en sådan effekt för pingers som utsänder en ton med konstant repetitionsfrekvens och varaktighet, men inte för pingers som utsänder mer varierade ljud (Kyhn *et al.* 2015). I två långtidsstudier där pingers har implementerats i yrkesfisket har ingen habituering påvisats. Vilken eller vilka typer av pingers som har använts i dessa experiment framgår dock inte (Palka *et al.* 2008). När det gäller implementering av pingers i yrkesfiske sammanfattar Dawson *et al.* (2013) att det är svårt att nå full efterlevnad, att det är problem med funktion och batterikapacitet med pingers från vissa tillverkare, samt att det kan vara svårt och dyrt att övervaka användningen och funktionaliteten av pingers. För att pingers ska vara en effektiv metod är det viktigt att efterlevnaden och funktionaliteten är hög eftersom en låg efterlevnad kan ge högre bifångstfrekvens än om inga pingers används (Palka *et al.* 2008). Inför en eventuell implementering är det

därmed viktigt att det finns en plan för kontroll av efterlevnad, samt ett tydligt kvantitativt och statistiskt väl underbyggt mål för hur stor minskningen av bifångsterna ska vara (Dawson *et al.* 2013).

I tillägg till åtgärder för aktivt använda fiskeredskap kan det även vara aktuellt att samla in förlorade fiskeredskap. Flera av slutsatserna från insamlingarna av förlorade fiskeredskap i polska och litauiska vatten rör vikten av denna insamling utökas till att omfatta alla Östersjöländer, att gjorda erfarenheter och utarbetade metoder tas tillvara, samt att fiskare är involverade i arbetet. Vidare anges behoven av att utveckla lösningar så att fiskare uppmuntras ta iland påträffade förlorade redskap istället för att kasta tillbaka dem i havet, samt utveckla system för återanvändning av bärgade fiskeredskap (WWF Poland 2013). Ett första steg bör vara en nationell skattning av kvantitet och rumslig fördelning av förlorade fiskeredskap för att identifiera var insatser kan göra störst nytta. Skattningen bör bygga på erfarenheter från svenska initiativ samt metoden utvecklad i polska och litauiska vatten.

Undervattensbuller och annan störning

Vägledningar och riktlinjer för minskning av påverkan från undervattensbuller

Sverige saknar idag nationella civila vägledningar och riktlinjer för utformning av miljökonsekvensbeskrivningar (MKB) med avseende på undervattensbuller och metoder för minskning av påverkan och uppföljning av eventuell påverkan från undervattensbuller, samt gränsvärden för acceptabla bullernivåer. Inom programmet Vindval tas dock ett underlag till en nationell vägledning för reglering av undervattensbuller vid pålning fram under 2015 – 2016 under ledning av FOI, Totalförsvarets forskningsinstitut. För användning av aktiva militära sonarsystem finns en sammanställning över möjliga förebyggande åtgärder (Andersson & Johansson 2013b), men operativa handlingsregler saknas. I rättsliga prövningar av anläggning och t.ex. drift av vindkraftsanläggningar i svensk ekonomisk zon har domstolarna tidigare ofta haft som praxis att fastställa bullernivåer och exponering utifrån sakkunnigutlåtande baserat knapphändiga underlag. Under senare år har dock domstolsprövningarna tillämpat publicerade vägledningar eller rekommendationer från andra länder och/ eller internationella organisationer.

Vissa civila vägledningar och riktlinjer finns framtagna i andra länder, samt av internationella organisationer. För Tysklands ekonomiska zon finns t.ex. välutvecklade riktlinjer för MKB för havsbaserad vindkraft (BSH 2013) och för Englands och Wales territorialvatten samt Storbritanniens utsjöområde finns det en vägledning om avsiktlig påverkan (fångst, skada, dödande eller störning) på arter skyddade enligt art- och habitatdirektivet (JNCC 2010a). Den brittiska vägledningen är inte slutförd, men tillämpas som praxis. Den riktar sig till verksamhetsutövare, tillståndsmyndigheter och domstolar och ger information om när det finns risk för överträdelse mot den nationella implementeringen av art- och habitatdirektivet, hur risken för detta kan minskas samt, om det inte kan minskas, under vilka villkor aktiviteten kan ges tillstånd att utövas. En motsvarande vägledning finns även för skotska vatten (Marine Scotland 2014) och

förslag finns för irländska vatten (NPWS 2012). Som bilagor till den brittiska vägledningen finns det även specifika riktlinjer för minskning av påverkan från seismiska inventeringar, undervattenssprängningar respektive pålning på marina däggdjur (JNCC 2010b, c, d).

Överenskommelsen om skydd av valar i Svarta havet, Medelhavet och angränsande Atlantiska vatten (Agreement on the Conservation of Cetaceans of the Black Sea, Mediterranean Sea and contiguous Atlantic Area, Accobams) har tillsammans med Ascobans (se *"Bevarandemål, indikatorer, bevarandeåtgärder, uppföljning och övervakning av tumlare/ Ascobans, Helcom och Oskar"*) bildat en arbetsgrupp om undervattensbuller. Denna arbetsgrupp har bl.a. gjort en sammanställning över existerande riktlinjer och metoder för att minska exponering för undervattensbuller, samt rekommendationer för framtida arbete (Accobams-Ascobans Joint Noise Working Group 2013, Maglio & Accobams-Ascobans Joint Noise Working Group 2013).

Innan åtgärder vidtas för minskning av undervattensbuller är det centralt att gränsvärden för påverkan sätts. Gränsvärdet bör ange vilken bullernivå som anses acceptabel, på vilket avstånd från bullerkällan det ska mätas, samt i vilken storhet det ska mätas. I avsnitt *"Påverkanszoner av och gränsvärden för undervattensbuller"* ges information om gränsvärden för beteendemässig respektive fysiologisk påverkan på tumlare samt Tysklands nationella gränsvärde för södra Nordsjön.

I så stor utsträckning som möjligt bör alltid mätningar av undervattensbuller göras vid bullergenererande verksamheter för att öka kunskapen om vilket undervattensbuller som genereras och hur det sprids i vattenmassan. Vidare bör rapportering av åtgärder, observationer och eventuella incidenter ske på ett standardiserat sätt och sammanställas och utvärderas nationellt så att lärdomar kan göras och metoder kan förbättras.

Minskning av genererat undervattensbuller och annan störning

Det finns tre huvudsakliga metoder för minskning av påverkan från undervattensbuller:

1. minskning av genererat undervattensbuller
2. minskning av spridning av undervattensbuller
3. minskning av exponering för undervattensbuller.

Ur ekologisk synvinkel är minskning av genererat undervattensbuller bäst och minskning av exponering för undervattensbuller sämst. Exempel på metoder för minskning av genererat undervattensbuller ges här för respektive verksamhet, medan exempel på metoder för minskning av spridning av respektive exponering för undervattensbuller ges i avsnitt *"Minskning av spridning av respektive exponering för undervattensbuller"* eftersom metoderna är gemensamma för flera olika verksamheter.

Nedan följer en översiktlig redogörelse för minskning av genererat undervattensbuller för följande verksamheter:

- Kommersiell sjöfart
- Seismiska inventeringar med tryckluftskanoner
- Undervattenssprängningar

- Militära aktiva sonarer
- Konstruktion av havsbaserad vindkraft
- Fritidsbåtar och turism

För kommersiell sjöfart har den internationella sjöfartsorganisationen IMO tagit fram frivilliga riktlinjer för minskning av undervattensbuller från kommersiell sjöfart för minskad negativ påverkan på marint liv. Riktlinjerna omfattar bl.a. beräkningsmetoder för undervattensbuller från fartyg, design av propellrar, skrov och maskineri för nya fartyg, samt underhåll och framförande av fartyg. Framförande av fartyg inkluderar val av hastighet för minimering av undervattensbuller samt hastighetsbegränsningar och omdirigering av fartyg kring viktiga habitat eller migrationsleder för marint liv (IMO 2014).

För minskning av genererat undervattensbuller vid seismiska inventeringar redovisar Weilgart *et al.* (2010) olika tekniska lösningar för tryckluftskanoner och hydrofoner. Dessa inkluderar optimering dels av själva instrumenten och dels av formationen av dem. Det sistnämnda kan t.ex. vara att matcha egenskaperna mellan tryckluftskanonerna och hydrofonerna bättre, öka känsligheten hos hydrofonen, eller minska systembruset. Med hjälp av optimeringar kan man minska både aktiva signaler och buller som inte används i analyserna (>200 Hz samt horisontellt buller). Det finns tekniska lösningar för användning av ljuddämpare eller alternativa kontrollerade ljudkällor som oscillatorer/vibratorer, men vidareutveckling behövs för kommersiellt bruk. Vibratorer har mer nedåtriktat ljud och kan släpas närmare havsbotten, vilket gör att påverkansområdet blir mindre. Vidare kan man med vibratorer använda samma energimängd över en längre tid, vilket gör att lägre källstyrka kan användas. Med kontrollerade ljudkällor är det även möjligt att optimera frekvenser och använda sig av frekvensmodulerade ljud.

Karlsson (2004) och JNCC (2010c) redogör för olika metoder för minskat påverkansområde vid undervattenssprängningar. Dessa inkluderar minimering av laddningsvikt, användande av sprängämne i stavform istället för punktform för minimering av impulsstyrka men bibehållen seismisk ljudsignal, placering av sprängladdning i borrhål med fyllnadsmaterial för maximal överföring av energin till demolerande arbete, samt uppdelning av en laddning i flera mindre separerade med millisekunder för mindre tryckvågor istället för en stor.

För användning av aktiva militära sonarer presenterar Andersson & Johansson (2013b) en sammanställning över nationella riktlinjer från flertal länder samt huvuddragen i relevanta internationella konventioner och överenskommelser. Baserat på detta samt svenska förhållanden ges sedan en sammanställning över möjliga förebyggande åtgärder som skulle kunna användas av Försvarmakten. Bland planeringsåtgärder för minskning av störning i viktiga områden anges att topografin i övningsområden bör studeras för att undvika att djur riskerar att stängas inne, t.ex. i vikar och bottenravin.

Vid konstruktion av havsbaserad vindkraft genereras de högsta bullernivåerna vid pålning med hammarslag. Alternativa metoder till vanlig pålning är vibration respektive borrhning av fundament, eller att använda helt andra fundamenttyper såsom gravitations- eller "suction bucket"-fundament. En översikt över olika metoder för

minskning av undervattensbuller vid konstruktion av havsbaserad vindkraft, inklusive metoder för minskning av genererat undervattensbuller, ges av Ospar (2014). Där beskrivs metoden, de praktiska erfarenheterna, erhållen dämpning, samt metodens utvecklingsstatus. En liknande men mer kortfattad översikt ges av BMU (2014). För samtliga angivna fundamenttyper listar Saleem (2011) för- och nackdelar med fokus på tekniska aspekter.

Vid vibrationspålning drivs fundamentet ned genom oscillation med en frekvens på ca 20 Hz (Saleem 2011). Vibrationspålning fungerar främst i lösare sediment som sand, men inte i kompakt lera. Om fundamentet når mer kompakta lager medan det drivs ned ökar ljudtrycksnivån och frekvensen går upp. Om sedimentet blir alltför kompakt behöver man övergå till pålning istället. Vid vibrationspålning har uppmätta ljudtrycksnivåer (L_{eq}) varit ca 15 – 20 dB lägre än vid pålningsslag Ospar (2014). I fasta och blandade sediment kan borrade fundament vara ett alternativ. Borrning kan göras i vattendjup ned till 80 m och fundamentet kan ha en diameter på upp till 10 m, men metoden är långsammare än pålning (BMU 2014). Inga bullernivåer har mätts vid borrning i utsjömiljö, men de antas vara lägre än vid pålning (BMU 2014, Ospar 2014).

Av alternativa fundamenttyper är gravitationsfundament mest beprövat. De ger en större lokal påverkan på havsbotten men vid installation genereras låga nivåer av kontinuerligt buller vid schaktning av sediment och från fartyg. Både Ospar (2014) och BMU (2014) bedömer metoden som väl beprövad på vattendjup upp till ca 20 m, samt anger att arbete pågår för att utprova metoden på vattendjup upp till 45 m.

Eftersom vetenskaplig information saknas om påverkan från fritidsbåtar och turism på tumlare kan förslag på åtgärder endast baseras på information från andra arter. Det finns nationella riktlinjer eller regleringar om valskådning i över 50 länder och baserat på 103 dokument om valskådning har Internationella valfångstkommissionen (IWC) enats om generella principer för minskning av negativ påverkan på valar av valskådning (<http://iwc.int/wwguidelines>). Principerna rör följande tre områden:

- Förvaltning av valskådning genom t.ex.:
 - implementering av åtgärder för reglering av båtarnas antal, storlek, aktivitet, frekvens samt varaktighet av mötena med valarna
 - uppföljning av åtgärdernas effektivitet och vid behov anpassningar av dem
 - integrering av forskning om potentiell påverkan, inklusive den akustiska miljön
 - fortbildning av valskådningsoperatörer om valar och gällande regleringar etc.
- Design, underhåll och framförande av valskådningsbåtar så att t.ex.:
 - risken för skada eller negativ påverkan med t.ex. propeller eller undervattensbuller minimeras
 - den som framför båten alltid kan observera valarna under interaktionen.
- Reglering av interaktionen mellan valar och valskådningsbåtar. Operatören ska t.ex.:
 - ha gedigen kunskap om valarnas beteende och vilka beteendeförändringar som kan indikera störning

- bestämma den maximala hastigheten utifrån valarna när båten närmar sig och därefter hålla denna konstant
- närma sig valarna från lämplig vinkel och till lämpligt avstånd, vilka dessa är varierar mellan arter.

För fritidsbåtstrafik kan vissa av valskådningsprinciperna vara lämpliga att tillämpa, t.ex. informationsinsatser om hur båten bör framföras och ekolodet användas för att minimera risken för påverkan på tumlare. Det kan även vara lämpligt med regleringar som t.ex. djurskyddsområden med tillträdesförbud under vissa tider på året eller hastighetsbegränsningar inom områden som identifierats vara viktiga för arten. För att öka allmänhetens uppmärksamhet och kunskap om tumlare är det lämpligt att arbeta aktivt med ett system för rapportering av observationer av tumlare.

Minskning av spridning av respektive exponering för undervattensbuller

De flesta metoder för att minska spridningen av undervattensbuller har utarbetats för pålning av havsbaserad vindkraft. Exempel på metoder är olika varianter av bubbelgardiner, isolerande höljen (kofferdams) som kan vara vattentömnda eller ej, samt strukturer med inkapslade bubblor. Bubbelgardiner kan produceras från en stor ring eller flera små där bubblorna får stiga fritt upp till ytan, eller att bubblorna leds i någon struktur som t.ex. slangar eller stålrör. Bubbelgardiner utan fasta strukturer i vattenmassan kan även användas då man vill minska spridningen av undervattensbuller från t.ex. sprängningar och minröjningar. Information om dessa metoder ingår i Ospars (2014) och BMUs (2014) översikter om metoder för minskning av undervattensbuller vid konstruktion av havsbaserad vindkraft.

Tre storskaliga experiment har genomförts med bubbelgardiner utan fasta strukturer i vattenmassan vid pålning av fundament för havsbaserad vindkraft i södra Nordsjön. Vid dessa har den uppmätta ljudexponeringsnivån (SEL) minskat med 7 – 13 dB re $1 \mu\text{Pa}^2 \text{ s}$ när bubbelgardinen har fungerat (Grießman *et al.* 2009, Betke & Matuschek 2011, Pehlke *et al.* 2013). Betke & Matuschek (2011) rapporterade dock om stora problem med undervattensströmmar som gjorde att bubblorna drev i sidled och därmed inte omringade hela fundamentet under tre fjärdedelar av experimenttiden.

När det gäller metoder med mer fasta strukturer testades och utvärderades fem olika sådana i ett och samma experiment. För experimentet pålades på ett redan etablerat monopile-fundament med en diameter på 2,2 m i sydöstra Östersjön. Samtliga fem testade metoder var alla praktiskt genomförbara och beräknas ha en potential att dämpa bredbandsbullret med totalt 7 – 9 dB på 750 m avstånd (Wilke *et al.* 2012).

För att minska exponering för undervattensbuller finns följande metoder:

- att genom planering utföra verksamheten där och då så få tumlare som möjligt befinner sig inom aktuell påverkanszon
- att övervaka tumlare inom aktuell påverkanszon och avbryta verksamheten om tumlare observeras
- att skrämman bort tumlare så att de förflyttas bortom aktuell påverkanszon.

För planering av verksamhet till tidsperioder eller alternativa områden där tumlartätheten är låg krävs säsongsmässiga utbredningskartor över tumlare. Under rubriken *"Skyddsvärda områden för tumlare"* beskrivs hur tumlares utbredning under olika säsonger tagits fram. I Bilaga 1 listas de GIS-filer som återfinns på bifogat digitalt medium.

Övervakning av tumlare kan göras visuellt och/eller akustiskt. Den bör alltid utföras av tränade observatörer och följa ett protokoll för inom vilket område och med hur stor täckningsgrad tumlare ska observeras, hur länge observationerna ska pågå före start av verksamhet, hur beslutskedjan ser ut och vilka åtgärder som ska vidtas om tumlare observeras, samt hur lång tidsperiod utan tumlarobservationer som ska förflyta innan verksamheten kan återupptas. Information om detta finns t.ex. i Storbritanniens riktlinjer för seismiska inventeringar, undervattenssprängningar respektive pålning (JNCC 2010b, c, d).

För att minska risken för fysiologisk påverkan kan tumlare skrämmas bort från zonen där sådan riskerar att uppkomma. Denna metod är den sämsta metoden ur ett ekologiskt perspektiv eftersom den bortre gränsen för zonen för beteendepåverkan är minst lika stor som om ingen åtgärd vidtas och tumlarnas utbredning är tätt knuten till produktiva områden för deras överlevnad (se *"Påverkan av mänskliga aktiviteter på tumlare/ Undervattensbuller och annan störning/ Påverkanszoner av och gränsvärden för undervattensbuller"*). De metoder som används för att skrämma bort tumlare är mjukstart (ramp-up) eller användande av tumlar- och/eller sälskrämor. Med mjukstart avses en gradvis ökning av energin i pålningsslag, trycket i tryckluftskanonerna vid seismiska inventeringar, laddningsstorleken vid undervattenssprängningar, eller signalstyrkan i aktiva sonarer. Observera att tumlarskrämor (pingers, Acoustic Deterrent Devices, ADDs) alstrar betydligt lägre ljudnivåer än sälskrämor (Acoustic Harassment Devices, AHDs). Pingers skrämmer bort tumlare hundratals meter (Cox *et al.* 2001, Culik *et al.* 2001, Carlström *et al.* 2009) medan sälskrämor gör att tumlare förflyttar sig tusentals meter från källan (Olesiuk *et al.* 2002, Johnston 2002). En sammanställning över potentialen att använda tumlar- och sälskrämor vid konstruktion av havsbaserade vindkraftsparker har gjorts av SMRU (2007) och information om praktisk tillämpning av både mjukstart och pingers ges i Storbritanniens riktlinjer för seismiska inventeringar, undervattenssprängningar respektive pålning (JNCC 2010b, c, d).

BEVARANDEMÅL, INDIKATORER, BEVARANDE-ÅTGÄRDER, UPPFÖLJNING OCH ÖVERVAKNING AV TUMLARE

I detta avsnitt ges en översikt över de bevarandemål, indikatorer, bevarandeåtgärder, uppföljning och övervakning som är direkt relevanta för tumlare och som finns i EU-direktiv, internationella överenskommelser och nationella miljökvalitetsmål. Sist ges en

översikt över tumlarens bevarandestatus i Sveriges havsområden, samt praktisk information om uppföljning och övervakning av tumlare.

Art- och habitatdirektivet

Art- och habitatdirektivet (rådets direktiv 92/43/EEG) syftar till att bidra till att säkerställa den biologiska mångfalden genom bevarande av livsmiljöer samt vilda djur och växter. De åtgärder som vidtas i enlighet med direktivet ska syfta till att bibehålla eller återställa en gynnsam bevarandestatus för alla livsmiljöer och arter av gemenskapsintresse (artikel 2). Med gynnsam bevarandestatus avses enkelt uttryckt en situation där en livsmiljö eller en art klarar sig tillräckligt bra i fråga om kvalitet och kvantitet, och har goda utsikter att fortsätta göra så i framtiden. Tumlaren är upptagen i art- och habitatdirektivets bilaga 2 respektive 4, vad detta innebär förklaras nedan.

För tumlaren som är upptagen i bilaga 2 ska medlemsstaterna bidra med ett ekologiskt nätverk genom inrättande av särskilda bevarandeområden under beteckningen Natura 2000. Bidraget ska stå i proportion till omfattningen av tumlarens habitat i medlemsstaternas territorium (artikel 3). Eftersom tumlaren är en vattenlevande art med stor utbredning ska endast områden som är klart avgränsade och innehåller de fysiska eller biologiska faktorerna som är avgörande för arternas liv och fortplantning föreslås (artikel 4).

För de särskilda bevarandeområdena ska medlemsstaterna vidta nödvändiga bevarandeåtgärder. Om det krävs ska dessa innefatta utarbetande av skötsel- och förvaltningsplaner samt lämpliga lagar och andra författningar eller avtal som motsvarar tumlarnas ekologiska behov. Bevarandeåtgärderna innefattar även lämpliga åtgärder för att förhindra försämring av tumlarens habitat, samt störningar som kan ha betydande konsekvenser för tumlarens bevarandestatus (artikel 6). För att göra nätverket ekologiskt sammanhängande ska medlemsländerna sträva efter att främja skötseln och förvaltningen av områden som är väsentliga för tumlarens flyttningar, spridning och genetiska utbyte (artikel 10).

Inom hela tumlarens naturliga utbredningsområde, dvs. inte endast inom de särskilt skyddade områdena, ska artens bevarandestatus övervakas (artikel 11) och en bedömning ska göras på artens övergripande situation (EC 2007).

Som art upptagen i bilaga 4 gäller även att medlemsstaterna ska vidta nödvändiga åtgärder för införande av ett strikt skyddssystem i det naturliga utbredningsområdet. Detta innebär bl.a. ett förbud mot att avsiktligt fånga eller döda exemplar i naturen, avsiktligt störa tumlare, särskilt under t.ex. parnings- och uppfödningssperioder, samt att skada eller förstöra parningsplatser eller rastplatser. Vidare ska även ett system för övervakning och oavsiktlig fångst och oavsiktligt dödande av tumlare införas (artikel 12).

Vart sjätte år ska medlemsländerna rapportera om genomförandet av de åtgärder som har vidtagits enligt direktivet. Sveriges senaste rapport gäller för år 2013 (Eide 2014). Rapporten ska bl.a. innehålla följande information om tumlare (artikel 17.1):

- vilka nödvändiga åtgärder som har vidtagits i de särskilda bevarandeområdena, samt för införande av ett strikt skyddssystem i hela tumlarens naturliga utbredningsområde
- en bedömning av bevarandeåtgärdernas effekt på tumlarens bevarandestatus
- de viktigaste resultaten av övervakningen av tumlare samt av oavsiktlig fångst eller dödande av tumlare.

Slutligen ska medlemsstaterna och kommissionen utbyta information för att få till stånd en väl fungerande samordning och ett gränsöverskridande arbete. Detta för att främja den forskning och det vetenskapliga arbete som är nödvändigt för att (artikel 18):

- uppnå gynnsam bevarandestatus för tumlare
- utföra den obligatoriska övervakningen av tumlare
- identifiera de områden som innehåller de fysiska eller biologiska faktorer som är avgörande för tumlarnas liv och fortplantning
- identifiera de områden som är väsentliga för tumlarnas flyttning, spridning och genetiska utbyte.

Havsmiljödirektivet

Havsmiljödirektivet (rådets direktiv 2008/56/EG) syftar till att fastställa en ram inom vilken medlemsstaterna ska vidta de åtgärder som behövs för att uppnå eller upprätthålla en god miljöstatus i den marina miljön senast år 2020 (artikel 1). Elva deskriptorer anges för fastställande av god miljöstatus, varav tumlaren berörs direkt av deskriptor 1, 4 och 11 (artikel 9, bilaga I):

1. Biologisk mångfald bevaras. Livsmiljöernas kvalitet och förekomst samt arternas fördelning och abundans överensstämmer med rådande geomorfologiska, geografiska och klimatiska villkor.
4. Alla delar av de marina näringsvävarna, i den mån de är kända, förekommer i normal omfattning och mångfald på nivåer som är tillräckliga för att arternas långsiktiga bestånd ska kunna säkerställas och deras fulla reproduktiva kapacitet behållas.
11. Tillförsel av energi, inbegripet undervattensbuller, ligger på nivåer som inte påverkar den marina miljön på ett negativt sätt.

Utöver ovanstående deskriptorer berörs tumlares livsmiljö av flertalet andra deskriptorer. Exempel är deskriptor 5 om att negativa effekter av eutrofiering reduceras till ett minimum, deskriptor 6 om att havsbottnens integritet håller sig på en nivå som innebär att ekosystemens struktur och funktioner kan tryggas, deskriptor 8 om att nivåer av främmande ämnen inte ger upphov till föroreningseffekter, samt deskriptor 10 om marint avfall, vilket även innefattar spökgarn.

För uppföljning av framstegen mot en god miljöstatus ska medlemsstaterna fastställa miljömål med tillhörande indikatorer (artikel 9 och 10). I Tabell 3 redovisas de förhållanden som Sverige har fastslagit kännetecknar god miljöstatus för Nordsjön och Östersjön samt tillhörande indikatorer, med direkt relevans för tumlare genom (Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om vad som kännetecknar god miljöstatus samt miljö kvalitetsnormer med indikatorer för Nordsjön och Östersjön, HVMFS 2012:18).

Tabell 3. Förhållanden som kännetecknar god miljöstatus för Nordsjön och Östersjön med tillhörande indikatorer, med direkt relevans för tumlare (HVMFS 2012:18).

Förhållande som kännetecknar god miljöstatus	Indikator
1. Biologisk mångfald	
1.1 Arternas utbredning överensstämmer med rådande geomorfologiska, geografiska och klimatiska villkor. Utbredningsområden som förändrats på grund av mänsklig störning är återställda till en långsiktigt hållbar nivå.	1.1A Utbredning av tumlare
1.2 Populationsstorleken av däggdjur, fåglar och fiskar avviker inte från populationernas naturliga fluktuationer.	Saknas
1.3 Populationerna av däggdjur, fåglar och fiskar har ett hälsotillstånd som garanterar reproduktion och långsiktig överlevnad.	1.3D Tillväxthastighet hos marina däggdjur
4. Marina näringsvävar	
4.1 Produktiviteten för nyckelarter och trofiska nyckelgrupper avviker inte från de naturliga fluktuationer som förekommer i ekosystemets näringsväv	4.1B Tillväxthastighet hos marina däggdjur
4.3 Alla trofiska nyckelgrupper och nyckelarter förekommer i en sådan omfattning att näringsväven kan fungera i balans.	Saknas
11. Tillförsel av energi inbegripet undervattensbuller	
11.1 Aktiviteter som skapar tillräckligt höga ljudnivåer för att orsaka negativa effekter för enskilda populationer eller ekosystem, begränsas i tid och rum.	Saknas
11.2 Undervattensbuller från fartyg ska inte ge upphov till långvariga negativa effekter på biologisk mångfald och ekosystem.	Saknas

Havsmiljödirektivet anger även att medlemsstaterna ska fastställa och genomföra samordnade övervakningsprogram för löpande bedömning av det marina miljötillståndet. Övervakningsprogrammen ska vara enhetliga inom marina regioner eller delregioner och de ska grundas på och vara förenliga med bl.a. art- och habitatdirektivet samt internationella avtal (artikel 11). För övervakningsprogrammen ställs en rad krav på medlemsländerna, bl.a. att de ska (bilaga V):

- ta fram information för att möjliggöra effekter av åtgärder
- inkludera insatser för att fastställa orsaken till förändringar och identifiera möjliga korrigeringsåtgärder för att återskapa en god miljöstatus
- inkludera insatser för att bekräfta att korrigerande åtgärder leder till önskade förändringar
- garantera jämförande metoder för bedömning inom och mellan marina regioner och/eller delregioner

- utarbeta tekniska specifikationer och standardiserade metoder för övervakning på gemenskapsnivå så att informationen blir jämförbar.

Slutligen anger havsmiljödirektivet även att medlemsstaterna ska utforma åtgärdsprogram innehållande de åtgärder som behövs för att uppnå eller upprätthålla god miljöstatus i sina vatten inom varje marin region eller delregion. Åtgärdsprogrammen ska omfatta geografiska skyddsåtgärder för att bidra till att skapa sammanhängande och representativa nätverk med marina skyddsområden i enlighet med bl.a. art- och habitatdirektivet samt internationella avtal. Medlemsstaterna ska även beakta vilka konsekvenser deras åtgärdsprogram kan få för vatten bortom deras egna marina vatten (artikel 13).

Ascobans, Helcom och Ospar

Sverige liksom tio andra länder har ratificerat Överenskommelse om skydd av småvalar i Östersjön, Nordostatlanten, Irländska sjön och Nordsjön (Agreement on the Conservation of Small Cetaceans in the Baltic, North East Atlantic, Irish and North Seas, Ascobans). Avtalet lyder under Bonnkonventionen (Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals, CMS) bilaga II. Ascobans har utarbetat tre separata åtgärdsprogram för var och en av tumlarpopulationerna i svenska vatten (Ascobans 2009a, 2009b, 2012; se *"Tumlarens ekologi/ Populationsstruktur"*). Dessa åtgärdsprogram listar rekommendationer och/eller åtgärder med avseende på bl.a. hot mot tumlare, hot mot tumlarens livsmiljöer, övervakning av populationstrender, samt informationsbehov.

Konventionen om skydd av Östersjöns marina miljö (Helcom) har antagit och uppdaterat en resolution om skydd av tumlare i Östersjöregionen. Den innehåller rekommendationer om åtgärder för minskad bifångst, framtagande av data om populationer, beteende och hot, skyddande av områden, samt rapportering (Helcom 2013c). Helcom arbetar med att ta fram och utveckla indikatorer för Östersjöns marina miljö inom projekten Coreset och Coreset II. Indikatorerna är avsedda att fungera för uppföljning av både de ekologiska målen i Helcom Baltic Sea Action Plan och av god ekologisk status enligt havsmiljödirektivet, samt harmonisera med Ospar biodiversitetsindikatorer (se nedan). För marina däggdjur har följande fyra indikatorer utvecklats:

- Populationstillväxt, abundans och utbredning
- Graviditetsfrekvens
- Näringsstatus
- Antalet drunknade individer i fiskeredskap

För tumlare saknas i dagsläget koordinering av övervakning av populationernas abundans och utbredning, medan data för övriga indikatorer är inkomplett eller bristfällig (Helcom 2013a).

Konventionen för skydd av den marina miljön i Nordostatlanten (Ospar) har utarbetat ett system med miljökvalitetsmål för Nordsjön, där ett miljökvalitetsmål fokuserar på tumlare (Ospar 2009):

- Den årliga bifångsten av tumlare bör minskas till under 1,7 % av det bästa populationsestimatet.

Inom Ospar pågår arbete med harmonisering mellan Ospars miljökvalitetsmål och havsmiljödirektivets indikatorer (Ospar 2012).

Nationella miljökvalitetsmål, uppföljning och miljöövervakning

Det svenska miljömålsarbetet består av ett generationsmål, 16 miljökvalitetsmål, samt 24 etappmål som anger steg på vägen mot generationsmålet och miljökvalitetsmålen. Av miljökvalitetsmålen är tumlaren direkt berörd av två: "Hav i balans samt levande kust och skärgård" samt "Ett rikt växt- och djurliv". För båda dessa gäller preciseringen "Gynnsam bevarandestatus och genetisk variation" och för det första även "Hotade arter och återställda livsmiljöer". Av etappmålen är tio inom området "Biologisk mångfald". Tumlaren berörs direkt av två av dessa: "Hotade arter och naturtyper" samt "Skydd av landområden, sötvattensområden och marina områden". Dessa anger bl.a. att åtgärdsprogram ska upprättas respektive att senast år 2020 ska det formella skyddet av marina områden ha ökat med minst 5700 km² så att minst 10 % av Sveriges marina områden är skyddade. Åtgärdsprogrammet för tumlare är planerat att uppdateras under 2016.

Miljökvalitetsmålen och etappmålen följs upp med en rapport varje år och en fördjupad utvärdering en gång per mandatperiod. Uppföljningen och utvärderingen görs med hjälp av sammanlagt 115 indikatorer. Data för 53 av indikatorerna visas på miljomal.se, varav ingen är direkt relevant för tumlare. Ett utvecklingsarbete med indikatorerna pågår. Den senaste fördjupade utvärderingen presenterades av Naturvårdsverket i oktober 2015. I denna dras fyra övergripande slutsatser, varav en är "Öka miljöhänsynen i användande av mark, vatten och naturresurser". För de två miljökvalitetsmålen "Hav i balans samt levande kust och skärgård" och "Ett rikt växt- och djurliv" är den samlade bedömningen att de inte går att uppnå till år 2020, samt att det inte går att se någon tydlig riktning för utvecklingen i miljön, respektive att utvecklingen i miljön är negativ. För att förändra situationen anges bl.a. följande prioriterade insatser, i första hand riktade till regeringen:

- Länsstyrelsernas ansvar för fisketillsynen i kustzonen bör förtydligas och finansieringen bör bli mer långsiktig än idag.
- Regelverk för artskydd bör ses över i syfte att förbättra tillämpningen i planläggning och miljöprovning.

I arbetet med att utveckla och följa upp miljökvalitetsmålen har den svenska miljöövervakningen en viktig roll och på internationell nivå utgör miljöövervakningen basen för rapportering och officiell statistik om miljötillstånd. Vad som undersöks inom miljöövervakningen bestäms av miljölagstiftningen, miljökvalitetsmålen, samt Sveriges åtaganden om rapportering inom internationella direktiv och konventioner. Tumlare ingår inte i miljöövervakningen idag, men Havs- och vattenmyndigheten planerar en regelbunden uppföljning av tumlarens utbredning och förekomst för att uppfylla

åtaganden inom art- och habitatdirektivet samt havsmiljödirektivet (Havs- och vattenmyndigheten 2014a).

Naturvårdsverket ansvarar för nationell samordning av både miljömålsuppföljningen och miljöövervakningen, men ett stort antal aktörer är involverade bl.a. som utförare och datavärddar.

Tabell 4. Tumlarens bevarandestatus i havsområden kring Sverige. Observera att definitionerna för havsområdena kan skilja sig mellan olika organisationer, samt att bedömningarna bör grunda sig på tumlarpopulationernas utbredningsområden för att vara ekologiskt relevanta.

Havsområde	Organisation	Status	Referens
Östersjön	IUCN	Akut hotad (CR)	Hammond <i>et al.</i> 2008
Östersjön	Helcom	Akut hotad (CR)	Helcom 2013b
Kattegatt ("Västra Östersjön")	Helcom	Sårbar (VU)	Helcom 2013b
Kattegatt och Skagerrak	SLU ArtDatabanken	Sårbar (VU)	ArtDatabanken 2015
Atlantisk resp. Baltisk biogeografisk region	SLU ArtDatabanken	Dålig (U2)	Eide 2014

Tumlarens bevarandestatus

Tumlarens bevarandestatus i havsområden kring Sverige redovisas i Tabell 4. Internationella naturvårdsunionen (IUCN) klassificerar arter i hotkategorier baserat på kriterier om populationstrend, -storlek, -struktur, och utbredningsområde. Helcoms bedömning av hotstatus baseras på IUCNs kriterier, men med regional anpassning för Östersjön. Denna bedömning är gjord av expertarbetsgruppen Helcom Seal. Bedömningen av bevarandestatus i svenska vatten är enligt art- och habitatdirektivet indelad i marin atlantiskt respektive marin baltisk region och utförs av Sveriges lantbruksuniversitet (SLU ArtDatabanken). Då varje EU-land gör sin bedömning enligt art- och habitatdirektivet kan bedömningen skilja sig mellan olika ekonomiska zoner i ett och samma havsområde. Observera att definitionerna av havsområdena kan skilja sig mellan olika bedömningar, samt att bedömningarna bör grunda sig på populationernas utbredningsområden för att vara ekologiskt relevanta. De förvaltningsområden som redogörs för i avsnittet "Tumlarens ekologi/Populationsstruktur" sammanfaller inte med gängse definitioner av havsområdena. I tillägg till bedömningarna i Tabell 4 är tumlaren även upptagen på Ospars lista över hotade och/eller minskande arter och habitat (Ospar 2008).

Möjligheter för framtida övervakning och uppföljning av tumlare i svenska vatten

Idag görs ingen eller mycket bristfällig uppföljning av tumlare i Natura 2000-områden och såsom har angetts ovan ingår tumlare inte i den nationella miljöövervakningen. Sverige har dock varit med och finansierat bl.a. de två småvalsinventeringarna Scans och Scans-II (Small Cetacean Survey in the North Sea (and Adjacent waters), Hammond *et al.* 2002, 2013) samt Sambah-projektet. Dessa projekt har bidragit starkt till metodutvecklingen för inventeringar av tumlare och resultaten visar att det nu är metodmässigt möjligt att genomföra storskaliga inventeringar såväl i områden med höga som låga tätheter. För mer kontinuerlig övervakning och uppföljning är dessa storskaliga inventeringar lämpliga att komplettera med övervakning i utvalda områden. De utvalda områdena kan t.ex. vara Natura 2000-områden och icke skyddade områden som har höga tätheter eller på annat sätt har dokumenterats vara viktiga på populationsnivå.

Generellt är det lämpligt att använda sig av akustiska metoder i områden med lägre densitet och visuella metoder i områden med högre densitet. När det gäller visuella metoder sker det nu en vidareutveckling med högupplöst digital video från flyg som gör det möjligt att artbestämma tumlare med högre noggrannhet än med visuella observatörer (se <http://www.hidefsurveying.co.uk> eller <http://bioconsult-sh.de>).

I flera länder i Östersjöregionen utförs uppföljning av tumlare i Natura 2000-områden. I t.ex. Tyskland har den relativa tätheten av tumlare i Natura 2000-områden följts upp med akustiska metoder liknande de i Sambah sedan 2002 (Benke *et al.* 2014). I Danmark planeras uppföljning av tumlartätheten i Natura 2000-områden med visuella metoder i högdensitetsområden och med akustiska metoder i lågdensitetsområden. Dessa nationella initiativ är lämpliga att samordna inom de marina regionerna så att resultaten kan användas för uppföljning och utvärdering av populationernas status. Det är även lämpligt att samordna akustisk uppföljning av tumlare med uppföljningen av kontinuerligt lågfrekvent undervattensbuller från fartyg (havsmiljödirektivet indikator 11.2).

TACK

Vi vill tacka följande personer för viktiga synpunkter på rapportens innehåll: Erland Lettevall och Lena Tingström, Havs- och vattenmyndigheten, Sara Königson och Sven Gunnar Lunneryd, SLU Aqua; Christina Rappe, Naturvårdsverket; Eva Ohlsson, Länsstyrelsen Skåne; Penina Blankett, Miljöministeriet, Finland. Vi vill även tacka Lotte Kindt-Larsen, DTU Aqua, Danmark, för diskussioner om bifångster och pingers.

Uppdraget har finansierats av Havs- och vattenmyndigheten samt EU-programmet Life+.

REFERENSER

Accobams-Ascobans Joint Working Group, 2013. Anthropogenic noise and marine mammals: review of the effort in addressing the impact of anthropogenic underwater noise in the ACCOBAMS and ASCOBANS areas. ACCOBAMS-MOP5/2013/Doc.22. 59 pp. Available at: <http://www.accobams.org/images/stories/Activities/Noise/review%20of%20the%20effort%20in%20addressing%20underwater%20noise%20impact.pdf>.

Amundin, M., 1991. Sound production in Odontocetes, with emphasis on the harbour porpoise, *Phocoena phocoena*. PhD thesis, Stockholm University.

Andersen, S., 1970. Auditory sensitivity of the harbour porpoise *Phocoena phocoena*. Invest. Cetacea, 2, 255-259.

Andersson, M. H., Johansson, A. T., 2013a. Akustiska miljöeffekter av svenska marinens aktiva sonarsystem, Teknisk rapport FOI-R--3504--SE, Totalförsvarets forskningsinstitut FOI, Stockholm. 74 sid.

Andersson, M. H., Johansson, A. T., 2013b. Säker användning av militära sonarsystem - nationella handlingsregler och svensk lag. Teknisk Rapport FOI-R--3656--SE, Totalförsvarets forskningsinstitut FOI, Stockholm. 23 sid.

ArtDatabanken, 2015. Röddlistade arter i Sverige 2015. ArtDatabanken SLU, Uppsala.

Ascobans, 2009a. Ascobans recovery plan for Baltic harbour porpoises Jastarnia Plan (2009 Revision). Adopted at the 6th Meeting of the Parties to Ascobans. 48 pp.

Ascobans, 2009b. Ascobans conservation plan for harbour porpoises (*Phocoena phocoena* L.) in the North Sea. Adopted at the 6th Meeting of the Parties to Ascobans. 35 pp.

Ascobans, 2012. Ascobans conservation plan for the harbour porpoise population in the Western Baltic, the Belt Sea and the Kattegat. 38 pp.

Au, W.W.L., Kastelein, R.A., Rippe, T., Schooneman, N.M., 1999. Transmission beam pattern and echolocation signals of a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*). The Journal of the Acoustical Society of America 106, 3699-3705. doi:10.1121/1.428221.

Bailey, H., Senior, B., Simmons, D., Rusin, J., Picken, G., Thompson, P.M., 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. doi:10.1016/j.marpolbul.2010.01.003.

Barlow, J., Boveng, P., 1991. Modeling age-specific mortality for marine mammal populations. Marine Mammal Science 7, 50-65. doi:10.1111/j.1748-7692.1991.tb00550.x

Benke, H., Bräger, S., Dähne, M., Gallus, A., Hansen, S., Honnef, C. G., Jabbusch, M., Koblitz, J.C., Krügel, K., Liebschner, A., Naberhaus, I. & Verfuß, U. K., 2014. Baltic Sea harbour porpoise populations: status and conservation needs derived from recent survey results. Marine ecology. Progress series, 495, 275-290.

Betke, K., 2008. Measurement of wind turbine construction noise at Horns Rev II. ITAP Report no. 1256-08-a-KB. 30 pp.

Betke, K. and Matuchek, R., 2011. Messungen von Unterwasserschall beim Bau der Windenergieanlagen im Offshore-Testfeld "alpha ventus". ITAP, Hamburg. 48 pp.

Berggren P, Hiby L, Lovell P, Scheidat M, 2004. Abundance of harbour porpoises in the Baltic Sea from aerial surveys conducted in summer 2002. Scientific paper presented to the IWC Scientific Committee, Sorrento, Italy, 16 pp.

Berggren, P., Wade, P.R., Carlström, J., Read, A.J., 2002. Potential limits to anthropogenic mortality for harbour porpoises in the Baltic region. Biological Conservation 103, 313–322. doi:10.1016/S0006-3207(01)00142-2.

BMU, 2014. Concept for the protection of harbour porpoises from sound exposures during the construction of offshore wind farms in the German North Sea. Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation, Building and Nuclear Safety. 35 pp. Available as ACOBANS Document AC21/Inf.3.2.2.a (P).

Brandt, M. J., Diederichs, A., Betke, K., & Nehls, G., 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.

Brown, J, G. Macfadyen, T. Huntington, J. Magnus and J. Tumilty, 2005. Ghost fishing by lost fishing gear. Final Report to DG Fisheries and Maritime Affairs of the European Commission. Fish/2004/20. Institute for European Environmental Policy / Poseidon Aquatic Resource Management Ltd joint report.

Bryhn, A.C., Königson, S.J., Lunneryd, S.-G., Bergenius, M.A.J., 2014. Green lamps as visual stimuli affect the catch efficiency of floating cod (*Gadus morhua*) pots in the Baltic Sea. Fisheries Research 157, 187-192. doi:10.1016/j.fishres.2014.04.012.

BSH, 2013. Standard investigation of the impacts of offshore wind turbines on the marine environment (StUK4). 86 pp.

Börjesson, P., Berggren, P., Ganning, B., 2003. Diet of harbor porpoises in the Kattegat and Skagerrak Seas: Accounting for individual variation and sample size. Marine Mammal Science 19, 38-058. doi:10.1111/j.1748-7692.2003.tb01091.x

Börjesson, P., Read, A.J., 2003. Variation in timing of conception between populations of the harbor porpoise. Journal of Mammalogy 84, 948-955. doi:10.1644/BEM-016.

- Carstensen, J., Henriksen, O. D., & Teilmann, J., 2006. Impacts of offshore wind farm construction on harbour porpoises: acoustic monitoring of echolocation activity using porpoise detectors (T-PODs). *Marine Ecology Progress Series*, 321, 295-308.
- Carlström, J., 2003. Bycatch, conservation and echolocation of harbour porpoises. PhD thesis, Department of Zoology, Stockholm University.
- Carlström, J., Berggren, P., Tregenza, N.J., 2009. Spatial and temporal impact of pingers on porpoises. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 66, 72–82.
- Caswell, H., Brault, S., Read, A.J., Smith, T.D., 1998. Harbor porpoise and fisheries: an uncertainty analysis of incidental mortality. *Ecological Applications* 8, 1226-1238. doi:10.1890/1051-0761(1998)008[1226:HPAFAU]2.0.CO;2.
- Clausen, K.T., Wahlberg, M., Beedholm, K., Deruiter, S., Madsen, P.T., 2011. Click communication in harbour porpoises *Phocoena phocoena*. *Bioacoustics* 20, 1-28. doi:10.1080/09524622.2011.9753630.
- Cox TM, Read AJ, Solow A, Tregenza NC, 2001. Will harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) habituate to pingers? *Journal of Cetacean Research and Management* 3: 81–86.
- Culik BM, Kosciński S, Tregenza N, Ellis GM, 2001. Reactions of harbor porpoises *Phocoena phocoena* and herring *Clupea harengus* to acoustic alarms. *Marine Ecology Progress Series* 211: 255–260.
- Dawson, S., Northridge, S., Waples, D., Read, A., 2013. To ping or not to ping: the use of active acoustic devices in mitigating interactions between small cetaceans and gillnet fisheries. *Endangered Species Research* 19, 201-221. doi:10.3354/esr00464.
- Dyndo, M., Wiśniewska, D.M., Rojano-Doñate, L., Madsen, P.T., 2015. Harbour porpoises react to low levels of high frequency vessel noise. *Scientific Reports* 5. doi:10.1038/srep11083.
- Dähne, M., Gilles, A., Lucke, K., Peschko, V., Adler, S., Krügel, K., Sundermeyer, J., Siebert, U., 2013. Effects of pile-driving on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) at the first offshore wind farm in Germany. *Environmental Research Letters* 8, 025002. doi:10.1088/1748-9326/8/2/025002.
- EC, 2007. Vägledning om strikt skydd för djurarter av intresse för gemenskapen i enlighet med Rådets direktiv 92/43/EEG om bevarande av livsmiljöer. Slutgiltig version, februari 2007. 86 pp.
- Eide, W. (red.) 2014. Arter och naturtyper i habitatdirektivet - bevarandestatus i Sverige 2013. ArtDatabanken SLU, Uppsala.
- Embling, C.B., Gillibrand, P.A., Gordon, J., Shrimpton, J., Stevick, P.T., Hammond, P.S., 2010. Using habitat models to identify suitable sites for marine protected areas for

harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). Biological Conservation 143, 267–279. doi:10.1016/j.biocon.2009.09.005.

Frisk, G.V., 2012. Noiseconomics: The relationship between ambient noise levels in the sea and global economic trends. Scientific Reports 2. doi:10.1038/srep00437.

Furevik, D.M., Humborstad, O.-B., Jørgensen, T., Løkkeborg, S., 2008. Floated fish pot eliminates bycatch of red king crab and maintains target catch of cod. Fisheries Research 92, 23-27. doi:10.1016/j.fishres.2007.12.017.

Försvarsmakten, 2013. Försvarsmaktens säkerhetsreglemente för vapeninsats och minfällning från örlogsfartyg och helikoptrar. M7739-353040 FM SakR Sjö 2013 fastställt med HKV 2012-12-14 14 990:68194. Tillgänglig: http://dokument.forsvarsmakten.se/SakI/saki_2013/webb/FM_SakR_Sjo/FM_SakR_Sjo_titel/IPM_SakR_Sjo.htm

Försvarsmakten, 2014. Marinbiologikalender version 2. FM 4:e sjöstridsflottiljen 24611:10208, fastställt 2014-04-23. Tillgänglig: <http://www.forsvarsmakten.se/sv/om-myndigheten/vart-arbetssatt/vart-miljoarbete/marinbiologisk-kalender/>.

Galatius, A., Kinze, C.C., Teilmann, J., 2012. Population structure of harbour porpoises in the Baltic region: evidence of separation based on geometric morphometric comparisons. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 92, 1669-1676. doi:10.1017/S0025315412000513.

Gearin PJ, Gosho ME, Laake JL, Cooke L, DeLong RL, Hughes KM, 2000. Experimental testing of acoustic alarms (pingers) to reduce bycatch of harbour porpoise, *Phocoena phocoena*, in the state of Washington. Journal of Cetacean Research and Management 2: 1–9.

Gilles, A., Adler, S., Kaschner, K., Scheidat, M., Siebert, U., 2011. Modelling harbour porpoise seasonal density as a function of the German Bight environment: implications for management. Endangered species research 14, 157–169.

Grießmann, T., Rustemeier, J., Betke, K., Gabriel, J., Neumann, T., Nehls, G., Brandt, M., Diederichs, A. & Bachmann, J. 2009. Erforschung und Anwendung von Schallminimierungsmaßnahmen beim Rammen des FINO3 - Monopiles. FKZ 0325077-A, 0325077-B, 1-130. 2009. Berlin, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Final Report of BMU funded project „Schall bei FINO3“.

Haelters J., Debusschere E., Botteldooren D., Dulière V., Hostens K., Norro A., Vandendriessche S., Vigin L., Vincx M. & Degraer S. 2013. Chapter 7: The effects of pile driving on marine Mammals and fish in Belgian waters. In: Degraer S, Brabant R Rumes B (eds). Environmental impacts of the offshore Wind farms in the Belgian parts of the North Sea, p 70-77.

Hammond, P.S., Berggren, P., Benke, H., Borchers, D.L., Collet, A., Heide-Jørgensen, M.P., Heimlich, S., Hiby, A.R., Leopold, M.F., Øien, N., 2002. Abundance of harbour porpoise and

other cetaceans in the North Sea and adjacent waters. *Journal of Applied Ecology* 39, 361-376.

Hammond, P.S., Bearzi, G., Bjørge, A., Forney, K., Karczmarski, L., Kasuya, T., Perrin, W.F., Scott, M.D., Wang, J.Y., Wells, R.S. & Wilson, B. 2008. *Phocoena phocoena* (Baltic Sea subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 19 December 2014.

Hammond, P.S., Macleod, K., Berggren, P., Borchers, D.L., Burt, L., Cañadas, A., Desportes, G., Donovan, G.P., Gilles, A., Gillespie, D., others, 2013. Cetacean abundance and distribution in European Atlantic shelf waters to inform conservation and management. *Biological Conservation* 164, 107–122.

Havs- och vattenmyndigheten, 2014a. God havsmiljö 2020. Marin strategi för Nordsjön och Östersjön Del 3: Övervakningsprogram. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2014:20, 401 sid.

Havs- och vattenmyndigheten. 2014b. Rapport Regeringsuppdrag 2014: Åtgärder för att nå bevarandemålen i marina skyddade områden – fokus fiske. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2014-11-07, 29 sid.

Havs- och vattenmyndigheten, 2016. Fördjupad analys av befintligt nätverk av marina skyddade områden – Delredovisning av regeringsuppdrag M2015/771/Nm. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016-01-15, 41 sid.

Helcom, 2013a. HELCOM core indicators: Final report of the Helcom Coreset project. *Balt. Sea Environ. Proc.* No. 136.

Helcom, 2013b. HELCOM Red List of Baltic Sea species in danger of becoming extinct. *Baltic Sea Environment Proceedings*, No. 140.

Helcom, 2013c. Protection of harbour porpoise in the Baltic Sea area. Helcom recommendation 17/2. Adopted 12 March 1996 and revised 6 March 2013.

Hermannsen, L., Beedholm, K., Tougaard, J., Madsen, P.T., 2014. High frequency components of ship noise in shallow water with a discussion of implications for harbor porpoises (*Phocoena phocoena*). *The Journal of the Acoustical Society of America* 136, 1640-1653. doi:10.1121/1.4893908.

Hildebrand, J. A., 2009. Anthropogenic and natural sources of ambient noise in the ocean. *Marine Ecology Progress Series*, 395(5).

ICES, 2015. Report of the Working Group on Bycatch of Protected Species (WGBYC), 2-6 February 2015, ICES Headquarters, Copenhagen, Denmark (No. ICES CM 2015ACOM:26). 82 pp.

IMO, 2014. Guidelines for the reduction of underwater noise from commercial shipping to address adverse impacts on marine life. MEPC.1/Circ.833.

JNCC, 2010a. The protection of marine European Protected Species from injury and disturbance. Guidance for the marine area in England and Wales and the UK offshore marine area. Draft version June 2010. 120 pp.

JNCC, 2010b. JNCC guidelines for minimising the risk of injury and disturbance to marine mammals from seismic surveys. August 2010. http://jncc.defra.gov.uk/pdf/JNCC_Guidelines_Seismic%20Guidelines_Aug%202010.pdf. Downloaded on 2 Jan 2014. 16 pp.

JNCC, 2010c. JNCC guidelines for minimising the risk of injury to marine mammals from using explosives. August 2010. http://jncc.defra.gov.uk/pdf/JNCC_Guidelines_Explosives%20Guidelines_August%202010.pdf. Downloaded on 2 Jan 2014. 10 pp.

JNCC, 2010d. Statutory nature conservation agency protocol for minimising the risk of injury to marine mammals from piling noise. August 2010. http://jncc.defra.gov.uk/pdf/JNCC_Piling%20protocol_August_2010.pdf. Downloaded on 2 Jan 2014. 13 pp.

Johnston, D.W., 2002. The effect of acoustic harassment devices on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the Bay of Fundy, Canada. *Biological Conservation* 108, 113-118. doi:10.1016/S0006-3207(02)00099-X.

Karlsson R-M, Alström H, Berglind R, 2004. Miljöeffekter av undervattenssprängningar. Report No. FOI-R--1193- -SE, Totalförsvarets forskningsinstitut.

Kastelein, R.A., Au, W.W.L., de Haan, D., 2000. Detection distances of bottom-set gillnets by harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) and bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). *Marine Environmental Research* 49, 359-375. doi:10.1016/S0141-1136(99)00081-1.

Kindt-Larsen L., Berg C.W., Tougaard J., Sørensen T.K., Geithner K., Northridge S., Sveegaard S., Larsen F., *In press*. Identification of high risk areas for harbour porpoises bycatch by use of data from remote electronic monitoring and satellite telemetry. *Marine Ecology Progress Series*.

Kindt-Larsen, L., Kirkegaard, E., Dalskov, J., 2011. Fully documented fishery: a tool to support a catch quota management system. *ICES Journal of Marine Science* 68, 1606-1610. doi:10.1093/icesjms/fsr065.

Koopman, H.N., 1998. Topographical Distribution of the Blubber of Harbor Porpoises (*Phocoena phocoena*). *Journal of Mammalogy* 79, 260-270. doi:10.2307/1382862.

Kyhn, L.A., Jørgensen, P.B., Carstensen, J., Bech, N.I., Tougaard, J., Dabelsteen, T., Teilmann, J., 2015. Pingers cause temporary habitat displacement in the harbour porpoise *Phocoena phocoena*. *Marine Ecology Progress Series* 526, 253-265.

- Königson, S.J., Fredriksson, R.E., Lunneryd, S.-G., Strömberg, P., Bergström, U.M., 2015a. Cod pots in a Baltic fishery: are they efficient and what affects their efficiency? ICES Journal of Marine Science fsu230. doi:10.1093/icesjms/fsu230.
- Königson, S., Lövgren, J., Hjelm, J., Ovegård, M., Ljunghager, F., Lunneryd, S.-G., 2015b. Seal exclusion devices in cod pots prevent seal bycatch and affect their catchability of cod. Fisheries Research 167, 114-122. doi:10.1016/j.fishres.2015.01.013.
- Larsen, F., Eigaard, O.R., 2014. Acoustic alarms reduce bycatch of harbour porpoises in Danish North Sea gillnet fisheries. Fisheries Research 153, 108-112. doi:10.1016/j.fishres.2014.01.010.
- Linnenschmidt, M., Teilmann, J., Akamatsu, T., Dietz, R., Miller, L.A., 2013. Biosonar, dive, and foraging activity of satellite tracked harbor porpoises (*Phocoena phocoena*). Mar Mam Sci 29, E77-E97. doi:10.1111/j.1748-7692.2012.00592.x
- Lockyer, C., 2003. Harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the North Atlantic: Biological parameters. NAMMCO Scientific Publications 5, 71-89. doi:10.7557/3.2740.
- Lockyer, C., 2007. All creatures great and smaller: a study in cetacean life history energetics. Journal of the Marine Biological Association of the UK 87, 1035. doi:10.1017/S0025315407054720.
- Lockyer, C., Kinze, C., 2003. Status, ecology and life history of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*), in Danish waters. NAMMCO Scientific Publications 5, 143-175. doi:10.7557/3.2745.
- Lunneryd, S.-G., Königson, S., Sjöberg, N.B., 2004. Bifångst av säl, tumlare och fåglar i det svenska yrkesfisket (Finno 2004:8). 20 sid.
- Lusseau, D., Bejder, L., 2007. The long-term consequences of short-term responses to disturbance experiences from whalewatching impact assessment. International Journal of Comparative Psychology 20.
- MacLeod, C., MacLeod, R., Learmonth, J., Cresswell, W., Pierce, G., 2014. Predicting population-level risk effects of predation from the responses of individuals. Ecology 95, 2006-2015.
- Maglio, A., Accobams-Ascobans Joint Working Group. 2013. Methodological Guide: Guidance on underwater noise mitigation measures. Document ACCOBAMS-MOP5/2013/Doc24. 18pp. Available: http://www.accobams.org/images/stories/Activities/Noise/en_guide%20complet.pdf.
- Marine Scotland 2014. The protection of Marine European Protected Species from injury and disturbance - Guidance for Scottish Inshore Waters. March 2014. 23 pp.
- Mooney, T.A., Au, W.W.L., Nachtigall, P.E., Trippel, E.A., 2007. Acoustic and stiffness properties of gillnets as they relate to small cetacean bycatch. ICES Journal of Marine Science 64, 1324-1332. doi:10.1093/icesjms/fsm135.

Mooney, T. A., Nachtigall, P. E., & Au, W. W., 2004. Target strength of a nylon monofilament and an acoustically enhanced gillnet: predictions of biosonar detection ranges. *Aquatic Mammals*, 30, 220-226.

Møhl-Hansen, U., 1954. Investigations on reproduction and growth of the porpoise (*Phocaena phocaena* (L.)) from the Baltic. *Videnskabelige Meddelelser fra den Danske Naturhistoriske Forening* 116, 369-396.

Naturvårdsverket, 2010. Kartering och analys av fysiska påverkansfaktorer i marin miljö. Naturvårdsverkets rapport nr 6376.

Nedwell JR, Parvin SJ, Edwards B, Workman R, Brooker AG, Kynoch JE, 2007. Measurement and interpretation of underwater noise during construction and operation of offshore windfarms in UK waters. Report No. 544R0738.

Nielsen, T., Wahlberg, M., Heikillä, S., Jensen, M., Sabinsky, P., Dabelsteen, T., 2012. Swimming patterns of wild harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) show detection and avoidance of gill nets at very long ranges. *Marine Ecology Progress Series* 453, 241-248.

NPWS 2012. Guidance to manage the risk to marine mammals from man-made sound sources in Irish Waters. Draft March 2012. 48 pp.

Olesiuk, P.F., Nichol, L.M., Sowden, M.J., Ford, J.K.B., 2002. Effect of the sound generated by an acoustic harassment device on the relative abundance and distribution of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) in Retreat Passage, British Columbia. *Marine Mammal Science* 18, 843-862. doi:10.1111/j.1748-7692.2002.tb01077.x.

Ospar, 2008. Ospam list of threatened and/or declining species and habitats (reference number: 2008-6).

Ospar, 2009. Evaluation of the Ospam system of Ecological Quality Objectives for the North Sea (update 2010). Ospam Biodiversity Series. 102 pp.

Ospar, 2012. Report of the Ospam workshop on MSFD biodiversity descriptors: comparison of targets and associated indicators. Ospam Biodiversity Series. 56 pp.

Ospar, 2014. Ospam inventory of measures to mitigate the emission and environmental impact of underwater noise. Ospam Commission Biodiversity Series Publication Number: 626/2014. 41 pp.

Otani, S., Naito, Y., Kawamura, A., Kawasaki, M., Nishiwaki, S., Kato, A., 1998. Diving behavior and performance of harbor porpoises, *Phocoena phocoena*, in Funka Bay, Hokkaido, Japan. *Marine Mammal Science* 14, 209-220. doi:10.1111/j.1748-7692.1998.tb00711.x.

Ovegård, M., Königson, S., Persson, A., Lunneryd, S.G., 2011. Size selective capture of Atlantic cod (*Gadus morhua*) in floating pots. *Fisheries Research* 107, 239-244. doi:10.1016/j.fishres.2010.10.023.

Palka DL, Rossman MC, Vanatten AS, Orphanides CD, 2008. Effect of pingers on harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) bycatch in the US Northeast gillnet fishery. *Journal of Cetacean Research and Management* 10: 217–226.

Pehlke, H., Nehls, G., Bellmann, M., Gerke, P., Diederichs, A., Oldeland, J., Grunau, C., Witte, S. & Rose, A. 2013. Entwicklung und Erprobung des Großen Blasenschleiers zur Minderung der Hydroschallemissionen bei Offshore-Rammarbeiten Projektkurztitel: HYDROSCHALL-OFF BW II. FKZ 0325309A/B/C. ITAP, Hydrotechnik Lübeck and BioConsult SH, Husum (Germany). 240 pp.

Read, A.J., Gaskin, D.E., 1990. Changes in growth and reproduction of harbour porpoises, *Phocoena phocoena*, from the Bay of Fundy. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 47, 2158-2163.

Read, A.J., Hohn, A.A., 1995. Life in the fast lane: The life history of harbor porpoises from the Gulf of Maine. *Marine Mammal Science* 11, 423-440. doi:10.1111/j.1748-7692.1995.tb00667.x

Richardson, W. J., Greene Jr, C. R., Malme, C. I., & Thomson, D. H., 1995. *Marine Mammals and Noise* (Academic, New York).

Ross, P.S., Barlow, J., Jefferson, T.A., Hickie, B.E., Lee, T., MacFarquhar, C., Christien Parsons, E., Riehl, K.N., Rose, N.A., Slooten, E., Tsai, C.-Y., Wang, J.Y., Wright, A.J., Chu Yang, S., 2011. Ten guiding principles for the delineation of priority habitat for endangered small cetaceans. *Marine Policy, The Human Dimensions of Northern Marine Mammal Management In A Time Of Rapid Change* 35, 483-488. doi:10.1016/j.marpol.2010.11.004.

Saleem, Z. 2011: Alternatives and modifications of monopile foundation or its installation technique for noise mitigation. Report commissioned by the North Sea Foundation, 66 pp. Available at www.vliz.be/imisdocs/publications/223688.pdf.

Scheidat, M., Tougaard, J., Brasseur, S., Carstensen, J., Petel, T. van P., Teilmann, J., Reijnders, P., 2011. Harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) and wind farms: a case study in the Dutch North Sea. *Environmental Research Letters* 6, 025102. doi:10.1088/1748-9326/6/2/025102.

Skóra, K.E., Kuklik, I., 2003. Bycatch as a potential threat to harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in Polish Baltic waters. *NAMMCO Scientific Publications* 5, 303-315. doi:10.7557/3.2831.

SMRU Ltd., 2007. Assessment of the potential for acoustic deterrents to mitigate the impact on marine mammals of underwater noise arising from the construction of offshore windfarms. Commissioned by COWRIE Ltd (project reference DETER-01-07). 82 pp.

Southall BL, Bowles AE, Ellison WT, Finneran JJ, Gentry RL, Greene JCR, Kastak D, Ketten DR, Miller JH, Nachtigall PE, Richardson WJ, Thomas JA, Tyack PL, 2007. Marine mammal

noise exposure criteria: Initial scientific recommendations. The Journal of the Acoustical Society of America 125:2517-2517.

Stedt, J., 2015. Small-scale distribution and behaviour of the harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) around Kullaberg, Sweden. Master degree thesis, Department of Biology, Lund University, Sweden. 44 pp.

Sveegaard, S., Andreasen, H., Mouritsen, K.N., Jeppesen, J.P., Teilmann, J., Kinze, C.C., 2012a. Correlation between the seasonal distribution of harbour porpoises and their prey in the Sound, Baltic Sea. Marine Biology 159, 1029-1037. doi:10.1007/s00227-012-1883-z.

Sveegaard, S., Galatius, A., Dietz, R., Kyhn, L., Koblit, J.C., Amundin, M., Nabe-Nielsen, J., Sinding, M.-H.S., Andersen, L.W., Teilmann, J., 2015. Defining management units for cetaceans by combining genetics, morphology, acoustics and satellite tracking. Global Ecology and Conservation 3, 839-850. doi:10.1016/j.gecco.2015.04.002.

Sveegaard, S., Nielsen, J.N., Stæhr, K.-J., Jensen, T.F., Mouritsen, K.N., Teilmann, J., Sveegaard, S., Nielsen, J.N., Stæhr, K.-J., Jensen, T.F., Mouritsen, K.N., Teilmann, J., 2012b. Spatial interactions between marine predators and their prey: herring abundance as a driver for the distributions of mackerel and harbour porpoise. Marine Ecology Progress Series 468, 245-253.

Sveegaard, S., Teilmann, J., Berggren, P., Mouritsen, K.N., Gillespie, D., Tougaard, J., 2011a. Acoustic surveys confirm the high-density areas of harbour porpoises found by satellite tracking. ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil 68, 929-936.

Sveegaard, S., Teilmann, J., Tougaard, J., Dietz, R. 2011b. High-density areas for harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) identified by satellite tracking. Marine Mammal Science 27(1), 230-246.

Sørensen, T.B., Kinze, C.C., 1994. Reproduction and reproductive seasonality in Danish harbour porpoises, *Phocoena phocoena*. Ophelia 39, 159-176. doi:10.1080/00785326.1994.10429541.

Tasker, M.L., Amundin, M., Andre, M., Hawkins, A., Lang, W., Merck, T., Scholik-Schlomer, A., Teilmann, J., Thomsen, F., Werner, S. and Zakharia, M. 2010. Marine Strategy Framework Directive Task Group 11 Report - Underwater noise and other forms of energy. Available from <http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC58105>.

Teilmann, J., Carstensen, J., 2012. Negative long term effects on harbour porpoises from a large scale offshore wind farm in the Baltic—evidence of slow recovery. Environmental Research Letters 7, 045101. doi:10.1088/1748-9326/7/4/045101.

Teilmann, J., Sveegaard, S., Dietz, R., Petersen, I.K., Berggren, P. & Desportes, G. 2008. High density areas for harbour porpoises in Danish waters. National Environmental Research Institute, University of Aarhus. 84 pp. - NERI Technical Report No. 657. Available at <http://www.dmu.dk/Pub/FR657.pdf>.

Teilmann, J., Larsen, F., Desportes, G., 2007. Time allocation and diving behaviour of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in Danish and adjacent waters. *Journal of Cetacean Research and Management* 9, 201-210.

Tillander, D., Lunneryd, S.-G., 2008. Pilotstudie kameraobservationer, Electronic Monitoring, på fiskefartyg (Fiskeriverket Kustlaboratoriet). 24 sid.

Tougaard, J. 2014. DCE's vurdering af en række spørgsmål og forhold vedrørende offshore vindmølleparker i almindelighed og projektet Kattegatt Offshore i særdeleshed. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet, 15 september 2014. 15 sid.

Tougaard, J., and Carstensen, J., 2011. Porpoises north of Sprogø before, during and after construction of an offshore wind farm. NERI commissioned report to Sund&Bælt A/S, Roskilde, Denmark.

Tougaard J., Carstensen J., Wisz M.S., Jespersen M., Teilmann J., Bech N.I., Skov, H. 2006. Harbour porpoises on Horns Reef. Effects of the Horns Reef Windfarm. Final Report to Vattenfall A/S. NERI Commissioned Report. 111 sid.

Tougaard, J., Henriksen, O.D., Miller, L.A., 2009. Underwater noise from three types of offshore wind turbines: Estimation of impact zones for harbor porpoises and harbor seals. *The Journal of the Acoustical Society of America* 125, 3766-3773. doi:10.1121/1.3117444.

Tougaard, J., Wright, A.J. & Madsen, P.T. 2015. Cetacean noise criteria revisited in the light of proposed exposure limits for harbour porpoises. *Marine Pollution Bulletin* 1-2: 196-208. doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.10.051.

Tregenza, N. J. C., Berrow, S. D., Hammond, P. S., & Leaper, R., 1997. Harbour porpoise (*Phocoena phocoena* L.) by-catch in set gillnets in the Celtic Sea. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 54(5), 896-904.

Tschernij, V., Larsson, P.-O., 2003. Ghost fishing by lost cod gill nets in the Baltic Sea. *Fisheries Research* 64, 151-162. doi:10.1016/S0165-7836(03)00214-5.

Van der Graaf AJ, Ainslie MA, André M, Brensing K, Dalen J, Dekeling RPA, Robinson S, Tasker ML, Thomsen F, Werner S, 2012. European Marine Strategy Framework Directive - Good Environmental Status (MSFD GES): Report of the Technical Subgroup on Underwater noise and other forms of energy. 75 pp.

Verboom, W. C., & Kastelein, R. A., 1997. Structure of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) click train signals. In: *The biology of the harbour porpoise*. De Spil Publishers, Woerden, 343-362.

Villadsgaard, A., Wahlberg, M., Tougaard, J., 2007. Echolocation signals of wild harbour porpoises, *Phocoena phocoena*. *Journal of Experimental Biology* 210, 56-64. doi:10.1242/jeb.02618.

Vinther M, Larsen F, 2004. Updated estimates of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) bycatch in the Danish North Sea bottom-set gillnet fishery. *Journal of Cetacean Research and Management* 6: 19–24.

Viquerat, S., Herr, H., Gilles, A., Peschko, V., Siebert, U., Sveegaard, S., Teilmann, J., 2014. Abundance of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the western Baltic, Belt Seas and Kattegat. *Marine Biology* 161, 745-754.

Weilgart, L.S. (ed) 2010. Report of the Workshop on alternative technologies to seismic airgun surveys for oil and gas exploration and their potential for reducing impacts on marine mammals. Monterey, California, USA, 31st August - 1st September, 2009. Okeanos - Foundation for the Sea, Auf der Marienhöhe 15, D-64297 Darmstadt. 29+iii pp. Available from <http://www.okeanos-foundation.org/assets/Uploads/Airgun.pdf>.

Westerberg, H., Lunneryd, S.-G., Fjälling, A., Wahlberg, M., 2008. Reconciling fisheries activities with the conservation of seals throughout the development of new fishing gear: A case study from the Baltic fishery-gray seal conflict, in: Nielsen, J.L. (ed), *World Fisheries Congress; Reconciling Fisheries with Conservation*. Presented at the American Fisheries Society Symposium, Bethesda Md, American Fisheries Society, pp. 1281-1292.

Westgate, A.J., Head, A.J., Berggren, P., Koopman, H.N., Gaskin, D.E., 1995. Diving behaviour of harbour porpoises, *Phocoena phocoena*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52, 1064-1073. doi:10.1139/f95-104.

Wiemann, A., Andersen, L.W., Berggren, P., Siebert, U., Benke, H., Teilmann, J., Lockyer, C., Pawliczka, I., Skóra, K., Roos, A., Lyrholm, T., Paulus, K.B., Ketmaier, V., Tiedemann, R. 2010. Mitochondrial control region and microsatellite analyses on harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) unravel population differentiation in the Baltic Sea and adjacent waters. *Conservation Genetics* 11, 195-211. doi:10.1007/s10592-009-0023-x.

Wilke, F., Kloske, K. & Bellmann, M. 2012. ESRA-Evaluierung von Systemen zur Ramschallminderung an einem Offshore-Testpfahl. Förderkennzeichen 0325307. Technical Report Mai 2012. [http://www.offshore-stiftung.com/60005/Uploaded/Offshore Stiftung/ESRa TechnischerAbschlussbericht.pdf](http://www.offshore-stiftung.com/60005/Uploaded/Offshore%20Stiftung/ESRa%20TechnischerAbschlussbericht.pdf) (22 nov 2014). [In German with English summary]

Woodley, T.H., Read, A.J., 1991. Potential rates of increase of a harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) population subjected to incidental mortality in commercial fisheries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48, 2429-2435. doi:10.1139/f91-284.

Wright, A.J. 2013. Harbour porpoise diving and biosonar behaviour in Danish waters. Manuscript VI, p. 95-119 in Ph.D. thesis How harbour porpoises utilise their natural environment and respond to noise. Aarhus University, Department of Bioscience, Denmark.

WWF Poland, 2013. Collecting ghost nets in the Baltic Sea - Final report on the activities conducted in 2012. Published as part of WWF Poland project titled "Removal of ghost nets from the Baltic Sea." WWF Poland Report March 2013, Warsaw, Poland. 37 pp.

BILAGA 1

I denna bilaga finns tabeller över de GIS-filer som återfinns på digitalt medium samt en kortfattad beskrivning av dessa. Tabell 1 visar skyddsvärda områden för tumlare, Tabell 2 fiske, Tabell 3 båttrafik, Tabell 4 militära aktiviteter, Tabell 5 marina installationer, Tabell 6 marina skyddade områden och Tabell 7 riksintressen samt djur- och växtskyddsområden. GIS-lager för skyddsvärda områden för tumlare samt beräknade kärnområdesdensiteter för fiske kommer att finnas tillgängliga på Miljödataportalen (<http://mdp.vic-metria.nu>).

Tabell 1. Tumlarområden, GIS-filer som återfinns på separat digitalt medium, samt kortfattad beskrivning.

Tumlarområden	GIS-fil	Beskrivning
Skyddsvärda områden för tumlare i svenska vatten per kvartal	Skyddsvarda_omraden_tumlare_SE_kvartal.shp (polygonfil)	Föreslagna områden för skydd av tumlare, per kvartal.

Tabell 2. Fiske, GIS-filer som återfinns på separat digitalt medium, samt kortfattad beskrivning. Tabellen fortsätter på efterföljande sidor.

Fiske	GIS-fil	Beskrivning
Fiskelogg	Fiskelogg.shp (punktfil)	Fiskeloggpositioner från åren 2011 – 2013 sammanställda i samband med ett regeringsuppdrag kring fiske och bevarandeåtgärder i marina skyddade områden.
Kärnområdesdensitet Torskfångst helår	Garn_allyr_gm (rasterfil)	Kärnområdesdensitet beräknad på fiskeloggpositioner där torsk fångats med garn, helår.
Kärnområdesdensitet Torskfångst jun – aug	Garn_sum_gm (rasterfil)	Kärnområdesdensitet beräknad på fiskeloggpositioner där torsk fångats med garn, juni – augusti.

Tabell 2. Forts.

Fiske	GIS-fil	Beskrivning
Kärnområdesdensitet Torskfångst sep – nov	Garn_aut_gm (rasterfil)	Kärnområdesdensitet beräknad på fiskelogspositioner där torsk fångats med garn, september – november.
Kärnområdesdensitet Torskfångst dec – feb	Garn_win_gm (rasterfil)	Kärnområdesdensitet beräknad på fiskelogspositioner där torsk fångats med garn, december – februari.
Kärnområdesdensitet Torskfångst mar – maj	Garn_spr_gm (rasterfil)	Kärnområdesdensitet beräknad på fiskelogspositioner där torsk fångats med garn, mars – maj.
Kärnområdesdensitet Piggvarsfångst helår	Garn_allyr_sm (rasterfil)	Kärnområdesdensitet beräknad på fiskelogspositioner där piggvar fångats med garn, helår.
Kärnområdesdensitet Piggvarsfångst jun – aug	Garn_sum_sm (rasterfil)	Kärnområdesdensitet beräknad på fiskelogspositioner där piggvar fångats med garn, juni – augusti.
Kärnområdesdensitet Piggvarsfångst sep – nov	Garn_aut_sm (rasterfil)	Kärnområdesdensitet beräknad på fiskelogspositioner där piggvar fångats med garn, september – november.
Kärnområdesdensitet Piggvarsfångst dec – feb	Garn_win_sm (rasterfil)	Kärnområdesdensitet beräknad på fiskelogspositioner där piggvar fångats med garn, december – februari.

Tabell 2. Forts.

Fiske	GIS-fil	Beskrivning
Kärnområdesdensitet Piggvarsfångst mar – maj	Garn_spr_sm (rasterfil)	Kärnområdesdensitet beräknad på fiskelogspositioner där piggvar fångats med garn, mars – maj.
Kärnområdesdensitet Skrubbskäddefångst helår	Garn_allyr_pf (rasterfil)	Kärnområdesdensitet beräknad på fiskelogspositioner där skrubbskädda fångats med garn, helår.
Kärnområdesdensitet Skrubbskäddefångst jun – aug	Garn_sum_pf (rasterfil)	Kärnområdesdensitet beräknad på fiskelogspositioner där skrubbskädda fångats med garn, juni – augusti.
Kärnområdesdensitet Skrubbskäddefångst sep – nov	Garn_aut_pf (rasterfil)	Kärnområdesdensitet beräknad på fiskelogspositioner där skrubbskädda fångats med garn, september – november.
Kärnområdesdensitet Skrubbskäddefångst dec – feb	Garn_win_pf (rasterfil)	Kärnområdesdensitet beräknad på fiskelogspositioner där skrubbskädda fångats med garn, december – februari.
Kärnområdesdensitet Skrubbskäddefångst mar – maj	Garn_spr_pf (rasterfil)	Kärnområdesdensitet beräknad på fiskelogspositioner där skrubbskädda fångats med garn, mars – maj.
Kärnområdesdensitet Rödspottefångst helår	Garn_allyr_pp (rasterfil)	Kärnområdesdensitet beräknad på fiskelogspositioner där rödspotta fångats med garn, helår.

Tabell 2. Forts.

Fiske	GIS-fil	Beskrivning
Kärnområdesdensitet Rödspottefångst jun – aug	Garn_sum_pp (rasterfil)	Kärnområdesdensitet beräknad på fiskelogspositioner där rödspotta fångats med garn, juni – augusti.
Kärnområdesdensitet Rödspottefångst sep – nov	Garn_aut_pp (rasterfil)	Kärnområdesdensitet beräknad på fiskelogspositioner där rödspotta fångats med garn, september – november.
Kärnområdesdensitet Rödspottefångst dec – feb	Garn_win_pp (rasterfil)	Kärnområdesdensitet beräknad på fiskelogspositioner där rödspotta fångats med garn, december – februari.
Kärnområdesdensitet Rödspottefångst mar – maj	Garn_spr_pp (rasterfil)	Kärnområdesdensitet beräknad på fiskelogspositioner där rödspotta fångats med garn, mars – maj.
Kärnområdesdensitet Sjuryggsfångst helår	Garn_allyr_cl (rasterfil)	Kärnområdesdensitet beräknad på fiskelogspositioner där sjurygg fångats med garn, helår.
Kärnområdesdensitet Sjuryggsfångst jun – aug	Garn_sum_cl (rasterfil)	Kärnområdesdensitet beräknad på fiskelogspositioner där sjurygg fångats med garn, juni – augusti.
Kärnområdesdensitet Sjuryggsfångst sep – nov	Garn_aut_cl (rasterfil)	Kärnområdesdensitet beräknad på fiskelogspositioner där sjurygg fångats med garn, september – november.

Tabell 2. Forts.

Fiske	GIS-fil	Beskrivning
Kärnområdesdensitet Sjuryggsfångst dec – feb	Garn_win_cl (rasterfil)	Kärnområdesdensitet beräknad på fiskelogspositioner där sjurygg fångats med garn, december – februari.
Kärnområdesdensitet Sjuryggsfångst mar – maj	Garn_spr_cl (rasterfil)	Kärnområdesdensitet beräknad på fiskelogspositioner där sjurygg fångats med garn, mars – maj.
Kärnområdesdensitet utvalda arter helår	Garn_alyr_all (rasterfil)	Kärnområdesdensitet beräknad på fiskelogspositioner där torsk, Piggvar, skrubbskädda, rödspotta och sjurygg fångats med garn, helår.
Fiskodlingar	Fiskodlingar_klassad_SR99 (punktfil)	Positioner för fiskodlingar
Musselodlingar	Musselodlingar_klassad_SR99 (punktfil)	Positioner för musselodlingar

Tabell 3. Båttrafik, GIS-filer som återfinns på separat digitalt medium, samt kortfattad beskrivning.

Båttrafik	GIS-fil	Beskrivning
AIS 2011	Ais2011 (rasterfil)	Täthet (summa) av fartygstrafik (fartyg med AIS-transponder) under 2011
Badplatser	Badplatser.shp (punktfil)	Badplatser
Gästhamnar	Gästhamnar.shp (punktfil)	Gästhamnar
Naturhamnar	Naturhamnar.shp (punktfil)	Naturhamnar
Sxk bojar	Sxk_bojar.shp (punktfil)	Svenska kryssarklubbens bojar
Bryggor	Bryggpunkter.shp (punktfil)	Bryggor
Ankringsplatser	Ankringsplats_punkt.shp (punktfil) Ankringsomrade.shp (polygonfil)	Ankringsplatser och ankringsområden

Tabell 4. Militära aktiviteter, GIS-filer som återfinns på separat digitalt medium, samt kortfattad beskrivning.

Militära aktiviteter	GIS-fil	Beskrivning
Marina skjut- och övningsområden	Marina skjut- och övningsområden.shp (polygonfil)	Marina skjut- och övningsområden
Dumpad ammunition	Ammunition_dumpning.shp (polygonfil)	Områden med dumpad ammunition
Minriskområden	Minriskomraden_r90_polygon_2.shp (polygonfil)	Områden med risk för minor

Tabell 5. Marina installationer, GIS-filer som återfinns på separat digitalt medium, samt kortfattad beskrivning.

Marina installationer	GIS-fil	Beskrivning
Vindkraftsparker i drift	Windfarms_present.shp (punktfil)	Vindkraftsparker i drift (datum osäkert). Antal turbiner anges i kolumnen NoTurbines.
Planerade vindkraftsverk	Planned_windfarms_2020.shp (punktfil) Planned_windfarms_2030.shp (punktfil)	Vindkraftparker planerade för omkring år 2020 resp 2030.
Kablar och rör	Nordstream.shp (linjefil) U_kabel.shp (linjefil) Ror.shp (linjefil) CablesPipelines.shp (linjefil)	Undervattenskablar och rördragningar

Tabell 6. Marina skyddade områden, GIS-filer som återfinns på separat digitalt medium, samt kortfattad beskrivning.

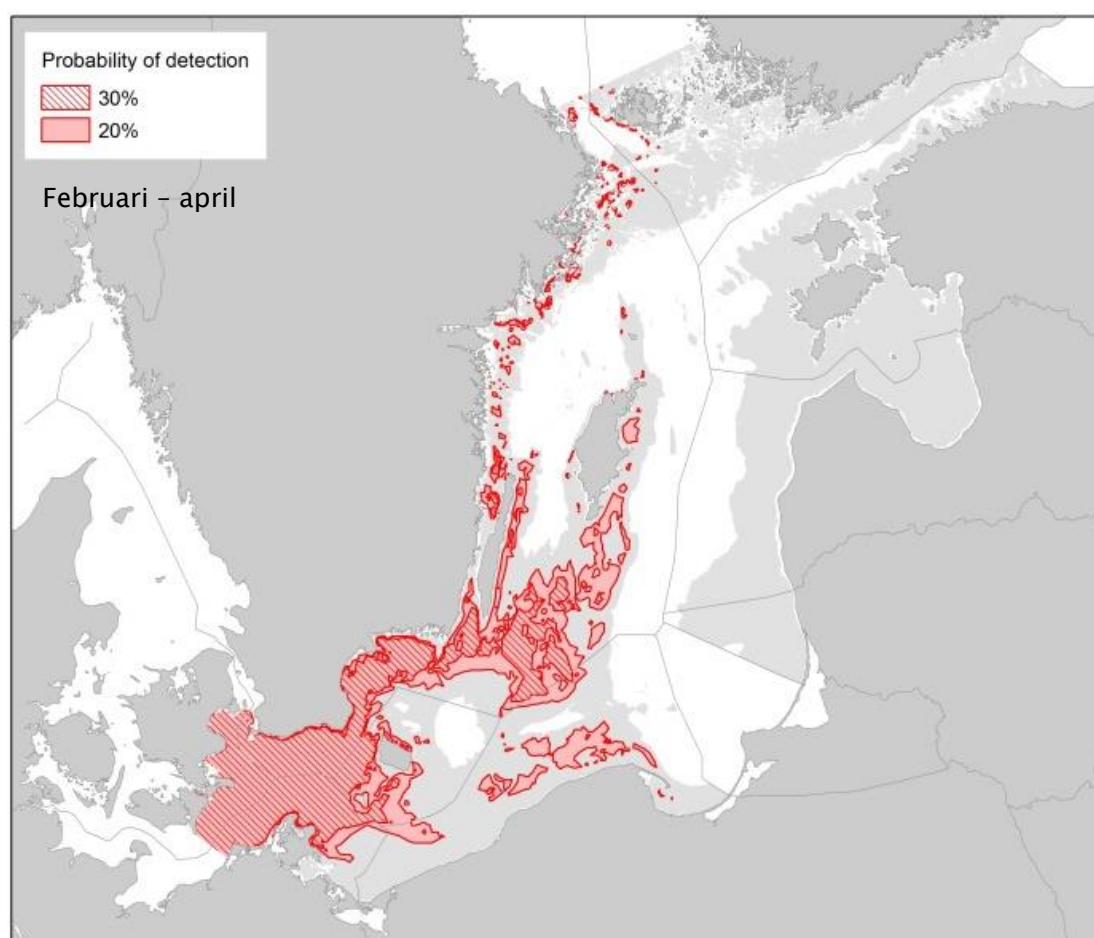
Marina skyddade områden	GIS-fil	Beskrivning
Helcom Marine Protected Areas	HELCOM_MPA.shp (polygonfil)	Helcom Marine Protected Areas
Ospar Marine Protected Areas Network	Ospar_MPA_2013.shp (polygonfil)	Ospar Marine Protected Areas Network
Marina Natura 2000-områden	N2000_MPA.shp (polygonfil)	Natura 2000-områden med marina habitat listade
Natura 2000-områden	Natura 2000_end2013_rev1.shp (polygonfil)	Alla Natura 2000-områden vid 2013 års utgång, inklusive marina områden.
Nationalparker	Natpark_riket.shp (polygonfil)	Nationalparker
Marina naturreservat	MPA_NVR_151202.shp (polygonfil)	Marina naturreservat
Naturreservat	Nat_res_riket.shp (polygonfil)	Alla naturreservat

Tabell 7. Riksintressen samt djur- och växtskyddsområden, GIS-filer som återfinns på separat digitalt medium, samt kortfattad beskrivning.

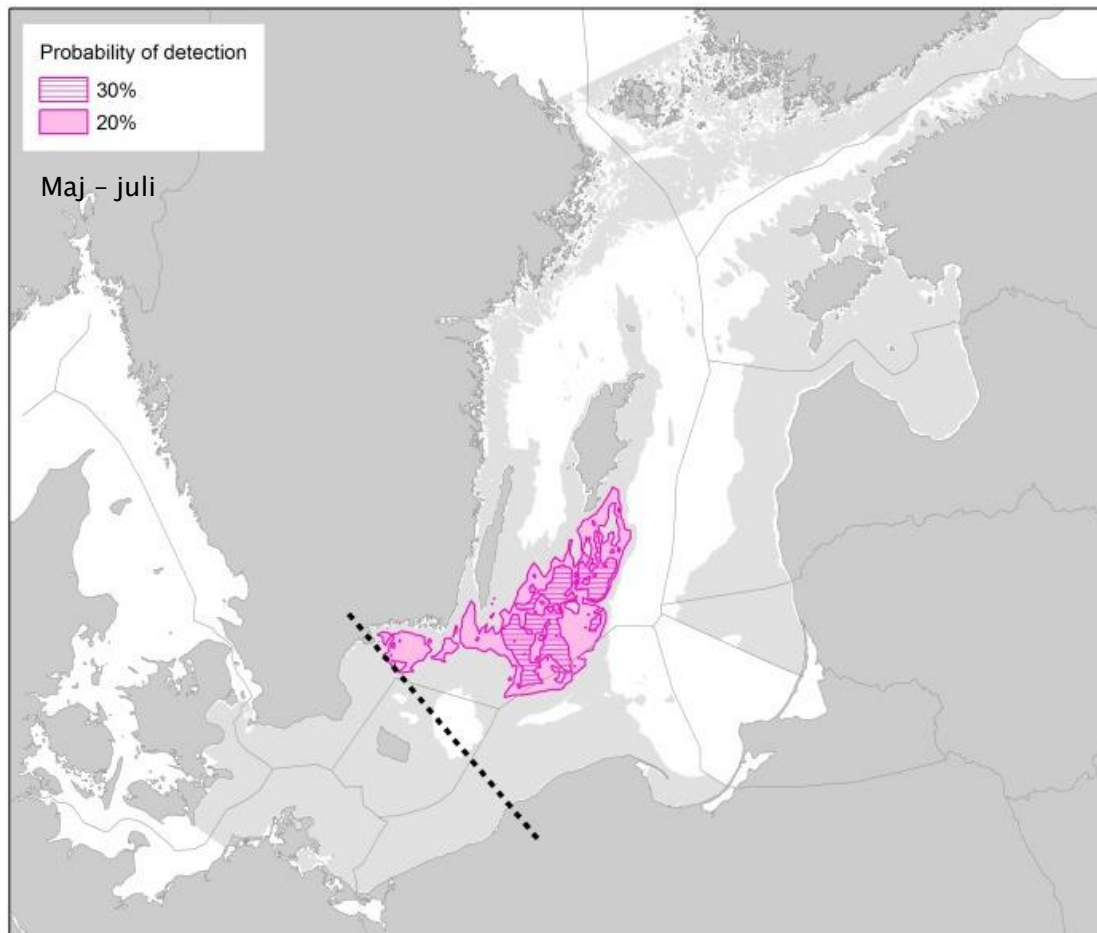
Riksintressen	GIS-fil	Beskrivning
Riksintresse för yrkesfiske	Riks_yrkesfiske_hav.shp (polygonfil)	Marina områden angivna som riksintresse för yrkesfiske
Riksintresse för sjöfart	Riks_farled.shp (polygonfil)	Områden angivna som riksintresse för sjöfart, dvs. fartygstrafik.
Riksintresse för energiproduktion	Riks_energiproduktion_yta_riket.shp (polygonfil)	Områden angivna som riksintresse för energiproduktion
Riksintresse för naturvård	RI_naturvard_MB_3kap6.shp (polygonfil)	Områden som utpekats som riksintresse för naturvård enligt 3 kap 6 § Miljöbalken
Djur- och växtskyddsområden	Djur_vaxt_riket.shp (polygonfil)	Djur- och växtskyddsområden, i marin miljö främst säl- och fågelskyddsområden

BILAGA 2

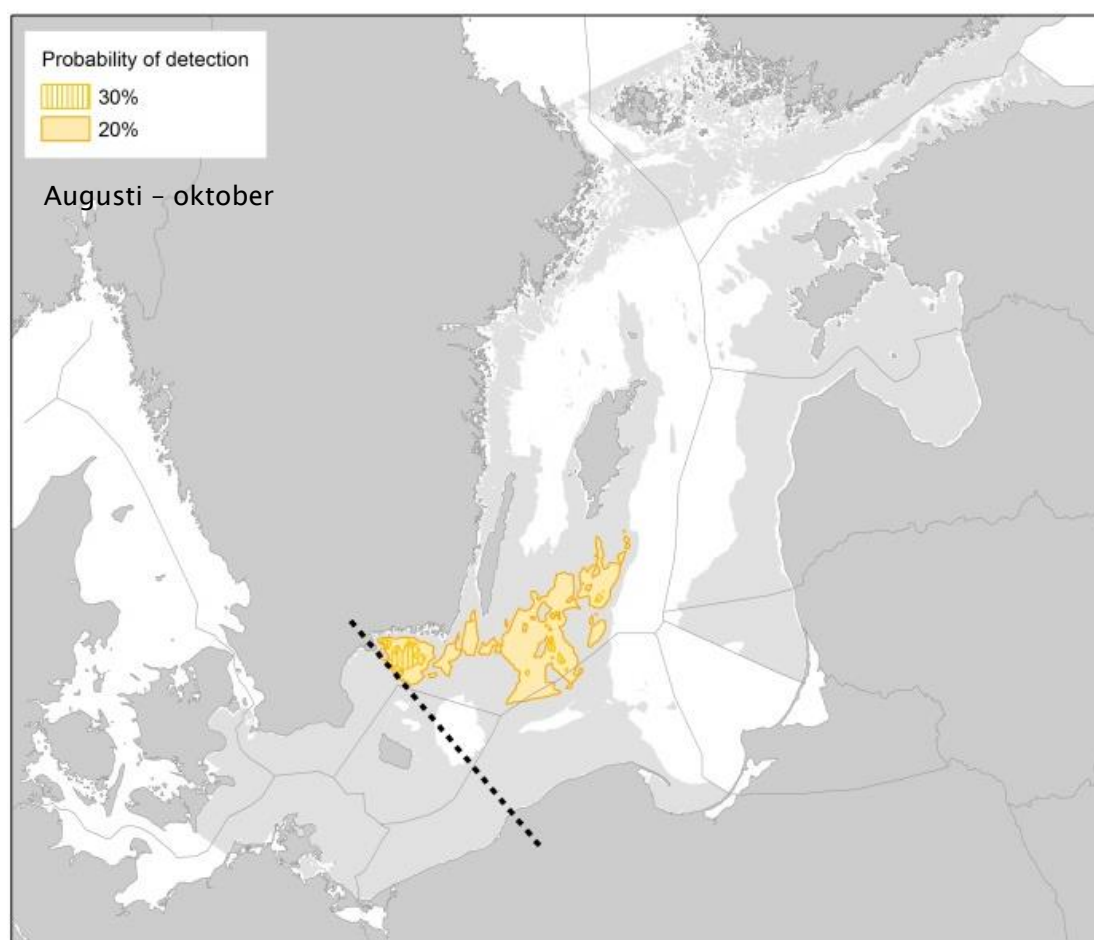
I en tidigare version av denna rapport presenterades felaktiga områden för tumlare baserat på underlaget från Sambah. Istället för att visa 20 % sannolikhet för förekomst, vilket ringar in ca 30 % av populationen, visades 30 % sannolikhet för förekomst, vilket ringar in ca 8 % av populationen. Eftersom de mindre områdena utgör kärnområden inom de viktiga områdena och det kan finnas behov av att jämföra med tidigare presenterade resultat visas isolinjerna för både 20 och 30 % sannolikhet för förekomst i Figur 1 – 4. Dessa figurer visar samtliga isolinjer för 20 och 30 %. Isolinjerna visas även för sydvästra Östersjön sydväst om den geografiska populationsuppdelningen mellan Bälthavs- och Östersjöpopulationen under sommaren. De viktiga områdena för tumlare i Skagerrak och Kattegatt berörs inte.



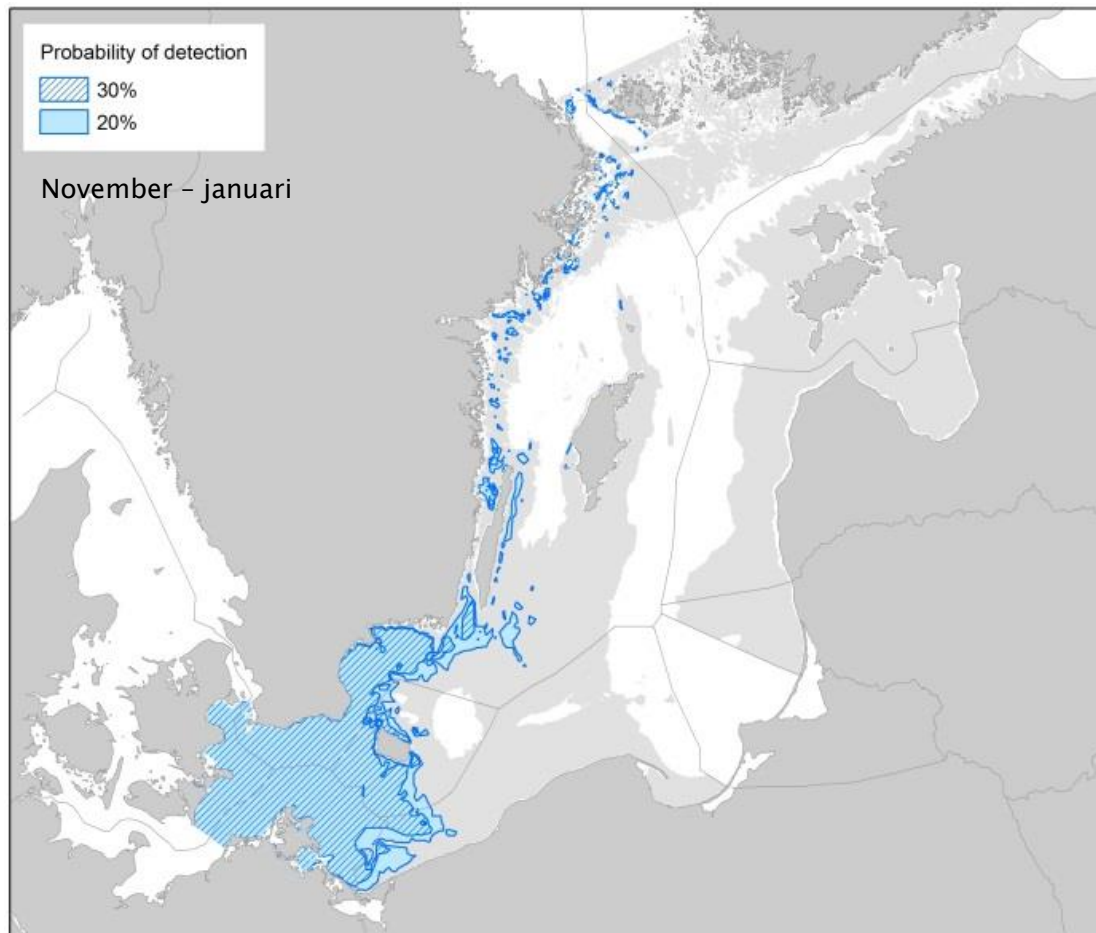
Figur 1. Isolinjer för 20 respektive 30 % sannolikhet för förekomst av tumlare inom Sambahs projektområde under februari – april. Isolinjen för 20 % sannolikhet för förekomst ringar in ca 30 % av Östersjöpopulationen inom dess utbredningsområden under maj – oktober. Isolinjen för 20 % ringar in ca 30 % av populationen inom dess utbredningsområde under samma tid.



Figur 2. Isolinjer för 20 respektive 30 % sannolikhet för förekomst av tumlare inom Sambahs projektområde under maj – juli. Isolinjen för 20 % sannolikhet för förekomst ringar in ca 30 % av Östersjöpopulationen inom dess utbredningsområden under maj – oktober. Isolinjen för 30 % ringar in ca 8 % av populationen inom dess utbredningsområde under samma tid. Den streckade linjen visar den geografiska populationsuppdelningen mellan Bälthavs- och Östersjöpopulationen under sommaren enligt Sambah.



Figur 2. Isolinjer för 20 respektive 30 % sannolikhet för förekomst av tumlare inom Sambahs projektområde under augusti - oktober. Isolinjen för 20 % sannolikhet för förekomst ringar in ca 30 % av Östersjöpopulationen inom dess utbredningsområden under maj - oktober. Isolinjen för 20 % ringar in ca 30 % av populationen inom dess utbredningsområde under samma tid. Den streckade linjen visar den geografiska populationsuppdelningen mellan Bälthavs- och Östersjöpopulationen under sommaren enligt Sambah.



Figur 2. Isolinjer för 20 respektive 30 % sannolikhet för förekomst av tumlare inom Sambahs projektområde under november – januari. Isolinjen för 20 % sannolikhet för förekomst ringar in ca 30 % av Östersjöpopulationen inom dess utbredningsområden under maj – oktober. Isolinjen för 20 % ringar in ca 30 % av populationen inom dess utbredningsområde under samma tid.



www.aquabiota.se

