Havsmiljöinstitutet

EFFEKTER AV BOTTENTRÅLNING PÅ EKOSYSTEMTJÄNSTER I SVENSKA HAV

HAVSMILJÖINSTITUTETS RAPPORT NR 2018:3

SOFIA WIKSTRÖM, STOCKHOLMS UNIVERSITET
MATS BLOMQVIST, HAFOK AB
HENRIK SVEDÄNG, HAVSMILJÖINSTITUTET

UPPDRAGSRAPPORT

Denna rapport har tagits fram av Havmiljöinstitutet på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten. Rapportförfattarna ansvarar för innehållet och slutsatserna i rapporten, vilket inte innebär något ställningstagande från Havs- och vattenmyndighetens sida.

Havsmiljöinstitutets rapport nr 2018:3

Titel: Effekter av bottentrålning på ekosystemtjänster i svenska hav

Författare: Sofia Wikström, Stockholms universitet, Mats Blomqvist, Hafok AB, Henrik Svedäng, Havsmiljöinstitutet

Publicerad: 2018-11-15

Kontakt: sofia.wikstrom@su.se

www.havsmiljoinstitutet.se

Referens till rapporten: Wikström, S. Blomqvist, M. och Svedäng, H. (2018) Effekter av bottentrålning på ekosystemtjänster i svenska hav. Rapport nr 2018:3, Havsmiljöinstitutet.

Inom Havsmiljöinstitutet samverkar Göteborgs universitet, Stockholms universitet, Umeå universitet, Linnéuniversitetet och Sveriges lantbruksuniversitet för att bistå myndigheter och andra aktörer inom havsmiljöområdet med vetenskaplig kompetens.

Omslagsfoto: Provtrålning i Gullmaren 2001 – ett område där bottentrålning i kustzonen fortfarande är tillåtet: En mager fångst i ett tidigare fiskrikt område. Fotograf: Henrik Svedäng.

FÖRORD

Havs och vattenmyndigheten gav våren 2018 Havsmiljöinstitutet i uppdrag att göra en syntes av kunskapsläget rörande effekter av bottentrålning på ekosystemtjänster i skyddade områden. Uppdraget är en del av den kunskapssammanställning som görs inom ramen för regeringsuppdraget att ”identifiera ytterligare åtgärder i syfte att nå bevarandemålen i samtliga skyddade marina områden till 2020 med fokus på fiske och utreda bottentrålningens effekter främst inom skyddade områden och inom trålgränsen samt vid behov föreslå åtgärder” (Dnr M2017/02522/Nm). I vårt projekt ***Effekter av bottentrålning på ekosystemtjänster i svenska hav*** görs en genomgång av vetenskapliga studier om effekten av bottentrålning på ekosystem och ekosystemprocesser från såväl Sverige som från andra delar av världen. Utifrån denna genomgång diskuterar vi vad som kan fastslås om bottentrålningens effekter på ekosystemtjänster och vad som ännu behöver betraktas som osäkert. Vi har inte i vår studie analyserat omfattningen av trålning i skyddade områden idag, eftersom det har ingått i ett parallellt uppdrag som getts till Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU). På grund av den begränsade tiden vi haft till förfogande har vi inte haft möjlighet att göra en tvärvetenskaplig analys av ekosystemtjänster, vilket gör att analysen av de kulturella ekosystemtjänsterna är ofullständig.

Vi vill tacka Andrea Morf som har bidragit med värdefulla diskussioner om och inspel ifråga om de kulturella ekosystemtjänsterna. Vi tackar våra anonyma granskare som avsevärt bidragit till att förbättra vår rapport.

Arbetsgruppen har bestått av Sofia Wikström (Stockholms universitet), Mats Blomqvist (Hafok AB) och Henrik Svedäng (Havsmiljöinstitutet).

Sofia Wikström/ Projektledare
Stockholm 2018-11

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

Förord 3

Innehållsförteckning 4

Inledning 5

- Ekosystemtjänster från svenska hav 7
- Bottentrålning i Sverige idag 8
- Syfte 9

Generella effekter av bottentrålning 10

- Trålfiskets selektivitet 10

Effekter av bottentrålning på marina ekosystemtjänster 12

- S1 Upprätthållande av biogeokemiska kretslopp 13
- S2 Primärproduktion 15
- S3 Upprätthållande av näringsvävarnas dynamik 15
- S4 Upprätthållande av biologisk mångfald 17
- S5 Upprätthållande av livsmiljöer 20
- S6 Upprätthållande av ekosystemets resiliens 22
- R1 Luft- och klimatreglering 22
- R2 Kvarhållande av sediment 23
- R3 Reglering av övergödning 23
- R4 Biologisk reglering 23
- R5 Reglering av giftiga ämnen 23
- P1 Tillhandahållande av livsmedel 24
- P2 Tillhandahållande av råvaror 24
- P3 Tillhandahållande av genetiska resurser 25
- P4 Tillhandahållande av resurser för läkemedels- kemi- och bioteknologiindustrin 25
- P5 Utsmyckningar 25
- P6 Energi 25
- Kulturella ekosystemtjänster 25
- C1 Rekreation 26
- C3 Vetenskap och utbildning 26
- C4 Kulturarv 26

Åtgärder för att minska bottentrålningens negativa effekter på ekosystemtjänster 27

- Erfarenheter av trålförbud – exemplet Öresund 28

Diskussion 29

- Slutsatser 30

Referenser 31

SAMMANFATTNING

Bottentrålsfiske ger omfattande effekter på marina ekosystem och ekosystemprocesser. I rapporten redovisar vi det kunskapsunderlag som finns vad gäller effekterna av trålning på havets ekosystem och de ekosystemtjänster vi får från havet. Vårt syfte med studien har därför varit att ta fram underlag för att bedöma behovet av ytterligare begränsningar av bottentrålning i inflyttningsområdena innanför trålgränsen och i eller i anslutning till skyddade områden utanför trålgränsen. Vi baserar vårt arbete på publicerade vetenskapliga studier från både Sverige och andra delar av världen.

När det gäller den specifika situationen i svenska havsområden hämtas mycket av kunskapen från områden som idag är skyddade från bottentrålning, bland annat från Öresund som är ett stort trålfredningsområde mellan Sverige och Danmark, där större delen av havsområdet har varit skyddat mot aktiva fiskeredskap sedan 1932. Bottentrålningen i svenska hav är framförallt koncentrerad till Västerhavet och södra Östersjön men lokalt finns begränsade områden med bottentrålning även i övriga delar av svenska hav.

Effekterna av bottentrålning är dels kopplade till påverkan av havsbottnarna, dels till att bottentrålar är starkt selektiva på så sätt att all fisk över en viss storlek fångas, medan mindre fisk har möjlighet att simma igenom nätmaskorna. Dessa effekter kan innebära att många ekosystemtjänster missgynnas. Exempel på ekosystemtjänster som kan påverkas negativt är biologisk mångfald, livsmiljöer på bottnarna, näringsvävar, produktion av livsmedel och rekreation. Studier från svenska hav visar att den pågående bottentrålningen minskar biologisk mångfald och mångfalden av livsmiljöer i trålade områden. Trålningsbegränsningar i skyddade områden kan därför få positiva effekter på ekosystemtjänsterna biologisk mångfald och livsmiljöer.

För övriga ekosystemtjänster saknas den kunskap som skulle behövas för att bedöma hur mycket de påverkas av nuvarande trålning i skyddade områden och innanför trålgränsen. Det finns därför ett behov av ytterligare forskning för att kvantifiera effekten av bottentrålning på många av ekosystemtjänsterna. Speciellt behövs mera systematisk forskning och kunskapssynteser kring utnyttjandet av svenska kustområden för att åstadkomma mer heltäckande utvärderingar av de kulturella ekosystemtjänsterna och hur de påverkas av exempelvis bottentrålning.

Effekter av tidigare högt fisketryck är mycket tydligt längs hela svenska västkusten norr om Öresund, där lokala rovfiskbestånd, företrädesvis torsk, har försvunnit eller har gått starkt tillbaka, vilket påverkar flera ekosystemtjänster. Det är dock okänt i hur hög grad ristrålfiske efter havskräfta och räka innanför trålgränsen påverkar dessa lokala fiskbestånd idag.

INLEDNING

Kustzonen är viktig ur både mänsklig och allmän ekologisk synvinkel. De mest produktiva områdena hittas oftast i kustnära områden och mångfalden av växt- och djurarter är stor. Att bo i närheten av havet är eftertraktat och skärgårdsmiljön lyfts ofta fram i arbetet för en uthållig utveckling, exempelvis i de svenska Miljökvalitetsmålen. Yrkes- och fritidsfisket har viktiga roller att spela i detta sammanhang, inte minst kulturellt och rekreationsmässigt, och åskådliggör samhällets beroende av naturen. Mat i olika former hämtas från havet och resursanvändningen bidrar till levande kustsamhällen längs våra kuster. Fisket genererar också en del arbetstillfällen även om dess ekonomiska betydelse blir allt mindre även i förhållande till andra maritima näringar (SCB 2017).

Den dominerande formen av fiske i Sverige är trålfiske i havet (Bergenius m. fl. 2018), men det finns en långvarig diskussion om det ska vara tillåtet att trålfiska i kustnära områden. En rad argument har anförts mot trålning som fiskemetod i kustområdet (och insjöar) sedan trålning infördes; den riskerar skada bottnar, djurliv och fiskebestånd allvarligt. Dessa skäl var också anledningen till att statsmakterna (som tog intryck av fiskarnas protester mot metoden) i 1900-års fiskeristadga införde ett generellt trålningsförbud inom dåvarande svenskt territorialvatten, det vill säga ut till en gräns fyra nautiska mil från kusten (egentligen baslinjen som binder samman de yttre skären eller utstickande uddar; Ask & Svedäng 2017). Den införda trålgränsen definierar således det område längs hela den svenska kusten där fiske med redskap som släpas på havsbotten (dvs. såväl flyt-och bottentrålsfiske som snurrevadsfiske) inte var tillåtet, eftersom kustområdet ansågs för känsligt att utsättas för en så högeffektiv fiskemetod (Ask m.fl. 2015). På samma sätt förbjöds trålfiske i inlandsvatten.

Emellertid har med tiden flera kustområden öppnats upp för olika former av trålfiske. Dessa områden innanför trålgränsen benämns ofta som ”inflyttningsområden” där fiske med olika släpande redskap är tillåtna. Justeringar av var trålfiske skulle tillåtas kom tidigt igång; i och med att den svenska fiskeflottan motoriserades minskade motståndet mot bottentrålning och krav restes av fiskare på inflyttning av trålgränsen. Stora områden innanför trålgränsen öppnades även upp under andra världskriget av försörjningsskäl och på 1980-talet då den nya havsrätten tvingade bort mycket av det svenska fisket i Nordsjön (Ask & Svedäng 2017). I det senare fallet var det för att i någon mån kompensera fiskarna för förlusten av fiskevattnen genom att tillåta fiske närmare den svenska västkusten. Stora områden innanför trålgränsen längs ostkusten är också öppna för trålfiske (ex. Sköld m.fl. 2018b). Dessa inflyttningsområden längs ostkusten etablerades etappvis mellan 1950-talet och 1980-talet.

I samband med att utarmningen av fiskbestånden längs västkusten uppmärksammades i början av 2000-talet (t.ex. Svedäng 2003, Svedäng & Bardon 2003) reducerades inflyttningsområdena för trålfiske i storlek, framför allt längs västkusten. Inflyttningsområdena togs dock inte bort helt av socioekonomiska skäl.

De senaste decennierna har även bottentrålningens destruktiva effekt på känsliga bottenmiljöer utanför kustzonen fått en ökande uppmärksamhet i både media och vetenskaplig litteratur. Till följd av denna kritik har bottentrålning förbjudits i några områden utanför trålgränsen för att skydda reproduktionsområden för fisk och känsliga bottenmiljöer. Dels finns det sedan 2009 ett temporärt förbud mot trålning i södra Kattegatt, med syfte att skydda torskens viktigaste lekområden. Dels har bottentrålning förbjudits i en del av det skyddade området Bratten i Skagerrak, för att begränsa skadorna på värdefulla bottenmiljöer inom området.

Ekosystemtjänster från svenska hav

Ekosystemtjänster används som ett sätt att åskådliggöra de nyttor vi människor får från jordens ekosystem (Millennium Ecosystem Assessment 2005, Naturvårdsverket 2009). Havets ekosystem ger oss exempelvis fisk och skaldjur som är en viktig proteinkälla, men även möjligheter för rekreation och återhämtning. Vårt utnyttjande påverkar samtidigt ekosystemen och därmed deras förmåga att tillhandahålla dessa nyttor. Förståelse för hur vårt utnyttjande påverkar havets förmåga att tillhandahålla olika ekosystemtjänster, kan vara ett verktyg för en ekosystembaserad havsförvaltning, genom att göra det möjligt att väga nyttan av olika aktiviteter mot kostnaden för förlust av andra nyttor från havet.

Ekosystemtjänster kan delas in på ett flertal olika sätt (översikt i t.ex. Ivarsson m.fl. 2017). I den här rapporten följer vi den indelning som användes av Bryhn m.fl. (2015) i deras arbete om ekosystemtjänster från svenska hav (Tabell 1). Här delas ekosystemtjänsterna in i stödjande, reglerande, producerande och kulturella tjänster. De stödjande ekosystemtjänsterna kan också betraktas som ekosystemfunktioner och utgör basen för de flesta andra ekosystemtjänster.

Bryhn m.fl. (2015) gjorde en bedömning av i vilken utsträckning ekosystemens förmåga att upprätthålla viktiga funktioner är intakt i svenska havsområden. Deras slutsats var att ekosystemen i svenska hav är så påverkade att det begränsar ekosystemtjänsterna vi får från havet. Ett exempel på det är tillståndet för flera fiskbestånd. Produktiviteten för de kustnära torskfisk- och plattfiskbestånden i Skagerrak och Kattegatt är för närvarande mycket låg (Cardinale & Svedäng 2004, Cardinale m.fl. 2009, 2012, 2014, Bartolino m.fl. 2012, Svedäng m.fl. 2010a). Öresund utgör dock ett undantag, där bestånden av såväl torsk, vitling, kolja och plattfiskarter som rödspätta och bergtunga både har en högre täthet och en storleksfördelning som är mindre påverkad av fisket än i intilliggande hav som i Västra Östersjön, Kattegatt och Nordsjön (Svedäng 2010, Svedäng m.fl. 2004, 2010a, 2016, Lindegren m.fl. 2013, Sundelöf m.fl. 2013). Bottenfiskbeståndens nuvarande låga produktiviteten påverkar flera ekosystemtjänster, vilket beskrivs i denna rapport.

Bryhn m.fl. (2015) gjorde även en översiktlig kartläggning av vilka mänskliga påverkansfaktorer som kan kopplas till de enskilda ekosystemtjänsterna. En liknande översiktlig analys har även gjorts av Kraufvelin m.fl. (2018) för arbetet med Havsmiljödirektivet och havsplaneringen. Båda kartläggningarna pekar ut fisket som en verksamhet som påverkar

många ekosystemtjänster från havet, men ingen av dem analyserar specifikt effekterna av bottentrålning.

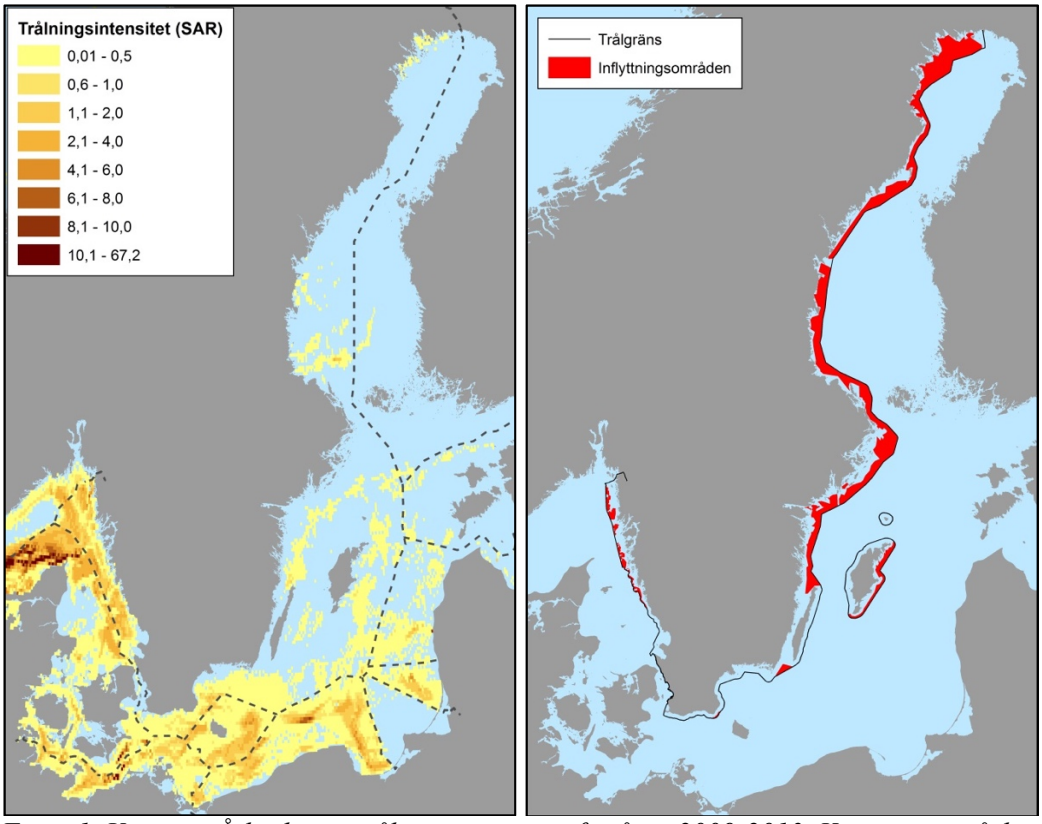
Tabell 1. Ekosystemtjänster från svenska hav (från Bryhn m.fl. 2015). Varje ekosystemtjänst inleds med en förkortning (från Garpe 2008) för användning som referens till de olika ekosystemtjänsterna i rapporten.

STÖDJANDE (S)	PRODUCERANDE (P)
S1 Biogeokemiska cykler	P1 Livsmedel
S2 Primärproduktion	P2 Råvaror
S3 Näringsväv	P3 Genetiska resurser
S4 Biologisk mångfald	P4 Resurser bioteknik
S5 Livsmiljö	P5 Utsmyckningar
S6 Resiliens	P6 Energi
REGLERANDE (R)	**KULTURELLA (C)**
R1 Luft- och klimatreglering	C1 Rekreation
R2 Sedimentkvarhållning	C2 Estetik
R3 Reglering av övergödning	C3 Kunskap
R4 Biologisk reglering	C4 Kulturarv
R5 Reglering av giftiga ämnen	C5 Inspiration
	C6 Naturarv

Bottentrålning i Sverige idag

I Sverige fångas framförallt torsk, plattfisk, siklöja, räkor och havskräftor med bottentrål, huvudsakligen med fyra olika typer av redskap: Bacoma-trål (torsk i Östersjön), fiskbottentrål och bottentrålar med artsorterande rist (räkor och kräftor i Västerhavet) samt parbottentrål (siklöja i Bottenviken) (Havs- och vattenmyndigheten 2018). Bottentrålningen är framförallt koncentrerad till Västerhavet och södra Östersjön men lokalt finns begränsade områden med bottentrålning även i övriga delar av svenska hav (Figur 1, Helcom 2018). Svenska områden med hög trålningsintensitet har bland det högsta fisketrycket i hela världen (Amoroso m.fl. 2018, Kroodsma m.fl. 2018).

Trålfiske är inte tillåtet innanför trålgränsen (Figur 1), med några undantag. På västkusten är trålfiske efter havskräfta och räka tillåtet i särskilt avsedda områden (inflyttningsområden, Figur 1). Dessa sistnämnda trålfiskerier är artselektiva och bifångsten av vuxen fisk kan förmodas vara låg, så länge gällande bestämmelser om användning av artsorterande rist efterföljs. Däremot kan den oavsiktliga fångsten av uppväxande fisk ibland kan bli omfattande. Exempelvis torde det intensiva trålfisket efter räka i trånga, kustnära områden som Gullmarsfjorden vara av betydelse för den unga fiskens överlevnad (Cardinale m.fl. 2017). I Östersjön finns omfattande inflyttningsområden där trålning med finmaskig trål efter pelagisk fisk (t. ex. sill, skarpsill och siklöja) är tillåten.



Figur 1. Vänster: Årlig bottentrålningsintensitet för åren 2009-2013. Kartan visar årliga summan av ytliga trålspårs areal i relation till total areal (SAR = Swept Area Ratio) per cell (0,05 x 0,05 grader). Varje års värden visas ovanpå varandra med senaste år överst. Kartan är baserad på data från ICES (2015), och omfattar endast båtar med VMS d.v.s. båtar >12 meters längd. Olika länders ekonomiska zon visas som streckad linje (Flanders Marine Institute 2018). Höger: Trålgräns och inflyttningsområden baserad på data från HaV (version 27 februari 2018).

Syfte

Syftet med denna rapport är att ta fram underlag för att bedöma behovet av ytterligare begränsningar av bottentrålning i inflyttningsområdena innanför trålgränsen och i eller i anslutning till skyddade områden utanför trålgränsen. Vi gör en genomgång av det kunskapsunderlag som finns när det gäller effekterna av trålning på havets ekosystem och de ekosystemtjänster vi får från havet. Analysen bygger på vetenskapliga studier om effekten av bottentrålning på ekosystem och ekosystemprocesser, både från Sverige och från andra delar av världen. När det gäller den specifika situationen i svenska havsområden hämtas mycket av kunskapen från områden som idag är skyddade från bottentrålning, bland annat från Öresund som är ett stort trålfredningsområde mellan Sverige och Danmark, där större delen av havsområdet har varit skyddat mot aktiva fiskeredskap sedan 1932.

GENERELLA EFFEKTER AV BOTTENTRÅLNING

Redan när bottentrålning infördes som fiskemetod fanns farhågor om stora negativa effekter på marina ekosystem och det har gjorts en hel del forskning om ekosystemeffekter av bottentrålning. En svårighet för denna typ av studier har varit att veta var och när trålning skett i havsområde. Den satellitbaserade fartygsövervakning som infördes i början av 2000-talet har starkt ökat möjligheten att studera effekter av bottentrålning då trålningsintensitet nu kan kvantifieras på lämpliga rumsliga och tidsmässiga skalor (Bastardie m.fl. 2010, Gerritsen m.fl. 2013). Det gör att det finns ett växande antal studier som ger ett kvantitativt mått på störning av ekosystemen vid en viss trålningsintensitet, men kunskapen om kvantitativa effekter på ekosystemen är fortfarande begränsad. Därför ger vi huvudsakligen en kvalitativ bild av möjliga effekter av bottentrålning på ekosystemtjänster.

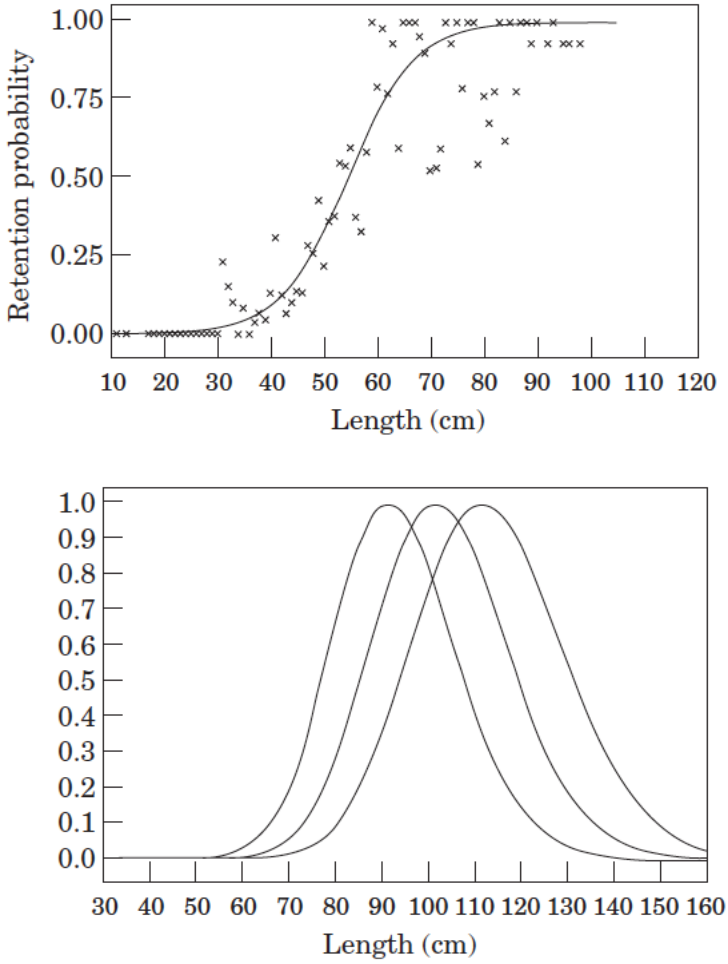
Bottentrålning har en rad olika effekter på marina ekosystem (översikt i t.ex. Jennings & Kaiser 1998). Vi ger här en kort översikt över dessa effekter och vidareutvecklar samt kopplar dem till olika ekosystemtjänster i nästa avsnitt. Bottentrålning river upp bottensediment (t.ex. Linders m.fl. 2017), minskar bottnarnas komplexitet och biogena strukturer (t.ex. Airoldi m.fl. 2008), minskar biologisk mångfald (t.ex. Sköld m.fl. 2018a) och förändrar bottenfaunans funktionella sammansättning (t.ex. Tillin m.fl. 2006). Bottentrålningen minskar också vissa arters förekomst genom att fångstredskapen direkt skadar eller dödar känsliga arter som t.ex. sjöpennor, svampdjur och koraller. Å andra sidan gynnas vissa små arter med snabb förökning (Kaiser m.fl. 2000).

Utkast av bifångst från bottentrålning (ofta benämnt som ”discard”) ökar mängden kadaver på bottnar där utkast sker och förändrar på så sätt näringsväven (Collie m.fl. 2016, Zeller m.fl. 2018). På senare år har detta minskat genom utveckling av selektiva redskap som minskar mängden bifångst (Vogel m.fl. 2017, Nilsson 2018) och genom reglering av utkast, exempelvis den landningsskyldighet som införts i EU:s nya gemensamma fiskeripolitik (Sarda m.fl. 2015). Ökad användning av selektiva redskap är dock inte oproblematiskt utan kan påverka fiskbeståndens produktivitet negativt (Beverton & Holt 1957, Svedäng & Hornborg 2014).

Trålfiskets selektivitet

Selektivt fiske innebär att en oproportionerlig del av art-, köns-, ålders- eller storleksfördelningen fångas. Exempelvis kan äldre och större fisk med ett högre ekonomiskt värde selekteras, d.v.s. fisket utformas på så sätt att det är högre sannolikhet att fånga denna del av beståndet än andra delar. Skev könsfördelning i fisket kan uppstå hos många torskfiskarter genom att fler hanar än honor fångas under lekperioden, vilket bland annat studerats vid Lofotenfisket (Jakobsen & Ajiad 1999). Denna skevhet uppstår eftersom hanar befinner sig närmare havsbotten under leken än honor, vilket gör dem mer tillgängliga för bottentrålsfiske. Vidare kan fiske i uppväxtområde ge en relativt högre fångst av ung fisk än fiske i utsjön.

En viktig skillnad mellan trålning och passiva fiskeredskap, som exempelvis garn (nät), är redskapens storleksselektivitet, d.v.s. med vilken sannolikhet som olika storlekar av fisk fångas. En tråls storlekselektivitet kan sägas ha formen av en s-kurva eller logistisk funktion, där selektiviten ökar eller minskar med fiskens längd (Huse m.fl. 2000). Beroende av nätmaskornas storlek kan fisk i mindre storlekar simma ut ur trålen medan större individer hålls kvar i trålen (som har formen av en stor säck). Med andra ord, på den vänstra sidan av s-kurvan kommer selektiviteten att vara låg medan till höger om är selektiviteten hög (Figur 2, övre diagrammet). Om förändringen i selektivitet är snabb, sägs det att selektionskurvan är skarp. Ett vanligt nät som används som ett passivt redskap har däremot en selektionskurva som liknar en Gauss-kurva (Figur 2, nedre diagrammet). Det innebär att endast en ganska liten del av en hel storleksfördelning fångas och både mindre och större fiskar löper en mindre risk att fångas.



Figur 2. Selektivitet för bottentrål med 140 mm maskstorlek för torsk (överst) respektive torskgarn med 186, 200 eller 220 mm maskstorlek för torsk (nederst) (från Huse m.fl. 2000).

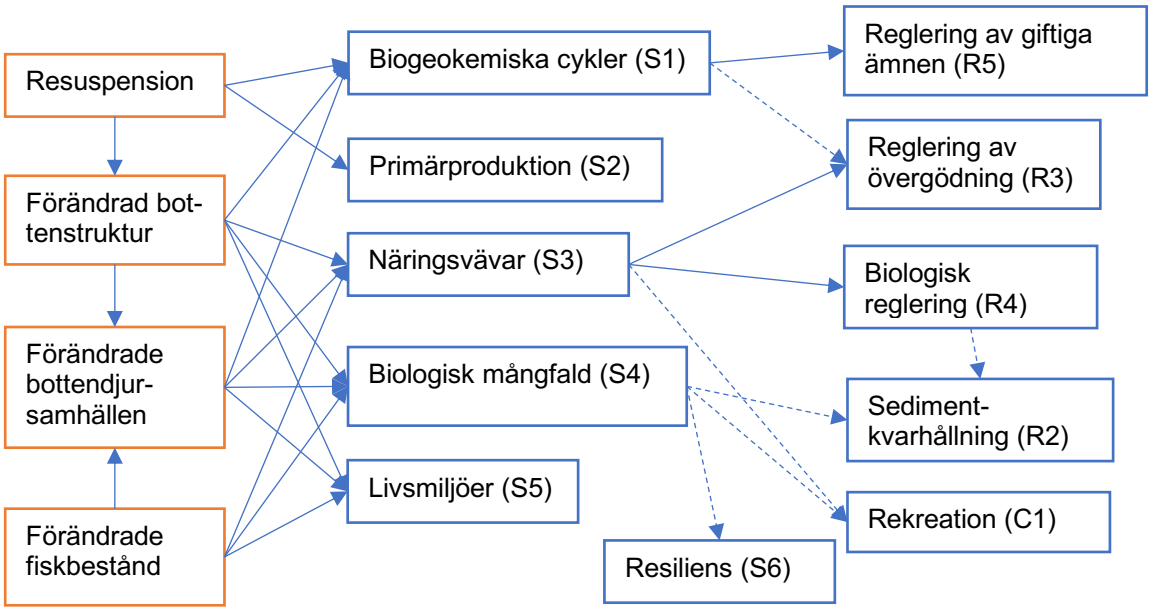
I nästa avsnitt redogör vi närmare för hur dessa generella effekter av bottentrålning påverkar olika ekosystemtjänster.

EFFEKTER AV BOTTENTRÅLNING PÅ MARINA EKOSYSTEMTJÄNSTER

Bottentrålning ses här som människans skörd av vad naturen ger, där uttag av fisk och skaldjur är liktydigt med ekosystemtjänsten ”P1 Tillhandahållande av livsmedel”. Denna nytta bör emellertid vägas mot de effekter på övriga ekosystemtjänster som bottentrålningen åstadkommer.

Det finns såväl direkta som indirekta effekter av bottentrålning på ekosystemtjänsterna. En direkt effekt kan vara att trålning förändrar livsmiljön (S5) genom fysisk kontakt mellan trål och bottensediment (Eigaard m.fl. 2015). Indirekt kan denna fysiska förändring leda till förändringar i ett flertal ekosystemtjänster, t.ex. bottenfaunasamhällets struktur (se S4), förändringar i biogeokemiska cykler (exempelvis kväve- och fosfor-cyklerna, se S1) och förändringar i födoväven (se S3). De olika ekosystemtjänsterna är inte fristående från varandra, t.ex. påverkar närsaltscykeln (S1) primärproduktionen (S2) vilken i sin tur påverkar näringsväven (S3) och produktionen av fisk och skaldjur (P1). Indirekt kan också effekter av bottentrålning fortplantas eller transporteras till områden långt ifrån den direkta påverkan, exempelvis kan uppvirvlad grumling och näring via vattenrörelser ge effekter på primärproduktion och siktdjup i andra områden än där det bottentrålas (se S1 och S2 för exempel). Förändringar i födoväven kan också ha en effekt som påverkar hela ekosystemet och inte bara där det trålas, exempelvis skulle utfiskning av stora rovfiskar kunna ge en ökning av mindre fisk, vilket skulle kunna ge ökade makroalgsblomningar i kustzonen (Eriksson m.fl. 2011). Dessa indirekta mer eller mindre långväga effekter är en av flera faktorer som påverkar effektiviteten av skyddade områden och därför behöver tas hänsyn till vid planering av skyddade områdens storlek och konnektivitet (van Denderen m.fl. 2016, Linders m.fl. 2017).

För varje ekosystemtjänst där vi identifierat en koppling till bottentrålning gör vi nedan en kort beskrivning av ekosystemtjänsten och vilka direkta eller indirekta effekter av bottentrålning vi funnit i litteraturen. I Figur 3 ger vi en förenklad översikt över kopplingarna mellan bottentrålning och ekosystemtjänster. För en vidare beskrivning av de olika ekosystemtjänsterna se t.ex. Garpe (2008) eller Bryhn m.fl. (2015).



Figur 3. Förenklad översikt av bottentrålningens effekter på marina ekosystem och hur det kopplar till ekosystemtjänster. De samband som studerats för just bottentrålning är illustrerade med heldragna linjer, streckade linjer visar samband som setts i andra studier eller bygger på ekologiska teorier. En del möjliga samband är utelämnade för att göra figuren läsbar. Kopplingarna mellan bottentrålning och ekosystemtjänster och vilken litteratur de bygger på beskrivs i texten nedan.

S1 Upprätthållande av biogeokemiska kretslopp

Ett biogeokemiskt kretslopp är den cirkulation ett grundämne, en förening eller molekyl företar genom biotiska eller abiotiska delar av ett ekosystem. De viktigaste biogeokemiska kretsloppen i relation till bottentrålning är syrecykeln, kolcykeln samt närsaltscyklerna för kväve och fosfor. Trålning kan påverka dessa cykler på två olika sätt, dels genom den upprörning (resuspension) av sediment som uppkommer vid trålens kontakt med bottnen (t.ex. Floderus & Pihl 1990, Bradshaw m.fl. 2012, Linders m.fl. 2017), dels genom fysisk förändring av bottnen och bottenfaunasamhällets struktur (t.ex. Olsgard m.fl. 2008).

Trålning rör upp stora mängder sediment, t.ex. har Bradshaw m.fl. (2012) beräknat att ett 1,8 km långt tråldrag kan skapa en 3 – 5 millioner kubikmeter stor sedimentplym med ca 9 ton sediment. Vissa områden trålas dessutom ofta (se Figur 1), t.ex. visade Floderus & Pihl (1990) att i ett område i Kattegatt trålades hela den trålbara ytan i medeltal ca en gång i månaden under perioden 1979-1985. Tillsammans visar detta att av trålning orsakad resuspension och dess effekter kan vara betydande både i tid och i rum. En beräkning av Oberle m.fl. (2016a) uppskattade på en global skala att mängden resuspenderat sediment från trålning motsvarar mängden sediment som tillförs kontinentalsockeln via floder.

Fältexperiment visar att denna upprörning av sediment kan öka halten av silikat, ammonium och löst oorganiskt kol samt minska syrehalten i bottenvattnet (Almroth-Rosell m.fl. 2012). Man har också kunnat mäta upp högre halter av ammonium och minskade syrehalter i bottenvattnet efter trålning (Riemann & Hoffmann 1991). Flera studier som jämfört områden med olika trålningsintensitet har visat på likartade förändringar i cyklerna av syre, kol och näringsämnen i bottensediment och bottenvatten orsakade av trålning (Pilskaln m.fl. 1998, Falcao m.fl. 2003, Durrieu de Madron m.fl. 2005, Trimmer m.fl. 2005, Dounas m.fl. 2007). Effekterna av trålningsinducerad resuspension på de biogeokemiska cyklerna varierar dock och är större på djupare lerbottnar än på lite grundare sandiga bottnar där den naturliga påverkan från t.ex. vågor är större (Sciberras m.fl. 2016).

Bottenfaunan kan också ha en stor inverkan på nedbrytningen av organiskt material och omsättning av näringsämnen i bottensedimenten (Welsh 2003, Karlsson m.fl. 2007, Norling m.fl. 2007, Braeckman m.fl. 2010), genom att djuren blandar om sedimentet, skapar bottenstrukturer och transporterar partiklar och lösta ämnen i vattnet till och från sedimenten (Mermillod-Blondin & Rosenberg 2006, Meysman m.fl. 2006). Olika arter har olika egenskaper och vilka arter som förekommer på olika bottentyper varierar också (Bolam m.fl. 2017). Olsgard m.fl. (2008) visade att mängden arter som gräver och blandar om sedimentet (s.k. bioturberare) var betydligt färre på trålade bottnar i fält och att motsvarande skillnader i artsammansättningen innebar stora skillnader i näringsomsättningen i experiment.

Effekterna av bottentrålning på de biogeokemiska cyklerna i ekosystemet är inte begränsade till bottnarna utan kan även fortplantas till grundare och omkringliggande områden. Linders m.fl. (2017) studerade uppgrumlingen efter bottentrålning av räkor i Kosterhavets nationalpark och fann att grumlingen inte transporterades till grundare områden än de trålade djupen, men att de minsta partiklarna som rörs upp av trålning kan bli kvar i det fria vattnet flera dagar efter trålning. I en annan studie från Medelhavet visade Palanques m.fl. (2001) att trålningsinducerad grumling kunde ses 20-30 m ovanför bottnen ca 5 dagar efter trålningen. Uppgrumlingen efter trålning kan även transporteras till djupare ackumulationsbottnar. Puig m.fl. (2015) visade i en studie från Medelhavet på en storskalig transport till, och en ökning av sedimentationen på djupare bottnar (> 1500 m djup) relaterat till bottentrålning på grundare bottnar (450-800 m djup) i området. Hur storskaliga effekterna på biogeokemiska cyklerna blir, d.v.s. hur långt bort från trålade bottnar det går att observera påverkan beror följaktligen på topografi, bottentyp och vattenomsättning i ett område.

Sammantaget indikerar detta att den resuspension av sediment och förändring i bottenfaunasamhällets funktionella sammansättning som bottentrålningen åstadkommer har varierande, men ibland omfattande och storskaliga effekter på biogeokemiska kretslopp, något som också stöds av modellberäkningar från Nordsjön (Duplisea m.fl. 2001) och Medelhavet (Dounas m.fl. 2007). Det finns dock för få studier från svenska vatten för att avgöra om, var och när trålning har en betydande effekt på upprörning av sediment och

biogeokemiska kretslopp.

S2 Primärproduktion

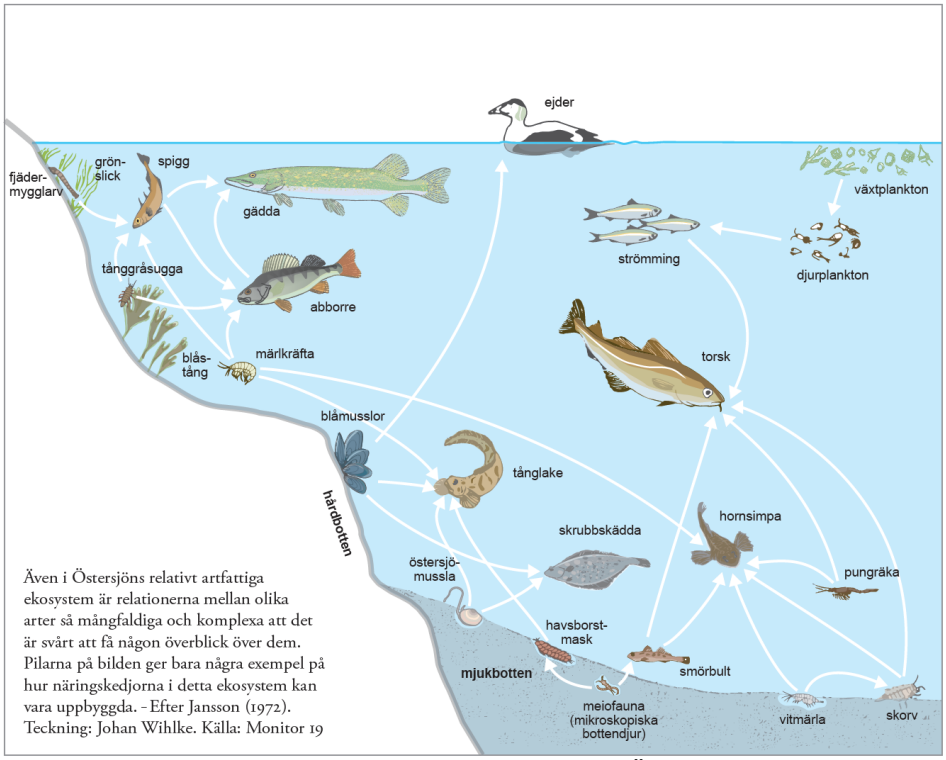
Primärproduktionen i havet sker huvudsakligen i den fria vattenmassan av växtplankton, men även på bottnarna av bottenlevande mikroalger, makroalger och rotade kärlväxter. Primärproduktionen är basen i den marina födoväven och kräver tillgång till både ljus och näring. Bottentrålningens effekter på det biogeokemiska kretsloppet (se S1) kan påverka primärproduktionen dels negativt via ökad grumling som ger minskat siktdjup och ökad skuggning, dels positivt via högre närsaltshalter. En stor del av bottentrålningen sker dock djupare än den fotiska zonen (Pommer m.fl. 2016), d.v.s. under den övre delen av vattenmassan där det finns tillräckligt med ljus för fotosyntes. En förutsättning för att bottentrålningen ska kunna påverka primärproduktionen är därför att grumlingen eller näringen transporteras till den fotiska zonen via vattnets rörelser.

Ökande näringshalter i vattnet leder till en högre produktion av växtplankton. Om intensiv bottentrålning ökar frisättningen av näring från bottensedimenten skulle det alltså kunna bidra till större produktion av växtplankton. Ökade närsaltshalter från bottentrålning (se S1) har i fältmätningar och modellstudier från Medelhavet visat sig kunna ge en betydande ökning i pelagisk primärproduktion, trots att bottentrålningen genomfördes på 100 – 200 meters djup, d.v.s. under den fotiska zonen (Dounas m.fl. 2007). I denna studie beräknades det trålningsgenererade näringstillskottet bidra med ca 15 % av den totala primärproduktionen. Några liknande studier från svenska vatten har vi inte funnit.

Uppgrumling av sediment genom bottentrålning kan ge en grumling av vattnet inte bara längs bottnen utan även högre upp i vattenmassan (Palanques m.fl. 2001), vilket i förlängningen kan ge en minskad primärproduktion i den fria vattenmassan men även påverka växter som lever på bottnarna (Eriksson m.fl. 2010). En studie utförd i Medelhavet visade att sjögräsängar i bottentrålade områden hade sämre ljusförhållanden än sjögräsängar i liknande områden utan bottentrålning (González-Correa m.fl. 2005). I svenska kustområden sker dock knappast någon trålning på de djup där det växer sjögräs.

S3 Upprätthållande av näringsvävarnas dynamik

En näringsväv visar vem som äter vem, eller hur flöden av energi eller näring och kan delas in i olika trofiska nivåer såsom primärproducenter, växtätare, rovdjur och toppredatorer. Förändringar i en del av näringsväven kan få stora effekter i relaterade delar, via så kallade trofiska kaskader. Trofiska kaskader kan vara riktade uppåt i näringsväven, där t.ex. en ökad näringshalt ger en ökad primärproduktion som förändrar högre trofiska nivåer, eller nedåt i näringsväven där t.ex. överfiskning av en toppredator förändrar underliggande trofiska nivåer. Delar av en näringsväv kan förenklat betraktas som näringskedjor t.ex. en kedja från växtplankton via djurplankton, strömming och skarpsill, torsk till människa. Även nedbrytningen av döda organismer till näring som tas upp av primärproducenter brukar räknas in i den totala näringsväven. Näringsvävar är alltid förenklingar av ett ekosystem och illustrerar endast utvalda delar av den totala mängden av samband som finns i systemet (se exempel i Figur 4).



Figur 4. En illustration av en förenklad näringsväv i Östersjön (från Bernes 2005).

Fiske medför alltid förändringar av näringsväven och den trofiska strukturen i akvatiska ekosystem, dels för att fisket oundvikligen reducerar mängden fisk, dels för att fiske nästan alltid är mer eller mindre selektivt.

När ett nytt fiske introduceras i ett område eller utvecklas för en ny art, sker detta enligt en vanligtvis accepterad tumregel, en omedelbar reduktion av den ursprungliga biomassan med ca 50 %, ibland benämnd som fallfruktsproduktion – ”windfall production” (t.ex. MacCall, 2009). Överfiske kan leda till en än större nedgång i beståndsstorlek. Om fisket inriktas på stor fisk kommer storlekssammansättningen i hela fisksamhället att krympas, vilket innebär förändrade trofiska relationer.

I kustnära områden på västkusten, särskilt innanför trålgränsen, har den trofiska strukturen förändrats fundamentalt på grund av att rovfisken (exempelvis torsken) mer eller mindre fullständigt har försvunnit (t.ex. Svedäng 2003, Svedäng & Bardon 2003, Bartolino m.fl. 2012, Cardinale m.fl. 2009, 2012, 2014). Nedgången i kustbestånden har satts samman med ett generellt för högt fisketryck där utökat snörpvadsfiske, inflyttad trålgräns och omfattande husbehovs- och fritidsfiske spelat stor roll. Tidvis förekommer mycket ungfisk, eller starka årsklasser, av t.ex. torsk, vitling, kolja och rödspätta vid västkusten (Pihl & Ulmestrand 1993, Svedäng 2003, Svedäng & Svensson 2006). De flesta av dessa rekryter är dock inte lokalt producerade utan härstammar från lekplatser i antingen Kattegatt eller Nordsjön/ västra Skagerrak (André m.fl. 2016). Förlusten av tidigare lokala populationer är en viktig aspekt av den nuvarande mycket långsamma eller närmast obefintliga återhämtningen av de tidigare dominerande bestånden av torsk,

vitling och lyrtorsk (Sköld m.fl. 2011, Cardinale m.fl. 2012).

Överfiske av en toppredator kan leda till en ökning av dess bytesfisk (Szuwalski m.fl. 2017). I svenska vatten har exempelvis nedgången av torsk i öppna Östersjön resulterat i en kraftig ökning av dess bytesfiskar skarpsill och strömming (Hammer m.fl. 2008). Det är också möjligt att nedgången av stor rovfisk i svenska havsområden kan förklara en del av den ökning av mindre fisk (exempelvis spigg och läppfiskar) som observerats i svenska kustområden och som kan vara en förklaring till ökande makroalgsblomningar och försämrad vattenkvalitet (Eriksson m.fl. 2011), och i förlängningen till förlust av värdefulla habitat som ålgräsängar som missgynnas av makroalgsblomningar och sämre vattenkvalitet (Moksnes m.fl. 2016). Sköld m.fl. (2018a) har även föreslagit att födovävsförändringar i form av minskad predation från bottenlevande fiskar och kräftdjur kan vara en förklaring till att ormstjärnan *Amphiura chiajei* ökar med ökad trålningsintensitet i Kattegatt.

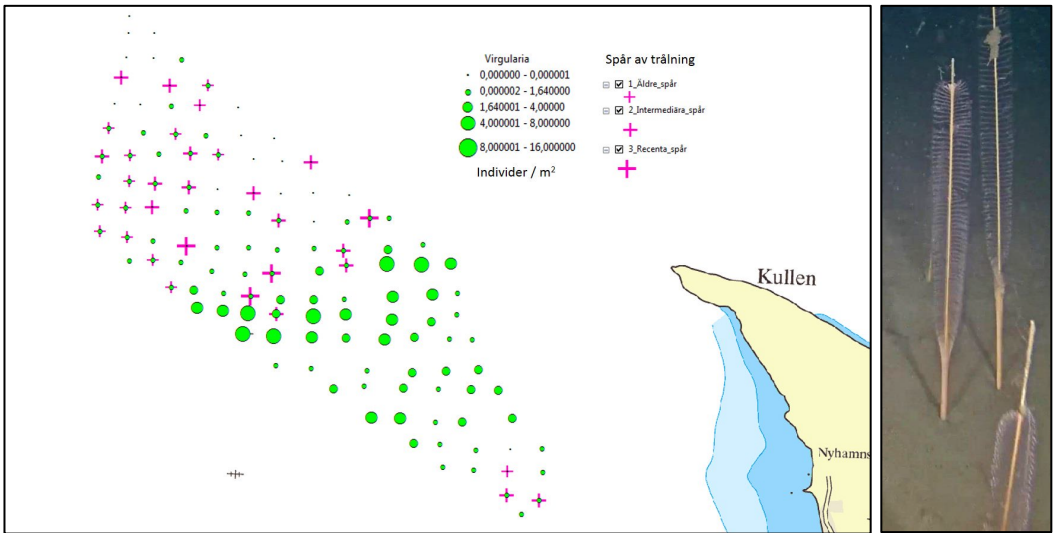
Den förändring av bottnarnas livsmiljöer och bottendjurens artmångfald som ofta följer av bottentrålning (se S4 och S5) kan innebära en förändring av mängd och sammansättning av bottenlevande fiskars bytesdjur (Johnson m.fl. 2015) vilket kan gynna eller missgynna olika fiskarter (van Denderen m.fl. 2013). Den trofiska sammansättningen inom bottenfaunasamhället påverkas också av bottentrålning. I en jämförelse av den trofiska sammansättningen i ett trålat område med ett område där trålning upphört 14 månader före provtagning, fann Dannheim m.fl. (2014) att mängden rovdjur/asätare och suspensionsätare var lägre och mängden depositionsätare var högre i det område som skyddats från trålning. Det kan bero på ändrad födotillgång p.g.a. minskat utkast samt frånvaro av fysisk störning som gynnar känsliga arter i området skyddat från trålning. Flera studier har visat att bottentrålning generellt minskar mängden suspensionsätare (Tillin m.fl. 2006, de Juan m.fl. 2007, Kenchington m.fl. 2007, van Denderen m.fl. 2015). Dessa förändringar påverkar kopplingen och flödet av materia mellan bottnarna och den fria vattenmassan, vilket kan få stora effekter på biogeokemiska cykler (S1) och flödet av energi i näringsväven (Griffiths m.fl. 2017).

S4 Upprätthållande av biologisk mångfald

Biologisk mångfald omfattar mångfalden av arter, den genetiska variationen inom arterna, mångfalden av ekologiska funktioner som olika arter bidrar med, samt mångfalden av livsmiljöer. Vi beskriver här bottentrålningens effekter på den biologiska mångfalden förutom effekter på mångfalden av livsmiljöer som beskrivs i avsnitt S5 Upprätthållande av livsmiljöer.

Ett flertal studier har visat att bottentrålning förändrar bottenfaunasamhällets strukturella och funktionella sammansättning (översikt över äldre referenser i Thrush & Dayton 2002, Tillin m.fl. 2006, de Juan m.fl. 2007, Fleddum m.fl. 2013, van Denderen m.fl. 2015, Sköld m.fl. 2018a). Generellt sett gynnas små kortlivade arter som lever i sedimentet och har pelagiska larver medan större fastsittande uppstickande och långlivade arter missgynnas av bottentrålning (t.ex. Kaiser m.fl. 2000, Duplisea m.fl. 2002, Tillin m.fl. 2006). I

Figur 5 visas ett exempel från norra Öresund där det tydligt framgår att de högre täthetterna av koralldjuret mindre piprensare (*Virgularia mirabilis*) finns där det inte observerats spår av bottentrålning (*Göransson 2017a*).



Figur 5. Täthet av korallen mindre piprensare (Virgularia mirabilis) och noteringar av trålspår analyserat från videofilmning av bottnen. De högre tätheterna av korallen finns där trålspår inte finns. Data från botteninventering i sydöstra Kattegatt (Göransson 2017a). Kartbild från Jonas Gustafsson, Länsstyrelsen i Skåne. Foto av Virgularia mirabilis: Peter Göransson, PAG Miljö, beskuret.

Studier av bottenfaunasamhällets artmångfald i relation till bottentrålning bygger antingen på experimentella studier i fält (före/efter och/eller kontroll/påverkan) eller på jämförelser mellan lokaler med olika trålningsintensitet. De experimentella studierna har visat på både avsaknad av effekt och negativ effekt av bottentrålning på artmångfald (översikt i Kaiser m.fl. 2006, Ragnarsson & Lindegarth 2009). En svensk experimentell studie har genomförts i Gullmarsfjorden under 1996 och 1997 drygt sex år efter trålförbud införts i fjorden 1990. Ett antal provytor trålades och bottenfaunan i dessa jämfördes med motsvarande provytor som inte trålats (Hansson m.fl. 2000, Lindegarth m.fl. 2000 a, b). Endast ett fåtal och små signifikanta skillnader mellan trålade och icke trålade provytor observerades. Studien har dock kritiserats då den endast baserades på större bottenfauna (> 4 mm) och att den därmed missade en stor del av den bottenfauna som normalt analyseras (> 1 mm) samt att provtagningsmetoden (huggare) inte är effektiv för att provta större bottenfauna (Gray m.fl. 2006). Hypotesen att trålning gynnar små kortlivade arter kunde därmed inte studeras. En annan försvårande faktor är att Gullmarsfjorden under vintern 1996 och hela 1997 drabbades av en längre period av syrebrist, vilket ledde till en drastisk minskning av och stora förändringar i bottenfaunan (Nilsson & Rosenberg 2000, Rosenberg m.fl. 2002). Syrebristen hade störst inverkan på bottenfaunan i de djupaste områdena, men var betydande även på de djup där trålstudien genomfördes (Rosenberg m.fl. 2002).

På senare år har det blivit möjligt att kvantifiera bottentrålningsintensitet (frekvens och påverkan) via satellitbaserade system, loggböcker från fisket och olika redskaps påverkan ”fotavtryck” på havsbottnen, d.v.s. yta och djup i sedimentet som påverkas (Bastardie m.fl. 2010, Gerritsen m.fl. 2013, Eigaard m.fl. 2015, Helcom 2018). Det har möjliggjort analys av samband mellan trålningsintensitet och olika mångfaldsmått på en större geografisk skala. Flera sådana studier har visat att ökad trålningsinstensitet ger en minskad mångfald upp till en måttlig trålningsintensitet. Vid högre trålningsintensitet ses ingen ytterligare försämring, dock är variationen mycket större och antalet observationer färre vid de högre trålningsintensiteterna (Hinz m.fl. 2009 [infauna och epifauna], Sköld m.fl. 2018a [infauna], van Loon m.fl. 2018 [infauna]). En förklaring kan också vara att de trålningskänsliga arterna försvinner redan vid lägre intensitet och att kvarvarande arter inte påverkas nämnvärt av en ökad trålningsintensitet (Sköld m.fl. 2018a).

En faktor som komplicerar jämförelse av mångfald av bottenfauna på nutida lokaler med olika trålningsintensitet, är att det för vissa livsmiljöer saknas områden utan trålningspåverkan och att det därmed är svårt att säga hur det skulle kunna se ut utan trålning (Gray m.fl. 2006, Pommer m.fl. 2016). Utnyttjandet av historiska data för dessa jämförelser kan vara svårt då äldre data ofta samlats in med annan metodik och annat syfte. Flera författare har dock fört fram bottentrålning som en trolig orsak till observerade långtidsförändringar i bottenfaunasamhället när man framgångsrikt jämfört nutida data med historiska data insamlade före bottentrålningens införande i Sverige i början av 1900-talet (Pearson m.fl. 1985, Rosenberg m.fl. 1987, Rumohr & Kujawski 2000, Obst m.fl. 2017, Josefson m.fl. 2018). Liknande resultat finns från studier från andra havsområden (Callaway m.fl. 2007).

Livsmiljön har en stor betydelse för effekten av bottentrålning på artmångfald. Van Denderen m.fl. (2014) fann ett negativt samband mellan bottentrålning och artmångfald på relativt artrika djupa och mjuka lerbottnar, men inget samband alls på grundare bottnar med lite grövre sediment. Även för den funktionella mångfalden finns ett likartat mönster med motsvarande effekter från bottentrålning och naturlig störning i form av minskande andel långlivade, uppstickande och filtrerande djur. Det gör det svårare att se effekter av bottentrålning på bottnar med högre naturlig påverkan från vågor d.v.s. på grundare bottnar (van Denderen m.fl. 2015).

På många sätt representerar kustzonen en källa till stor genetisk mångfald i och med att många små fiskbestånd uppehåller sig inom kustzonen. Den genetiska mångfalden inom fiskarter kan dock påverkas av den storleksselektiva bottentrålningen. Genom att systematiskt plocka bort allt över en viss storlek, kan den långsiktigt förändra en populations genetiska mångfald eftersom karaktärer såsom tillväxt, ålder och storlek vid könsmognad kan vara genetiska betingade (t.ex. Swain 2007, Hutchings 2009). I motsats till trålfiske har däremot nätfiske ett selektionsmönster som anses motverka denna så kallade fiskeriinducerade evolutionära förändring av fiskpopulationer genom att lämna kvar både stora och små individer i de fiskade populationerna (Hutchings 2009, Kuparinen m.fl. 2009). Idag blir exempelvis Östersjötorsken könsmogen redan vid 20 cm mot tidigare 40 cm

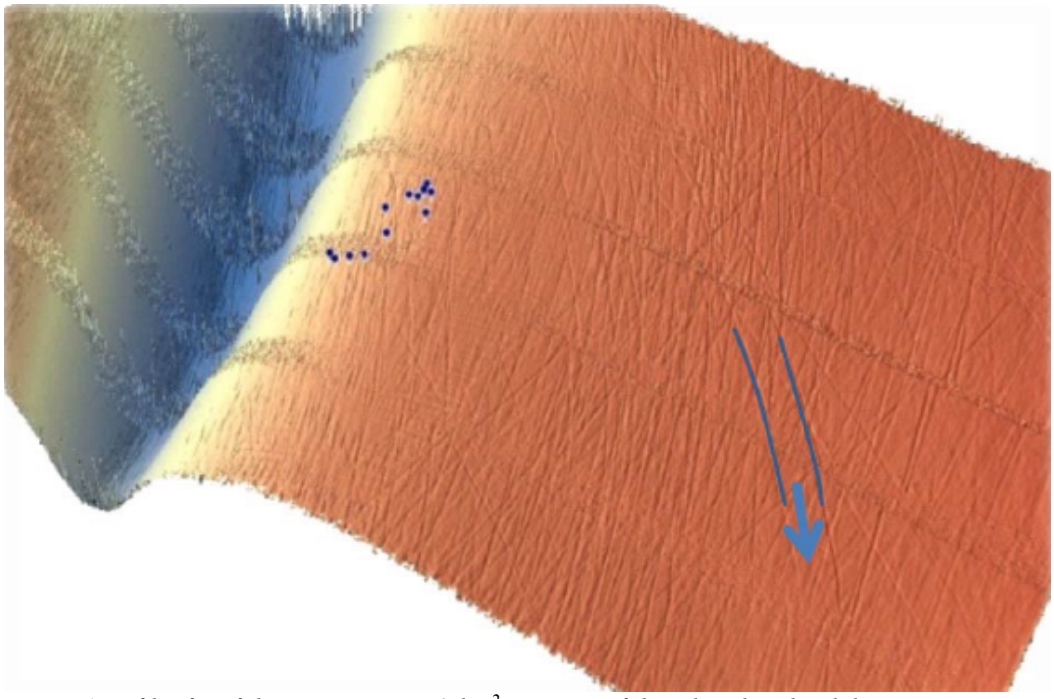
(ICES 2017), en förändring som delvis kan vara orsakad av ett annorlunda tillväxtmönster men även spegla en förändrad genetisk sammansättning. Vid utfiskningen av den svenska västkustens rovfiskbestånd kan unika anpassningar ha gått förlorade (jämför Barth m.fl. 2017), vilket kan försvåra en återhämtning av rovfiskbestånden. Genetiska populationseffekter kan även uppkomma hos andra organismgrupper till följd av bottentrålning, t.ex. har den rumsliga genetiska strukturen hos klonbildande koraller (*Lophelia pertusa*) i Skagerrak visats vara förändrad av bottentrålning (Dahl m.fl. 2012).

S5 Upprätthållande av livsmiljöer

En livsmiljö består av fysiska, kemiska och biologiska komponenter. Havet innehåller många olika typer av livsmiljöer som kan delas in efter ett flertal olika indelningar främst baserat på djup, substrat och biota (ex Helcom 2013a, EUNIS [http://eunis.eea.europa.eu]). En mångfald av livsmiljöer är grundläggande för artmångfalden och ekosystemens funktion (t.ex. Airoldi m.fl. 2008, Hewitt m.fl. 2008, Alsterberg m.fl. 2017).

O'Neill & Ivanovic (2016) delar upp en tråls påverkan på en sedimentbotten i dels en geofysisk kontakt mellan redskapet och sedimentet och dels i en hydrodynamisk effekt som leder till uppvirvlande av sediment (resuspension) efter trålen. Effekter av resuspension har redan beskrivits i avsnittet S1 Biogeokemiska cykler. Den geofysiska påverkan i form av yta och djup i sedimentet som påverkas av olika redskap har beskrivits av Eigaard m.fl. (2015). Med hjälp av dessa siffror och trålspår från satellitdata samt loggböcker (Bastardie m.fl. 2010) kan man kvantifiera påverkan från trålning i ett område eller vid en lokal (Eigaard m.fl. 2016). Att påverkan är storskalig och betydande i delar av svenska hav framgår av Figur 1. Ett exempel på hur det kan se ut på bottnen i ett område i Kattegatt som bottentrålas visas i Figur 6.

Det tar tid innan trålspår försvinner och de kan fortfarande ses mer än ett år efter trålning på leriga bottnar (Palanques m.fl. 2001). Hur länge trålspåren visuellt kan observeras efter trålning beror på bottensubstrat och trålningsintensitet, men även hydrodynamiska förhållanden och de bottenlevande djurens omblandning har betydelse (Mérillet m.fl. 2018). Länsstyrelserna i Skåne och Halland inventerade under 2014 till 2017 bottenlevande djur och spår av bottentrålning med dropvideo i stora delar av Kattegatt (Göransson m.fl. 2014, Emanuelsson & Göransson 2016a,b,c, Göransson 2017a,b,c), se exempel på resultat i Figur 5. Trålspår observerades på knappt 30 % av de 1200 lokalerna (2014 inventerades inte trålspår). På bottnar grundare än 30 meters djup förekom fler lokaler utan trålspår, medan fler lokaler med trålspår förekom på bottnar djupare än 40 meters djup, något som överensstämmer väl med den djupfördelning av bottentrålning som Pommer m.fl. (2016) rapporterat för den svenska delen av Kattegatt baserat på VMS-data. Spåren från trålning kan alltså visuellt observeras med video på en stor del av de djupare bottnarna i Kattegatt.



Figur 6. Trålspår på bottnen i ett ca 3 km^2 stort område i den danska delen av norra Kattegatt. De parallella trålspår som ses ca 50 m från varandra kommer från trålborden på var sin sida om trålens öppning (exempel blå linjer). Förmodad riktning på trålen visas av blå pil. I området finns ca 70 trålspår. Bilden är framtagen med ett flerstråligt ekolod av Århus universitet i april 2015. De små prickarna visar var bottenfauna är provtagen. Bilden kommer från Hansen & Blomqvist (2018).

Utveckling för att minska redskapens fysiska påverkan på bottnarna har ökat under senare år (Valdemarsen m.fl. 2007), liksom även försök med byte till andra fångstmetoder utan bottentrålningens negativa fysiska effekter på bottnarna, t.ex. burfångst av kräftor (Sköld m.fl. 2011).

Flera studier har visat på betydande förändringar i bottnarnas livsmiljöer relaterat till ovan beskrivna fysiska påverkan från bottentrålning. Puig m.fl. (2012) visade att trålningen reducerade komplexiteten i havsbottnens struktur, utjämnade bottnen och förändrade landskapsbilden över större områden. Liknande resultat har visats från många olika områden (se sammanställning över äldre arbeten i Thrush & Dayton 2002, Gray m.fl. 2006, Martin m.fl. 2014). I en studie från Gullmarsfjorden visade Rosenberg m.fl. (2003) att trålningen förändrade strukturen och minskade mängden livsmiljöskapande organismer som rörbyggande havsborstmaskar och andra djur som lever på bottnarna. Livsmiljöer som definieras av större uppstickande arter som t.ex. korallrev, svampdjur och sjöpennor är speciellt känsliga för trålning och har ofta en lång återhämtningstid (Kaiser m.fl. 2006, Greathead m.fl. 2007, Althaus m.fl. 2009, Rooper m.fl. 2011, Huvenne m.fl. 2016, Schönberg 2016, Buhl-Mortensen m.fl. 2016, Buhl-Mortensen 2017, Rossi m.fl. 2017, Yesson m.fl. 2017, Sciberras m.fl. 2018). Återhämtning av bottenfauna i andra livsmiljöer har studerats av Hiddink m.fl. (2017) i en metastudie baserad på både experimentella studier av trålpåverkan på faunan och jämförande studier på fauna i fält och

trålningsintensitet. De fann att återhämtningstiden varierade mellan ca 1,9 och 6,4 år beroende på redskap och bottentyp.

Effekter av bottentrålningens storskaliga förändringar och förluster av livsmiljöer, såsom minskad biologisk artmångfald och minskad funktionell mångfald, har sammanställts av Watling & Norse (1998), Airoldi m.fl. (2008) och Puig m.fl. (2012). Ett flertal andra följdeffekter redovisas i olika avsnitt i denna rapport (S1, S2, S4, S6).

S6 Upprätthållande av ekosystemets resiliens

Det vi här menar med ett ekosystems resiliens är både dess förmåga att hantera störning utan att förändras till ett kvalitativt annorlunda tillstånd och dess förmåga att återhämta sig efter störning, se flera definitioner i O'Leary m.fl. (2017). Resiliens kan även omfatta socioekonomiska aspekter, se översikt i Folke (2016), men vi har valt att här begränsa oss till den snävare definitionen ovan.

Generellt anses en högre biologisk mångfald ge en högre resiliens, dels eftersom det ökar sannolikheten att det finns arter som inte påverkas så kraftigt av en störning och dels eftersom en förändring av artsammansättningen kan förväntas ha en mindre effekt om det finns flera arter med likartade funktionella egenskaper (Hughes m.fl. 2005). De negativa effekter på biologisk mångfald (se S4) som bottentrålning medför kan därför förväntas minska ekosystemets resiliens, d.v.s. dess förmåga att hantera ytterligare störning och återhämta sig. Å andra sidan, minskar mångfalden kraftigast från ingen till måttlig trålningsintensitet, varefter högre trålningsintensitet inte verkar ha någon ytterligare negativ effekt på mångfalden (se referenser i S4). En förklaring kan vara att den initiala trålningen slår ut känsliga organismer med lång återhämtningstid och att kvarvarande fauna består av motståndkraftiga organismer med korta livscykler. Även återhämtningen från störning kan förväntas vara snabbare från tillståndet vid mycket hög till måttlig störning jämfört med från tillståndet vid måttlig till ingen störning. Det kraftigt störda tillståndet kan därmed anses ha en högre resiliens då det har en snabbare återhämtning (Lambert m.fl. 2014).

Den initiala trålningen kan därför sägas förändra miljön från ett önskvärt tillstånd med en rik produktion av ekosystemtjänster men en relativt låg resiliens mot trålning till ett icke önskvärt tillstånd med förlorade ekosystemtjänster men dock en högre resiliens mot ytterligare störning från trålning (jämför Elmqvist m.fl. 2003). Olika livsmiljöer reagerar olika på störning från bottentrålning, grundare sandiga bottnar påverkas knappt medan effekterna på djupare lerbottnar utan naturlig störning från vågor är betydligt större (van Denderen m.fl. 2015, se även S4). De grundare bottnarna kan därför sägas ha en större resiliens, i alla fall mot störning från bottentrålning. Vi har dock inte funnit studier som svarar på hur störning från bottentrålning påverkar resiliensen mot ytterligare störningar av annat slag som exempelvis klimatförändring, övergödning eller havsförsurning.

R1 Luft- och klimatreglering

Haven spelar en viktig roll i klimatregleringen genom sin förmåga att påverka gasutbytet

med atmosfären. Bottentrålningen har inga direkta kopplingar till detta men indirekt kan förändringar i primärproduktion (S2) och trofiska förändringar (S3) ge en påverkan.

I ett större perspektiv är fartygens bränsleförbrukning högre vid bottentrålning jämfört med alternativa fiskemetoder, t ex burfiske efter havskräfta (Hornborg m.fl. 2012, Leocadio m.fl. 2012). En övergång till alternativa fiskemetoder skulle därför innebära minskade utsläpp av klimatpåverkande ämnen.

R2 Kvarhållande av sediment

Det som främst avses här är hur bottenvegetation och strukturbildande arter som rörbyggande havsborstmaskar och musslor kan stabilisera och hålla kvar sediment och därigenom motverka bottenerosion orsakad av is, vind eller vågor och/eller förändrad havsnivå. Ekosystemtjänsten kan således påverkas om bottentrålning minskar mängden rörbyggande havsborstmaskar (se S4) eller om ålgräsängars utbredning minska p.g.a. överfiske av rovfisk (Moksnes m.fl. 2016, se S3).

R3 Reglering av övergödning

Haven kan reglera och minska negativa effekter av överskott av näring i ekosystemet på fyra olika sätt: mikrobiell omvandling av oorganiskt kväve till kvävgas, sedimentation och kvarhållning av näring på bottnarna, upptag av näring i organismer som lämnar ekosystemet och export av näring till andra havsområden.

Bottentrålningen kan motverka detta genom att upprörning av sediment återför sedimenterad näring till kretsloppet och kan därigenom öka ett eventuellt näringsöverskott (se S1). De bottenlevande djurens filtrering av partiklar och plankton från bottenvattnet, vilket ökar sedimentationen och kvarhållningen av näring i sedimentet, påverkas negativt av trålning och ökar därigenom mängden näring i kretsloppet (se S3). Det direkta uttaget av fisk och skaldjur genom bottentrålning (se P1) är däremot positivt om det finns ett näringsöverskott, då det minskar mängden näring som cirkulerar i ekosystemet.

R4 Biologisk reglering

Med biologisk reglering avses hur olika organismer via trofiska interaktioner kan påverka andra organismer och därigenom reglera miljöstörande effekter exempelvis sjukdomar, patogener eller algblomningar. Här kan bottentrålning påverka negativt genom att t.ex. utfiskning av rovfisk via trofiska kaskader ger oönskade makroalgsblomningar och därigenom minskar utbredningen av ålgräsängar (se S3). Även den biologiska regleringen av näring i vattenmassan (se R3) som bottenlevande filtrerare utför påverkas negativt av bottentrålning (se S3).

R5 Reglering av giftiga ämnen

Giftiga ämnen kan regleras i naturen genom att de binds till sedimentpartiklar, sedimenterar och hålls kvar i sedimentet eller genom att de bryts ned. Sedimenterande föroreningar kan transporteras längre sträckor och ackumuleras slutligen i oftast mjuka sediment på djupare bottnar, s.k. ackumulationsbottnar, där de med tiden hamnar allt längre ner i

sedimentet (Mahiques m.fl. 2016, Oberle m.fl. 2016b). Den omblandning och resuspension av bottensedimentet som sker vid bottentrålning (se S1 och S5) kan återföra sedimenterade föroreningar till det biologiska kretsloppet (Mahiques m.fl. 2016, Oberle m.fl. 2016b). I en studie i en förorenad fjord i Norge visade Bradshaw m.fl. (2012) att trålning resuspenderade stora mängder föroreningar och att dessa också togs upp av inplanterade odlade blåmusslor i fjorden i en sådan mängd att de efter en månad överskred gränsvärdet för konsumtion av människan. Liknande resultat har rapporterats av Allan m.fl. (2012) från en förorenad Grönländsk fjord där passiva provtagare efter trålen tog upp föroreningar från sedimentplymen efter trålen. Mätningar i vattenmassan före och efter trålningen gav liknande resultat, dvs högre halter av föroreningar i vattenmassan efter trålning.

I svenska farvatten finns relativt sett stora mängder dumpade miljöfarliga ämnen som t.ex. kemiska stridsmedel och ammunition (Helcom 2013b). Bottentrålning kan sprida dessa i miljön och de kan också utgöra en fara för fiskare vid kontakt med förorenade redskap (Szarejko & Namiesnik 2009, Missiaen m.fl. 2010). Hur stor risken är att bottentrålning påverkar spridningen av dessa ämnen och hur stora effekter det kan få i dessa sammanhang, har vi inte hittat någon information om.

P1 Tillhandahållande av livsmedel

Haven producerar för människan viktig föda i form av främst fisk och skaldjur, men även alger används i ökande omfattning. Överfiske och selektivt fiske kan å andra sidan på olika sätt utgöra ett hot mot produktionen av livsmedel i och med att viktiga kommersiella bestånd antingen försvinner eller påtagligt minskar i produktivitet (t.ex. Kolding & van Zwieten 2011 med referenser).

Sett till fisket som helhet har bottentrålning idag en relativt stor betydelse för tillhandahållande av livsmedel/ produkter för livsmedelsframställning från svenska hav (Bergenius m.fl. 2018). I västkustens kustområden utgör bottentrålade skaldjur som havskräftor och räkor idag en väsentlig del av fångsterna. Eftersom de tidigare rika rov- och plattfiskbestånden är så utarmade längs västkusten, med undantag för Öresund, betyder dock kustzonen idag relativt lite för livsmedelsförsörjningen. På ostkusten har det kustnära yrkesmässiga fisket minskat i omfattning under lång tid. Förutom strömming/sill och skarpsill fångades tidigare torsk och plattfisk i relativt stor omfattning med bottentrålning t.ex. vid Skånes syd- och ostkust samt vid Blekingekusten. Detta fiske har numera mycket liten omfattning. I övriga delar av ostkusten är bilden liknande medan trålfångster av sötvattensarter som siklöja värdemässigt utgör ett viktigt fiske (Kvarnström m. fl. 2018).

P2 Tillhandahållande av råvaror

Haven tillhandahåller även andra råvaror som inte används av människan som föda. Industrifiske för fiskmjöl och fiskoljor som t.ex. används som djurfoder fångas främst med andra redskap än bottentrål (t.ex. pelagisk trål och snörpvad/ringnot). Vi kan inte konstatera några direkta effekter av bottentrålning på denna ekosystemtjänst. Däremot kan fisket indirekt orsaka trofiska kaskader som påverkar näringsväven (S3) och vilka arter som

fångas som foderfisk. Som ett exempel kan nämnas att skarpsill i Östersjöfisket har ökat sedan torsken minskat (Hammer m fl. 2008).

P3 Tillhandahållande av genetiska resurser

Genetiska resurser från haven kan bl.a. bidra till förädling av arter som används inom aquakultur och därigenom bidra till minskad läkemedelsanvändning och ökad produktivitet. Även inom läkemedels- kemi och bioteknologiindustrin har genetiska resurser från haven en stor användning (se P4).

Överfisket längs den svenska västkusten har inneburit att lokala populationer har försvunnit och därmed, med stor sannolikhet, även lokala anpassningar (jämför Svedäng 2003, Svedäng & Bardon 2003, Bart m.fl. 2017). Det nuvarande fisket innebär även ett evolutionärt tryck på fisken mot att bli könsmogen vid en liten storlek vid tidig ålder (jämför Hutchings 2009, Kuparinen m.fl. 2009). Denna process innebär att viktiga anpassningar kan gå förlorade (se även S4).

P4 Tillhandahållande av resurser för läkemedels- kemi- och bioteknologiindustrin

Det finns många exempel på att organismer i haven har använts inom läkemedels- kemi- och bioteknologiindustrin (se Garpe 2008 för översikt). I de fall bottentrålningen kan hota enskilda arter eller unika populationer kan det påverka denna ekosystemtjänst men några för denna ekosystemtjänst relevanta exempel på det har vi inte hittat i litteraturen (se dock S4 och P3).

P5 Utsmyckningar

Ingen koppling till bottentrålning

P6 Energi

Haven förser människan med direkt energi i form av vågkraft, tidvattenskraft och bioenergi från djur eller växter (t.ex. sjöpungar, alger). Här ser vi inga direkta svenska kopplingar till bottentrålning idag. Haven förser även människan med utrymme för havsbaserad vindkraft och här finns en potentiell konflikt om utrymme med bottentrålningen, även om havsbaserade vindkraftsparker oftast är placerade i områden där det inte sker bottentrålning. I vissa fall överlappar dessa två intressen och en konflikt kan uppstå där värdet av fisket vägs mot nyttan av vindkraftsparken. Ett svenskt exempel är området ”Kattegat offshore” vid den svenska kusten där det nyligen beslutats att anlägga en vindkraftspark i ett område som bottentrålas (Hammar m.fl. 2016).

Kulturella ekosystemtjänster

Kunskap om de kulturella ekosystemtjänsterna finns i stor utsträckning inom andra vetenskapsområden än naturvetenskap. Vi har haft för kort om tid för denna ekosystemtjänstanalys för att kunna involvera samhällsvetare med kunskap om både olika ämnesperspektiv och regionala förhållanden i olika delar i Sverige. Vi ser ett behov av en systematisk tvärvetenskaplig kunskapsanalys och syntes som inkluderar exempelvis kulturgeografer, etnologer, antropologer, humanekologer och statsvetare med kunskap om

nyttjandet av svenska havsområden.

Nedan gör vi en kort beskrivning av den forskning vi känner till om kulturella ekosystemtjänster från svenska hav, som kan vara relevant för frågan om effekter av bottentrålning. Ekosystemtjänsterna Estetiska värden (C2), Inspiration (C5) och Naturarv (C6) behandlas inte alls.

C1 Rekreation

Sveriges hav och kuster skapar goda möjligheter till rekreation, vilket värdesätts högt av många människor. Havsnära rekreation omfattar att bo och vistas vid havet, men även aktiviteter som havsbad, båtturer och fritidsfiske. Förutom rekreationsvärdet ger denna ekosystemtjänst underlag för turism- och besöksnäringen som är en av de största maritima näringarna i Sverige (SCB 2017).

Möjligheterna till rekreation påverkas i många fall kraftigt av tillståndet i havsmiljön. Fritidsfisket gynnas exempelvis av starka bestånd av de arter som det är populärt att fiska efter, speciellt i kustzonen (t.ex. Fiskeriverket 2008). Det innebär att om bottentrålning påverkar fiskbestånd (se S3 och P1) så påverkar det i sin tur förutsättningarna för fritidsfisket. Längs de kuststräckor där rovfiskbestånden kraftigt har gått tillbaka är fångstmöjligheterna för fritidsfisket ofta begränsade idag.

C3 Vetenskap och utbildning

Det finns mycket att lära om havens processer, olika miljöer och organismer. Möjligheten att kunna utveckla vetenskap och bedriva undervisning om haven har ett stort samhällsvärde.

Flera av de stödjande ekosystemtjänsterna lägger en viktig grund för forskning och utbildning om havets ekosystem.

Stängning av områden för bottentrålning kan ha ett värde för att studera effekterna av fiske på havsbottnar och fiskbestånd. Ett exempel är det trålningsfria området i södra Kattegatt som inrättades 1 januari 2009 med syfte att skydda lekområden för torsk. Förutom möjligheten att studera effekterna för torsken, gav stängningen möjlighet att studera effekter på andra bifångstarter samt återhämtning av livsmiljöer och bottenlevande djur. I Kattegatt saknas det för vissa livsmiljöer områden som är ostörda (Pommer m.fl. 2016). Kunskap om ostörda förhållanden är vital för att kunna bedöma tillståndet i miljön, vilket idag också är ett krav för uppföljning av miljömål och olika direktiv. Stängning av områden för bottentrålning ger i förlängningen möjlighet att inom forskningen förbättra olika indikatorer för tillståndet i miljön (t.ex. Leonardsson m.fl. 2015, 2016).

C4 Kulturarv

Fisket kan vara bärare av höga kulturvärden, men det saknas en heltäckande kartläggning av dessa värden i svenska havsområden.

ÅTGÄRDER FÖR ATT MINSKA BOTTENTRÅLNINGENS NEGATIVA EFFEKTER PÅ EKOSYSTEMTJÄNSTER

För att minska de negativa effekterna på ekosystemtjänster av bottentrålning (och andra släpande, mängdfångande redskap som snurrevads- och snörpvadsfiske) kan några olika sätt tillgripas. Ett område eller ett habitat inom ett fiskat område kan skyddas helt, som i fiskefria områden eller marina reservat (Bergström m.fl. 2016). Det aktiva fisket med bottentrål eller liknande kan ersättas med passiva redskap som fisknät (garn), backor (långrev med krokar) och burar som fisk- och kräftburar. Bottentrålen kan också modifieras för att göras mer artselektiv om man t.ex. önskar tillåta fiske efter räka och kräfta men vill skydda fiskbestånden. Dessutom kan fiskeansträngningen (antal dagar det är tillåtet att fiska) begränsas, vilket förmodligen är mindre verkningsfullt för känsliga bottenorganismer, men kan ändå minska trycket mot lokala fiskbestånd, och ge mindre störningar av habitat och sediment.

Inom inflyttningsområdena på västkusten, där antingen räk- eller kräfttrålsfiske får bedrivas, har flera av dessa metoder använts för att mildra verkningarna av trålfiske. Eftersom det bedöms att det är svårt att helt ersätta trålfisket efter räka och havskräfta har fokus legat på att modifiera trålarna för att minska bifångsten av stor fisk. Räkfisket i Gullmaren och Koster-Väderöfjorden reglerades redan innan trålgränsutflyttningen 2004 för att minimera effekter på fiskbestånd och bottenhabitat. Räkfiskets reglering innanför trålgränsen tjänade också som modell för hanteringen av kräfttrålsfisket. På samma sätt som i räkfisket infördes en obligatorisk artsorterande rist och inflyttningsområdenas storlek reducerades i viss mån för kräfttrålsfisket vid inflyttningen 2004. Däremot har det inte skett någon minskning av fiskeansträngningen i kräfttrålsfisket i inflyttningsområdena och trålningsaktiviteten saknar därmed begränsningar.

Trots att nya fiskerestriktioner infördes 2004 och under de följande åren (vissa restriktioner avseende snörpvadsfiske och fritidsfiske med mångfångande redskap infördes senare) med avsikten att återfå den tidigare mångfalden av lokala bestånd och därmed kustvattnens produktivitet har ingen återhämtning kunnat iakttas i Kattegatt och Skagerraks kustområden (Sköld m.fl. 2011, Svedäng m.fl. 2016). Man skulle sålunda kunna argumentera för att de restriktioner som infördes från och med 2004 var otillräckliga. Å andra sidan, återhämtning av utarmade eller helt försvunna lokala bestånd kan vara en mycket långsam process, eftersom det kan inbegripa återkolonisering av områden där det idag inte finns kvar några lokala bestånd. Bildande av nya populationsenheter kan vara en mycket långsam process (Rose m.fl. 2011). Det utarmade tillståndet och frånvaro av en mer omfattande återhämtning i tidigare populationsrika områden, som vid Kanadas och USA:s ostkust, är en relevant jämförelse i sammanhanget.

Samtidigt har försöken att ersätta bottentrålsfiske med andra fiskemetoder varit relativt framgångsrika när det gäller havskräfta (Hornborg m.fl. 2017). Vid utflyttningen av trålgränsen 2004 och reducering av inflyttningsområdenas storlek, ersattes trålfisket efter

kräfta med burfiske som då fick möjligheter att expandera, vilket på ett förväntat sätt har medfört betydligt mindre påverkan på bottendjurshabitat och sediment (Sköld m.fl. 2011). Det kan noteras att burfiske har varit den enda fiskenäring där sysselsättningen numerärt har ökat. Räkfiske med trål i Koster-Väderöfjorden och Gullmarsfjorden har emellertid aldrig kunnat ersättas med burfiske på samma sätt som för kräfttrålsfisket. Försök pågår dock med att använda fångstburar även i räkfisket.

Erfarenheter av trålförbud – exemplet Öresund

Sedan 1932 råder trålförbud i Öresund med undantag för vissa områden i den norra delen där trålfiske har förekommit fram tills helt nyligen. I de centrala delarna av Öresund söder om Helsingborg-Helsingör bedrivs främst garnfiske, vilket påtagligt har gynnat både bottenhabitat och fiskbestånd (Göransson m.fl. 2010, Svedäng 2010, Svedäng m.fl. 2004, 2010 a,b, Lindegren m.fl. 2013, Sundelöf m.fl. 2013). Trots betydande miljöstörningar i Öresund, då havsområdet ligger i Nordens mest tättbefolkade delar är det marina växt- och djurlivet påtagligt mindre påverkat än t.ex. i Kattegatt. Till den miljömässigt gynnsamma situationen bidrar stora ålgräsängar och musselbankar (Wijkmark m.fl. 2016), vilka gynnas av att inte direkt påverkas av trålning, men även av förekomst av stor rovfisk, framför allt torsk.

Eftersom fisketrycket är omfattande i Öresund (Svedäng m.fl. 2010a, Lindegren m.fl. 2013) är det viktigt att framhålla att skillnaden i selektivitet mellan garnfiske och trålfiske kan ha gynnat torskbeståndet genom att fångstbarheten i garnfisket är större för medelstor än för stor torsk. Det är intressant att notera att den skillnad i storleksfördelning som Svedäng & Hornborg (2017) fann mellan tre torskbestånd i den södra Östersjöregionen, där torsk i Öresund till skillnad från torsk i västra och östra Östersjön, har en relativt normal storleksfördelning och oförändrad tillväxt, kan kopplas till skillnader i selektivitet mellan de olika områdena.

DISKUSSION

Bottentrålning påverkar marina ekosystem på flera olika sätt, dels genom den fysiska påverkan på bottnen, dels genom redskapets specifika påverkan på fiskbestånden. I rapporten har vi försökt kartlägga hur det i sin tur kan påverka ekosystemens förmåga att upprätthålla ekosystemtjänster. Genomgången visar att effekterna av bottentrålning kan få direkta eller indirekta konsekvenser för en stor del av de ekosystemtjänster som beskrivits från svenska hav, från de grundläggande stödjande tjänsterna som upprätthållande av biologisk mångfald och intakta näringsvävar till försörjande och kulturella tjänster som livsmedelsproduktion och rekreation.

Däremot är det tydligt att det saknas mycket kunskap om hur stor påverkan av bottentrålning är på ekosystemtjänsterna i svenska hav. Det är exempelvis belagt att bottentrålning kan frigöra näringsämnen från havsbottnen och därmed motverka systemets förmåga att binda upp näring, men det har inte gjorts något försök att kvantifiera effekten av bottentrålning på näringscykler i svenska havsområden eller ställa den i relation till de stora utsläppen av näring från verksamheter på land.

Den låga produktiviteten hos rovfiskbestånden (torsk, kolja, lyrtorsk, vitling med fler arter) i kustnära områden, särskilt på västkusten norr om Öresund, har en omfattande effekt på flera ekosystemtjänster. Det finns mycket som tyder på att inflyttningen av trålgränsen mellan 1940- talet och 1980-talet var en bidragande orsak till det försämrade tillståndet för dessa lokala bestånd, även om det inte går att skilja från effekterna av ett samlat för högt fisketryck både från yrkes- och fritidsfiske (se Svedäng 2003, Svedäng & Bardon 2003). Att det trålningsfria Öresund har bibehållit produktiva fiskbestånd med de ekosystemtjänster som kan kopplas till dessa (exempelvis intakta näringsvävar, livsmedelsproduktion och underlag för ett omfattande fritidsfiske) indikerar att trålningsförbud kan vara en åtgärd som gynnar flera ekosystemtjänster. Däremot är det okänt i hur hög grad det nuvarande risttrålfisket efter havskräfta och räka innanför trålgränsen påverkar dessa lokala fiskbestånd och om de skulle gynnas av ytterligare begränsningar av bottentrålningen i området.

När det gäller bottentrålningens effekter på bottenmiljöer och bottenlevande arter så är det väl belagt att bottentrålning kan leda till förlust av känsliga arter och förändring av livsmiljöer, även om effekten varierar mellan olika livsmiljöer. Det leder till förlust av biologisk mångfald som betraktas som en viktig stödjande ekosystemtjänst. Det finns ett fåtal studier från svenska hav som kvantifierar förlusten av biologisk mångfald på grund av bottentrålning (Hansen & Blomqvist 2018, Sköld m.fl. 2018a). Däremot är kunskapen bristfällig gällande indirekta effekter av trålning på bottenlevande arter och livsmiljöer, exempelvis spridning av sediment från trålning till närliggande områden. Här behövs mer forskning för att utreda behovet av skyddszoner kring känsliga bottenmiljöer.

Studier från andra områden tyder på att bottentrålning även kan ha en omfattande effekt på biogeokemiska cykler och omsättningen av miljögifter genom att riva upp sediment

och näring som annars skulle stanna på bottnarna. Det saknas dock studier som kvantifierar bottentrålningens effekt på näringscykler eller frigörande av miljögifter i svenska havsområden. Med tanke på det stora inflödet av näringsämnen från land och frigörandet av näringsämnen från syrefria bottnar är det inte troligt att nuvarande trålning i skyddade områden och innanför trålgränsen är en stor näringskälla. Möjligen skulle det kunna ha en lokal effekt i ett inneslutet område som Gullmarsfjorden.

Vi har inte kunnat göra en fullständig analys av de kulturella ekosystemtjänsterna, men vår bedömning är att det saknas mycket kunskap om denna grupp av ekosystemtjänster och deras ekonomiska betydelse (t.ex. Morf m.fl. 2017). Den kunskap som finns visar att åtminstone rekreation kan vara viktigt att väga in i beslut om bottentrålning i svenska kustområden.

Slutsatser

- Bottentrålsfiske ger omfattande effekter på marina ekosystem. Dessa effekter är dels kopplade till störning av bottnarna, dels till att bottentrålar är starkt selektiva på så sätt att all fisk över en viss storlek fångas, medan mindre fisk har möjlighet att simma igenom nätmaskorna.
- Bottentrålning kan innebära att många ekosystemtjänster missgynnas. Exempel på ekosystemtjänster som kan påverkas negativt är biologisk mångfald, livsmiljöer på bottnarna, näringsvävar, produktion av livsmedel och rekreation.
- Studier från svenska hav visar att den pågående bottentrålningen minskar biologisk mångfald och mångfalden av livsmiljöer i trålade områden. Trålningsbegränsningar i skyddade områden kan därför få en positiv effekt på ekosystemtjänsterna biologisk mångfald och livsmiljöer.
- För övriga ekosystemtjänster saknas den kunskap som skulle behövas för att bedöma hur mycket de påverkas av nuvarande trålning i skyddade områden och innanför trålgränsen.
- Effekter av tidigare högt fisketryck är mycket tydligt längs hela svenska västkusten norr om Öresund, där lokala rovfiskbestånd, företrädesvis torsk, har försvunnit eller har gått starkt tillbaka, vilket påverkar flera ekosystemtjänster. Det är dock okänt i hur hög grad risttrålfiske efter havskräfta och räka innanför trålgränsen påverkar dessa lokala fiskbestånd idag.
- Det finns ett behov av ytterligare forskning för att kvantifiera effekten av bottentrålning på många av ekosystemtjänsterna. Speciellt behövs mera systematisk forskning och kunskapssynteser kring nyttjandet av svenska kustområden för att åstadkomma mer heltäckande utvärderingar av de kulturella ekosystemtjänsterna och hur de påverkas av exempelvis bottentrålning.

REFERENSER

Airoldi, L., Balata, D., Beck, M. W., 2008. The gray zone: relationships between habitat loss and marine diversity and their applications in conservation. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 366:8-15. Doi: 10.1016/j.jembe.2008.07.034.

Allan, I. J., Nilsson, H. C., Tjensvoll, I., Bradshaw, C., Næs, K., 2012. PCDD/F release during benthic trawler-induced sediment resuspension. Environmental toxicology and chemistry, 31:2780-2787. Doi: 10.1002/etc.1999.

Almroth-Rosell, E., Tengberg, A., Andersson, S., Apler, A., Hall, P.O.J., 2012. Effects of simulated natural and massive resuspension on benthic oxygen, nutrient and dissolved inorganic carbon fluxes in Loch Creran, Scotland. Journal of Sea Research, 72:38-48. Doi: 10.1016/j.seares.2012.04.012.

Alsterberg, C., Roger, F., Sundbäck, K., Juhanson, J., Hulth, S., Hallin, S., Gamfeldt, L., 2017. Habitat diversity and ecosystem multifunctionality - The importance of direct and indirect effects. Science Advances, 3(2), e1601475. Doi: 10.1126/sciadv.1601475.

Althaus, F., Williams, A., Schlacher, T. A., Kloser, R. J., Green, M. A., Barker, B. A., Bax, N.J., Brodie, P., Schlacher-Hoenlinger, M. A., 2009. Impacts of bottom trawling on deep-coral ecosystems of seamounts are long-lasting. Marine Ecology Progress Series, 397:279-294. Doi: 10.3354/meps08248.

Amoroso, R.O., Pitcher, C.R., Rijnsdorp, A.D., McConnaughey, R.A., Parma, A.M., Suuronen, P., Eigaard, O.R., Bastardie, F., Hintzen, N.T., Althaus, F., Baird, S. J., Black, J., Buhl-Mortensen, L., Campbell, A.B., Catarino, R., Collie, J., Cowan, J.H., Durholtz, D., Engstrom, N., Fairweather, T.P., Fock, H.O., Ford, R., Gálvez, P.A., Gerritsen, H., Góngora, M.A., González, J.A., Hiddink, J.G., Hughes, K.M., Intelmann, S.S., Jenkins, C., Jonsson, P., Kainge, P., Kangas, M., Kathena, J.N., Kavadas, S., Leslie, R.W., Lewis, S.G., Lundy, M., Makin, D., Martin, J., Mazor, T., Gonzalez-Mirelis, G., Newman, S.J., Papadopoulou, N., Posen, P.E., Rochester, W., Russo, T., Sala, A., Semmens, J.M., Silva, C., Tsolos, A., Vanelslander, B., Wakefield, C.B., Wood, B.A. Hilborn, R., Kaiser, M.J., Jennings, S., 2018. Bottom trawl fishing footprints on the world's continental shelves. Proceedings of the National Academy of Sciences, 201802379. Doi: 10.1073/pnas.1802379115.

André, C., Svedäng, H., Knutsen, H., Dahle, G., Jonsson, P., Ring, A.-K., Sköld, M. Jorde, P.E., 2016. Population structure in Atlantic cod in the eastern North Sea - Skagerrak - Kattegat: early life stage dispersal and adult migration. BMC Research notes 9:63. Doi: 10.1186/s13104-016-1878-9.

Ask, L., Svedäng, H., 2017. Kustnära trålfiske med allvarliga konsekvenser för bestånden. Havet 1988, s. 37–39.

Ask, L., Gustavsson, T., Westerberg, H., 2015. Varför har fiskeriförvaltningen inte varit

lyckosam? Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet, Drottningholm. 39 s.

Barth, J.M.I., Berg, P.R., Jonsson, P.R., Bonanomi, S., Corell, H., Hemmer-Hansen, J., Jakobsen, K.S., Johannesson, K., Jorde, P.E., Knutsen, H., Moksnes, P.O., Star, B., Stenseth, N.C., Svedäng, H., Jentoft, S., André, C., 2017. Genome architecture enables local adaptation of Atlantic cod despite high connectivity. Molecular Ecology 26:1-15. Doi: 10.1111/mec.14207.

Bartolino, V., Cardinale, M., Svedäng, H., Casini, M., Linderholm, H.W. Grimwall, A., 2012. Historical spatiotemporal dynamics of eastern North Sea cod. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 69:833–841. Doi:10.1139/F2012-028.

Bastardie, F., Nielsen, J. R., Ulrich, C., Egekvist, J., Degel, H., 2010. Detailed mapping of fishing effort and landings by coupling fishing logbooks with satellite-recorded vessel geo-location. Fisheries Research, 106:41-53. Doi: 10.1016/j.fishres.2010.06.016.

Bergenius, M., Ringdahl, K., Sundelöf, A., Carlshamre, S., Wennhage, H., Valentinsson, D., 2018. Atlas över svenskt kust- och havsfiske 2003-2005. Aqua reports 2018:3. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser, Drottningholm Lysekil Öregrund. 245 s.

Bergström, U., Sköld, M., Wennhage, H., Wikström, A., 2016. Ekologiska effekter av fiskefria områden i Sveriges kust- och havsområden. Aqua reports 2016:20. Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet, Öregrund. 207 s.

Bernes, C., 2005. Förändringar under ytan - Sveriges havsmiljö granskad på djupet. Naturvårdsverket, Stockholm, Monitor 19. 192 s.

Beverton, R.J., Holt, S.J., 1957. On the Dynamics of Exploited Fish Populations. Fisheries InvestmentSeries 2. Vol. 19. U.K. Ministry of Agriculture and Fisheries, London.

Bolam, S. G., Garcia, C., Eggleton, J., Kenny, A. J., Buhl-Mortensen, L., Gonzalez-Mirelis, van Kooten, T., Dinesen, G., Hansen, J., Hiddink, J. G.,G., Sciberras, M., Smith, C., Papapdopoulou, N., Gumus, A., van Hoey, G., Eigaard, O.R., Bastardie, F., Rijnsdorp, A.D., 2017. Differences in biological traits composition of benthic assemblages between unimpacted habitats. Marine environmental research, 126:1-13. Doi: 10.1016/j.marenvres.2017.01.004.

Bradshaw, C., Tjensvoll, I., Sköld, M., Allan, I.J., Molvaer, J., Magnusson, J., Naes, K., Nilsson, H.C., 2012. Bottom trawling resuspends sediment and releases bioavailable contaminants in a polluted fjord. Environmental Pollution, 170:232-241. Doi: 10.1016/j.envpol.2012.06.019.

Braeckman, U., Provoost, P., Gribsholt, B., Van Gansbeke, D., Middelburg, J. J., Soetaert, K., Vincx, M., and Vanaverbeke, J., 2010. Role of macrofauna functional traits and density in biogeochemical fluxes and bioturbation, Marine Ecology Progress Series, 399:173–186. Doi: 10.3354/meps08336.

Bryhn, A., Lindegarth, M., Bergström, L., Bergström, U., 2015. Ekosystemtjänster från Svenska Hav. Status och påverkansfaktorer. Havs och vattenmyndighetens rapport 2015:12.

Buhl-Mortensen, L., Ellingsen, K. E., Buhl-Mortensen, P., Skaar, K. L., Gonzalez-Mirelis, G., 2016. Trawling disturbance on megabenthos and sediment in the Barents Sea: chronic effects on density, diversity, and composition. ICES Journal of Marine Science, 73(suppl_1), i98-i114. Doi: 10.1093/icesjms/fsv200.

Buhl-Mortensen, P., 2017. Coral reefs in the Southern Barents Sea: habitat description and the effects of bottom fishing. Marine Biology Research, 13:1027-1040. Doi: 10.1080/17451000.2017.1331040.

Callaway, R., Engelhard, G. H., Dann, J., Cotter, J., Rumohr, H., 2007. A century of North Sea epibenthos and trawling: comparison between 1902–1912, 1982–1985 and 2000. Marine ecology progress series, 346:27-43. Doi: 10.3354/meps07038.

Cardinale, M., Svedäng, H., 2004. Modelling recruitment and abundance of Atlantic cod, Gadus morhua, in the eastern Skagerrak-Kattegat (North Sea): evidence of severe depletion due to a prolonged period of high fishing pressure. Fisheries Research 69: 263-282.

Cardinale, M., Hagberg, J., Svedäng, H., Bartolino, V., Gedamke, T., Hjelm, J., Börjesson, P., Norén, F., 2009. Fishing through time: population dynamics of plaice (Pleuronectes platessa) in the Kattegat-Skagerrak over a century. Population Ecology 52: 251–262.

Cardinale, M., Svedäng, H., Bartolino, V., Maiorano, L., Casini, M., Linderholm, H.W., 2012. Spatial and temporal depletion of haddock and pollack during the last century in the Kattegat- Skagerrak. Journal of Applied Ichthyology 28: 1–9.

Cardinale, M., Bartolino, V., Svedäng, H., Sundelöf, A., Poulsen, R., Casini, M. 2014., A centurial development of the North Sea fish megafauna as reflected by the historical Swedish longlining fisheries. Fish and Fisheries 16: 522-533.

Cardinale, M., Svenson, A., Hjelm, J., 2017. The “easy restriction” syndrome drive local fish stocks to extinction: The case of the management of Swedish coastal populations. Marine policy 83, 179-183.

Collie, J., Hiddink, J. G., Kooten, T., Rijnsdorp, A. D., Kaiser, M. J., Jennings, S., Hilborn, R., 2016. Indirect effects of bottom fishing on the productivity of marine fish. Fish and Fisheries, 18:619-637. Doi: 10.1111/faf.12193.

Dahl, M. P., Pereyra, R. T., Lundälv, T., André, C., 2012. Fine-scale spatial genetic structure and clonal distribution of the cold-water coral Lophelia pertusa. Coral Reefs, 31:1135-1148. Doi: 10.1007/s00338-012-0937-5.

Dannheim, J., Brey, T., Schröder, A., Mintenbeck, K., Knust, R., Arntz, W. E., 2014. Trophic look at soft-bottom communities—Short-term effects of trawling cessation on

benthos. Journal of Sea Research, 85:18-28. Doi: 10.1016/j.seares.2013.09.005.

De Juan, S., Thrush, S. F., Demestre, M., 2007. Functional changes as indicators of trawling disturbance on a benthic community located in a fishing ground (NW Mediterranean Sea). Marine Ecology Progress Series, 334:117-129. Doi: 10.3354/meps334117.

Dounas, C., Davies, I., Triantafyllou, G., Koulouri, P., Petihakis, G., Arvanitidis, C., Sourlatzi, G., Eleftheriou, A., 2007. Large-scale impacts of bottom trawling on shelf primary productivity. Continental Shelf Research, 27:2198-2210. Doi: 10.1016/j.csr.2007.05.006.

Duplisea, D. E., Jennings, S., Malcolm, S. J., Parker, R., Sivyer, D. B., 2001. Modelling potential impacts of bottom trawl fisheries on soft sediment biogeochemistry in the North Sea. Geochemical Transactions, 2:112-117. Doi: 10.1039/b108342b.

Duplisea, D. E., Jennings, S., Warr, K. J., Dinmore, T. A., 2002. A size-based model of the impacts of bottom trawling on benthic community structure. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 59:1785-1795. Doi: 10.1139/F02-148.

Durrier de Madron, X., Ferre, B., Le Corre, G., Grenz, C., Conan, P., Pujo-Pay, M., Bodiot, O., 2005. Trawling-induced resuspension and dispersal of muddy sediments and dissolved elements in the Gulf of Lion (NW Mediterranean). Continental shelf research, 25:2387-2409. Doi : 10.1016/j.csr.2005.08.002.

Eigaard, O. R., Bastardie, F., Breen, M., Dinesen, G. E., Hintzen, N. T., Laffargue, P., Mortensen, L.O., Nielse, R., Nilsson, H.C., O'Neill, F.G., Polet, H., Reid, D.G., Sala, A., Sköld, M., Smith, C., Sörensen, T.K., Tully, O., Zengin, M., Rijnsdorp, A., 2015. Estimating seabed pressure from demersal trawls, seines, and dredges based on gear design and dimensions. ICES Journal of Marine Science, 73(suppl_1), i27-i43. Doi: 10.1093/icesjms/fsv099.

Eigaard, O. R., Bastardie, F., Hintzen, N. T., Buhl-Mortensen, L., Buhl-Mortensen, P., Catarino, R., Dinesen, G.E., Egekvist, J., Fock, H.O. Geitner, K., Gerritsen, H. D., Gonzales, M. M., Jonsson, P., Kavadas, S., Laffargue, P., Lundy, M., Gonzales-Mirelis, G., Nielsen, J.R. Papadopuolou, N., Posen, P. E., Pulcinella, J., Russo, T., Sala, A., Silva, C., Smith, C. J., Vanelslander, B., Rijnsdorp, A., 2016. The footprint of bottom trawling in European waters: distribution, intensity, and seabed integrity. ICES Journal of Marine Science, 74:847-865. Doi: 10.1093/icesjms/fsw194.

Elmqvist, T., Folke, C., Nyström, M., Peterson, G., Bengtsson, J., Walker, B., Norberg, J., 2003 Response diversity, ecosystem change, and resilience. Frontiers in Ecology and the Environment, 1:488-494. Doi: 10.1890/1540-9295(2003)001[0488:RDECAR]2.0.CO;2.

Emanuelsson, A., Göransson, P., 2016a. Videoundersökningar av epifauna i Kattegatt 2016. Del 1 av 3: Stora Middelgrund och Röde bank. Länsstyrelsen i Hallands län. Meddelande 2017:7.

Emanuelsson, A., Göransson, P., 2016b. Videoundersökningar av epifauna i Kattegatt 2016. Del 2 av 3: Djupområden vid Fladen. Länsstyrelsen i Hallands län. Meddelande

2017:7.

Emanuelsson, A., Göransson, P., 2016c. Videoundersökningar av epifauna i Kattegatt 2016. Del 3 av 3: Djupare delar av södra-mellersta Kattegatt. Länsstyrelsen i Hallands län. Meddelande 2017:7.

Eriksson, B. K., van der Heide, T., van de Koppel, J., Piersma, T., van der Veer, H. W., Olff, H., 2010. Major changes in the ecology of the Wadden Sea: human impacts, ecosystem engineering and sediment dynamics. Ecosystems, 13:752-764. Doi: 10.1007/s10021-010-9352-3.

Eriksson, B. K., Sieben, K., Eklöf, J., Ljunggren, L., Olsson, J., Casini, M., Bergström, U., 2011. Effects of altered offshore food webs on coastal ecosystems emphasize the need for cross-ecosystem management. AMBIO, 40:786-797. Doi: 10.1007/s13280-011-0158-0.

Falcão, M., Gaspar, M. B., Caetano, M., Santos, M. N., Vale, C., 2003. Short-term environmental impact of clam dredging in coastal waters (south of Portugal): chemical disturbance and subsequent recovery of seabed. Marine Environmental Research, 56:649-664. Doi : 10.1016/S0141-1136(03)00069-2.

Fiskeriverket, 2008. Fritidsfiske och fritidsfiskebaserad verksamhet. Fiskeriverket, Göteborg. 143 s.

Flanders Marine Institute, 2018. Maritime Boundaries Geodatabase: Maritime Boundaries and Exclusive Economic Zones (200NM), version 10. http://www.marineregions.org/. Doi: 10.14284/312.

Fleddum, A., Atkinson, L. J., Field, J. G., Shin, P., 2013. Changes in biological traits of macro-benthic communities subjected to different intensities of demersal trawling along the west coast of southern Africa. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 93:2027-2038. Doi: 10.1017/S0025315413000647.

Floderus, S., Pihl, L., 1990. Resuspension in the Kattegat: impact of variation in wind climate and fishery. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 31:487-498. Doi: 10.1016/0272-7714(90)90039-T.

Folke, C., 2016. Resilience. Oxford Research Encyclopedia of Environmental Science. Hämtad 16 mars 2018, från http://environmentalscience.oxfordre.com/view/10.1093/acrefore/9780199389414.001.0001/acrefore-9780199389414-e-8.

Garpe, K., 2008. Ecosystem services provided by the Baltic Sea and Skagerrak. Naturvårdsverkets rapport 5873. Naturvårdsverket, Stockholm, 193 s.

Gerritsen, H. D., Minto, C., Lordan, C., 2013. How much of the seabed is impacted by mobile fishing gear? Absolute estimates from Vessel Monitoring System (VMS) point data. ICES Journal of Marine Science, 70:523-531. Doi: 10.1093/icesjms/fst017.

González-Correa, J. M., Bayle, J. T., Sánchez-Lizaso, J. L., Valle, C., Sánchez-Jerez, P.,

Ruiz, J. M., 2005. Recovery of deep Posidonia oceanica meadows degraded by trawling. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 320:65-76. Doi: 10.1016/j.jembe.2004.12.032.

Gray, J. S., Dayton, P., Thrush, S., Kaiser, M. J., 2006. On effects of trawling, benthos and sampling design. Marine Pollution Bulletin, 52:840-843. Doi: 10.1016/j.marpolbul.2006.07.003.

Greathead, C. F., Donnan, D. W., Mair, J. M., Saunders, G. R., 2007. The sea pens Virgularia mirabilis, Pennatula phosphorea and Funiculina quadrangularis: distribution and conservation issues in Scottish waters. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 87:1095-1103. Doi: 10.1017/S0025315407056238.

Griffiths, J. R., Kadin, M., Nascimento, F. J., Tamelander, T., Törnroos, A., Bonaglia, S., Bonsdorff, E., Brüchert, V., Gårdmark, A., Järnström, M., Kotta, J., Lindegren, M., Nordström, M.C., Norkko, A., Olsson, J., Weigel, B., Zydelis, R., Blencker, T., Niiranen, S., Winder, M., 2017. The importance of benthic–pelagic coupling for marine ecosystem functioning in a changing world. Global change biology, 23:2179-2196. Doi: 10.1111/gcb.13642.

Göransson, P., 2017a. Videoundersökningar av epifauna i sydöstra Kattegatt 2017. Länsstyrelsen i Skåne. Rapport 2018:18. ISBN 978-91-7675-113-8.

Göransson, P., 2017b. Videoundersökningar av epifauna i Kattegatt 2017. Del 1 av 2: Djupare delar av mellersta Kattegatt. Länsstyrelsen i Hallands län. Meddelande 2018:8.

Göransson, P., 2017c. Videoundersökningar av epifauna i Kattegatt 2017. Videoundersökningar av epifauna i Kattegatt 2017. Del 2 av 2: Djupare delar av Lilla Middelgrund. Länsstyrelsen i Hallands län. Meddelande 2018:9.

Göransson, P., Bertilsson Vuksan, S., Karlfelt, J., Börjesson, L., 2010. *Haploops*- och *Modiolus*-samhället utanför Helsingborg 2000-2009. Miljönämnden i Helsingborg. 81 s.

Göransson, P., Emanuelsson, A., Lundqvist, M., 2014. Kartering av bottenfauna i sydöstra Kattegatt 2014. PAG Miljöundersökningar, november 2014. 62s.

Hammar, L., Perry, D., Gullström, M., 2016. Offshore Wind Power for Marine Conservation. Open Journal of Marine Science, 6:66-78. Doi: 10.4236/ojms.2016.61007.

Hammer, C., von Dorrien, C., Ernst, P., Gröhsler, T., Köster, F., MacKenzie, B., Zimmermann, C., 2008. Fish stock development under hydrographic and hydrochemical aspects, the history of Baltic Sea fisheries and its management. State and Evolution of the Baltic Sea, 1952-2005: A Detailed 50-Year Survey of Meteorology and Climate, Physics, Chemistry, Biology, and Marine Environment, 543-581.

Hansen, J.L.S., Blomqvist, M., 2018. Effekt af bundtrawling på bundfauna-samfund i Kattegat - undersøgt med forskellige bundfaunaindeks baseret på NOVANA overvågningsdata. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 46 s. -

Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 256. http://dce2.au.dk/pub/SR256.pdf.

Hansson, M., Lindegarth, M., Valentinsson, D., Ulmestrand, M., 2000. Effects of shrimp-trawling on abundance of benthic macrofauna in Gullmarsfjorden, Sweden. Marine Ecology Progress Series, 198:191-201. Doi: 10.3354/meps198191.

Havs- och vattenmyndigheten, 2018. Fisk- och skaldjursbestånd i hav och sötvatten 2017. Resursöversikt. Göteborg, 273 s.

HELCOM, 2013a. HELCOM HUB – Technical Report on the HELCOM Underwater Biotope and habitat classification. Baltic Sea Environment Proceeding (BSEP) No. 139. 96pp.

HELCOM, 2013b. Chemical Munitions Dumped in the Baltic Sea. Report of the ad hoc Expert Group to Update and Review the Existing Information on Dumped Chemical Munitions in the Baltic Sea (HELCOM MUNI). Baltic Sea Environment Proceeding (BSEP) No. 142. 128 pp.

HELCOM, 2018. HELCOM Assessment on maritime activities in the Baltic Sea 2018. Baltic Sea Environment Proceedings No.152. Helsinki Commission, Helsinki. 253pp.

Hewitt, J. E., Thrush, S. F., Dayton, P. D., 2008. Habitat variation, species diversity and ecological functioning in a marine system. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 366:116-122. Doi: 10.1016/j.jembe.2008.07.016.

Hiddink, J. G., Jennings, S., Sciberras, M., Szostek, C. L., Hughes, K. M., Ellis, N., Rijnsdorp A.D., McConnaughey, R.A., Mazor, T., Hilborn, R., Collie, J. S., Pitcher, R., Amoroso, R.O., Parma, A.M.A., Suuronen, P., Kaiser, M.J., 2017. Global analysis of depletion and recovery of seabed biota after bottom trawling disturbance. Proceedings of the National Academy of Sciences, 114:8301-8306. Doi: 10.1073/pnas.1618858114.

Hinz, H., Prieto, V., Kaiser, M. J., 2009. Trawl disturbance on benthic communities: chronic effects and experimental predictions. Ecological Applications, 19:761-773. Doi: 10.1890/08-0351.1.

Hornborg, S., Nilsson, P., Valentinsson, D., Ziegler, F., 2012. Integrated environmental assessment of fisheries management: Swedish Nephrops trawl fisheries evaluated using a life cycle approach. Marine Policy, 36:1193-1201. Doi: 10.1016/j.marpol.2012.02.017.

Hornborg, S., Jonsson, P., Sköld, M., Ulmestrand, M., Valentinsson, D., Eigaard, O.R., Feekings, J., Nielsen, J.R., Bastardie, F., Lövgren, J., 2017. New policies may call for new approaches: the case of the Swedish Norway lobster (*Nephrops norvegicus*) fisheries in the Kattegat and Skagerrak. ICES Journal of Marine Science, 74:134-145. Doi: 10.1093/icesjms/fsw153.

Hughes, T. P., Bellwood, D. R., Folke, C., Steneck, R. S., Wilson, J., 2005. New paradigms for supporting the resilience of marine ecosystems. Trends in ecology & evolution,

20:380-386. Doi: 10.1016/j.tree.2005.03.022.

Huse, I., Løkkeborg, S., Soldal, A. V., 2000. Relative selectivity in trawl, longline and gillnet fisheries for cod and haddock – ICES Journal of Marine Science, 57:1271–1282. Doi: 10.1006/jmsc.2000.0813.

Hutchings, J. A., 2009. Avoidance of fisheries-induced evolution: management implications for catch selectivity and limit reference points. Evolutionary Applications, 2:324-334. Doi : 10.1111/j.1752-4571.2009.00085.x.

Huvenne, V. A. I., Bett, B. J., Masson, D. G., Le Bas, T. P., Wheeler, A. J., 2016. Effectiveness of a deep-sea cold-water coral Marine Protected Area, following eight years of fisheries closure. Biological Conservation, 200:60-69. Doi: 10.1016/j.biocon.2016.05.030.

ICES, 2015. Report of the Working Group on Spatial Fisheries Data (WGSFD), 8–12 June 2015, ICES Headquarters, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2015/SSGEPI:18. 150 pp.

ICES, 2017. Report of the Baltic Fisheries Assessment Working Group (WGBFAS), 19-26 April 2017, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2017/ACOM:11. 810 pp.

Ivarsson, M., Magnussen, K., Heiskanen, A.-S., Navrud, S., Viitasalo, M., 2017. Ecosystem services in MSP: Ecosystem services approach as a common Nordic understanding for MSP. TemaNord 2017:536. Nordic Council of Ministers. Doi: 10.6027/TN2017-56.

Jacobsen, T., Ajiad, A., 1999. Management implications of sexual differences in maturation and spawning mortality of Northeast Arctic cod. Journal of Northwest Atlantic Fishery Science, 25:125–131.

Jennings, S., Kaiser, M. J., 1998. The effects of fishing on marine ecosystems. Advances in marine biology, 34:201-352. Doi: 10.1016/S0065-2881(08)60212-6.

Johnson, A. F., Gorelli, G., Jenkins, S. R., Hiddink, J. G., Hinz, H., 2015. Effects of bottom trawling on fish foraging and feeding. Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences, 282(1799), 20142336. Doi: 10.1098/rspb.2014.2336.

Josefson A. B., Loo L.-O., Blomqvist M., Rolandsson J. 2018. Substantial changes in the depth distributions of benthic invertebrates in the eastern Kattegat since the 1880s. Ecology and Evolution, 8:9426-9438. Doi: 10.1002/ece3.4395.

Kaiser, M. J., Ramsay, K., Richardson, C. A., Spence, F. E., Brand, A. R., 2000. Chronic fishing disturbance has changed shelf sea benthic community structure. Journal of Animal Ecology, 69:494-503. Doi: 10.1046/j.1365-2656.2000.00412.x.

Kaiser, M. J., Clarke, K. R., Hinz, H., Austen, M. C. V., Somerfield, P. J., Karakassis, I., 2006. Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. Marine Ecology Progress Series, 311:1-14. Doi: 10.3354/meps311001.

Karlson, K., Bonsdorff, E., Rosenberg, R., 2007. The impact of benthic macrofauna for nutrient fluxes from Baltic Sea sediments. AMBIO: A Journal of the Human Environment, 36:161-167. Doi: 10.1579/0044-7447(2007)36[161:TIOBMF]2.0.CO;2.

Kenchington, E. L., Kenchington, T. J., Henry, L. A., Fuller, S., Gonzalez, P., 2007. Multi-decadal changes in the megabenthos of the Bay of Fundy: the effects of fishing. Journal of Sea Research, 58:220-240. Doi: 10.1016/j.seares.2007.04.001.

Kolding, J., & van Zwieten, P. A. (2011). The tragedy of our legacy: how do global management discourses affect small scale fisheries in the south? In Forum for development Studies, Vol. 38, No. 3, pp. 267-297. Routledge.

Kraufvelin, P., Bergström, L., Bergström, U., Bryhn, A., 2018. Relationships between human activities and marine ecosystem services. SLU, Institutionen för Akvatiska resurser. PM, 2018-02-09. 33 s.

Kroodsma, D. A., Mayorga, J., Hochberg, T., Miller, N. A., Boerder, K., Ferretti, F., Wilson, A., Bergman, B., White, T.D., Block, B.A., Woods, P., Sullivan, B., Costello, C., Worm, B., 2018. Tracking the global footprint of fisheries. Science, 359:904-908. Doi: 0.1126/science.aao5646.

Kuparinen, A., Kuikka, S., Merilä, J., 2009. Estimating fisheries-induced selection: traditional gear selectivity research meets fisheries-induced evolution. Evolutionary Applications, 2:234-243. Doi: 10.1111/j.1752-4571.2009.00070.x.

Kvarnström, M., Boström, J., 2018. Kalix archipelago. In H. Tunón (Ed.). Nordic IPBES-like Assessment of Biodiversity and Ecosystem Services in Coastal Ecosystems. Case Areas. TemaNord 2018:XXX Copenhagen: Nordic Council of Ministers. (In press)

Lambert, G. I., Jennings, S., Kaiser, M. J., Davies, T. W., Hiddink, J.G., 2014. Quantifying recovery rates and resilience of seabed habitats impacted by bottom fishing. Journal of Applied Ecology, 51:1326-1336. Doi: 10.1111/1365-2664.12277.

Leocádio A.-M., Witmarsh, D., Castro, M., 2012. Comparing trawl and creel fishing for Norway lobster (Nephrophs norwegicus): biological and economic consideration. PLoS One: 7:1-9 (e39567). Doi: 10.1371/journal.pone.0039567.

Leonardsson, K., Blomqvist, M., Magnusson, M., Wikström, A., Rosenberg, R., 2015. Calculation of species sensitivity values and their precision in marine benthic faunal quality indices. Marine pollution bulletin, 93:94-102. Doi: 10.1016/j.marpolbul.2015.02.010.

Leonardsson, K., Blomqvist, M., Rosenberg, R., 2016. Reducing spatial variation in environmental assessment of marine benthic fauna. Marine pollution bulletin, 104:129-138. Doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.01.050.

Lindegarth, M., Valentinsson, D., Hansson, M., Ulmestrand, M., 2000a. Effects of trawling disturbances on temporal and spatial structure of benthic soft-sediment assemblages in Gullmarsfjorden, Sweden. ICES Journal of Marine Science, 57:1369-1376. Doi:

10.1006/jmsc.2000.0903.

Lindegarth, M., Valentinsson, D., Hansson, M., Ulmestrand, M., 2000b. Interpreting large-scale experiments on effects of trawling on benthic fauna: an empirical test of the potential effects of spatial confounding in experiments without replicated control and trawled areas. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 245:155-169. Doi: 10.1016/S0022-0981(99)00158-6.

Lindegren, M., Waldo, S., Nilsson, P.A., Svedäng, H. Persson, A., 2013. Towards sustainable fisheries of the Öresund Cod (Gadus morhua) through sub-stock specific assessment and management recommendations. ICES Journal of Marine Science 70:1140–1150. doi:10.1093/icesjms/fst042. Doi: 10.1093/icesjms/fst042.

Linders, T., Nilsson, P., Wikström, A., Sköld, M., 2017. Distribution and fate of trawling-induced suspension of sediments in a marine protected area. ICES Journal of Marine Science, fsx196. Doi: 10.1093/icesjms/fsx196. Doi: 10.1093/icesjms/fsx196.

MacCall, A. D. 2009. Depletion-corrected average catch: a simple formula for estimating sustainable yields in data-poor situations. ICES Journal of Marine Science, 66: 2267–2271. Doi: 10.1093/icesjms/fsp209.

Mahiques, M. M., Hanebuth, T. J., Martins, C. C., Montoya-Montes, I., Alcántara-Carrió, J., Figueira, R. C., Bícego, M. C., 2016. Mud depocentres on the continental shelf: a neglected sink for anthropogenic contaminants from the coastal zone. Environmental Earth Sciences, 75(1), 44. Doi: 10.1007/s12665-015-4782-z.

Martín, J., Puig, P., Masqué, P., Palanques, A., Sánchez-Gómez, A., 2014. Impact of bottom trawling on deep-sea sediment properties along the flanks of a submarine canyon. PloS one, 9(8), e104536. Doi : 10.1371/journal.pone.0104536.

Mérillet, L., Kopp, D., Robert, M., Salaün, M., Méhault, S., Bourillet, J. F., Mouchet, M., 2018. Are trawl marks a good indicator of trawling pressure in muddy sand fishing grounds?. Ecological Indicators, 85:570-574. Doi: 10.1016/j.ecolind.2017.11.016.

Mermillod-Blondin, F., Rosenberg, R., 2006. Ecosystem engineering: the impact of bioturbation on biogeochemical processes in marine and freshwater benthic habitats. Aquatic Sciences, 68:434-442. Doi: 10.1007/s00027-006-0858-x.

Meysman, F. J., Middelburg, J. J., Heip, C. H., 2006. Bioturbation: a fresh look at Darwin's last idea. Trends in Ecology & Evolution, 21:688-695. Doi: 10.1016/j.tree.2006.08.002.

Millennium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington, DC.

Missiaen, T., Söderström, M., Popescu, I., Vanninen, P., 2010. Evaluation of a chemical munition dumpsite in the Baltic Sea based on geophysical and chemical investigations. Science of the total environment, 408:3536-3553. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2010.04.056.

Moksnes, P.-O., Gipperth, L., Eriander, L., Laas, K., Cole, S., Infantes, E., 2016. Förvaltning och restaurering av ålgräs i Sverige – Ekologisk, juridisk och ekonomisk bakgrund. Havs och Vattenmyndigheten, Rapport nummer 2016:8, 150 sidor (inklusive bilagor), ISBN 978-91-87967-16-0.

Morf, A., Sandström, A., Jagers, S.C., 2017. Balancing sustainability in two pioneering marine national parks in Scandinavia, Ocean & Coastal Management, 139:51–63. Doi: 10.1016/j.ocecoaman.2017.01.002.

Naturvårdsverket, 2009. Vad kan havet ge oss? Östersjöns och Västerhavets ekosystemtjänster. Naturvårdsverkets rapport 5937. Naturvårdsverket, Stockholm, 40 s.

Nilsson, H. C., Rosenberg, R., 2000. Succession in marine benthic habitats and fauna in response to oxygen deficiency: analysed by sediment profile-imaging and by grab samples. Marine ecology progress series, 197:139-149. Doi: 10.3354/meps197139.

Nilsson, H., (red) 2018. Sekretariatet för selektiv fiske-Rapportering av 2016 och 2017 års verksamhet. Aqua reports 2018:4. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser, Lysekil, 211 s.

Norling, K., Rosenberg, R., Hulth, S., Grémare, A., Bonsdorff, E., 2007. Importance of functional biodiversity and species-specific traits of benthic fauna for ecosystem functions in marine sediment. Marine Ecology Progress Series, 332:11-23. Doi: 10.3354/meps332011.

Oberle, F. K. J., Storlazzi, C. D., Hanebuth, T. J. J., 2016a. What a drag: Quantifying the global impact of chronic bottom trawling on continental shelf sediment. Journal of Marine Systems, 159:109–119. Doi: 10.1016/j.jmarsys.2015.12.007.

Oberle, F. K., Swarzenski, P. W., Reddy, C. M., Nelson, R. K., Baasch, B., Hanebuth, T. J., 2016b. Deciphering the lithological consequences of bottom trawling to sedimentary habitats on the shelf. Journal of Marine Systems, 159:120-131. Doi: 10.1016/j.jmarsys.2015.12.008.

Obst, M., Vicario, S., Lundin, K., Berggren, M., Karlsson, A., Haines, R., Williams, A., Goble, C., Mathew, C., Güntsch, A., 2017. Marine long-term biodiversity assessment suggests loss of rare species in the Skagerrak and Kattegat region. Marine Biodiversity, 1-12. Doi: 10.1007/s12526-017-0749-5.

O'Leary, J. K., Micheli, F., Airoldi, L., Boch, C., De Leo, G., Elahi, R., Lummis, S., Nickols, J., Wong J., 2017. The resilience of marine ecosystems to climatic disturbances. BioScience, 67: 208-220. Doi: 10.1093/biosci/biw161.

Olsgard, F., Schaanning, M. T., Widdicombe, S., Kendall, M. A., Austen, M. C., 2008. Effects of bottom trawling on ecosystem functioning. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 366:123-133. Doi: 10.1016/j.jembe.2008.07.036.

O'Neill, F. G., Ivanović, A., 2016. The physical impact of towed demersal fishing gears

on soft sediments. ICES Journal of Marine Science, 73(suppl_1), i5-i14. Doi: 10.1093/icesjms/fsv125.

Palanques, A., Guillén, J., Puig, P., 2001. Impact of bottom trawling on water turbidity and muddy sediment of an unfished continental shelf. Limnology and Oceanography, 46:1100-1110. Doi: 10.4319/lo.2001.46.5.1100.

Pearson, T. H., Josefson, A. B., Rosenberg, R., 1985. Petersen's benthic stations revisited. I. Is the Kattegatt becoming eutrophic?. Journal of experimental marine biology and ecology, 92:157-206. Doi: 10.1016/0022-0981(85)90094-2.

Pihl, L., Ulmestrand, M., 1993. Migration pattern of juvenile cod (Gadus morhua) on the Swedish west coast. ICES Journal of Marine Science, 50:63–70. Doi: 10.1006/jmsc.1993.1007.

Pilskaln, C. H., Churchill, J. H., Mayer, L. M., 1998. Resuspension of sediment by bottom trawling in the Gulf of Maine and potential geochemical consequences. Conservation Biology, 12:1223-1229. Doi: 10.1046/j.1523-1739.1998.0120061223.x.

Pommer, C. D., Olesen, M., Hansen, J. L., 2016. Impact and distribution of bottom trawl fishing on mud-bottom communities in the Kattegat. Marine Ecology Progress Series, 548:47-60. Doi: 10.3354/meps11649.

Puig, P., Canals, M., Martín, J., Amblas, D., Lastras, G., Palanques, A., Calafat, A. M., 2012. Ploughing the deep sea floor. Nature, 489(7415), 286. Doi: 10.1038/nature11410.

Puig, P., Martín, J., Masqué, P., Palanques, A., 2015. Increasing sediment accumulation rates in La Fonera (Palamós) submarine canyon axis and their relationship with bottom trawling activities. Geophysical Research Letters, 42: 8106-8113. Doi: 10.1002/2015GL065052.

Ragnarsson, S. Á., Lindegarth, M., 2009. Testing hypotheses about temporary and persistent effects of otter trawling on infauna: changes in diversity rather than abundance. Marine Ecology Progress Series, 385:51-64. Doi: 10.3354/meps08056.

Riemann, B., Hoffmann, E., 1991. Ecological consequences of dredging and bottom trawling in the Limfjord, Denmark. Marine ecology progress series. 69:171-178.

Rooper, C. N., Wilkins, M. E., Rose, C. S., Coon, C., 2011. Modeling the impacts of bottom trawling and the subsequent recovery rates of sponges and corals in the Aleutian Islands, Alaska. Continental Shelf Research, 31:1827-1834. Doi: 10.1016/j.csr.2011.08.003.

Rose, G.A., Nelson, R.J., Mello, L.G.S., 2011. Isolation or metapopulation: whence and whither the Smith Sound cod? Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 68:152–69. Doi: 10.1139/F10-135.

Rosenberg, R., Gray, J. S., Josefson, A. B., Pearson, T. H., 1987. Petersen's benthic stations revisited. II. Is the Oslofjord and eastern Skagerrak enriched?. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 105:219-251. Doi: 10.1016/0022-0981(87)90174-2.

Rosenberg, R., Agrenius, S., Hellman, B., Nilsson, H. C., Norling, K., 2002. Recovery of marine benthic habitats and fauna in a Swedish fjord following improved oxygen conditions. Marine Ecology Progress Series, 234:43-53. Doi: 10.3354/meps234043.

Rosenberg, R., Nilsson, H. C., Grémare, A., Amouroux, J. M., 2003. Effects of demersal trawling on marine sedimentary habitats analysed by sediment profile imagery. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 285:465-477. Doi: 10.1016/S0022-0981(02)00577-4.

Rossi, S., Bramanti, L., Gori, A., Orejas, C., 2017. Animal Forests of the World: An Overview. In Marine Animal Forests, pp. 1–28. Ed. by S. Rossi, L. Bramanti, A. Gori, and C. Orejas. Springer International Publishing. Doi: 10.1007/978-3-319-21012-4_1.

Rumohr, H., Kujawski, T., 2000. The impact of trawl fishery on the epifauna of the southern North Sea. ICES Journal of Marine Science, 57:1389-1394. Doi: 10.1006/jmsc.2000.0930.

Sardà, F., Coll, M., Heymans, J. J., Stergiou, K. I., 2015. Overlooked impacts and challenges of the new European discard ban. Fish and Fisheries, 16:175-180. Doi: 10.1111/faf.12060.

SCB, 2017. Ekonomisk statistik om sektorer som är beroende av havet. Underlag till inledande bedömning 2018 inom havsmiljöförordningen. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2017:16. 50 s.

Schönberg, CHL 2016. Effects of dredging on filter feeder communities, with a focus on sponges. Report of Theme 6 – Project 6.1 prepared for the Dredging Science Node, Western Australian Marine Science Institution, Perth, Western Australia. 139 pp.

Sciberras, M., Parker, R., Powell, C., Robertson, C., Kröger, S., Bolam, S., Hiddink, J.G., 2016. Impacts of bottom fishing on the sediment infaunal community and biogeochemistry of cohesive and non-cohesive sediments. Limnology and Oceanography, 61:2076-2089. Doi: 10.1002/lno.10354.

Sciberras, M., Hiddink, J.G., Jennings, S., Szostek, C.L., Hughes, K.M., Kneafsey, B., Clarke, L.J., Ellis, N., Rijnsdorp, A.D., McConnaughey, R.A., Hilborn, R., Collie, J.S., Pitcher, C.R., Amoroso, C.O., Parma, A.M., Suuronen, P., Kaiser, M.J., 2018. Response of benthic fauna to experimental bottom fishing: A global meta-analysis. Fish and Fisheries, 00:1–18. Doi: 10.1111/faf.12283.

Sköld, M., Svedäng, H., Valentinsson, D., Jonsson, P., Börjesson, P., Lövgren, J., Nilsson, H.C., Svenson, A. & Hjelm, J. 2011. Fiskbestånd och bottenmiljö vid svenska västkusten 2004–2009 – effekter av trålgränsutflyttning och andra fiskeregleringar. Finfo 48 p.

Sköld, M., Göransson, P., Jonsson, P., Bastardie, F., Blomqvist, M., Agrenius, S., Hiddink, J.G., Nilsson, H.C., Bartolino, V., 2018a. Effects of chronic bottom trawling on soft seafloor macrofauna in the Kattegat. Marine Ecology Progress Series, 586:41-55. Doi: 10.3354/meps12434.

Sköld, M., Nilsson, H.C., Jonsson, P., 2018b. Bottentrålning - effekter på marina ekosystem och åtgärder för att minska bottenpåverkan. Aqua reports 2018:7. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser, Öregrund Drottningholm Lysekil. 62 s.

Sundelöf, A., Wennhage, H. & Svedäng, H., 2013. A red herring from the Öresund (ICES 40G2): the apparent recovery of the Large Fish Indicator (LFI) in the North Sea hides a non-trawled area. ICES Journal of Marine Science 70: 1081–1084. doi:10.1093/icesjms/fst117

Svedäng, H., 2003. The inshore demersal fish community on the Swedish Skagerrak coast: regulation by recruitment from offshore sources. ICES Journal of Marine Science 60: 23-31.

Svedäng, H., 2010., Long-term impact of different fishing methods on the ecosystem in the Kattegat and Öresund. IP/B/PECH/IC/201024 May 2010, 34 p.

Svedäng, H., Bardon, G., 2003. Spatial and temporal aspects of the decline in cod (Gadus morhua L.) abundance in the Kattegat and eastern Skagerrak. ICES Journal of Marine Science 60:32-37.

Svedäng, H., Hornborg, S., 2014. Selective fishing induces density-dependent growth. Nature communications Doi:10.1038/ncomms5152

Svedäng, H., Hornborg, S., 2017. Historic changes in length distributions of three Baltic cod (Gadus morhua) stocks: Evidence of growth retardation. Ecology & Evolution 7: 6089–6102. Doi: 10.1002/ece3.3173.

Svedäng, H., Svenson, A., 2006. Cod (Gadus morhua L.) populations as behavioural units: inference from time series on juvenile cod abundance in the Skagerrak. Journal of Fish Biology Supplement C 69: 151–164.

Svedäng, H., Hagberg, J., Börjesson, P., Svensson, A., Vitale, F., 2004. Bottenfisk i Västerhavet. Fyra studier av beståndens status, utveckling och lekområden vid den svenska västkusten. Finfo 2004: 6. 42 s.

Svedäng, H., Stål, J., Sterner, T. Cardinale, M., 2010a. Consequences of Subpopulation Structure on Fisheries Management: Cod (Gadus morhua) in the Kattegat and Öresund (North Sea). Reviews in Fisheries Science 18: 139–150. Doi: 10.1080/10641260903511420

Svedäng, H., André, C., Jonsson, P., Elfman, M. Limburg, K., 2010b. Migratory behaviour and otolith chemistry suggest fine-scale sub-population structure within a genetically homogenous Atlantic cod population. Environmental Biology of Fishes 89: 383–397. Doi: 10.1007/s10641-010-9669-y.

Svedäng, H., Wikström, A., Wennhage, H., Hentati Sundberg, J., 2016. Ett fiskefritt område för skydd av torsk, piggvar och rödspätta i Västkustens fjordområden. I: Bergström

et al. 2016. Ekologiska effekter av fiskefria områden i Sveriges kust- och havsområden. Aqua reports 2016:20. pp. 181–207.

Swain, D. P., Sinclair, A. F., Hanson, J. M., 2007. Evolutionary response to size-selective mortality in an exploited fish population. Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences, 274:1015-1022. Doi: 10.1098/rspb.2006.0275.

Szarejko, A., Namieśnik, J., 2009. The Baltic Sea as a dumping site of chemical munitions and chemical warfare agents. Chemistry and Ecology, 25:13-26. Doi: 10.1080/02757540802657177.

Szuwalski, C. S., Burgess, M. G., Costello, C., Gaines, S. D., 2017. High fishery catches through trophic cascades in China. Proceedings of the National Academy of Sciences, 114:717-721. Doi: 10.1073/pnas.1612722114.

Thrush, S. F., Dayton, P. K., 2002. Disturbance to marine benthic habitats by trawling and dredging: implications for marine biodiversity. Annual Review of Ecology and Systematics, 33:449-473. Doi: 10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150515.

Tillin, H. M., Hiddink, J. G., Jennings, S., Kaiser, M. J., 2006. Chronic bottom trawling alters the functional composition of benthic invertebrate communities on a sea-basin scale. Marine Ecology Progress Series, 318:31-45. Doi: 10.3354/meps318031.

Trimmer, M., Petersen, J., Sivyer, D. B., Mills, C., Young, E., Parker, E. R., 2005. Impact of long-term benthic trawl disturbance on sediment sorting and biogeochemistry in the southern North Sea. Marine Ecology Progress Series, 298:79-94. Doi: 10.3354/meps298079.

Valdemarsen, J. W., Jorgensen, T., Engas, A., 2007. Options to mitigate bottom habitat impact of dragged gears. FAO Fisheries Technical Paper 506, FAO Rome, 43 pp.

van Denderen, P. D., van Kooten, T., Rijnsdorp, A. D., 2013. When does fishing lead to more fish? Community consequences of bottom trawl fisheries in demersal food webs. Proceedings of the Royal Society B 280:20131883. Doi: 10.1098/rspb.2013.1883.

van Denderen, P. D., Hintzen, N. T., Rijnsdorp, A. D., Ruardij, P., van Kooten, T., 2014. Habitat-specific effects of fishing disturbance on benthic species richness in marine soft sediments. Ecosystems, 17:1216-1226. Doi: 10.1007/s10021-014-9789-x.

van Denderen, P. D., Bolam, S. G., Hiddink, J. G., Jennings, S., Kenny, A., Rijnsdorp, A. D., Van Kooten, T., 2015. Similar effects of bottom trawling and natural disturbance on composition and function of benthic communities across habitats. Marine Ecology Progress Series, 541:31-43. Doi: 10.3354/meps11550.

van Denderen, P. D., Rijnsdorp, A. D., Kooten, T., 2016. Using marine reserves to manage impact of bottom trawl fisheries requires consideration of benthic food-web interactions. Ecological Applications, 26:2302-2310. Doi: 10.1002/eap.1360.

van Loon, W. M., Walvoort, D. J., van Hoey, G., Vina-Herbon, C., Blandon, A., Pesch, R.,

Schmitt, P., Scholle, J., Heyer, K., Lavaleye, M., Phillips, G., Duineveld, G.C.A., Blomqvist, M., 2018. A regional benthic fauna assessment method for the Southern North Sea using Margalef diversity and reference value modelling. Ecological Indicators, 89:667-679. Doi: 10.1016/j.ecolind.2017.09.029.

Vogel, C., Kopp, D., Méhault, S., 2017. From discard ban to exemption: How can gear technology help reduce catches of undersized Nephrops and hake in the Bay of Biscay trawling fleet?. Journal of environmental management, 186:96-107. Doi: 10.1016/j.jenvman.2016.10.017.

Watling, L., Norse, E. A., 1998. Disturbance of the seabed by mobile fishing gear: a comparison to forest clearcutting. Conservation Biology, 12:1180-1197. Doi: 10.1046/j.1523-1739.1998.0120061180.x.

Welsh, D. T., 2003. It's a dirty job but someone has to do it: the role of marine benthic macrofauna in organic matter turnover and nutrient recycling to the water column. Chemistry and Ecology, 19:321-342. Doi: 10.1080/0275754031000155474.

Wijkmark, N., Enhus, C., Nilsson, L., Nikolopoulos, A., Näslund, J., Nyström Sandman, A., Isaeus, M., 2016. Marin inventering och modellering i Skåne län. Länsstyrelsen Skåne län, rapport 2016:09. 269 sidor.

Yesson, C., Fisher, J., Gorham, T., Turner, C. J., Hammeken Arboe, N., Blicher, M. E., 2017. The impact of trawling on the epibenthic megafauna of the west Greenland shelf. ICES Journal of Marine Science, 74:866-876. Doi: 10.1093/icesjms/fsw206.

Zeller, D., Cashion, T., Palomares, M., Pauly, D., 2018. Global marine fisheries discards: A synthesis of reconstructed data. Fish and Fisheries, 19:30-39. Doi: 10.1111/faf.12233.

Havsmiljöinstitutet

Umeå universitet · Stockholms universitet
Göteborgs universitet · Linnéuniversitetet
Sveriges lantbruksuniversitet