

Institutionen för akvatiska resurser
Andreas Bryhn, Francesca Vitale, Sara Königson, Maria Ovegård, Karl Lundström, Ulf Bergström, Daniel Valentinsson, Mattias Sköld, Elin Dahlgren, Caroline Ek, Peter Ljungberg, Sara Bergek, Sven Gunnar Lunneryd och Håkan Wennhage

PROMEMORIA

2020-05-25

Kunskapsunderlag om möjliga icke-torskfiskerelaterade åtgärder för att torskbestånd ska bevaras och återhämta sig i svenska vatten

Sammanfattning

Torsk (*Gadus morhua*) är en viktig art för marina ekosystem i Sverige, där den har en strukturerande och reglerande funktion i relation till andra arter. Torsken har under historiens gång även spelat en viktig roll för samhället i Sverige inom dess nuvarande gränsers område (Bohuslän har t.ex. inte alltid tillhört Sverige), som en målart för fiske. Samtliga torskbestånd som återfinns i havsområdena runt Sverige har nu dålig status och det internationella havsforskningsrådet ICES rekommenderar låg eller ingen fångst, beroende på bestånd. Utöver riktat fiske påverkas dock torsken av en rad andra faktorer som exempelvis bifångster i annat fiske, syrebrist, klimatförändringar, predatorer, parasiter, bottenpåverkan av trålning, förlust av uppväxtmiljöer, födobrist, tiaminbrist och giftiga ämnen. Denna rapport diskuterar möjligheter att skydda och bevara torsken på sätt som kan komplettera begränsningar i det riktade torskfisket. Torskens situation är komplex och rapporten är därför skriven utifrån ett ekosystemperspektiv för att möjliggöra en bredare ansats i förvaltningen av torskbestånd i svenska vatten, där alla relevanta påverkansfaktorer bör beaktas. Det bör poängteras att denna rapport inte har gjort någon ny utredning av påverkansfaktorernas effekter, utan har istället gjort en litteratursammanställning och en kvalitativ analys. Vi har ändå valt att lyfta fram vissa åtgärder som särskilt potentiellt betydelsefulla - en samlad kvalitativ expertbedömning som rangordnar olika åtgärders effektivitet för återuppbyggnad per bestånd, se avsnitt 6 i rapporten.

Abstract

Atlantic cod (*Gadus morhua*) is an important species for marine ecosystems in Sweden, where it has a regulating function in relation to other species. During Swedish history, cod has also played an important role for society, as a target species for fisheries. Several cod stocks, which are found in Swedish marine waters, now have poor status and the International Council for Exploration of the Seas (ICES) recommends a limited or no catch, depending on the stock. Apart from targeted fishing, cod is also affected by a number of other factors such as bycatch in other fisheries, hypoxia, climate change, predators, parasites, seafloor effects from trawling, loss of growth habitat, lack of food, thiamine deficiency and toxic substances. This report discusses possibilities to protect and preserve the cod in ways that may complement limitations in the targeted cod fisheries. The situation of the cod is complex and the report is therefore written in an ecosystem perspective to enable a broader approach in the management of cod stocks in Swedish waters, where all relevant pressures should be accounted for. It should be stressed that this report does not make any new investigations of the effects of different pressures, but instead reviews the literature and makes a qualitative analysis. We have nevertheless chosen to highlight some measures as particularly crucial – a comprehensive qualitative expert assessment, which ranks the effectiveness of reconstruction per stock, see section 6 in the report.

Innehåll

1	Inledning.....	5
2	Torskbestånden i Sverige.....	6
2.1	Östersjön	6
2.2	Västerhavet	8
3	Torskens betydelse för samhället.....	8
3.1	Historik	8
3.2	Ekosystemtjänster	9
3.3	Närings- och befolkningssegment som påverkas av torsk.....	10
4	Icke-torskfiskerelaterade problem för torsken.....	11
4.1	Övergödning och syrebrist.....	11
4.2	Klimatförändringar	14
4.3	Födobrist	15
4.4	Fångster av torsk i fisken riktade mot andra arter.....	16
4.5	Predation från marina däggdjur och fåglar.....	18
4.6	Brist på lämpliga uppväxthabitat (främst västkusten).....	21
4.7	Parasiter.....	22
4.8	Bottentrålningens påverkan på havsbotten	25
4.9	Tiaminbrist.....	27
4.10	Miljögifter, inklusive läkemedel	29
4.11	Algtoxiner	33
4.12	Buller	34
4.13	Marint skräp	34
5	Icke-torskfiskerelaterade åtgärder för att stärka torskbestånden samt åtgärdernas troliga effekter	34
5.1	Utsättning av torsk.....	35
5.2	Bevarande och restaurering av torskens uppväxtmiljöer	35
5.3	Ändringar av annat fiske.....	35
5.4	Åtgärder mot bifångster av torsk i fisken riktade mot andra arter	36
5.5	Åtgärder mot predation	37
5.6	Habitatförstärkning i form av artificiella rev	39
5.7	Åtgärder mot syrebrist	40
5.8	Matning av torsk för ökad kondition och reproduktion	40
5.9	Åtgärder mot klimatförändringar	41
5.10	Åtgärder mot parasiter	41
5.11	Åtgärder för att minska bottentrålningens effekter på torsk	42
5.12	Åtgärder mot miljögifter	43
5.13	Åtgärder mot marint skräp	44
5.14	Behov av forskning på åtgärder	44
6	Rangordnade åtgärder per bestånd.....	46
7	Erkännanden	50
8	Referenser.....	50

Kunskapsunderlag om möjliga icke-torskfiskerelaterade åtgärder för att torskbestånd ska bevaras och återhämta sig i svenska vatten

1 Inledning

Torsk (*Gadus morhua*) är en viktig fiskart såväl för marina ekosystem som för människan. I svenska marina ekosystem är den en rovfisk (högre åldersklasser), som kontrollerar mängden mindre fisk, och bidrar på så sätt till att upprätthålla struktur och funktion i marina födovävar (BACC II, 2015; Orio, 2019; Rose, 2019). Torsken bidrar även till samhället med en rad ekosystemtjänster (nyttor) som livsmedel, rekreation, inspiration och kulturarv (Holmlund och Hammer, 1999; Morf m.fl., 2012). Människor har antagligen fiskat och ätit torsk i Sverige ända sedan frilagda landområden koloniserades i takt med att inlandsisen drog sig tillbaka (Ask och Svedäng, 2019; Sörgard, 2019).

Torsken förekommer numera i alla svenska havsområden, men är sällsynt i Bottenhavet och Bottenviken (Figur 1; Löfgren, 2020). Flera bestånd som förekommer i svenska vatten befinner sig överlag i en prekär situation. Det gäller exempelvis torskbeståndet i Kattegatt och det östra torskbeståndet i Östersjön, där data indikerar inträffade kollapsar (ICES, 2019a). Kollapsade torskbestånd kräver ofta lång tid för återhämtning, eller visar rentav inga tecken alls på återhämtning, vilket troligtvis är effekter av de komplexa nätverk av påverkansfaktorer som styr de olika torskbeståndens storlek och övriga tillstånd (Sguotti m.fl., 2019).



Figur 1. Sveriges havsområden. Bild: Sveriges Riksdag.

En uppenbar åtgärd för att skydda ett kollapsat fiskbestånd är att begränsa eller stoppa fisket. Emellertid påverkas torskbestånd, vilket kommer att beskrivas nedan, av många andra faktorer än fiske och det kan då behövas andra och eventuellt flera åtgärder för att restaurera bestånden än att bara begränsa eller stoppa fisket. Enligt Mérillet m.fl. (2020) kan i vissa fall miljöfaktorer rentav ha större påverkan än torskfiske på exploaterade torskbestånd.

Svensk havs- och vattenförvaltning strävar därtill efter att tillämpa en ekosystemansats i fiskförvaltningen (Bryhn m.fl., 2018). Ekosystemansatsen har sin grund i FN:s Konvention för Biologisk Mångfald från 1992 och syftar till att uppnå eller upprätthålla ekologisk, social och ekonomisk hållbarhet (Bryhn m.fl., 2018). I ekosystemansatsen ingår att förvaltningen ska ta hänsyn till hela ekosystem och samspelet inom samt mellan dem, till samspelet mellan land och hav, till samspelet mellan ekosystem och samhälle, och, därigenom inbegripet, till alla relevanta och betydelsefulla påverkansfaktorer (Bryhn m.fl., 2018).

Denna rapport syftar därför att, enligt uppdrag från HaV, diskutera och föreslå icke-fiskerelaterade förvaltningsåtgärder för att torskbestånden i svenska havsområden ska skyddas och återhämta sig. Efter noggrant övervägande och i dialog med uppdragsgivaren har vi även inkluderat förvaltningsåtgärder som berör fiske riktat mot andra arter än torsk.

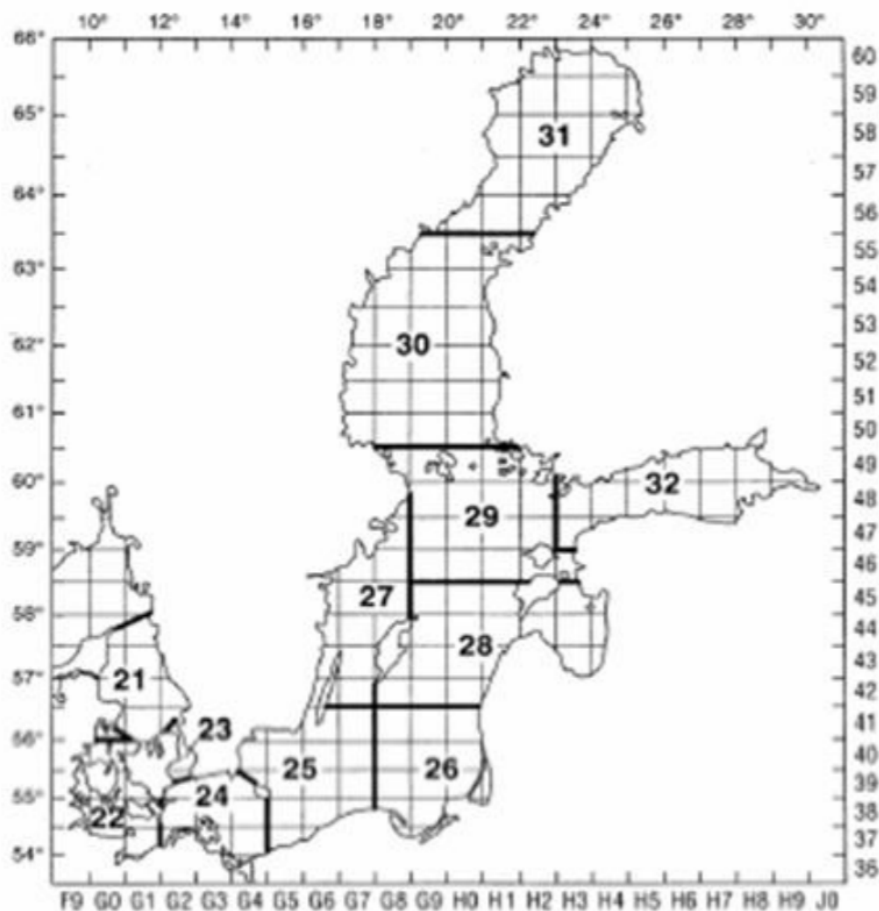
2 Torskbestånden i Sverige

I diskussioner kring torskförvaltning i Sverige är det nödvändigt att beakta den geografiska spridningen av torsk. Torsken förekommer i ett antal olika genetiskt differentierade bestånd, som vart och ett har sina egna förutsättningar. Vad som gäller i delar av Östersjön gäller inte nödvändigtvis på västkusten, även om problematiken uppvisar många likheter. Överlag kan sägas att torskens situation är problematisk i svenska havsområden.

2.1 Östersjön

Internationella havsforskningsrådet (ICES) delar upp Östersjön och Västerhavet i delområden (subdivisions; SD; figur 2). ICES anser, på biologiska grunder, att det finns två olika torskbestånd i Östersjön: det östra och det västra beståndet, öster respektive väster om Bornholm (Orio, 2019). Det sker ett visst utbyte mellan dessa bestånd, i första hand i delområde 24 där inslaget av torsk från det östra beståndet är betydande (ICES, 2019b). Det östra beståndet är störst men i sämst skick och från detta bestånd rekommenderar ICES nollfångst 2020 (fisket är stoppat sedan 2019). Under de senaste tio åren har torsken från det östra beståndet genomgått stora biologiska förändringar. Vikt vid längd (konditionen) har minskat kraftigt, liksom längdtillväxten samt längd vid könsmognad (Bergenius m.fl. 2019). När det gäller det västra beståndet rekommenderar ICES en fångstminskning på 54-77 procent 2020 jämfört med 2019. Ett lokalt lekbestånd finns i Öresund, även om det

där sker ett betydande genetiskt utbyte med det västra östersjöbeståndet och kattegattsbeståndet. Öresundstorsk förvaltas som ett bestånd med det västra östersjöbeståndet (Löfgren, 2020).



Figur 2. ICES-delområden (subdivisions; SD) i Östersjön och Västerhavet. Skagerrak tillhör SD 20 (ej i figuren) medan SD 23 är Öresund. Från www.ices.dk.

Som en del av det östra beståndet finns även torsk i Ålands hav som uppvisar stor medelstorlek, hög tillväxt och har låg frekvens av sälmask (se avsnitt om parasiter nedan), i kontrast mot det övriga beståndet (Bergström m.fl. 2015). Det förekommer torsklek i området, men befruktningstudier visar att salthalten i området är för låg för att reproduktionen ska lyckas. Däremot visar studierna att befruktningen lyckas i de salthalter som förekommer kring norra Gotland, och att torsk från Ålands hav eventuellt kan leka framgångsrikt där (Bergström m.fl. opubl.). Äldre märkningsstudier visar samtidigt att en betydande del av torsken från Ålands hav migrerar söderut mot de stora lekområdena när den blir könsmogen (Otterlind 1985), vilket innebär att den kan bidra till östra beståndet.

2.2 Västerhavet

Kattegatt hyser ett eget torskbestånd, som under nästan två decennier har uppvisat dålig status i form av låg lekbiomassa jämfört med vad som anses kunna upprätthålla ett långsiktigt maximalt hållbart uttag (MSY). En betydande andel av torsken, i framför allt norra Kattegatt, utgörs dock vissa år av uppväxande torsk från beståndet i Nordsjön och Skagerrak (se nedan). ICES rekommenderar nollfångst för torsken i Kattegatt 2020 och har gjort så i många år. Den torskfångst som sker i området utgör främst bifångst i fiske efter havskräfta och plattfiskarter (Löfgren, 2020).

Flera av Bohusläns fjordar har eller har haft lekmogen torsk. Huruvida dessa är eller har varit delar av lokala bestånd i fjordarna eller om samtliga torskar där är delar av andra bestånd är emellertid omstritt (Cardinale m.fl., 2019). Detta obeaktat har kusttorsken överlag minskat kraftigt i förekomst under de senaste årtiondena och omfattas av platsspecifika fiskerestriktioner som inte verkar ha haft någon positiv effekt (Cardinale m.fl., 2017; Svedäng m.fl., 2019).

Torsken i Skagerrak tillhör nordsjöbeståndet men både juveniler och vuxen fisk har Skagerrak som habitat. Nordsjöbeståndet sträcker sig även in i Engelska Kanalen. Beståndet har länge varit intensivt fiskat och ICES rekommenderar en fångstminskning på 73 procent 2020 jämfört med 2019 (Löfgren, 2020).

3 Torskens betydelse för samhället

Torsk och torskfiske har alltid varit viktiga för Sverige inom nuvarande gränser, i synnerhet för den kustnära befolkningen i landets södra delar. Detta är inte unikt för Sverige – torsk och torskfiske har länge spelat en betydande roll för näringsintag, ekonomi, och övriga mänskliga levnadsförhållanden i ett flertal stater runt Nordatlanten (Rose, 2019). Inledningsvis ges i detta avsnitt en historisk överblick över torskens och torskfiskets betydelse för Sverige, vilket följs av ett avsnitt om vilka ekosystemtjänster som torsken ger. Avslutningsvis tar vi upp vilka näringar och befolkningssegment som påverkas av torsk.

3.1 Historik

Som nämnts i inledningsavsnittet, är antagligen torskfiskets historia i Sverige lika lång som människans, då människan i äldre stenålder levde som samlare, jägare och fiskare. Torskben har bland annat hittats i tidiga stenåldersbosättningar i Nösund på Orust (Sörgård, 2019).

Efter sill/strömming (*Clupea harengus*) har torsken under historiens gång som regel varit en av de viktigaste målarterna för det fiske som har utgått ifrån Sverige. Särskilt gäller detta sedan början av 1800-talet då sillen minskade i abundans på västkusten och sillfisket delvis ersattes av backefiske (långrevsfiske) efter långa (*Molva molva*), torsk och andra stora rovfiskar. Fartygen motoriserades och moderniserades i övrigt under den industriella utvecklingen, och hela

produktionskedjan industrialiserades i takt med urbaniseringen som ökade efterfrågan på bland annat fisk hos de tätortsbor som tidigare hade varit självförsörjande bönder. Järnvägsbyggen och i övrigt förbättrade kommunikationer underlättade distributionen av fiskprodukter, såväl inrikes som till och från utlandet (Ask och Svedäng, 2019).

Fiskelägen kompletterades alltså av förädlingsindustri, distributionskedjor och försäljning av torsk och annan fisk i hela landet, vilket gjorde torskfiske och annat fiske till en allt större samhällsangelägenhet. Från 1900-talets början till mellankrigstiden ersattes sedan backefisket gradvis av fiske med effektivare redskap, i synnerhet trål. Detta fiske genomgick en snabb teknisk utveckling. Andra Världskriget medförde ett stort hinder för utrikeshandel, vilket ytterligare ökade den inhemska efterfrågan på svensk fisk, som främst fångades i haven trots stora faror förknippade med kriget (Ask och Svedäng, 2019).

Efterkrigstiden innebar något av en guldålder för det svenska fisket, däribland torskfisket. Den möjliggjordes av vidare tekniska landvinningar, och gynnade även en växande varvsindustri som gav ytterligare arbetstillfällen. Sveriges Fiskares Riksförbund grundades 1948. Därtill expanderade fiskförvaltning och fiskforskning (Ask och Svedäng, 2019).

Därefter infördes de så kallade 200-milzoner som exkluderade Sverige från historiska vatten och gjorde att Östersjön fick större betydelse för oss. Under 1970- och 1980-talet skedde en så kallad ”gadoid outburst” då torsken ökade kraftigt i abundans. Under andra halvan av 1980-talet noterades sedan de minskningar i torskbestånden vars orsaker diskuteras i föreliggande rapport. Det östra östersjöbeståndets lekbiomassa halverades mellan 1982 och 1987. I början av 1990-talet minskade torskfisket radikalt i Östersjön och många företag som var beroende av detta fiske gick i konkurs. Sedan dess har torskfisket förlorat en stor del av sin samhällsbetydelse, däribland delar av de kulturella värden som en gång fanns förknippade med detta fiske. Samtidigt har kunskapen om torskbeståndens tillstånd ökat och lett till en ökad samhällelig debatt om torsken (Ask och Svedäng, 2019).

3.2 Ekosystemtjänster

Torsken har en viktig funktion i samtliga av de fyra indelningar av ekosystemtjänster som anges i FN:s utvärdering Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2005); stödjande, reglerande, producerande och kulturella. Nedan följer ett urval av viktiga ekosystemtjänster som torsken bidrar till.

Morf m.fl. (2012) tog upp vissa av de ekosystemtjänster (nyttor för människor och samhälle) som torsken bidrar med i Sverige. I hög grad handlar detta om ekosystemtjänsten *livsmedel* då torskproduktionen förser människor med föda.

Torsken bidrar stort med *upprätthållande av näringsvävarnas dynamik* då den som stor rovfisk äter mindre fisk och påverkar dynamiken i födovävarna, inklusive

växtplankton. Detta gäller såväl födovävar i utsjön som i kustvatten (Bartolino m.fl., 2017).

Torsken *upprätthåller biologisk mångfald* i svenska hav. Skulle torsken försvinna från ekosystemen (Lindegren, 2010; Rose, 2019) så skulle den strukturella biologiska mångfalden minska. Minskning av torskbeståndens storlek påverkar även den genetiska mångfalden negativt.

Därtill är torsken viktig för *rekreation*, främst genom att den har utgjort och fortfarande till viss del utgör en målart för fritidsfisket (Weltersbach m.fl., 2019; se även nedan). Rekreation som marin ekosystemtjänst är ofta högt värderad (Nieminen m.fl., 2019).

Det bör poängteras att denna uppräknings av ekosystemtjänster som torsken bidrar med endast utgör ett urval. Vi vill ändå slutligen nämna *kulturarv*, eftersom torsken har påverkat och påverkar många kulturella företeelser i Sverige, exempelvis fiskelägen, yrkesval, restaurangmenyer och kokböcker (Ask och Svedäng, 2019). Kulturarv som marin ekosystemtjänst var, i relation till andra, tämligen högt värderad i Nieminen m.fl. (2019).

3.3 *Närings- och befolkningssegment som påverkas av torsk*

Torsken påverkar självklart på ett direkt sätt de företag och individer som är verksamma inom de delar av yrkesfisket som fångar torsk. Yrkesfisket utgörs såväl av ensamföretag som familjeföretag och större företag som anställer yrkesfiskare. Verksamheten sträcker sig från nät-, bur- eller krokfiske till trålare. Antalet yrkesfiskare har minskat kraftigt under de senaste årtiondena, en utveckling som ser ut att fortsätta (Morf m.fl., 2012, HaV, 2018). Yrkesfisket står nu för endast cirka 0,2 promille av Sveriges bruttonationalprodukt (HaV, 2018). Torsk utgör dock fortfarande en viktig art för minskande andelar av yrkesfisket (Morf m.fl., 2012; HaV, 2019). Dock har under de senaste decennierna skett en tydlig förändring på så sätt att det demersala västkustfiskets ekonomiskt viktigaste arter alltmer utgörs av havskräfta och nordhavsräka medan det riktade fisket efter torsk är ytterst begränsat. En liknande förändring har skett i Östersjön där försämrade torskbestånd gradvis har minskat den riktade fiskeflottan (Bergenius m.fl., 2019). Sedan sommaren 2019 är riktat torskfiske förbjudet i östra Östersjön med vissa undantag för passiva redskap i den omedelbara kustzonen. Till skillnad från i Västerhavet är dock alternativa målarter i Östersjön få för tidigare torskfiskare.

Även fritidsfiskare påverkas direkt av torsken. Fritidsfisket består dels av sportfiske, dels av husbehovsfiske. Inom fritidsfisket utgör torsk en liten, men icke försumbar, andel i Sverige (Morf m.fl., 2012; Weltersbach m.fl., 2019), särskilt i Öresund (Andreas Sundelöf, pers. komm.). En del av fritidsfisket utgörs av fisketurism, där såväl företag som kunder är beroende av torsk, som dock fångas i liten utsträckning jämfört med andra fiskarter (Morf m.fl., 2012) då fisketurism riktat mot torsk numera i princip bara förekommer vid Öresund (Sveriges Fisketurismföretagare, 2020).

Därtill kommer en rad aktörer som påverkas indirekt av torsk, som torskconsumenterna och anställda och företag inom beredningsnäringen, liksom övriga aktörer inom distributionskedjan mellan produktion och konsumtion, inklusive fiskförsäljare, hamnarbetare och miljöcertifierare. Torsken spelar även roll för fiskförvaltare, fiskforskare, naturvetenskapslärare, elever och studenter (Morf m.fl., 2019). Ett flertal värderingsstudier i Sverige har funnit en utbredd betalningsvilja för att få torskpopulationer att återhämta sig till nivåer som fanns under tidigare årtionden (Franzén m.fl., 2006; Naturvårdsverket, 2008). Flera icke-statliga intresseorganisationer ("NGO:er") och deras medlemmar är engagerade i torskbeståndens situation. Denna situation beskrivs ofta i medier och är således en angelägenhet för såväl producenter som konsumenterna av nyhetsmedier.

Givet denna bredd av intressenter vill vi hävda att torsken och torskbeståndens tillstånd fortfarande har betydelse för i princip hela det svenska samhället, både trots och till följd av de försämrade tillstånden för bestånden.

4 Icke-torskfiskerelaterade problem för torsken

Som tidigare nämnts i inledningsavsnittet påverkas torsken av en lång rad miljöfaktorer. Nedan följer en uppräknig av några av de viktigaste. Notera att avsnitten har skrivits av olika medförfattare – det är inte avsnittets längd som avgör hur viktigt problemet är.

4.1 Övergödning och syrebrist

Övergödning innebär ökad tillförsel av näringsämnen, främst kväve och/eller fosfor, till akvatiska ekosystem. Övergödningen av svenska hav är särskilt påtaglig i Egentliga Östersjön (Bryhn m.fl., 2017; HaV, 2018). Även om övergödningen av Östersjön initialt tycks ha bidragit till mer fiskföda och en större fiskbiomassa (Thurow, 1997) är läget nu sådant att övergödningen påverkar torsken övervägande och allvarligt negativt. Detta beror på att övergödningen orsakar syrebrist i djupa bottenvattnen som torsken föredrar och där den fortplantar sig. Exponering hos individer för syrefattiga vatten är vanlig i det östra östersjöbeståndet och förefaller vara en av de faktorer som försämrar torskens kondition (Limburg och Casini, 2019; Rose, 2019; Brander, 2020; Casini m.fl., 2020). Syrebrist påverkar också livsmiljöer och utbredningen av torsk och bottenlevande fauna som torsk äter (Casini m.fl., 2016a; Orio m.fl., 2019). Den unga torskens föda befinner sig i ökande grad på syrefattiga botten och minskar i förekomst på grund av syrebrist, samtidigt som det saknas tillräckligt med pelagisk bytesfisk (Neuenfeldt m.fl., 2020). Därtill hindrar syrebrist torskens reproduktionsframgång (Murray m.fl., 2019; Rose, 2019).

Övergödningsdriven syrebrist är på grund av sin geografiska utbredning alltså främst ett problem för Östersjöns östra torskbestånd i Egentliga Östersjön (Limburg och Casini, 2019). Även några bohuslänska fjordar har långvarig eller permanent syrebrist i bottenvattnet, vilket dock inte är något nytt fenomen. Hansson m.fl. (2014) modellerade exempelvis halter av syrgas och näringsämnen i

fjordsystemet mellan och innanför Tjörn och Orust och fann att deras variationer storleksbestämde av vattenomsättningen till följd av variationer i inflöden från utsjön (öppna havet). Det bör dock poängteras att periodisk syrebrist på olika håll kan skada bottenfaunan som torsken äter, och att periodisk syrebrist inte alltid fångas upp av miljöövervakningen.

Syrebristen i Egentliga Östersjöns djupaste bottenvatten har övergödning som huvudorsak (Rose, 2019; Meier m.fl., 2019). Förhöjda halter av kväve och fosfor till följd av övergödning ger ökad tillväxt av växtplankton. När dessa växtplankton dör och sjunker till botten bryts de ner i vattenmassan och på botten, av bakterier, som förbrukar stora mängder vattenlöst syrgas. Klimateffekter bidrar till syrebristen genom att nedbrytningshastigheten och därmed syreförbrukningen ökar, men i mindre omfattning (Meier m.fl., 2019). Egentliga Östersjön är kraftigt vertikalt skiktad, vilket innebär att det sker en väldigt begränsad omblandning mellan ytvatten, som syresätts kontinuerligt av vågor och vind, och syrefattigt eller syrefritt bottenvatten. På så sätt kan syrebrist uppstå och bestå i djupvattnet (Meier m.fl., 2019; Rose, 2019).

År 2018 noterades den största utbredningen någonsin av syrefria bottnar i Östersjön (Hansson m.fl., 2019). Enligt Meier m.fl. (2019) skulle Östersjön inte ha haft någon långvarig syrebrist om belastningen av näringsämnen till hela Östersjön skulle ha legat kvar på förindustriella nivåer sedan förindustriell tid. Så har emellertid inte alls varit fallet, utan Östersjön har istället tagit emot betydande mängder av mänskligt orsakad näringsämnesbelastning sedan den industriella revolutionen, främst via avlopp, industriella utsläpp och avrinning från gödslade jordbruksmarker. Belastningen av såväl kväve som fosfor till Östersjön var som högst på 1980-talet och sedan dess har den nu minskats till 1950-talets nivåer. Trots minskningen har inga större förändringar skett i vattenkvaliteten och syrebristen består (HELCOM, 2018). Det bör även påpekas att episodisk syrebrist sannolikt har påverkat Egentliga Östersjön i tusentals år (Rose, 2019).

Som åtgärd mot övergödning tillämpas Aktionsplanen för Östersjön (Baltic Sea Action Plan, BSAP), som har tagits fram av samarbetsorganet HELCOM med hjälp av den fysisk-biogeokemiska modellen BALTSEM. I BSAP ingår internationellt överenskomna minskningar i tillförsel av kväve och fosfor. BALTSEM, tillämpad i kombination med ett indikatorbaserat statusbedömningsverktyg för övergödning, förutsäger inga snabba förbättringar i vattenkvalitet i Östersjön, även om belastningsmålen i BSAP skulle nås. Om BSAP-målen för belastning av näringsämnen skulle uppnås omedelbart (vilket i sig vore föga realistiskt) så skulle god miljöstatus med avseende på övergödning nås i Bornholmsbassängen (öster om Bornholm) cirka år 2057, och Egentliga Östersjön öster om Bornholmsbassängen skulle nå denna status omkring år 2200 (Murray m.fl., 2019).

En annan påverkansfaktor för syrehalt i Egentliga Östersjöns djupaste bottenvatten är förekomsten av stora saltvatteninbrott från Kattegatt till Egentliga Östersjön via Öresund och Bälten. Dessa tillför betydande volymer syrerikt vatten med en för

Östersjöförhållanden hög salthalt. På grund av hög densitet transporteras dessa vattenmassor ner till Egentliga Östersjöns djupaste vatten och ökar syrehalten där genom att dels späda ut syrefattigt eller syrefritt vatten, dels pressa syrefattiga vattenmassor uppåt där de kan syresättas av vågor och vind (Rosenberg m.fl., 2016; Stramska och Aniskiewicz, 2019).

De stora saltvatteninbrotten går inte att förutsäga utan sker under speciella meteorologiska förhållanden. Det senaste stora saltvatteninbrottet skedde över årsskiftet 2014-2015 (Rosenberg m.fl., 2016; Stramska och Aniskiewicz, 2019). Registreringar av stora saltvatteninbrott finns sedan 1800-talet, med avbrott för de två världskrigen, och de brukade enligt vissa uppgifter vara betydligt vanligare än idag fram tills mitten av 1970-talet, men denna uppgift är enligt vissa bedömare omstridd (Lars Arneborg, SMHI, pers. komm.). Saltvatteninbrotten är under alla omständigheter just nu otillräckliga för att syresätta Egentliga Östersjöns djupaste bottenvatten (Stramska och Aniskiewicz, 2019; Orio, 2019). Inflöden höjer haloklinen (saltsprångskiktet) så att vind och vågor inte kan blanda ner syre till botten som tidigare har varit ovanför haloklinen (Meier m.fl., 2017).

Syrebristen kan påverka torskens kondition både direkt genom att aktiviteten och därmed födointaget minskar (Chabot och Dutil 1999, Chabot och Claireaux 2008) och indirekt genom att tillgången till viktiga bottenlevande bytesorganismer minskar samt genom att minska livsmiljöer och därför utbredningen som kan leda till trängsel (Casini m.fl., 2016; Orio m.fl., 2019). Sambandet mellan ökad syrebrist och reducerad kondition är mycket starkt (Casini m.fl., 2016; 2020). Syrebristens effekter på torskens reproduktionsframgång uppstår genom att torsken genom sitt marina ursprung är beroende av de djupa, salta bottenvattnen i Östersjön för sin reproduktion. Leken sker pelagiskt och för att äggen ska överleva behöver de flyta i syrerikt vatten. Även om torsken i Östersjön uppvisar en stark lokal anpassning, så behöver torsken en salthalt på minst 11 psu för att äggen ska befruktas och för att de ska flyta (Westin och Nissling, 1991, Vallin och Nissling, 2000). Det är dessutom bara de allra största torskhonorna som producerar ägg som kan flyta i den salthalten. En lektorsk i södra Östersjön på 50 cm producerar ägg som flyter vid en salthalt på omkring 14-16 psu, medan ägg från en hona på 80-90 cm flyter vid ca 11-12 psu (Vallin och Nissling, 2000). Det här innebär att den tilltagande syrebristen i Östersjön (och i och med klimatförändringarna på sikt även minskande salthalten) har gjort att stora områden som tidigare var lämpliga för torskens reproduktion nu är utslagna, framför allt i Gotlands- och Gdanskdjupen (Hinrichsen m.fl., 2016). Dessutom har den minskande förekomsten av stor torsk sannolikt förstärkt syrebristens effekter på reproduktionsförmågan, eftersom stora torsars ägg flyter i lägre salthalt.

Övergödning kan även innebära annan problematik för torsken, särskilt på västkusten. Habitat med blåstång och ålgräs är viktiga för torskens uppväxt och de påverkas negativt av övergödning (Ljungberg, 2013). I perioden mellan pelagiskt stadium då torsk främst äter plankton och det senare stadier då de främst äter fisk, lever ung torsk i grunda, vegetationsbotten där de äter bottenlevande organismer.

Övergödning kan leda till att kustnära vegetationsbottnar försvinner, dels genom minskad ljusgenomträngning, vilket har en effekt på djuputbredningen hos vegetationen. Övergödningen kan även ha en negativ effekt genom ökad tillväxt av påväxtalger vilket leder till fragmentering eller habitatförlust. Se senare avsnitt för en mer ingående beskrivning av denna problematik

Effekterna av övergödning kan ytterligare förstärkas genom negativ återkoppling när mesopredatorer som exempelvis räkor konsumerar betare, som skulle hållit påväxtalgerna i schack, vilket leder till ytterligare tillväxt av påväxtalger (Östman m.fl. 2016). Processen kan förstärkas ytterligare av exempelvis låg torskrekrytering, då detta minskar predationstrycket på mesopredatorer som exempelvis vegetationslevande räkor (Persson m.fl., 2008, Baden m.fl., 2012, Donadi m.fl., 2017). Processen bildar en negativ spiral som ytterligare accelererar fragmenteringen av kustnära vegetationsbottnar.

Minskningen i vegetation leder även ofta till minskad bytestillgång, något som kan ha negativa konsekvenser på tillväxt. Samtidigt ökar predationsrisken för torsk då de i frånvaro av vegetation blir mer exponerade. Predationen kan dels ske genom ökad kannibalism, men även genom predation från andra arter. Utöver ren dödlighet kan såväl kannibalism som predation ha en negativ inverkan på ung torsk genom minskat födosök (Persson m.fl., 2012). Ökad predationsrisk kan även tvinga fram en förändring i habitatsnyttjande till, ur bytessynpunkt mindre fördelaktiga habitat, något som i sin tur kan påverka torskens tillväxt (Ljungberg, 2013).

4.2 Klimatförändringar

Det globala klimatet förändras och därigenom tilltar även klimatförändringseffekter på svenska hav. Högst sannolikt sker detta åtminstone delvis som en effekt av människans globala utsläpp av koldioxid och andra växthusgaser (BACC II, 2015). Globalt sett har utsläppen av växthusgaser ökat med i genomsnitt 1,5 procent årligen under det senaste årtiondet enligt UNEP (2019).

Temperaturökningar till följd av klimatförändringar drabbar all svensk torsk övervägande negativt, då den är en s.k. kallvattenart. Dess temperaturlöslighet uppåt påverkas dessutom negativt av syrebrist (Zanuzzo m.fl., 2019). I Nordsjön har torsken förflyttat sig norrut, antagligen som en följd av varmare vatten (Dinesen m.fl., 2019). Andra troliga effekter av ökande temperatur är en snabbare tillväxt hos yngre individer samt en minskad asymptotisk (slutlig) kroppsstorlek hos äldre individer (Lindmark, 2020). Biomassan hos torskbestånd har generellt sett ett negativt samband med temperaturen. Torskens föredragna föda i planktonätande stadier påverkas negativt av temperaturökningar (Rose, 2019).

I Östersjön tillkommer problemet med utsötning av vattnet, vilket sker till följd av en klimatinducerat ökad avrinning av sötvatten från land. Torsken är en marin art som missgynnas av låga salthalter. I synnerhet försämrar lägre salthalter torskens möjligheter till reproduktion (BACC II, 2015; Orio, 2019) och försämrar således torskens habitat. Ökad utsötning skulle även kunna leda till predation från andra

arter i kustfisksamhället, t.ex. storspigg (*Gasterosteus aculeatus*), abborre (*Perca fluviatilis*) eller gädda (*Esox lucius*), då nya, tidigare marina miljöer, blir tillgängliga för dessa arter. Dessutom missgynnar lägre salthalter den viktigaste planktonfödan för torsklarver, *Pseudocalanus acuspes*, med negativa effekter på torskrekrytering.

Utsläpp av koldioxid till atmosfären gör även att havet blir surare (får lägre pH) genom att koldioxid löses i havsvattnet. Lägre pH kan visserligen få torsklarver att växa snabbare, men skadar därtill viktiga organ hos dem vilket gör att de dör i ökad omfattning. Havsförsurning påverkar således torskens rekrytering övervägande negativt (Stiasny m.fl., 2019).

Viitasalo (2019) fann att de tidigare dominerande arterna strömming och torsk i centrala Östersjön sannolikt skulle ersättas av skarpsill i ett varmare klimat med lägre salthalt. Skarpsill (*Sprattus sprattus*) skulle gynnas av att högre temperaturer skulle ge den bättre tillgång till föda i unga stadier och den kan därigenom i stora antal konkurrera ut torsken (Möllmann, 2019). I de långsiktiga modellprediktioner som finns ingår att det finns en risk att torsken försvinner helt från Östersjön under det pågående århundradet, delvis som en effekt av klimatdrivna rekryteringsproblem (Lindegren m.fl., 2010; Rose, 2019).

Med förändringar i klimat, exempelvis temperaturförändringar i luft och hav eller hårdare väder (Aguiar m.fl., 2018), kommer komplexa förändringar som kan tänkas påverka processer i kustnära områden. Förändringar i väderförhållanden skulle kunna få en negativ påverkan på rekryteringen hos torsk framför allt i kustnära miljöer. Eftersom kustnära miljöer är viktiga uppväxtmiljöer för ung torsk skulle ökad våg- och vindexponering kunna påverka bottnar som erbjuder skydd och föda negativt. Vågexponering kan leda till minskad kustnära vegetation vilket i sin tur kan ha en negativ påverkan, i likhet med teoribildning kring övergödning ovan, på områden som ger föda och skydd för uppväxande torsk.

Torsk har en optimal tillväxttemperatur som är sjunkande med ökande storlek hos individen (Björnsson m.fl., 2007) och temperatur kan styra habitatval hos torsk, något som påvisats både i nordöstra och nordvästra Atlanten (Michalsen m.fl., 1998; Swain m.fl., 1998). Permanenta förändringar i vattentemperatur kan innebära att tillgänglighet i habitat påverkas. Detta kan i sin tur skapa ett överlapp i habitatutnyttjande mellan torsk av olika storleksklasser (Ljungberg, 2013), något som i sin tur kan öka risken för kannibalism och därmed rekryteringen inom arten.

4.3 Födobrist

Under sin uppväxt växlar torsken mellan olika typer av föda. Juvenil torsk föredrar att äta små bottendjur, däribland skorv (*Saduria entomon*) i Östersjön och mindre kräftdjur i Västerhavet. Mellanstor torsk fortsätter att äta bottendjur men äter därtill småfisk som skarpsill och sill/strömming. Stor torsk konsumerar även större fiskar som skrubbskädda (*Platichthys flesus*; Niiranen m.fl., 2019; Kulatska m.fl., 2019; Neuenfeldt m.fl., 2020).

Torsken i det östra östersjöbeståndet har blivit magrare och har vuxit sämre under de senaste 20 åren (Casini m.fl., 2016a; Bergenius m.fl., 2019), även med tydliga tecken på att den svälter ihjäl (Casini m.fl., 2016b; Neuenfeldt m.fl., 2019). Det har gett ett försämrat försäljningsvärde och tros vara en viktig orsak till att det numera i hög grad saknas stor torsk i beståndet. Förändringen kan bero på en stor bredd av biotiska och abiotiska faktorer varav födobrist sannolikt är en betydande sådan. Låg kondition och tillväxt till följd av födobrist påverkar torskens reproduktion (Mion m.fl., 2018) och överlevnad negativt (Casini m.fl., 2016a).

Neuenfeldt m.fl. (2020) undersökte fem årtiondens maginnehåll från detta torskbestånd och fann att torsken numera äter betydligt mindre skarpsill och skorv som kan förklara den försämrade konditionen och tillväxten. Skorv finns det dock gott om i dieten hos skrubbskädda, vilket skulle kunna tyda på en konkurrenssituation då skrubbskäddan är tåligare än torsken mot syrebrist och minskningen av viktiga bottenlevande bytesdjur. Det kan också tyda på att skorv stjälar bottenlevande mat från torsk (Casini och Orio, 2019; Hasse m.fl., 2020), och då kan de ökande bestånden av skrubbskädda ha bidragit till nedgången i torskens kondition och tillväxt och därmed förhindrat återhämtningen (Orio m.fl., 2020). Minskningen av skarpsill i torskens diet beror troligen på förändringarna i skarpsillens utbredning mot norra Östersjön där torsk inte befinner sig nuförtiden och minskningen av skarpsill i södra Östersjön (Eero m.fl., 2012; Casini m.fl., 2016a; Neuenfeldt m.fl., 2020).

4.4 Fångster av torsk i fisken riktade mot andra arter

Som kort nämdes i avsnittet om torskens betydelse för samhället har torsk gått från att vara en av de huvudsakliga målarterna i flera svenska havsområden till att numera i första hand fångas som bifångst i fisken efter andra målarter (se Bergenius m.fl., 2018 för en översikt). Detta är en följd av att både tillgång och svenska fiskemöjligheter numera är så små att ett riktat fiske på torsk inte är möjligt vare sig legalt eller ekonomiskt. Riktat fiske efter torsk ur ett svenskt perspektiv begränsas nu till ett visst kustnära fiske med passiva redskap i Östersjön, framför allt i Öresund, och ett begränsat fiske i Nordsjön (i än mindre grad i Skagerrak) med främst bottentrålar. Merparten av den torsk som fångas i Västerhavet tas istället i trålfisken riktade efter havskräfta i Skagerrak och Kattegatt och nordhavsräka i Skagerrak och Nordsjön. Vissa mindre torsk bifångster förekommer även i fisken med nät och burar/ryssjor och i trålfisken efter annan demersal fisk och skaldjur i Västerhavet. Innan ålfiskeförbudet på västkusten 2012 var bifångsterna av småtorsk i det kustnära ryssjefisket vissa år betydande (Svedäng, 1999). Numera är mängden ryssjor avsevärt färre; dock används sådana ryssjor fortfarande, men i avsevärt mindre omfattning än tidigare, i fisket efter läppfiskar (labrider). Torsk fångad i burar, ryssjor och fällor får dock trots landningsskyldigheten återutsättas under vissa villkor då fiske med sådana redskap bedömts möjliggöra hög överlevnad för återutsatt fångst (Kommissionens delegerade förordning (EU) 2018/2035). I andra redskap är överlevnaden av torsk låg och landningsskyldighet gäller. Kunskapen om bifångster av torsk i pelagiska fisken är bristfällig på grund av avsaknaden av kontinuerlig fiskerioberoende

datainsamling (Bergenius m.fl., 2018); dock finns historisk dokumentation av torsk bifångster i vadfisken efter skarpsill som äger rum under höst och vinter utmed Skagerraks kust (Arrhenius m.fl., 1998).

Eftersom havskräftor och räkor storleksmässigt är mindre än landningsbar torsk krävs mindre maskstorlekar i redskap som används vid fiske efter dessa arter än i redskap som används för ett riktat torskfiske. Som en följd av de finmaskiga redskapen och Västerhavets relativa artrikedom uppstår en blandfiskeproblematik där, bland andra arter, bifångster av torsk kan vara betydande i skaldjursfiskena. Detta handlar alltså inte bara om bifångster av vuxen torsk utan i än högre grad av unga individer. Mot denna bakgrund har under de senaste två decennierna skärpningar i redskapskraven införts i dessa fiskerier för att minska mängden torsk bifångster. Skärpningarna har först införts på svenskt vatten via nationell lagstiftning men har i flera fall senare även införts i EU-lagstiftning, antingen som krav eller som alternativ till andra tillåtna redskap. Exempel är användande av artsorterande rist i räkfisket som lagstodgades på svenskt vatten (innanför trålgränsen) 1999 och som sedan 2013 är ett krav för alla länder i alla till Sverige gränsande hav. Ett annat exempel är en liknande rist för kräfttrålar som är obligatorisk på svenskt vatten sedan 2004 och infördes i EU-lagstiftningen som ett alternativ utanför trålgränsen sedan 2006 (Madsen och Valentinsson, 2010; Bergenius m.fl., 2018). Trålar med artsorterande rister sorterar effektivt ut liten och i än högre grad stor torsk ur redskapen (Valentinsson och Ulmestrand, 2008). Utöver skärpta redskapskrav för skaldjursfiskerier har under åren också den generella maskstorleken för trålfiske efter bl.a. torsk höjts från 70 mm på 1990-talet till 120 mm i Västerhavet. Sammantaget har dessa förändringar generellt inneburit en minskning av bifångster av torsk i det svenska fiskeriet (Bergenius m.fl., 2018). Eftersom t.ex. rist i kräfttrålar endast är ett alternativ och inte ett krav vid fiske efter havskräfta utanför trålgränsen är användandet av detta redskap ytterst begränsat av svenska fartyg utanför kustvattnen. Viktigt att påpeka i sammanhanget är dock att Danmark, som är den överlägset största fiskeaktören i Skagerrak och Kattegatt, inte använder rist i sitt betydande kräftfiske. Även för andra fiskerier har under de senaste åren forsknings- och utvecklingsprojekt, i samverkan mellan svensk fiskerier och SLU inom ramen för regeringssatsningen på selektivt fiske, tagit fram modifierade trålar för att undvika bifångster av rundfiskar såsom torsk i fiskerier riktade efter bl.a. plattfiskar och sill (Nilsson m.fl., 2018). Användningen av dessa redskap är dock begränsad på grund av avsaknad av styrande lagstiftning och/eller avsaknad av effektiva incitament (Nilsson m.fl., 2018). Dessutom har effekten av ljus testats på mängden bifångst av olika arter. Förutom levandefångst och hög överlevnad på bifångade arter så kunde nivån av bifångst minskas. Dock behövs mer arbete i framtiden innan ett burfiske efter räka skulle kunna bli aktuellt (Nilsson m.fl., 2018).

Utöver redskapsregleringar finns även andra relativt nutida regler på plats för skydd av torsk i Västerhavet. Bland de internationella reglerna kan nämnas torskfredningsområdet i sydöstra Kattegatt som varit på plats ett drygt decennium och som har inneburit ett visst skydd för torsken i Kattegatt (Anon, 2013), systemet

med realtidsstängningar (RTC) i Skagerrak som innebär att områden kan stängas för fiske om kontroller kan påvisa att inblandningen av små torskfiskar är över en viss nivå i fångsten. Sedan 2020 finns även två mindre säsongsstängda områden i Skagerrak för att freda torskbeståndet under delar av lekperioden. En lång rad nationella regler för skydd av torsk i kustzonen finns också på plats. Startpunkten för dessa regler var trålgränsutflyttningen 2004 (Sköld m.fl., 2011). Reglerna har sedan dess utökats och skärpts vid ett flertal tillfällen. Beståndsutvecklingen för torsken längs västkusten har dock inte förbättrats under dessa år.

I Östersjön, där artrikedomen är lägre, har torsk generellt varit den huvudsakliga målarten i demersala fisken utanför den omedelbara kustzonen. Därför är blandfiskeproblematiken som är typisk för Västerhavet inte är lika accentuerad där (Bergenius m.fl., 2018). De arter som bifångas i det riktade torskfisket är i första hand skrubbskädda och till viss del rödspätta (framför allt i västra Östersjön). Fiskeridödligheten på torsk i Östersjön har därför huvudsakligen varit orsakat av ett riktat fiske snarare än av bifångster. De bifångster av torsk som trots allt skett har tagits i fiske efter plattfiskar, ål och kustarter med passiva redskap i Östersjön. Likt för Västerhavet är kunskapen om bifångster av torsk i fiske efter pelagiska arter bristfällig på grund av avsaknaden av fiskerioberoende datainsamling (Bergenius m.fl., 2018).

Eftersom riktat fiske efter torsk är förbjudet i östra Östersjön samt i delområdet SD 24 fr.o.m. 2020 (egentligen sedan nödstoppet sommaren 2019) är torsken numera att betrakta som en ren bifångst i dessa vatten (Rådsförordning (EU) 2019/1838). Dessutom är kvoterna kraftigt reducerade, -92% för östra och -60% för västra beståndet jämfört med 2019. ICES bedömer vidare att det kan ta lång tid att återuppbygga det östra beståndet till hållbara nivåer varför mycket tyder på att det kan ta lång tid innan ett riktat torskfiske kan återupptas. Det förändrade regelverket där torsk betraktas som bifångst kan leda till förändringar i inriktningen på det kvarvarande demersala fisket på så vis att intresset för fiske efter skrubbskädda och rödspätta ökar. Sverige har i jämförelse med Danmark, Tyskland och Polen historiskt sett haft närmast obetydliga landningar av plattfisk i Östersjön (HaV, 2020). Om dessa fångster ökar framöver är det viktigt att bifångsterna av torsk minimeras och att den torsk som fångas i burar och fallor riktade efter andra arter kan återutsättas i ett skick som möjliggör hög överlevnad, då dessa redskap liksom i Västerhavet är undantagna landningsskyldigheten (Kommissionens delegerade förordning (EU) 2018/306)

4.5 Predation från marina däggdjur och fåglar

Med naturlig dödlighet hos ett fiskbestånd menas den dödlighet som orsakas av andra faktorer än fiske, vilket i själva verket är en kombination av en mängd olika påverkansfaktorer, som till exempel predation, konkurrens, kannibalism, sjukdomar och försämrade livsmiljöer. I detta avsnitt beskrivs den del av den naturliga dödligheten som orsakas av marina däggdjurs och fåglars predation på torsk. Predation från andra djurgrupper, bland annat andra fiskarter, framför allt på torskens första livsstadier (ägg, larver och tidiga juvenila stadier) tas inte upp här.

Baserat på tillgänglig kunskap om populationsstorlek och dietsammansättning är det främst gråsäl, knobbsäl, tumlare och skarv som har potential att konsumera torsk i några större mängder (Hansson m.fl., 2017). Skarven var mer eller mindre utrotad i början av 1900-talet, medan sälpopulationerna blev kraftigt decimerade fram tills 1970- och 1980-talet. Därefter har utbredning och storlek av säl- och skarvpopulationerna ökat betydligt under de senaste årtiondena, både i Östersjön (i kontrast till tumlare) och i Västerhavet (Hårding och Härkönen, 1999; Engström, 2001; Bregnballe m.fl., 2014; Hammond m.fl., 2017; ICES, 2019c).

Kunskapen om förekomsten av torsk i dieten hos säl och skarv i allmänhet, och vilken påverkan dessa fiskätare har på torskbestånden i synnerhet, är begränsad. För gråsäl i Östersjön visar de dietundersökningar som gjorts tidigare att andelen torsk varierar stort mellan områden, åldersgrupper och hur dietproverna är insamlade. (Söderberg, 1975, Lundström m.fl., 2010). Resultaten från dessa undersökningar, till största del baserade på dietprover från sälarnas huvudsakliga utbredningsområde norr om Kalmarsund, visade att dieten dominerades av strömming, medan torsk utgjorde en förhållandevis liten del. I takt med att gråsälarnas utbredning expanderat söderut och dietprover samlats in från nya områden har det visat sig att torsk verkar vara en mer betydelsefull bytesart i södra och centrala Östersjön än vad man sett i andra områden (Hansson m.fl., 2017, Scharff-Olsen m.fl., 2018) (K. Lundström, SLU, pers. obs.), och att torsk ser ut att dominera dieten fullständigt i södra Östersjön (Zrust, 2017; Eero m.fl., 2019).

Även för skarv i södra och centrala Östersjön har torsk visat sig kunna utgöra en stor andel av dieten (Ovegård m.fl., 2016, Hansson m.fl., 2017, Larsson, 2017). För knobbsäl i södra Östersjön är kunskapen mer begränsad, men i en undersökning från Danmark dominerades dieten av torsk (Andersen m.fl., 2007). I Kattegatt och Skagerrak, där antalet knobbsälar, skarvar och tumlare nu befinner sig på historiskt höga nivåer, råder stor brist på aktuella dietdata från alla tre arterna. Tidigare dietundersökningar visade, förutom att dieten varierade mellan områden, säsonger och år, att torsk kan utgöra en stor del av den konsumerade vikten, både hos knobbsäl och skarv (Härkönen, 1987, Härkönen, 1988, Härkönen och Heide-Jørgensen, 1991, Hald-Mortensen, 1995). Senare undersökningar visar att viktandelen torsk i dieten hos säl och skarv kan variera mellan några få procent till drygt en tredjedel av vikten, och att både säl och skarv huvudsakligen äter av de yngsta årsklasserna av torsk (0-1-åringar) (Hald-Mortensen, 2005, Lunneryd och Alexandersson, 2005, Strömberg m.fl., 2012, ICES, 2017, Ljunggren, 2017, Scharff-Olsen m.fl., 2018) (K. Lundström, SLU, pers. obs.). Även för tumlare har torsk varit en av de viktigaste bytesarterna i de undersökningar som gjorts på tumlare från Kattegatt-Skagerrak och södra Östersjön (Lindroth, 1962, Aarefjord m.fl., 1995, Hoffmann m.fl., 2003, Sveegaard, 2011, Andreasen m.fl., 2017). När det gäller påverkan på fiskbestånd har de flesta undersökningarna gjorts på säl, framför allt gråsäl, medan påverkan från skarv och tumlare är betydligt mindre studerat.

Sälars påverkan på torsk i Östersjön/Västerhavet

De stora populationerna av säl i Östersjön början av 1900-talet anses ha varit en viktig begränsande (top-down) faktor för torskbestånden (Elmgren, 1989; Thurow, 1997; MacKenzie m.fl., 2002; Eero m.fl., 2011). Den omfattande jakten på säl resulterade i att antalet sälar i Östersjön reducerades kraftigt under 1900-talet första hälften, vilket i sin tur bidrog till att sälarnas konsumtion av torsk minskade och att mängden torsk i Östersjön ökade (Hansson m.fl., 2007, Österblom m.fl., 2007). I takt med att antalet gråsäl ökat i Östersjön under 2000-talet har intresset åter väckts för deras eventuella kontrollerande effekter på torskbestånden. Resultaten från undersökningar som undersökt gråsälens betydelse för torsk i Östersjön tyder på att sälarnas påverkan har varit liten i jämförelse med fiskets effekter och förändringar i miljön. Även om tidigare undersökningarna visat att mängden torsk kommer att minska med ökat antal sälar, ses det i allmänhet som osannolikt att sälarna på egen hand kommer att förhindra torskbeståndens återhämtning i Östersjön (Hansson m.fl., 2007, MacKenzie m.fl., 2011, Costalago m.fl., 2019).

Ovanstående undersökningar baseras dock på relativt begränsade dietdata från centrala Östersjön och saknar information om födovallet hos gråsäl i de södra delarna av Östersjön saknas, samtidigt som antalet gråsäl i Östersjön har fortsatt att öka. I en senare undersökning, baserad på ett mer aktuellt och relevant dietunderlag, konstateras att predation från gråsäl sannolikt har bidragit till den ökande naturliga dödligheten hos torsk i södra Östersjön, åtminstone lokalt (Eero m.fl., 2019).

Sälars påverkan på torsk i Kattegatt-Skagerrak

Knubbsälarnas påverkan på torsk i Västerhavet har inte undersökts i samma utsträckning som gråsäl och torsk i Östersjön. Tidigare studier har visat att knubbsäl i Kattegatt-Skagerrak hade en försumbar effekt på torskbestånden (Härkönen och Heide-Jørgensen, 1991; Hansen och Hårding, 2006). Resultaten från dessa studier är dock begränsade av hur sälarnas, fiskbeståndens och fiskets utbredningar har hanterats, se det kommande avsnittet *Behov av forskning på åtgärder*. Enligt en senare analys verkar situationen i Kattegatt nu ha förändrats och sälarnas konsumtion av torsk kan vara en betydelsefull orsak till torskbeståndets höga naturliga dödlighet (ICES, 2017). Även längs Skagerrakkusten, där större torsk i stort sett saknas helt (Andersson m.fl., 2019) och knubbsälpopulationen verkar vara utsatt för födobrist (Hårding m.fl., 2018), är det möjligt att predationstrycket bland annat på torsk är betydelsefullt.

Sälars påverkan på torsk i andra områden

Att torsk kan vara ett vanligt byte för gråsäl och knubbsäl, men också att andelen torsk i dieten varierar, framgår av undersökningar även från andra områden, i Nordsjön och Atlanten (bl.a. Bjørge m.fl., 2002; Mikkelsen m.fl., 2002; Ridoux m.fl., 2007; Spitz m.fl., 2010; Brown m.fl., 2012; O'Boyle och Sinclair, 2012; Hammill m.fl., 2014; Hammond och Wilson, 2016; Wilson och Hammond, 2016; Granquist m.fl., 2018; Aarts m.fl., 2019; Gosch m.fl., 2019; Nilssen m.fl., 2019).

Ett stort antal studier har undersökt påverkan från säl på fiskbestånd, framför allt torsk, i Nordsjön och Atlanten och i vilken mån sälarna bidrar till att höja den naturliga dödligheten och förhindra återhämtning av kraftigt nedfiskade torskbestånd. Resultaten skiljer sig åt beroende på vilka områden och sälpopulationer som har studerats och vilken metodik som har använts. Medan resultaten från tidigare studier i nordvästra Atlanten inte tyder på att predation från gråsäl bidrar signifikant till den naturliga dödligheten eller att sälarna är orsaken till att torskbestånden inte återhämtar sig (Mohn och Bowen, 1996; Fu m.fl., 2001; Trzcinski m.fl., 2006) pekar andra, senare, studier på att gråsälarna spelar en viktig roll och faktiskt kan medföra att torskbestånden inte återhämtar sig (Chouinard m.fl., 2005; Benoit m.fl., 2011; O'Boyle och Sinclair, 2012; Hammill m.fl., 2014), eller rent av försvinner helt (Neuenhoff m.fl., 2019). Även i nordöstra Atlanten finns det undersökningar som visar att gråsäl kan ha en negativ påverkan och bidrar till en ökad naturlig dödlighet vilket kan göra det svårt för bestånden att återhämta sig (Cook m.fl., 2015; Cook och Trijoulet, 2016; Trijoulet m.fl., 2018; Aarts m.fl., 2019), samtidigt som resultaten från andra undersökningar tyder på att sälarnas betydelse för torskbestånden är begränsad (Alexander m.fl., 2015; Houle m.fl., 2016; Baudron m.fl., 2019).

Skarvars påverkan på torsk

I en tidigare undersökning från västra Östersjön bedömdes att predationen från skarv var liten i förhållande till andra faktorer och att skarven inte påverkade torskbeståndet negativt (Nielsen m.fl., 1999). I en senare undersökning från svenska Östersjökusten konstaterades att skarvarna längs kusten endast hade en begränsad effekt på torsk (Östman m.fl., 2013). Ovegård m.fl. (2016) fann emellertid att skarv äter cirka 33 viktprocent torsk i den västra delen av Blekinge Skärgård. Andra undersökningar har visat att även om skarvar främst äter juvenil torsk kan deras predation påverka utvecklingen av torskbestånd negativt, även om annan naturlig dödlighet oftast är av större betydelse (Barrett m.fl., 1990; Cairns, 1992; Johansen m.fl., 1999).

4.6 Brist på lämpliga uppväxthabitat (främst västkusten)

Under de första levnadsåren är komplexa habitat med tredimensionella strukturer, som ålgräs, makroalger, stenar och block, viktiga för torsken, eftersom de erbjuder skydd mot predatorer men även tillgång på byten (Borg m.fl., 1997; Lindholm m.fl., 1999; Lilley och Unsworth, 2014). Som en följd av högre preferens för och överlevnad i mer komplexa habitat är tätheterna av småtorsk därför generellt högre där jämfört med mindre gynnsamma sand- och lerbottnar (Tupper och Boutilier, 1995). Även försök i fångenskap har visat att småtorsk föredrar mer komplexa habitat, särskilt i närvaro av predatorer och att torsken har högre överlevnad i dessa habitat (Gotceitas m.fl., 1997; Lindholm m.fl., 1999; Fraser m.fl., 2011). Det är först vid höga tätheter och ökande konkurrens som småtorsken visar ökad preferens för mindre strukturerade habitat (Robichaud och Rose, 2006). I områden med svaga torskbestånd, eller med god tillgång till komplexa habitat, kan man alltså förvänta sig en tydlig preferens för dessa habitat. Minskad tillgång på gynnsamma

habitat har visat sig ha negativ inverkan på torsken i området (Pihl m.fl., 2006), och i Skagerrak finns indikationer på att torskbestånd kan vara begränsade av tillgången på lämpliga habitat (Fromentin m.fl., 2001).

Ett sådant habitat som minskat kraftigt längs den svenska västkusten är ålgräsängar, där stora nedgångar noterats de senaste decennierna, sannolikt till följd av övergödning och fysisk påverkan från t.ex. strandexploatering (Nykvist m.fl., 2009). Samtidigt får områden där ålgräs försvunnit sämre siktförhållanden, vilket förstärker de negativa effekterna och leder till ytterligare nedgångar (Moksnes m.fl., 2018). En annan viktigt habitatbildande art som minskat kraftigt till följd av övergödningen i Östersjön är blåstången, där framför allt det minskade siktdjupet och ökade påväxten och sedimentationen bidragit till nedgångar (Berger m.fl., 2004; Bergström m.fl., 2013). Effekterna av övergödning förstärks av att rovfisken försvunnit, genom att deras byten, som exempelvis småvuxna fiskarter och räkor, ökar. Dessa mesopredatorer konsumerar i sin tur betare, som skulle hållit påväxtalgerna i schack, vilket leder till ytterligare tillväxt av påväxtalger och förlust av de habitatbildande arterna. Processen bildar en negativ spiral, genom att denna habitatförlust minskar rekryteringen av rovfisk och därmed förstärks denna kaskadeffekt (Persson m.fl., 2008; Moksnes m.fl. 2008; Baden m.fl. 2012, Östman m.fl. 2016; Donadi m.fl. 2017).

Predationen ökar när vegetationen försvinner och kan dels ske genom ökad kannibalism, men även genom predation från andra arter. Utöver ren dödlighet kan såväl kannibalism som predation ha en negativ inverkan på ung torsk genom minskat födosök (Persson m.fl., 2012). Ökad predationsrisk kan även tvinga fram en förändring i habitatsnyttjande till, ur bytessynpunkt mindre fördelaktiga habitat, något som i sin tur kan påverka torskens tillväxt (Ljungberg, 2013).

Nuvarande situation där större rovfisk nästan helt försvunnit men där marina däggdjur och skarvar ökar, kan ytterligare ha skapat förändrade förutsättningar för vilka habitat som utgör ett gott predationsskydd för olika storlekar av torsk. Dessa är aspekter som nästan inte alls har studerats.

Torsk i östra beståndet i Östersjön förefaller skilja sig från västra beståndet och torsk i Västerhavet när det gäller uppväxthabitat. Ungtorsk i östra beståndet förekommer framför allt i djupare områden, från ca 20 m och neråt (Fredriksson och Bergström 2019; Orio m.fl. 2019), och detta gör att det här torskbeståndet inte är lika beroende av vegetationsklädda bottenar. I dessa djupare områden utgör sannolikt bottenrålning den största fysiska påverkansfaktorn på livsmiljön. Även i Västerhavet förekommer viktiga livsmiljöer för uppväxande torsk i djupare områden, där bottenrålningen kan ha betydande effekter på uppväxthabitaten genom att tredimensionella strukturer förstörs (Lindholm m.fl., 1999; 2001).

4.7 Parasiter

Torskar kan ha många slags parasiter men under de senaste årtiondena har infektionsgraden av parasitiska maskar (rundmaskar, *Nematoda*) ökat i torsk och

mest påtagligt har detta varit i egentliga Östersjön. Levermasken *Contracaecum osculatum* har ökat i förekomst och infektionsgrad så pass mycket att de tros påverka individens hälsa eftersom torskar med högre infektion har sämre kondition (Horbowy m.fl., 2016; Mehrdana m.fl., 2017) och sannolikt har de, tillsammans med andra faktorer, påverkat torsken på populationsnivå. Ökningen av parasitinfektioner har skett i samband med ett ökat antal marina däggdjur, vilka är slutvärdar för parasiterna och i vars magar parasiterna förökar sig (Mehrdana m.fl., 2017; Sokolova m.fl., 2018). Ägg transporteras via avföringen och utvecklas till larver i den fria vattenmassan som blir tillgängliga för mellanvärdar, såsom kräftdjur, vilka i sin tur äts av fisk. Parasiterna kan ha flera mellanvärdar innan de hamnar hos fisken, och kan dessutom transporteras mellan fiskar innan de blir uppätta av ett marint däggdjur där livscykeln startar på nytt (Bilska-Zajac m.fl., 2015). En ökad belastning av parasiter kan även bero på ändrade födovänor hos torsk, men vi vet egentligen för lite om parasiternas livscyklar och möjliga mellanvärdar i Östersjön.

Ökad parasitbelastning hos torsk uppmärksammades först under början av 2000-talet då en ökad belastning av sälmasken, eller torskmasken, (*Pseudoterranova decipiens*) noterades i torskens muskulatur (filéer). Förutom att de är visuellt motbjudande i fiskfiléer så kan parasiten orsaka maskinfektionen pseudoterranovosis hos människa om den förtärs levande (Buchmann and Mehrdana, 2016). Ökningen i filéer har inneburit att yrkesfiskare får mindre betalt för sin fångst när den är kraftigt infekterad. I en undersökning av parasiter i fisk i svenska vatten, av Thulin m.fl., från 1989, hittades sälmasken bara i torsk från västkusten - inga från Östersjön. Under 2012 och 2013 var infektionsgraden 38 % för kustnära torsk i området SD 25 (Lunneryd m.fl., 2015) och 2018 var motsvarande siffra 55 % (opublicerat) i det svenska kustområdet i SD 25. Vidare har man sett ett samband i infektionsgrad till närheten av större gråsälkolonier i SD 24 och SD 25 (Lunneryd m.fl., 2015). Torskar provtagna längre norr i Östersjön visar en lägre förekomst av infektion trots hög säl närvaro vilket visar att antingen den sjunkande salthalten och/eller avsaknad av andra mellanvärdar styr infektionen (Lunneryd m.fl., 2015). Prover från Öresund och västkusten visade en lägre infektion än i södra Östersjön vilket kan förklaras av att knobbsäl dominerar på västkusten och inte gråsäl. Att gråsäl är en viktigare vektor än knobbsäl för parasitens livscykel har även visats sig i andra undersökningar (McClelland, 2002).

I samband med att dålig kondition hos torsk i Östersjön uppmärksammades, observerades även en ökad belastning av mask i torskens lever. Levermasken infekterade ca 22 % av torskarna i södra Sverige och Bornholm under 80-talet (Haarder m.fl., 2014). Sen dess har andelen infekterade torsk ökat och redan 2013-2014 fann man masken i 100 % av torsklever från torsk fångad öster om Bornholm (Mehrdana m.fl., 2014). Det är idag inte ovanligt att en torsklever kan innehålla flera hundra maskar (M. Ovegård, SLU, pers. obs.). De flesta parasiterna i lever är levermasken som har säl som slutvärd, men i levern förekommer även andra parasiter, såsom spiralmasken *Anasakis* sp. (opublicerade data), som sprids via valar och delfiner och kan orsaka s.k. anisakiasis hos människa, vilket av

nämnda parasiter är den som vanligast orsakar infektion hos människa. Med en ökad tumlarpopulation kan vi förvänta oss en ökad infektion av spiralmasken hos torsk.

Hur parasiterna påverkar torsken vet vi bara lite om. Dels kan maskarna skada magsäcken när de vandrar ut genom magväggen (Buchmann och Mehrdana, 2016) och in i bukhålan och eventuellt vidare till lever eller muskulatur, beroende på art. Sålmasken, som kapslar in sig i muskulaturen på fisken, har i nors och ål visat sig påverka simningen (Sprengel och Luchtenberg, 1991), vilket i sin tur kan påverka födosök och orsaka ökad risk för mortalitet genom predation. Levern har flera viktiga funktioner och en del är att agera som fettreserv vilket gör att torsk i dålig kondition ofta har små leverar. I extrema fall ser det ut som levern har mer parasiter än levervävnad (figur 3). I Sverige och Danmark har man börjat studera torskens hälsa i relation till parasitbelastning och kommit fram till att levermasken orsakar en försämring i kondition hos fisken (Jane Behrens, pers. komm.). SLU har ett pågående uppfödningförsök av mager östersjötorsk som visar att en infekterad torsk kan tillväxa om det finns mat, men fiskar som inte tillväxer bra tenderar att ha en hög parasitbelastning. Sammantaget visar detta på ett komplicerat samband mellan parasitbelastning och torskens möjlighet att tillväxa (M. Ovegård, SLU, pers. obs.).



Figur 3. En mager östersjötorsk som är kraftigt infekterad med levermasken (*Contracaecum osculatum*).

4.8 Bottentrålningens påverkan på havsbotten

Den fysiska interaktionen mellan fiskeredskap och havsbotten beror på redskapstyp och hur redskapet har riggats, med vilken kraft redskapet dras över botten samt hur botten substratet är sammansatt (O'Neill och Ivanović, 2016). Effekten blir att sedimentet komprimeras, omblandas, förflyttas och resuspenderas (O'Neill och Summerbell, 2011; Bradshaw m.fl., 2012). Konsekvensen blir att komplexiteten av bottenhabitatet minskar genom att botten slätas ut och att strukturer som orsakats av naturliga eller biologiska processer, t.ex. av grävande djur, reduceras (Watling och Norse, 1998).

De ekologiska effekterna av trålning beror på intensiteten av trålning, dödligheten som orsakas av varje trålpassage och återhämtningspotentialen för organismerna som påverkas. Den initiala påverkan, dvs. effekten av de första tillfällena som bottentrålningen sker, bedöms också vara de som orsakar mest konsekvenser för biodiversiteten (Sköld m.fl., 2018). Detta är en effekt av att de känsliga arterna försvinner först och att de toleranta finns kvar och påverkas i mindre utsträckning av upprepad trålning. Återhämtningstiden beror på tillväxt, rekrytering och invandring från kringliggande områden. Bottentrålningen kan därmed minska biomassan och antal arter i bentiska (bottenbaserade) ekosystem samt förskjuta artsammansättningen mot kortlivade, mindre arter beroende på skillnader mellan organismer i direkt dödlighet och återhämtningsförmåga (Hiddink m.fl., 2017). Förändrad artsammansättning på grund av bottentrålning kan därmed innebära konsekvenser för de ekosystemtjänster som bottenlevande organismer bidrar med.

Effekter på bentiska ekosystem av bottentrålning är komplexa och de inblandade mekanismerna är inte frikopplade från varandra. Indirekta effekter kan uppstå i form av förändringar i näringsväven t.ex. genom att bottenlevande bytesdjur minskar i abundans, bentiska predatorer minskar i abundans om de fångas eller dör i fisket, förändrade födoförhållanden med döda eller döende djur i trålspåren eller via utkast från fiskefartygen, och att funktioner av habitatet som skydd och/eller födosöksområden förändras. I ett vidare perspektiv kan art- och storleksselektivt överfiske av rovfiskar få s.k. ”top-down”-effekter i näringsvävar och med storskaliga konsekvenser i ekosystemen (Casini m.fl., 2008; Eriksson m.fl., 2011). De vidare konsekvenserna av överfiske och ”top-down” effekter behandlas inte i detta avsnitt. Komplicerande är dock att alla dessa effekter kan pågå samtidigt och sker på olika skalor t.ex. genom att fiskpredatorer rör sig över större områden än de mer stationära bottenlevande organismerna.

En kunskapssammanställning (Collie m.fl., 2017) av indirekta ekologiska effekter av bottentrålning för fisk kom fram till följande slutsatser:

- Bottentrålningens påverkan sker främst genom att fiskarnas diet förändras och därmed kvaliteten på födan, men var inte relaterad till mängden intagen föda.

- Asätande till följd av utkast från fiskefartygen bidrar endast marginellt till det årliga födointaget för bottenlevande fisk.
- Vissa plattfiskarter kan gynnas av begränsad trålning på naturligt störda sandiga bottenar, troligen som en effekt av förändrad födosammansättning med ökad andel små havsborstmaskar i dieten, men missgynnas av bottenrålning på känsligare livsmiljöer som t.ex. lerbottenar.
- Det finns mycket kunskap om komplexa habitats betydelse för olika fiskarter som gömslen för uppväxande fisk och födosöksområden för rovfiskar, men det finns få studier som specifikt undersökt effekterna av bottenrålning på tillgängligheten av habitat.

Effekter i näringsväven för bottenorganismer kan också uppstå genom att större rovfisk fortsatt bifångas i bottenrålning riktad mot deras bytesarter. Ett exempel som nämnts i tidigare avsnitt är fisket efter havskräfta med stora bifångster av torsk som är predator på havskräfta. Utfiskning av rovfisk har kopplats till en ökning av bottenlevande räkbestånd genom minskad predation (Worm och Myers, 2003) och modellering av interaktionen mellan dessa arter visar på starka kopplingar, särskilt för kräftdjur om rovfiskar minskar kraftigt till följd av överfiske (Brander och Bennet, 1986; Brown och Trebilco, 2014).

Studier av diet och kondition har undersökts i Kattegatt i relation till trålningens intensitet för bottenlevande plattfisk (rödspotta, lerskädda och sandskädda) samt havskräfta (Hiddink m.fl., 2016). Studien visar att förhållandet mellan tillgång på bytesdjur och tätheten av predatorerna är avgörande för födointag och kondition hos de fiskarter som är beroende av bottenorganismer som födoresurs, och att dessa förhållanden kan ändras beroende på hur intensivt ett område bottenrålades. En annan studie har också visat att plattfisk fortsatt kan fylla magen med föda i områden med hög trålningens intensitet men att fiskarnas kondition går ner, sannolikt som en följd av att mer energi måste läggas på att söka föda (Johnson m.fl. 2015). Modellstudier har också visat att negativa såväl som positiva effekter av bottenrålning på fiskproduktionen varierar beroende på om det bentiska ekosystemet är styrt av predation (top-down) eller tillgång på näring (bottom-up) (van Denderen m.fl., 2020).

Resuspension, uppgrumling eller uppslamning kallas den process där sedimentpartiklar från havsbotten virvlas upp och blandas med ovanliggande vattenmassor. I djupa havsområden är naturlig resuspension orsakad av vågor och strömmar mycket liten men kan uppstå vid mycket kraftiga stormar; För svenska förhållanden, exempelvis i Östersjön, beskrivs emellertid detta sällan ske djupare än 50 – 70 m (Danielsson m.fl., 2007). Resuspension kan också skapas genom mänskliga aktiviteter som muddringsarbete och bottenrålning. Jämförelser mellan hydrodynamiska störningar av havsbotten med mekanisk störning av sedimentet på grund av bottenrålning i Nordsjön, Kattegatt och Östersjön visar att trålningen kan generera mer resuspension än naturliga processer på djupare botten (Floderus och

Pihl, 1990; Diesing m.fl., 2013; Martin et. al., 2014a; Linders m.fl., 2018). Det största bidraget till resuspension från bottentrålning orsakas av det hydrodynamiska motståndet som uppstår i vattenmassan direkt ovanför botten när utrustningen dras fram genom vattenmassan, vilket har konsekvensen att sediment också kan spridas till omkringliggande områden (Martin m.fl., 2014b, Puig m.fl., 2015; Bradshaw m.fl., 2012). Trålinducerad resuspension av ackumulerat sediment kan leda till en reduktion av halten organiskt innehåll i ytsedimentet, liksom tillgängliggöra näringsämnen (Dounas m.fl., 2007) och gifter ackumulerade i sedimentet (Bradshaw m.fl., 2012). Ökad suspension av partiklar i vattenmassan med förhöjd turbiditet (grumlighet) som följd kan medföra negativa ekologiska effekter på marin flora och fauna. Negativa effekter som kan uppstå är reducerad överlevnad för ägg och larver hos fisk och evertebrater (Westerberg m.fl., 1996; Gilmour, 1999; Larsson m.fl., 2013). Fiskar är känsliga för förhöjda halter av sediment i vattenmassan, särskilt under larvstadiet, på grund av att gälarna skadas (Humborstad m.fl., 2006).

För en mer ingående sammanställning av bottentrålningens effekter hänvisas till [Aqua reports 2018:7](#) Bottentrålning - effekter på marina ekosystem och åtgärder för att minska bottenpåverkan.

En problematisering av bottentrålningens indirekta effekter för torskpopulationer i svenska vatten kan sammanfattas enligt följande:

- Minskad och förändrad födoresurs av bottendjur som är viktiga särskilt för uppväxande torsk.
- Negativa effekter på ägg- och larvöverlevnad till följd av ökad resuspension av partiklar under känsliga perioder i områden med begränsad vattenomsättning.

4.9 *Tiaminbrist*

Tiaminbrist är ett tillstånd då det essentiella vitamin B₁ (tiamin) inte finns i tillräcklig mängd för att upprätthålla livsnödvändiga processer i en organism. I marina system är det främst bakterier och växtplankton som producerar tiamin och högre organismer får således sitt tiaminbehov tillgodosett via födan (Sañudo-Wilhelmy m.fl. 2014). Tiamin är en kofaktor till enzym som styr bland annat metabolism av kolhydrater, fettsyror och aminosyror, samt produktion av energi (ATP; Whitfield m.fl. 2018). Utöver dess roll som kofaktor är tiamin även en antioxidant som skyddar mot oxidativ stress (Lukienko m.fl. 2000). Vid tiaminbrist sker en ackumulation av giftiga metaboliter (t.ex. glyoxaler, laktat och fytansyra) som angriper det centrala nervsystemet (Whitfield m.fl. 2018). Symptomen vid tiaminbrist är mångfacetterade. T.ex. kan tiaminbrist leda till minnes- och inlärningssvårigheter, beteendestörningar, nedsatt immunförsvar, reducerat födointag och neurologisk påverkan (se Balk m.fl., 2016 med tillhörande referenser). Summerat kan tiaminbrist orsaka orkeslösa (energibrist), sjuka individer och inte alltför sällan döden.

Från det norra halvklotet har tiaminbrist rapporterats ifrån ett flertal studier bland annat från de Stora Sjöarna i Nordamerika och de södra delarna av Östersjön (se review i Harder m.fl., 2018). Med hjälp av kemiska analyser av tiaminhalter och tiaminkomplex har man detekterat onormalt låga halter i framför allt fiskar, men även i flera djurgrupper (mollusker, fåglar och reptiler (Sepúlveda m.fl., 2004, Balk m.fl., 2016). I Östersjön har tiaminhalter studerats i ett flertal arter och låga halter påvisats i bland annat blåmussla, ejder och lax (Balk m.fl., 2016). Nyligen publicerades en studie som visar på tiaminbrist hos torsk i det östra beståndet i Östersjön (Engelhardt m.fl., 2020). I lax har man sedan 1970-talet observerat hur laxen drabbats av reproduktionsstörningar (M74) där ett tydligt samband mellan yngelutveckling och tiaminbrist är belagt (Keinänen m.fl., 2012). M74 varierar episodisk med situationer där upp till 70-80% av honorna producerar avkomma med en dödlighet som uppgår till 100% (Dahlgren, 2019).

Nya rön lyfter fram antropogena störningar och klimatförändringar som viktiga faktorer för flödet av tiamin i Östersjön (Ejsmond m.fl., 2019, Majaneva m.fl., 2020). Produktionen av tiamin hos Östersjöns planktonsamhällen påverkas av yttre miljöförhållanden som till exempel vattnets temperatur och näringsinnehåll (Sylvander, 2013). Vidare kan även variationer i artdiversitet och förekomst av bakterier och växtplankton påverka tiaminstatusen i Östersjön då produktionen av tiamin och även möjligheten att överföra tiamin högre upp i näringsväven varierar mellan primärproducenter (Ejsmond m.fl., 2019, Fridolfsson, 2019).

Tillgång och kvalitet på bytesfisk verkar också ha en stor påverkan på utbredningen av M74 (Mikkonen m.fl., 2011). Låga halter tiamin tros vara kopplad till en riklig men obalanserad diet (Keinänen m.fl., 2012). Nya rön visar även att M74 samvarierar med inflöden av saltvatten i Östersjön där episoder av tiaminbrist (hög frekvens av M74) karakteriseras av ett stagnant vatten med låga halter av salt, fosfor och kisel men höga syre- och kvävenivåer (Fridolfsson, 2019).

Brist på tiamin kan orsaka energibrist enskilt eller i samverkan med andra kemiska substanser. I Östersjön har halter av miljögifter som bildas naturligt av alger ökat under de senaste decennierna (t.ex. bromerade fenolära ämnen; Faxneld m.fl., 2014). Dessa ämnen har potential att störa cellernas produktion av adenosintrifosfat (ATP; Lindqvist, 2016) och skulle därmed kunna öka den negativa effekten av en redan pågående tiaminbrist. I tillägg har tiamin och algtoxiner ett gemensamt ursprung i att de syntetiseras i växtcellernas kloroplaster och produktionen påverkas av miljöbetingad stress (Sylvander, 2013; Dahlgren m.fl., 2015). Antalet studier som studerar samverkan och effekter av tiamin och algtoxiner är begränsat men hos skrubbskädda från Hanöbukten har låga nivåer av tiamin och högre halter av algtoxiner båda befunnits samverka med hälsomarkörer som indikerar påverkan på immunförsvar och energimetabolism (Dahlgren m.fl., 2019).

Engelhardt m.fl. (2020) rekommenderade mer forskning på tiaminbristens orsaker samt på biokemiska mekanismer bakom tiaminbristen. Detta arbete brådskar enligt

studien och det finns inga rimliga och realistiska symptomåtgärder att tillämpa under tiden (Lennart Balk, pers. komm.).

Sammantaget finns belägg för att tiaminbrist i Östersjön är en effekt av storskaliga miljöförändringar som ger upphov till episodiska variationer av tillgång till tiamin vilket potentiellt påverkar flera pelagiska arter. Huruvida det finns en koppling mellan tiaminbrist och den pågående nedgången i populationsstorlek och konditionsindex hos torsk är inte alls fastställd men bör beaktas vid ansatser för en ekosystembaserad förvaltning.

Det finns såvitt vi känner till inga studier som undersöker tiaminstatus hos fisk på västkusten och det är oklart om tiaminbrist är ett problem i det här området. Under 2020 har SLU Aqua fått i uppdrag av HaV att inom ramen av miljöövervakning av lax, inkludera en västkustpopulation för mätning av tiaminhalter i obefruktad laxrom. Detta görs för att undersöka om halterna skiljer mellan öst- och västkust.

4.10 Miljögifter, inklusive läkemedel

Gifter i miljön, både antropogent framställda ämnen och naturligt förekommande (t.ex. metaller), kan skapa problem för både enskilda organismer och för hela populationer och ekosystem.

Miljögifter kan vara avsiktligt eller oavsiktligt spridna i miljön och beroende på deras inneboende fysiokemiska egenskaper såsom vatten- och fettlöslighet och persistens (nedbrytbarhet) kommer ämnen att befinna sig i olika faser i ekosystemet, t.ex. i vattenfasen eller bundet till partiklar. Vidare styr dessa egenskaper ämnets biotillgänglighet och möjlighet att ackumuleras i organismer (Mackay 2001). Vilka effekter man kan förvänta sig är kopplat till det specifika ämnet och olika ämnesgrupper kan ha olika verkningsmekanismer (Escher and Hermens 2002). Generellt gäller dock att en exponering för miljögifter ofta är kopplad till energetiska kostnader för att bekämpa, hantera och undvika exponering (Calow 1991). Utöver dessa generella effekter finns dock ämnen med mer specifika mekanismer som kan vara kopplade till särskilda receptorer och enzym eller ge upphov till skador på protein och cellmembran alternativt ge upphov till skador på ex. DNA (Escher and Hermens 2002). Effekter uppstår när koncentrationen i en organism uppnår nivåer som aktiverar/inhiberar olika mekanismer och där man kan detektera effekter snabbare och vid lägre koncentrationer vid låg biologisk organisatorisk nivå (exv. celler eller biokemisk nivå) innan man ser effekter på individ och populationsnivå (Furuhagen 2015). För torsk i Östersjön finns flertal studier där biomarkörer indikerar att torsken exponerats för ämnen som bland annat bidragit till nedsatt neurologisk förmåga, ökad mängd DNA-addukter (genotoxicitet), histologiska förändringar av gonaderna och minskande energireserver (Schnell m.fl. 2008; Borucinska and Morka 2016).

I Östersjön har miljögifter varit, och är till viss del fortfarande, ett stort problem. Denna problematik är kopplad till flera olika faktorer. Dels finns det en historik av tung industri längs med den svenska kusten där stålverk och pappersmassaindusti

släppt ut kemikalier rakt ut i Östersjön (t.ex. tungmetaller och polyklorerade dioxiner och furaner (PCDD/-F) samt polyklorerade bifenyler (PCB:er)). Vidare är Östersjön recipient till ett avrinningsområde där ca 85 miljoner människor bor och tillför Östersjön kemikalier ifrån hushåll (t.ex. läkemedel, hygienprodukter och rengöringsprodukter) och industri i upptagningsområdet (HELCOM, 2010). Genom den långa uppehållstid som vattnet i Östersjön har, ca 30 år (Stigebrandt, 2001), försvinner kemikalier från systemet i liten grad, medan det mesta stannar kvar i systemet. Beroende på ämnets fysiokemiska egenskaper kan dessa endera brytas ned under en överskådlig tid eller för mer persistenta ämnen ackumuleras i systemet. Vidare kan även ett stadigt inflöde av ämnen leda till en kontinuerlig exponering av ämnen, vilket är fallet för vissa läkemedel och hygienprodukter.

Genom att vara en predatorfisk i Östersjön är torsken i riskzonen för att bioackumulera miljögifter; däremot är den en generellt mager fisk (undantaget levern) och halter av persistenta organiska miljögifter lagras därför inte in i lika hög utsträckning som hos andra mer feta fiskar, t.ex. strömming. Inom den svenska nationella miljögiftsövervakningen analyseras årligen torsk från sydöstra Gotland för en rad olika ämnen och där man ser minskande halter i torsk för många av de klassiska miljögifterna (ex PCB:er och klorerade pesticider som lindan, DDT och metaboliten DDE; Danielsson m.fl., 2020). Inom programmet analyseras dock inte PCDD/-F eller majoriteten av dioxinlika PCB:er (dl-PCB). För dessa ämnen visar en rapport från HELCOM att en analyserad dl-PCB, PCB-118, återfinns i höga halter i torsk jämfört med gränsvärdet (HELCOM, 2010). Utöver klassiska miljögifter som övervakats över lång tid så har det även seglat upp nya ämnesgrupper med potentiellt problematiska egenskaper.

För torsk ser man att halter av det bromerade flamskyddsmedlet HBCDD ökat över tid men med stor inom- och mellanårsvariation (Danielsson m.fl., 2020). Per- och polyfluorerade ämnen (PFAS) är en annan ämnesgrupp där man i dagsläget kan observera uppåtgående trender (dock ej signifikanta) för PFOA, PFNA och den grenade formen av PFOS i egentliga Östersjön (sammantagen bedömning av flera arter; Danielsson m.fl., 2020). Retrospektiva analyser visar att PFAS ökar i torsk från sydöstra Gotland: PFOS, PFNA, PFDA, PFunDA, PFDoDA och PFHxS (Schultes m.fl., 2019). För PFOS och PFNA fanns det dock enbart en signifikant trend över hela tidsperioden och inte under de sista 10 åren av tidsserierna vilket tyder på att halterna inte signifikant ökade eller minskade under den sista tidsperioden. Metaller är en annan ämnesgrupp där Östersjöregionen generellt uppvisar höga halter. För kvicksilver och arsenik ser man i övervakningsprogrammet ökande halter i torsk från sydöstra Gotland, där halterna av kvicksilver överskrider gränsvärdet, men så är fallet för flertalet fiskarter (strömming, tånglake och abborre; Danielsson m.fl., 2020). Summerat visar den existerande miljögiftsövervakningen i torsk att det finns vissa ämnen (HBCDD, vissa PFAS och metaller) som kan vara relevanta att följa upp. Det bör nämnas att det finns en mängd kemikalier där kunskapsläget är lågt. Till exempel saknas miljöövervakning av många nya grupper av ämnen som ex. ftalater, siloxaner, organofosfater i brandskyddsmedel och neonicotinoider. Dessa grupper har lyfts

fram som problematiska då de bland annat kan ha hormonstörande effekter (ex. ftalater (Shen m.fl., 2009)) alternativt visar på ökande halter över tid i retrospektiva studier (ex. siloxaner i Faxneld m.fl., 2014).

Generellt gäller för klassiska miljögifter att halter är högre i Östersjön än i Nordsjöregionen och beror till stor del på gamla synder i Östersjöregionen men också på den långa omsättningstiden för vattnet. När det kommer till övervakning av miljögifter har den svenska nationella miljöövervakning för miljögifter i marin biota en station i Kattegatt (Fladen) där torsk samlas in och analyseras årligen för olika miljögifter. Nedan följer en kortare sammanfattning av hur läget står sig för torsken i Kattegatt jämfört med Östersjön baserat på en jämförelse mellan stationerna (Fladen och sydöstra Gotland; Danielsson m.fl., 2020).

För metaller som analyseras årligen i torsk är halterna generellt högre i Kattegatt och för halter av både arsenik och kvicksilver finns signifikant ökande trender. När det kommer till kvicksilver överskrids även det tillåtna gränsvärdet men det är på inget sätt unikt för detta område utan gäller även i Östersjön. För klorerade pesticider är halterna lägre på västkusten och för många av dessa substanser är även nivåerna under kvantifierbara nivåer. När det kommer till Σ PCB är halter marginellt högre i Kattegatt, av lågklorerade PCB:er är halterna generellt sett lägre på västkusten men är lika eller marginellt högre för mer högklorerade PCB:er. För dioxinlika PCB:er, klorerade dioxiner och furaner finns ingen övervakning i torsk men för den enda dioxinlika PCB data finns för, PCB-118, är halterna aningen högre på västkusten men med en signifikant nedåtgående trend. Om man använder sig av strömming som en proxy då den kan ses som en del av torskens diet och därmed en viktig exponeringsväg för dessa substanser, är halterna i strömming från västkusten generellt lägre för dioxinlika PCB:er, polyklorerade dioxiner och furaner.

Bromerade flamskyddsmedel är en nyare substansgrupp där man generellt ser lägre eller liknande halter för polybromerade difenyletrar (PBDE:er) i Kattegatt-torsk jämfört med torsk från sydöstra Gotland och för HBCDD är halterna betydligt lägre i Kattegatt. För per- och polyfluorerade alkylsubstanser finns ingen övervakning tillbaka i tiden i torsk utan övervakningen påbörjades först 2016 och därför blir diskussionen enbart baserad på tre datapunkter. Eftersom denna substansgrupp är divers ges ett nedslag på tre aktuella substanser.

För PFOS och PFOA är halterna lägre i torsk från Kattegatt än i torsk insamlad vid sydöstra Gotland (Östersjön). PFOA var dessutom under kvantifierbara nivåer 2017 och 2018 i torsk från Kattegatt. Däremot är halter av FOSA högre i torsk från Kattegatt. Det finns även vetenskaplig litteratur där man studerat PFAS i torsklever längs den norska kusten och där man såg att högre halter kunde detekteras i torsk från fjordar i Skagerrak jämfört med fjordar längs med Norges västkust (Valdersnes m.fl., 2017).

När det kommer till polycykliska aromatiska kolväten är halterna generellt sett högre på västkusten kontra östkusten men dessa övervakas inte i fisk utan i mussla då fisk är bättre lämpad att metabolisera dessa substanser. Dock visar tidstrender från den årliga övervakningen att det varit enskilda år med extremt höga halter och man kan därmed inte utesluta att man skulle kunna få en effekt även hos fisk. De uppåtgående trender som finns för högmolekylära PAH:er på västkusten blir också svårtolkade då de sista tre åren inkluderar höga halter men också extremvärden vilka skulle kunna driva en uppåtgående trend.

En annan problematisk grupp av ämnen är läkemedel. Läkemedel är till skillnad från många andra ämnen utformade för att ha en biologiskt aktiv verkan i organismer och behöver även vara tillräckligt stabila för att inte brytas ned i kroppen. Effekten av ett läkemedel beror på hur den aktiva substansen interagerar med molekyllära eller metaboliska processer i en organism och därmed framkallar en respons. Huruvida läkemedel påverkar andra icke avsedda målorganismer är därför beroende på om målreceptorer är evolutionärt bevarade (Gunnarsson m.fl., 2008).

Läkemedel når Östersjöns miljö främst via human användning där en ineffektiv rening i avloppsreningsverk leder till att majoritet hamnar i recipienten, samt även via veterinärmedicinsk användning där det sprids ner till grundvatten och når Östersjön, alternativt via ytavrinning. Förekomsten av läkemedel i Östersjön har studerats i främst två screening-studier som har undersökt halter och förekomst i vatten (Björleinius m.fl., 2018) samt i musslor längs med den svenska kusten (Ek m.fl., 2019). I den första studien undersöktes 93 olika läkemedel från olika läkemedelsklasser varvid 39 substanser kunde detekteras i minst ett prov. Det läkemedel som återfanns mest frekvent var karbamazepin som är ett antiepileptika (i 86 % av proverna, n=43), medan de andra läkemedel som förekom i mer än 20 % av proverna var orfenadrin (muskelavslappnande), flekainid (medel vid hjärtsjukdom), bisoprolol (betareceptorblockerare), diclofenac (icke-steroid antiinflammatoriskt medel, NSAID) och difenhydramin (medel mot hosta och förkylning) (Björleinius m.fl., 2018). Generellt visade studien också att kustnära lokaler hade flera och högre halter av läkemedel jämfört med utsjölokaler där karbamazepin var det enda läkemedel som konsekvent kunde detekteras. I den andra studien, där 100 läkemedel analyserats i musslor, återfanns endast 17 substanser och där karbamazepin inte kunde detekteras i ett enda prov. Istället var den mest frekventa substansen risperidon, ett neuroleptika som används för bland annat schizofreni, bipolär sjukdom m.m., och där orfenadrin som var näst mest frekvent kunde detekteras i 38 % av proverna (Ek m.fl., 2019). Huruvida dessa substanser även återfinns i torsk långt ut i Östersjön och i vilka halter finns inga studier kring idag. Men det har visats i en mindre opublicerad undersökning att lax ute till havs innehåller läkemedel, om än i låga halter (Folke Rydén Production, 2014). Vad som är känt är att ett flertal läkemedel har förmågan att påverka fisk och man har observerat både reproduktions- och beteendestörning (se review av Corcoran m.fl., 2010, och tillhörande referenser). Under våren 2020 har ett hundratal torsk från östra beståndet screenats för 100 läkemedel. Dessa resultat

har inte analyserats till fullo men preliminära resultat visats att det finns höga halter av läkemedel i torsk i utsjön (Joakim Hjelm pers. obs.). Även i områden Skagerrak och Kattegatt finns halter av läkemedel men man kan inte dra några slutsatser om exponering för torsk utan enbart konstatera att det är en kunskapslucka. Det finns därför skäl att närmare undersöka både halter och förekomst av läkemedel i fisk ute till havs då denna ämnesgrupp har potential att kunna påverka torsken både på individ- och populationsnivå.

4.11 Algtoxiner

Som del av sin biologi producerar alger, bakterier och växtplankton kemiska substanser. En del av dessa har potential att ackumuleras och orsaka toxiska effekter högre upp i den akvatiska näringskedjan. Eftersom Östersjöns primärproducenter syntetiserar ett oändligt antal kemiska substanser, avgränsas det här avsnittet till de algtoxiner där det finns dokumenterade belegg för hög toxicitet och bred förekomst i Östersjöns födovävar.

Nodularin produceras av katthårsalgen (*Nodularia spumigena*), en vanligt förekommande form av cyanobakterie i Östersjön. Nodularin är ett hepatotoxin som kan orsaka tumörer i leverceller (Pearson m. fl. 2010), störa oxidativ fosforylering (OXPHOS störare, Persson m. fl. 2009) samt ha cancerogena effekter (Ohta et al. 1994). Polybromerade föreningar som polybromerade dibenso-p-dioxiner (PBDD), hydroxylerade polybromerade difenyletrar (OH-PBDE), bromerade indoler och bromfenoler, produceras av fintrådiga röd och brunalger samt cyanobakterier. Polybromerade föreningar har toxiska egenskaper som innefattar hormonstörande egenskaper, OXPHOS störare, cytotoxisk, genotoxisk och neurotoxisk verkan samt orsaka deformationer (Lindqvist 2016 och tillhörande referenser).

Gemensamt för nodularin och polybromerade föreningar som bromfenoler är att halterna i Österjön varierar i tid och rum (Dahlgren 2016, Karjalainen 2007) vilket beror på att produktionen hos primärproducenterna i många fall sker som svar mot förändrade livsbetingelser, abiotisk stress eller genetisk variation. Förekomst av algtoxiner i Östersjön styrs även av artsammansättning och biomassa (Dahlgren 2015; Lehtimäki m.fl., 1994).

Algtoxiner som nodularin och bromerade föreningar förs vidare i födovävar och återfinns i fisk, mussla, vatten, marina dykänder och lagras även in i sediment (Mazur-Marzec m. fl. 2007, Sipiä m. fl. 2007, Guo m. fl. 2017, Lindqvist 2019). Halter av polybromerade föreningar som metoxylerade och hydroxylerade bromfenoler i strömming har visat sig öka signifikant över tid (Faxneld m. fl. 2014).

Trots att förekomst, halter och toxisk verkan av algtoxiner som bromfenoler ger anledning till oro, är kunskapsläget om halter i Östersjöfisk låg. De enstaka studier som undersökt halter i torsk visar på förhöjda halter av bromfenoler (e.g. *6-OH-BDE 47*, Roszko m. fl. 2015) samt relativt låga halter av nodularin (Sipiä m. fl.

2001). Att torsk exponeras för algtoxiner är sannolikt, då hög förekomst av cyanobakterier återfinns i utsjöområden och fintrådiga alger (även lösdrivande) längs kustområden SO Gotland. Både nodularin och polybromerade föreningar har visat sig brytas ned ganska snabbt i organismer, i vissa fall så snabbt som på en vecka (Vuorinen m. fl. 2009, Lindqvist 2019). Detta gör att exponering och höga halter i fisk är svåra att fånga upp utan att genomföra repetitiv provtagning under sommarsäsongen. Det ska förtydligas att även om den toxiska verkan snabbt klingar av kan episoder med hög exponering ändå ha en stark toxisk verkan. Långvarig exponering kan även vid låga doser ha effekter som leder till exv. avmagring (genom störningar på cellernas energimetabolism via oxidativ fosforylering (OXPHOS)). Samverkans effekter mellan bromfenoler, nodularin och tiamin är potentiellt betydande då alla har en känd effekt som OXPHOS-störare. I abborre och skrubba från Östersjön har man kunnat koppla hälsomarkörer som indikerar exponering för toxiska substanser samt påverkan på energimetabolism och immunförsvar till exponering för algtoxiner i form av bromerade föreningar (Förlin m. fl. 2019, Dahlgren m. fl. 2019).

4.12 Buller

Torsk har visat sig störas av buller i flera livsfaser (Rose, 2019). I takt med ökad sjöfart och marin byggnation förekommer ökat buller i svenska hav. Workshopen den 28 februari 2020 noterade att det bullerutsatta Öresund trots allt erbjuder relativt gynnsamma habitat för torsk. Icke desto mindre kan bullerpåverkan behöva utredas i södra Kattegatt där en ny farled planeras (Mathias Andersson, pers. komm.)

4.13 Marint skräp

Marin skräp omfattar alla fasta material, såsom plast, metall, timmer, rep, fiskeutrustning (spöfiske, spökgarn) som kommit ut i vattenmassan när de förlorats eller spridits ut från mänskliga aktiviteter. Hit hör också deras nedbrytningsprodukter såsom mikroplastpartiklar. Ekologiska effekter kan vara fysiska (kvävning), biologiska (upptag, intrassling, fysisk skada eller ackumulering av kemikalier) eller kemiska (läckage, kontaminering). Det finns fortfarande ganska få exempel på effekter av marint skräp på ryggradslösa djur och habitat, men för fisk (inklusive torsk), fåglar och däggdjur börjar det finnas ett större antal undersökningar (Tillin och Tyler-Walters 2014; Lively och Good, 2019).

5 Icke-torskfiskerelaterade åtgärder för att stärka torskbestånden samt åtgärdernas troliga effekter

Detta kapitel handlar om möjliga åtgärder för att stärka torskbestånden. Det bör poängteras att rapporten inte har genomfört några nya utredningar av åtgärder utan bygger på litteraturstudier och en kvalitativ analys. Avsnitten har skrivits av olika medförfattare och det är inte avsnittets längd som avgör hur viktig vi ser åtgärden som. För en rangordning av åtgärder, se avsnitt 6.

5.1 Utsättning av torsk

En åtgärd som föreslagits särskilt för återuppbyggnad av lokala kustpopulationer av torsk är olika varianter av stödutsättning av odlad torsk. Åtgärden går ut på att förstärka de svaga eller försvunna lokala bestånden genom att odla upp och sätta ut torsk med samma eller mycket närliggande genetik. För utsättning av torsk i de bohuslänska fjordarna har möjligheterna att odla upp torsk från Gullmarn, norska fjordar eller Öresund övervägts. ICES (2008) har tidigare grundligt utrett torskutsättning i Östersjöns västra bestånd och pekade ut betydande risker, som exempelvis att torskutsättning skulle kunna ge genetiska förändringar hos beståndet och göra det sämre anpassat till de platsspecifika förhållandena i habitatet. Det har under senare år genomförts ett antal genetiska studier av torsk i svenska vatten där moderna state-of-the-art metoder använts (single nucleotide polymorphism, SNP). Genetiken visar på nära släktskap och utbyte mellan torsk från bohuslänska fjordar och Kattegatt/Öresund, men genetiska skillnader som särskiljer dessa populationer från Nordsjö- och Östersjöbestånden. Åtgärden kräver dock en riskanalys som vi föreslår att HaV ger Göteborgs universitet i uppdrag att genomföra. Denna åtgärd bör kombineras med predatorreglering - gärna experimentellt i ett första läge så att ny kunskap genereras.

5.2 Bevarande och restaurering av torskens uppväxtmiljöer

På workshopen hos HaV den 28 februari diskuterades förslaget att freda Öresund från allt torskfiske. Motivet är att det är där som ett livskraftigt delbestånd fortfarande finns och det skulle vara möjligt i framtiden att ta individer därifrån, odla upp och sätta ut i närliggande områden. Detta kräver emellertid en samordning med Danmark. Man kan även freda andra områden från fysisk påverkan, i synnerhet ålgräsängar och tångskogar på västkusten. Det är även viktigt att så långt som möjligt skydda dessa miljöer mot fysisk påverkan. En annan åtgärd är restaurering av viktiga torskhabitat som ålgräsängar, men kostnaderna för denna åtgärd är höga (Moksnes m.fl., 2017). I östra Östersjön ligger de viktigaste uppväxtområdena så djupt att vegetation i stort sett saknas (Fredriksson och Bergström 2019), och därför har förlusten av habitatbildande i vegetation i Östersjön sannolikt haft relativt begränsade effekter på torsken. Inte desto mindre kan det vara viktigt att skydda dessa miljöer mot fysisk påverkan såsom trålning.

5.3 Ändringar av annat fiske

Resultaten i Eero m.fl. (2012), Casini m.fl. (2016a) och Neuenfeldt m.fl. (2020) som bygger på både statistiska analyser och långvariga dietstudier, tyder på att torsken i det östra beståndet skulle gynnas av mer skarpsill. En tänkbar åtgärd är att minska fisket på skarpsillen i området där torsk för närvarande befinner sig, och istället öka skarpsillsfisket i andra områden, vilket även ICES har påpekat i de senaste årens rådgivning (t.ex. ICES 2018; 2019d). Torsk börjar äta skarpsill vid en längd av cirka 30 cm, som är längden som dominerar i det nuvarande torskbeståndet, varför en potentiellt positiv effekt av högre tillgänglighet av skarpsill på torskcondition och tillväxt borde övervägas.

Ett annat förslag är att öka fisket på skrubbskädda, vilket skulle kunna minska konkurrensen om skorv som var en av de viktigaste bottenlevande födoresurser för torsk när torsk hade hög kondition och tillväxte bra (Neuenfeldt m.fl., 2020; Orio, 2019, Casini och Orio, 2019; Haase m.fl., 2020). Problematik med torskbifångst i en riktat fiske mot skrubbskädda måste dock beaktas.

5.4 Åtgärder mot bifångster av torsk i fisken riktade mot andra arter

Baserat på den bakgrund som ges ovan kan föreslås några åtgärder som är gemensamma för både Västerhavet och Östersjön och några som är specifika för respektive havsområde. Inte mindre viktigt är att åtgärderna inte kan ses enkom ur ett svenskt perspektiv. Sverige är visserligen en viktig aktör för ett par av torskbestånden i svenska havsområden, medan vi för andra torskbestånd har mindre påverkan via bifångster. I flera fall är vidare svensk fiskelagstiftning med avseende på skydd av torsk redan striktare än den i våra grannländer. För att de åtgärder som föreslås här verkligen skall kunna uppnå full effekt krävs därför att åtgärderna diskuteras och beslutas EU-gemensamt, vilket förvisso gäller ett flertal av de föreslagna åtgärderna.

Till de åtgärder som är gemensamma för Västerhavet och Östersjön hör att de villkor som enligt utkastplanerna krävs för att tillse hög överlevnad av återutsatta torskbifångster i fisken med burar och ryssjor, dvs. att de skall återutsättas omedelbart och under vattenytan, verkligen efterlevs. Detta kan åstadkommas genom tydligare vägledning och kontroll samt genom krav på t ex återutsättningsrör som minimerar sjöfågelpredation. Vidare behövs förbättrad systematisk kunskapsuppbyggnad om fångstsammansättning, inklusive torskbifångster i pelagiska fisken.

Specifikt för Östersjön är det viktigt att tillse att en eventuell utveckling av fisken efter nya målarter, såsom skrubbskädda eller rödspätta, inte leder till ökade bifångster av torsk. Detta kan inte nuvarande baslinjeredskap åstadkomma (120 mm Bacoma alt. 120 mm T90 i trålar och 90 mm i nät/garn riktade efter plattfisk). Det finns varianter av bottentrålar utprovade i Skagerrak och Kattegatt som är tänkbara kandidater att uppnå detta syfte (Nilsson m.fl., 2018). För nät bör en ökning av maskstorleken vid fiske efter plattfisk övervägas. Ett förslag skulle kunna vara att inför artsortering rist i pelagisk trålning i delar av Östersjön.

Vad gäller Västerhavet bör i första hand åtgärder införas för att fisket efter havskräfta enbart bör ske med ristförsedda trålar, såsom sedan 2013 gäller för alla länders fiske efter nordhavsräka. I andra hand bör nuvarande baslinjeredskap ersättas med Seltra 300 (90 mm med 300 mm panel av fyrkantmaska). Vidare bör HaV aktivt verka för att de redskap för minskade torskbifångster som tagits fram och utprovats inom ramen för selektivt fiske verkligen implementeras och används (Nilsson m.fl., 2018). Åtgärder för att ytterligare minska bifångsterna av torsk i Kattegatt bör vidtas. Förslag på hur detta kan göras finns i den utvärdering av de stängda områdena som gjordes 2013 (Anon, 2013). Skyddet av torsk i Skagerrak och Nordsjön kan stärkas genom att tillse att den RTC-reglering som funnits på

plats i över tio år verkligen tillämpas. Den svenska tillämpningen av RTC-systemet har tyvärr inneburit att kontrollerna är alldeles för få för att regleringen ska fylla någon funktion som skydd för torsk. Detta är särskilt problematiskt då Skagerrak sannolikt är ett av de viktigaste uppväxtområdena för torskbeståndet i Nordsjön och Skagerrak (Anon, 2020). Som alternativ till RTC-reglering kan även ett mer permanent skydd för torsk i Skagerrak tänkas. Sådana områden bör syfta till att skydda höga koncentrationer av torsk och kan vara helt eller säsongsmässigt stängda och där möjligtvis redskap med hög selektivitet för torsk kan tillåtas (Anon 2020). Dessutom behöver tillsynen av landningsskyldigheten förbättras avsevärt i samarbete med andra medlemsstater och med beaktande av moderna kontrollmetoder (Uhlmann m.fl., 2019). Med en ökad efterlevnad följer mindre oönskade fångster och därigenom orapporterade utkast (av bl.a. torsk). Slutligen bör i den nationella kvothanteringen säkras att samtliga tillståndsinnehavare verkligen har adekvat kvottäckning för t.ex. torsk givet det fiske de bedriver för att minska onödiga bifångster och orapporterade fångster. Sannolikt behövs här en tydligare redskapsstyrning som utgår från den tillgängliga kvotsammansättningen för de som nyttjar fiskemöjligheterna (SLU, 2016; SLU, 2017).

5.5 Åtgärder mot predation

Populationerna av marina däggdjur och fåglar har, som tidigare nämnts, ökat markant i antal under de senaste decennierna och det är tydligt att de har potential att konsumera stora mängder fisk (Hoffmann m.fl., 2003, Hansson m.fl., 2017). Samtidigt har torskbeståndens status försämrats och fiskets uttag av torsk har minskat, och det är det troligt att de fiskätande predatorernas relativa ekologiska roll och påverkan på torskbestånden har förändrats jämfört med 1900-talet. Flera studier tyder på att predation från säl orsakar förhöjd naturlig dödlighet hos svaga torskbestånd i Atlanten. Samma förhållande bör gälla även torsken i Östersjön och Västerhavet. Predation från fiskätande däggdjur och fåglar utgör dock bara en (interagerande) del av den naturliga dödligheten, som i sin tur utgör en del av den totala dödligheten, för det aktuella fiskbeståndet. För torskens del är det alltså den totala dödligheten som är avgörande för om beståndet minskar eller inte lyckas återhämta sig. För att återuppbygga svaga torskbestånd handlar det därför om att minska den totala dödligheten, något som dels kan påverkas av förvaltningen av fiske och marina toppredatorer och dels av miljöfaktorer.

Den ekologiska dynamiken i marina ekosystem är oftast komplicerad och förutom direkt påverkan på sina byten kan fiskätande rovdjur även påverka andra djurgrupper och nivåer i näringsväven genom indirekta interaktioner i ekosystemet, t.ex. genom konkurrens och kaskadeffekter på lägre trofinivåer (Swain and Sinclair, 2000, Frank m.fl., 2005, Estes m.fl., 2016).

Effekter av jakt

Jakt kan vara en metod att minska predationen från fiskätande däggdjur och fåglar, men det finns även icke-dödliga alternativ genom att begränsa häckningsframgång (fåglar) eller att predatorer störs bort från, eller förhindras åtkomst till, specifika

områden under känsliga perioder. Även om populationerna av säl i svenska vatten har ökat i storlek och utbredning under senare tid befinner sig populationerna i Östersjön i viss mån fortfarande i en fas av återhämtning med hänsyn till historiska uppskattningar av antalet säl (Heide-Jørgensen and Härkönen, 1988; Hårding och Härkönen, 1999; Kokko m.fl., 1999; Härkönen m.fl., 2005; Fietz m.fl., 2016; HELCOM, 2018), samtidigt som det är oklart vilka effekterna är både av sälarnas ökande antal och en eventuell beståndsreducerande jakt (Cammen m.fl., 2019).

Jakt på säl i Sverige har förekommit under lång tid. Till en början jagades sälarna som en resurs, men från och med slutet av 1800-talet infördes skottpeng med syftet att också minska problemen för fisket, samtidigt som det var en viktig inkomstkälla för jägarna (Olsen m.fl., 2018). Säljakt för att minska säl-fiskekonflikter och för att begränsa sälarnas uttag av kommersiellt viktiga fiskarter har föreslagits och pågått i stort sett överallt där människor och säl har fiskat i samma vatten (Lavigne, 2003; Bowen och Lidgard, 2013). Ofta har detta skett med en tämligen begränsad uppfattning om sälarnas ekologiska roll och om en jakt per automatik leder till en ökning av fiskbestånd (Estes m.fl., 2016). Även om alltså omfattande jaktinsatser ägt rum har effekterna av dem oftast inte utvärderats och i de flesta fall har inga effekter på fiskbestånden kunnat säkerställas (Bowen och Lidgard, 2013). I Östersjön verkar torskbestånden ha ökat i storlek efter att sälarnas antal minskades genom jakt (Hansson m.fl., 2007, Österblom m.fl., 2007). I detta fall handlade det emellertid om en mycket omfattande jakt där omkring 80% av sälarna sköts bort innan några tecken på återhämtning av torskbeståndet kunde ses (Thurow, 1997).

Jakt på skarv har visat sig vara effektivt för att få skarvar att överge en koloni, men samtidigt riskeras att skarvarna störs bort och istället söker sig till andra områden och etablerar nya kolonier eller börjar häcka i redan befintliga kolonier (Bregnballe and Eskildsen, 2009). Jakt i anslutning till kolonier riskerar även att störa andra fågelarter. Ett alternativ till jakt är att oljera äggen och därmed begränsa skarvarnas häckningsframgång (Bregnballe and Eskildsen, 2009, Sterup and Bregnballe, 2019).

Även om det inte går att på förhand förutsäga effekterna av en beståndsreglerande jakt på skarv och/eller säl i ett visst område, och i vilken mån jakten kan vara en åtgärd som är positiv för torskbeståndet i det aktuella området, skulle sådana åtgärder kunna bidra till ökad kunskap i frågan. En förutsättning är att förekomsten av predatorer före och efter jakten övervakas och att även fisksamhället, torskbeståndet och andra faktorer med potentiell effekt på torskbeståndet övervakas. Ytterligare en förutsättning är att det finns jämförbara kontrollområden med liknande övervakning men där ingen jakt pågår. Förmodligen är det enklare att ha kontroll över sådana experiment i mer slutna (t.ex. havsvikar) än öppna (t.ex. öppen kust) ekosystem. Förutsatt att det finns tillräckligt bra underlag om födoval och förekomst av en viss predator och dess bytespopulationer i ett visst område skulle även ekologisk modellering kunna bidra med kunskap om hur fiskbestånden i området påverkas av olika omfattande jakttryck. I detta sammanhang bör påpekas att Eero et al. (2019) skattade en genomsnittlig gråsäls torskkonsumtion i södra

Östersjön till 1,4 ton per år. SLU (2020) bedömde det som potentiellt effektivt för torskskydd att fokusera intensifierad säljakt på bohuslänska fjordar med svaga torskbestånd, liksom på vatten utanför Skåne och Blekinge.

5.6 Habitatförstärkning i form av artificiella rev

Tredimensionellt strukturerade hårbottensmiljöer har visat sig vara habitat som erbjuder skydd från predatorer och där överlevnadschanserna för småtorsk är större jämfört med andra habitat (Tupper och Boutilier, 1995). I samband med att artificiella tredimensionella hårbottenshabitat har skapats, antingen med syfte att skapa/återställa rev eller som en indirekt effekt av byggnad av andra konstruktioner (t.ex. marina vindkraftsparker), har man observerat att förekomsten av torsk och andra fiskarter har ökat (Bergström m.fl., 2012; Reubens m.fl., 2013; Bergström m.fl., 2016; Kristensen m.fl., 2017). Anläggning av artificiella rev har visat sig kunna leda till större tätheter av fisk och kräftdjur jämfört med närliggande områden.

I de försök som gjorts är det däremot oftast oklart i vilken omfattning reven verkligen har bidragit till en ökad produktion av fisk och skaldjur, eller om de ökade tätheterna bara beror på aggregerande effekter av reven (Brickhill m.fl., 2005, Becker m.fl., 2018). Ökade tätheter av fisk vid artificiella rev kan vara en kombination av attraktion och ökad produktion (Broughton, 2012), och även om det kan vara svårt att avgöra den relativa betydelsen av de båda effekterna finns det stöd för att produktionen av fisk faktiskt kan öka med hjälp av artificiella rev (Cresson m.fl., 2014; Layman m.fl., 2016; Streich m.fl., 2017; Roa-Ureta m.fl., 2019).

I Kattegatt och söder om Fyn i Danmark har det observerats att mängden torsk ökade efter en återskapning av tidigare hårbottensrev (Stenberg m.fl., 2015, Svendsen m.fl., 2020) och såväl i Byfjorden i Bohuslän (SLU - Institutionen för akvatiska resurser, Fjordtorsk i Bohuslän) som i Porsangerfjorden i Norge (Strand, 2019) pågår verksamheter för att förbättra kunskapsläget om betydelsen av artificiella rev för att främja utvecklingen av lokala torskbestånd. I Östersjön har det konstaterats att hårbottenrev lockar till sig och erbjuder en skyddande miljö för torsk (Beisiegel m.fl., 2019). Däremot har danska försök visat att konstgjorda rev kan locka till sig födosökande tumlare nattetid (Danish Ministry of the Environment, 2013).

Även om anläggning av artificiella rev kan vara positiva för torsk och andra djur- och växtarter bör förvaltningen sträva efter att skydda de naturliga hårbottenshabitat (habitattyp 1170) som redan finns (Naturvårdsverket, 2011). Även om artificiella rev kan öka förekomsten av torsk på en lokal skala, är deras utbredning så begränsad i relation till naturliga habitat att de inte kan förväntas ge effekter på beståndsnivå.

5.7 Åtgärder mot syrebrist

Det finns en rad mer eller mindre utarbetade förslag avseende tekniska lösningar på syrebristen i Egentliga Östersjön. Mest välkänt och välutvecklat är troligen Stigebrandt och Gustafssons (2007) och Stigebrandts (2018) förslag att storskaligt pumpa syrerikt ytvatten ner i det syrefattiga eller syrefria djupvattnet. Enligt Stigebrandt (2018) skulle torskens reproduktiva vattenvolym öka vid en sådan åtgärd. Emellertid har detta förslag inte väckt något större gehör hos forskarsamhället, som snarare överlag tycks dela farhågorna i Conley m.fl. (2009) att en minskad stratifiering och sänkta salthalter till följd av storskalig vattenpumpning istället skulle kunna äventyra torskens fortsatta reproduktion. Däremot kom workshopen på HaV den 28 februari 2020 fram till att det vore önskvärt att vidare utreda om konstgjord syresättning av Gotlandsbassängen är en framkomlig väg, eftersom torsken ändå inte leker där och ingen torsklek därför äventyras. Ett eventuellt äventyrande av torskleken var alltså den invändning som Conley m.fl. (2009) hade mot konstgjord syresättning.

Gustafsson m.fl. (2008) simulerade manipulationer vid de danska sunden och fann att inga sådana åtgärder skulle ge snabba förbättringar för syresituationen i Östersjön.

Mindre kontroversiellt är fortsatt och, om möjligt, intensifierat arbete med BSAP, vilket innebär fortsatta minskningar av belastningar av näringsämnen från land. Som vi har redogjort för ovan tar det dock sannolikt många år innan detta skulle ge tillräcklig effekt (Murray m.fl., 2019). Åtgärdernas effekter på det östra beståndet i Östersjön skulle sannolikt vara positiva på lång sikt, men är i nuläget inte möjliga att kvantifiera.

5.8 Matning av torsk för ökad kondition och reproduktion

En möjlig åtgärd för att öka torskens kondition och möjlighet till reproduktion är att stödfodra torsk, antingen i odlingskassar, alternativt vid fodringsstationer.

I en pågående studie i Blekinge har Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) visat att mager östersjötorsk kan öka i vikt och kondition under två månaders matning med lokalt fångad sill i odlingskassar. Matas fisken under våren läggs inte bara energin på tillväxt av muskler utan även på gonadtillväxt (M. Ovegård, SLU, pers. obs.). Dels skulle en ökning av torskens kondition kunna öka torskens möjlighet att överleva men sannolikt även öka dess förmåga att reproducera sig. Preliminära resultat från odlingskassarna visar även att torsken till viss del tillväxer trots belastning av levermasken *Contraeaecum osculatum*, vilken antas påverka konditionen hos torsk eftersom torsk med högre levermaskbelastning har visat sig ha sämre kondition än de med få maskar (Horbowy m.fl., 2016).

Stödfodring på vild torsk har även provats med fodringsstationer i fjordar på nordvästra Island (Björnsson, 2011). Vild torsk matades med fryst fisk i 21 månader med syfte att fastställa möjligheterna att aggregera torsk i stora mängder och samtidigt öka den vilda torskens tillväxt. Under försökstiden bildades fyra

större torskstim. Torskens visade sig trogen sitt stim och de torskar som tillhörde stim som födosökte vid fodringsstationer uppskattades ha tredubblat sin tillväxthastighet. Effekten på torskens tillväxt vid stödfodring beror på hur stora stim som bildas. Ju större stim desto mer torsk som födosöker vid fodringsstationerna. Om fisken är trogen sitt stim och födosöker vid stationerna beror även på torskens beteende och migrationsmönster. I försöket på Island migrerade fisken ut ur fjordarna under hösten och aggregerade därmed inte vid fodringsstationerna. Detta betyder att åtgärden kan ge varierande resultat beroende på var den appliceras och vilket migrationsmönster torskpopulationen har. En annan studie från Island har visat att det är möjligt att träna torsk med hjälp av lågfrekvent ljud till att återkomma och äta vid fodringsstationer (Björnsson m.fl., 2018). Det tog en vecka att träna torskar till att matas i samband med ett lågfrekvent ljud. Fanns det en ledare i torskstimmet tog det kortare tid att betinga torsken till ljudet och matningen. Studien visade att socialt lärande mellan erfaren och oerfaren torsk underlättade akustisk betingning, då oerfaren torsk lär sig av erfarna s.k. ledartorskar.

Matning i större skala skulle eventuellt kunna ske i slutna anläggningar med recirkulerande system för att minska miljöpåverkan. Möjliga effekter av ökad täthet, som ökad spridning av levermask, bör då beaktas.

I ett system där födobrist är ett problem även för könsmogna torskar kan matning undersökas som en åtgärd för att öka konditionen och reproduktionen, både i form av antal torsk som reproducerar sig och andelen fiskägg per torsk. Det bör dock noteras att detta är en symptomåtgärd som inte adresserar själva orsaken till födobristen.

5.9 Åtgärder mot klimatförändringar

Globala åtgärder mot klimatförändringar diskuteras bland annat i IPCC (2018). Det handlar om en stor bredd av åtgärder i samtliga av världens stater. Sverige kan inte enskilt vända den globalt ökande utsläppstrenden av växthusgaser (UNDP, 2019), men kan driva på arbetet på olika sätt, exempelvis genom lokala och nationella åtgärder, politiska påtryckningar och underlättande av teknisk utveckling för minskade utsläpp eller ökad kollagring. Kraftiga och kostnadseffektiva globala åtgärds paket mot höga växthusgashalter skulle troligtvis kunna bromsa försämringen av torskens samtliga habitat, men något kvantitativt mått på detta kan inte anges.

5.10 Åtgärder mot parasiter

Nematoder ackumuleras i sina värdar under flera år, dvs de dör sällan i värdjuret och antalet ökar över tid i torsken. Fiskar man upp de äldre torskarna och reducerar åldern på torsk, minskar man andelen parasiter som når slutvärdar totalt sett (Des Clers and Wotten, 1990). För att stärka torskbeståndet är det däremot inte rimligt att ta bort de större torskindividerna, som förmodligen har bäst potential att föröka sig. En annan möjlig metod kan vara att minska antal slutvärdar, där parasiter reproducerar sig, men det finns studier som pekar på att en minskning av sälar inte

är speciellt effektivt. En virusinfektion reducerade knobbsälarna i Oslofjorden från 350 till 100 djur utan att abundansen av sälmask, *Pseudoterranova*, förändrades i fisk (Aspholm m.fl., 1995). Detta skulle emellertid kunna förklaras av en liten torsk närvaro då den överlägset mest infekterade fisken, simpör, inte är föda för sälen. Saknas stor närvaro av torsk blir flödet av parasiter begränsat till sälen (Lunneryd m.fl., 2001; Hauksson, 2011). Det finns samband mellan infektion i torsk och närheten till gråsälkolonier (Lunneryd m.fl. 2015, Sokolova m.fl. 2018) men det betyder dock inte att det finns ett enkelt linjärt samband mellan antalet sälar och infektion, då många andra faktorer förmodligen styr abundansen av parasiter.

En möjlighet som har diskuterats är att fånga och avmaska sälar men det bedöms knappast som vare sig praktiskt eller etiskt möjligt att utföra.

5.11 Åtgärder för att minska bottentrålningens effekter på torsk

Egentliga Östersjön

I Egentliga Östersjön är torskens tillväxt allvarligt försämrad, vilket har kopplats till födobrist på grund av ökade områden med syrebrist (Casini m.fl. 2016). Det har också visats att torsken söker föda i områden med syrebrist, troligen vid födosök efter bottendjur (Limburg och Casini 2019). En modellstudie av påverkan på bottendjurens status av både syrebrist och bottentrålning visar att 14 % av Östersjön har minst 50 % reduktion i biomassa av bottendjur, och 8 % har en reduktion mellan 10-50 %. Ungefär en fjärdedel av denna areal i Östersjön (6 % av Östersjöns botten) påverkas av både syrebrist och bottentrålning (van Denderen m.fl., 2020). Denna areal sammanfaller med områdena i södra Östersjön till vilka både torskpopulationen i det östra beståndet och fisket efter torsk med bottentrål är koncentrerade. Den totala bottenpåverkan, "fotavtrycket", hos fiskerier med bottentrål, bestäms framför allt av intensitet, rumslig utbredning och med vilken kraft/vikt redskapet påverkar havsbotten. Bottentrålfiske sker i svenska havsområden inklusive Östersjön huvudsakligen på relativt djupa (> 25 m djup) sedimentbotten. I bottentrålade områden kan påverkan förväntas på näringsväven ur flera aspekter, och det finns en uppenbar risk att födobrist för torsk skulle kunna uppstå som en effekt av minskning av abundans och biomassa samt ändrad artsammansättning som en följd av bottentrålning och syrebrist. En minskning av påverkan av bottentrålning i Östersjön skulle följaktligen kunna bidra till att minska födobristen för torsk.

Bohusläns fjordar

Med undantag av Öresund bedrivs bottentrålning i samtliga förvaldade torskpopulationers utbredningsområden dvs. det östra och västra östersjöbeståndet, Kattegatt, Skagerrak/Nordsjöbeståndet, och eventuella kustnära stationära bestånd i delar av Gullmarn och Kosterhavet. Kvantitativ dokumentation av resuspension av botten sediment som det kustnära fisket efter nordhavsräka i Koster- och Gullmarsfjorden orsakar har undersökts (Wikström m.fl. 2016; Linders m.fl. 2018).

Nivåerna av de medelhalter av suspenderat material som uppmättes, 0,8-4 mg/l (Linders m.fl., 2017) var relativt låga jämfört med värden från experimentella undersökningar där effekter på fysiologi och beteende konstaterats. Skillnaden i medelhalter av suspenderat material mellan dagar utan trålning och dagar med trålning var mindre än variationen av bakgrundsvärdena. För torsk och sill har dock undvikandebeteende dokumenterats vid nivåer av suspenderat sediment ned till och med 3 mg/l (Westerberg m.fl., 1996). För torsklarver har en ökad mortalitet i korttidsförsök dokumenterats vid nivåer kring 10 mg/l (Westerberg m.fl., 1996). Ägg och fisklarver kan inte fly ur vattenskikt med förhöjd turbiditet eftersom de passivt driver med strömmar. Pulserna med avsevärt högre nivåer av suspenderat material i plymerna direkt efter en trål är förvisso kortvariga, men kan innebära skador och dödlighet för känsliga levnadsstadier hos fisk om pulserna inträffar i samma områden som larver och ägg befinner sig. I Gullmarsfjorden förekommer lokal lek av torsk. Torsken i Gullmarsfjorden leker under vintern (jan-mars). Efter leken kläcks de pelagiskt drivande äggen efter ungefär en månad och varefter en larvfas på vanligtvis 1 – 2 månader följer innan torskynglen söker sig mot botten. En förvaltningsåtgärd för lokalt lekande torsk skulle kunna vara att reglera bottentrålningen i områden med begränsat vattenutbyte under lek och larvstadier för att skydda känsliga ägg- och larvstadier.

Under workshopen hos HaV den 28 februari diskuterades trålförbud under lekperioden i exempelvis Kosterfjorden och Gullmarsfjorden.

5.12 Åtgärder mot miljögifter

I Östersjön är förekomsten av miljögifter ett resultat av både ny och gammal härkomst. Då många klassiska miljögifter är inlagrade i sediment och återintroduceras genom ex. bioturbation och resuspension av sediment är åtgärderna där begränsade. Utöver det, tillförs även en betydande del genom atmosfärisk deposition (HELCOM, 2010). För att öka skyddet mot nya ämnen är en stärkt lagstiftning viktig. Här bör förvaltare arbeta för att man undersöker ekotoxikologiska endpoints som är relevanta för det specifika ämnet eller ämnesgruppen och att dessa endpoints även inkluderas i riskbedömningar. Detta betyder att man bör studera relevanta effekter som är kopplade till verkningsmekanismer hos det aktuella ämnet. Oftast testas enbart standardiserade endpoints som kan kopplas till en hållbar population (t.ex. mortalitet eller reproduktion) medan andra icke-standardiserade endpoints som kan vara högst intressanta (ex. beteendestörningar) inte alltid ingår i en riskbedömning.

För läkemedel specifikt bör man även ta hänsyn till samverkans effekter av aktiva substanser med samma verkningsmekanism (Ågerstrand m.fl., 2015). Forskningsfinansiärer bör arbeta för att tillgodose att vetenskapliga studier rapporteras i ett format som möjliggör en regulatorisk användning (Moermond m.fl., 2016).

5.13 Åtgärder mot marint skräp

HaV ansvarar för tre åtgärdstyper mot marint skräp, och dessa skulle kunna intensifieras:

- ”främja en effektiv och hållbar insamling och mottagning av förlorade fiskeredskap, samt förebygga nya förluster
- ta fram en nationell informationskampanj mot marint skräp riktad mot konsumenter
- stödja initiativ som främjar, organiserar och genomför strandstädning i drabbade områden” [www.havochvatten.se, läst 2020-04-01].

5.14 Behov av forskning på åtgärder

Detta underavsnitt är långt ifrån komplett eftersom det inte utgör huvudfokus för uppdraget. Nedan listas några områden där kunskapsbrist föreligger.

Tiden är mogen för en genetisk riskanalys avseende odling/stödutsättning. Tillräckliga underlag finns. Risken för att orsaka genetiska försämringar i de bohusländska fjordarna är sannolikt mycket liten om torsk odlas med avelsmaterial från norska fjordar eller Öresund. Att avla från gullmarstorsk är kanske ännu bättre men det finns för få individer i Gullmarn och Kattegatt. Detta skulle även kunna öka vår kunskap om hur odling och utsättning görs på bästa sätt.

De studier som undersökt påverkan av säl och skarv på torskbestånd i Östersjön och Västerhavet är, förutom brist på aktuella dietdata, även begränsade av i den rumsliga upplösningen och att de relaterat kustbundna predatorer, framför allt knubbsäl och skarv, till fisk och fiske i större område som även inkluderade utsjön (Härkönen och Heide-Jørgensen, 1991; Nielsen m.fl., 1999; Hansen och Harding, 2006, MacKenzie m.fl., 2011, Costalago m.fl., 2019). Dessa studier riskerar därmed att även inkludera områden med begränsat/inget geografiskt överlapp mellan predatorernas, fiskens och fiskets utbredning (Bjørge m.fl., 2002, Gosch m.fl., 2019).

Det behövs bättre underlag om marina däggdjurs och fåglars antal, utbredning, rörelsemönster och födosöksområden, diet, selektivitet och konsumtion samtidigt som flerartsmodeller som tar hänsyn till dessa djurgrupper, och indirekta interaktioner mellan nyckelarter i näringsväven, behöver utvecklas. Ofta är även underlag om predatorernas bytesarter (art- och storleksfördelning, utbredning och migrationer m.m.) bristfälligt.

För att komma vidare och undersöka vilka effekter fiskätande däggdjur och fåglar kan ha på torskbestånd i svenska vatten behövs tids- och rumsmässigt relevant information inte bara om predatorpopulationen (diet, konsumtion, utbredning, storlek, populationsstruktur m.m.) utan även om predatorns bytesarter (utbredning, migrationer, längd-/viktfördelning, beståndsstatus m.m.), fiskets fångster och andra nyckelarter i ekosystemet (UNEP, 1999). För att utvärdera effekterna av en eventuell jakt behövs dessutom underlag om jaktens utformning, bland annat dess

omfattning i antal, tid och rum samt vilka djur som kommer att skjutas (ålder, kön). Om andra predatorer gynnas av jakten riskerar dessa att motverka syftet att minska dödligheten på predatorerna bytesarter.

SLU (2020) har föreslagit en studie där effekter på gråsälens beteende av jakt på uppeliggande lokaler ska studeras med hjälp av radiomärkta sälar, samtidigt som kontinuerlig kontroll görs på närliggande lokaler som inte jagas. Förutom kunskap om effekter av jakten på sälens beteende skulle information om hur sälens födosöksområde sammanfaller med torskens utbredning analyseras samt dietanalyser inhämtas för att ge en bättre bild av den direkta konflikten mellan gråsäl och torsk.

Kunskapsläget behöver förbättras om i vilken omfattning artificiella rev lockar till sig och koncentrerar fisk från omgivningen i förhållande till i vilken omfattning reven bidrar till en ökad produktion av torsk. Om artificiella rev bara bidrar till att fisk från närområdet attraheras samtidigt som fisket eller förekomsten av fiskätande predatorer vid reven ökar kan reven rent av ha en motsatt, negativ, effekt (Jaquemot m.fl., 2004, Bortone, 2006, Mikkelsen m.fl., 2013). Ökad kunskap behövs även kring hur torsk använder sig av artificiella rev (t.ex. rörelsemönster till närliggande födosöksplatser och betydelsen av artificiella rev i jämförelse med naturliga hårdbottensmiljöer för olika storleksklasser av torsk) och hur predatorer som säl, skarv och tumlare använder sig av artificiella rev som en födokälla. Där åtgärder i form av artificiella rev beviljas bör det därför ställas krav på uppföljningsprogram så att åtgärdernas effektivitet kan utvärderas. Det finns en oro för att marina däggdjurs och fåglars konsumtion av fisk kan konkurrera med yrkes- och fritidsfisket och att de kan försvåra återhämtning av nedfiskade och svaga fiskbestånd. I kombination med den relativt begränsade kunskapen om djurens ekologi och hur ekosystemen och fiskbestånden faktiskt påverkas av dem ställer krav på att relevant underlag tas fram som stöd till en ekosystembaserad förvaltning. Bättre förståelse av i vilken mån marina däggdjur och fåglar bidrar till den naturliga dödligheten, och hur detta varierar mellan arter, områden/torskbestånd, säsonger och år är därför nödvändigt både för ökad kunskap om vad som påverkar ett fiskbestånd men även för att kunna förutse effekter av minskad predation, t.ex. genom jakt, från dessa djurgrupper.

En återkommande övervakning av parasitbelastning hos fisk och marina däggdjur är nödvändigt för att erhålla kunskap om förändringar i abundans över tid och rum. Parasiters livscykel och mellanvärdar bör studeras för att förstå spridningsorsaker och samband. Dels behöver potentiella mellanvärdar identifieras och dels deras utbredning studeras i relation till parasitbelastning hos fisk och marina däggdjur. Det behövs även mer kunskap om vilken betydelse storleken av sälpopulationen har för infektion i fisk. Torskens kondition och överlevnad i förhållande till infektion, och risken för infektion om en parasit förtärs, bör studeras i kontrollerade experiment. En aspekt som bör beaktas och undersökas är mortalitetsrisken för torsk med hög parasitbelastning, vilket Horbowy m.fl. (2016) diskuterat angående levermasken. En mortalitet hos de äldre individerna p.g.a. parasitbelastning i

kombination med brist på föda och kommersiellt fiske kan vara orsaken till torskbestånd med få stora individer.

Därutöver behövs forskning på hur det vore möjligt att åtgärda orsakerna till den allvarliga tiaminbrist hos torsken som har konstaterats i det östra östersjöbeståndet (Engelhardt m.fl., 2020). Primärt bör man fokusera på att identifiera nyckelmekanismer som styr produktion och flöde av tiamin genom näringsväven och tillgänglighet i Östersjön. Detta kan i sin tur ge verktyg för åtgärder. För att studera effekter av tiaminbrist på pelagiska toppredatorer behövs ökad kunskap om samverkans mekanismer (exponering samt effekter) mellan tiamin och miljögifter av såväl antropogent som naturligt ursprung.

Effekterna av uppväxtområdenas betydelse behöver undersökas närmare. Exempelvis skulle tillgängligheten kunna modelleras med avseende på hur djuputbredning av vegetation påverkas av övergödningsprocesser.

Kunskapsläget gällande halter och eventuella effekter av exponering av algtoxiner och läkemedel på torsk är lågt. För att undersöka huruvida exponering för algtoxiner och läkemedel har en negativ påverkan på torskens hälsa och utveckling, bör torsk samlas in från lekströmmarna under sensommaren (då halter av algtoxiner är som högst i Östersjön) och analyseras för läkemedel, nodularin och bromerade föreningar. Dessa halter får utvärderas gentemot befintliga ekotoxikologiska effektnivåer. Det vore även av värde att genomföra hälso-histopatologiska undersökningar på torsk för att utreda effekter av exponering för läkemedel och algtoxiner. Lämpligen läggs de föreslagna undersökningar in som del av en löpande miljöövervakning då läkemedel och algtoxiner har en temporal och geografisk variation vilket påverkar både halter och effekter i torsk.

6 Rangordnade åtgärder per bestånd

I det fall det skulle vara aktuellt att överväga åtgärder för att förstärka torskbestånden rangordnas i detta avsnitt tänkbara åtgärder baserat på deras bedömda potential för bevarande och återuppbyggnad av de olika bestånden. Detta betyder inte att övriga åtgärder nödvändigtvis är betydelselösa, utan bedöms vara mindre akuta för respektive bestånds bevarande och återhämtning. Kunskapsläget begränsar naturligtvis vad vi kan rekommendera. Det riktade fisket har redan stoppats eller kraftigt minskats för flera av dessa bestånd utan att någon återhämtning har kunnat skönjas hittills. Vi kan därför inte ge någon prognos eller tidsram för när de rangordnade åtgärderna kan förväntas ge effekt. Rangordningen har gjorts av Institutionen för akvatiska resurser (SLU Aqua) baserat på möjlig effektivitet och genomförbarhet med avseende på återuppbyggnad av respektive bestånd som bedöms finnas för det aktuella beståndet, problembild, och de i dagsläget förekommande och kända orsakerna till en fortsatt hög dödlighet för det specifika beståndet. Detta arbete gjordes till stor del under en videokonferens, och finslipades under mailkonversationer. Det är viktigt att samtliga åtgärder som eventuellt tillämpas följs upp och utvärderas. För referenser, se föregående avsnitt.

Skagerrak (kustbestånd; innanför trålgränsen):

1. Utsättning

Skagerraks kustbestånd är kraftigt reducerade sedan flera årtionden och kan ha förlorat lokala genetiska komponenter. Stoppat eller minskat fiske har inte hjälpt. Vi anser att utsättning av torsk bör prövas här för att försöka få tillbaka livskraftiga bestånd. Vi bedömer att denna åtgärd bör kombineras med predationsminskande åtgärder för att ge förutsättningar för en återhämtning av bestånden.

2. Minska predation

På grund av de svaga bestånden ser vi en betydande risk att predation från säl och skarv kan försvaga bestånden ytterligare. Därför föreslår vi predationsminskande åtgärder här.

3. Bevara livsmiljöer som uppväxtområden

Minskat eller stoppat fiske har inte möjliggjort för kustbestånden att återhämta sig. Vi ser ett behov av att skydda torskens livsmiljöer, särskilt uppväxtområdena men även lekområden där sådana identifieras. Det handlar om att minska ett flertal olika negativa påverkansfaktorer. Kartor över viktiga uppväxtområden kommer att färdigställas av SLU (kontakt Ulf Bergström) under våren.

4. Minska bifångster

Bifångster i samtliga fiskeredskap bör minska, eftersom de bedöms påverka kustbestånden av torsk negativt. Åtgärder behövs för att ytterligare minska bottentrålningens bifångstrelaterade effekter avseende torskens återhämtning.

5. Åtgärder mot bottentrålningens uppgrumlningseffekter

Här föreslår vi förbud av bottentrålning under period för lek och tidigt larvstadium i Gullmarn på grund av risken för skadlig uppgrumlning av partikulärt material.

Det finns redan ett nystartat pilotprojekt som utreder effekten av att anlägga artificiella rev i ett fjordområde för den lokala torsken. Denna åtgärd med kunskapsuppbyggande uppföljning har därför inte rangordnats här.

Skagerrak (utsjön; utanför trålgränsen):

Här är riktat fiske fortfarande av stor betydelse

1. Minska bifångster

Det sker betydande bifångster av torsk i bottentrålfisket efter räka, havskräfta, mixfiske, m.m. Dessa bifångster bör minska.

2. Bevarande av kustnära livsmiljöer med av betydelse för Nordsjötorsken

Nordsjötorsken nyttjar i hög utsträckning kusten som uppväxtområden. Dessa kustnära livsmiljöer, som sammanfaller med de uppväxtmiljöer som är viktiga för kustbestånd i Skagerrak, behöver skydd från ett flertal påverkansfaktorer.

Kattegatt:

1. Minska bifångster

Fisket med bottentrålar bör enbart ske med rist.

2. Bevara livsmiljöer som uppväxtområden

Minskat eller stoppat fiske har inte möjliggjort för Kattegattbeståndet att återhämta sig. Vi ser ett behov av att skydda torskens livsmiljöer, särskilt uppväxtområdena. Det handlar om att minska ett flertal negativa påverkansfaktorer. Kartor över viktiga uppväxtområden kommer att färdigställas av SLU (kontakt Ulf Bergström) under våren.

3. Minska predation

Kattegattbeståndet har inte återhämtat sig trots stopp av riktat fiske. Vi föreslår därför åtgärder mot predation i Kattegatt.

4. Utsättning

Kattegattbeståndet är kraftigt genetiskt utarmat sedan flera årtionden. Stoppat eller minskat fiske har inte hjälpt. Vi anser att utsättning av torsk bör provas här för att försöka få till livskraftiga bestånd.

Västra Östersjön:

Här är riktat torskfiske (yrkesfiske, och fritidsfiske i Öresund) fortfarande betydande.

1. Begränsa fiskeansträngningen i exempelvis fisket på plattfisk, inklusive bifångster av torsk, särskilt i Öresund

Det är viktigt att fiskeridödligheten inte ökar i Öresund. Vi måste vara rädda om detta delbestånd, vilket innebär en tillämpning av försiktighetsprincipen när

de andra bestånden kollapsar. När fisket i övriga Östersjön stängs finns risken att fisket flyttar till Öresund – vi ser tecken på detta redan nu.

2. Minska predation

Det västra östersjöbeståndet har inte återhämtat sig trots kraftiga fångstminskningar. Vi bedömer att minskad, eller åtminstone inte ökad, predation från säl och skarv ger bättre förutsättningar för återhämtning.

3. Bevara livsmiljöer som uppväxtområden

Minskat eller stoppat fiske har inte möjliggjort för beståndet att återhämta sig. Vi ser ett behov av att skydda torskens livsmiljöer, särskilt grunda ålgräs- och blåstångsbottnar som är uppväxtområden i Öresund. Det handlar om att minska ett flertal negativa påverkansfaktorer. Djupare uppväxtområden i övriga Västra Östersjön kan därtill behöva skydd från trålning. Kartor över viktiga uppväxtområden kommer att färdigställas av SLU (kontakt Ulf Bergström) under våren.

Östra Östersjön:

1. Minska fiskeridödligheten i det pelagiska fisket på skarpsill och sill/strömming i torskens huvudsakliga utbredningsområden.

Födobristen är ett stort problem för torsken i detta bestånd, vilket påverkar tillväxt, överlevnad och reproduktion. Att öka dess födotillgång genom att minska fiskeridödligheten i det pelagiska fisket skulle kunna ge torsken mer föda. Det minskade pelagiska fisket i sydliga vatten kan reallokeras norrut.

2. Minska predation

Det östra östersjöbeståndet har inte återhämtat sig trots kraftiga fångstminskningar. Vi bedömer att minskad, eller åtminstone inte ökad, predation ger bättre förutsättningar för återhämtning. Gråsäl är en viktig predator på torsk i området och tidigare resultat tyder på att sälarna konsumerar förhållandevis stora torsk.

3. Bevara livsmiljöer som uppväxtområden

Uppväxtområdena för detta bestånd är relativt djupa. Dessa kan behöva skydd från trålning. Kartor över viktiga uppväxtområden kommer att färdigställas av SLU (kontakt Ulf Bergström) under våren.

För detta bestånd är kunskapsinhämtning av särskild vikt gällande ett ”problemkomplex” kopplat till ekosystemeffekter.. Symptom som avmagring (energiupplagring), nedsatt immunförsvar och fortplantningsstörningar har observerats hos många fiskarter. Det är inte påverkan från en enskild, utan flera

samverkande faktorer som inkluderar klimatförändringar, överfiske, övergödning och miljöfarliga ämnen (miljögifter, algtoxiner och vitaminbrist).

Det bör, som tidigare nämnts, tilläggas att åtgärder som tas upp i föregående avsnitt såsom artificiella rev och åtgärder mot spökfiske, också kan ge positiva effekter på bestånden, men eftersom kunskapsläget är svagt har de inte fått utrymme i vår rangordning.

7 Erkännanden

Denna rapport har beställts och finansierats av Havs- och vattenmyndigheten (projektbeställningens diarienummer: 946-16). Ett särskilt tack till granskarna Michele Casini och Joakim Hjelm vid Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet.

8 Referenser

- Aarefjord, H., Bjørge, A., Kinze, C. C., and Lindstedt, I. (1995). Diet of the harbour porpoise *Phocoena phocoena* in Scandinavian waters. Rep. Int. Whal. Commn. (special issue) 16, 211-222.
- Aarts, G., Brasseur, S., Poos, J. J., Schop, J., Kirkwood, R., van Kooten, T., Mul, E., m.fl. (2019). Top-down pressure on a coastal ecosystem by harbor seals. *Ecosphere* 10, e02538.
- Aguiar, F.C., Bentz, J., Silva, J.M.N. m.fl. (2018). Adaptation to climate change at local level in Europe: An overview. *Environmental Science & Policy* 86, 38-63.
- Alexander, K. A., Heymans, J. J., Magill, S., Tomczak, M. T., Holmes, S. J., and Wilding, T. A. (2015). Investigating the recent decline in gadoid stocks in the west of Scotland shelf ecosystem using a foodweb model. *Ices Journal of Marine Science* 72, 436-449.
- Andersen, S. M., Teilman, J., Harders, P. B., Hansen, E. H., and Hjollund, D. (2007). Diet of harbour seals and great cormorants in Limfjord, Denmark: interspecific competition and interaction with fishery. *ICES J. Mar. Sci.* 64, 1235-1245.
- Andersson, E., Jakobsson, P., Thorvaldsson, B., and Högvall, J. (2019). Expeditionsrapport Kustrålundersökningen 2019. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser, Lysekil.
- Andreasen, H., Ross, S. D., Siebert, U., Andersen, N. G., Ronnenberg, K., and Gilles, A. (2017). Diet composition and food consumption rate of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) in the western Baltic Sea. *Marine Mammal Science* 33, 1053-1079.

Anon. (2013). Evaluation of the effect of effort redistribution and gear changes in relation to the closed areas in Kattegat. SLU and DTU report. Sveriges lantbruksuniversitet, Lysekil.

Anon. (2020). Report of the EU-Norway Technical Group Meeting on additional technical measures aimed at the protection of both juvenile and adult cod. 122 s.

Arrhenius, F., Frolund, K., Hallbäck, H., Jakobsson, P., Modin, J. (1998). Bycatches in purse-seining with light for sprat and herring on the Swedish west coast 1997/98. Meddelande från havsfiskelaboratoriet nr 328. Fiskeriverket, Lysekil.

Ask, L., Svedäng, H. 2019. En näring i nationens tjänst – utveckling av fisket och fiskeriförvaltningen i Sverige. Rapport 2019:7. Havsmiljöinstitutet, Göteborg.

Aspholm, P. E., Ugland, K. I., Jødestøl, K. A., & Berland, B. 1995. Sealworm (*Pseudoterranova decipiens*) infection in common seals (*Phoca vitulina*) and potential intermediate fish hosts from the outer Oslofjord. International Journal for Parasitology 25, 367-373.

BACC II. (2015). Second Assessment of Climate Change for the Baltic Sea Basin. Springer, Heidelberg.

Baden, S., Emanuelsson, A., Pihl, L., Svensson, C. J., Åberg, P. (2012). Shift in seagrass food web structure over decades is linked to overfishing. Marine Ecology Progress Series 451, 61-73.

Balk, L., Hägerroth, P.-Å., Gustavsson, H., Sigg, L., Åkerman, G., Muñoz, Y. R., Honeyfield, D. C., Tjärnlund, U., Oliveira, K., Ström, K. (2016). Widespread episodic thiamine deficiency in Northern Hemisphere wildlife. Scientific Reports 6, 13.

Barrett, R., Røv, N., Loen, J., and Montevecchi, W. (1990). Diets of Shags *Phalacrocorax aristotelis* and Cormorants *P. carbo* in Norway and possible implications for gadoid stock recruitment. Marine Ecology-progress Series - MAR ECOL-PROGR SER 66, 205-218.

Bartolino, V., Tian, H., Bergström, U. m.fl. (2017). Spatio-temporal dynamics of a fish predator: Density-dependent and hydrographic effects on Baltic Sea cod population. PLoS One 12, e0172004.

Baudron, A. R., Serpetti, N., Fallon, N. G., Heymans, J. J., Fernandes, P. G. (2019). Can the common fisheries policy achieve good environmental status in exploited ecosystems: The west of Scotland demersal fisheries example. Fisheries Research 211, 217-230.

- Baden, S., Emanuelsson, A., Pihl, L., Svensson, C. J., Åberg, P. (2012). Shift in seagrass food web structure over decades is linked to overfishing. *Marine Ecology Progress Series* 451, 61-73.
- Becker, A., Taylor, M. D., Folpp, H., Lowry, M. B. (2018). Managing the development of artificial reef systems: The need for quantitative goals. *Fish and Fisheries* 19, 740-752.
- Beisiegel, K., Tauber, F., Gogina, M., Zettler, M. L., Darr, A. (2019). The potential exceptional role of a small Baltic boulder reef as a solitary habitat in a sea of mud. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 29, 321-328.
- Benoit, H. P., Swain, D. P., Bowen, W. D., Breed, G. A., Hammill, M. O., Harvey, V. (2011). Evaluating the potential for grey seal predation to explain elevated natural mortality in three fish species in the southern Gulf of St. Lawrence. *Marine Ecology-Progress Series* 442, 149-167.
- Bergenius, M., Ringdahl, K., Sundelöf, A., Carlshamre, S., Wennhage, H., Valentinsson, D. (2018). Atlas över svenskt kust- och havsfiske 2003-2015. Aqua reports 2018:3. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser, Lysekil.
- Bergenius, M., Casini, M., Lundström, K., Orio, A., Ovegård, M., Hentati Sundberg, J., Hjelm, J. (2019). Östersjöns torsk illa ute. I: ”*Fauna & Flora*”, No. 2: 2019.
- Berger, R., Bergström, L., Granéli, E., Kautsky, L. (2004). How does eutrophication affect different life stages of *Fucus vesiculosus* in the Baltic Sea?— a conceptual model. In *Biology of the Baltic Sea*. Springer, Dordrecht, s. 243-248.
- Bergström, L., Sundqvist, F., Bergström, U. (2012). Effekter av en havsbaserad vindkraftpark på fördelningen av bottennära fisk. En studie vid Lillgrundens vindkraftpark i Öresund. Naturvårdsverket Rapport, 6485. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Bergström, U., Sundblad, G., Downie, A. L., Snickars, M., Boström, C., Lindegarth, M. (2013). Evaluating eutrophication management scenarios in the Baltic Sea using species distribution modelling. *Journal of Applied Ecology* 50, 680-690.
- Bergström, U., Christiansen, H., Florin, A.-B., Lunneryd, S.-G., André, C. (2015). Genetisk undersökning av torsk från Ålands hav. Projekt rapport till BalticSea2020. Sveriges lantbruksuniversitet, Öregrund.
- Bergström, U., Sköld, M., Wennhage, H., Wikström, A. (2016). Ekologiska effekter av fiskefria områden i Sveriges kust- och havsområden. Aqua reports

2016:20. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser, Öregrund.

Bilska-Zajac, E., Rózycki, M., Chmurzyńska, E., Karamon, J., Sroka, J., Kochanowski, M., Kusyk, P., Cence, T. (2015). Parasites of *Anisakidae* family—geographical distribution and threat to human health. *Journal of Agricultural Science and Technology A* 5, 146-152.

Bjørge, A., Bekkby, T., Bakkestuen, V., Framstad, E. (2002). Interactions between harbour seals, *Phoca vitulina*, and fisheries in complex coastal waters explored by combined Geographic Information System (GIS) and energetics modelling. *Ices Journal of Marine Science* 59, 29-42.

Björlenius, B., Ripszám, M., Haglund, P. m.fl. (2018). Pharmaceutical residues are widespread in Baltic Sea coastal and offshore waters—Screening for pharmaceuticals and modelling of environmental concentrations of carbamazepine. *Science of the Total Environment* 633, 1496-1509.

Björnsson, B. (2011). Ranching of wild cod in ‘herds’ formed with anthropogenic feeding. *Aquaculture* 312, 43-51.

Björnsson, B., Steinarsson, A., Arnason, T. (2007). Growth model for Atlantic cod (*Gadus morhua*): Effects of temperature and body weight on growth rate. *Aquaculture* 271, 216-226.

Björnsson, B., Karlsson, H. Macrander, A. (2018). Food searching behaviour in adult atlantic cod *Gadus morhua* during acoustic training: Social learning and leadership within a school. *Journal of Fish Biology* 93, 814-829.

Borg, Å., Pihl, L., Wennhage, H. (1997). Habitat choice by juvenile cod (*Gadus morhua* L.) on sandy soft bottoms with different vegetation types. *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 51, 197.

Bortone, S. A. (2006). A perspective of artificial reef research: the past, present, and future. *Bulletin of Marine Science* 78, 1-8.

Borucinska, J. D., Morka, D. (2016). A Pilot Study of Selected Health Biomarkers in Cod *Gadus morhua* L. from the Southern Baltic. *Polish Journal of Environmental Studies* 25, 1.

Bowen, W. D., and Lidgard, D. (2013). Marine mammal culling programs: review of effects on predator and prey populations. *Mammal Review* 43, 207-220.

Bradshaw, C., Tjensvoll, I., Sköld, M., Allan, I., Molvaer, J., Magnusson, J., Naes, K. Nilsson, H. (2012) Bottom trawling resuspends sediment and releases bioavailable contaminants in a polluted fjord. *Environmental Pollution* 170, 232–241.

Brander, K. (2020). Reduced growth in Baltic Sea cod may be due to mild hypoxia. ICES JMS, fsaa041.

Brander, K.M., Bennett, D.B. (1986). Interactions between Norway lobster (*Nephrops norvegicus*) and cod (*Gadus morhua*) and their fisheries in the Irish Sea. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 92, 269-281.

Bregnballe, T., and Eskildsen, J. (2009). Forvaltende indgreb i danske skarvkolonier i Danmark 1994-2008 – Omfang og effekter af oliering af æg, bortskræmning og beskydning. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Arbejdsrapport fra DMU, 249: 46 s.

Bregnballe, T., Lynch, J., Parz-Gollner, R., Marion, L., Volponi, S., Paquet, J.-Y., N., D., m.fl. (2014). Breeding numbers of Great Cormorants *Phalacrocorax carbo* in the Western Palearctic, 2012-2013. IUCN-Wetlands International Cormorant Research Group Report. - Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 99. 224 s.

Brickhill, M. J., Lee, S. Y., Connolly, R. M. (2005). Fishes associated with artificial reefs: attributing changes to attraction or production using novel approaches. Journal of Fish Biology 67, 53-71.

Broughton, K. (2012). Office of National Marine Sanctuaries Science Review of Artificial Reefs. Marine Sanctuaries Conservation Series ONMS-12-05. U.S. Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, Office of National Marine Sanctuaries, Silver Spring, MD.

Brown, S. L., Bearhop, S., Harrod, C., and McDonald, R. A. (2012). A review of spatial and temporal variation in grey and common seal diet in the United Kingdom and Ireland. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 92, 1711-1722.

Brown, C.J., Trebilco, R. (2014). Unintended cultivation, shifting baselines, and conflict between objectives for fisheries and conservation. Conserv. Biol. 28, 677–688.

Bryhn, A. C., Dimberg, P. H., Bergström, L., Fredriksson, R. E., Mattila, J., Bergström, U., (2017). External nutrient loading from land, sea and atmosphere to all 656 Swedish coastal water bodies. Marine Pollution Bulletin 114, 664-670.

Bryhn, A., Bergek, S., Wennhage, H. (2018). Nulägesbeskrivning, fallstudier, metoder och verktyg för ekosystembaserad fiskförvaltning. Aqua Reports 2018:20. Sveriges lantbruksuniversitet, Öregrund.

Buchmann, K., Mehrdana, F. (2016). Effects of anisakid nematodes *Anisakis simplex* (s.l.), *Pseudoterranova decipiens* (s.l.) and *Contracaecum osculatum* (s.l.) on fish and consumer health. Food and Waterborne Parasitology 4, 13-22.

- Cairns, D. K. (1992). Bridging the gap between ornithology and fisheries science: use of seabird data in stock assessment models. *Condor* 94, 811-824.
- Calow, P. (1991). Physiological costs of combating chemical toxicants: ecological implications. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Comparative Pharmacology* 100, 3-6.
- Cammen, K. M., Rasher, D. B., and Steneck, R. S. (2019). Predator recovery, shifting baselines, and the adaptive management challenges they create. *Ecosphere* 10, e02579.
- 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.
- Cardinale, M., Mariani, S., Hjelm, J. (2019). Comments on Local cod (*Gadus morhua*) revealed by egg surveys and population genetic analysis after longstanding depletion on the Swedish Skagerrak Coast by Svedäng m.fl. *ICES Journal of Marine Science* 76, 1209–1211.
- Casini, M., Orio, A. (2019). Skrubbskäddan stjal östersjötorskens middag. I: ”Havsutsikt”, No. 1/2019.
- Casini, M., Lövgren, J. Hjelm, J., Cardinale, M. Molinero, J.C., Kornilovs, G. (2008). Multi-level trophic cascades in a heavily exploited open marine ecosystem. *Proceedings of the Royal Society B Biological Sciences* 275, 1793–1801.
- Casini, M., Blenckner, T., Möllmann, C., Gårdmark, A., Lindegren, M., Llope, M., Kornilovs, G., Plikshs, M., Stenseth, N.C (2012). Predator transitory spillover indices trophic cascades in ecological sinks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA* 109, 8185-8189.
- Casini, M., Käll, F., Hansson, M., Plikshs, M., Baranova, T., Karlsson, O., Lundström, K., Neuenfeldt, S., Gårdmark, G., Hjelm J. (2016a). Hypoxic areas, density dependence and food limitation drive the body condition of a heavily exploited marine fish predator. *Royal Society Open Science* 3, 160416.
- Casini, M., Eero, M., Carlshamre, S. and Lövgren, J. (2016b). Using alternative biological information in stock assessment: condition-corrected natural mortality of Eastern Baltic cod. *ICES Journal of Marine Science* 73, 2625-2631.
- Casini, M., Hansson, M., Orio, A., Limburg, K. (2020). Changes in population depth distribution and oxygen stratification explain the current low condition of the Eastern Baltic cod (*Gadus morhua*). *Biogeosciences Discussion*, <https://doi.org/10.5194/bg-2020-74>.

- Chabot, D., Dutil, J. D. (1999). Reduced growth of Atlantic cod in non-lethal hypoxic conditions. *Journal of Fish Biology* 55, 472-491.
- Chabot, D., Claireaux, G. (2008). Environmental hypoxia as a metabolic constraint on fish: the case of Atlantic cod, *Gadus morhua*. *Marine Pollution Bulletin* 57, 287-294.
- Chouinard, G. A., Swain, D. P., Hammill, M. O., Poirier, G. A. (2005). Covariation between grey seal (*Halichoerus grypus*) abundance and natural mortality of cod (*Gadus morhua*) in the southern Gulf of St. Lawrence. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62, 1991-2000.
- Collie, J., Hiddink, J.G., Kooten, T., Rijnsdorp, A.D., Kaiser, M.J., Jennings, S., Hilborn, R. (2017). Indirect effects of bottom fishing on the productivity of marine fish. *Fish and Fisheries* 18, 619-637.
- Conley, D.J., Bonsdorff, E., Carstensen, J. m.fl. (2009). Tackling hypoxia in the Baltic Sea: is engineering a solution? *Environmental Science and Technology* 2009, 3407–3411.
- Cook, R. M., Holmes, S. J., Fryer, R. J. (2015). Grey seal predation impairs recovery of an over-exploited fish stock. *Journal of Applied Ecology* 52, 969-979.
- Cook, R. M., Trijoulet, V. (2016). The effects of grey seal predation and commercial fishing on the recovery of a depleted cod stock. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 73, 1319-1329.
- Corcoran, J., Winter, M. J., Tyler, C. R. (2010). Pharmaceuticals in the aquatic environment: a critical review of the evidence for health effects in fish. *Critical reviews in toxicology* 40, 287-304.
- Costalago, D., Bauer, B., Tomczak, M. T., Lundström, K., Winder, M. (2019). The necessity of a holistic approach when managing marine mammal–fisheries interactions: Environment and fisheries impact are stronger than seal predation. *Ambio* 48, 552-564.
- Cresson, P., Ruitton, S., Harmelin, M. (2014). Artificial reefs do increase secondary biomass production: Mechanisms evidenced by stable isotopes. *Marine Ecology Progress Series* 509, 15-26.
- Dahlgren, E., Enhus, C., Lindqvist, D., Eklund, B., Asplund, L. (2015). Induced production of brominated aromatic compounds in the alga *Ceramium tenuicorne*. *Environmental Science and Pollution Research* 22, 18107-18114.
- Dahlgren, E., Lindqvist, D., Dahlgren, H., Asplund, L., Lehtilä, K. (2016). Trophic transfer of naturally produced brominated aromatic compounds in a Baltic Sea food chain. *Chemosphere* 144, 1597–1604.

- Dahlgren, E. (2019). Redovisning av M74-förekomsten i svenska kompensationsodlade laxstammar från Östersjön 2019. Report No. SLU.aqua. 2019.5.2-172. Sveriges lantbruksuniversitet, Drottningholm.
- Dahlgren, E., Lindqvist, D., Asplund, L. (2019). Miljöövervakning av miljöfarliga ämnen i fisk. Aqua Report No. 2019: 13. Sveriges lantbruksuniversitet, Drottningholm.
- Danielsson, A., Jonsson, A., Rahm, L. (2007). Resuspension patterns in the Baltic proper. *Journal of Sea Research* 57, 257–269.
- Danielsson, S., Faxneld, S., Soerensen, A. L. (2020). The Swedish National Monitoring Programme for Contaminants in marine biota (until 2018 year's data)-Temporal trends and spatial variations. Report No. 1:2020. (Swedish Museum of Natural History), Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm.
- Danish Ministry of the Environment. (2013). International Symposium on Marine Nature Restoration in Northern. Symposiumprogram. Danish Ministry of the Environment, Köpenhamn.
- Des Clers, S.A., Wotten, R. (1990). Modelling the population dynamics of the seal worm *Pseudoterranova decipiens*. *Netherlands Journal of Sea Research* 25 (1/2), 291-299.
- Diesing, M., Stephens, D., Aldridge, J. (2013). A proposed method for assessing the extent of the seabed significantly affected by demersal fishing in the Greater North Sea. *ICES Journal of Marine Science* 70, 1085–1096.
- Dinesen, G.E., Neuenfeldt, S., Kokkalis, A. m.fl. (2019). Cod and climate: a systems approach for sustainable fisheries management of Atlantic cod (*Gadus morhua*) in coastal Danish waters. *Journal of Coastal Conservation* 23, 943–958.
- Donadi, S., Austin, Å. N., Bergström, U. m.fl. (2017). A cross-scale trophic cascade from large predatory fish to algae in coastal ecosystems. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 284, 20170045.
- Dounas, C., Davies, I., Triantafyllou, G., Koulouri, P., Petihakis, G., Arvanitidis, C., Sourlatzis, G. Eleftheriou, A. (2007). Large-scale impacts of bottom trawling on shelf primary productivity. *Continental Shelf Research* 27, 2198 – 2210.
- Eero, M., MacKenzie, B. R., Köster, F. W., and Gislason, H. (2011). Multi-decadal responses of a cod (*Gadus morhua*) population to human-induced trophic changes, fishing, and climate. *Ecological Applications* 21, 214-226.
- Eero, M., Vinther, M., Haslob, H., Huwer, B., Casini, M., Storr-Paulsen, M. and Köster, F.W. (2012). Spatial management of marine resources can enhance the

recovery of predators and avoid local depletion of forage fish. *Conservation Letters* 5, 486-492.

Eero, M., Andersen, N. G., Berg, C. W., Christensen, A., Hansen, J. H., Kjær Hansen, K., Hüsey, K., m.fl. (2019). Eastern Baltic cod—New knowledge on growth and mortality. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. DTU Aqua Report, No. 341-2019. 82 s.

Ejsmond, M. J., Blackburn, N., Fridolfsson, E., Haecky, P., Andersson, A., Casini, M., Belgrano, A., Hylander, S. (2019). Modeling vitamin B₁ transfer to consumers in the aquatic food web. *Scientific Reports* 9, 1-11.

Ek, C., Winkens Pütz, K., Danielsson, S., Faxneld, S. (2019). Screening for pharmaceuticals, phthalates and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in bivalves sampled along the Swedish coast. Naturhistoriska riksmuséet, Stockholm.

Elmgren, R. (1989). Man's impact on the ecosystem of the Baltic Sea: energy flows today and at the turn of the century. *Ambio* 18, 326-332.

Engelhardt, J., Frisell, O., Gustavsson, H. m.fl. (2020). Severe thiamine deficiency in eastern Baltic cod. *PLoS ONE* 15, e0227201.

Engström, H. (2001). The occurrence of the Great Cormorant *Phalacrocorax carbo* in Sweden, with special emphasis on the recent population growth. *Ornis Svecica* 11: 155-170.

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 emphasizes the need for cross-ecosystem management. *Ambio* 40, 786-797.

Escher, B. I., Hermens, J. L. (2002). Modes of action in ecotoxicology: their role in body burdens, species sensitivity, QSARs, and mixture effects. *Environmental Science & Technology* 36, 4201-4217.

Estes, J. A., Heithaus, M., McCauley, D. J., Rasher, D. B., Worm, B. (2016). Megafaunal impacts on structure and function of ocean ecosystems. *Annual Review of Environment and Resources* 41, 83-116.

Faxneld, S., Helander, B., Bäcklin, B.-M., Moraeus, C., Roos, A., Berger, U., Egebäck, A.-L., Strid, A., Kierkegaard, A., Bignert, A. (2014). Biological effects and environmental contaminants in herring and Baltic Sea top predators. Report No. 6:2014. Naturhistoriska riksmuséet, Stockholm.

Ferrão-Filho, A., Kozłowsky-Suzuki, B. (2011). Cyanotoxins: bioaccumulation and effects on aquatic animals. *Marine Drugs* 9, 2729–2772.

- Fietz, K., Galatius, A., Teilmann, J., Dietz, R., Frie, A. K., Klimova, A., Palsbøll, P. J., m.fl. (2016). Shift of grey seal subspecies boundaries in response to climate, culling and conservation. *Molecular Ecology* 25, 4097-4112.
- 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.
- Frank, K. T., Petrie, B., Choi, J. S., Leggett, W. C. (2005). Trophic cascades in a formerly cod-dominated ecosystem. *Science* 308, 1621-1623.
- Franzén, F., Soutukorva, Å., Söderqvist, T. (2006). Skagerraks miljö i samhällsekonomisk belysning. Enveco Miljöekonomi AB, Stockholm.
- Fraser, S., Gotceitas, V., Brown, J. (2011). Interactions between age-classes of Atlantic cod and their distribution among bottom substrates. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53, 305-314.
- Fredriksson, R., Bergström, U. (2019). PM – Kartläggning av uppväxtområden för torsk i Egentliga Östersjön. SLU.aqua.2019.4.2-157. SLU, Uppsala.
- Fridolfsson, E. (2019). Thiamin (vitamin B₁) in the aquatic food web. Doktorsavhandling. Linnéuniversitetet, Kalmar.
- Fromentin, J.-M., Myers, R. A., Bjørnstad, O. N., Stenseth, N. C., Gjøsæter, J., Christie, H. (2001). Effects of density-dependent and stochastic processes on the regulation of cod populations. *Ecology* 82, 567-579.
- Fu, C., Mohn, R., and Fanning, L. P. (2001). Why the Atlantic cod (*Gadus morhua*) stock off eastern Nova Scotia has not recovered. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58, 1613-1623.
- Furuhagen, S. (2015). Application and interpretation of biomarkers in ecotoxicology-from molecular to individual level responses. Department of Environmental Science and Analytical Chemistry, Stockholm.
- Förlin, L., Asker, N., Töpel, M., Österlund, T., Kristiansson, E., Parkkonen, J., Haglund, P., Faxnelk, S., Sturve, J. (2019). mRNA Expression and Biomarker Responses in Perch at a Biomonitoring Site in the Baltic Sea – Possible Influence of Natural Brominated Chemicals. *Front. Mar. Sci.* 6, 316.
- Gilmour, J. (1999). Experimental investigation into the effects of suspended sediment on fertilisation, larval survival and settlement in a scleractinian coral. *Marine Biology* 135, 451–462.
- Gosch, M., Cronin, M., Rogan, E., Hunt, W., Luck, C., and Jessopp, M. (2019). Spatial variation in a top marine predator's diet at two regionally distinct sites. *PLoS ONE* 14, e0209032.

- Gotceitas, V., Fraser, S., Brown, J. A. (1997). Use of eelgrass beds (*Zostera marina*) by juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 54, 1306-1319.
- Granquist, S. M., Esparza-Salas, R., Hauksson, E., Karlsson, O., and Angerbjörn, A. (2018). Fish consumption of harbour seals (*Phoca vitulina*) in north western Iceland assessed by DNA metabarcoding and morphological analysis. Polar Biology 41, 2199-2210.
- Guo, J., Li, Z., Ranasinghe, P. m.fl. (2017). Spatial and temporal trends of polyhalogenated carbazoles in sediments of upper Great Lakes: Insights into their origin Environmental Science & Technology 51, 89-97.
- Gunnarsson, L., Jauhiainen, A., Kristiansson, E., Nerman, O., Larsson, D. J. (2008). Evolutionary conservation of human drug targets in organisms used for environmental risk assessments. Environmental Science & Technology 42, 5807-5813.
- Gustafsson, B.G., Meier, H.E.M., Savchuk, O.P., Eilola, K., Axell, L., Almroth, E. (2008). Simulation of some engineering measures aiming at reducing effects from eutrophication of the Baltic Sea. Earth Sciences Report Series C, 82. Earth Sciences Centre, Göteborg.
- Haarder, S., Kania, P.W., Galatius, A., Buchmann, K. (2014). Increased *Contracaecum osculatum* infection in Baltic cod (*Gadus morhua*) livers (1982–2012) associated with increasing grey seal (*Halichoerus gryphus*) populations. Journal of Wildlife Diseases 50, 537–543.
- Haase, K., Orio, A., Pawlak, J., Pachur, M., Casini, M. (2020). Diet of dominant demersal fish species in the Baltic Sea: is flounder stealing benthic food from cod? Marine Ecology Progress Series. Doi: [10.3354/meps13360](https://doi.org/10.3354/meps13360).
- Hald-Mortensen, P. (1995). Danske skarvers fødevalg 1992-1994. Rapport fra Miljø- og Energiministeriet, Skov- og Naturstyrelsen. 386 s.
- Hald-Mortensen, P. (2005). Skarvernes fødevalg ved Hirsholmene i årene 2001-2003. 37 s.
- Hammill, M. O., Stenson, G. B., Swain, D. P., Benoit, H. P. (2014). Feeding by grey seals on endangered stocks of Atlantic cod and white hake. Ices Journal of Marine Science 71, 1332-1341.
- Hammond, P. S., Lacey, C., Gilles, A., Viquerat, S., Börjesson, P., Herr, H., Macleod, K., m.fl. (2017). Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2016 from the SCANS-III aerial and ship boardsurveys. 39 s.

- Hammond, P. S., and Wilson, L. J. (2016). Grey Seal Diet Composition and Prey Consumption. Scottish Marine and Freshwater Science Report, 70: 47 s.
- Hansen, B. J. L., Hårding, K. C. (2006). On the potential impact of harbour seal predation on the cod population in the eastern North Sea. Journal of Sea Research 56, 329-337.
- Hansson, S., Hjerne, O., Harvey, C., Kitchell, J. F., Cox, S. P., Essington, T. E. (2007). Managing Baltic Sea fisheries under contrasting production and predation regimes: Ecosystem model analyses. Ambio 36, 265-271.
- Hansson, D., Stigebrandt, A., Liljebladh, B. (2014). Modelling the Orust fjord system on the Swedish west coast. Journal of Marine Systems 113–114, 29–41.
- Hansson, S., Bergström, U., Bonsdorff, E., Härkönen, T., Jepsen, N., Kautsky, L., Lundström, K., m.fl. (2017). Competition for the fish – fish extraction from the Baltic Sea by humans, aquatic mammals, and birds. Ices Journal of Marine Science, fsx207.
- Hansson, M., Viktorsson, L., Andersson, L. (2019). Oxygen survey in the Baltic Sea 2019. Rapport 67. SMHI, Göteborg.
- Harder, A. M., Ardren, W. R., Evans, A. N., Futia, M. H., Kraft, C. E., Marsden, J. E., Richter, C. A., Rinchar, J., Tillitt, D. E., Christie, M. R. (2018). Thiamine deficiency in fishes: causes, consequences, and potential solutions. Reviews in Fish Biology and Fisheries 28, 865-886.
- Hauksson, E. (2011). The prevalence, abundance, and density of *Pseudoterranova* sp. (p) larvae in the flesh of cod (*Gadus morhua*) relative to proximity of grey seal (*Halichoerus grypus*) colonies on the coast off Drangar, Northwest Iceland. Journal of Marine Biology 2011, 1-8.
- HaV. (2018). Marin strategi för Nordsjön och Östersjön 2018-2023. Rapport 2018:27. Havs- och vattenmyndigheten, Göteborg.
- HaV. (2019). Infiskat 2019. Havs- och vattenmyndigheten, Göteborg.
- HaV. (2020). Fisk- och skaldjursbestånd i hav och sötvatten 2019. Resursöversikt. Rapport 2020:3. Havs- och vattenmyndigheten, Göteborg.
- Heide-Jørgensen, M. P., Härkönen, T. J. (1988). Rebuilding seal stocks in the Kattegat-Skagerrak. Marine Mammal Science 4, 231-246.
- HELCOM. (2018). State of the Baltic Sea. Second HELCOM holistic assessment 2011-2016. Baltic Sea Environmental Proceedings 155. HELCOM, Helsingfors.

- Hiddink J.G., Moranta, J., Balestrini, S. m.fl. (2016). Bottom trawling affects fish condition through changes in the ratio of prey availability to density of competitors. *J App Ecol* 53, 1500-1510.
- Hiddink J.G., Jennings, S., Sciberras, M. m.fl. (2017). Global analysis of depletion and recovery of seabed biota after bottom trawling disturbance. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114, 8301-8306.
- Hinrichsen, H. H., Lehmann, A., Petereit, C., Nissling, A., Ustups, D., Bergström, U., Hüsey, K. (2016). Spawning areas of eastern Baltic cod revisited: Using hydrodynamic modelling to reveal spawning habitat suitability, egg survival probability, and connectivity patterns. *Progress in Oceanography* 143, 13-25.
- Hoffmann, E., Lockyer, C., Larsen, F., Jepsen, P. U., Bregnballe, T., Teilmann, J., Scheel-Bech, L. J., m.fl. (2003). Udvalget om miljøpåvirkninger og fiskeriressourcer. Delrapport vedr. toppraedatorer. DFU-Rapport, 113-02: 53 s.
- Holmlund, C.M., Hammer, M. (1999). Ecosystem services generated by fish populations. *Ecological Economics* 29, 253-268.
- Horbowy, J., Podolska, M., Nadolna-Altyn, K. (2016). Increasing occurrence of anisakid nematodes in the liver of cod (*Gadus morhua*) from the Baltic Sea: Does infection affect the condition and mortality of fish? *Fisheries Research* 179, 98-103.
- Houle, J. E., de Castro, F., Cronin, M. A., Farnsworth, K. D., Gosch, M., Reid, D. G. (2016). Effects of seal predation on a modelled marine fish community and consequences for a commercial fishery. *Journal of Applied Ecology* 53, 54-63.
- Humborstad, O., Jörgensen, T. Grotmol, S. (2006). Exposure of cod *Gadus morhua* to resuspended sediment: an experimental study of the impact of bottom trawling. *Marine Ecology Progress Series* 309, 247-254.
- Hårding, K. C., Härkönen, T. J. (1999). Development in the Baltic grey seal (*Halichoerus grypus*) and ringed seal (*Phoca hispida*) populations during the 20th century. *Ambio* 28, 619-625.
- Hårding, K. C., Salmon, M., Teilmann, J., Dietz, R., Härkönen, T. (2018). Population wide decline in somatic growth in harbor seals—early signs of density dependence. *Frontiers in Ecology and Evolution* 6, 59.
- Härkönen, T. (1987). Seasonal and regional variations in the feeding habits of the harbour seal, *Phoca vitulina*, in the Skagerrak and the Kattegat. *Journal of Zoology (London)*, 213: 535-543.
- Härkönen, T. (1988). Food-habitat relationship of harbour seals and black cormorants in Skagerrak and Kattegatt. *Journal of Zoology (London)* 214, 673-681.

- Härkönen, T., Hårding, K. C., Goodman, S. J., Johannesson, K. (2005). Colonization history of the Baltic harbor seals: Integrating archaeological, behavioral, and genetic data. *Marine Mammal Science* 21, 695-716.
- Härkönen, T., Heide-Jørgensen, M.-P. (1991). The harbour seal *Phoca vitulina* as a predator in the Skagerrak. *Ophelia* 34, 191-207.
- ICES. (2008). Advice on a project concerning restocking of cod in the Western Baltic. ICES, Köpenhamn.
- ICES (2017). Report of the Benchmark Workshop on Baltic Stocks (WKBALT), 7–10 February 2017, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2017/ACOM:30. 108 s.
- ICES (2018). Sprat (*Sprattus sprattus*) in subdivisions 22–32 (Baltic Sea). ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort Baltic Sea Ecoregion. ICES Advice 2018. ICES, Köpenhamn.
- ICES. (2019a). Baltic Fisheries Assessment Working Group (WGBFAS). ICES Scientific Reports. 1:20. ICES, Köpenhamn.
- ICES. (2019b). Report on eastern Baltic cod bycatch in non-targeted fisheries, mixing with western Baltic cod in SD24, and stock situation in SDs 27-32 (Ad hoc). ICES Scientific Reports 1:76. ICES, Köpenhamn.
- ICES. (2019c). Working Group on Marine Mammal Ecology (WGMME). ICES Scientific Reports., 1: 133 s.
- ICES (2019d). Sprat (*Sprattus sprattus*) in subdivisions 22–32 (Baltic Sea). ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort Baltic Sea Ecoregion. ICES Advice 2019.
- ICES. (2019e). Baltic Sea Ecoregion – Ecosystem overview. ICES, Köpenhamn.
- IPCC. (2018). Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty. IPCC, Genève.
- Jaquemet, S., Corre, M., Weimerskirch, H. (2004). Seabird community structure in a coastal tropical environment: Importance of natural factors and fish aggregating devices (FADs). *Marine Ecology - Progress Series* 268, 281-292.
- Johansen, R., Pedersen, T., Barrett, R. T. (1999). Cormorants (*Phalacrocorax carbo carbo*) as predators in a cod (*Gadus morhua* L.) enhancement area in North Norway. In B. Howell, E. Moksness and T. Svåsand (Editors), *Stock Enhancement and Sea Ranching*. Fishing News Books, Oxford. s. 334–349.

Johnson, A.F., Gorelli, G., Jenkins, S.R., Hiddink, J.G., Hinz, H. (2015) Effects of bottom trawling on fish for-aging and feeding. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 282, 20142336.

Jonasson, S., Eriksson, J., Berntzon, L., Spacil, Z., Ilag, L.L., m.fl. (2010). Transfer of a cyanobacterial neurotoxin within a temperate aquatic ecosystem suggests pathways for human exposure. Proc Natl Acad Sci U S A 107, 9252–9257.

Karjalainen, M., Engstrom-Ost, J., Korpinen, S. m.fl. (2007). Ecosystem consequences of cyanobacteria in the northern Baltic Sea. Ambio 36, 195–202.

Keinänen, M., Uddström, A., Mikkonen, J., Casini, M., Pönni, J., Myllylä, T., Aro, E., Vuorinen, P. J. (2012). The thiamine deficiency syndrome M74, a reproductive disorder of Atlantic salmon (*Salmo salar*) feeding in the Baltic Sea, is related to the fat and thiamine content of prey fish. ICES Journal of Marine Science 69, 516-528.

Kokko, H., Helle, E., Lindström, J., Ranta, E., Sipilä, T., and Courchamp, F. (1999). Backcasting population sizes of ringed and grey seals in the Baltic and Lake Saimaa during the 20th century. Annales Zoologici Fennici 36, 65-73.

Kristensen, L. D., Støttrup, J. G., Svendsen, J. C., Stenberg, C., Højbjerg Hansen, O. K., Grønkjær, P. (2017). Behavioural changes of Atlantic cod (*Gadus morhua*) after marine boulder reef restoration: Implications for coastal habitat management and Natura 2000 areas. Fisheries Management and Ecology 24, 353-360.

Kulatska, N., Neuenfeldt, S., Beier, U. m.fl. (2019). Understanding ontogenetic and temporal variability of Eastern Baltic cod diet using a multispecies model and stomach data. Fisheries Research 211, 338-349.

Larsson, A. (2017). A diet study of post-breeding Great cormorants (*Phalacrocorax carbo sinensis*) on Gotland. Master degree thesis. Swedish University of Agricultural Sciences.: 25 pp.

Larsson, A.I., Oevelen, D.v., Purser, A., Thomsen, L. (2013). Tolerance to long-term exposure of suspended benthic sediments and drill cuttings in the cold water coral *Lophelia pertusa*. Marine Pollution Bulletin 70, 176-188.

Lavigne, D. M. (2003). Marine mammals and fisheries: the role of science in the culling debate. In: N. Gales, M. Hindell and R. Kirkwood (eds.). Marine Mammals: Fisheries, tourism and management issues. CSIRO Publishing, Collingwood, Victoria, Australia: s. 31-47.

Layman, C. A., Allgeier, J. E., Montaña, C. G. (2016). Mechanistic evidence of enhanced production on artificial reefs: A case study in a Bahamian seagrass ecosystem. Ecological Engineering 95, 574-579.

- Lehtimäki, J., Sivonen, K., Luukkainen, R., Niemelä, S.I. (1994). The effects of incubation time, temperature, light, salinity, and phosphorus on growth and hepatotoxin production by *Nodularia* strains. *Arch. Hydrobiol.* 130, 269-282
- Li, L. B., Ainsworth, C., Pitcher, T. (2010). Presence of harbour seals (*Phoca vitulina*) may increase exploitable fish biomass in the Strait of Georgia. *Progress in Oceanography* 87, 235-241.
- Lilley, R. J., Unsworth, R. K. F. (2014). Atlantic Cod (*Gadus morhua*) benefits from the availability of seagrass (*Zostera marina*) nursery habitat. *Global Ecology and Conservation* 2, 367-377.
- Limburg, K.E., Casini, M. (2019). Otolith chemistry indicates recent worsened Baltic cod condition is linked to hypoxia exposure. *Biological Letters* 15, 20190352.
- Lindgren, M., Möllmann, C., Nielsen, A. m.fl. (2010). Ecological forecasting under climate change: the case of Baltic cod. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 277, 2121–2130.
- Linders, T., Nilsson, P., Wikström, A., Sköld, M. (2018). Distribution and fate of trawling induced suspension of sediments in a marine protected area. *ICES Journal of Marine Science* 75, 785–795.
- Lindholm, J. B., Auster, P. J., Kaufman, L. S. (1999). Habitat-mediated survivorship of juvenile (0-year) Atlantic cod *Gadus morhua*. *Marine Ecology Progress Series* 180, 247-255.
- Lindholm, J. B., Auster, P. J., Ruth, M., & Kaufman, L. (2001). Modeling the effects of fishing and implications for the design of marine protected areas: juvenile fish responses to variations in seafloor habitat. *Conservation Biology* 15, 424-437.
- Lindmark, M. (2020). Temperature- and body size scaling: effects on individuals, populations and food webs. Doktorsavhandling, Sveriges lantbruksuniversitet, Ultuna.
- Lindqvist, D. (2016). Hydroxylated polybrominated diphenyl ethers in the Baltic Sea biota. Doktorsavhandling. Stockholms universitet, Stockholm.
- Lindroth, A. (1962). Baltic salmon fluctuations 2: Porpoise and salmon. *Reports of the Institute of Freshwater Research Drottningholm* 44, 105-112.
- Lively, J.A, Good, T.P. (2019). Ghost fishing. In: *World Seas: an Environmental Evaluation (Second Edition)*. Elsevier, Amsterdam, s. 183-196.
- Ljungberg, P. (2013). Habitat choice and foraging behaviour in temperate coastal environments. Doktorsavhandling. Lunds universitet, Lund.

- Ljunggren, E. (2017). Prey choice of great cormorants (*Phalacrocorax carbo*) in a marine protected area - Potential impact on collapsed fish stocks and implications for future monitoring. Degree project in biology, Master of Science. Uppsala University and Swedish University of Agricultural Sciences.: 22 s.
- Lukienko, P., Mel'nichenko, N., Zverinskii, I., Zabrodskaia, S. (2000). Antioxidant properties of thiamine. Bulletin of Experimental Biology and Medicine 130, 874-876.
- Lundström, K., Hjerne, O., Lunneryd, S. G., Karlsson, O. (2010). Understanding the diet composition of marine mammals: grey seals (*Halichoerus grypus*) in the Baltic Sea. Ices Journal of Marine Science 67, 1230-1239.
- Lunneryd, S. G., Alexandersson, K. (2005). Födoanalyser av storskarv, *Phalacrocorax carbo* i Kattegatt-Skagerrak. . Finfo (Fiskeriverket informerar), 2005:11: 22 pp.
- Lunneryd, S.G, Ugland, K.I., Aspholm, P.E. (2001). Sealworm (*Pseudoterranova decipiens*) infection in the benthic cottid (*Taurulus bubalis*) in relation to population increase of harbour seal (*Phoca vitulina*) in Skagerrak, Sweden. NAMMCO Sci. Publ. 3: 47-55.
- Lunneryd, S.-G., Boström, M. K., Aspholm, P. E. (2015). Sealworm (*Pseudoterranova decipiens*) infection in grey seals (*Halichoerus grypus*), cod (*Gadus morhua*) and shorthorn sculpin (*Myoxocephalus scorpius*) in the Baltic Sea. Parasitol Res 114, 257-264.
- Löfgren, J. (2020). Torsk. I: SLU och HaV. Fisk- och skaldjursbestånd i hav och sötvatten. HaV Rapport 2020:3. Havs- och vattenmyndigheten, Göteborg, s. 247-258.
- Mackay, D. (2001). Multimedia environmental models: the fugacity approach. CRC press, Boca Raton.
- MacKenzie, B. R., Alheit, J., Conley, D. J., Holm, P., Kinze, C. C. (2002). Ecological hypotheses for a historical reconstruction of upper trophic level biomass in the Baltic Sea and Skagerrak. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 59, 173-190.
- MacKenzie, B. R., Eero, M., and Ojaveer, H. (2011). Could seals prevent cod recovery in the Baltic Sea? PLoS ONE 6, e18998.
- Madsen, N., Valentinsson, D. (2010). Use of selective devices in trawls to support recovery of the Kattegat cod: a review of experiments and experience. ICES Journal of Marine Science 67, 2042-2050.
- Majaneva, S., Fridolfsson, E., Casini, M., Legrand, C., Lindehoff, E., Margonski, P., Majaneva, M., Nilsson, J., Rubene, G., Wasmund, N., Hylander, S. (2020).

- Deficiency syndromes in top predators associated with large-scale changes in the Baltic Sea ecosystem. *PloS ONE* 15, e0227714.
- Martin, J., Puig, P., Masque, P., Palanques, A. Giamportone, A. (2014a). Commercial bottom trawling as a driver of sediment dynamics and deep seascape evolution in the Anthropocene. *Anthropocene* 7, 1-15.
- Martin, J., Puig, P., Masque, P., Palanques, A. Sánchez-Gómez, A. (2014b). Impact of bottom trawling on deep-sea sediment properties along the flanks of a submarine canyon. *PLoS ONE* 9, e104536.
- Mazur-Marzec, H., Sutryk, K., Kobos, J. m.fl. (2013). Occurrence of cyanobacteria and cyanotoxins in the Southern Baltic Proper. Filamentous cyanobacteria vs. single-celled picocyanobacteria. *Hydrobiologia* 701, 235–252.
- Mazur-Marzec, H., Tyminska, A., Szafranek, J., Plinski, M. (2007). Accumulation of nodularin in sediments, mussels, and fish from the Gulf of Gdansk, southern Baltic Sea. *Environ. Toxicol.* 22, 101–111.
- McClelland, G. (2002). The trouble with sealworms (*Pseudoterranova decipiens*) species complex (*Nematoda*): a review. *Parasitology* 124(S), 183–203.
- Mehrdana, F., Bahlool, Q.Z., Skov, J., Marana, M.H., Sindberg, D., Mundeling, M., Buchmann, K. (2014). Occurrence of zoonotic nematodes *Pseudoterranova decipiens*, *Contracaecum osculatum* and *Anisakis simplex* in cod (*Gadus morhua*) from the Baltic Sea. *Vet Parasitol* 205, 581–587.
- Michalsen, K., Ottersen, G., Nakken, O. (1998). Growth of North-east Arctic cod (*Gadus morhua* L.) in relation to ambient temperature. *ICES Journal of Marine Science* 55, 863-877.
- Mikkelsen, B., Haug, T., and Nilssen, K. T. (2002). Summer diet of grey seals (*Halichoerus grypus*) in Faroese waters. *Sarsia*, 87: 462-471.
- Mikkelsen, L., Mouritsen, K., Dahl, K., Teilmann, J., Tougaard, J. (2013). Re-established stony reef attracts harbour porpoises *Phocoena phocoena*. *Marine Ecology Progress Series* 481, 239-248.
- Mion, M., Thorsen, A., Dierking, J., Herrmann, J.-P-, Huwer, B., Vitale, F., von Dewitz, B., Casini, M. (2018). Effect of fish length and nutritional condition on the fecundity of distressed Atlantic cod *Gadus morhua* from the Baltic Sea. *Journal of Fish Biology* 92, 1016-1034.
- Moermond, C. T., Kase, R., Korkaric, M., Ågerstrand, M. (2016). CRED: Criteria for reporting and evaluating ecotoxicity data. *Environmental Toxicology and Chemistry* 35, 1297-1309.

- Mohn, R., and Bowen, W. D. (1996). Grey seal predation on the eastern Scotian Shelf: modelling the impact on Atlantic cod. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53: 2722-2738.
- Moksnes, P. O., Gullström, M., Tryman, K., Baden, S. (2008). Trophic cascades in a temperate seagrass community. *Oikos* 117, 763-777.
- Moksnes, P.-O., Tullrot, A., Larsson, F. (2017). Åtgärdsprogram för ålgräsängar: *Zostera* spp. Rapport 2017: 24. Havs- och vattenmyndigheten, Göteborg.
- Moksnes, P. O., Eriander, L., Infantes, E., Holmer, M. (2018). Local regime shifts prevent natural recovery and restoration of lost eelgrass beds along the Swedish west coast. *Estuaries and coasts* 41, 1712-1731.
- Morf, A., Gipperth, L., Grimvall, A., Sundblad, E.-L. (2012). Fallstudie: selektivt uttag av torsk. Rapport 2012:3. Havsmiljöinstitutet, Göteborg.
- Meier, H. E. M., Höglund, A., Eilola, K., & Almroth-Rosell, E. (2017). Impact of accelerated future global mean sea level rise on hypoxia in the Baltic Sea. *Climate Dynamics* 49, 163–172
- Meier, H.E.M., Eilola, K., Almroth-Rosell, E., Schimanke, S., Kniebusch, M., Höglund, A., Pemberton, P., Liu, Y., Väli, G., Saraiva, S. (2019). Disentangling the impact of nutrient load and climate changes on Baltic Sea hypoxia and eutrophication since 1850. *Climate Dynamics* 53, 1145–1166.
- Mérillet, L., Kopp, D., Robert, M., Mouchet, M., Pavoine, S. (2020). Environment outweighs the effects of fishing in regulating demersal community structure in an exploited marine ecosystem. *Global Change Biology* 26, 2106-2119.
- Morissette, L., Hammill, M. O., Savenkoff, C. (2006). The trophic role of marine mammals in the northern Gulf of St. Lawrence. *Marine Mammal Science* 22, 74-103.
- Murray, C.J., Müller-Karulis, B., Carstensen, J., Conley, D., Gustafsson, B.G., Andersen, J.H. (2019). Past, present and future eutrophication status of the Baltic Sea. *Frontiers in Marine Science* 6, 2.
- Möllmann, C. (2019). Effects of climate change and fisheries on the marine ecosystem of the Baltic Sea. I: Oxford Research Encyclopedia of Climate Science. <https://oxfordre.com/climatescience/view/10.1093/acrefore/9780190228620.001.0001/acrefore-9780190228620-e-682> [läst: 2020-01-21].
- Naturvårdsverket. (2008). Economic information regarding fisheries. Rapport 5879. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket. (2011). Rev - EU-kod 1170. Vägledning för svenska naturtyper i habitatdirektivets bilaga 1. NV-04493-11. Naturvårdsverket, Stockholm.

Neuenfeldt, S., Bartolino, V., Orio, A., Andersen, K.H., Andersen, N.G., Niiranen, S., Bergström, U., Ustups, D., Kulatska, N., Casini, M. (2020). Feeding and growth of Atlantic cod (*Gadus morhua* L.) in the eastern Baltic Sea under environmental change. *ICES Journal of Marine Science* 77, 624–632.

Neuenhoff, R. D., Swain, D. P., Cox, S. P., McAllister, M. K., Trites, A. W., Walters, C. J., and Hammill, M. O. (2019). Continued decline of a collapsed population of Atlantic cod (*Gadus morhua*) due to predation-driven Allee effects. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 76, 168-184.

Nielsen, E., Neuenfeldt, S., and Vinther, M. (1999). Betydningen af skarvens prædation på torsk vurderet ved hjælp af flerartsmodell (MSVPA). DFU-Rapport, 68: 17 s.

Nieminen, E., Ahtiainen, H., Lagerkvist, C.-J., Oinonen, S. (2019). The economic benefits of achieving Good Environmental Status in the Finnish marine waters of the Baltic Sea. *Marine Policy* 99, 181-189.

Niiranen, S., Orio, A., Bartolino, V., Bergström, U., Kallasvuo, M., Neuenfeldt, S., Ustups, D., Casini, M. (2019). Predator-prey size relationships of cod in a low diversity marine system. *Marine Ecology Progress Series*, 627: 201-206.

Nilssen, K. T., Lindstrøm, U., Westgaard, J. I., Lindblom, L., Blencke, T.-R., and Haug, T. (2019). Diet and prey consumption of grey seals (*Halichoerus grypus*) in Norway. *Marine Biology Research* 15, 137-149.

Nilsson, H.C., Andersson, E., Hedgårde, M., Königson, S., Ljungberg, P., Lunneryd, S.-G., Lövgren, J., Ovegård, M., Sundelöf, A., Valentinsson, D. (2018) Syntesrapport av Sekretariatet för selektivt fiske 2014-2017. Aqua reports 2018:9. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser, Lysekil.

Nyqvist, A., André, C., Gullström, M., Baden, S. P., Åberg, P. (2009). Dynamics of seagrass meadows on the Swedish Skagerrak coast. *Ambio*, 85-88.

O'Boyle, R., and Sinclair, M. (2012). Seal-cod interactions on the Eastern Scotian Shelf: Reconsideration of modelling assumptions. *Fisheries Research* 115, 1-13.

Ohta, T., Sueoka, E., Iida, N., Komori, A., Suganuma, M., Nishiwaki, R. m.fl. (1994). Nodularin, a potent inhibitor of protein phosphatases 1 and 2A, is a new environmental carcinogen in male F344 rat liver. *Cancer Research* 54, 6402–6406.

Olsen, M. T., Galatius, A., and Härkönen, T. (2018). The history and effects of seal-fishery conflicts in Denmark. *Marine Ecology Progress Series* 595, 233-243.

O'Neill, F.G., Ivanović, A. (2016). The physical impact of towed demersal fishing gears on soft sediments. *ICES J. Mar. Sci.* 73 (Suppl. 1), 5–14.

O'Neill, F. Summerbell, K. (2011). The mobilisation of sediment by demersal otter trawls. *Marine Pollution Bulletin*, 62, 1088 – 1097.

Orio, A. (2019). Understanding the spatiotemporal dynamics of demersal fish species in the Baltic Sea. Doktorsavhandling. Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.

Orio, A., Bergström, U., Florin, A. B., Lehmann, A., Šics, I., Casini, M. (2019). Spatial contraction of demersal fish populations in a large marine ecosystem. *Journal of Biogeography* 46, 633-645.

Orio, A., Bergström, U., Florin, A.-B., Šics, I. and Casini, M. (2020). Long-term changes in spatial overlap between interacting cod and flounder in the Baltic Sea. *Hydrobiologia*. Doi: 10.1007/s10750-020-04272-4.

Otterlind, G. (1985). Cod migration and transplanted experiments in the Baltic. *Journal of Applied Ichthyology* 1, 3-16.

Ovegård, M., Öhman, K., Lunneryd, S. G. (2016). Skarv, människa och fisk i Blekinge skärgård. En studie av fiskdödlighet. *Aqua reports 2016:15*. Sveriges lantbruksuniversitet, Lysekil.

Pearson, L., Mihali, T., Moffitt, M., Kellmann, R., Neilan, B. (2010). On the chemistry, toxicology and genetics of the cyanobacterial toxins, microcystin, nodularin, saxitoxin and cylindrospermopsin. *Marine Drugs* 8, 1650–1680.

Persson, K., Legrand, C., Olsson, T. (2009). Detection of nodularin in European flounder (*Platichthys flesus*) in the west coast of Sweden: Evidence of nodularin mediated oxidative stress. *Harmful Algae* 8, 832–838.

Persson, A., Ljungberg, P., Andersson, M., Götzmann, E., Nilsson, P.A. (2012). Foraging performance of juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua*) and profitability of coastal habitats. *Marine Ecology Progress Series* 456, 245-253.

Persson, M., Andersson, S., Baden, S., Moksnes, P.O. (2008). Trophic role of the omnivorous grass shrimp *Palaemon elegans* in a Swedish eelgrass system. *Marine Ecology-Progress Series* 371, 203-212.

Pihl, L., Baden, S., Kautsky, N., Rönnbäck, P., Söderqvist, T., Troell, M., Wennhage, H. (2006). Shift in fish assemblage structure due to loss of seagrass *Zostera marina* habitats in Sweden. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 67, 123-132.

Puig, P., Canals, M., Company, J., Martín, J., Amblas, D., Lastras, G., Palanques, A., Calafat, A. (2012). Ploughing the deep sea floor. *Nature* 489, 286–289.

Punt, A. E., and Butterworth, D. S. (1995). The effects of future consumption by the Cape fur seal on catches and catch rates of the cape hakes. 4. Modelling the

biological interaction between Cape fur seals *Arctocephalus pusillus pusillus* and the cape hakes *Merluccius capensis* and *M-paradoxus*. South African Journal of Marine Science-Suid-Afrikaanse Tydskrif Vir Seewetenskap 16, 255-285.

Reubens, J. T., Braeckman, U., Vanaverbeke, J., Van Colen, C., Degraer, S., Vincx, M. (2013). Aggregation at windmill artificial reefs: CPUE of Atlantic cod (*Gadus morhua*) and pouting (*Trisopterus luscus*) at different habitats in the Belgian part of the North Sea. Fisheries Research 139, 28-34.

Ridoux, V., Spitz, J., Vincent, C., Walton, M. J. (2007). Grey seal diet at the southern limit of its European distribution: combining dietary analyses and fatty acid profiles. J. Mar. Biol. Ass. U.K 87, 255-264.

Roa-Ureta, R. H., Santos, M. N., Leitão, F. (2019). Modelling long-term fisheries data to resolve the attraction versus production dilemma of artificial reefs. Ecological Modelling 407, 108727.

Robichaud, D., Rose, G. A. (2006). Density-dependent distribution of demersal juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua*) in Placentia Bay, Newfoundland. Ices Journal of Marine Science 63, 766-774.

Rose, G.A. (red.) 2019. Atlantic cod. A bio-ecology. Wiley Blackwell, Chichester.

Rosenberg, R., Magnusson, M., Stigebrandt, A. (2016). Rapid re-oxygenation of Baltic Sea sediments following a large inflow event. Ambio 45, 130–132.

Roszko, M., Szymczyk, K., Rzepkowska, M., Jerzejczak, R. (2015). Preliminary study on brominated dioxins/furans and hydroxylated/methoxylated PBDEs in Baltic cod (*Gadus morhua*) liver. Comparison to the levels of analogue chlorinated co-occurring pollutants. Mar. Pollut. Bull. 96, 165–175.

Rydén, F. (2014). Pharmaceuticals in the Baltic Sea. Starring Prof. Joakim Larsson. <https://vimeo.com/68620575>

Sañudo-Wilhelmy, S. A., Gómez-Consarnau, L., Suffridge, C., Webb, E. A. (2014). The role of B vitamins in marine biogeochemistry. Annual Review of Marine Science 6, 339-367.

Scharff-Olsen, C. H., Galatius, A., Teilmann, J., Dietz, R., Andersen, S. M., Jarnit, S., Kroner, A.-M., m.fl. (2018). Diet of seals in the Baltic Sea region: a synthesis of published and new data from 1968 to 2013. Ices Journal of Marine Science 76, 284-297.

Schnell, S., Schiedek, D., Schneider, R., Balk, L., Vuorinen, P. J., Karvinen, H., Lang, T. (2008). Biological indications of contaminant exposure in Atlantic cod (*Gadus morhua*) in the Baltic Sea. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 65, 1122-1134.

Schultes, L., Sandblom, O., Broeg, K., Bignert, A., Benskin, J. P. (2020). Temporal trends (1981–2013) of per-and polyfluoroalkyl substances and total fluorine in Baltic cod (*Gadus morhua*). *Environmental toxicology and chemistry* 39, 300-309.

Sepúlveda, M. S., Wiebe, J. J., Honeyfield, D. C., Rauschenberger, H. R., Hinterkopf, J. P., Johnson, W. E., Gross, T. S. (2004). Organochlorine pesticides and thiamine in eggs of largemouth bass and American alligators and their relationship with early life-stage mortality. *Journal of Wildlife Diseases* 40, 782-786.

Sguotti, C., Otto, S.A., Frelat, R. m.fl. (2019). Catastrophic dynamics limit Atlantic cod recovery. *Proc. R. Soc. B* 286, 20182877.

Shen, O., Du, G., Sun, H. m.fl. (2009). Comparison of in vitro hormone activities of selected phthalates using reporter gene assays. *Toxicology letters* 191, 9-14.

Sipiä, V., Kankaanpää, H., Lahti, K., Carmichael, W.W., Meriluoto, J. (2001a). Detection of nodularin in flounders and cod from the Baltic Sea. *Environ. Toxicol.* 16, 121–126.

Sipiä, V.O., Kankaanpää, H.T., Flinkman, J., Lahti, K., Meriluoto, J.A., (2001b). Timedependent accumulation of cyanobacterial hepatotoxins in flounders (*Platichthys flesus*) and mussels (*Mytilus edulis*) from the northern Baltic Sea. *Environ. Toxicol.* 16, 330–336.

Sipiä, V.O., Kankaanpää, H., Peltonen, H., Vinni, M., Meriluoto, J. (2007) Transfer of nodularin to three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus* L.), herring (*Clupea harengus* L.), and salmon (*Salmo salar* L.) in the northern Baltic Sea. *Ecotoxicol Environ Saf* 66, 421–425.

Sköld, M., Svedäng, H., Valentinsson, D., Jonsson, P., Börjesson, P., Lövgren, J., Nilsson, H.C., Svensson, A., Hjelm, J. (2011). Fiskbestånd och bottenmiljö vid svenska västkusten 2004-2009 – effekter av trålgränsutflyttning och andra fiskeregleringar. *Finfo* 2011:6. 48pp.

Sköld, M., Göransson, P., Jonsson, P., Bastardie, F., Blowqvist, M., Agrenius, S., Hiddink, J.G., Nilsson, H.C., Bartolino, V. (2018). Effects of chronic bottom trawling on soft seafloor macrofauna in the Kattegat. *Marine Ecology Progress Series* 586, 41-55.

SLU. (2016). Yttrande angående remiss från Havs- och vattenmyndigheten angående fördelning av fiskemöjligheter för att underlätta genomförandet av landningsskyldigheten (Dnr 613-16). SLU ID: SLU.ua.2016.2.6-4064.

SLU. (2017). Yttrande över remiss från Havs- och vattenmyndigheten om anpassningar inför år 2018 vad gäller regelverk kring fördelning av fiskemöjligheter inom demersalt fiske (Dnr 3087-17). SLU ID: SLU.ua.2017.2.6-3960.

SLU. (2020). Yttrande över samråd från Naturvårdsverket om skrivelse inför Naturvårdsverkets beslut om licensjakt efter gråsäl samt beslut om skyddsjakt efter knobbsäl och vikare (NV-00234-20, NV-00235-20, NV-00236-20). SLU ID: SLU.ua.2020.2.6-707.

Sokolova, M., Buchmann, K., Huwer, B., Kania, P.W., Krumme, U., Galatius, A., Hemmer-Hansen, J., Behrens, J.W. (2018). Spatial patterns in infection of cod *Gadus morhua* with the seal-associated liver worm *Contracaecum osculatum* from the Skagerrak to the central Baltic Sea. *Mar Ecol Prog Ser* 606, 105–118.

Spitz, J., Mariotti, L., Ridoux, V., Caillot, E., Elder, J. F. (2010). The diet of harbour seals (*Phoca vitulina*) at the southern limit of its European distribution (Normandy, France). 2010, 8, 16.

Sprengel, G., Lüchtenberg, H. (1991), Infection by endoparasites reduces maximum swimming speed of European smelt *Osmerus eperlanus* and European eel *Anguilla anguilla*. *Diseases of Aquatic Organisms* 11, 31-35.

Stenberg, C., Støttrup, J., Dahl, K., Lundsteen, S., Göke, C., Andersen, O. N. (2015). Ecological benefits from restoring a marine cavernous boulder reef in Kattegat, Denmark. DTU Aqua report. DTU, København.

Sterup, J., and Bregnballe, T. (2019). Danmarks ynglebestand af skarver i 2019. Aarhus Universitet. Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 149: 40 pp.

Stiasny, M.H., Sswat, M., Mittermayer, F.H. m.fl. (2019). Divergent responses of Atlantic cod to ocean acidification and food limitation. *Global Change Biology* 25, 839-849.

Stigebrandt, A. (2001). Physical oceanography of the Baltic Sea. In: A systems analysis of the Baltic Sea; Springer, Berlin, s. 19-74.

Stigebrandt, A. (2018). On the response of the Baltic proper to changes of the total phosphorus supply. *Ambio* 47, 31–44.

Stigebrandt, A., Gustafsson, B.G. (2007). Improvement of Baltic Proper water quality using large-scale ecological engineering. *AMBIO* 36, 280-286.

Stramska, M., Aniskiewicz, P. (2019). Satellite remote sensing signatures of the Major Baltic Inflows. *Remote Sensing* 11, 954.

Strand, H. K. (2019). Porsangerfjorden 2.0 - En mulighetsstudie. Havforskningsinstituttet. Rapport fra havforskningen, 2019-1. Havforskningsinstituttet, Bergen.

Streich, M. K., Ajemian, M. J., Wetz, J. J., Shively, J. D., Shipley, J. B., Stunz, G. W. (2017). Effects of a new artificial reef complex on red snapper and the

associated fish community: an evaluation using a before – after control – impact approach. *Marine and Coastal Fisheries* 9, 404-418.

Strömberg, A., Svärd, C., and Karlsson, O. (2012). Dietstudier av gråsäl (*Halichoerus grypus*) i Östersjön och knubbsäl (*Phoca vitulina*) i Skagerrak och Kattegatt insamlade 2010. NV-02210-11. Naturhistoriska Riksmuséet. Rapport nr 5:2012. 9 s.

Svedäng, H. (1999). Ålryssjefiskets bifångstproblem i Västerhavet. Fiskeriverket Rapport 1999:5, 5-31.

Svedäng, H., Barth, J.M.I., Svenson, A., Jonsson, P., Jentoft, S., Knutsen, H., André, C. (2019). Local cod (*Gadus morhua*) revealed by egg surveys and population genetic analysis after longstanding depletion on the Swedish Skagerrak coast. *ICES Journal of Marine Science* 76, 418–429.

Sveegaard, S. (2011). Spatial and temporal distribution of harbour porpoises in relation to their prey. PhD thesis. Dep. of Arctic Environment, NERI. National Environmental Research Institute, Aarhus University, Denmark. 128 pp.

Svendsen, J. C., Wilms, T., Støttrup, J. G., Baktoft, H. (2020). Mange flere torsk efter nye stenrev. DTU Aqua. <https://www.aqua.dtu.dk/nyheder/2020/01/mange-flere-torsk-efter-nye-stenrev?id=cd1785ba-a996-4e15-a1c4-dd29a144f94c> [läst 2020-02-10].

Sveriges Fisketurismföretagare. (2020). www.seff.org [läst: 2020-01-27].

Swain, D.P., Chouinard, G.A., Morin, R., Drinkwater, K.F. (1998). Seasonal variation in the habitat associations of Atlantic cod (*Gadus morhua*) and American plaice (*Hippoglossoides platessoides*) from the southern Gulf of St. Lawrence. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55, 2548-2561.

Swain, D. P., and Sinclair, A. F. (2000). Pelagic fishes and the cod recruitment dilemma in the Northwest Atlantic. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57, 1321-1325.

Sylvander, P. (2013). Thiamine dynamics in the pelagic food web of the Baltic Sea. Doktorsavhandling. Stockholms universitet, Stockholm.

Söderberg, S. (1975). Feeding habits and commercial damage of seals in the Baltic. In Proceedings of the Symposium on the seal in the Baltic, June 4-6, 1974, Lidingö, Sweden. National Swedish Environment Protection Agency, Stockholm, PM 591, s. 66-78.

Sörgard, I. (2019). De första Nösundsborna: en studie av hur västra Orust befolkades. Kandidatuppsats. Uppsala universitet, Uppsala.

- Tillin, H., Tyler-Walters, H. (2014). Assessing the sensitivity of subtidal sedimentary habitats to pressures associated with marine activities. Phase 2 Report – Literature review and sensitivity assessments for ecological groups for circalittoral and offshore Level 5 biotopes. JNCC Report No. 512B, 260 s.
- Thulin, J., Höglund, J., Lindesjö, E. (1989). Fisksjukdomar i kustvatten. Naturvårdsverket informerar 99-0459652-2, 1–126.
- Thurow, F. (1997). Estimation of the total fish biomass in the Baltic Sea during the 20th century. ICES Journal of Marine Science 54, 444–461.
- Trijoulet, V., Holmes, S. J., Cook, R. M. (2018). Grey seal predation mortality on three depleted stocks in the West of Scotland: What are the implications for stock assessments? Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 75, 723-732.
- Trzcinski, M. K., Mohn, R., Bowen, W. D. (2006). Continued decline of an Atlantic cod population: How important is gray seal predation? Ecological Applications 16, 2276-2292.
- Tupper, M., Boutilier, R. (1995). Effects of habitat on settlement, growth, and postsettlement survival of Atlantic cod (*Gadus morhua*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 52, 1834-1841.
- Uhlmann, S.S., Ulrich, C., Kennelly, S.J. (Eds.). (2019). The European Landing Obligation - reducing discards in complex multi-species and multi-jurisdictional fisheries. Cham: Springer
- UNEP, (1999). Protocol for the Scientific Evaluation of Proposals to Cull Marine Mammals: A Report of the Scientific Advisory Committee of the UNEP Marine Mammal Action Plan. Nairobi. United Nations Environment Programme, Greenpeace International, International Fund for Animal Welfare, Worldwide Fund for Nature, 25 s.
- UNEP. (2019). Emissions Gap Report 2019. UNEP, Nairobi.
- Valentinsson, D., Ulmestrand, M. (2008). Species selective *Nephrops* trawling: Swedish grid experiments. Fisheries Research 90, 109-117.
- Vallin, L., Nissling, A. (2000). Maternal effects on egg size and egg buoyancy of Baltic cod, *Gadus morhua* – implications for stock structure effects on recruitment. Fisheries Research 49, 21-37
- van Denderen P.D., Bolam, S.G., Friedland, R. m.fl. (2020). Evaluating impacts of bottom trawling and hypoxia on benthic communities at the local, habitat, and regional scale using a modelling approach. ICES Journal of Marine Science 77, 278–289.

Viitasalo, M. (2019). Impacts of climate change on the ecosystem of the Baltic Sea. I: Oxford Research Encyclopedia of Climate Science. [läst: 2020-01-20].

Vuorinen, P.J., Sipia, V.O., Karlsson, K. m.fl. (2009). Accumulation and effects of nodularin from a single and repeated oral doses of cyanobacterium *Nodularia spumigena* on flounder (*Platichthys flesus* L.). Arch. Environ. Contam. Toxicol. 57, 164–173.

Watling, L., Norse, E.A., (1998). Disturbance of the seabed by mobile fishing gear: a comparison to forest clearcutting. Conservation Biology 12, 1180–1197.

Weltersbach, M.S., Lewin, W.-C., Gröger, J.P. m.fl. (2019). Effect of lure and bait type on catch, size, hooking location, injury and bycatch in the western Baltic Sea recreational cod fishery. Fisheries Research 210, 121-130.

Westerberg, H., Rönnbäck, P. Frimansson, H. (1996). Effects of suspended sediments on cod eggs and larvae and on the behaviour of adult herring and cod. ICES Council Meeting Papers. ICES-CM-1996/E:26. ICES Council Meeting of the International Council for the Exploration of the Sea, 27 Sep-4 Oct 1996. ICES, Reykjavik.

Westin, L., Nissling, A. 1991. Effects of salinity on spermatozoa motility, percentage of fertilized eggs and egg development of Baltic cod (*Gadus morhua* L.), and implications for cod stock fluctuations in the Baltic. Marine Biology 108, 5-9.

Whitfield, K. C., Bourassa, M. W., Adamolekun, B., Bergeron, G., Bettendorff, L., Brown, K. H., Cox, L., Fattal-Valevski, A., Fischer, P. R., Frank, E. L. (2018). Thiamine deficiency disorders: diagnosis, prevalence, and a roadmap for global control programs. Annals of the New York Academy of Sciences 1430, 3-43.

Wikström, A, Linders, T., Sköld, M. m.fl. (2016). Bottentrålning och resuspension av sediment. Rapport 2016:36. Länsstyrelsen Västra Götaland, Göteborg.

Wilson, L. J., Hammond, P. S. (2016). Harbour Seal Diet Composition and Diversity. Scottish Marine and Freshwater Science Report, 7: 86 pp.

Worm, B., Myers, R.A. (2003). Meta-analysis of cod–shrimp interactions reveals top–down control in oceanic food webs. Ecology 84, 162–173.

Zanuzzo, F.S., Bailey, J.A., Garber, A.F., Gamperl, A.K. (2019). The acute and incremental thermal tolerance of Atlantic cod (*Gadus morhua*) families under normoxia and mild hypoxia. Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology 233, 30-38.

Zrust, M. (2017). Assessment of grey seal (*Halichoerus grypus*) diet composition in the western Baltic Sea. M.Sc. thesis. Technical University of Denmark, 98 s.

Ågerstrand, M., Berg, C., Björleinius, B. m.fl. (2015). Improving environmental risk assessment of human pharmaceuticals. *Environmental Science & Technology* 49, 5336-5345.

Österblom, H., Hansson, S., Larsson, U., Hjerne, O., Wulff, F., Elmgren, R., Folke, C. (2007). Human-induced trophic cascades and ecological regime shifts in the Baltic Sea. *Ecosystems* 10, 877-889.

Östman, Ö., Boström, M. K., Bergström, U., Andersson, J., Lunneryd, S.-G. (2013). Estimating competition between wildlife and humans-a case of cormorants and coastal fisheries in the Baltic Sea. *PLoS ONE* 8, e83763.

Östman, Ö., Eklöf, J., Eriksson, B. K., Olsson, J., Moksnes, P. O., Bergström, U. (2016). Top-down control as important as nutrient enrichment for eutrophication effects in North Atlantic coastal ecosystems. *Journal of Applied Ecology* 53, 1138-1147.