

Effekter av bottentrålning på ekosystemtjänster i svenska hav



Provtrålning i Gullmaren 2001 – ett område där bottentrålning i kustzonen fortfarande är tillåtet:

En mager fångst i ett tidigare fiskrikt område (Foto Henrik Svedäng).

Mats Blomqvist ¹, Henrik Svedäng ², Sofia A Wikström ³

¹ Hafok AB

² Havsmiljöinstitutet

³ Östersjöcentrum, Stockholms universitet

Innehållsförteckning

Bakgrund	3
Introduktion	4
Syfte.....	5
Ekosystemtjänster från svenska hav	5
Bottentrålning i Sverige	6
Generella effekter av bottentrålning	8
Trålfiskets selektivitet.....	8
Effekter av bottentrålning på marina ekosystemtjänster	10
S1 Upprätthållande av biogeokemiska kretslopp.....	10
S2 Primärproduktion	11
S3 Upprätthållande av näringsvävarnas dynamik	12
S4 Upprätthållande av biologisk mångfald.....	14
S5 Upprätthållande av livsmiljöer	16
S6 Upprätthållande av ekosystemets resiliens.....	18
R1 Luft- och klimatreglering	19
R2 Kvarhållande av sediment	19
R3 Reglering av övergödning.....	19
R4 Biologisk reglering	19
R5 Reglering av giftiga ämnen	19
P1 Tillhandahållande av livsmedel	20
P2 Tillhandahållande av råvaror.....	20
P3 Tillhandahållande av genetiska resurser	20
P4 Tillhandahållande av resurser för läkemedels- kemi- och bioteknologiindustrin.....	21
P5 Utsmyckningar.....	21
P6 Energi.....	21
Kulturella ekosystemtjänster	21
Åtgärder för att minska bottentrålningens negativa effekter på ekosystemtjänster	23
Erfarenheter av trålförbud – exemplet Öresund	24
Diskussion.....	25
Slutsatser	26
Tack	26
Referenser	27

Bakgrund

Rapporten redovisar en analys av effekterna av bottentrålning, främst inom skyddade områden och innanför trålgränsen, på ekosystemtjänster i svenska hav. Analysen har gjorts av Havsmiljöinstitutet på uppdrag av Havs- och Vattenmyndigheten. 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).

Analysen kompletterar och utförs parallellt med ett annat uppdrag till SLU Aqua (1129-17 den 27 oktober 2017) att beskriva miljöpåverkan av olika fiskeredskap. En viktig avgränsning har därför varit att vi inte ger en ingående beskrivning av all miljöpåverkan från bottentrålning utan fokuserar på vad vi vet om hur bottentrålning påverkar de olika ekosystemtjänster vi får från svenska havsområden. Vi har inte heller analyserat omfattningen av trålning i skyddade områden idag, eftersom det görs inom SLU:s uppdrag. På grund av den begränsade tiden vi haft för uppdraget har vi inte haft möjlighet att göra en tvärvetenskaplig analys av ekosystemtjänster, vilket gör att analysen av de kulturella ekosystemtjänsterna är ofullständig.

Introduktion

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 (<https://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Sveriges-miljomal/Miljokvalitetsmalen/Hav-i-balans-samt-levande-kust-och-skargard/>). 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).

Bottentrålfiske pågår fortfarande innanför trålgränsen, dvs. i de mest kustnära områdena vilka egentligen har ansetts för känsliga för att utsättas för en så högeffektiv fiskemetod (Ask m.fl. 2015). Konflikten kring denna fiskemetods användande vid kusten är av gammalt datum. Ungefär samma argument har anförts mot trålning som fiskemetod i kustområdet (och insjöar) sedan dess introduktion; den riskerar skada botten, 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 svenskt territorialvatten, det vill säga ut till fyra nautiska mil från kusten (Ask & Svedäng 2017).

I och med att den svenska fiskeflottan motoriserades, kom motståndet mot bottentrålning att avta och krav restes på inflyttning av trålgränsen. Stora områden innanför trålgränsen öppnades 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 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) flyttades trålgränsen ånyo ut från kusten. och de så kallade inflyttningsområdena för trålfiske reducerades i storlek, framför allt längs västkusten. De kom dock inte helt tas bort på grund av hänsyn till trålfiskarnas krav.

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

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 utgår från en analys av hur bottentrålning påverkar de ekosystemtjänster vi får från havet, för att möjliggöra en avvägning mellan värdet av bottentrålning och dess negativa effekt på andra värden och nyttor från havet. Analysen bygger på vetenskapliga studier om effekten av bottentrålning på ekosystem och ekosystemprocesser, både från 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.

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). Vi har valt att följa 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 ekosystemtjänsterna.

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 är för närvarande mycket låg. På samma sätt är det i Kattegatt där torsk med fler bottenfiskbestånd har minskat på ett uppseendeväckande sätt (Cardinale & Svedäng 2004, Cardinale m.fl. 2009, 2012, 2014, Bartolino m.fl. 2012, Svedäng m.fl. 2010a). Öresund är det stora undantaget 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). Den låga produktiviteten för fiskbestånden 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 tittar specifikt på effekterna av bottentrålning.

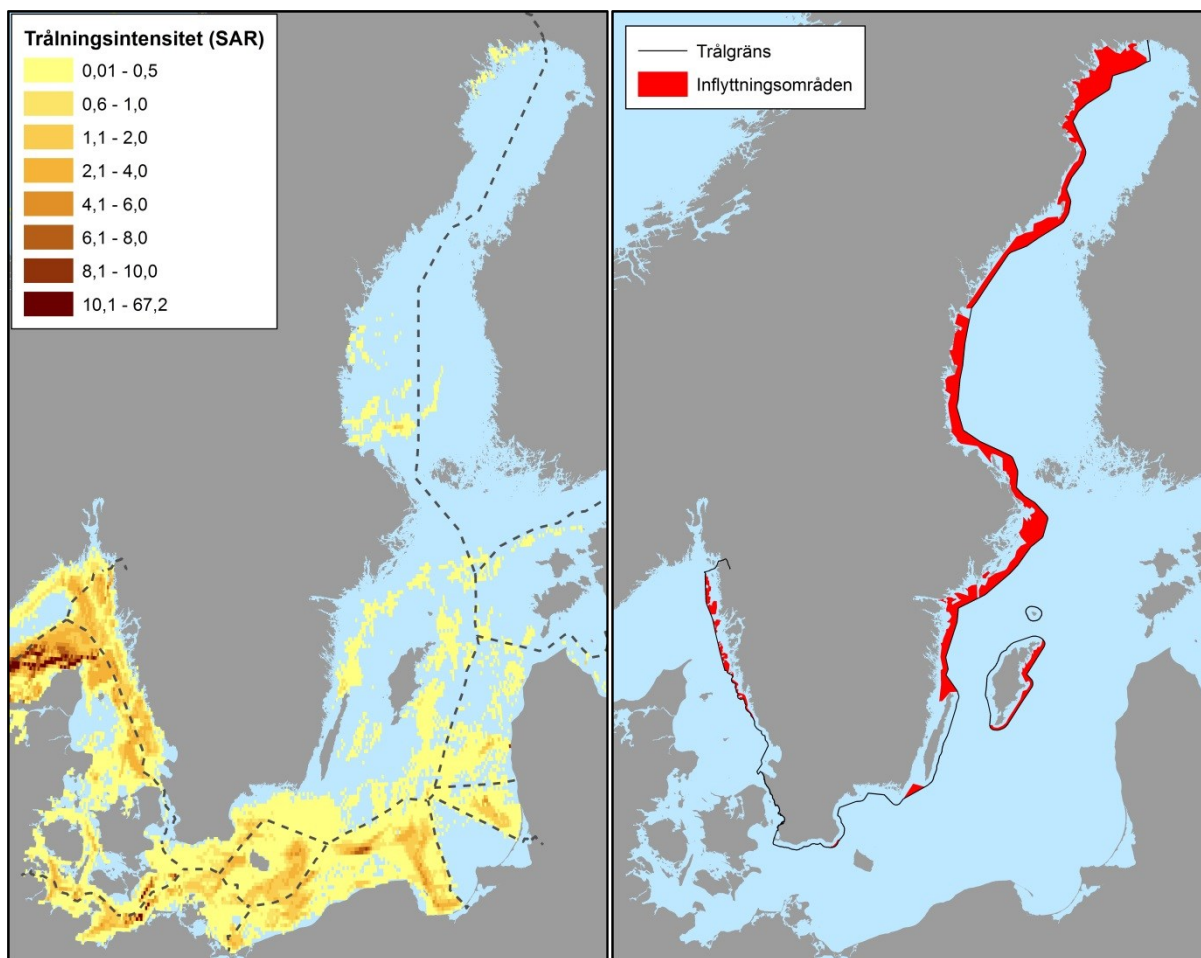
Tabell 1. Ekosystemtjänster från svenska hav (från Bryhn m.fl. 2015). Varje ekosystemtjänst inleds med en förkortning (från Garpe 2008) för användning som referens till de olika ekosystemtjänsterna i rapporten.

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

I Sverige fångas framförallt torsk, plattfisk, siklöja, räkor och havskräftor med bottentrål, huvudsakligen med fyra olika typer av redskap: Bacoma-trålen efter torsk i Östersjön, fiskbottentrål och bottentrålar med artsortering efter räkor och kräftor i Västerhavet samt parbottentrål efter 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 (Kroodsma m.fl. 2018).

För att förbättra situationen för de lokala fiskebestånden och för att återfå den tidigare produktiviteten längs framför allt västkusten men även längs ostkusten, flyttade Fiskeriverket år 2004 trålgränsen till dit den en gång hade legat eller åtminstone så långt ut som gällande bilaterala och internationella avtal tillåter (ex. Anon. 1932). Trålfiske efter havskräfta och räka är dock fortfarande tillåtet i speciellt avsedda områden, så kallade inflytningsområden (Figur 1). Dessa sistnämnda trålfiskerier är dock artsselektiva. Bifångsten av vuxen fisk kan förmodas vara låg, så länge gällande bestämmelser om användning av artsortering efterföljs, medan den oavsiktliga fångsten av ungfisk ibland kan bli omfattande. Exempelvis torde det intensiva trålfisket efter räka i trånga, kustnära områden som Gullmarsfjorden vara av betydelse för ungfiskens överlevnad (Cardinale m.fl. 2017).



Figur 1. Vänster: Årlig bottentrålningsintensitet för åren 2009-2013. Kartan visar årliga summan av ytliga trålspar's 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).

Generella effekter av bottentrålning

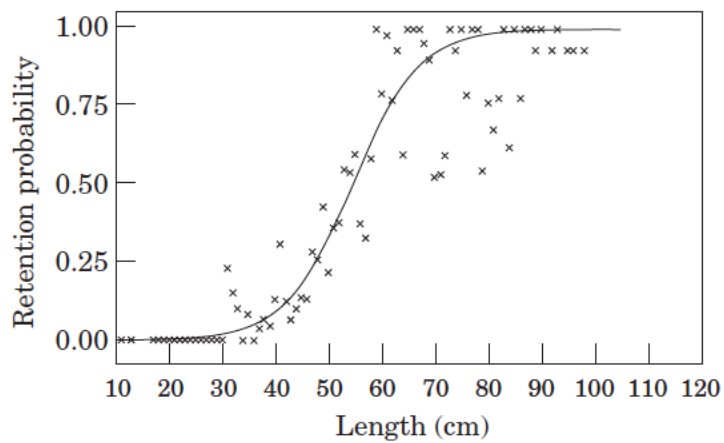
Bottentrålning har en rad olika effekter på marina ekosystem (översikt i t.ex. Jennings & Kaiser 1998). Vi ger här en kort översikt över dessa effekter och vidareutvecklar samt kopplar dem till olika ekosystemtjänster i nästa avsnitt. Bottentrålning river upp bottensediment (t.ex. Linders m.fl. 2017), minskar bottenarnas komplexitet och biogena strukturer (t.ex. Airolti 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 ge direkta skador eller döda 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 ökar mängden kadaver på botten 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).

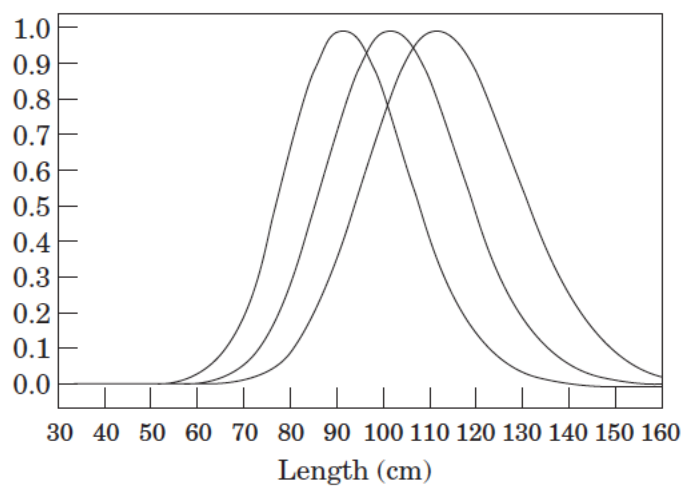
Trålfiskets selektivitet

Selektivt fiske innebär att en oproportionerlig del av art-, köns-, ålders- eller storleksfördelningen fångas i fisket. 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 storleksselektivitet kan sägas ha formen av en s-kurva eller logistisk funktion, där selektiviteten ökar eller minskar med fiskens längd (Huse m.fl. 2000). Beroende av nätmaskornas storlek kan fisk i mindre storlekar simma ut ur trålen medan den större 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). 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 Gausskurva (Figur 3). 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 i bottentrål med 140 mm maska för torsk (från Huse m.fl. 2000).



Figur 3. Selektivitet i torskgarn med 186, 200 eller 220 mm maskstorlek för torsk (från Huse m.fl. 2000).

I nästa avsnitt tittar vi närmare på 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 botten sediment (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 uppvirvlat 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 områdets 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. För en vidare beskrivning av de olika ekosystemtjänsterna se t.ex. Garpe (2008) eller Bryhn m.fl. (2015).

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 botten (t.ex. Floderus & Pihl 1990, Bradshaw m.fl. 2012, Linders m.fl. 2017), dels genom fysisk förändring av livsmiljön 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 trålningsorsakad 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.

Fältextperiment 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 botten sediment och botten vatten 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 lerbotten än på lite grundare sandiga botten 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 botten sedimenten (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 botten typer 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 botten i fält och att motsvarande skillnader i artsammansättningen innebar stora skillnader i näringsomsättningen i experiment.

Effekterna av botten trålning på de biogeokemiska cyklerna i ekosystemet är inte begränsade till botten utan kan även fortplantas till grundare och omkringsliggande områden. Linders m.fl. (2017) studerade uppgrumlingen efter botten trålning av räkor i Kosterhavets nationalpark och fann att grumlingen inte transporterades upp grundare än de trålade djupen, men att de minsta partiklarna som rörs upp av trålning kan bli kvar i 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 botten ca 5 dagar efter trålningen. Uppgrumlingen efter trålning kan även transporteras till djupare ackumulationsbotten, Puig m.fl. (2015) visade i en studie från Medelhavet på en storskalig transport till och en ökning av sedimentationen på djupare botten (> 1500 m djup) relaterat till botten trålning på grundare botten (450-800 m djup) i området. Hur storskaliga effekterna på biogeokemiska cyklerna blir, d.v.s. hur långt bort från trålade botten det går att observera påverkan beror följaktligen på topografi, botten typ och vattenomsättning i ett område.

Sammantaget indikerar detta att den resuspension av sediment och förändring i bottenfaunasamhällets funktionella sammansättning som botten trålningen 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 trålning har en betydande effekt på uppörning av sediment och biogeokemiska kretslopp.

S2 Primärproduktion

Primärproduktionen i havet sker huvudsakligen i fria vattenmassan via växtplankton men även på botten via bottenlevande mikroalger, makroalger och rotade kärlväxter. Primärproduktionen är basen i den marina födoväven och kräver tillgång till både ljus och näring. Botten trålningens effekter (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 botten trålningen 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 botten trålningen ska kunna

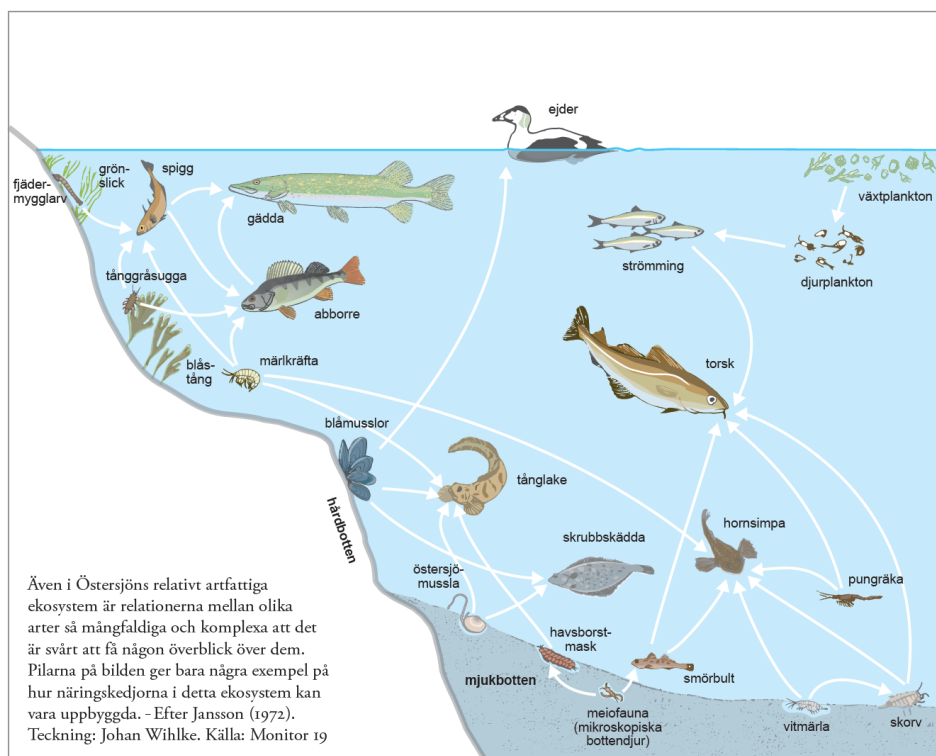
påverka primärproduktionen är därför att grumlingen eller näringen transporteras till den fotiska zonen via vattnets rörelser.

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 botten 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 botten (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). Uppgrumling från bottentrålning skulle kunna vara en bidragande orsak till den storskaliga areella förlusten av ålgräsängar som skett längs svenska västkusten (Loo 2015) men troligen är den storskaliga övergödningen en viktigare förklaring, kanske tillsammans med minskade bestånd av rovfisk som lett till blomningar av fintrådiga alger som missgynnat ålgräset (Moksnes m.fl. 2016, se S3).

S3 Upprätthållande av näringsvävarnas dynamik

En näringsväv visar vem som äter vem eller 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 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 bestandsstorlek. Om fisket inriktas på stor fisk kommer storlekssammansättningen i hela fisksamhället att pressas samman, vilket innebär förändrade trofiska relationer.

I kustnära områden på västkusten, särskilt innanför trålgränsen, har den trofiska strukturen förändrats fundamentalt på grund av att rovfisken 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 snörpvaidsfiske, 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).

Från andra länder har rapporterats att 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

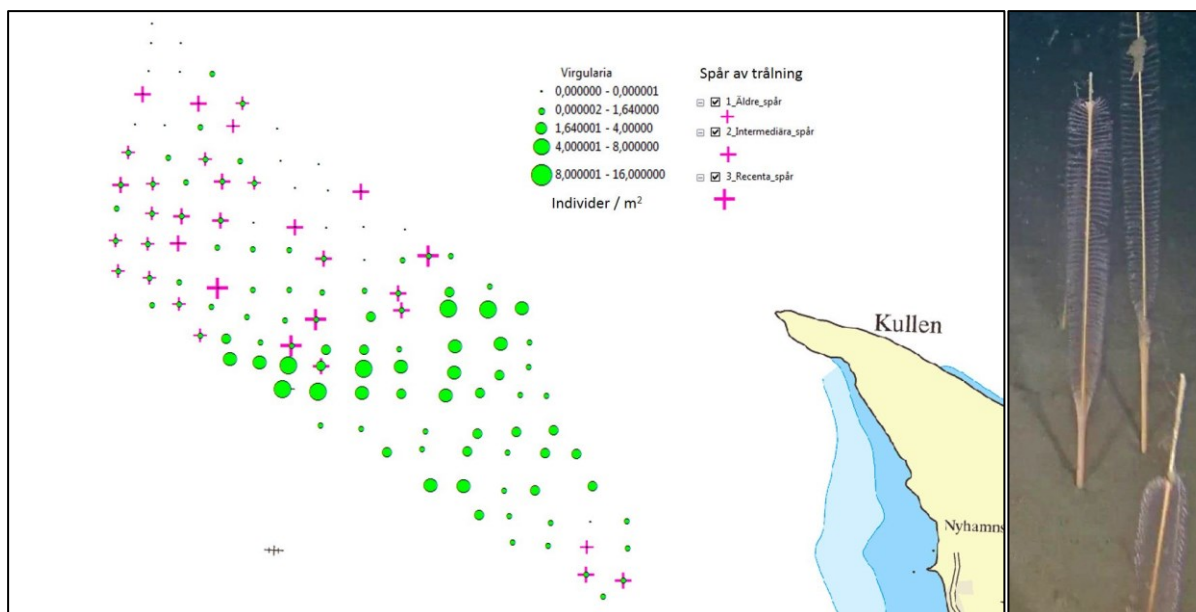
Östersjön resulterat i en kraftig ökning av dess bytesfiskar skarpsill och strömming (Hammer m.fl. 2008). Det är också möjligt att nedgången av stor rovfisk i svenska havsområden kan förklara en del av den ökning av mindre fisk (exempelvis spigg och läppfiskar) som observerats i svenska kustområden och 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 bottenarnas 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 bottenarna 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 tätheterna av koralldjuret mindre piprensare (*Virgularia mirabilis*) finns där det inte finns spår av bottentrålning.



Figur 5. Täthet av korallen mindre piprensare (*Virgularia mirabilis*) och noteringar av trålsår analyserat från videofilmning av botten. De högre tätheterna av korallen finns där trålsår 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 provtytor trålades och bottenfaunan i dessa jämfördes med motsvarande provtytor som inte trålades (Hansson m.fl. 2000, Lindegarth m.fl. 2000 a, b). Endast ett fåtal och små signifikanta skillnader mellan trålade och icke trålade provtytor 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). Effekten 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 utslagning 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 "fotavtryck", d.v.s. yta och djup i sedimentet som påverkas (Bastardie m.fl. 2010, 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 trålningsintensitet ger en minskad mångfald upp till en måttlig trålningsintensitet. Vid högre trålningsintensitet ses ingen ytterligare försämring, då variationen i svar är mycket större och antalet observationer färre (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 mångfalden 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). Användandet 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). Liknande resultat finns från studier från andra havsområden (Callaway m.fl. 2007).

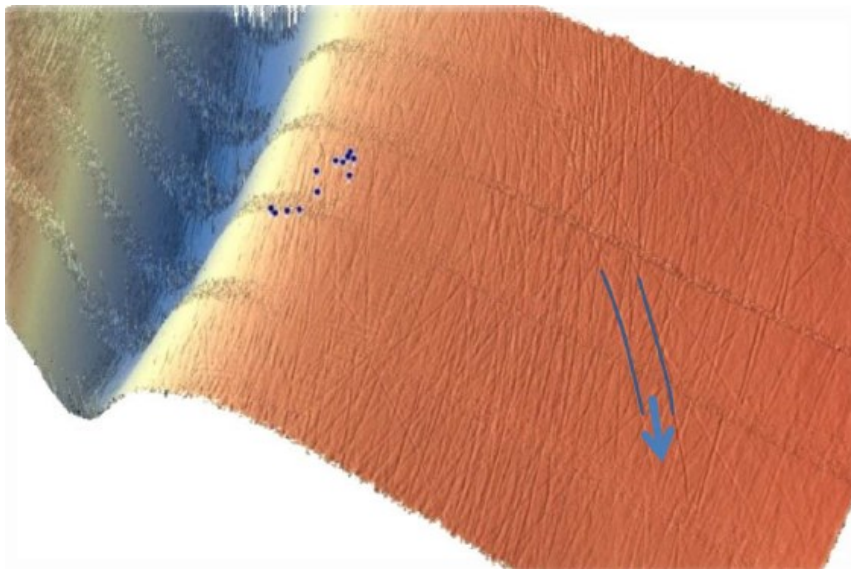
Livsmiljön har en stor betydelse för effekten av bottentrålning på artmångfald. Van Denderen m.fl. (2014) fann ett negativt samband mellan bottentrålning och artmångfald på relativt artrika djupa och mjuka lerbottnar, men inget samband alls på grundare bottnar med lite grövre sediment. Även för den funktionella 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 vilken, genom att systematiskt plocka bort allt över en viss storlek, långsiktigt kan 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. Airoidi 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 trålsår 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 botten i ett område i Kattegatt som bottentrålas visas i Figur 6.



Figur 6. Trålsår på botten i ett ca 3 km² stort område i den danska delen av norra Kattegatt. De parallella trålsår 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 trålsår. 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).

Trålsåren försvinner inte så snabbt utan kan fortfarande ses mer än ett år efter trålning på leriga bottenar (Palanques m.fl. 2001). Hur länge trålsåren 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. Trålsår observerades på knappt 30 % av de 1200 lokalerna (2014 inventerades inte trålsår). På bottenar grundare än 30 meters djup övervägde lokaler utan trålsår men på bottenar djupare än 40 meters djup övervägde lokaler med trålsår vilket 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 djupare bottenar i Kattegatt.

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

Flera studier har visat på betydande förändringar i bottenarnas livsmiljöer relaterat till ovan beskrivna fysiska påverkan från bottentrålning. Puig m.fl. (2012) visade att trålningen reducerade komplexiteten i havsbottnens struktur, utjämnade botten och förändrade landskapsbilden över större områden. Liknande resultat har visats av flera författare 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 bottenarna. 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). Hur lång återhämtning andra livsmiljöers bottenfauna har skattats 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 botten typ.

Effekter av bottentrålningens storskaliga förändringar och förluster av livsmiljöer, såsom minskad biologisk artmångfald och minskad funktionell mångfald, har sammanställts av Watling & Norse (1998), Airoidi m.fl. (2008) och Puig m.fl. (2012). Ett flertal andra följd effekter 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 då det finns fler arter som kan ha likartade funktionella egenskaper och att olika arter har olika svar på störning (Hughes m.fl. 2005). De negativa effekter bottentrålning har på biologisk mångfald (se S4) kan därför förväntas minska ekosystemets resiliens, d.v.s. dess förmåga att hantera ytterligare störning och återhämta sig. Mot det talar att mångfalden minskar kraftigast när man går från ingen till måttlig trålningsintensitet och att 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 motståndskraftiga organismer med korta livscyklar. 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 bottenar påverkas knappt medan effekterna på djupare lerbottenar utan naturlig störning från vågor är betydligt större (van Denderen m.fl. 2015, se även S4). De grundare bottenarna

kan därför sägas ha en större resiliens, i alla fall mot störning från bottentrålning. Hur resilienta de olika livsmiljöerna är, efter störning från bottentrålning, mot ytterligare störningar av annat slag, exempelvis klimatförändring, övergödning eller havsförsurning, har vi inte funnit några studier om.

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.

R2 Kvarhållande av sediment

Det som främst avses här är hur vegetationen kan stabilisera och kvarhålla sediment och därigenom motverka stranderosion orsakad av is, vind eller vågor och/eller förändrad havsnivå.

Bottentrålningen har sällan direkta kopplingar till detta, men indirekt kan t.ex. ålgräsängars utbredning minska p.g.a. överfiske av rovfisk (Moksnes m.fl. 2016, se S3) och därigenom minskas förmågan att hålla kvar sedimenten.

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 bottenarna, 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 näring som sedimenterat till kretsloppet och kan därigenom spä på 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 algbloomningar. Här kan bottentrålning påverka negativt genom att t.ex. utfiskning av rovfisk via trofiska kaskader ger oönskade makroalgsbloomningar och därigenom minskar utbredningen av ålgräsängar (se S3). Även den biologiska regleringen av näring i vattenmassan (se R3) som bottenlevande filtrerar 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 bottenar, s.k. ackumulationsbottenar, där de med tiden hamnar allt längre ner i sedimentet (Mahiques m.fl. 2016, Oberle m.fl. 2016b). Den omblandning och resuspension av botten sedimentet 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 svenska blåmusslor i fjorden i en sådan mängd att de efter 1 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.

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).

Aktiva fiskemetoder som flyt- och bottentrålsfiske samt snörpvadsfiske är de helt dominerande fiskemetoderna i svenskt fiske (Bergenius m.fl. 2018). Passiva metoder som bur-, nät- och krokfiske står för en mindre del, men är lokalt viktiga och till och med dominerande i kustnära områden. Sett till fisket som helhet har därmed bottentrålning idag en relativt stor betydelse för tillhandahållande av livsmedel/ produkter för livsmedelsframställning från svenska hav. Vi har inte haft underlag för att göra en fullständig bedömning av mängden fisk och skaldjur som fångas med bottentrål i skyddade områden och innanför trålgränsen. 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 mycket liten omfattning numera. 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. Vi ser inte några direkta effekter av bottentrålning på denna ekosystemtjänst. Indirekt kan trofiska kaskader påverka näringsväven (S3), vilket kan påverka de 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 läkemedelskemi 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 och med stor sannolikhet även lokala anpassningar (jämför Svedäng 2003, Svedäng & Bardon 2003, Bart m.fl. 2017). Det nuvarande fisket innebär även ett evolutionärt tryck 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. sjöpungr, alger). Här ser vi inga direkta svenska kopplingar till bottentrålning idag. Haven förser även människan med utrymme för havsbaserad vindkraft och här finns en 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. Exempelvis så gynnas fritidsfisket av starka bestånd av de arter som det är populärt att fiska efter, speciellt i kustzonen (t.ex. Fiskeriverket 2008). Det innebär att de förändringar som skett i fiskbestånd i svenska havs- och kustområden, som beskrivs under avsnitt S3 och P1, påverkar förutsättningarna för

fritidsfisket. Längs med de kuststräckor där rovfiskbestånden har kraftigt gått tillbaka är fångstmöjligheterna 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 det uppenbara 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. Ett exempel med tydlig koppling till fisket med bottentrål är fisket efter nordhavsräka innanför trålgränsen i Koster-Väderöfjorden som har funnits sedan det tidiga 1900-talet. Ett skäl för att det fortfarande finns trålfiske inom Kosterhavets nationalpark är det starka stödet det lokala kustfisket fick från politiska företrädare och lokalsamhällets håll redan år 2000 vid undertecknandet av den så kallade Koster-Väderö överenskommelsen. Denna överenskommelse reglerar fisket via fiskerilagstiftning och har fortsatt att gälla även efter etableringen av nationalparken år 2009. En viktig anledning är att det ses som ett maritimt kulturarv, men räkfisket har även betydelse för matproduktion (P1) och rekreation och turism (C1) som är viktiga näringsgrenar i Bohuslän (se t.ex. Píriz 2004, Morf m.fl. 2011, se även Blå ÖP Norra Bohuslän [<http://www.tillvaxtbohuslan.se/bla-op/>]). Nationalparken har sedan dess genomgått en första utvärdering och anpassning av regelverket till tuffare krav på trålfisket. Fiskare och forskare är idag på gång med att testa mindre bottenskadliga metoder för räkfisket. Än så länge finns dock, förutom några enstaka försök, inga ersättningsmetoder.

Ett annat exempel är sikløjefisket i Bottenviken som har stort kulturellt och ekonomiskt värde för lokalsamhället (Kvarnström & Boström 2018).

Åtgärder för att minska bottentrålningens negativa effekter på ekosystemtjänster

För att minska bottentrålningens (och andra släpande, mängdfångande redskap) negativa effekter på ekosystemtjänster 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 kräfter men vill skydda fiskbestånden. Dessutom kan fiskeansträngningen 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 kräftfiske får bedrivas, har alla dessa metoder använts för att mildra verkningarna av trålfiske. Eftersom dessa fisken utgör en väsentlig del av nuvarande räk- och havskräftfiske (Bergenius m.fl. 2018), har metodutveckling och olika förvaltningsinitiativ setts som viktiga. 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 kräfttrålfisket. På samma sätt som i räkfisket infördes en obligatorisk artsorterad rist och inflyttningsområdenas storlek reducerades i viss mån för kräfttrålfisket vid inflyttningen 2004. Däremot har det inte skett någon minskning av fiskeansträngningen och trålningsaktiviteten saknar därmed begränsningar.

Trots att nya fiskerestriktioner infördes 2004 och under de följande åren (vissa restriktioner avseende snörpvaldsfiske 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 innebära återkolonisering av områden där det idag inte finns kvar några lokala bestånd. Man har konstaterat från andra håll att 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 bottentrålfiske 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 kräfter med burfiske som då fick möjligheter att expandera (Sköld m.fl. 2011). Det kan noteras att burfiske har varit det enda fiskeriet 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 kräfttrålfisket. 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 tätbefolkade 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, vilket 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 sättas samman med skillnader i selektivitet mellan de olika områdena.

Diskussion

Bottentrålning påverkar marina ekosystem på flera olika sätt, dels genom den fysiska påverkan på botten, 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 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 havsbotten 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 ristträlfisket 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), vilket gör att det till viss del går att få ett kvantitativt mått på den lokala förlusten av biologisk mångfald i områden som bottentrålas. Däremot är kunskapen lägre om 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 botten. Det saknas dock studier som kvantifierar bottentrålningens effekt på näringscykler eller frigörande av miljögifter i svenska havsområden. Med tanke på det stora inflödet av näring från land och frigörandet av näring från syrefria botten 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 både rekreation och kulturarv kan vara viktiga att väga in i beslut om bottentrålning i svenska kustområden. Inte minst är det viktigt att beakta de kulturella och eventuella ekonomiska förluster som ett förbud mot bottentrålning skulle innebära, speciellt i områden som redan har strukturella problem. Kustsamhällena där det småskaliga trålfisket fortfarande är starkt förankrat är landsbygdsområden vilka även är beroende av turism och rekreation, här kan det lokala kustfisket utgöra en del av det maritima kulturarvet som skapar attraktionskraften. Det behövs mera systematiska analyser av lokalt nyttjande av havet i olika kustområden, och kartläggning av lokala värdekedjor kopplade till detta nyttjande, för att vi ska få en mer fullständig bild av hur de kulturella ekosystemtjänsterna påverkas av bottentrålning.

Slutsatser

- Bottentrålsfiske ger omfattande effekter på marina ekosystem. Dessa effekter är dels kopplade till störning av bottenarna, 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 bottenarna, 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.
- En del av det fiske som bedrivs i skyddade områden har ett högt kulturhistoriskt värde som behöver vägas in i beslut om att begränsa bottentrålning.
- 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 av 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.

Tack

Vi tackar Andrea Morf för värdefulla diskussioner om och inspel ifråga om de kulturella ekosystemtjänsterna.

Referenser

- Airoidi, 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.
- 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.
- Anonym 1932. Kommissionen med Danmark angående fiskeriförhållandena i det till Sverige och Danmark gränsande farvattnen. Stockholm, 31 december 1932.
- 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 Investment Series 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., Sciberras, M., Smith, C., Papadopoulos, 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., Surlatzi, 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., Sivy, 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. Papadopoulos, 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/9780199389414.01.0001/acrefore-9780199389414-e-8>.
- Garpe, K., 2008. Ecosystem services provided by the Baltic Sea and Skagerrak. *Naturvårdsverkets rapport 5873*. Naturvårdsverket, Stockholm, 193 s.
- 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., 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.
- 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.
- Kroodsmä, 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: 10.1126/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.
- 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.
- Lindgren, 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.
- Loo, L.O. 2015: Stora bestånd av ålgräs förlorade i Kattegatt. I: Svärd, M., Johansen Lilja, T., Hansson, D. Havet 1888. Havsmiljöinstitutet, havsmiljoinstitutet.se/publikationer/havet1888
- 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., Bicego, 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., Dagård, U., Eriksson, J., Godhe, A., 2011. The Road Towards Koster Sea National Park – Potentials and Challenges of Implementing Ecosystem Based and Participatory Maritime Management. Deliverable 6.8 Case study Koster. HERMIONE report. Gothenburg University, School of Global Studies, Gothenburg.
- 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., Airoidi, 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.
- Píriz, L., 2004. Hauling Home the Co-Management of Coastal Fisheries: A study on institutional barriers to fishermen's involvement in the management of coastal fisheries on the West Coast of Sweden. Doctoral thesis. Göteborg University, Department of Environmental and Regional Studies of the Human Condition, Human Ecology Section, Gothenburg.
- 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. *Finno* 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., Sivy, 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., Ruurdij, 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.