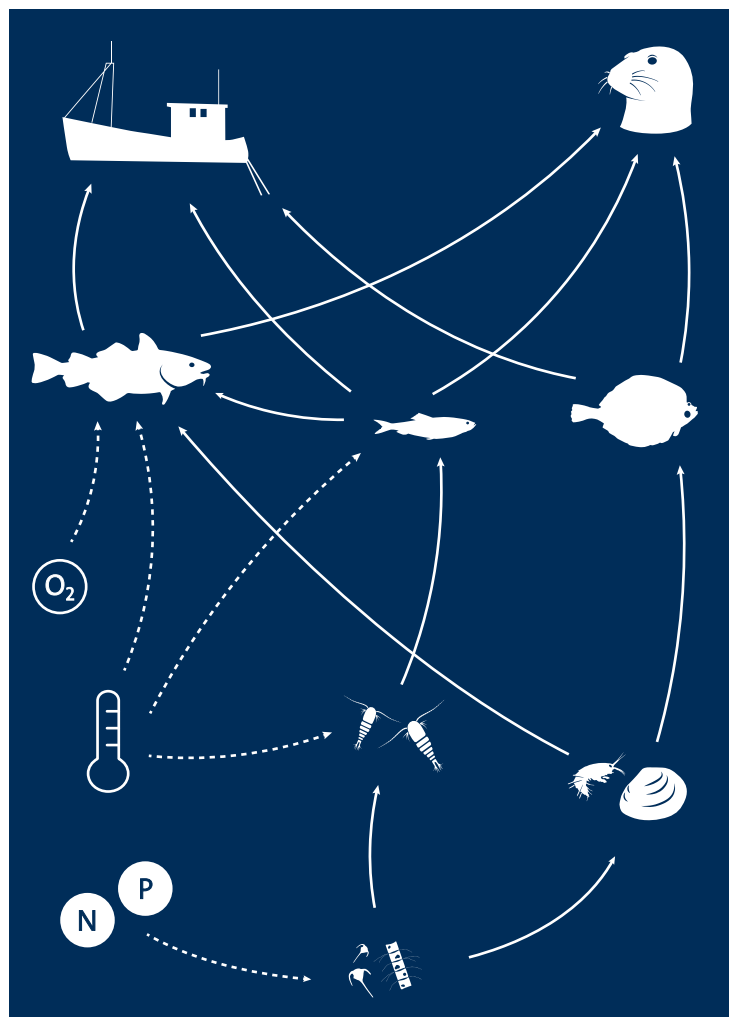


# Kunskap och metoder för att bedöma kumulativa miljöeffekter på Östersjöns ekosystem

Slutrapport från forskningsprojektet  
BalticCAT

Sofia A. Wikström, Nataliia Kulatska,  
Henrik Svedäng, Maciej Tomczak

RAPPORT 7167 | OKTOBER 2024



# Kunskap och metoder för att bedöma kumulativa miljöeffekter på Östersjöns ekosystem

Slutrapport från forskningsprojektet BalticCAT

av Sofia A. Wikström, Nataliia Kulatska, Henrik Svedäng och Maciej Tomczak

**Naturvårdsverket**

Tel: 010-698 10 00

E-post: [registrator@naturvardsverket.se](mailto:registrator@naturvardsverket.se)

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: [www.naturvardsverket.se](http://www.naturvardsverket.se)

ISBN 978-91-620-7167-7

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2024

Tryck: Arkitektkopia AB, Bromma 2024

Omslagsillustration: Lisa Bergqvist

# Förord

Här presenteras resultaten från forskningsprojektet ”Verktyg för att bedöma kumulativa effekter på Östersjöns ekosystem – BalticCAT” med rapporten *Kunskap och metoder för att bedöma kumulativa miljöeffekter på Östersjöns ekosystem*. Projektet är ett av sju projekt som genomförts inom forskningssatsningen Kumulativa effekter på miljön. Med forskningsområdet ville Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten stödja forskning som bidrar till utveckling av metoder och analysverktyg för att kvalitativt och kvantitativt bedöma belastning av kumulativa effekter på ekosystem i miljöbedömningar.

Projektet har finansierats med medel från Naturvårdsverkets miljöforskningsanslag.

Rapporten har skrivits av Sofia A. Wikström, Nataliia Kulatska, Henrik Svedäng och Maciej Tomczak (Stockholm universitet, Östersjöcentrum).

Rapporten har granskats för vetenskaplig kvalitet av Carolyn Faithfull (Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser, SLU Aqua) och för praktisk relevans av Norbert Häubner (Havs- och vattenmyndigheten).

Författarna svarar för rapportens innehåll.

Naturvårdsverket i oktober 2024

Marie Uhrwing  
Avdelningschef, Hållbarhetsavdelningen

# Innehåll

<b>Förord</b>	3
<b>Sammanfattning</b>	5
<b>Summary</b>	6
<b>1. Inledning</b>	7
1.1 Syfte och forskningsfrågor	7
<b>2. Kumulativ påverkan på Östersjötorsken</b>	9
2.1 Bakgrund	9
2.2 Analys av otoliter och befintliga tidsserier	11
2.3 Svälter torsken?	12
2.4 Syreförhållanden och torskens reproduktion och tillväxt	15
2.5 Många frågor återstår	17
<b>3. Kumulativ miljöbedömning med näringsvävsmodeller</b>	18
3.1 Bakgrund	18
3.2 En näringsvävsmodell för hela Östersjön	19
3.2.1 Modellverktyget	19
3.2.2 Modellen för Östersjön	20
3.3 Rumsliga modellscenarier	23
3.3.1 Modellen	23
3.3.2 Scenarier för kumulativ miljöpåverkan	23
3.3.3 Resultat från scenarierna	25
3.4 Användning för kumulativ miljöbedömning	29
3.4.1 Ekosystembaserad havsförvaltning	30
3.4.2 Havsplanering	31
<b>4. Slutsatser och förslag</b>	33
<b>5. Tack</b>	34
<b>6. Källförteckning</b>	35
<b>7. Publikationer</b>	40
7.1 Vetenskapliga artiklar	40
7.2 Populärvetenskap	40
7.3 Rapport	40
<b>Bilaga 1. Resultatfigurer från kalibreringen av Ecosim-modellen för hela Östersjön</b>	41
<b>Bilaga 2. Beskrivning av modellen för centrala Östersjön</b>	44

# Sammanfattning

Projektet ”Verktyg för att bedöma kumulativa effekter på Östersjöns ekosystem – BalticCAT” haft till syfte att stödja arbetet med kumulativa miljöbedömningar för Östersjöns ekosystem i havs- och fiskeriförvaltning samt havsplanering. Projektet har studerat vilka stressfaktorer som samverkar för att förklara den dåliga situationen för torsk i den östra delen av Östersjön och utvärderat hur en spatio-temporal näringsvävsmodell kan användas som verktyg för kumulativa miljöbedömningar för öppna Östersjön. Vi har även utvärderat hur näringsvävsmodellering kan integreras med och komplettera de metoder som används idag för kumulativ miljöbedömning i Östersjön.

Resultaten från tidsserieanalyser av kumulativ påverkan på östersjötorsken visade att syrebristen i Östersjöns djupa områden kan förklara förlusten av reproduktionsområden, men inte entydigt den minskande produktivitet och försämrade kondition som observerats under de senaste 25 åren. I beståndets kärnområde i södra Östersjön har utbredningen av syrefattiga områden varit oförändrad under de senaste tre decennierna och detsamma gäller tillgången på bottenfauna som utgör bytesdjur för ung torsk. Analyser av kväveinnehåll i otoliter visar inte heller tecken på minskande födointag under denna tidsperiod. Det behövs fortsatt forskning för att förstå vilka miljöfaktorer som ligger bakom den drastiska minskningen av produktivitet i det östra torskbeståndet.

Projektet har utvecklat en näringsvävsmodell för hela Östersjön i Ecopath with Ecosim. Den utvecklade modellen kan bidra till utvärdering av policy och förvaltningsåtgärder för Östersjön och till arbetet med bedömning av god miljöstatus för födovävar. Genom scenarieanalyser med en rumslig näringsväv för en del av Östersjön visar vi exempel på hur en sådan rumslig modell för hela Östersjön skulle kunna komplettera de förvaltningsverktyg som används idag för kumulativa miljöbedömningar i Östersjön (Sveriges Symphony och HELCOMs BSII). Det förutsätter dock att modellen för hela Östersjön vidareutvecklas till en rumslig Ecospace-modell.

Tillsammans visar studierna både möjligheter och utmaningar med kumulativa miljöbedömningar i ett ekosystem under snabb och kraftig förändring. Resultaten visar att en kombination av fiske, övergödning och klimatförändringar troligen är viktiga för att förklara många av de förändringar vi ser i Östersjöns födovävar, vilket betyder att åtgärder mot dessa hot är av stor vikt för att upprätthålla biologisk mångfald och ett hållbart fiske. Men de snabba förändringarna gör det svårt att utnyttja tillgänglig kunskap om födoväven för simuleringar av framtida scenarier, eftersom grundläggande samband i födoväven kan förändras. Det betyder att kumulativa miljöbedömningar som bygger på modellsimuleringar måste kompletteras med en försiktighetsansats och en välplanerad och långsiktig miljöövervakning som kan upptäcka förändringar och att förvaltningen anpassas efter dem.

# Summary

The project “Cumulative effects assessment tools for the Baltic Sea – BalticCAT” aimed to support the work on cumulative environmental assessments for the Baltic Sea ecosystem in marine and fisheries management and marine spatial planning. The project has studied which stressors interact to explain the poor situation of cod in the eastern Baltic Sea and evaluated how a spatio-temporal food web model can be used as a tool for cumulative environmental assessments for the open Baltic Sea. We have also evaluated how food web modelling can be integrated with and complement the methods used today for cumulative effects assessments in the Baltic Sea.

Results from time series analyses of cumulative impacts on the Baltic cod showed that oxygen depletion in deep areas can explain the loss of spawning grounds, but not unequivocally the declining productivity and deteriorating condition observed over the last 25 years. In the core area of the stock in the southern Baltic Sea, the extent of low oxygen areas has remained unchanged over the last three decades, as has the availability of benthic fauna consumed by young cod. Analyses of nitrogen content in otoliths also show no signs of decreasing food intake over this time period. Further research is needed to understand the environmental factors behind the drastic decline in productivity of the eastern Baltic cod stock.

The project has developed a food web model for the whole Baltic Sea in Ecopath with Ecosim. The developed model can contribute to the evaluation of policy and management for the Baltic Sea and to the assessment of good environmental status of food webs. Through scenario analyses with a spatial food web for part of the Baltic Sea, we show examples of how a spatial Ecospace-model for the whole Baltic Sea could complement the management tools used today for cumulative environmental assessments in the Baltic Sea (Sweden’s Symphony and HELCOM’s BSII). However, this requires that the Baltic Sea-wide model is further developed into a spatial Ecospace model.

Together, the studies demonstrate both the opportunities and challenges of cumulative effects assessments in a rapidly changing ecosystem. The results show that a combination of fishing, eutrophication and climate change are likely to be important in explaining many of the changes we see in the Baltic Sea food webs, meaning that action against these threats is of great importance to maintain biodiversity and sustainable fisheries. However, the rapid changes make it difficult to utilise available food web knowledge for simulations of future scenarios, as fundamental relationships in the food web may change. This means that cumulative effects assessments based on model simulations need to be complemented by a precautionary approach and well-planned long-term environmental monitoring that can detect changes and that management is adapted accordingly.

# 1. Inledning

Marina ekosystem är utsatta för en stor mängd olika påverkansfaktorer från mänskliga aktiviteter och verksamheter på land och till havs, vilket leder till förlust av biologisk mångfald och havets kapacitet att upprätthålla viktiga ekosystemfunktioner. Det innebär att det är viktigt att ha kunskap om den samlade, eller ”kumulativa”, påverkan från flera olika aktiviteter på ett och samma ekosystem och att väga in denna kunskap i havs- och fiskeförvaltningen. Det blir också mer och mer viktigt att förstå och väga in hur effekterna av den globala uppvärmningen samverkar med annan påverkan och förändrar förutsättningarna för ett hållbart nyttjande av havet. Bedömningar av kumulativ påverkan på ekosystem, så kallade kumulativa miljöbedömningar, har därför blivit en viktig del i både tillståndsprövningar, havsförvaltning och i kust- och havsplanering.

Idag försvåras kumulativa miljöbedömningar av brist på kunskap om kombinations-effekter av olika påverkan på marina ekosystem. Det saknas också kunskap om hur klimatförändringar interagerar med andra typer av påverkan. Ett exempel där bristande kunskap om kumulativa effekter är ett stort hinder för förvaltningen är fiskbestånden i Östersjön. Torskpopulationen i östra delen av Östersjön är i mycket dåligt skick, av orsaker som delvis är okända (t.ex. Svedäng m.fl. 2022a). För att förbättra situationen framledes behöver vi förstå och identifiera de viktigaste påverkansfaktorerna på dagens torskpopulation och vilka åtgärder som eventuellt kan vidtas för att populationen ska kunna återhämta sig.

Det finns också ett behov av att ta fram och vidareutveckla metoder för att analysera kumulativ påverkan på havsmiljön. Här har modeller av kumulativa effekter en viktig roll att fylla, genom att väga samman den kunskap som finns till ett samlat underlag som kan användas i förvaltning. Idag används exempelvis modellverktyget Symphony (Hammar m.fl. 2018) för kumulativa miljöbedömningar i den svenska havsplaneringen. Både forskare och förvaltare har identifierat ett behov av att utveckla de metoder som används idag i svensk havsförvaltning och havsplanering så att de på ett bättre sätt kan hantera indirekta effekter, exempelvis när påverkan leder till att en art ökar eller minskar och det i sin tur påverkar andra arter genom förändrade ekologiska interaktioner. Det blir också alltmer viktigt att kumulativa miljöbedömningar på ett bättre sätt kan väga in de framtida effekterna av global uppvärmning. Det här är inte minst viktigt för förvaltningen av Östersjön, vars ekosystem påverkas starkt av snabba miljöförändringar och där forskning visat att födovävseffekter har haft mycket stor betydelse för ekosystemets utveckling (t.ex. Österblom m.fl. 2007).

## 1.1 Syfte och forskningsfrågor

Projektet ”Verktyg för att bedöma kumulativa effekter på Östersjöns ekosystem – BalticCAT” (Naturvårdsverkets miljöforskningsanslag, projekt NV-08138-18) har haft till syfte att stödja arbetet med kumulativa miljöbedömningar för Östersjöns ekosystem i havs- och fiskeriförvaltning samt havsplanering. Vi har arbetat med en kombination av olika forskningsmetoder för att båda öka kunskapen om kumulativ miljöpåverkan på ekosystemet i Östersjöns utsjöområden och utveckla och förbättra verktyg för att kumulativa miljöbedömningar.



Projektet utgick från följande forskningsfrågor:

- Hur samverkar miljöfaktorer (exempelvis temperatur, salthalt, syrebrist och övergödning) med födovävsinteraktioner (predation och fisketryck) för att påverka Östersjöns ekosystem och fiskarter som torsk, sill och skarpsill?
- Vad blir effekten av olika förvaltningsalternativ (t.ex. minskade utsläpp av näringsämnen, förändringar i fiskeintensitet och rumsliga fiskestopp) under olika klimatscenarier?
- Hur kan numerisk modellering av näringsväven stödja kumulativa miljöbedömningar för ekosystembaserad förvaltning av Östersjön?

Den första frågan angreps både med empiriska studier med fokus på Östersjötorsken och med en näringsvävsmodell för hela Östersjön. För den andra och tredje frågan använde vi en näringsvävsmodell för egentliga Östersjön (söder om Ålands hav). I denna slutrapport diskuterar vi de viktigaste resultaten och slutsatserna från projektet samt presenterar ett antal rekommendationer om hur kumulativa miljöeffekter kan vägas in i förvaltningen av Östersjön. Kapitel 2 beskriver de empiriska studierna och kapitel 3 beskriver näringsvävsmodellen för hela Östersjön och simuleringar av förvaltningsalternativ samt diskuterar hur näringsvävsmodellering kan användas som ett verktyg för kumulativa miljöbedömningar.

Resultaten i rapporten bygger på flera delstudier, av vilka några redan publicerats som forskningsartiklar (Svedäng m.fl. 2020, 2022a och 2022b, Svedäng 2023) och andra håller på att slutföras. Projektets samtliga publikationer finns sammanställda i kapitel 7.

## 2. Kumulativ påverkan på Östersjötorsken

Produktiviteten för torskbeståndet i östra Östersjön har minskat kraftigt under de senaste 25 åren, av skäl som fortfarande är oklara (Svedäng m.fl. 2020; 2022a). Storleksfördelningen har blivit alltmer sammanpressad eftersom den individuella tillväxten har kraftigt reducerats, och fiskens hälsotillstånd har samtidigt försämrats vilket har lett till lägre överlevnad och betydligt lägre individuell tillväxt (Eero m.fl. 2015; Svedäng och Hornborg 2017). Medianlängden vid könsmognad har under tre decennier minskat från ca 40 cm till 20 cm. Det motsvarar en minskning i individuell kroppsmassa på över 85% (ICES 2023).

För att förbättra förståelsen för vilka miljöfaktorer som ligger bakom dessa stora förändringar genomförde vi två empiriska tidsseriestudier, en studie baserad på arkiverade otoliter från torskar från Östersjön fångade mellan 1995 och 2015 och en på hydrografiska mätdata och bottenfaunadata från torskens utbredningsområde i östra Östersjön.

### 2.1 Bakgrund

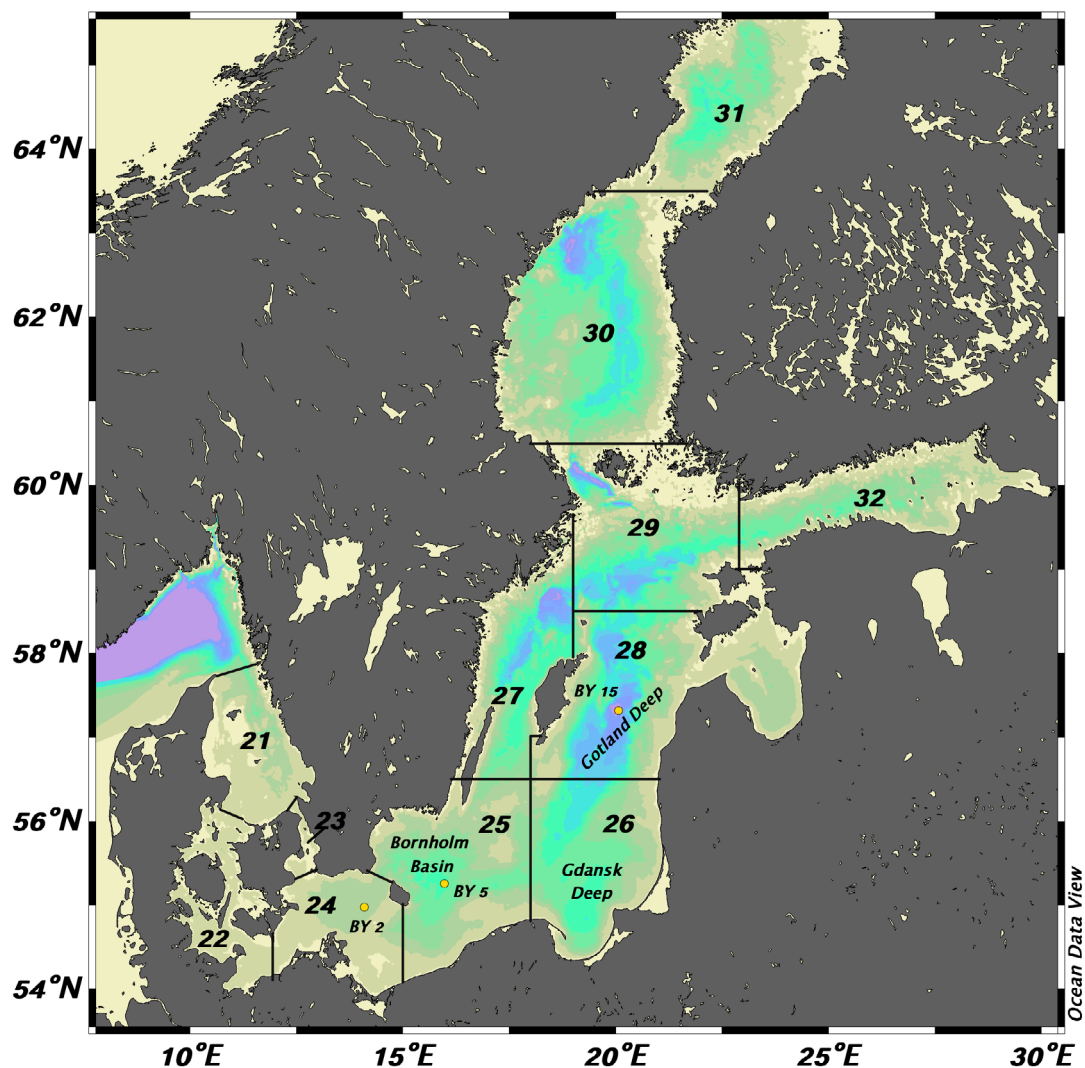
Torsken (*Gadus morhua*) i östra Östersjön, som fram till 2000-talet var ett kommersiellt viktigt fiskbestånd och Östersjöns dominerande rovfisk, har kraftigt minskat i utbredning, abundans och produktion av biomassa. För de flesta kommersiellt nyttjade fiskbestånd i Östersjön är fiske den faktor som har en dominerande inverkan på populationsdynamiken. För sill- och strömmingsbestånden i Bottniska viken, centrala och Västra Östersjön samt för torskbeståndet i Västra Östersjön och i Kattegatt har den höga nyttjandegraden lett till starkt minskade beståndsstorlekar och eventuellt även till förluster av subpopulationer. För det östra, tidigare mycket stora, torskbeståndet i Östersjön förhåller det sig lite annorlunda. Som beskrivs nedan bidrog försämrade miljöförhållande kraftigt till nedgången av Östersjötorsken i slutet av 1980-talet och sedan början av 2000-talet har beståndet blivit improduktivt trots att fisket minskat starkt. Det här gör att det finns ett stort behov att förstå hur olika miljöfaktorer samverkar för att påverka torskbeståndet, dels för att kunna åstadkomma en återhämtning av det östra torskbeståndet, dels för att förstå hur de ekologiska förändringarna av Östersjön kan påverka andra delar av havsområdets ekosystem.

Torsk har fiskats i hela Östersjön, inklusive Bottenhavet ända upp till latitud 63° N (Hessle 1923). I början av 1900-talet kan produktiviteten hos det östra torskbeståndet ha gynnats av eutrofieringen av Östersjön genom ökad primärproduktion som gjorde Östersjöns lägre trofinivåer mer produktiva (Eero m.fl. 2011). Den ökade primärproduktionen kan ha gynnats förekomsten av de främsta bytesfiskarna, strömming (*Clupea harengus*) och skarpsill (*Sprattus sprattus*; Eero m.fl. 2012) samt bottenfaunan ovanför haloklinen (Ehrnsten m.fl. 2020).

Under andra hälften av 1900-talet ledde dock övergödningen till en successiv försämring av syresituationen i Östersjöns djupa delar (Svedäng m.fl. 2022), vilket hade en stor påverkan på förutsättningarna för torsken att reproducera sig i delar av sitt utbredningsområde. I slutet av 1980-talet försvann torskens reproduktionsmöjligheter i Gotlandsdjupet och Gdanskdjupet (Figur 1), det vill säga vid två av tre av det östra torskbeståndets viktigaste lekområden (Bagge m.fl. 1994; Eero m.fl. 2007). Sedan slutet av 1980-talet sker torskreproduktion främst i Bornholmsbassängen (Köster m.fl. 2005; 2017). Det innebär en fundamental försämring av torskbeståndets produktionspotential och var en viktig anledning till den kraftiga nedgången i beståndet under 1990-talet. Torskbeståndets lekbiomassa (SSB), totala biomassa för fisk över 35 cm långa ( $TSB \geq 35$ ), och därmed även landningar, kulminerade i mitten av 1980-talet. Torskbeståndet har därefter försvagats kraftigt (Hammer m.fl. 2008; ICES 2023).

Beståndet fiskades kraftigt under 1970-, 80- och 90-talen, med en fiskeri-mortalitet långt utöver vad som räknas som maximalt hållbart uttag (Fmsy). Trots det var torskbeståndet fortfarande relativt produktivt under 1990-talet och början av 2000-talet med årliga fångster runt 100 000 ton. De problem med överfiske som fanns under dessa år tycktes också började bli bemästrade i slutet av 2000-talet samtidigt som starka årsklasser var på väg in i den fiskbara delen av beståndet, vilket gav upphov till optimistiska förutsägelser om den framtida beståndsutvecklingen. Den ökning i biomassa som man förutsåg materialiserades emellertid inte. Den individuella tillväxten visade sig ha minskat starkt sedan början av 2000-talet och även överlevnaden hade gått ned under samma tid (Neuenfeldt m.fl. 2020), vilket resulterade i allt lägre fångstnivåer under 2010-talet och lägre utbyte per rekryt (Svedäng m.fl. 2022a) fram till dess det riktade fisket stoppades helt vid halvårsskiftet 2019 (ICES 2023).

Orsakerna till denna senaste försämring av beståndsstatusen har förblivit osäkra eller kan till och med beskrivas som okända (Eero m.fl. 2015; ICES 2019; Brander 2020, 2022; Neuenfeldt m.fl. 2020; Svedäng m.fl. 2020; Casini m.fl. 2021). Det har föreslagits att den beror på sämre kondition eller lägre tillväxt (Mion m.fl. 2021) och att dessa indirekt kan relateras till syrebrist (Casini m.fl. 2016, Karlson m.fl. 2020) via till exempel brist på födodjur, eller direkt påverkan på torskens metabolism (Brander 2020, 2022). Andra faktorer som föreslagits är en ökad parasitism som försämrat torskens hälsa och brist på vitaminer i torskens föda (för en översikt av de faktorer som diskuteras, se Bryhn m.fl. 2022).



Figur 1. Karta över djupförhållanden i Östersjön, med de tre tidigare lekområdena för Östersjötorsken utsatta (Gotlandsdjupet, Gdanskdjupet och Bornholmsbassängen). Kartan visar även indelningen i delområden som görs av ICES. Figur från Svedäng m.fl. (2022).

## 2.2 Analys av otoliter och befintliga tidsserier

Eftersom det östra torskbeståndet i Östersjön har minskat starkt i individuell (somatisk) tillväxt skulle det kunna finnas det skäl att misstänka att fiskens födotillgång kan ha blivit reducerad så att fisken till och med svälter. För att undersöka om svält kan vara en bidragande orsak till den låga produktiviteten i beståndet gjorde vi en studie av kväveinnehållet i hörselstenar (otoliter) från torsk fångad i södra Östersjön (ICES delområde 25, se figur 1). Eftersom otoliter tillväxer kontinuerligt genom att kalciumkarbonat fälls ut på en matrix av proteiner på otoliternas yta samt är biologiskt stabila (inerta, det vill säga inte en levande vävnad), reflekterar det kemiska innehållet från otolitens kärna till dess ytskikt fiskens tidslinje. Det har tidigare visats att otolitens kväveinnehåll speglar den generella nivån på fiskens proteinsyntes, och därmed även födointag (Hüssy och Mosegaard 2004).

För att undersöka förändringar i proteinupptag mellan 1995 och 2015, då fiskens tillväxt minskade stegvis, mätte vi N/Ca-förhållandet som en indikator för proteininnehåll i genomskurna otoliter. Mätningarna gjordes i små så kallade mikroprober längs radier från kärnan till kanten av otoliten med hjälp av sekundär jonmassspektrometri (SIMS). Sammanlagt undersöktes ungefär 100 individer i åldersgrupperna 2–5 år insamlade i ICES delområde 25 under första kvartalet, det vill säga hos 20 individer vart femte år under tidsperioden.

För att studera hur kumulativ miljöpåverkan kan ha samverkat till Östersjötorskens nedgång genomförde vi även en inventering av torskens ekologiska begränsningar i Östersjön genom att sammanställa tidsserier av olika miljöfaktorer och jämföra dessa med torskens utbredning och produktiviteten i beståndet. Den rådande syrebristen i de djupare vattenlagren i Östersjön har pekats ut som den avgörande faktorn ifråga om såväl förlorade reproduktionsmöjligheter som minskad tillväxt och försämrat hälsotillstånd. Vi sammanställde därför alla hydrografiska mätningar från de senaste cirka 120 åren till en uppdaterad tidsserie för utvecklingen av syreförhållanden i olika delar av Östersjötorskens livsmiljö (se Svedäng m.fl. 2022a för datakällor). För att undersöka eventuella effekter av syrebrist på bottenfaunan i vertikal- och horisontalled under den period då tillväxten hos Östersjötorsken hade reducerats gjordes en sammanställning av data från alla kända kvantitativa undersökningar av bottenfaunan mellan 1990 och 2020.

Utifrån dessa tidsserier beskrev vi:

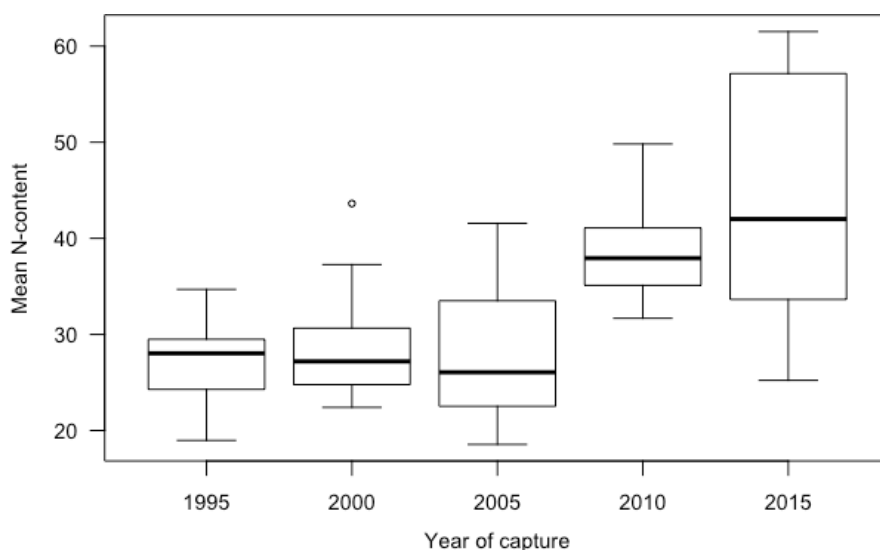
- a) den hundraåriga utvecklingen av den reproduktiva volymens<sup>1</sup> storlek och horisontella utbredning.
- b) trender i förekomsten syrefria bottnar i olika bassänger i Östersjön.
- c) trender i syrehalt i olika djupstrata i olika bassänger i Östersjön.
- d) trender i biomassa för Östersjötorskens viktiga bottenlevande bytesarter sedan år 1990.

## 2.3 Svälter torsken?

Vi fann att relationen N/Ca i otoliter hos torskar fångade i centrala Östersjön har ökat under den studerade perioden, från 2005, vilket indikerar att proteinintaget ökat istället för minskat sedan mitten av 1990-talet (Figur 2, Svedäng m.fl. 2020). Ett ökat proteinintag är svårt att förena med ett kraftigt minskat födointag under denna tidsperiod, vilket föreslagits som en förklaring till torskens dåliga tillväxt och kondition.

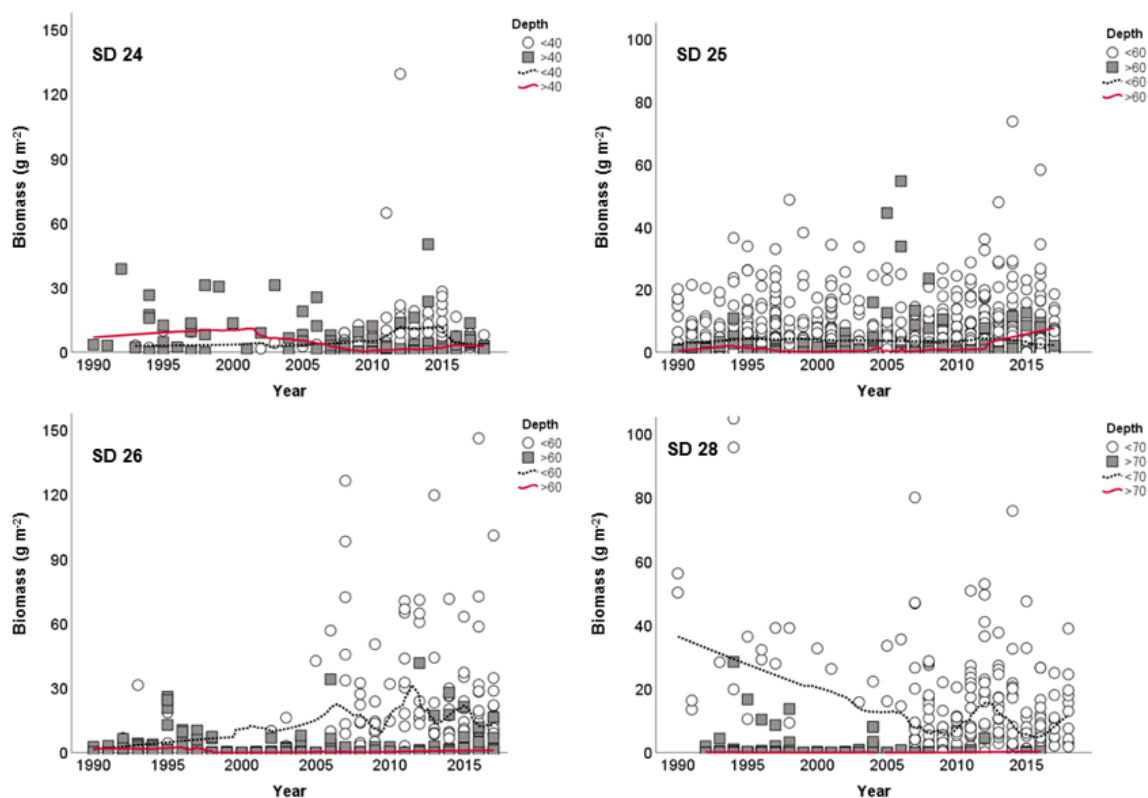
---

<sup>1</sup> Vattenvolym i vilken torskens ägg har tillräckligt med syre för att överleva och tillräckligt hög salthalt för att kunna hållas svävande utan att sedimentera



Figur 2. Kväveinnehållet i otoliter från fångståren 1995–2015. Grafen visar median, kvartiler (boxen) och enstaka extrema värden (punkter). Det finns ingen statistiskt säkerställd trend mellan 1995 och 2005, men kväveinnehållet ökade från 2005. Figur från Svedäng m.fl. (2020).

Tidseriestudien av bottenfauna ger inte heller stöd för att tillgången på bytesdjur för ung torsk har försämrats under denna period (Figur 3, Svedäng m.fl. 2022a, b). Biomassan av bottenfauna var låg under haloklinen under hela tidsperioden, vilket kan förklaras av dåliga syreförhållanden. Dessa djupa delar av Östersjön har i stor utsträckning varit påverkade av syrebrist ända sedan 1960-talet, med kraftig påverkan på bottenfaunans sammansättning (t.ex. Karlsson m.fl. 2002). Däremot har biomassan av bottenfauna inte minskat i områden ovanför haloklinen under den undersökta tidsperioden. Det gäller även biomassan av de arter som utgör torskens huvudföda (kräftdjur och havsborstmaskar), förutom i delområde 28, väster om Gotland, där vitmärlorna *Monoporia affinis* och *Pontoporeia femorata* minskade under tidsperioden. Denna minskning sammanfaller med kollapsen för dessa arter i Bottniska viken, som kan bero på förändrade miljöförhållanden eller födovävsförändringar (t.ex. Karlsson m.fl. 2020). Ingen motsvarande minskning ses dock i data från södra Östersjön, där större delen av Östersjötorsken påträffas idag. Att tillgången på föda för torsk inte tycks ha försämrats sedan 1990-talet talar emot att födobrist är en viktig faktor bakom torskens dåliga tillväxt, vilket föreslagits i flera studier (t.ex. Karlsson m.fl. 2020, Neuenfeldt m.fl. 2020), i varje fall under det juvenila stadiet innan fisken blir könsmogen vid cirka 20 cm och går över till att äta sill och skarpsill.



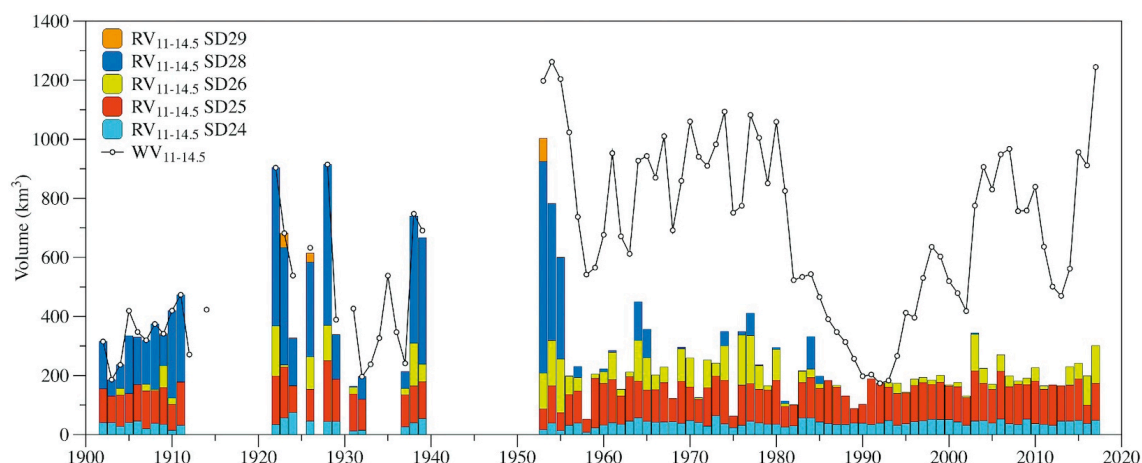
Figur 3. Tidsmässig utveckling av biomassan av bottenlevande kräftdjur och havsborstmaskar, som dokumenterats vara de huvudsakliga födokällorna för torsk, uppdelat per ICES delområde (se figur 1). Provtagningsstationerna är uppdelade på stationer ovanför (vita symboler) och under (grå symboler) haloklinen, som ligger på olika djup i de olika delområdena. Linjerna visar utjämningsfunktioner (loess) anpassade till data, en per delområde och djupintervall. Figur från Svedäng m.fl. (2022).

För att undersöka förekomsten av födobrist hos Östersjötorsk använde sig Neuenfeldt m.fl. (2020) av tidsserier på Östersjötorskens maginnehåll. De modelleringar som gjordes i studien indikerade att energiupptaget (KJ/dag) för storleksgrupper av torsk 21–25 och 26–30 cm var klockformat över tiden, det vill säga lågt i mitten av 1960-talet och ökande fram till slutet av 1990-talet, och därefter återigen minskande. För större storleksgrupper (31–35 och 36–40 cm) ökade däremot energiupptaget monotont över tiden fram till mitten av 2010-talet. I motsats till Neuenfeldt m.fl. (2020) fann vi istället att proteinupptaget hade ökat både under de juvenila och adulta stadierna efter 2005 (Svedäng m.fl. 2020). Det ska noteras att mätningar av otoliternas proteininnehåll utgör integrerade observationer under fiskens hela levnad fram till fångst, medan analyser av maginnehåll är tidsmässigt begränsade till fångstillfället. Trots de två studiernas sinsemellan något avvikande resultat, visar de dock att både energi- och proteinupptag har ökat eller ligger i paritet med tidigare perioder då torskbeståndets produktivitet var tillräcklig för att underhålla ett omfattande fiske. Tidsserierna för bottenfauna visar heller inget stöd för att tillgången på föda försämrats. Vad som egentligen orsakar den lägre somatiska (individuella tillväxten) hos Östersjötorsk, vilket omintetgjort det kommersiella fisket och förändrat torskens roll i ekosystemet som dominerade predator, framstår därmed som fortsatt oklart.

## 2.4 Syreförhållanden och torskens reproduktion och tillväxt

Vi kunde styrka tidigare antaganden om att minskningen av lekhabitat för torsken (den reproduktiva volymen) började redan på 1950-talet i Gotlandsdjupet (delområde 28), orsakat av syrebrist under stratifierade hydrografiska förhållanden (Figur 4, Svedäng m.fl. 2022a, b). Under senare delen av 1980-talet, då endast små inflöden av saltvatten kom in från Västerhavet, försvann den reproduktiva volymen även i Gdanskdjupet (delområde 26) på grund av lägre salthalt (utsötning av vattenmassan och ökad turbulens). Under den senaste 20-årsperioden med större inflöden har det periodvis funnits tillräckligt goda förhållanden för reproduktion i Gdanskdjupet, men det har trots det inte skett en permanent återhämtning av reproduktionen i detta område. Däremot har de hydrografiska förhållandena i Bornholmsbassängen (delområde 25) inte förändrats särskilt mycket de senaste sextio åren och varit stabilt goda för torskreproduktion under hela denna period.

Eftersom den reproduktiva volymen i Bornholmsbassängen till stor del finns i och ovanför haloklinen är den mindre utsatt för syrebrist i bottenvattnet än i de andra tidigare reproduktionsområdena för östra torskbeståndet. Det motsatta gäller i Gotlandsdjupet, där vi inte kan förvänta oss att Östersjötorsken kan leka innan syreförhållandena har förbättrats permanent i djupvattnet.



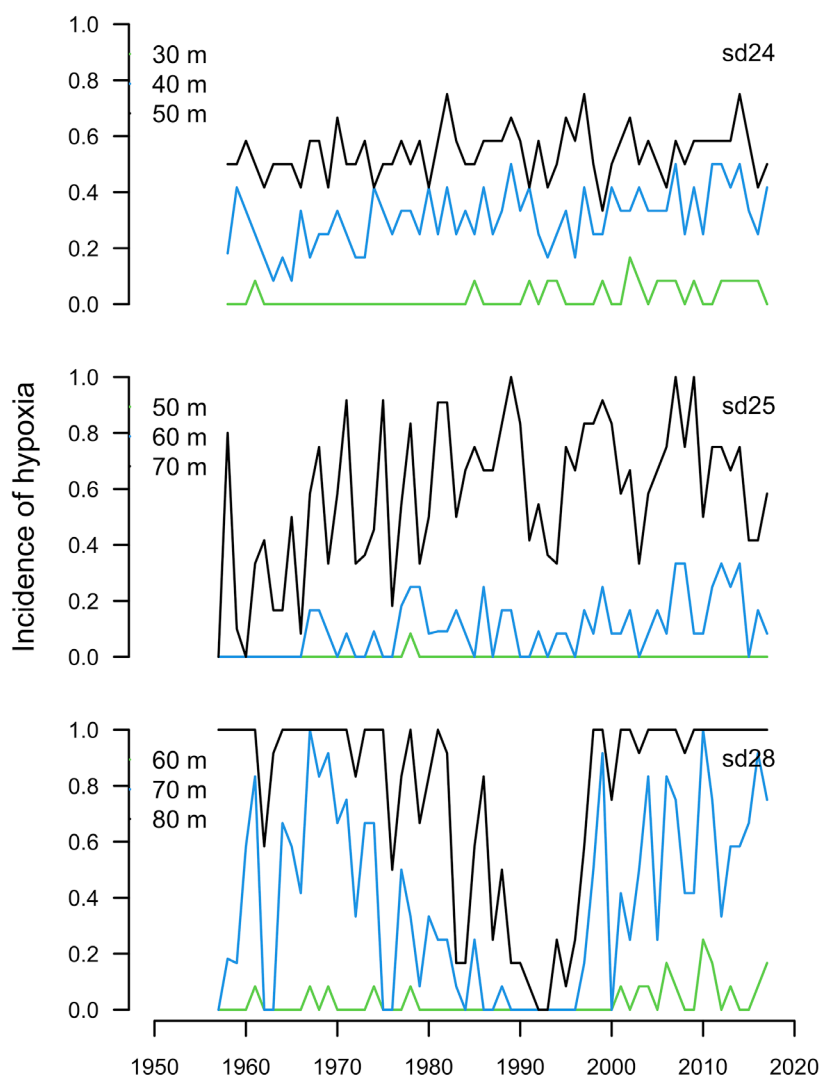
Figur 4. Den tidsmässiga utvecklingen av reproduktiv volym (RVs) i Östersjön: RV11\_14.5 (representerad av salthaltsintervallet mellan  $\geq 11$  och  $\leq 14,5$  PSU och  $> 2$  ml O<sub>2</sub>/l) i ICES delområde 24, 25, 26, 28 och 29 (se Figur 1 för indelningen i delområden). Utvecklingen av vattenvolymen WV11\_14.5 (definierad av salthaltsintervallet mellan  $\geq 11$  och  $\leq 14,5$  PSU och oavsett syrehalt) visas också. Alla volymer är i km<sup>3</sup> och är uppskattade som årsvärden. Figur från Svedäng m.fl. (2022).

Medan syrebristen i Östersjöns djupa områden kan förklara förlusten av reproduktionsområden visar vår studie inget samband mellan syrebrist och minskande produktivitet och försämrad kondition för Östersjötorsken. I beståndets kärnområde i södra Östersjön, det vill säga främst SD 25, har utbredningen av väl syresatt area (alternativt syrefattiga områden) och syrehalt med avseende på vattendjup (Figur 5) varit oförändrad under de senaste tre decennierna då produktiviteten hos Östersjötorsken kraftigt minskat (Svedäng m.fl. 2022a). Det talar emot gängse hypoteser som pekat ut syrefattiga bottenar och brist på föda som anledningarna till minskande produktivitet och försämrad



kondition. Här visar vi tvärtom i två studier att både syreförhållanden och tillgång på mat för torsken inte försämrats under denna period i den delen av Östersjön som idag är torskens huvudsakliga utbredningsområde.

På samma sätt som Eero m.fl. (2023) noterade att förändringar i storleksstruktur och fiske har blivit alltmer frikopplade sedan början av 2000-talet, fann vi att fiskeri-dödligheten har minskat samtidigt som storleksfördelning har tryckts samman. Förmodligen har den allt tidigare könsmognaden lett till högre energikostnader och därmed lägre tillväxt och överlevnad. Vad som orsakar den allt tidigare könsmognad är däremot okänt. Plasticitet i könsmognad kan orsakas av variationer i tillväxt och födoupptag, dvs både snabbt ökande eller minskande möjlighet att tillväxa (se Thorpe 2007). Specifik födoämnesbrist kan således vara kopplat till tidig könsmognad.



Figur 5. Frekvensen av syrebrist på olika djup i ICES delområde 24, 25, och 28 (se Figur 1 för indelningen i delområden). Frekvensen anges som andelen fältobservationer per månad och år med  $< 5 \text{ ml O}_2/\text{l}$  i SD 24–25 och  $< 4 \text{ ml O}_2/\text{l}$  i SD 28, de syrenivåer som förväntas ge syrefria förhållanden på havsbotten.

## 2.5 Många frågor återstår

Vad den under senare tid dramatiska nedgången i produktivitet för det östra torskbeståndet beror på är fortfarande ett öppet forskningsfält, och med tanke på att det bara finns ett lek område kvar är det viktigt att hitta orsakerna, även om reproduktionen fungerar tillfredsställande i Bornholmsbassängen.

Torskens reproduktionsstrategi är också kraftigt förändrad; samtidigt som tillväxten har minskat har torsken blivit köns mogen vid allt mindre storlekar. I snitt har Östersjötorskens köns mognadstorlek minskat med hälften, från ca 40 cm till 20 cm, vilket i kroppsvikt motsvarar en åttondel idag i förhållande till den storlek vid köns mognad som var normalt vid mitten av 1990-talet, så långt tillbaka som det finns data (ICES 2023).

Om inte födobrist råder kan försämrade födokvalitet vara orsaken till förändringarna i Östersjötorskens tillväxt- och köns mognadsmönster. Maganalyser visar på betydande förändringar i torskens födosammansättning mellan 1990 och 2010-talet, bland annat en ökad andel skarpsill och något minskad andel sill (Kulatska m.fl. 2019). Det är också möjligt att det skett kvalitativa förändringar i näringsväven, exempelvis genom att förändringar i planktonsamhället påverkat mängderna av essentiella ämnen i födan för högre trofnivåer (Snoeijs och Häubner 2014, Fridolfsson m.fl. 2018). En tydlig pågående förändring är en ökad produktion av cyanobakterier (Kahrva m.fl. 2016), som förklaras med den fortsatt höga näringsnivån i Östersjön i kombination med högre ytvattentemperatur under sommaren. Steinkopf m. fl. (2024) fann också att trofisk förlängning (fler steg i näringskedjan) på grund av ökade cyanobakterieblomningar, kan ha hämmat det östra torskbeståndets produktivitet. Minskad eller inbromsad individuell tillväxt redan på juvenilstadiet kan ha påverkat köns mognadsmönstret starkt (jfr Thorpe 2007). Steinkopf m. fl. menar även att förändringar i energiöverföringen kan ha förändrat djurplanktonsamhället, vilket i sin tur kan ha resulterat i minskad medelvikt vid ålder av sill och skarpsill redan under 1990-talet (ICES 2023). Den här typen av genomgripande förändringar försvårar arbetet att förutse förändringar i näringsväven utifrån historiska data och visar hur viktigt det är att inkludera kunskap om födovävar i fiskeriförvaltningen.

Utöver födobrist och förändringar i födokvalitet har även parasitism föreslagits bidra till torskens sämre kondition och tillväxt. Flera studier har visat en koppling mellan dålig kondition och hög parasitmängd i enskilda fiskar, men det är inte klart i vilken grad det beror på att parasiterna försämrar konditionen eller på att mängden parasiter ökat i fiskar som redan mår dåligt av andra skäl (Ryberg m.fl. 2020).

# 3. Kumulativ miljöbedömning med näringsvävsmodeller

## 3.1 Bakgrund

Det finns en rad modellverktyg utvecklade för att på olika sätt undersöka och förutse kumulativa effekter av arter och ekosystem (t.ex. Korpinen och Andersen 2016, Hodgson och Halpern 2019). Dessa verktyg inkluderar bland annat kartbaserade modeller och ekologiska enarts- och flerartsmodeller. Modellerna skiljer sig åt på flera sätt, exempelvis i hur många påverkansfaktorer som kan inkluderas samtidigt, hur modellerna hanterar indirekta och icke-additiva effekter och vilken nivå av ekologisk komplexitet de kan hantera. Det gör att de har olika styrkor och svagheter när de används för kumulativa miljöbedömningar.

*Kartbaserade modeller* är GIS-modeller som analyserar i vilken grad olika påverkansfaktorer överlappar i rummet med arter och habitat som är känsliga för denna påverkan. Modellerna kombinerar kartor över utbredningen av ekologiska komponenter (habitat och arter), kartor över påverkansfaktorer samt känslighetsvärden för varje ekologisk komponent för varje inkluderad påverkansfaktor (Halpern m.fl. 2008). Resultatet från modellen är kartor över kumulativ påverkan som visar var många stressfaktorer överlappar, det vill säga vilka områden som är mest utsatta för samlad mänsklig påverkan. Denna typ av kartor kan användas för bevarandeplanering genom att visa hur och var olika arter utsätts för påverkan inom sitt utbredningsområde (Maxwell m.fl. 2013, Ban m.fl. 2010). De används också i stor utsträckning i rumslig planering för att utvärdera effekten av olika planerings-scenarier, inte minst inom havsplanering (Depellegrin m.fl. 2021). Modellverktyget Symphony som används i svensk havsplanering är ett exempel på en sådan kartbaserad modell för kumulativ miljöpåverkan (Hammar m.fl. 2018). Kartbaserade modeller kan utvärdera ett stort antal miljöeffekter samtidigt och visa hur de samverkar på en detaljerad rumslig skala. En viktig begränsning är dock att modellerna inte hanterar indirekta effekter, dvs att arter kan påverkas indirekt om deras predatorer eller bytesdjur ökar eller minskar eller genom försämring av artens livsmiljö. De är också dåliga på att hantera interaktioner mellan påverkansfaktorer, exempelvis hur global uppvärmning kan försvåra effekterna av övergödning genom att öka biologisk produktion och syreförbrukning, förstärka vattnets skiktning och minska syrets löslighet i havsvatten.

*Ekologiska näringsvävsmodeller* modellerar interaktionerna mellan arter i en näringsväv och påverkan från miljöfaktorer och mänskliga aktiviteter (t.ex. Christensen och Pauly 1992). Näringsvävsmodeller beskriver flödet av energi mellan arter eller grupper av arter i en näringsväv, utifrån kunskap om systemets ekologiska bärkraft, arters födoval och påverkan från olika miljöfaktorer. Modellerna ger både insikt i hur arter påverkas direkt av störning och hur indirekta effekter kan fortplanta

sig i födoväven och de kan därmed hantera mer komplexa aspekter av kumulativ påverkan än kartbaserade modeller, exempelvis indirekta effekter, komplexa samband mellan påverkansfaktorer och hur påverkan förändras dynamiskt över tid (Hodgson och Halpern 2019). Det ger goda förutsättningar för att exempelvis förstå den kumulativa effekten av faktorer som påverkar arter högt upp i näringsväven (t.ex. predation) och långt ner i födoväven (t.ex. övergödning) och hur dessa effekter i sin tur påverkas av klimatförändringarna (Österblom m.fl. 2007, Niiranen m.fl. 2013).

## 3.2 En näringsvävsmodell för hela Östersjön

För att bättre förstå hur Östersjöns ekosystem fungerar och för att kunna identifiera framtida sårbarheter och kumulativa effekter av olika stressfaktorer på systemet har vi utvecklat en Ecopath with Ecosim (EwE) modell för hela Östersjön. Modellen bygger på en tidigare publicerad modell för centrala Östersjön (Bauer m.fl. 2018), men har utökats till att även omfatta ekosystemen i norra och västra Östersjön. Detta gör det möjligt för oss att undersöka inte bara en del utan hela Östersjöns ekosystem.

### 3.2.1 Modellverktyget

Ett välanvänt modellsystem för näringsvävsmodeller är Ecopath with Ecosim (EwE), som utvecklats för att simulera effekter av fiske på födovävar men i allt högre grad används för att utvärdera kumulativ miljöpåverkan på marina ekosystem (Stock m.fl. 2023). EwE och dess rumsliga tillägg Ecospace har använts för kumulativa miljöbedömningar inom en rad användningsområden, från fiskeriförvaltning (t.ex. Bentley m.fl. 2021) till ekosystembaserad havsförvaltning (t.ex. Olsen m.fl. 2023, Piroddi m.fl. 2022) och bevarandeplanering (t.ex. Püts m.fl. 2023). De ligger också till grund för ett simuleringsverktyg för intressentdialoger i havsplanering (MSP Challenge Simulation Platform; Stenbeek m.fl. 2020).

EwE består av två sammankopplade delar: Ecopath och Ecosim. Ecopath är en statisk massbalansmodell som kvantifierar energi- och biomassaflöden inom ekosystemet under en tidsenhet (i vårt fall ett år). Ekosystemet representeras som ett nätverk av näringsvävsinteraktioner, där varje komponent (bestånd, art, funktionell grupp) karakteriseras av sin biomassa, produktionshastighet, konsumtionshastighet och andra parametrar. Ecopath uppskattar fördelningen av energi och biomassa mellan trofnivåer och hjälper till att förstå ekosystemets struktur och funktion.

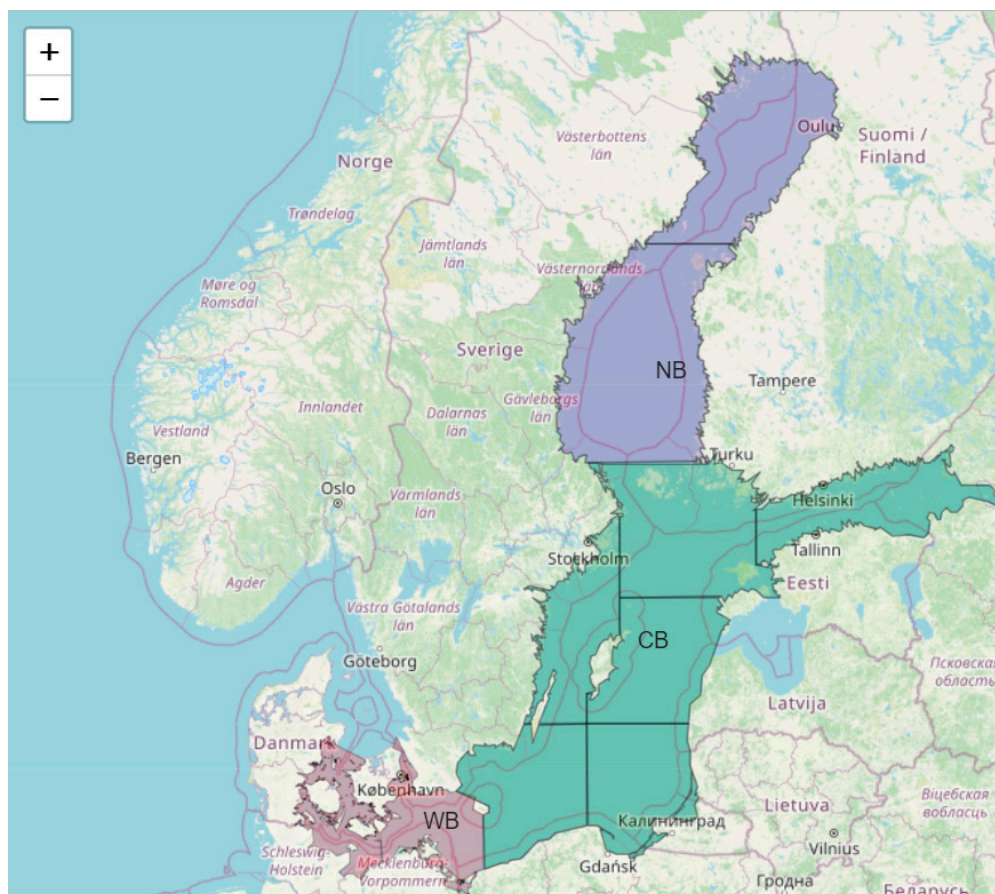
Ecosim är en dynamisk simuleringsmodell som införlivar resultaten från Ecopath och lägger till en tidsdimension. Modellen kalibreras med tidsseriedata på biomassa för de funktionella grupper som inkluderas i modellen och fångster i fisket och kan efter det användas för att simulera förändringar i ekosystemet över tid till följd av olika processer, t.ex. reproduktion, predation och fiskeuttag. Simuleringarna gör det möjligt att testa ekosystemets utveckling under olika scenarier, till exempel alternativa fiskeförvaltningsstrategier, klimatförändringsscenarier eller strategier för att begränsa övergödning.

Det finns också möjlighet att komplettera med en tredje komponent, Ecospace, som representerar födovävsinteraktionerna rumsligt baserat på den verkliga utbredningen av habitat, på utbredningen av fiske och andra påverkansfaktorer samt på rumsliga förvaltningsåtgärder som marina skyddade områden. Den rumsliga

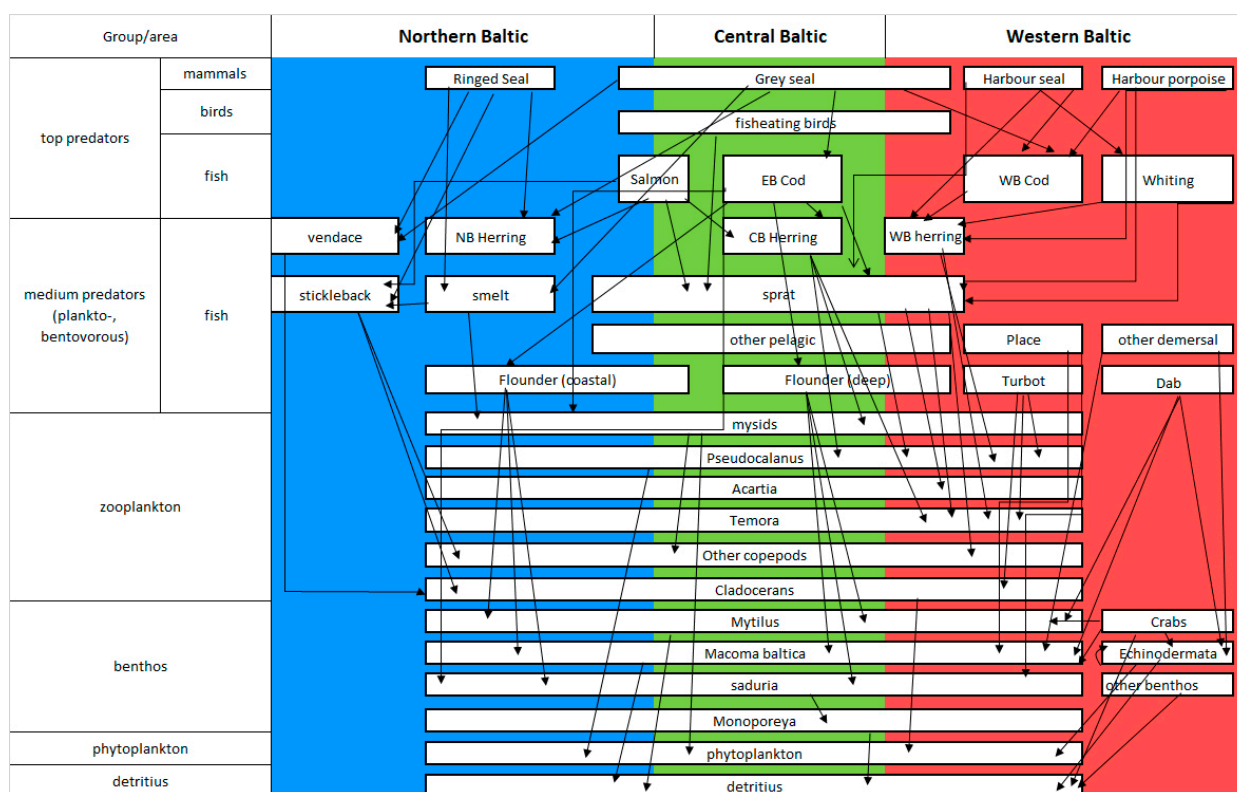
dimensionen återskapas genom ett rutnät där den samlade biomassan av de funktionella grupperna fördelas mellan rutnätcellerna baserat på utbredningen av lämpligt habitat för de olika grupperna. Födovävsinteraktionerna och uttag av fisk simuleras i var och en av rutnätcellerna och i varje tidssteg simuleras även migration mellan rutnätcellerna baserat på migrationshastigheten för de olika grupperna. Fiskeansträngningen för de olika flottorna fördelas mellan rutnätcellerna baserat på förväntad lönsamhet och fiskerimortaliteten för målarterna i en rutnätscell beror på fiskeansträngningen i cellen.

### 3.2.2 Modellen för Östersjön

Modellen återskapar ekosystemet i öppna Östersjön, inklusive de danska sunden och Öresund (Figur 6). Födovävarna representeras i modellen av totalt 43 funktionella grupper, vilket inkluderar de viktigaste funktionella grupperna i näringsväven i Östersjöns utsjöområden (Figur 7). Toppredatorerna representeras av tre sälarter (vikare, *Pusa hispida*), gråsäl (*Halichoerus grypus*), knubbsäl (*Phoca vitulina*), tumlare (*Phocoena phocoena*) och fiskätande fåglar (främst sillgrissla, *Cepphus grylle*). Alla toppredatorgrupper konsumerar fisk och kan potentiellt ha en top-down-kontroll av fiskpopulationer.



Figur 6. Karta över modellområdet. Modellen täcker in tre delar med delvis olika artsammansättning och födovävar: Northern Baltic (NB, blått område), Central Baltic (CB, grönt område), och Western Baltic (WB, rött område). Kartan är gjord i Leaflet. Kartunderlag © OpenStreetMap.



Figur 7. Konceptuell näringsvävsmodell för hela Östersjön baserad på befintlig kunskap om vad arterna äter. Figuren visar även i vilket eller vilka delområden av Östersjön (Northern, Central and Western Baltic) som den funktionella gruppen ingår i näringsvävsmodellen. Funktionella grupper som överlappar med flera av de färgade sektionerna ingår som komponent i flera av delområdena.

Fisken representeras av 18 arter eller bestånd, samt för några arter separata komponenter för juveniler och adulten (tabell 1). Indelningen i livsstadier gjordes för arter där förändringen i födobas när de går från juveniler till adulten är betydande och kan förväntas ha påverkan på näringsväven, och där det finns tillräckligt med data för båda livsstadier.

Djurplankton representeras av pungräkor (mysider), *Pseudocalanus* spp., *Acartia* spp., *Temora* spp., som är viktiga bytesdjur för fisk, med andra arter grupperade i copepoder (hoppkräftor) och cladocerer (hinnkräftor).

Bottenlevande evertibratgrupper inkluderar *Saduria entomon*, *Mytilus* spp., *Limecola balthica*, depositionsätande kräftdjur (*Monoporeia affinis*, *Pontoporeia femorata*), rotlevande arter (*Bylgides sarsi*, *Hediste diversicolor*, *Halicryptus spinulosus*), övriga filtrerande musslor (*Astarte* spp., *Arctica islandica*, *Modiolus modiolus*), krabbor, tagghudingar och övriga bottenlevande evertibrater.

Primärproducenterna representeras av en funktionell grupp – växtplankton. Utöver de funktionella grupperna finns även detritus med som en komponent i modellerna.

Ecopath-modellen kalibrerades för basåret 2004 med födosammansättning för varje funktionell grupp, biomassa (som densitet t/km<sup>2</sup>), produktion, dödlighet och konsumtion. År 2004 valdes som basår eftersom det var det första året för vilket det finns tillgängligt data för fångsansträngning i fisket från STECF (Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries). Biomassadata hämtades från officiell statistik (beståndsuppskattningar eller populationsstorlek baserad på räkningar) när det

fanns tillgängligt, eller från andra modeller eller litteraturkällor. Produktivitets- och konsumtionsvärden togs från empiriska studier, när sådana fanns tillgängliga, eller från andra modeller eller litteraturkällor. En mer detaljerad beskrivning av modellen ges i Kulatska m.fl. (under framtagande).

Den resulterande Ecopath-modellen användes sedan som startår i Ecosim, som kördes fram till 2019 för att undersöka den tidsmässiga dynamiken i Östersjöns ekosystem. Simuleringen drevs av fiskerimortalitet och ett antal miljöfaktorer (temperatur, salinitet, kväve- och fosforkoncentrationer och syreförhållanden) som påverkar primärproduktion hos växtplankton samt konsumtion och reproduktion (äggproduktion) för ett antal av de funktionella grupperna som ingår i modellen. Urvalet av miljöfaktorer och deras effekt i modellen baseras på publicerade data om arternas ekologi och beskrivs närmare i Kulatska m.fl. (under framtagande). Modellen anpassades med hjälp av ett stort antal tidsserier från vetenskapliga undersökningar, beståndsuppskattningar och rapporterade fiskfångster från samma tidsperiod.

I allmänhet återskapade modellen relativt väl empiriska mätdata och beståndsuppskattningar, även om det förkom en del avvikelser för vissa funktionella grupper under delar av tidsserien (se bilaga 1). Den goda överensstämmelsen innebär att simuleringar av biomassa framåt i tiden kan anses vara realistiska för biomassa av funktionella grupper, givet att inga grundförutsättningar förändras.

De modellerade fångsterna fluktuerade mycket i modellsimuleringen och avvek i många fall kraftigt från rapporterade fångster (se bilaga 1). Vi tror att fiskefångsterna kan modelleras med större säkerhet när modellen utvecklas till en rumslig Ecospace-modell med en detaljerad rumslig fördelning av fångsterna.

**Tabell 1. Fiskarter, fiskbestånd och grupper som inkluderades i näringsvävsmodellen. För vissa arter och bestånd inkluderades juveniler som egna komponenter.**

Fiskart eller grupp	Delbestånd	ICES SD	Livsstadier
Torsk ( <i>Gadus morhua</i> )	Eastern Baltic	25–32	juveniler; vuxna
	Western Baltic	22–24	juveniler; vuxna
Lax ( <i>Salmo salar</i> )		25–32	
Sill ( <i>Clupea harengus</i> )	Northern Baltic	30–31	juveniler; vuxna
	Central Baltic	25–29;32 utom Rigabukten	juveniler; vuxna
	Western Baltic	22–24	juveniler; vuxna
Skarpsill ( <i>Sprattus sprattus</i> )		25–32	juveniler; vuxna
Siklöja ( <i>Coregonus albula</i> )		30–31	
Storspigg ( <i>Gasterosteus aculeatus</i> )		22–32	
Nors ( <i>Osmerus eperlanus</i> )		30–31	
Skrubbskädda ( <i>Platichthys flesus</i> )		22–26, 28	
Bentisk skrubbskädda ( <i>Platichthys solemdali</i> )		27, 29–32	
Rödspätta ( <i>Pleuronectes platessa</i> )		22–29, 32	
Piggvar ( <i>Scophthalmus maximus</i> )		22–24	
Sandskädda ( <i>Limanda limanda</i> )		22–24	
Vitling ( <i>Merlangius merlangus</i> )		22–24	
Plattfisk i västra Östersjön: sjötunga ( <i>Solea solea</i> ), slätvar ( <i>Scophthalmus rhombus</i> )		22–24	
Övriga fiskar i västra Östersjön (stubbar, tobis)		22–24	

Den ursprungliga planen i projektet var att vidareutveckla Ecosim-modellen för hela Östersjön till en rumslig Ecospace-modell. Ecospace-modellen för hela Östersjön hann dock inte slutföras inom projekttiden. Det berodde delvis på svårigheter kopplade till pandemin och sjukskrivningar, men en bidragande orsak var att det tog längre tid än väntat att sammanställa underlagsdata och att sätta upp Ecosim-modellen. En av de stora utmaningarna med näringsvävsmodeller som dessa är att de är ytterst data- och resurskrävande att sätta upp och kalibrera. Vi har dock påbörjat arbetet med att samla in underlag för en Ecospace-modell för hela Östersjön, vilket ger oss möjlighet att slutföra modellen i ett framtida projekt.

En annan viktig utveckling av modellen är att inkludera flera växtplanktongrupper i modellen, för att kunna simulera förändringar i sammansättningen av växtplankton i framtida scenarier. Som vi diskuterar i kapitel 2 har forskare dokumenterat stora förändringar i Östersjöns växtplanktonsamhällen, framförallt ökade blomningar av cyanobakterier. Eftersom olika grupper av växtplankton skiljer sig i födokvalitet kan detta få omfattande konsekvenser i födoväven, vilket skulle kunna förklara exempelvis den lägre produktiviteten i torskbeståndet. Kunskapen om födokvaliteten hos cyanobakterier och vilken roll de spelar i Östersjöns näringsväv håller på att förbättras genom pågående forskningsprojekt och den kunskapen kan på sikt användas för att förfinas den här typen av näringsvävsmodeller.

### 3.3 Rumsliga modellscenarier

För att illustrera hur en rumslig Ecospace-modell kan användas för kumulativa miljöbedömningar skapade vi en serie framtidsscenarier med olika kombinationer av kumulativ miljöpåverkan och utvärderade effekterna på ekosystemet i centrala Östersjön. Vi använde en redan befintlig Ecosim-modell som uppdaterades och förfinades för detta syfte.

#### 3.3.1 Modellen

På grund av fördröjningar i arbetet med att färdigställa näringsvävsmodellen för hela Östersjön användes en rumslig näringsvävsmodell för centrala Östersjön för simuleringarna. Modellen beskrivs i Bauer m.fl. 2018 och sammanfattas i bilaga 2 av den här rapporten. Ekosystemet representeras i modellen av 21 funktionella grupper samt detritus och Ecosim-modellen kalibrerades med tidsseriedata från 2004–2015. Den kopplade Ecospace-modellen täcker hela centrala Östersjön och Finska viken (Central Baltic i Figur 6), totalt 240 000 km<sup>2</sup>, och har en upplösning (rutnätsstorlek) på 4 × 4 km.

#### 3.3.2 Scenarier för kumulativ miljöpåverkan

Vi utforskade den samlade effekten av kumulativ miljöpåverkan från övergödning, fiske och global uppvärmning med hjälp av sex olika scenarier som motsvarar olika möjliga framtider beroende på global och nationell politisk utveckling (Tabell 2). Scenarierna togs fram i samarbete med projektet "FutureMARES – Climate Change and Future Marine Ecosystem Services and Biodiversity", ett EU-finansierat forskningsprojekt som undersökt förhållandet mellan klimatförändringar, biologisk mångfald och ekosystemtjänster i europeiska hav. Inom FutureMARES utvecklades ett antal framtidsscenarier för bland annat Östersjön, i samarbete med intressenter från regionen (Peck m.fl. 2022). Dessa scenarier användes även inom BalticCAT.



Scenarierna innefattade tre nivåer för kombinationen av övergödning och global uppvärmning, ett scenario med minskad övergödning i enlighet med aktionsplanen för Östersjön och en ambitiös klimatpolitik och två scenarier med oförändrad eller ökad övergödning och en kraftig global uppvärmning. Dessa tre scenarier gjordes i två versioner, en med och en utan ytterligare skyddsåtgärder i form av marina skyddade områden och åtgärder för ett mer hållbart fiske. Skyddsåtgärderna varierade mellan de tre övergödning- och klimatscenarierna.

Kartunderlag för simuleringarna hämtades från körningar med den regionala havsklimatmodellen RCO-SCOBİ (Saraiva m.fl. 2019), som simulerar framtida utveckling av temperatur, salinitet, syreförhållanden och primärproduktion i Östersjön utifrån olika scenarier för övergödning och global uppvärmning. Vi använde sex typer av klimatologiska miljöfaktorer som varierade dynamiskt i tid: produktion per biomassa, havsytans temperatur, havsytans salthalt, syre-koncentration och syremättnad vid botten, och torskens reproduktionsvolym. Utbredningen av arter styrdes även av habitattyp (djup samt sandig och lerig botten). Fiskeansträngningen fördelades genom fiskekostnadslager för varje flotta, som togs fram som ett genomsnitt av ansträngningsfördelningen under åren 2004–2014. Modellen innehåller 10 flottor: aktivt demersalt fiske (t.ex. bottentrål) i tre storlekskategorier: <18 m, 18–24 m, 24–40 m; passiva demersala redskap (t.ex. garn, långrev och tinor) i tre storlekskategorier: <12 m, 12–18 m, 18–40 m, och pelagisk (pelagisk trål och pelagisk not) i fyra storlekskategorier: <18 m, 18–24 m, 24–40 m, > 40 m. På grund av brist på data uteslöts Rysslands exklusiva ekonomiska zon från beräkningarna.

Marina skyddade områden i förvaltningsscenarierna utgick från nuvarande HELCOM MPAs och Natura2000-områden, hämtade från HELCOMs geodatabas (Figur A5 i Bilaga 2). I scenariot för hållbar utveckling lade vi även till ett trålningsfritt område inom 6 sjömil från kusten i hela området. Områden stängda för fiske togs dels från befintliga områden (skyddsområdena för torskreproduktion) och dessutom ett trålfritt område inom 8 sjömil från kusten i scenariot för hållbar utveckling.

**Tabell 2. Beskrivning av scenarierna. Varje huvudscenario ("hållbar utveckling", "nationellt fokus" och "världsmarknad") gjordes i två versioner, ett med och ett utan de förändringar av fiske och naturskydd som beskrivs i den högra kolumnen.**

	Övergödning och klimat	Fiske och naturskydd
<b>Hållbar utveckling</b>	Framgångsrikt arbete med att begränsa övergödningen i enlighet med målen i BSAP (HELCOMs Baltic Sea Action Plan) och en ambitiös klimatpolitik som gör att uppvärmningen hålls inom klimatscenariet RCP 4.	Förbud mot bottentrålning i hela området, trålförbud i en 8 sjömil zon längs kusten och i samtliga nuvarande skyddade områden (Natura2000-områden och HELCOM MPA) samt reducerad bifångst.
<b>Nationellt fokus</b>	Näringsutsläppen till vattenmiljöer minskar inte och utsläppen av koldioxid fortsätter att öka (klimatscenario RCP 8). Trots att näringsutsläppet från mänskliga aktiviteter inte ökar tillförs mer näring till Östersjön på grund av ett förändrat klimat.	Trålförbud i kustnära skyddade områden och i nuvarande torskfredningsområden. Ökande fiskeuttag, ingen förändring av bifångst.
<b>Världsmarknad</b>	Näringsutsläppen till vattenmiljön ökar på grund av ökad djurhållning i avrinningsområdet och utsläppen av koldioxid fortsätter att öka (klimatscenario RCP 8). Närings-tillförseln till Östersjön ökar mer än i SSP3.	Trålförbud i nuvarande torskfredningsområden och några kustområden. Ökande fiskeuttag, men småskaligt fiske försvinner. Ingen förändring av bifångst.

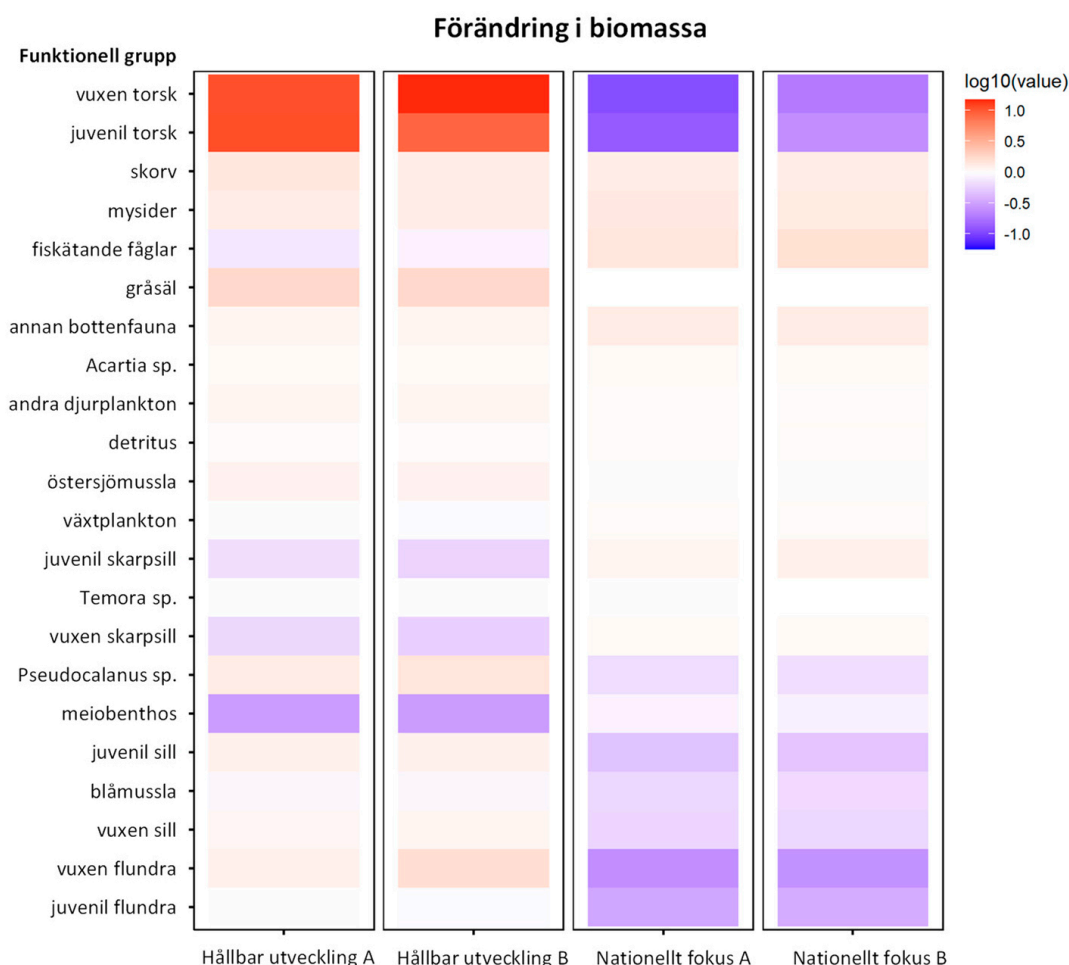
För varje scenario tog vi fram följande resultat:

- Tidsserier för utvecklingen av biomassa för viktiga arter och funktionella grupper, fångster av kommersiellt fångade arter samt ett antal ekologiska indikatorer (t ex Shannon biodiversity index och biomassan av predatorer).
- Tidsserier för utvecklingen av biomassa för viktiga arter och funktionella grupper inom marina skyddade områden.
- Kartor över förändringen i biomassa för viktiga arter och funktionella grupper, fångster av kommersiellt fångade arter samt ekologiska indikatorer från nutid (2019–2024) till 25, 50 och 75 år framåt i tiden.
- Den summerade förändringen från nutid till 75 år framåt i tiden i hela centrala Östersjön för viktiga arter och funktionella grupper, fångster av kommersiellt fångade arter samt ekologiska indikatorer.

### 3.3.3 Resultat från scenarierna

Scenarierna med olika nivåer av kumulativ påverkan gav stora skillnader i biomassa av de funktionella grupperna i modellen, fiskefångster och ekologiska indikatorer och även stora skillnader i den rumsliga utbredningen av arter och den rumsliga fördelningen av fiskeansträngningen. Det var framförallt scenarierna för hållbar utveckling, med minskad övergödning och måttlig uppvärmning, som skiljde sig kraftigt från de andra scenarierna. I figur 8–10 visar vi några exempel på resultat från modellen.

Simuleringarna visar att torsken gynnas i ett scenario där vi uppnår målen i BSAP och lyckas begränsa den globala uppvärmningen i enlighet med RCP 4.5, vilket ger förbättrade syreförhållanden i Östersjön djupa områden och därmed förbättrade förutsättningar för torskens reproduktion (Kapitel 2; Bagge m.fl. 1994; Eero m.fl. 2007). Även andra bottenlevande arter som skrubbskädda och bottenlevande evertebrater predikteras öka när tillgången på habitat ökar för dessa arter i och med att syreförhållandena förbättras. När det gäller resultatet för torsken är det viktigt att tänka på att resultatet av simuleringarna bygger på att historiska samband mellan miljöfaktorer och ekologiska processer inte förändras i framtiden. Studierna som presenteras i kapitel 2 tyder på att det kan ha skett förändringar i födoväven som gör att torskens nuvarande låga produktivitet inte enbart beror på bristen på reproduktionsområden. En möjlig förklaring är att förändringar i Östersjöns planktonsamhällen kopplade till uppvärmning och övergödning – större inslag av små organismer och ökad frekvens av giftiga cyanobakterieblomningar (t.ex. Suikkanen m.fl. 2013, Kahrua m.fl. 2020) – gör att fundamentala samband i födoväven inte längre representeras väl av de samband som har rått tidigare. Det gör att resultaten av simuleringarna måste tolkas med försiktighet och det är viktigt att modellparametrarna uppdateras när vi bättre förstår vad som påverkar produktion och biomassa i det östra torskbeståndet.



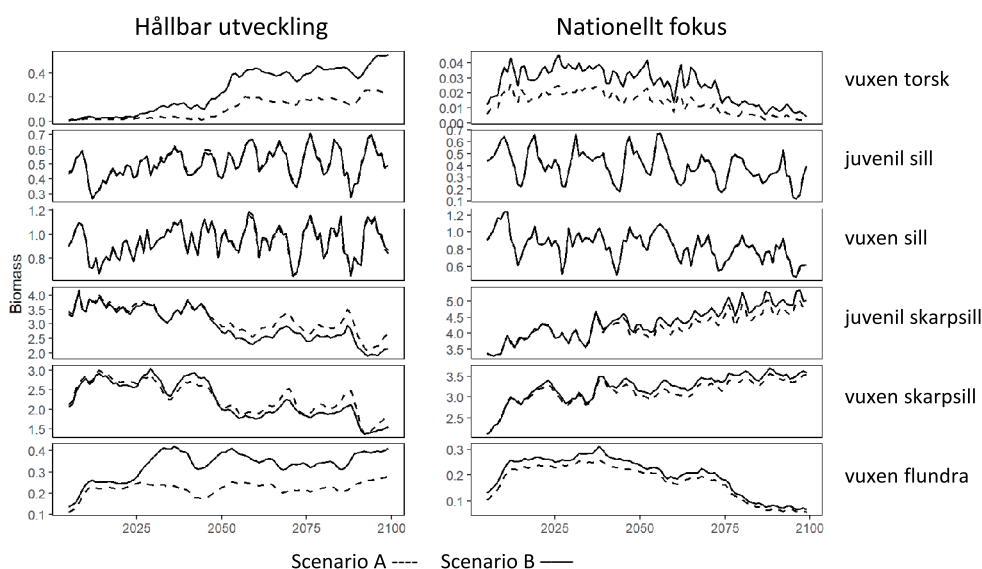
Figur 8. Förändringen i biomassa från nutid till år 2100 (75 år framåt i tiden) från fyra olika simuleringar för de funktionella grupper som inkluderades i modellen. Scenarierna "Hållbar utveckling" och "Nationellt fokus" innebär olika utveckling för övergödning, klimat och fiskeregleringar och beskrivs närmare i tabell 2. För vart och ett av dessa scenarier gjordes två simuleringar, en utan förändringar av fiskeförvaltningen (A) och en med ändrade fiskeregler i skyddade områden och förändringar av bifångster (B). Den tydligaste förändringen var för vuxen torsk, som ökade kraftigt i scenarierna för hållbar utveckling, med minskad övergödning och begränsad uppvärmning, medan den minskade i övriga scenarier.

Andra av de predikterade förändringarna kan kopplas till trofiska interaktioner. Exempelvis predikterar modellen en minskad biomassa av skarpsill i scenariot för hållbar utveckling, speciellt i den norra och centrala delen av området där torsken predikteras öka (Figur 10). Det är i enlighet med torskens stora betydelse som toppredator i Östersjöns näringsväv med stor påverkan på både mängd och utbredning av arter längre ner i födoväven (t.ex. Casini m.fl. 2008; Casini m.fl. 2014). Ökningen av gråsäl i centrala och norra Östersjön i detta scenario kan kopplas till ökad födotillgång (torsk och strömming).

För vuxen torsk predikterade modellen den största ökningen när åtgärder mot övergödning och global uppvärmning kombinerades med ett starkt marint skydd och ett mer hållbart fiske (Figur 8 och 9). Det var framförallt i scenariot för hållbar utveckling och framförallt för torsk och skrubbskädda som skydd och fiskeförvaltning (heldragen linje i figur 9) gav en betydande effekt på den simulerade utvecklingen

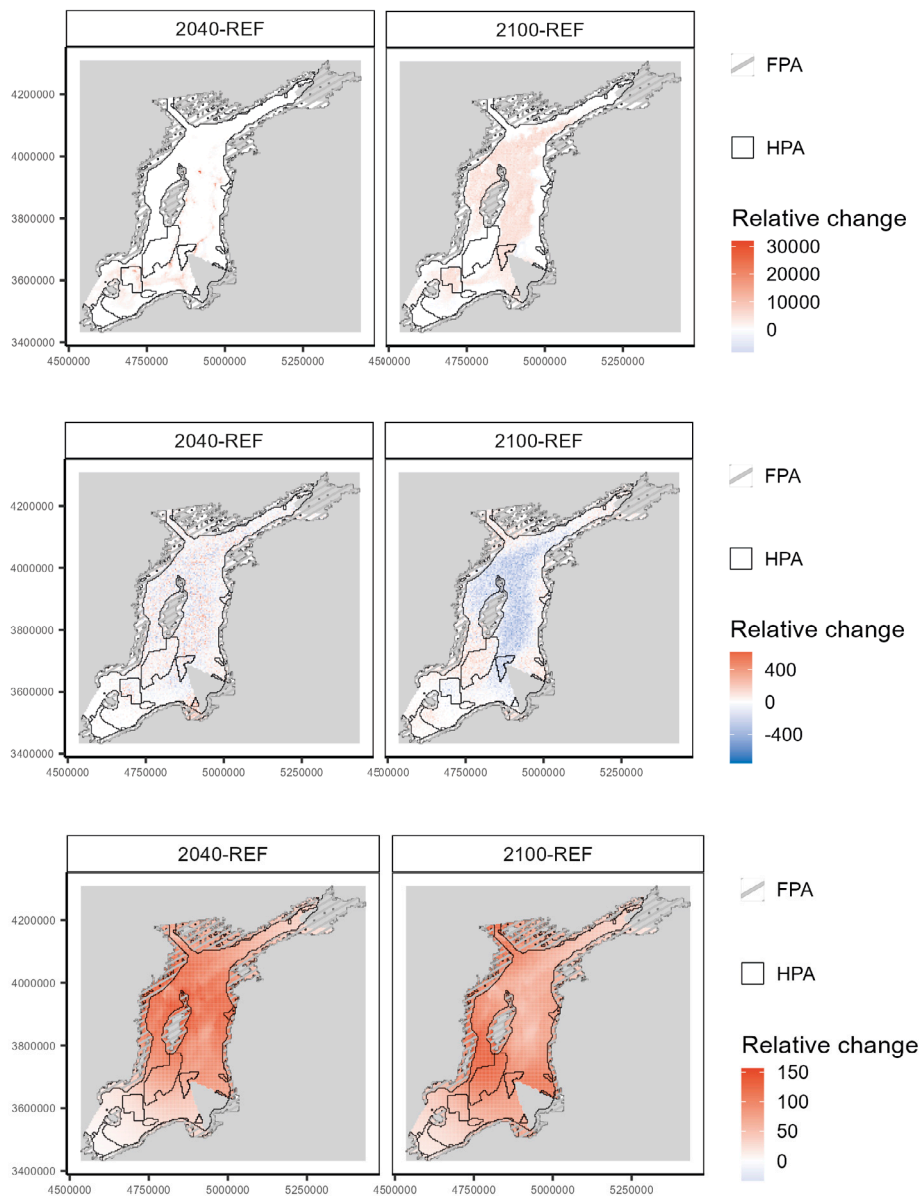
jämfört med nuvarande förvaltning (streckad linje). Det kan bero på den förbättrade tillgången på lekområden för torsk och på habitat för skrubbskädda i detta scenario, men också på att omfattningen av fiskerestriktioner var betydligt större i detta scenario (Tabell 2).

Scenarierna för skyddade områden med fiskefredning visar ett exempel på potentialen för Ecospace att simulera rumsliga begränsningar av fiske, exempelvis genom områdesskydd eller anläggning av vindkraftsparker som innebär begränsning av fiske. Tack vare att modellen inkluderar födovävsinteraktioner visar simuleringarna inte bara effekter på målartern utan även på deras byte och predatorer. Det här illustreras även av en liknande studie från Nordsjön (Püts m.fl. 2023), som jämförde scenarier för planerade vindkraftsparker och marina skyddade områden. Resultaten från den studien visade att både den rumsliga placeringen av fiskefredningsområden och storleken på dessa områden kan ha en betydande påverkan på ekosystemet och predikerade fiskefångster. En av studiens slutsatser var att ett hypotetiskt stort fiskefredningsområde som täckte in havsområdet med högst biologisk mångfald predikerades ge ett bättre utfall än det nuvarande nätverket av små, spridda skyddade områden. En annan viktig slutsats var att även optimalt placerade fiskefredningsområden som täcker 30 % av studieområdet inte är tillräckligt för att uppnå miljömålen, utan behöver kompletteras med förvaltningsåtgärder utanför de skyddade områdena.



Figur 9. Den simulerade utvecklingen över tid i biomassa av vuxen torsk, juvenil och vuxen sill, juvenil och vuxen skarpsill samt vuxen skrubbskädda med förändrat fiske (heldragen linje) och nuvarande fiskeförvaltning (streckad linje). Utvecklingen visas för olika scenarier för övergödning, klimat och fiskeregleringar (beskrivs närmare i tabell 2). Notera att skalan på y-axeln skiljer mellan delfigurerna.

### Hållbar utveckling B



Figur 10. Den rumsliga förändringen i biomassa av vuxen torsk (översta raden), skarpsill (mittenraden) och gråsäl (nedre raden) från nutid till 2040, 2080 och 2100. Kartorna visar scenarier för hållbar utveckling med förändringar av fiske och naturskydd, inklusive helt trålfria områden (FPA) och områden utan storskaligt trålfiske (HPA).

Det här betyder att Ecospace-modellering skulle kunna användas för planeringen av ett utökat områdesskydd i Östersjön och fiskerestriktion i skyddade områden. Det är dock viktigt att tänka på att modellen beskriver utbredningen av arter under ett helt år och således inte fångar upp hur arter migrerar under året, exempelvis förflyttningar mellan utsjön och lekomsråden i kusten. Det innebär att den inte kan användas för att utvärdera effekten av en utflyttning av trålgrens eller andra åtgärder för att specifikt skydda lekomsråden.

I vår scenariestudie har vi undersökt den kombinerade effekten av förändringar i syreförhållanden, temperatur, salthalt, primärproduktion, trofiska interaktioner och fiskerimortalitet, som alla förändras dynamiskt under den simulerade tidsperioden. Med en sådan studiedesign går det inte att bedöma den relativa betydelsen av olika påverkansfaktorer. Det går att använda samma modell för att istället köra simuleringar med alla kombinationer av intensitet på olika miljöeffekter, för att kunna förutsäga den relativa betydelsen av olika faktorer. Ehrnsten m.fl. (2019) undersökte exempelvis den relativa betydelsen av övergödning och klimat för biomassa och artsammansättningen av fisk och bottenfauna i centrala Östersjön. De visade att för det spann av förändringar som klimatmodellerna förutser för den kommande tidsperioden är effekten av förändrad näringsbelastning generellt starkare än effekten av global uppvärmning på Östersjöns näringsväv. Tydliga interaktionseffekter mellan dessa båda påverkansfaktorer visar dock att det är viktigt att beakta kumulativa effekter för en framgångsrik förvaltning av havsmiljön.

### 3.4 Användning för kumulativ miljöbedömning

Näringsvävsmodellering, exempelvis med Ecopath with Ecosim, är ett kraftfullt verktyg för att väga samman information från forskning och miljöövervakning för att på ett överskådligt sätt se hur olika typer av påverkan samverkar. Det gör dem potentiellt till ett bra verktyg i en ekosystembaserad förvaltning. Vinsten med att koppla samman olika tidsserier är att vi bättre kan förstå hur förändringar i en art eller trofisk grupp kan fortplanta sig genom näringsväven och påverka andra delar av ekosystemet. På det sättet har ett antal studier använt näringsvävsmodeller för centrala Östersjön för att förstå den kumulativa effekten av övergödning och dåliga syreförhållanden, i kombination med annan miljöpåverkan, på hela ekosystemet (t.ex. Österblom m.fl. 2007, Niiranen m.fl. 2013, Costalago m.fl. 2019). Den nya modellen för hela Östersjön skapar möjlighet att göra liknande analyser även för andra delar av Östersjön, exempelvis även i Bottenhavet där stora förändringar i basen av näringsväven verkar ha stor påverkan på högre trofnivåer (t.ex. Karlsson m.fl. 2020).

Det är dock viktigt att komma ihåg att osäkerheterna i modellerna kan vara stora. Uusitalo m.fl. (2022) visar exempelvis att den här typen av simuleringarna av framtiden för Östersjöns ekosystem har stora osäkerheter, trots att det är ett välstuderat område med bra tidsserier och modeller. Det betyder att det är viktigt att antaganden och osäkerhet i modellerna framgår tydligt när de ska användas som beslutsstöd. På grund av komplexiteten och det stora antalet grupper som ingår i vår EwE-modell påverkar varje miljöfaktor endast ett utvalt antal funktionella grupper, för att göra modelldynamiken mer lätthanterlig. Urvalet baserar sig på vad tidigare forskning konstaterat vara de starkaste och viktigaste effekterna på Östersjöns födovävar. Det innebär dock att exempelvis förändrad temperatur bara tillåts påverka födoväven genom ett fåtal funktionella grupper (se Bilaga 2), trots att det kan förväntas påverka alla funktionella grupper i större eller mindre grad. Fisket påverkar endast genom uttag av fisk, medan exempelvis effekter av bottenstörning genom bottentrålning inte finns med i modellen. Andra förenklingar för

att göra det möjligt att parametrisera en så komplicerad modell är att effekterna av miljöfaktorer på de påverkade parametrarna, t.ex. konsumtions- eller äggproduktions-hastigheter, är linjära och spridningshastigheten är densamma för alla arter inom funktionella grupper.

Sammantaget betyder det här att modellsimuleringar inte kan ersätta en välplanerad och långsiktig miljöövervakning för att upptäcka förändringar och effekter av lagstiftning och förvaltning så snabbt som möjligt eller en adaptiv förvaltning som snabbt kan reagera på dessa förändringar. Denna typ av ekosystemmodeller är dessutom mycket beroende av en omfattande och kontinuerlig miljöövervakning för att kalibrera modellerna både bakåt och framåt i tid.

Med hänsyn tagen till dessa begränsningar finns ändå en rad möjligheter att använda näringsvävsmodeller för kumulativa miljöbedömning i ekosystembaserad havs- och fiskeriförvaltning och havsplanering, vilket diskuteras nedan.

### 3.4.1 Ekosystembaserad havsförvaltning

Ett möjligt användningsområde är att använda den typ av scenarier som beskrivs i avsnitt 3.3 för att utvärdera konkreta policy- och förvaltningsscenarier utifrån hur de kan förväntas förändra miljötilståndet och möjligheten att uppnå uppsatta miljömål. Sådana analyser kan vara relevanta för arbetet med EU:s havsmiljödirektiv, för att identifiera viktiga påverkansfaktorer och förbättra planering, implementering och uppföljning av åtgärder. De kan också vara värdefulla i det övergripande arbetet med att integrera de olika lagar och strategier som styr havsmiljöarbetet i Europa (t.ex. havsmiljödirektivet, vattendirektivet, den gemensamma fiskeripolitiken och strategin för biologisk mångfald). För att möta dessa behov håller EU:s Joint Research Centre (JRC) på att samordna utveckling av kopplade biogeokemiska och näringsvävsmodeller för alla regionala hav i EU (Macias m.fl. 2018). Utvecklingen av EwE-modellen för Östersjön bidrar direkt till den ansatsen.

Simuleringar med EwE-modeller används i allt högre grad som beslutsstöd inom EU, för att simulera hur mänsklig påverkan och aktuella policyförslag kan förväntas förändra miljötilståndet i Europas hav. Ett exempel beskrivs i Piroddi m.fl. (2021), där EwE-modeller kopplade till biogeokemiska modeller användes för att utvärdera scenarier för näringsbelastning från land och vad de innebär för möjligheten att uppnå god ekologisk status för kommersiellt fångade arter och marina födovävar (Deskriptor 3 och 4 i Havsmiljödirektivet).

Eftersom EwE-modeller ger resultat i form av abundanser för arter och funktionella grupper kan simuleringsresultaten i flera fall kopplas direkt till vissa indikatorer för havsmiljödirektivet. Uusitalo m.fl. (2022) använde exempelvis modellscenarier för att utvärdera sannolikheten för att nå miljömålen för övergödning (deskriptor 5) och beståndsstorlek hos kommersiellt fångade fiskarter (deskriptor 3) i Östersjön, under olika klimat- och förvaltningsscenarier. Andra indikatorer som går att utvärdera från modellen är abundans av de arter och funktionella grupper som ingår i modellen (sälar, sjöfåglar) för deskriptor 1 (biologisk mångfald) och födovävsindikatorer som kan vara relevanta för deskriptor 4 (se Piroddi m.fl. 2021, Korpinen m.fl. 2022).

EwE-modeller har också föreslagits kunna bidra på flera sätt till bedömningen av god miljöstatus för näringsvävar för havsmiljödirektivet och HELCOMs holistiska bedömning (Korpinen m.fl. 2022). Dels genom att hjälpa till att definiera tröskelvärden för god miljöstatus och dels genom att ta fram data för bedömningen som vägs samman på ett ekologiskt relevant sätt med hänsyn till födovävsinteraktioner.

Modellen för hela Östersjön kan därför vara en tillgång i arbetet med bedömningen av status för födovävar inom HELCOM. Modellen täcker in hela HELCOM-området innanför Öresund och de danska sunden, vilket för svensk del sammanfaller med bedömningsområdet Östersjön för Havsmiljödirektivet.

Eftersom modellen för hela Östersjön ännu inte har någon rumslig komponent simulerar den utvecklingen av näringsväven och de ingående arterna i hela havsområdet. Det kan vara en begränsning om i den svenska bedömningen för Havsmiljödirektivet, som bara ska bedöma Sveriges del av Östersjön. Det gör också att det inte går att simulera rumsligt explicita förvaltningsåtgärder (exempelvis områdes-skydd) eller förlust av livsmiljöer. Det skulle därför vara värdefullt att utveckla modellen vidare till en rumslig modell i Ecospace.

### 3.4.2 Havsplanering

Det verktyg som används idag för kumulativ miljöbedömning i havsmiljön i Sverige är Symphony, en GIS-modell som analyserar i vilken grad olika påverkansfaktorer överlappar i rummet med arter och habitat som är känsliga för denna påverkan (Hammar m.fl. 2018). Symphony är utvecklad för behoven i svensk havsplanering och kan användas för nulägesbedömning av kumulativ påverkan och utvärdering av olika planeringsscenarier på ett överskådligt och transparent sätt. Inom HELCOM används verktyget BSII för den holistiska bedömningen av miljötillståndet i Östersjön och som stöd för mellanstatlig havsplanering (Bergström m.fl. 2019).

Som det beskrivs ovan kommer inkluderingen av födovävsinteraktioner i modellerna med ett pris. För att modellerna inte ska bli för komplexa och svårhanterliga finns det begränsningar i hur många påverkans effekter som kan läggas in i modellen och hur detaljerat responsen för olika funktionella grupper kan modelleras. Det krävs också mycket data om arternas ekologi för att återskapa deras respons på olika miljöpåverkan. Det här gör att det är svårt att få in så många olika påverkansfaktorer att näringsvävsmodeller får samma funktionalitet som Symphony eller liknande kartbaserade modeller för analys av kumulativa effekter. Det innebär att näringsvävsmodeller har svårt att ersätta kartbaserade modeller för användning inom havsplanering.

Vi har istället utvärderat hur näringsvävsmodeller kan komplettera exempelvis Symphony och BSII på ett sätt som gör att indirekta effekter vägs in i bedömningarna och att det går att länka till havsmiljödirektivets mål om god miljöstatus. Ett exempel på hur näringsvävsmodeller kan integreras med kartbaserade analyser finns i MSP Challenge, en spelplattform som har designats som ett verktyg för utbildning och diskussioner med intressenter inom marin rumslig planering i Europa (Steenbeek m.fl. 2020). Här används en Ecospace-modell som inkluderar det som bedöms vara de viktigaste påverkansfaktorerna att diskutera inom ramen för havsplaneringen: buller, störning av botten och störning av djur vid ytan, skapande av artificiellt substrat, områdesskydd samt fisketryck. Modellen körs sedan med scenarier för olika påverkan som tas fram gemensamt av en intressentgrupp. För att inte beräkningstiden för modellerna ska bli för lång används förenklade näringsvävsmodeller med färre arter och ett begränsat antal påverkansfaktorer.

MSP Challenge visar att det är möjligt att modellera ett större antal påverkansfaktorer i Ecospace än vad vi gjort i våra scenarier. EWE är ursprungligen utformat som ett verktyg för fiskeförvaltning och lämpar sig därför extra väl för att modellera hur effekter av fiske fortplantar sig i födovävar. Både MSP Challenge och andra



studier visar dock att Ecospace kan användas för parametrera annan typ av dödlighet än fiskerimortalitet, t ex fågeldödlighet vid vindkraftsverk, och att det går att modellera effekten av habitattillgång och habitatförlust (Stock m.fl. 2023). Det som begränsar, utöver att modellen inte får bli alltför komplicerad, är brist på underlag för den funktionella responsen på olika påverkansfaktorer för de arter och grupper som ingår i modellen.

Det finns även möjlighet att utnyttja underlag från näringsvävsmodeller som underlag i kartbaserade analyser som Symphony och BSII. Modellen kan ge utbredningskartor för några nyckelarter som finns med i Symphony (exempelvis sälar, torsk och strömming) under olika förvaltningsscenarier, för att förutsäga hur kumulativa effekter kan förändras om utbredningen av arterna ändras av klimatförändring och annan påverkan. Det är också möjligt att använda dynamiska kartor för påverkan som hämtas från modellscenarier, t.ex. fångster med olika redskap och bottenrålning. På ett motsvarande sätt kan modellerade kartor från biogeokemiska modeller, som används som input i de scenarier som beskrivs i detta kapitel, inkluderas i planeringsscenarier i Symphony eller BSII. Det skulle göra analyserna i dessa verktyg mer dynamiska genom att exempelvis simulera effekter av olika klimat- och övergödningsscenarier på utbredningen av syrebrist och halter av näringsämnen.

Det är dock viktigt att vara medveten om att de kartunderlag som kommer från modellerna har betydande osäkerheter (som diskuteras tidigare i kapitel 3). När modellerade kartunderlag, med dess underliggande antaganden och osäkerheter, inkluderas i en kartbaserad modell för kumulativ påverkan adderas osäkerheterna och tillslut blir det svårt att förlita sig på modellresultatet för förvaltningsbeslut.

En förutsättning för att det ska gå att använda näringsvävsmodeller på det här sättet i Östersjön är också att den modell som tagits fram för hela Östersjön utvecklas vidare till en rumslig Ecospace-modell.

Ytterligare ett möjligt bidrag till kartbaserade analyser är att näringsvävsmodellen kan användas för att kartlägga den relativa betydelsen av olika miljöeffekter och hur de interagerar, vilket kan ge input till känslighetsvärden för karbaserade modeller för kumulativ miljöpåverkan (exempelvis Symphony). Det går att göra genom att köra simuleringar med kombinationer av intensitet på olika miljöeffekter, vilket beskrivs tidigare i detta kapitel.

## 4. Slutsatser och förslag

Östersjöns ekosystem förändras i snabb takt och det finns fortfarande många obesvarade frågor om hur olika faktorer samverkar för att driva denna förändring. Våra studier har bidragit med några pusselbitar till förståelsen av hur förändrade hydrografiska förhållanden (salthaltsskiktning och syremängd i djupa områden) försämrat torskens reproduktionsmöjligheter. Detta har bidragit till nedgången för Östersjötorskens sedan 1980-talet, däremot visar studierna inget klart samband mellan syrebrist eller minskade födomöjligheter och den försämrade individuella tillväxten som drabbat beståndet under de senaste decennierna. Tvärtom måste orsakerna till Östersjötorskens lägre produktivitet anses som oklara. **Med tanke på det kritiska läget finns ett stort behov av fortsatta forskningsstudier för att förstå orsakerna till nedgången.**

Det är troligt att de förändringar i näringsväven som uppkommit under senare decennier kan ha samband med kombinationseffekter av övergödning och klimatförändringar. Även hos andra artgrupper kan förändringar som sammanpressad storleksfördelning och minskad abundans noteras. **Åtgärder för att minska övergödning och klimatförändringar är därför av stor vikt för att upprätthålla biologisk mångfald och intakta näringsvävar i Östersjön.**

Med tanke på de utmaningar vi har att förstå kumulativa miljöeffekter av de snabba förändringar som just nu sker i Östersjön är det viktigt att dessa generella slutsatser kombineras med **ökad försiktighet vad gäller det utnyttjande av ekosystemets tjänster i form av extraktion av fiskbiomassa.** De genomgripande förändringar som just nu sker i Östersjöns näringsvävar försvårar arbetet att förutse förändringar i näringsväven utifrån historiska data och visar hur viktigt det är att inkludera kunskap om näringsvävar i fiskeriförvaltningen.

Näringsvävsmodeller i Ecopath with Ecosim och Ecospace kan ge värdefull information om kumulativa effekter av klimatförändringar och andra påverkansfaktorer i Östersjön och andra marina ekosystem. **Den EWE-modell som utvecklats för hela Östersjön kan bidra till utvärdering av policy och förvaltningsåtgärder för Östersjön och till arbetet med bedömning av god miljöstatus för födovävar.** Om modellen vidareutvecklas till en rumslig Ecospace-modell kan den även användas för att utforma och utvärdera rumsliga förvaltningsåtgärder. Det är dock viktigt att komma ihåg att osäkerheterna i modellerna kan vara stora och att antaganden och osäkerhet i modellerna måste framgå tydligt när de ska användas som beslutsstöd. En stor utmaning är också att näringsvävsmodeller är ytterst data- och resurskrävande att sätta upp och kalibrera.

## 5. Tack

Marie Löf har givit ett stort bidrag till projektet genom att sammanställa data om ekologiska nischer för de arter som ingår i modellen för Östersjön och genom att hjälpa till med dialogen med projektets intressenter. Vi har även fått hjälp av flera andra forskarkollegor i arbetet med att sammanställa tidsserier och ekologisk kunskap om Östersjöns näringsväv. Ett speciellt tack till Eva Ehrnsten, Jan Albertsson och Elena Gorokhova för värdefull input. Tack till Bärbel Muller-Karulis för hjälp med underlagskartor för Ecospace.

Vi tackar för gott samarbete med projektets följare på Havs- och Vattenmyndigheten (HaV) – Norbert Häubner, Mårten Åstrand och Linus Hammar – som givit oss goda möjligheter att kommunicera med viktiga avnämare för våra forskningsresultat. Stort tack för att ni bidragit med förståelse för förvaltningens behov, tillsammans med de andra anställda på HaV, Naturvårdsverket och EU:s Joint Research Centre som deltagit under våra workshops med förvaltare.

Tack också till Carolyn Faithful och Norbert Häubner för en värdefull och noggrann granskning av en tidigare version av slutrapporten och konstruktiv kritik som hjälpt oss med slutförandet av rapporten.

Finansieringen för projektet kommer från Naturvårdsverkets forskningsanslag till projekt NV-08138-18 ("Verktyg för att bedöma kumulativa effekter på Östersjöns ekosystem – BalticCAT").

## 6. Källförteckning

Ban N.C., Alidina H.M., Ardron J.A. 2010: Cumulative impact mapping: Advances, relevance and limitations to marine management and conservation, using Canada's Pacific waters as a case study. *Marine Policy* 34: 876–886.

Bauer B., Meier H.E.M., Casini M., Hoff A., Margoński P., Orio A., Saraiva S., Steenbeek J., Tomczak M.T. 2018: Reducing eutrophication increases spatial extent of communities supporting commercial fisheries: a model case study. *ICES Journal of Marine Science* 75: 1306–1317.

Bagge O., Thurow E., Steffensen E., and Bay J. 1994: The Baltic cod. *Dana* 10: 1–29.

Bentley J.W., Lundy M.G., Howell D., Beggs S.E., Bundy A., de Castro F., m.fl. 2021: Refining Fisheries Advice With Stock-Specific Ecosystem Information. *Frontiers in Marine Science* 8: 602072.

Bergström L., Miloš A., Haapaniemi J., Saha C.R., Arndt P., Schmidtbauer-Crona J. m.fl. 2019: Cumulative Impact Assessment for Maritime Spatial Planning in the Baltic Sea Region. Pan Baltic Scope.

Brander K. 2020: Reduced growth in Baltic Sea cod may be due to mild hypoxia. *ICES Journal of Marine Science* 77: 2003–2005.

Brander K. 2022: Support for the hypothesis that growth of eastern Baltic cod is affected by mild hypoxia. A comment on Svedäng et al. (2022). *ICES Journal of Marine Science* 79: 2155–2156.

Bryhn A.C., Bergek S., Bergström U., Casini M., Dahlgren E., Ek C., m.fl. 2022: Which factors can affect the productivity and dynamics of cod stocks in the Baltic Sea, Kattegat and Skagerrak? *Ocean & Coastal Management* 223: 106154.

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: 1793–801.

Casini M., Rouyer T., Bartolino V., Larson N., Grygiel W. 2014: Density-Dependence in Space and Time: Opposite Synchronous Variations in Population Distribution and Body Condition in the Baltic Sea Sprat (*Sprattus sprattus*) over Three Decades. *PLoS ONE* 9: e92278.

Casini M., Käll F., Hansson M., Plikshs M., Baranova T., Karlsson O. m.fl.. 2016: 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., Hansson M., Orio A., Limburg K. 2021: Changes in population depth distribution and oxygen stratification are involved in the current low condition of the eastern Baltic Sea cod (*Gadus morhua*). *Biogeosciences* 18: 1321–1331.

Christensen V., Pauly D. 1992: ECOPATH II – A software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics. *Ecological Modelling* 61: 169–185.

- Costalago, D., Bauer, B., Tomczak, M.T. m.fl. 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.
- Depellegrin D., Hansen H.S., Schröder L., Bergström L., Romagnoni G., Steenbeek J., m.fl. 2021: Current status, advancements and development needs of geospatial decision support tools for marine spatial planning in European seas. *Ocean & Coastal Management* 209: 105644.
- Eero M., Köster F.W., Plikshs M., and Thurow F. 2007: Eastern Baltic cod (*Gadus morhua callarias*) stock dynamics: extending the analytical assessment back to the mid-1940s. *ICES Journal of Marine Science* 64: 1257–1271.
- Eero M., Mackenzie B.R., Köster F.W., 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., 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., Hjelm J., Behrens J., Buchmann K., Cardinale M., Casini M. m.fl. 2015: Eastern Baltic cod in distress: biological changes and challenges for stock assessment. *ICES Journal of Marine Science* 72: 2180–2186.
- Eero M., Brander K., Baranova T., Krumme U., Radtke K., Behrens J.W. 2023: New insights into the recent collapse of Eastern Baltic cod from historical data on stock health. *PLoS ONE* 18: e0286247.
- Ehrnsten E., Bauer B., Gustafsson B.G. 2019: Combined Effects of Environmental Drivers on Marine Trophic Groups – A Systematic Model Comparison. *Frontiers in Marine Science* 6: 492.
- Ehrnsten E., Norkko A., Müller-Karulis B., Gustafsson E., Gustafsson B.G. 2020: The meagre future of benthic fauna in a coastal sea—Benthic responses to recovery from eutrophication in a changing climate. *Global Change Biology* 26:2235–2250.
- Fridolfsson E., Lindehoff E., Legrand C., and Hylander S. 2018: Thiamin (vitamin B1) content in phytoplankton and zooplankton in the presence of filamentous cyanobacteria. *Limnology and Oceanography* 63: 2423–2435.
- Halpern B.S., Walbridge S., Selkoe K.A., Kappel C.V., Micheli F., m.fl. 2008: A Global Map of Human Impact on Marine Ecosystems. *Science* 319: 948–52.
- Hammar L., Schmidtbauer Crona J., Kågesten G., Hume D., Pålsson J., m.fl. 2018: Symphony. Integrerat planeringsstöd för statlig havsplanering utifrån en ekosystemansats. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:1.
- Hammer C., von Dorrien C., Ernst P., Gröhsler T., Köster F., MacKenzie B., Möllmann C. m.fl. 2008: Fish stock development under hydrographic and hydrochemical aspects, the history of Baltic Sea fisheries and its management. In State and evolution of the Baltic Sea, 1952–2005: a detailed 50-year survey of meteorology and climate, physics, chemistry, biology, and marine environment. Ed. by R. Feistel, G. Nausch, and N. Wasmund. John Wiley and Sons, Hoboken, s. 543–581.

- Hessle C. 1923: Undersökningar rörande torsken (*Gadus callaris* L.) i mellersta Östersjön och Bottenhavet. [Investigations concerning cod (*Gadus callaris* L.) in the middle Baltic Sea and in the Bothnian Sea]. Meddelanden från Kungliga Lantbruksstyrelsen 243, 19–74.
- Hodgson E.E., Halpern B.S. 2019: Investigating cumulative effects across ecological scales. *Conservation Biology* 33: 22–32.
- Hüssy K., Mosegaard H. 2004: Atlantic cod (*Gadus morhua*) growth and otolith accretion characteristics modelled in a bioenergetics context. Effect of age and temperature on amino acid composition and the content of different protein types of juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua*) otoliths. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61: 1021–1031.
- ICES 2019: Benchmark Workshop on Baltic Cod Stocks (WKBALTCOD2). ICES Scientific Reports 1:9.
- ICES 2023: Baltic Fisheries Assessment Working Group (WGBFAS), ICES Scientific Reports, p. 606.
- Kahrua M., Elmgren R., Kaiser J., Wasmund N., Savchuk O. 2020: Cyanobacterial blooms in the Baltic Sea: correlations with environmental factors. *Harmful Algae* 92:101739.
- Karlson A.M.L., Gorokhova E., Gårdmark A., Pekcan-Hekim Z., Casini M., Albertsson J. m.fl. 2020: Linking consumer physiological status to food-web structure and prey food value in the Baltic Sea. *Ambio* 49: 391–406.
- Karlson K., Rosenberg R., Bonsdorff E. 2002: Temporal and spatial large-scale effects of eutrophication and oxygen deficiency on benthic fauna in Scandinavian and Baltic waters – a review. *Oceanography and Marine Biology* 40: 427–489.
- Korpinen S., Andersen J.H. 2016: A Global Review of Cumulative Pressure and Impact Assessments in Marine Environments. *Frontiers in Marine Science* 3:153.
- Korpinen S., Uusitalo L., Nordström M.C., Dierking J., Tomczak M.T., m.fl. 2022: Food web assessments in the Baltic Sea: Models bridging the gap between indicators and policy needs. *Ambio* 51: 1687–97.
- Kulatska N., Neuenfeldt S., Bejer U., Elvarsson B. P., Wennhage H., Stefansson G., et al. 2019: Understanding ontogenetic and temporal variability of Eastern Baltic cod diet using a multispecies model and stomach data. *Fisheries Research* 211: 338–349.
- Kulatska m.fl. (under framtagande). Ecopath with Ecosim for entire Baltic Sea. Model description. *Rapporten kommer att publiceras under 2024 av SLU i serien Aqua notes*.
- Köster F.W., Möllmann C., Hinrichsen H.-H., Wieland K., Tomkiewicz J., Kraus G., Voss R. m.fl. 2005: Baltic cod recruitment– the impact of climate variability on key processes. *ICES Journal of Marine Science* 62: 1408–1425.
- Köster F.W., Huwer B., Hinrichsen H.-H., Neumann V., Makarchouk A., Eero M., Dewitz B.V. m.fl. 2017: Eastern Baltic cod recruitment revisited—dynamics and impacting factors. *ICES Journal of Marine Science* 74: 3–19.
- Maxwell S.M., Hazen E.L., Bograd S.J., Halpern B.S., Breed G.A., Nickel B., m.fl. 2013: Cumulative human impacts on marine predators. *Nature Communications* 4: 2688.

- Macias D., Piroddi C., Miladinova-Marinova S., Garcia-Gorriz E., Friedland R., Parn O., Stips A. 2018: JRC Marine Modelling Framework in support of the Marine Strategy Framework Directive: Inventory of models, basin configurations and datasets. Update 2018, EUR 29452 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Mion M., Haase S., Hemmer-Hansen J., Hilvarsson A., Hüsey K., Krüger-Johnsen M. m.fl. 2021: Multidecadal changes in fish growth rates estimated from tagging data: A case study from the Eastern Baltic cod (*Gadus morhua*, Gadidae). *Fish and Fisheries* 22: 413–427.
- Neuenfeldt S., Bartolino, V., Orío A., Andersen K.H., Andersen N.G., Niiranen S. m.fl. 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.
- Niiranen S., Yletyinen J., Tomczak M.T., Blenckner T., Hjerne O., MacKenzie B.R., m.fl. 2013: Combined effects of global climate change and regional ecosystem drivers on an exploited marine food web. *Global Change Biology* 19: 3327–42.
- Olsen E., Tomczak M.T., Lynam C.P., Belgrano A., Kenny A. 2023: Testing management scenarios for the North Sea ecosystem using qualitative and quantitative models. *ICES Journal of Marine Science* 80: 218–234.
- Peck M.A. Köpsel V., Bueno-Pardo B., Bulleri F., Coll M., Lynam C., Maar M., van Duren L. 2022: Regionalized scenarios supporting the evaluation and implementation of nature-based solutions in the FutureMARES project. FutureMARES Project Deliverable Report
- Piroddi C., Akoglu E., Andonegi E., Bentley J.W., Celić I., Coll M., m.fl. 2021: Effects of Nutrient Management Scenarios on Marine Food Webs: A Pan-European Assessment in Support of the Marine Strategy Framework Directive. *Frontiers in Marine Science* 8: 596797.
- Piroddi C., Coll M., Macias D. m.fl. 2022: Modelling the Mediterranean Sea ecosystem at high spatial resolution to inform the ecosystem-based management in the region. *Scientific Reports* 12: 19680.
- Püts M., Kempf A., Möllmann C., Taylor, M. 2023: Trade-offs between fisheries, offshore wind farms and marine protected areas in the southern North Sea – Winners, losers and effective spatial management. *Marine Policy* 152: 105574.
- Ryberg M.P., Skov P.V., Vendramin N., Buchmann K., Nielsen A., Behrens J.W. 2020: Physiological condition of Eastern Baltic cod, *Gadus morhua*, infected with the parasitic nematode *Contracaecum osculatum*. *Conservation Physiology* 8: coaa093.
- Saraiva S., Meier H.E.M., Andersson H. m.fl. 2019: Baltic Sea ecosystem response to various nutrient load scenarios in present and future climates. *Climate Dynamics* 52: 3369–3387.
- Snoeijs P., Häubner N. 2014: Astaxanthin dynamics in Baltic Sea mesozooplankton communities. *Journal of Sea Research* 85: 131–143.
- Steenbeek J., Romagnoni G., Bentley J.W., Heymans J.J., Serpetti N., m.fl. 2020: Combining ecosystem modeling with serious gaming in support of transboundary maritime spatial planning. *Ecology and Society* 25:21

- Steinkopf M., Krumme U., Schulz-Bull D., Wodarg D., Loick-Wilde N. 2024: Trophic lengthening triggered by filamentous, N<sub>2</sub>-fixing cyanobacteria disrupts pelagic but not benthic food webs in a large estuarine ecosystem. *Ecology & Evolution* 14: e11048.
- Stock A., Murray C.C., Gregr E.J., Steenbeek J., Woodburn E., m.fl. 2023: Exploring multiple stressor effects with Ecopath, Ecosim, and Ecospace: Research designs, modeling techniques, and future directions. *Science of The Total Environment* 869: 161719.
- Suikkanen S., Pulina S., Engström-Öst J., Lehtiniemi M., Lehtinen S., Brutemark A. 2013: Climate Change and Eutrophication Induced Shifts in Northern Summer Plankton Communities. *PLoS ONE* 8: e66475.
- Svedäng H., Hornborg S. 2017: Historic changes in length distributions of three Baltic cod (*Gadus morhua*) stocks: evidence of growth retardation. *Ecology and Evolution* 7: 6089–6102.
- Svedäng H., Thunell V., Pålsson A., Wikström S.A., Whitehouse M.J. 2020: Compensatory Feeding in Eastern Baltic Cod (*Gadus morhua*): Recent Shifts in Otolith Growth and Nitrogen Content Suggest Unprecedented Metabolic Changes. *Frontiers in Marine Science* 7:565.
- Svedäng H., Savchuk O., Villnäs A., Norkko A., Gustafsson B.G., Wikström S.A., Humborg C. 2022a: Re-thinking the “ecological envelope” of Eastern Baltic cod (*Gadus morhua*): conditions for productivity, reproduction, and feeding over time. *ICES Journal of Marine Science* fsac017.
- Svedäng H., Savchuk O., Villnäs A.P.M., Norkko A., Gustafsson B., Wikström S.A., Humborg C. 2022b: On the decline of Eastern Baltic cod: we need to take more holistic views into account. Reply to Brander (2022) comment on Svedäng et al. (2022). *ICES Journal of Marine Science* 79: 2157–2158.
- Svedäng, H. 2023. The development of fish stocks and fisheries in the Baltic Sea since the last glaciation. *Oxford Research Encyclopedia of Climate Science* 24 May 2023.
- Thorpe J.E. 2007: Maturation responses of salmonids to changing developmental opportunities. *Marine Ecology Progress Series* 335: 285–288.
- Uusitalo L., Blenckner T., Puntilla-Dodd R., Skyttä A., Jernberg S. m.fl. 2022: Integrating diverse model results into decision support for good environmental status and blue growth. *Science of The Total Environment* 806: 150450.
- 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.



## 7. Publikationer

### 7.1 Vetenskapliga artiklar

Svedäng H., V. Thunell, A. Pålsson, S.A. Wikström and M.J. Whitehouse 2020: Compensatory Feeding in Eastern Baltic Cod (*Gadus morhua*): Recent Shifts in Otolith Growth and Nitrogen Content Suggest Unprecedented Metabolic Changes. *Front. Mar. Sci.* 7:565. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00565>

Svedäng H., Savchuk O., Villnäs A., Norkko A., Gustafsson B.G., Wikström S.A., Humborg C. 2022: Re-thinking the “ecological envelope” of Eastern Baltic cod (*Gadus morhua*): conditions for productivity, reproduction, and feeding over time. *ICES Journal of Marine Science* fsac017. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsac017>

Svedäng, H., Savchuk, O., Villnäs, A.P.M., Norkko, A., Gustafsson, B., Wikström, S.A. & Humborg, C. 2022: On the decline of Eastern Baltic cod: we need to take more holistic views into account. Reply to Brander (2022) comment on Svedäng et al. (2022). *ICES Journal of Marine Science*, 79, 2157–2158. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsac071>

Svedäng, H. 2023. The development of fish stocks and fisheries in the Baltic Sea since the last glaciation. *Oxford Research Encyclopedia of Climate Science* 24 May 2023. <https://doi.org/10.1093/acrefore/9780190228620.013.902>

Svedäng H., Hornborg S., Grimvall A. 2024: Centurial variation in size at maturity of Eastern Baltic cod (*Gadus morhua*) mirrors conditions for growth. *Ecology and Evolution* 14: e70382. <https://doi.org/10.1002/ece3.70382>

### 7.2 Populärvetenskap

Ny studie: Torsken svälter inte – den äter mer än vanligt. Artikel i webbmagasinet BalticEye: <https://www.su.se/stockholms-universitets-ostersjocentrum/webbmagasinet-baltic-eye/fiske/ny-studie-torsken-sv%C3%A4lter-inte-den-%C3%A4ter-mer-%C3%A4n-vanligt-1.594215>

Ny studie: Inget samband mellan torskens senaste kris och syrebrist. Artikel i webbmagasinet BalticEye: <https://www.su.se/stockholms-universitets-ostersjocentrum/nyheter/ny-studie-inget-samband-mellan-torskens-senaste-kris-och-syrebrist-1.599191>

Svedäng, H. & Humborg, C. 2020. Östersjöns fiskekris. Publicerad i *En vision för Östersjöns fiske*. *BalticSea2020*. pp. 6–16.

Svedäng, H. 2022. Five options for restoring global biodiversity after the UN agreement. December 20, 2022 5.26pm CET <https://theconversation.com/five-options-for-restoring-global-biodiversity-after-the-un-agreement-196835>

Gårdmark, A., Hårding, K., Härkönen, T., Lundström, K. & Svedäng, H. 2023. Replik i DN debatt: Skyll inte bristen på stora fiskar på sälarna. *Dagens Nyheter* 2023-03-13 <https://www.dn.se/debatt/skyll-inte-bristen-pa-stora-fiskar-pa-salarna/>

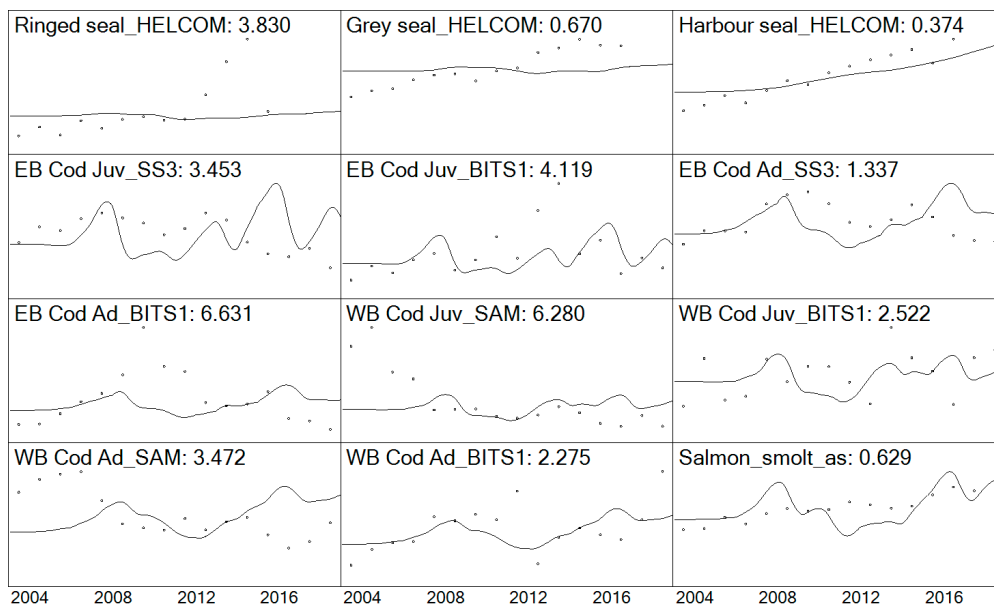
### 7.3 Rapport

Kulatska m.fl. (under framtagande). Ecopath with Ecosim for entire Baltic Sea. Model description. *Rapporten kommer att publiceras under 2024 av SLU i serien Aqua notes*.

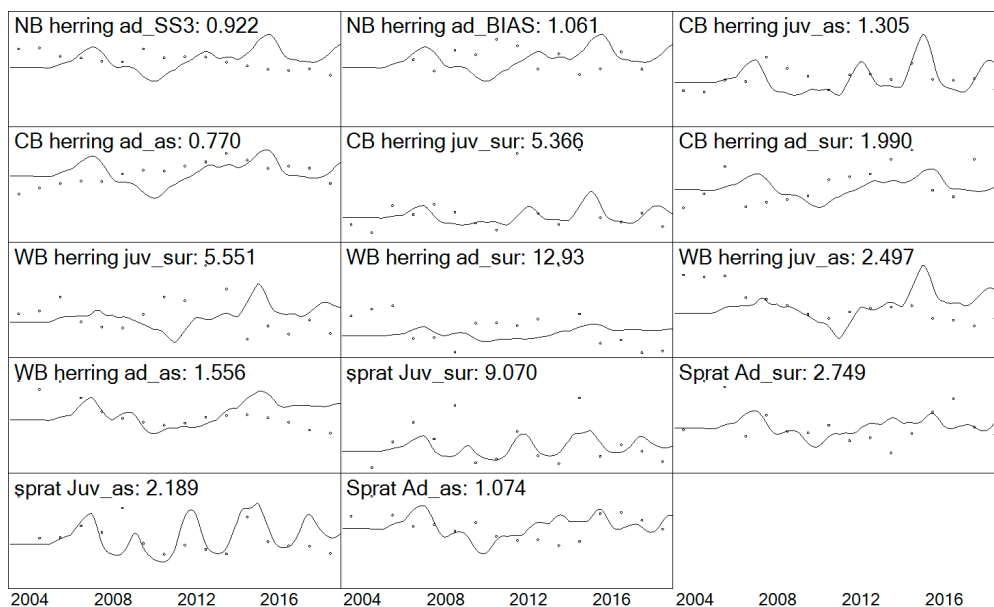
# Bilaga 1. Resultatfigurer från kalibreringen av Ecosim-modellen för hela Östersjön

Här visas hur väl den modellerade biomassan av några olika funktionella grupper och fiskefångster under perioden 2004–2019 stämmer överens med faktiska mätdata från vetenskapliga undersökningar och beståndsuppskattningar från fiskeriförvaltningen (Figur A1–A3) eller rapporterade fångster (Figur A4).

I allmänhet passar modellen bra till data. Modellen beskriver trenden ganska bra för sälarna utom för vikare mot slutet av tidsserien (Figur A1). Modellerade biomassor för torsk i östra Östersjön är fluktuerande, men dessa fluktuationer matchar undersökningsindex för juvenil torsk ganska bra. För torsk i västra Östersjön passar modellen inte så bra med bedömningen i början av tidsserien, men förbättras från och med 2008. När det gäller undersökningen är det tvärtom, modellen passar bättre i början av tidsserien.



Figur A1. Anpassning av modellerade biomassor (linje) av högre trofivåer till faktiska mätdata eller beståndsuppskattningar (punkter). Mätdata kommer från räkningar av säl från HELCOM eller internationella trålundersökningar (BITS).

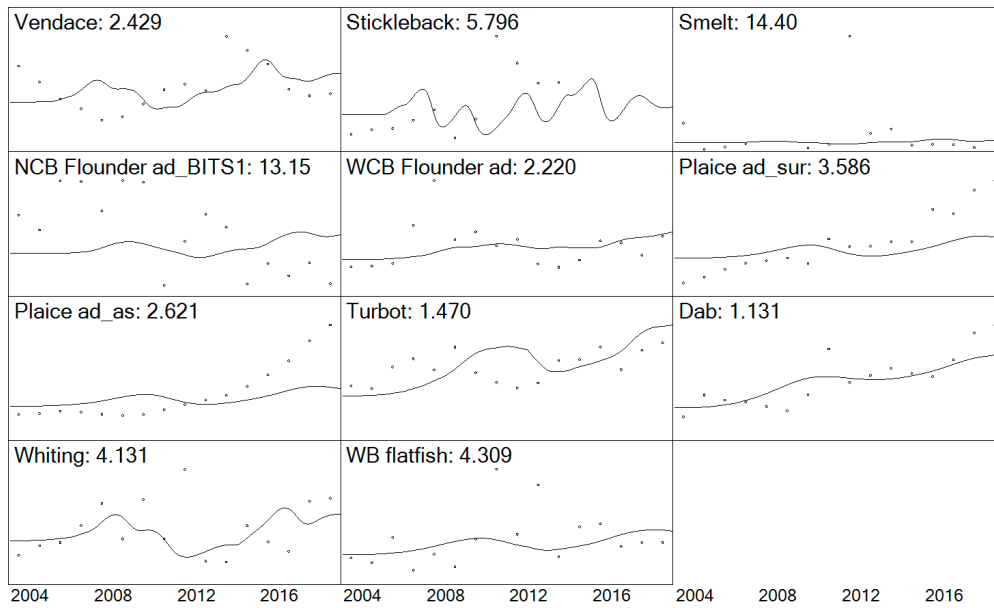


Figur A2. Anpassning av modellerade biomassor (linje) av clupeider (sill och skarpsill) till faktiska mätdata eller beståndsuppskattningar (punkter).

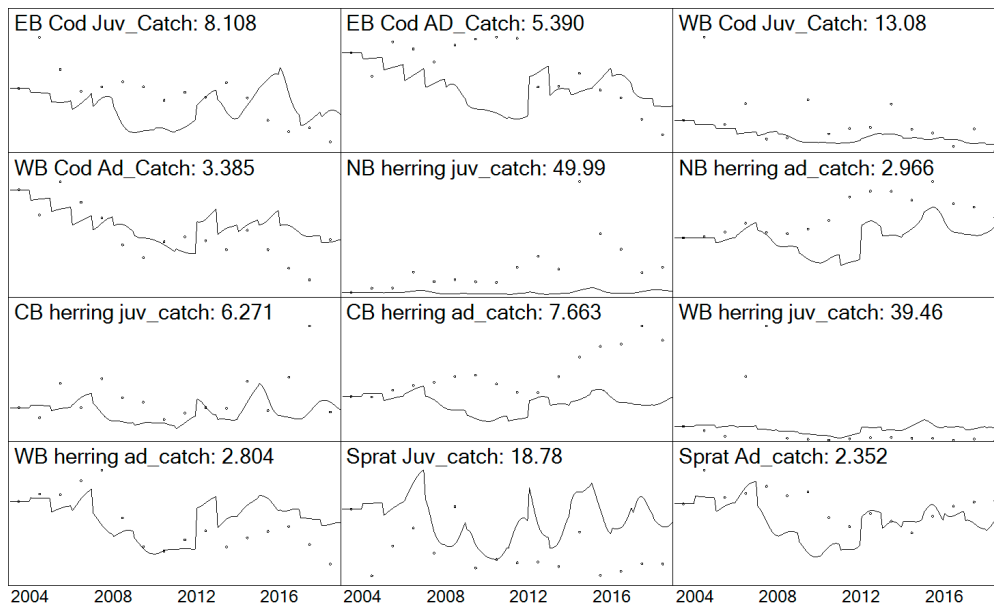
Anpassningen för strömming i norra Östersjön är ganska bra, med undantag för anpassningen av vuxen biomassa till bedömningen i början och slutet av tidsperioden (Figur A2). Modellerad biomassa av juvenil sill/strömming i centrala Östersjön fluktuerar för mycket, men verkar fånga mönstren från undersökningarna ganska bra. För sill i västra Östersjön är anpassningen bäst i mitten av tidsserien. Anpassningen av skarpsillens biomassa är sämst av alla clupeider, men lite bättre för juvenil skarpsill.

Andra fiskbestånds biomassor passar data ganska bra, förutom för plats och sandskädda, som är underskattade i modellen mot slutet av tidsserien (Figur A3).

Fångster av torskbestånd och clupeider fluktuerar mycket i modellen och passar inte så bra till data, förutom för vuxen sill och skarpsill i centrala och västra Östersjön (Figur A4).



Figur A3. Anpassning av modellerade biomassor (linje) av andra fiskar till faktiska mätdata eller beståndsuppskattningar (punkter).



Figur A4. Anpassning av modellerade fångster (linje) av torsk och clupeider till data (punkter).

# Bilaga 2. Beskrivning av modellen för centrala Östersjön

De funktionella grupper som ingår i modellen representerar de viktigaste grupperna i centrala Östersjöns utsjö och är i stort sett desamma som de arter som inkluderas i delmodellen för centrala Östersjön i den modell som beskrivs i avsnitt 3.2. Som i den modellen representeras primärproducenterna av en funktionell grupp, växtplankton. Mesozooplankton delas in i fyra funktionella grupper: *Pseudocalanus* spp, *Acartia* spp, *Temora* spp och ”andra mesozooplankton” (andra hoppkräftor och hinnkräftor). Pungräkor (mysider), som är viktig föda för fiskar, inkluderades som en egen grupp. Bottensamhället delades in i fem grupper, *Saduria entomon*, *Limecola balthica*, *Mytilus* spp, meiobentos och ”annan makrozoobentos”. Modellen inkluderar fyra funktionella grupper av fisk: skarpsill, sill, torsk och skrubbskädda, vilka är de biomassadominerande och kommersiellt viktiga fiskarterna i Östersjöns huvudbassäng. Gråsälar och fiskätande fåglar är toppredatorer. I gruppen fiskätande fåglar inkluderades endast fåglar som kategoriserats som pelagiska fiskätare av HELCOM: tordmule *Alca torda*, sillgrissla *Uria aalge* och sillgrissla *Cepphus grylle*.

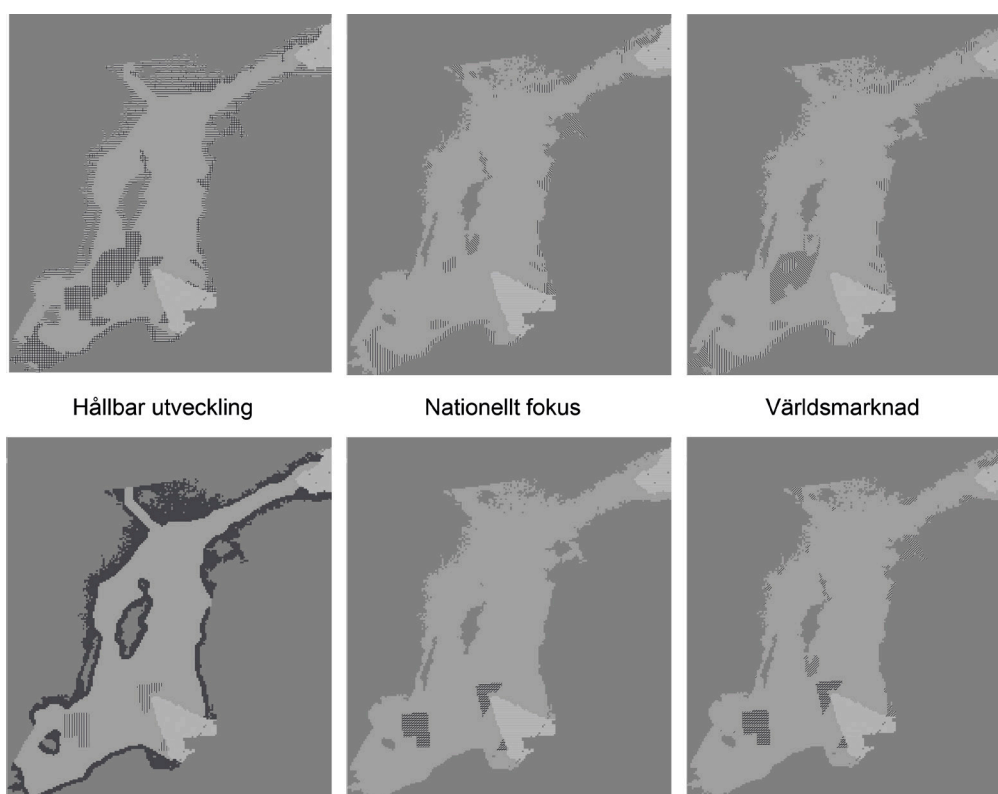
Modellen innehåller 10 fiskeflottor som baseras på sammanställning av data från olika redskap och storlekskategorier som används i STECF-rapporter (Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries): aktivt demersalt fiske (t.ex. bottentrål) i tre storlekskategorier: < 18 m, 18–24 m, 24–40 m; passivt demersalt fiske (t.ex. garn, långrev och tinor) i tre storlekskategorier: < 12 m, 12–18 m, 18–40 m, och pelagiskt fiske (pelagisk trål och pelagisk not) i fyra storlekskategorier: < 18 m, 18–24 m, 24–40 m, > 40 m.

Näringsvävsmodellen anpassades till tillgängliga tidsserier av data från 2004 till 2015 i Ecosim. Simuleringen drevs av fiskerimortalitet och totalt fem miljöfaktorer. Fiskerimortaliteten beräknades från tidsserier för fiskeansträngning i olika flottsegment. De miljöfaktorer som inkluderades var primärproduktion (påverkad av näring och ljusstillgång) som styr växtplanktonproduktionen, arean av syrefria bottenar som styr predation hos bottenfauna och mysider, genomsnittlig vårtemperatur (mars – maj) i den övre vattenmassan som styr predation hos djurplankton (*Acartia* spp. och *Temora* spp.), den reproduktiva volymen för torsk som styr äggproduktion för torsk samt temperaturen i ytvattnet i augusti som styr äggproduktion hos skarpsill. Urvalet av miljöfaktorer baseras på publicerade kunskapsunderlag om vad som är de viktigaste miljöeffekterna på Östersjöns näringsväv.

Precis som för modellen för hela Östersjön använde vi referenstidsserier från tre källor för att passa modellen: undersökningsdata, bedömningar och fångster. Data för säl kommer från HELCOMs gråsälsdatabas. För fisk kommer undersökningsdata från DATRAS-databasen och inkluderar undersökningsindex från Baltic International Trawl Surveys (BITS) för torsk och skrubbskädda och Baltic International Acoustic Survey (BIAS) för pelagiska clupeider (skarpsill och sill). Dessa kompletterades med data från garnundersökningar för det nordliga beståndet av skrubbskädda.

Bedömningsmodeller hämtades från ICES arbetsgrupp för bedömning av fiskbestånd i Östersjön. För övriga funktionella grupper användes existerande tidsserier hämtade från olika databaser.

De rumsliga mönstren i Ecospace drevs av klimatologiska miljöfaktorer från RCO-SCOBİ-modellen (produktion per biomassa, havsytans temperatur, havsytans salthalt, syrekoncentration och mätnad i botten, torskens reproduktionsvolym) samt habitattyp (sandig och lerig botten) och fiskeansträngning från HELCOMs karttjänster. Marina skyddade områden och områden stängda för fiske utgick från nuvarande HELCOM MPAs och Natura2000-områden och skyddsområdena för torskreproduktion (Figur A5). I scenariot för hållbar utveckling lade vi även till trålningsfria områden vid kusten i hela området.



Figur A5. Marina skyddade områden (ovan) och områden stängda för fiske (nedan) för de tre scenarierna (hållbar utveckling, nationellt fokus och världsmarknad). Scenarierna beskrivs närmare i avsnitt 3.3 i rapporten.

Rapporten uttrycker nödvändigtvis inte Naturvårdsverkets ställningstagande. Författaren svarar själv för innehållet och anges vid referens till rapporten.

# Kunskap och metoder för att bedöma kumulativa miljöeffekter på Östersjöns ekosystem

## Slutrapport från forskningsprojektet BalticCAT

Projektet BalticCAT har som målsättning att utveckla verktyg för kumulativa miljöbedömningar av Östersjöns ekosystem. Forskarna har fokuserat på vilka samverkande faktorer som lett fram till ett minskat torskbestånd, men även utvärderat näringsvävsmodeller som kompletterande metod.

Resultaten visade att syrebristen i Östersjöns djupa områden kan förklara förlusten av reproduktionsområden för torsk, men inte den minskande produktivitet och försämrade kondition som observerats under de senaste 25 åren. Resultaten visar att en kombination av övergödning och klimatförändringar troligen är viktiga för att förklara många av de förändringar vi ser i Östersjöns födovävar, vilket betyder att åtgärder mot dessa hot är av stor vikt för att upprätthålla biologisk mångfald och ett hållbart fiske.

Projektet har även utvecklat en näringsvävsmodell för hela Östersjön, som kan bidra till utvärdering av policy och förvaltningsåtgärder och till arbetet med bedömning av god miljöstatus för födovävar.

Projektet har finansierats med medel från Naturvårdsverkets miljöforskningsanslag som finansierar forskning till stöd för Naturvårdsverkets och Havs- och vattenmyndighetens kunskapsbehov.



Havs  
och Vatten  
myndigheten