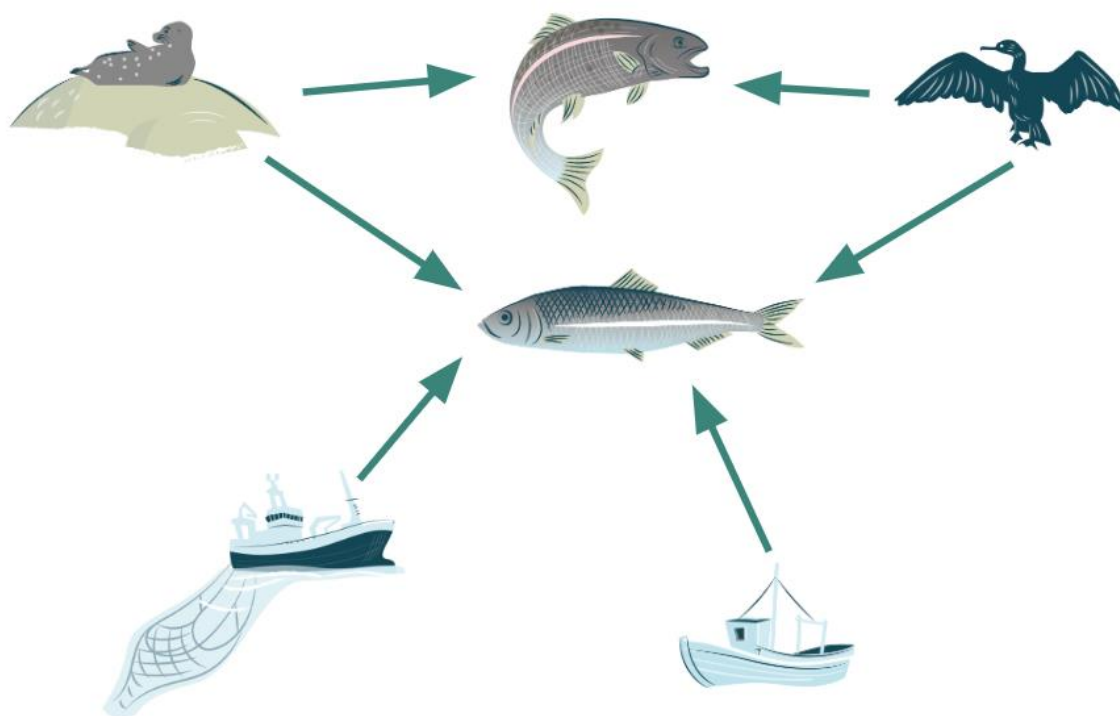


Konceptuella modeller som stöd för ekosystembaserad förvaltning



Fallstudier från Södra Bottenhavet och Stockholms skärgårds pilotområden



Konceptuella modeller som stöd för ekosystembaserad förvaltning

Fallstudier från Södra Bottenhavet och Stockholms skärgårds pilotområden

C.L. Faithfull, S.A. Wikström och L. Bergström

Rapporten har tagits fram på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten. Rapportförfattarna ansvarar för innehållet och slutsatserna i rapporten. Rapportens innehåll innebär inte något ställningstagande från Havs- och vattenmyndighetens sida. © HAVS- OCH VATTENMYNDIGHETEN | Datum: 2024-08-22

ISBN: 978-91-89329-87-4 Omslagsfoto: Carolyn Faithfull

Havs- och vattenmyndigheten | Box 11 930 | 404 39 Göteborg | www.havochvatten.se

Förord

Att bevara och förstå våra ekosystem är avgörande för att upprätthålla en hållbar balans mellan mänsklig aktivitet och naturens resurser. Denna rapport har tagits fram i det projekt som Havs- och vattenmyndigheten drivit under 2021-2023, med syfte att genomföra en ekosystembaserad förvaltning i tre pilotområden i Sverige: Södra Bottenhavet, Stockholms skärgård och 8-Fjordar. Genom att involvera lokala aktörer och intressenter har rapportförfattarna kartlagt och analyserat viktiga socioekologiska samband, vilket har resulterat i en djupare förståelse för hur ekosystemens tillstånd påverkar både natur och människor.

Denna rapport lyfter fram hur konceptuella modeller och metoder som fuzzy cognitive mapping har använts för att systematisera och förena aktörernas kunskap om ekologiska och sociala komponenter i ekosystemen i två av pilotområdena: Södra Bottenhavet och Stockholms skärgård. Dessa verktyg kan inte bara hjälpt till att identifiera de viktigaste påverkansfaktorerna utan också testat hur olika förvaltningsscenarier kan påverka både ekosystemens status och människors välmående.

I Södra Bottenhavet och Stockholms skärgård har modellerna som utvecklats tillsammans med aktörerna visat sig vara bra stöd för att utveckla hållbara strategier. Dessa modeller speglar aktörernas uppfattningar om verkligheten och bidrar till en gemensam förståelse som kan driva på samarbeten och stödja åtgärdsarbetet. Att kombinera lokal kunskap med vetenskapliga data är en viktig grund för hållbar förvaltning av våra marina resurser.

Rapporten visar på värdet av att involvera olika intressenter i förvaltningsprocessen och att använda ekosystemtjänstanalyser som ett sätt att optimera resursanvändningen och säkerställa en hållbar utveckling av våra kust- och havsområden.

Mats Svensson

Avdelningschef

Havs- och Vattenmyndigheten

Sammanfattning

Ekosystembaserad förvaltning syftar till att bevara ekosystemens funktioner och säkerställa ett långsiktigt tillhandahållande av ekosystemtjänster parallellt med att människor nyttjar ekosystemets resurser. Havs- och vattenmyndigheten har under 2021-2023 initierat och drivit ett projekt för ekosystembaserad förvaltning i tre pilotområden i Sverige: Södra Bottenhavet, Stockholms skärgård och 8-Fjordar. En central del av ansatsen har varit att involvera intressenter och aktörer för att identifiera påverkansfaktorer, studera hur ekosystemets tillstånd påverkar människor och utforska möjliga förbättrande åtgärder. Konceptuella modeller har använts som verktyg för att systematisera och samla aktörernas kunskap om viktiga ekologiska och sociala komponenter i systemet, samt deras samband. Här beskriver vi exempel från Södra Bottenhavet och Stockholms skärgård om hur kognitiva modeller har skapats tillsammans med aktörerna och hur resultaten kan användas inom ekosystembaserad förvaltning.

För Södra Bottenhavet använde vi metoden *fuzzy cognitive mapping*. Aktörerna skapade modeller genom att identifiera de, enligt dem, viktigaste komponenterna i det aktuella socioekologiska systemet och koppla dem med pilar som visar om komponenterna hade negativa eller positiva effekter på varandra, samt effekternas storlek. Strömming och/eller fiskbestånd identifierades av alla grupper som centrala komponenter i systemet. De flesta samband som identifierades till dessa var negativa, till exempel naturlig predation eller fiskeridödlighet. Aktörerna identifierade naturskydd, vattenkraft och vindkraft som viktiga faktorer som påverkar många andra komponenter. När effekten av olika förvaltningsscenarier testades i en kombinerad modell, baserad på samtliga aktörers egna modeller, angav denna att en minskning av övergödning och föroreningar skulle ha betydande positiva effekter på flera komponenter som representerar ekosystemets status och människors välmående. Att olika aktörer gemensamt bidrar till analyserna och deltar i utvärderingen av socioekologiska samband kan vara starkt motiverande för att identifiera, initiera och implementera åtgärder. Dock är det viktigt att komma ihåg att modellerna inte speglar den absoluta verkligheten utan reflekterar aktörernas uppfattningar om verkligheten. Övningen användes som ett sätt att ta tillvara aktörernas kunskaper och skapa en gemensam förståelse för hur Södra Bottenhavets socioekologiska system fungerar. En majoritet av aktörerna upplevde att övningen ökade deras förståelse för systemet och skulle rekommendera liknande övningar för andra grupper som arbetar inom ekosystembaserad förvaltning.

För Stockholms skärgård var målet att skapa en modell för att inkludera kunskap från lokala intressenter och forskning i arbetet för att utforma en fiskförvaltningsplan. Arbetet med att ta fram och analysera konceptuella modeller var ägnat att bidra till att identifiera riskfaktorer, utforma förvaltningsåtgärder, välja relevanta indikatorer för uppföljning samt identifiera kunskapsluckor och viktiga åtgärder för att fylla dessa. Två modeller skapades, en av en aktörsgrupp med fiskare och förvaltare och en av marina forskare. De resulterande modellerna var kvalitativa nätverksmodeller med information om antagna positiva eller negativa samband mellan komponenter, dock utan att ange en kvantitativ styrka för sambanden. Forskares och aktörers modeller hade många gemensamma drag. Strömmingen stod i centrum på grund av dess centrala roll i skärgårdens näringsväv och dess betydelse för både yrkes- och fritidsfiske. Båda grupperna angav en liknande förståelse för vilka faktorer som påverkar strömmingspopulationerna i skärgården och en gemensam uppfattning att den största påverkan kommer från omfattande storskaligt fiske precis utanför skärgården. I tillägg till att stödja arbetet med fiskförvaltningsplanen gav aktörsworkshopen möjlighet att dokumentera många lokala

observationer om geografiska mönster som kompletterar miljöövervakningen och potentiellt kan stödja rumsliga förvaltningsbeslut.

I en vidare utveckling av arbetet kunde gruppernas modeller i Södra Bottenhavet kombineras med en konceptuell modell som är baserad på vetenskaplig litteratur. Kombinationen av kunskap från vetenskaplig forskning och lokala aktörer förväntas kunna ge en god representation av den verkliga situationen, och kunna användas för att utforska hur förvaltningsåtgärder kan implementeras, hur olika åtgärder skulle kunna påverka det socioekologiska systemet, och identifiera kunskapsluckor. Modellerna för Stockholms skärgård ger underlag för att beskriva behovet av kunskapsuppbyggnad i förvaltningsplanen samt att föreslå prioriterade områden för utökad övervakning och forskning. För båda områdena kan modellerna även bidra till andra aktuella frågor. Till exempel inom det nu aktuella regeringsuppdraget om utflyttning av trålgränsen kan arbetet identifiera ekosystemvariabler som skulle vara relevanta att följa upp under utflyttningsförsöket för att bättre förstå effekterna av pelagiskt trålfiske på kustens ekosystem.

Innehåll

1	Introduktion.....	9
2	Skapande av en socioekologisk modell för Södra Bottenhavet	11
2.1	Bakgrund.....	11
2.2	Metod	11
2.2.1	Om metoden.....	11
2.2.2	Workshop för att bygga modellerna	12
2.2.3	Analys av modellerna.....	13
2.2.4	Skapande av stormodell och test av scenarier	15
2.3	Resultat.....	16
2.3.1	Modellernas struktur och egenskaper	16
2.3.2	Exempel på utvärdering av förvaltningsscenarier	21
2.3.3	Utvärdering av övningen	22
2.4	Reflektioner på skapande av kognitiva modeller.....	23
3	Konceptuella ekosystemmodeller för regional ekosystembaserad fiskeförvaltning	26
3.1	Bakgrund.....	26
3.2	Metod	26
3.3	Resultat.....	28
3.3.1	En samproducerad konceptuell modell.....	28
3.3.2	Lokal kunskap.....	30
3.3.3	Kunskapsläge och kunskapsbrist.....	31
3.4	Användning av modellerna i förvaltningen	31
4	Diskussion.....	33
4.1	Jämförelse av modellerna	33
4.2	Övervägande för användning av konceptuella modeller	33
4.3	Möjligheter till vidareutveckling.....	34
4.4	Rekommendationer	35
5	Referenser.....	36
	Bilaga 1. Protokoll för gruppleddare, Södra Bottenhavets workshop	39
	Bilaga 2 Frågor i utvärderingsenkäten.	40
	Bilaga 3. Illustrationer av de socioekologiska modellerna för Södra Bottenhavet.....	41

1 Introduktion

Den nationella implementeringen av ekosystembaserad förvaltning beskrivs ofta som starkt avhängig av kraften i lokala processer (Österblom m fl. 2010). Det här innebär att människor som har ett professionellt eller privat intresse i eller påverkar ekosystemtjänster (här kallade "aktörer") involveras för att tillsammans identifiera riskfaktorer och initiera åtgärder som behövs för att stärka eller bevara ekosystemets funktion. Aktörer kan komma från olika bakgrunder och representera olika uppfattningar och typer av kunskap om hur ekosystemet fungerar och om hur människor interagerar med andra delar av ekosystemet. För en lyckad implementering behövs ett brett kunskapsunderlag som integrerar olika typer av kunskap och etablerar en gemensam förståelse av det socioekologiska systemet i fokus (Arkema m.fl., 2006; Leslie och Mcleod, 2007; Long m.fl., 2015). Ett sätt att skapa ett sådant underlag är att tillsammans med aktörerna utveckla konceptuella modeller som beskriver viktiga ekologiska och sociala komponenter i det aktuella systemet, och hur de är länkade.

Det finns flera exempel på verktyg som kan användas för att bygga och använda gemensamma konceptuella modeller. Ett exempel är *Fuzzy cognitive mapping* (på svenska ung. "oskarp logik-baserad kognitiv kartläggning") (Özesmi och Özesmi, 2004), som använts inom flera discipliner (bl.a. datavetenskap, ekologi, beteendevetenskap, ingenjörsteknik) för ändamål som reflektion, gemensam lärande, modellering, analys, beslutsfattande och prognoser för olika typer av system (van Vliet et al. 2010; Papageorgiou & Salmeron 2012; Gray & Gray 2013; Rooney et al. 2023). I amerikansk fiskeriförvaltning har den här typen av metoder använts för att ta fram platsspecifika konceptuella modeller över socioekologiska system som underlag för ekosystembaserad förvaltning (t.ex. Levin et al. 2009, Harvey et al. 2016). Det är sällsynt att mer komplexa, datadrivna modeller lyckas koppla ihop sociala och ekologiska system. Där kan *Fuzzy cognitive mapping* fylla en nisch genom att hjälpa oss att förstå systeminteraktioner även där det endast finns små mängder data (Papageorgiou & Salmeron 2012). Gemensamt för denna typ av modeller är att de tas fram genom en samverkansprocess, vilket gör det möjligt att samla in och integrera kunskap från olika källor, från olika vetenskapliga discipliner och från lokala aktörer, något som är centralt i ekosystembaserad förvaltning (Moreno m.fl., 2014). Resultaten av modellbygget fungerar som förenklade representationer av verkligheten och beskriver vilka beståndsdelar som behöver beaktas och hur dessa är beroende av eller påverkar varandra. De kan stödja ekosystembaserad förvaltning genom att belysa hur olika aktörer uppfattar det socioekologiska systemet, för att utforma förvaltningsåtgärder utifrån uppsatta mål och att välja ekologiska och socioekonomiska indikatorer att följa upp (t.ex. Jetter och Kok, 2014, Rosellon-Druker et al. 2019). I en adaptiv förvaltning kan modellerna hjälpa till att reda ut komplexa frågor och stödja ett gemensamt lärande, om de upprepas regelbundet under processens gång (Gray m.fl., 2013).

Hur bygger vi en konceptuell modell tillsammans?

De konceptuella modellerna är byggda omkring en central frågeställning och kan tas fram genom grupparbete eller i enskilda intervjuer med hjälp av en moderator. Om modellerna sen ska kombineras eller jämföras är det viktigt att det finns en standardiserad metod eller att de moderatorer som leder modellbyggandet arbetar systematiskt med grupperna. Rent grafiskt kan modellerna bestå av olika ekosystem eller sociala komponenter som kopplas ihop med hjälp av pilar. Komponenterna kan representera konkreta saker som kan mätas t.ex. "sälar" eller "lokala inkomster", men också mer konceptuella idéer som "livskvalitet" och "hållbart nyttjande". Pilarna representerar den effekt en komponent har på en annan och kan visa negativa eller positiva effekter.

Konceptuella modeller är särskilt värdefulla i situationer där det är viktigt att förstå hur människor påverkar ekosystemet och hur ekosystemets status påverkar människor, men även hur människor påverkas av förvaltningen (*Ruckelshaus et al. 2008*). Här presenterar vi två exempel på användningen av konceptuella modeller över socioekologiska system för ekosystembaserad förvaltning i svenska kustområden. Exemplet kommer från två pilotområden för lokal ekosystembaserad förvaltning som infördes av Havs- och vattenmyndigheten tillsammans med lokala aktörer år 2022. Syftet med områdena är att utveckla ekosystembaserad förvaltning som ett verktyg för att stärka och påskynda åtgärder för en förbättrad havsmiljö. Totalt finns idag tre pilotområden i Sverige, nämligen vid 8+ fjordar i Bohuslän (se till exempel *Thor m fl. 2023*), Stockholms skärgård (*Wikström m fl. 2022*) och Södra Bottenhavet (*Faithfull m fl. 2022*) och i de två sistnämnda har konceptuella modeller tagits fram som en del av arbetet.

I Södra Bottenhavet använde vi *Fuzzy Cognitive Mapping* (FCM) för att skapa socioekologiska modeller tillsammans med olika grupper av aktörer. Vi valde att systematiskt undersöka och integrera olika aktörers kunskap om området för att ta fram en gemensam förståelse av Södra Bottenhavets socioekologiska system. Kapitel 2 presenterar metoden för att ta fram modellerna, för att ge möjlighet att genomföra en liknande studie. Vi beskriver även de resultat som erhöles, för att visa exempel på hur de i grunden kvalitativa (eller semikvantitativa) modellerna kan jämföras på ett kvantitativt sätt, hur flera modeller kan integreras, samt hur modellerna kan användas i scenarier för att visualisera potentiella effekter av förvaltningsåtgärder.

I Stockholms skärgård tog vi fram konceptuella modeller över ekosystemet i Stockholms skärgård, med fisken i fokus, som en del i arbetet med en ekosystembaserad regional förvaltningsplan för fisk och fiske. För att skapa ett bra kunskapsunderlag för planen tog vi fram två modeller, en med de aktörer som arbetar med förvaltningsplanen (fiskare och förvaltare), och en annan med forskare. Modellerna kombinerades sedan till en gemensam modell som inkluderar både vetenskaplig och lokal kunskap. Arbetet i Stockholms skärgård beskrivs utförligt i av (*Wikström et al. 2023*) och i kapitel 3 ges en sammanfattning av metoder och resultat, med en diskussion av hur modellerna används för den ekosystembaserade förvaltningsplanen.

Rapporten avslutas med en gemensam diskussion där vi jämför och diskuterar metoderna för Södra Bottenhavet och Stockholms skärgård, och i vilka fall det kan vara lämpligt att använda de olika typerna av metoder. Vi belyser generella för och nackdelar med konceptuella modeller och deras begränsningar. Vi avslutar med exempel på hur modellerna kan fortsätta utvecklas för att stödja ekosystem baserade förvaltning.

2 Skapande av en socioekologisk modell för Södra Bottenhavet

2.1 Bakgrund

En central komponent inom pilotområdena för ekosystembaserad förvaltning är att deltagarna (aktörerna) organiserar sig själva i grupper med särskilda fokusområden. Exempel på teman som hanteras i aktörsgrupper i Södra Bottenhavet är "strömming", "lax och öring", "gemensam havsplan", samt "natur och turism". Medlemmarna i de olika grupperna representerar flera olika roller, till exempel olika ansvarsområden inom förvaltningen, privatpersoner, företag eller intresseorganisationer. Det här ger ett funktionellt nätverk och en bredd i deltagandet som inte lika lätt kan åstadkommas inom etablerade förvaltningssystem idag. Genom pilotprojektet har aktörerna därmed potential att accelerera arbetet med åtgärder både genom sitt utökade nätverk och genom att själva har valt att engagera sig i särskilda frågor. Men parallellt med att grupperna jobbar med specifika frågor är det viktigt att bygga och utvärdera en gemensam förståelse av det socioekologiska systemet i området, för att undvika att det skapas ineffektiva stuprör och för att identifiera övergripande gemensamma målbilder. En sådan gemensam bild kan även hjälpa till att identifiera gemensamma prioriteringar, till exempel vilka de viktigaste påverkansfaktorerna är och mest centrala naturvärdena är.

I det här avsnittet beskriver vi arbetet med att bygga en gemensam konceptuell modell över Södra Bottenhavets socioekologiska system tillsammans med aktörerna inom pilotområdet. Målsättningen med övningen var att samla in deltagarnas kombinerade kunskap och få en bild av deras samlade förståelse för Södra Bottenhavets socioekologiska system, i syfte att stödja gemensamt lärande. På basen av resultaten undersökte vi även den använda metodens möjligheter att identifiera viktiga drivkrafter och påverkansfaktorer, utifrån aktörernas perspektiv, komponenter i systemet som olika grupper tycker att är viktiga, samt belysa kopplingar mellan dessa, och hur ekosystemkomponenter påverkar de sociala komponenterna enligt aktörernas modeller.

Vi beskriver den metod och verktyg som vi använde för att bygga kunskapsbaserade modeller, inkluderande metoder för modellanalys, kvantifiering av modellens egenskaper, metoder för att kombinera modeller och undersökning av scenarier. Resultatet av gruppernas modeller presenteras tillsammans med en sammanställning av vilka modellkomponenter och kopplingar som grupperna identifierat som viktigast. Vi rapporterar vilka styrkor och svagheter som upplevdes under arbetet och rekommendationer för framtida arbete.

2.2 Metod

2.2.1 Om metoden

För arbetet använde vi verktyget Mental Modeller (Gray m.fl., 2013; Gray m.fl., 2015), som har utvecklats specifikt för att stödja beslutsfattande i grupp. En fördel med metoden är att den gör det lätt för deltagare diskutera hur den konceptuella bilden tas fram i en samarbetsprocess (Özesmi och Özesmi 2003). Den används mycket i samhällsvetenskaper, till exempel för att undersöka vilka uppfattningar som ligger bakom beslutsfattande (Gray m.fl., 2012). För

havsmiljöer har Mental Modeller tidigare använts till exempel i några av det internationella havsforskningsrådets (ICES) regionala arbetsgrupper för integrerad ekosystemanalys, som samlar experter och forskare från olika länder inom olika havsområden, till exempel WGINOSE och WGNARS^[1], som fokuserar på Nordsjön respektive Nordvästatlanten. Verktöget Mental Modeller baserar sig på att kartlägga och analysera aktörers kognitiva modeller med stöd av så kallad oskarp logik (Eng. *Fuzzy-logic*), vilket gör det möjligt att utveckla semikvantitativa modeller. Detta gör det även möjligt att analysera scenarier av vad som händer i övriga delar av modellen när man inför ändringar på ett ställe, till exempel ökar eller minskar påverkan från en viss beståndsdel ("*what if* scenarios"). En annan styrka med denna typ av modell är att den tillåter inkludering av indirekta effekter och feedback- loopar som är vanliga i både ekologiska och socioekonomiska system (Maxwell m.fl., 2017; Rodriguez-Gonzalez m.fl., 2020).

2.2.2 Workshop för att bygga modellerna

Arbetet med att ta fram modellerna utfördes under en heldagsworkshop, som anordnades den 11 oktober 2022 i Gävle. Workshopen startade kl. 9 och slutade kl. 16 och pauser togs för fika och lunch. Sammanlagt deltog 19 personer, samtliga sedan tidigare knutna till pilotområdet Södra Bottenhavet. Deltagarna delades in i fem grupper, för att bygga en kunskapsbaserad modell per grupp. Vi valde att skapa grupper som var så inbördes homogena som möjligt, det vill säga så att personerna inom varje grupp sannolikt hade en mer likadan utgångspunkt inför grupparbetet sinsemellan än med deltagarna i de andra grupperna. En plan för hur personerna skulle delas in i grupper togs fram av projektledarna före workshopen på basen av de anmälda deltagarnas yttre attribut, framför allt deras yrkesroll eller motsvarande, och verifierades på plats vid inledningen av workshopen. I viss mån skapades parallella grupper med liknande attribut, eftersom det skapades två grupper som både representerades av personer inom kommunal förvaltning (för att alla grupper ska vara så lika varandra som möjligt). Grupp 1, "Resurser ur havet", bestod av fyra personer med primärt intresse inom fisket, representerade av kustfiskare i Bottenhavet, sportfiskare, samt WWF. Grupp 2, "Havet som plats/livsmiljö", bestod av fyra personer med något varierande roller, representerande vindkraftsbolag, Naturskyddsföreningen och privatpersoner. Grupp 3 representerade regional förvaltning och bestod enbart av två personer, båda från länsstyrelser. Grupp 4 bestod av fyra personer och inkluderade kommunala tjänstemän och politiker med roller inom näringsliv eller miljöstrategi. Grupp 5 bestod av fem kommunala tjänstemän med yrkesroller inom planering, vattensamordning, näringsliv och turism. Medelålder för alla som deltog i workshopen var 53, den yngsta deltagare var 30 och den äldsta 74. Könsfördelningen var ganska jämn med 42 % kvinnor.

Varje grupp leddes av en gruppleddare som var insatt i Mental Modeller och kunskapsbaserat modellbyggande sedan tidigare. För att säkerställa att de olika grupperna arbetade på ett så lika sätt som möjligt, följde samtliga gruppleddare ett protokoll som de hade tagit fram gemensamt före workshopen (Bilaga 1). Grupperna hade stora pappersark, post-it lappar och pennor tillgängliga för att skriva ned sina svar individuellt och i grupp, enligt behov. Gruppleddarna dokumenterades därtill gruppernas gemensamma svar direkt i programvaran Mental Modeller.

^[1] ICES working group on integrated assessment of the North Sea, ICES working group on the Northwest Atlantic Regional Sea, se. <https://www.ices.dk/community/groups/Pages/IEASG.aspx>

Varje grupp inledde arbetet med att på anmodan av gruppledaren besvara frågan:

- "Vilka är de viktigaste komponenterna för att förstå Södra Bottenhavets ekosystem – du kan tänka utifrån komponenter, drivkrafter och belastningar."

Deltagarna ombad inledningsvis skriva ner fem komponenter som enligt dem var viktiga, var och en för sig. Därefter lades de individuellt förberedda svaren in i gruppens modell genom att gå laget runt tills dess att alla deltagares komponenter var tillagda.

I nästa steg ombads deltagarna identifiera kopplingar mellan komponenter som de ansåg att hade ett samband med varandra. Kopplingarna identifierades genom att dra pilar mellan komponenter direkt i programvaran. I samband med detta ombads deltagarna även värdera hur stark de ansåg att kopplingen var. Denna så kallade effektnivå bedömdes så att en svag men ändå existerande koppling gavs ett värde 0,3, en mellanstark koppling gavs värde 0,5 och en stark koppling gavs värdet 1. Om gruppen ansåg att givande komponenten hade en positiv effekt angavs värdena som positiva, medan om den ansågs påverka den "mottagande" komponenten negativt angavs värdena som negativa. Genom hela processen var det tillåtet för deltagarna att lägga till eller dra från komponenter från modellen. Det här skedde som en naturlig del av diskussionen, eftersom de kopplingar som drogs mellan komponenter hade kravet att de alltid skulle motsvara direkta effekter. För att fylla detta krav så behövde ibland ytterligare komponenter läggas till, för att på ett tillförlitligt sätt återge det funktionella sambandet mellan två komponenter i modellen. Processen fortsatte tills hela gruppen var nöjd med modellen (dock längst så länge som workshopens tid tillät).

Gruppen ombads också tilldela samtliga kopplingar (pilar) en säkerhetsnivå, för att indikera dels hur säker man ansåg att man varit i sin bedömning, dels hur enhetlig diskussionen varit. Bedömningen av säkerhet avsåg både pilens riktning och effektnivån. Säkerhetsnivån angavs på en färgskala, enligt följande:

- Röd = konsensus i gruppen att bedömningen baserades på svag kunskap,
- Gul = gruppen var inte enig eller tyckte att bedömningen baserades på medelgod kunskap.
- Grön = konsensus i gruppen att bedömningen baserades på god kunskap

Slutligen kunde grupperna testa scenarier i programvaran Mental Modeller, baserat på sina svar, för att se hur förändringar i påverkansfaktorer skulle kunna påverka olika komponenter enligt den modell som de tagit fram. Om resultaten från scenariokörningarna inte matchade gruppens förväntningar fick gruppen möjlighet att göra justeringar i modellen tills de var nöjda.

Efter workshopen skickade vi ut en enkät för att utvärdera övningen. Frågorna finns i Bilaga 2.

2.2.3 Analys av modellerna

Modellerna analyserades närmare efter workshopen. Eftersom varje grupp fick använda fria ordval under workshopen var ett viktigt inledande steg här att undersöka vilka termer och begrepp som de olika grupperna använt och vad de innebar. För att kunna jämföra de olika gruppernas modeller med varandra och ta fram övergripande statistik som reflekterade aspekter av modellernas innehåll snarare skillnader i vilka ordval som använts, harmoniserade vi de begrepp som använts för liknande komponenter i de olika modellerna. Det här gjordes genom att

se över vilka namn som grupperna gett olika komponenter och identifiera termer som sannolikt använts synonymt. I vissa fall var det tydligt att den avsedda komponenten var den samma även om de termer som använts var lite olika, t.ex. "Exploatering" och "Exploateringstryck". I mer oklara fall behölls de ursprungliga ordvalen, t.ex. komponenter "Forskning och innovation" och "Kunskap" slogs inte ihop utan komponenterna fick behålla sina ursprungliga namn. En komponent som återkom i alla modeller men med flera olika namn var fiske med stora fartyg. Grupperna hade använt termer som storskaligt fiske, storskaligt trålfiske, storskaligt yrkesfiske, industrifiske och yrkesfiske (som inte omfattar småskaligt kustfiske) och i den sammanvägda analysen användes ordet "industrifiske".

Vi jämförde därefter de olika modellerna på basen av tio modellegenskaper som kvantifierades separat för respektive modell:

1. **Antal komponenter**
2. **Antal kopplingar**
3. **Täthet**, beräknat som antalet kopplingar mellan komponenter dividerat med totalt antal hypotetiskt möjliga kopplingar.
4. **Givarkomponenter**, beräknat som antal komponenter i modellen som påverkar andra komponenter (pilarna utåt) men inte påverkas av någon annan komponent.
5. **Mottagarkomponenter**, beräknat som antal komponenter som bara påverkas av andra komponenter (pilarna inåt) och inte påverkar andra.
6. **Normala komponenter**, beräknat som antal komponenter som både påverkar och påverkas av andra komponenter.
7. **Noll-kopplingar**, beräknat som komponenter som är inkluderade i modellen men inte kopplade till andra komponenter.
8. **Kopplingar per komponent**, baserat på deras antal
9. **Komplexitet** beräknat som kvoten mellan totalt antal mottagar- och antal givar-komponenter.
10. **Hierarkiindex** (h) beräknat enligt nedanstående formel:

$$h = \frac{12}{(N-1)N(N+1)} \sum_i \left[\frac{\text{od}(v_i) - (\sum \text{od}(v_i))}{N} \right]^2$$

Centrala delar av formeln är N , som är det totala antalet komponenter i modellen, och od (*outdegree*), som är det totala antalet pilar från en komponent till alla andra komponenter. Hierarki-indexet är, som namnet beskriver, en mått på hur hierarkisk modellen är. När $h = 1$ är modellen helt hierarkisk och när $h = 0$ betecknas modellen som fullständigt demokratisk. Mer demokratiska modeller är lättare att anpassa till lokala förhållanden för att de har en hög nivå av integration med flera komponenter som influerar varandra. Informationen kan vara viktig till exempel för utformningen av förvaltningsstrategier, för att hitta lämpliga paletter av åtgärder. Indexet kan även ge en bild av aktörernas syn på systemet. Aktörer som tar fram mer demokratiska modeller anser i större grad att systemet är flexibelt och att det finns flera möjliga förvaltningslösningar att välja bland.

Vi analyserade därtill de olika komponenterna i modellerna avseende följande aspekter:

- 1) **Centralitet**. Hur central komponenten är i modellen, beräknades som summan av antalet kopplingar som påverkar komponenten och antalet kopplingar som komponenten påverkar (summa av antal pilar utåt och pilar inåt).

- 2) **Givande.** I vilken grad komponenten påverkar andra komponenter beräknades baserat på antal kopplingar från den ut till andra komponenter (antal pilar utåt).
- 3) **Mottagande.** I vilken grad komponenten påverkas av andra komponenter identifierades baserat på antal kopplingar mot den från andra komponenter (antal pilar inåt).

För att identifiera hur deltagarna använt de olika komponenterna i sina modeller beräknade vi de olika komponenternas grad av centralitet, givande respektive mottagande i varje modell. För varje modell identifierade vi sedan de fem komponenter som hade högst grad av centralitet, givande eller mottagande, och sorterade dessa så att den komponent med högst grad räknades som etta och fick 5 rankingpoäng i den efterkommande analysen, den med näst högst värde rankades som tvåa och fick 4 poäng, och så vidare. Medelvärden av deras rankingpoäng över alla gruppmodeller beräknades som indexvärden.

För analysen av modellerna klassificerade vi även komponenterna enligt den så kallade DAPSIR-ramverket (*Elliott m.fl., 2017*), för att se i vilken mån gruppernas modeller omfattade dess olika steg, eller alternativt se om någon del är under- eller överrepresenterad. DAPSIR är ett ramverk för att systematisera de olika aspekter som ingår i en adaptiv förvaltningsprocess, och hur olika aspekter hänger ihop och påverkar varandra. Det synliggör därmed hur mänskliga aktiviteter påverkar miljön, vilket i sin tur påverkar människor. Komponenterna i modellerna klassificerades enligt DAPSIR ramverket enligt

- (D) drivkrafter (Eng. *Drivers*),
- (A) aktiviteter (Eng. *Activities*),
- (P) belastningar (Eng. *Pressures*),
- (S) ekosystem statusindikatorer (Eng. *State*),
- (I) påverkan på människor (Eng. *Impact on welfare*) och
- (R) åtgärder och andra svar i samhället (Eng. *Response*)

I ramverket representerar drivkrafter de sociala, demografiska och ekonomiska faktorer som påverkar mänskliga aktiviteter. Aktiviteter utförs av människan för att (i detta sammanhang) nyttja havet eller dess resurser i någon mening. Belastningar kommer som en konsekvens av aktiviteterna t.ex. utsläpp av näringsämnen eller dödlighet av fisk som en följd av fiske. Status representerar tillståndet på komponenter i ekosystemet, som i hög grad beror på effekter av belastningarna. Effekter på välbefinnande återger aspekter av människors välbefinnande som beror på förändringar i miljön. Åtgärder är aktiviteter som görs för att åtgärda problemen från de föregående stegen eller andra svar på dessa. (Tabell 1).

2.2.4 Skapande av stormodell och test av scenarier

För att utvärdera de olika modellernas komponenter och inbördes samband på en övergripande nivå skapade vi en "stormodell" som integrerar de olika gruppernas modeller i enda gemensam modell. Vi inkluderade samtliga kopplade komponenter och kopplingar från ursprungsmodellerna. Kopplingar som återfanns i mer än en av de ursprungliga modellerna gavs en effektnivå som motsvarade medelvärdet för samma kopplingar i dessa.

Stormodellen användes även för att simulera olika förvaltningsscenarier, för kan undersöka utfallet i det socioekologiska systemet enligt modellerna om någon av de ingående komponenterna skulle öka eller minska. Då scenerierna baseras på modeller som återspeglar aktörers kunskap och uppfattningar om systemet, kan de illustrera förväntade effekter enligt

deltagarna. Utvärderingen utfördes genom att ge en viss komponent en förhöjd nivå och låta modellen nå ny jämvikt (*steady state*). På så sätt kan utfallet av olika scenarier jämföras (Özesmi & Oszesmi 2004).

De scenarier vi använde var:

1. Inget industrifiske (nivån på "industrifiske" sattes till 0)
2. Minskad övergödning (nivån på "övergödning" minskades till 0.5)
3. Minskade föroreningar (nivån på "föroreningar" minskades till 0.5)
4. Hög grad av naturskydd (nivån på "naturskydd" sattes till 1)
5. Hög utbyggnad av havsbaserad vindkraft (nivån på "vindkraft" sattes till 1)

För de olika förvaltningsscenarierna undersökte vi utfallet i form av procentuell förändring för utvalda komponenter i förhållande till ursprungsmodellen. De komponenter som vi fokuserade på var sådana som skulle kunna klassas som indikatorer för nyttigheter från ekosystemet (till exempel lokala livsmedel, hälsa, lokala inkomster, ekonomisk bärkraftig skärgård, attraktionskraft – livskvalitet), sådana som var återkommande i flera modeller (industrifiske, småskaligt fiske, kustboende-fritidsboende, turism, fritidsfiske), eller viktiga ur ekosystemets perspektiv (biodiversitet, fiskbestånd, strömming, naturvärden). Resultaten från scenarier där enskilda komponenter manipuleras är inte additiva, det vill säga effekten av att implementera två sådana scenarier samtidigt kommer inte att vara lika med summan av effekterna av när de körs separat.

Alla modellerna och scenarier analyserades i statistikprogrammet R (*R Core Team, 2021*) med hjälp av paketet *FCMapper*. Resultaten jämfördes med de ursprungliga resultaten enligt programmet Mental Modeller, för att kontrollera att modellernas struktur bibehålls under analyserna och efter att namnen på komponenterna standardiserats. För en mer utförlig beskrivning av matematiken bakom *fuzzy-logic* baserade modeller och scenarietkörningarna, se Özesmi & Özesmi (2004).

2.3 Resultat

2.3.1 Modellernas struktur och egenskaper

De olika gruppernas modeller skilde sig tydligt från varandra i fråga om antalet komponenter och antalet kopplingar, vilka varierade mellan 26 och 41, respektive mellan 44 och 101 (Tabell 1). Alla gruppernas modeller var demokratiska, det vill säga de hade ett hierarkiindex nära noll. Antalet givarkomponenter var högst i grupp 3 som representerades av experter från länsstyrelser, men som också hade lägst antal deltagare. Gruppen hade även flest komponenter som inte var kopplade till några andra komponenter i modellen, förmodligen för att den tid som avsatts för arbetet under workshopen inte räckte till för att koppla ihop alla komponenter som gruppen hade inkluderat initialt.

Komponenter som var inkluderade i alla gruppernas modeller var friluftsliv, gråsäl, småskaligt kustfiske, industrifiske, turism och övergödning. Komponenter som var inkluderade i fyra av fem modeller var föroreningar, skarv, vattenkraft och vindkraft. Strömming, som ofta nämns som en central del av Bottenhavets ekosystem och en viktig naturresurs, var inkluderad i tre av fem modeller. De andra två modellerna inkluderade "fiskbestånd" utan att specificera en särskild fiskart. Andra variabler som fanns i tre av fem modeller var exploatering, fritidsbåtar, klimatförändring, naturskydd, politiska beslut, sjöfart (båttrafik) och sportfiske.

Bilaga 3 återger illustrationer av alla gruppernas modeller.

Tabell 1 Modellegenskaper för de olika gruppernas modeller. Se metodtext avsnitt 2.2.3. för förklaring av egenskaperna.

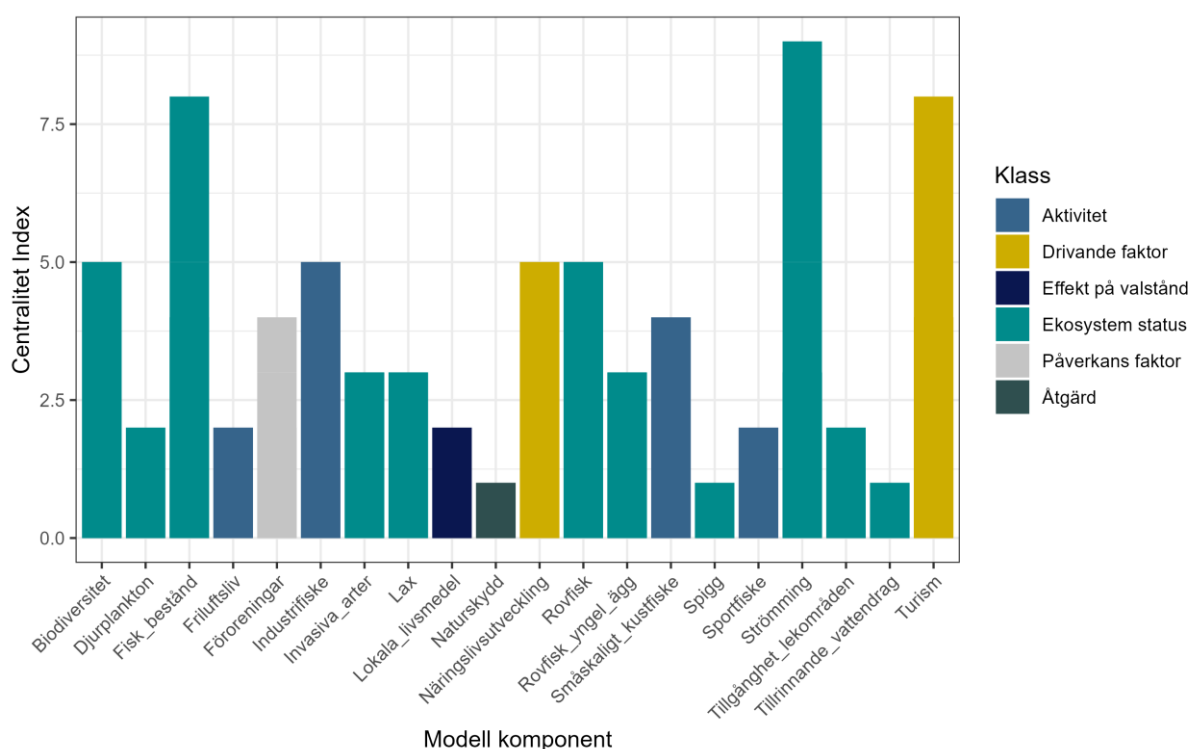
Egenskaper	Grupp 1 Resurser ur havet	Grupp 2 Havet som plats	Grupp 3 Länsstyrelsen	Grupp 4 Kommun1	Grupp 5 Kommun2
Antal Komponenter	26	29	41	35	27
Antal kopplingar	44	43	96	101	63
Täthet	0,06	0,05	0,06	0,08	0,09
Antal givar-komponenter	6	3	8	3	5
Antal mottagar-komponenter	7	5	5	1	2
Antal normala komponenter	11	18	21	31	16
Antal noll-kopplingar	2	3	7	0	4
Kopplingar per komponent	1,7	1,5	2,3	2,9	2,3
Komplexitet	1,16	1,67	0,63	0,33	0,40
Hierarki-index	0,002	<0,001	<0,001	<0,001	0,002

Komponenterna i gruppernas modeller omfattade alla delar av DAPSIR-ramverket (Tabell 2). De flesta komponenterna representerade aspekter av status (eller förändringar i status), där vi i vår tolkning enbart inkluderade ekologisk status. Att modellerna inkluderade steg inom hela delar av DAPSIR-ramverket visade att båda sociala och ekologiska aspekter hade inkluderats och målet att bygga socioekologiska modeller uppnåts.

Tabell 2 Fördelning av komponenter i gruppernas modeller över olika delar av DAPSIR-ramverket.

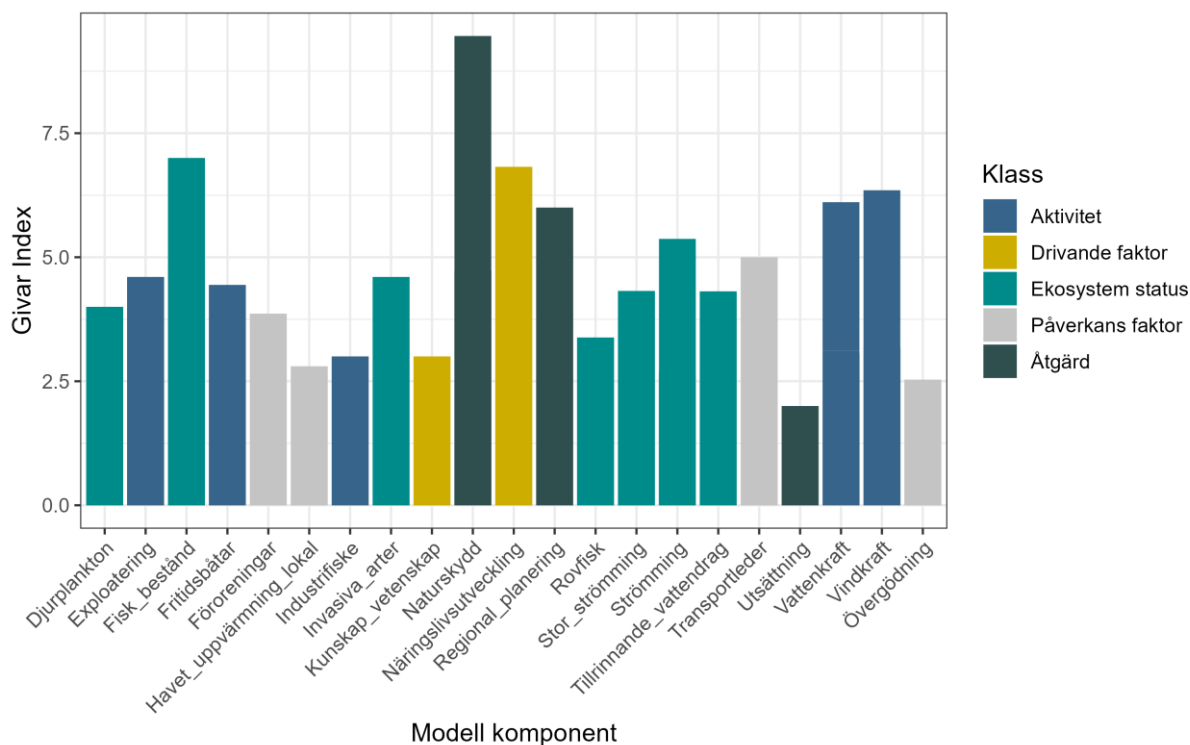
DAPSIR	Komponenter i modellerna
Drivande faktorer	kunskap/vetenskap, konsumenternas efterfrågan, möjlighet att sälja fisk som föda, turism, friluftsliv, näringslivsutveckling, kustbor, fritidsboende
Aktiviteter	industrifiske, småskaligt kustfiske, båttrafik, fritidsbåtar, sportfiske, exploatering, sjöfart, avlopp, vindkraft, vattenkraft, kärnkraft, jordbruk, skogsbruk, industrihamnar
Påverkansfaktorer	föroreningar, övergödning, klimatförändring, störningar från fartyg, uppvärmning av havet, landhöjning, transportleder, dagvatten inkl. snömassor
Status (förändringar)	strömning, algblomning, gråsäl, lax, biodiversitet, sötvattenlekande arter, rovfisk, djurplankton, spigg, undervattensvegetation, växtplankton, skarv, fintrådiga alger, karpfiskar, syrefria bottnar, få arter, planktonätande fiskar, vattenkemi, häger, fågelliv, fladdermöss, tillrinnande vattendrag, sik, fiskbestånd, sik, landskapsbild, tillgänglighet lekområden
Effekt (på Välstånd)	lokala livsmedel, hälsa, tillgänglighet, lokala inkomster, attraktionskraft-livskvalitet, kultur, protein, ekonomisk bärkraftig skärgård
Respons (som Åtgärder)	hållbart nyttjande, naturskydd, politiska beslut, internationell EBHF, kompensatoriska åtgärder, utsättning, reglerssystem, regional planering, havsplanering, avloppslösningar, kommunal planering

Strömming och fiskbestånd tillhörde de komponenter som hade flest kopplingar till andra komponenter enligt den sammanlagda analysen, vilket gav dem ett högt centralitetsindex (Figur 1). Strömming, som ofta identifieras som en central del av Bottenhavets ekosystem och en viktig naturresurs var inte inkluderad direkt i alla modeller. I de modeller där den inte ingick förkom dock komponenten "fiskbestånd" utan specificering av art. Om man inkluderar identifierade komponenter "strömming" som en del av komponenten "fiskbestånd" var denna central i samtliga modeller. Enligt gruppernas modeller är strömming/fiskbestånd mest negativt påverkade av industrifiske, häger, sportfiske, predation från rovfisk, fritidsfiske, småskaligt kustfiske och gråsäl. Komponenter som ansågs ha en positiv effekt på strömming/fiskbestånd var naturskydd, djurplankton, spigg och havsbaserad vindkraft. Komponenten i sin tur ansågs ha en positiv påverkan på småskaligt kustfiske, gråsäl, näringslivsutveckling, kultur, turism, tillgång till protein och industrifiske enligt grupperna. Förutom dessa så återkom rovfisk (lax), turism, och föroreningar som centrala komponenter i mer än en modell (två av fem).



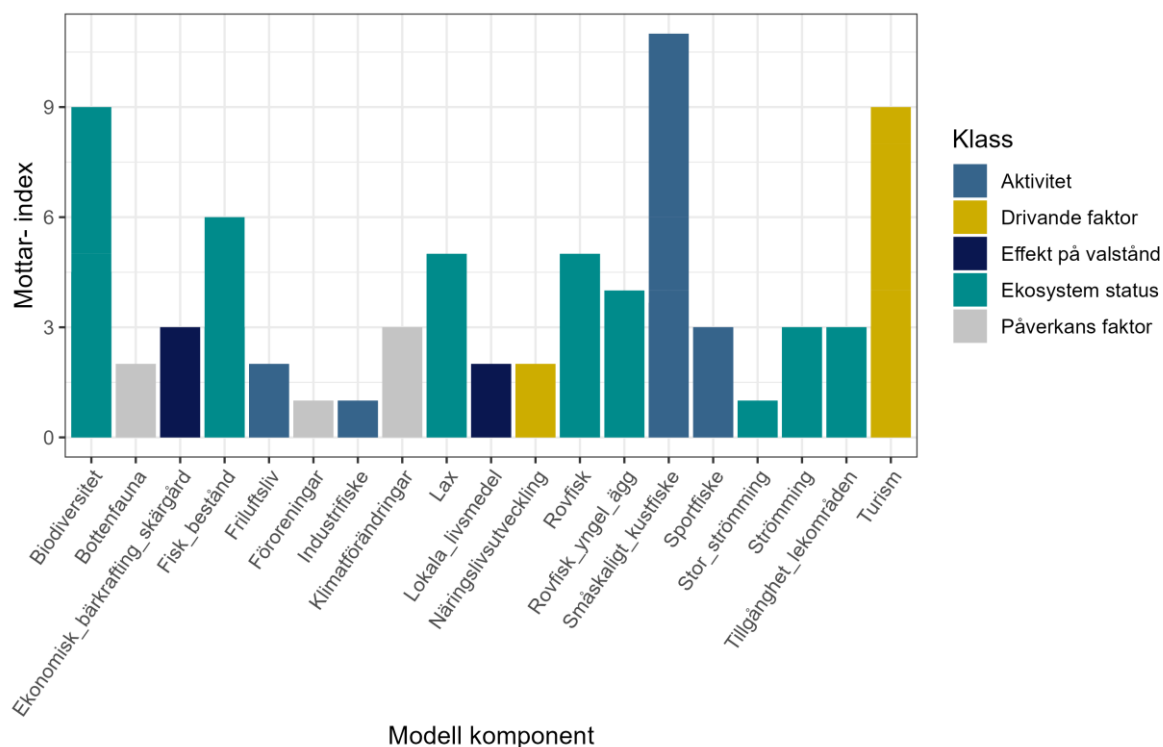
Figur 1. Centralitetsindex för de olika komponenterna. Centraliteten baseras på det totala antalet kopplingar till och från komponenten och återspeglar därmed det totala antalet komponenter som påverkar respektive påverkas av komponenten enligt modellerna. Det totala indexet anger komponenternas ranking baserat på centralitet i alla fem modellerna, där höga värden anger att komponenten tillhör de med högst centralitet i modellerna.

Den totalt sett mest betonade givarkomponenten var naturskydd (Figur 2), som fanns i två av modellerna och rankades högt i båda dessa. Strömming var en viktig givarkomponent i tre av modellerna, samt vattenkraft och vindkraft i två av modellerna. Alla andra komponenter som var bland de fem viktigaste i någon av modellerna förekom i endast en modell, men fick höga indexvärden eftersom de hade många kopplingar till andra komponenter, som näringslivsutveckling, fiskbestånd, regional planering och fritidsbåtar.



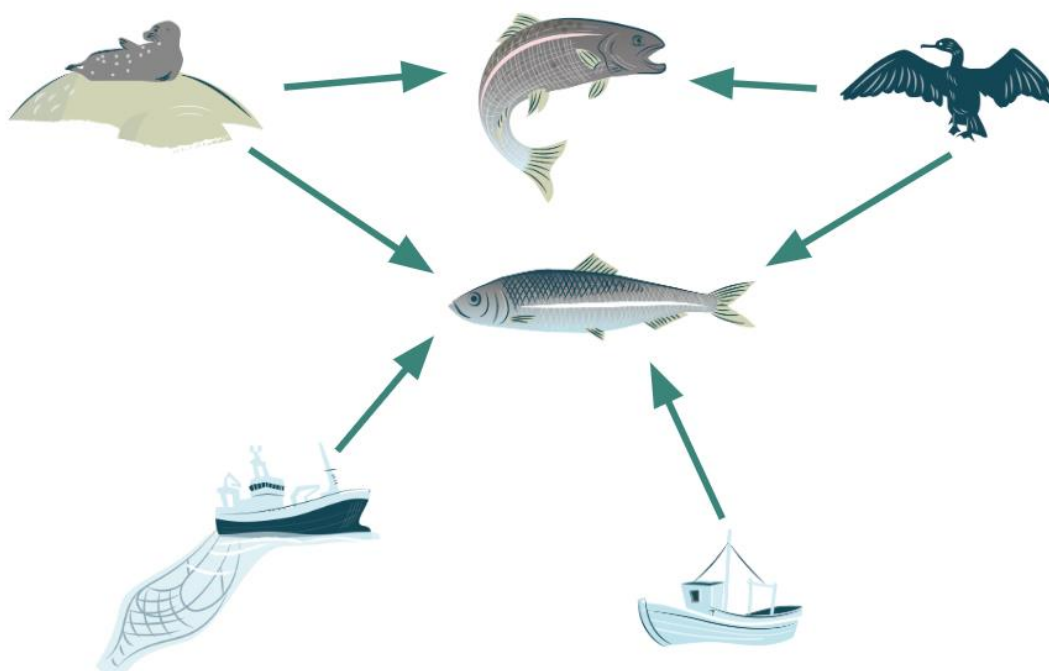
Figur 2. Givarindex för de olika komponenterna. Indexet baseras på hur mycket en komponent påverkar andra komponenter, det vill säga summan av antalet kopplingar från komponenten till andra komponenter. Figuren visar en sammanlagd bild för komponenternas rankning enligt grad av givande i alla fem modellerna.

De högst rankade mottagande komponenterna, det vill säga komponenter som påverkades av flest andra komponenter, var småskaligt fiske och turism som fanns i tre modeller, samt biodiversitet som fanns i två modeller (Figur 3). Fiskbestånd, lax och rovfisk identifierades också som påverkade av många andra komponenter.



Figur 3. Mottagarindex för de olika komponenterna. Indexet baseras på i vilken grad komponenterna är påverkade av ett högt antal andra komponenter enligt modellerna, och beräknas utgående från antalet kopplingar till den från andra komponenter. Figuren visar en sammanlagd bild för komponenternas ranking alla fem modellerna.

Till de vanligast identifierade kopplingarna mellan komponenter hörde länkar mellan lax och gråsäl, lax och skarv, samt mellan strömning och skarv, som var gemensamma för fyra av grupperna (Grupp 1, 3-5). Fyra av grupperna (Grupper identifierade även kopplingar mellan småskaligt kustfiske och strömning samt mellan strömning och industrifiske (gemensam för grupperna 2-5) (Figur 4).



Figur 4. Illustration av de oftast förekommande kopplingarna mellan komponenter enligt gruppernas modeller. Dessa var inkluderade i fyra av de fem modellerna. Pilarnas riktning representerar i samtliga fall negativa effekter, t.ex. säl och skarv har enligt modellerna en reglerande effekt på lax.

2.3.2 Exempel på utvärdering av förvaltningsscenarier

I den kombinerade stormodellen var de mest centrala komponenterna fiskbestånd, småskaligt kustfiske, turism och övergödning. De fem komponenter som hade högst antal kopplingar till sig från andra komponenter var turism, fiskbestånd, småskaligt kustfiske, biodiversitet och friluftsliv. De främsta drivande komponenterna i stormodellen var övergödning, föroreningar, naturskydd, fiskbestånd, exploatering, näringslivsutveckling och regional planering. Flera av de drivande komponenter som identifierades i stormodellen kan påverkas genom förvaltningsåtgärder, t.ex. att inrätta naturreservat eller minska utsläpp av näringsämnen och föroreningar. Eftersom förändringar i drivande komponenter kommer att påverka många andra komponenter kan det vara värdefullt att testa olika scenarier där dessa varierar.

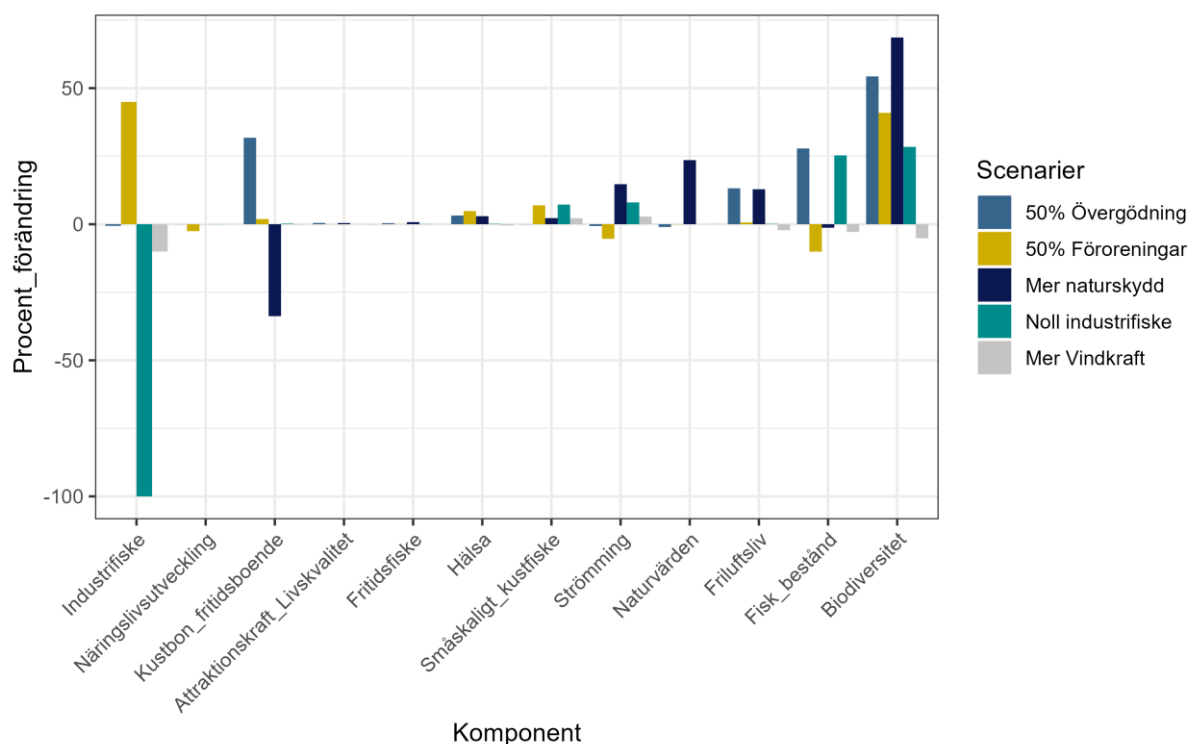
Tabell 3. Modellegenskaper för stormodellen.

Egenskap	Värde
Antal komponenter	92
Antal kopplingar	318
Täthet	0,037
Antal givarkomponenter	12
Antal mottagarkomponenter	7
Antal noll-kopplingar	9
Antal normala komponenter	64
Kopplingar per komponent	3,46

Komplexitet	0.58
Hierarki index	<0.001

Av de scenarier som testades hade ökning av naturskydd (scenario 4), minskning av övergödning och minskning av föroreningar (scenario 2 och 3) störst effekt på flest komponenter. Enligt stormodellen var biodiversitet den komponent som ökade klart mest i alla scenarier, förutom vid scenario 5 (hög nivå av vindkraftsutbyggnad). Att öka vindkraft till en hög nivå gav överlag bara små effekter i stormodellen, främst en liten negativ effekt på industrifiske och en ännu mindre negativ effekt på biodiversitet.

Fiskbestånd och strömming ökade under scenarierna med minskande övergödning, uteslutning av industrifiske och ökning av naturskydd. Stormodellen återgav även ett samband mellan minskade föroreningar och fiskbestånd, men i en riktning så att minskade föroreningar hade en negativ effekt på fiskbestånd. Kopplingen kunde förklaras av att industrifiske enligt stormodellen antogs öka om förekomsten av farliga ämnen i fisk minskar, genom en ökad efterfrågan på matfisk. Det är ett exempel på när modellen antyder samband som kanske inte stämmer överens med verkligheten, eftersom fiskemöjligheter och efterfrågan på matfisk regleras av andra processer och mekanismer än av dioxinhalten (*Pihlajamäki m.fl., 2018*).



Figur 5. Procentuell förändring från ursprungsmodellen för utvalda komponenter vid de fem testade förvaltningsscenarierna.

2.3.3 Utvärdering av övningen

På den utvärderingsenkät som skickades ut till deltagarna efter workshopen inkom 15 svar, utav totalt 19 personer som deltog i workshopen. Drygt hälften av de svarande (53%) tyckte att

övningen varit värdefull för att öka deras förståelse av Södra Bottenhavets socioekologiska system och 92% skulle rekommendera övningen också för andra områden med ekosystembaserad förvaltning. Nästan 70% av respondenterna uppgav sig vara ganska nöjd med den modell som de bidragit till, men flera sade sig också ha flera idéer till förbättringar som de kommit på efteråt. Detta märktes även i den avslutande reflexion som hölls i slutet av själva workshopen, då flera deltagare angav att de hade velat ha mer tid för att justera modellen. Från enkäten framgick även att respondenterna tyckte att det var svårt att bestämma skalan och graden av komplexitet i modellerna. I minst en grupp hade medlemmarna inte varit överens om vilka påverkansfaktorer och storlek på påverkansfaktorer som skulle inkluderas i modellen. Flera av deltagarna påpekade att det skulle varit bra att inleda med ett antal (5-10) på förhand bestämda komponenter som man sen byggde modellen omkring.

2.4 Reflektioner på skapande av kognitiva modeller

Deltagarna i workshopen ombads skapa konceptuella modeller för att återspegla frågeställningen: 'Vilka är de mest betydande komponenterna för att förstå Södra Bottenhavets ekosystem, inklusive dess komponenter, drivkrafter och belastningar?' Enligt deltagarnas resulterande modeller var de mest betydande komponenterna i Södra Bottenhavets system strömming, turism, fiskbestånd, biodiversitet, näringslivsutveckling och småskaligt fiske. Komponenterna i modellerna återspeglar per definition gruppernas intresse och kunskap, och de kan också återspegla teman som varit synliga i media och lokala debatter.

En av våra målsättningar var att skapa en samlad förståelse av Södra Bottenhavets socioekologiska system och stödja ett gemensamt lärande. Pilotprojektet för ekosystembaserad förvaltning involverar flera aktörsgrupper med medlemmar som har varierande bakgrund och kunskaper. Att gemensamt bygga konceptuella modeller användes som en metod för att dela erfarenheter och kunskap inom och mellan medlemmarna. Resultaten från utvärderingsenkäten visade att flera upplevde att övningen ökade deras förståelse av Södra Bottenhavets socioekologiska system, och över 90% skulle rekommendera denna övning till andra grupper som arbetar inom ekosystembaserad förvaltning.

Efter workshopen var en central del av vår analys att identifiera viktiga drivkrafter och påverkansfaktorer utifrån aktörernas perspektiv. Modellernas givarkomponenter och centrala komponenter indikerar vilka faktorer som workshopsdeltagarna anger att förvaltningen bör fokusera på. I det här sammanhanget kan modellerna bli ett verktyg som hjälper aktörerna att se hur effektiva åtgärder som riktas mot olika komponenter skulle kunna vara med avseende på vilka andra komponenter de kan påverka. Att fokusera åtgärder på centrala eller givarkomponenter kan vara mer motiverat än åtgärder för enskilda mottagarkomponenter, eftersom det kan ge positiva följd effekter även på flera andra komponenter. Modellerna identifierade även att förändringar i några givarkomponenter skulle medföra en negativ påverkan på komponenter relaterade till människors välbefinnande eller ekosystemets status, exempelvis övergödning och föroreningar. Undersökningen av scenarier i stormodellen visade dock också att minskad övergödning och minskade föroreningar kan ha positiva följd effekter på biodiversitet, friluftsliv och även människors hälsa. Trots att effekterna av övergödning och farliga ämnen på miljöns status är väldokumenterade, kan det faktum att aktörernas själva noterar och analyserar samband verka motiverande för att initiera och skapa en diskussion om åtgärder för att bekämpa deras påverkan (*Voinov och Bousquet, 2010*).

Att analysera scenarier på basen av aktörernas modeller (både grundmodellerna och modellerna kombinerade till en stormodell) är en övning med ett annat syfte än att analysera scenarier i kvalitativa eller kvantitativa modeller byggda på vetenskapliga data och litteratur. De konceptuella modeller som aktörerna tagit fram speglar dessas aktuella uppfattning av systemet, och att testa scenarier med deras modeller fungerar i första hand som ett sätt att validera om deras kognitiva modell fungerar i linje med deras förväntning (*Jetter och Kok, 2014*). Analyserna kan också hjälpa deltagarna att uppmärksamma effekterna av påverkansfaktorer som är mindre uppenbara, t.ex. indirekta effekter av åtgärder mot övergödning och föroreningar som diskuterades ovan. Efter scenariokörningar kan aktörerna även vilja justera modellen så att dess struktur bättre avspeglar deras uppfattning om verkligheten, eller för att förtydliga vilka kopplingar som de anser är mest relevanta. Scenarierna kan även fungera som ett underlag för samrådande diskussioner mellan sakägare och förvaltare.

Det oftast förekommande temat i modellerna gällde strömmingens och fiskbeståndens centrala roll i kustens socioekologiska system. Grupperna var överens om att belysa orsaker till dödlighet på strömming (genom top-down-effekter). Tre av grupperna inkluderade även komponenter som kan gynna strömming/fiskbestånd, inkluderande vindkraft, djurplankton, naturskydd, tillgång till lekrområden, myndighetsbeslut och övergödning. Dessa samband uttrycktes dock inte på ett enhetligt sätt över de olika modellerna. Två av modellerna saknade helt komponenter med positiv effekt på fiskbestånden. Den högre vikt som placerades på komponenter med negativ påverkan på fiskbestånd och strömming kan tolkas som att återspegla en uppfattad brist på fisk, vilket också är en viktig aktuell fråga för förvaltningen (*ICES, 2023*).

Genom att klassificera alla modellkomponenter i enlighet med DAPSIR-ramverket vi kunde se vilken del av den ekosystembaserade förvaltningsprocessen som modellerna framför allt återspeglade. Grupperna identifierade komponenter som passade in i alla stegen av DAPSIR:s ramverk. Det fanns dock tydliga skillnader mellan grupperna i hur många ekologiska komponenter och kopplingar som inkluderades. Till exempel hade gruppen representerad av personal vid länsstyrelser flest ekosystemkomponenter i sin modell, medan en av de grupper som representerades av kommunala tjänstemän inkluderade mer än dubbelt så många aktiviteter som någon av de andra grupperna. Sådana skillnader skulle kunna återspegla skillnader mellan gruppdeltagarna i utbildningsbakgrund eller yrkesfokus (till exempel biologi, arbete med ekologiska frågor, eller fokus på mänskliga aktiviteter längs kusten). Det visar också exempel på hur de olika aktörerna bidrar med olika kunskap som kan komplettera varandra, så att när flera modeller kombineras tenderar modellen att allt bättre återspegla verkliga mönster och processer (*Aminpour m.fl., 2020*).

Den fråga vi inledde arbetet med på workshopen var medvetet formulerad på en generell nivå utan att ange någon förutbestämd riktning. Detta tillvägagångssätt lät grupperna att skapa sina egna modeller och förväntade kausala samband från grunden. Inga förutbestämda komponenter fanns heller tillgängliga. En idé som framkom från deltagarna var att om grupperna initialt hade fått 5–10 fördefinierade komponenter, så kunde detta ha underlättat modellbyggandet. Att tillhandahålla fördefinierade komponenter skulle kunna minska tidsåtgången i de inledande stegen, och även göra det lättare att sammanställa resultaten i en gemensam stormodell i nästa steg. Att ge färdiga beståndsdelar kan även underlätta jämförelser mellan modellerna eftersom man i analyssteget inte behöver gissa vilka komponenter med olika namn i olika modeller som egentligen syftar på samma innehåll. Detta tillvägagångssätt skulle dock å andra sidan kunna påverka modellerna genom externa influenser och därmed inte helt reflektera aktörernas samlade

kunskap. Om man väljer att styra processen eller inte beror därför på vad man prioriterar och tycker är viktigast. Fördefinierade komponenter används till exempel av *Uusitalo m.fl. (2020)* eftersom de var intresserade i specifika komponenter och modellbyggandet kompletterades med en enkät om hur deltagarna värderade de olika komponenterna. Andra forskare har menat att det finns en risk att fördefinierade komponenter kan styra processen i för stor utsträckning och att möjligheten att få insikter om vad aktörerna faktiskt anser vara viktigt försvagas (*Jetter och Kok, 2014*).

De modeller som erhöles som ett resultat från workshopen visar vilka komponenter deltagarna ser som viktiga och visar deltagarnas förståelse av kopplingarna mellan dem, liksom av sambanden mellan ekosystemet och samhället. Modellerna inkluderade flera aspekter som reflekterar människors välbefinnande, såsom lokala livsmedel, hälsa, tillgänglighet till kusten, lokala inkomster, attraktivitet för livskvalitet, kultur, protein och ekonomiskt hållbar skärgård. Ett exempel på kopplingar mellan ekosystemet och samhället var att lokala livsmedel påverkades direkt av lax och småskaligt kustfiske och indirekt av fiskbestånd och strömming. Men kopplingarna mellan delar av ekosystemet och olika indikatorer för människans välbefinnande skildrades inte alltid genom direkta effekter, och vissa samband skulle ha kunnat utvecklas ytterligare för att påvisa direkta kopplingar, om mer tid för analys och diskussion hade medgetts. Ett exempel är att lokala inkomster angavs påverkas av lokala livsmedel men det fanns ingen koppling till politiska beslut eller näringslivsutveckling, även om dessa båda också fanns med i modellerna och har effekter på lokala inkomster (*Lundberg, 2003*). Det är viktigt att komma ihåg att modellerna inte speglar en absolut verklighet utan snarare återspeglar aktörernas uppfattningar om (de viktigaste delarna av) verkligheten. Därmed kan viktiga komponenter och kopplingar saknas beroende på aktörernas kunskapsnivå och eventuella prioriteringar. För att utveckla gruppernas modeller planerar vi att kombinera deras stormodell med en *fuzzy cognitive model* baserad på vetenskaplig litteratur. Denna kombinerade vetenskapliga och aktörmodell kan sedan diskuteras med aktörerna, för att undersöka om viktiga kopplingar mot påverkansfaktorer behöver läggas till, ändras eller på annat sätt revidera modellen.

3 Konceptuella ekosystemmodeller för regional ekosystembaserad fiskeförvaltning

3.1 Bakgrund

I pilotområde Stockholms skärgård arbetar en av arbetsgrupperna (Regional Fiskeförvaltning) med att ta fram en ekosystembaserad regional förvaltningsplan för fisk och fiske i Stockholms län. I det arbetet efterfrågade gruppen hjälp med att ta fram en kognitiv modell över ekosystemet i Stockholms skärgård, med fisken i fokus. Tanken är att en sådan modell, framtagen gemensamt av intressenterna med stöd från forskning, kommer att vara en viktig del av förvaltningsplanen och kan ligga till grund för att identifiera riskfaktorer, utforma förvaltningsåtgärder, välja relevanta indikatorer för uppföljning och identifiera kunskapsluckor och viktiga åtgärder för att fylla dessa.

Arbetet med att ta fram modellen inspirerades av en metod för att ta fram gemensamma konceptuella socioekologiska modeller som använts inom ekosystembaserad fiskeförvaltning i Nordamerika (*Rosellon-Druker et al., 2019*). Där har målet varit att ta fram konceptuella modeller för det första steget i en ekosystembaserad förvaltningscykel (identifiera förvaltningsmål och hot), som integrerar olika typer av kunskap, inklusive lokal ekologisk kunskap och bidrar till ett gemensamt lärande. Arbetet har letts av forskare, men modellerna har tagits fram genom workshops med forskare och lokala aktörer. De resulterande modellerna är enkla kvalitativa nätverksmodeller, där samband mellan olika komponenter i modellen karaktäriseras som positiva eller negativa, men utan att ange en kvantitativ styrka för sambandet.

De **övergripande målen** med arbetet har varit att ta fram ett kunskapsunderlag för den regionala förvaltningsplanen och att ge underlag för den fortsatta utvecklingen av regional ekosystembaserad havsförvaltning i Sverige. **Specifika mål** har varit att:

- skapa en gemensam förståelse för ekosystemet och viktiga påverkansfaktorer i den aktörsgrupp som tar fram och genomför förvaltningsplanen,
- samla in lokal kunskap om ekosystemet i Stockholms skärgård, med fisken och fisket i fokus och undersöka hur denna kunskap kan bidra i förvaltningen,
- belysa det vetenskapliga kunskapsläget och identifiera brister och luckor i forskning och övervakning.

Datainsamlingen, modellerna och insamlade data (lokala observationerna och forskningsresultat) beskrivs i detalj i *Wikström et al. (2023)*. Nedan presenteras metoden och ett urval av resultaten i korthet, tillsammans med en diskussion av hur resultatet kan användas och utvecklas vidare.

3.2 Metod

Vi genomförde två workshops, en med aktörer som ingår i arbetsgruppen för fiskförvaltning och en med forskare. Till aktörsworkshopen bjöds samtliga deltagare i arbetsgruppen in och totalt sju personer deltog under workshopen (utöver workshopledarna). Ytterligare en aktör, som inte kunde närvara under workshopen, bidrog med skriftliga observationer efter workshopen. Deltagarna innefattade representanter för yrkesfiskare, fiskförädling, fiskeguider, intresseorganisationer samt en kommun. Till forskarworkshopen bjöds forskare med expertis om

fiskekologi i Stockholms skärgård och närliggande områden och totalt sex forskare deltog (utöver workshopledarna).

Arbetet under en workshop gjordes i fyra olika moment, där det första var att deltagarna fick välja vilken eller vilka fiskarter deltagarna tyckte var viktiga att få med i modellen. Varje deltagare fick välja ut maximalt fem arter och utifrån deltagarnas val rankades de arter som togs upp och vi valde ut vilken art som modellen skulle fokusera på.

I det andra momentet fick varje deltagare göra en egen skiss av ekosystemet utifrån den valda fokusarten från det första momentet, där de tog med de viktigaste biotiska och miljömässiga faktorerna som påverkar förändringar i förekomst och abundans av fokusarten över tid. Utifrån dessa individuella modeller konstruerade deltagarna som grupp en gemensam konceptuell modell för skärgårdens ekosystem, i workshopens tredje moment. Modellen ritades upp av workshopledarna på en vit tavla, efter instruktioner från workshopdeltagarna (Figur 6). För varje koppling mellan komponenter frågade ledarna hela gruppen efter observationer eller andra underlag för att belägga kopplingen, samt om det finns rumsliga mönster i var och hur kopplingen uppträder. Under forskarworkshopen efterfrågades både personliga observationer och vetenskapliga belägg, samt om deltagarna anser att det finns ett starkt vetenskapligt stöd för kopplingen eller om det saknas kunskap eller data. Det uttalade målet med övningen var att göra en nulägesbeskrivning av ekosystemet, men det kom även in många observationer av förändringar över tid som dokumenterades i anteckningar. I det fjärde momentet diskuterades kopplingarnas styrka i modellen, genom att deltagarna först individuellt listade de fem starkaste kopplingarna mellan komponenter och en länk de bedömer som svag och sedan presenterade och diskuterade i hela gruppen.

Data från workshoparna samlades in både som en dokumentation av del grafiska modeller som togs fram och anteckningar från det som sades i diskussionerna. Efter workshopen sammanfattades anteckningar och fotografier till en gemensam konceptuell ekosystemmodell från respektive workshop, och en gemensam syntesmodell.



Figur 6. Den gemensamma modellen ritades upp på vita tavlan av workshopledarna, efter instruktioner från deltagarna. Foto: Lisa Bergqvist.

3.3 Resultat

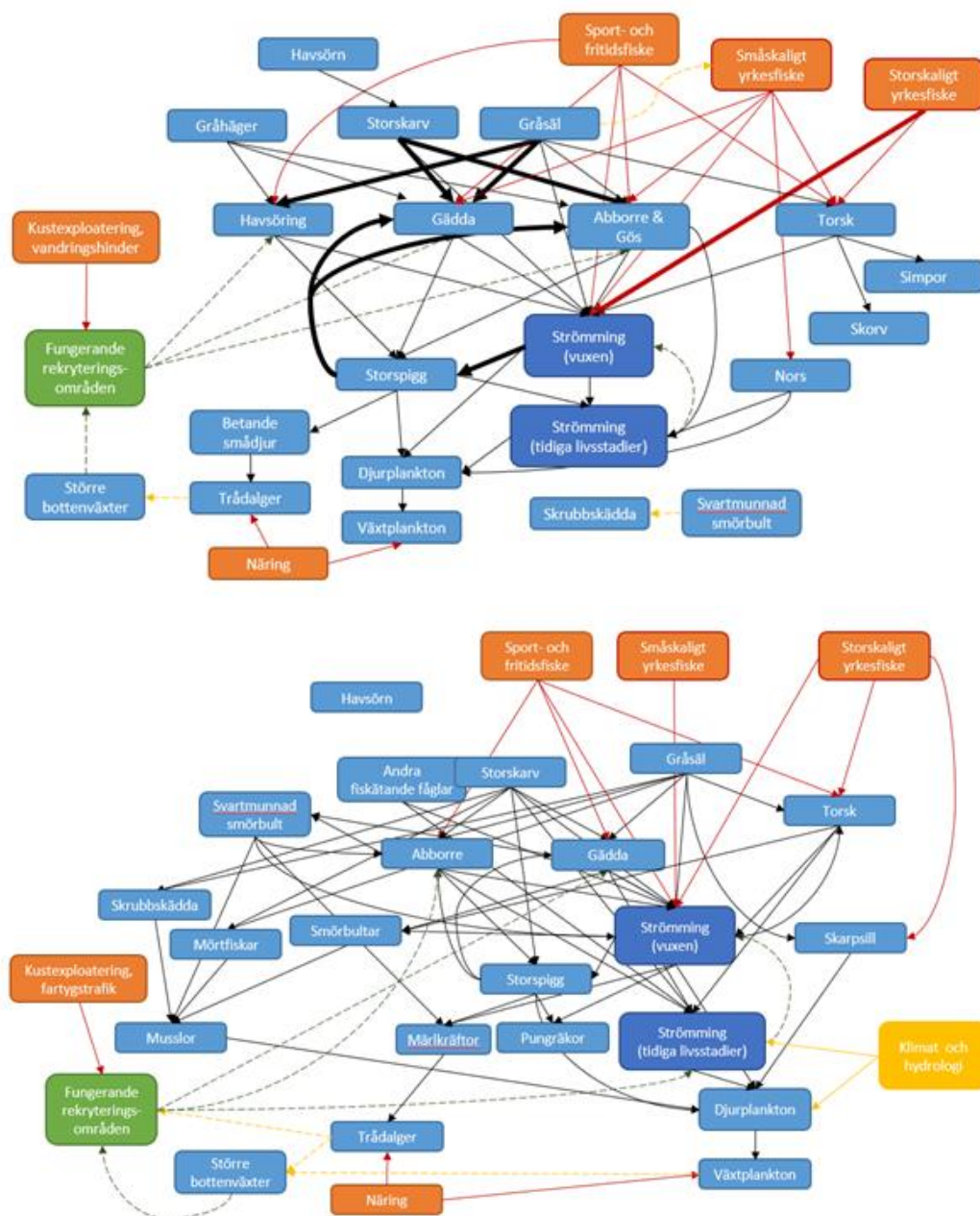
3.3.1 En samproducerad konceptuell modell

De två modellerna som togs fram av aktörer respektive forskare hade många gemensamma drag (Figur 7). Båda grupperna valde att sätta strömmingen i centrum för sin konceptuella modell, dels för dess centrala roll i skärgårdens näringsväv och dels för att den har varit och fortfarande är en viktig art för både yrkes- och fritidsfiske. Grupperna hade en liknande förståelse för vilka faktorer som påverkar populationer av strömming i skärgården och en gemensam uppfattning att den största påverkan kommer från ett omfattande storskaligt fiske precis utanför skärgården, som fångar den strömming som delvis vistas i utsjön men leker i skärgården och även uppehåller sig där under stora delar av året. I tillägg till det storskaliga fisket lyfte forskarna betydelsen av klimatrelaterade faktorer som påverkar strömmingens rekrytering, exempelvis genom att påverka djurplanktonsamhällen samt tillväxt och överlevnad av strömmingsyngel.

De två grupperna var också överens om strömmingens stora betydelse som bytesfisk för många arter i skärgården. Strömmingen beskrevs som basen för en betydande del av skärgårdens näringsväv, både utifrån forskning om trofiska interaktioner och en stor mängd lokala observationer. Det gör att både forskare och aktörer ser ett samband mellan minskning av mängden strömming i skärgården och en rad andra ekologiska förändringar, som tecken på svält hos gråsäl, ändrade utbrednings- och födosökmönster hos gråsäl och sjöfåglar och minskade bestånd av rovfisk.

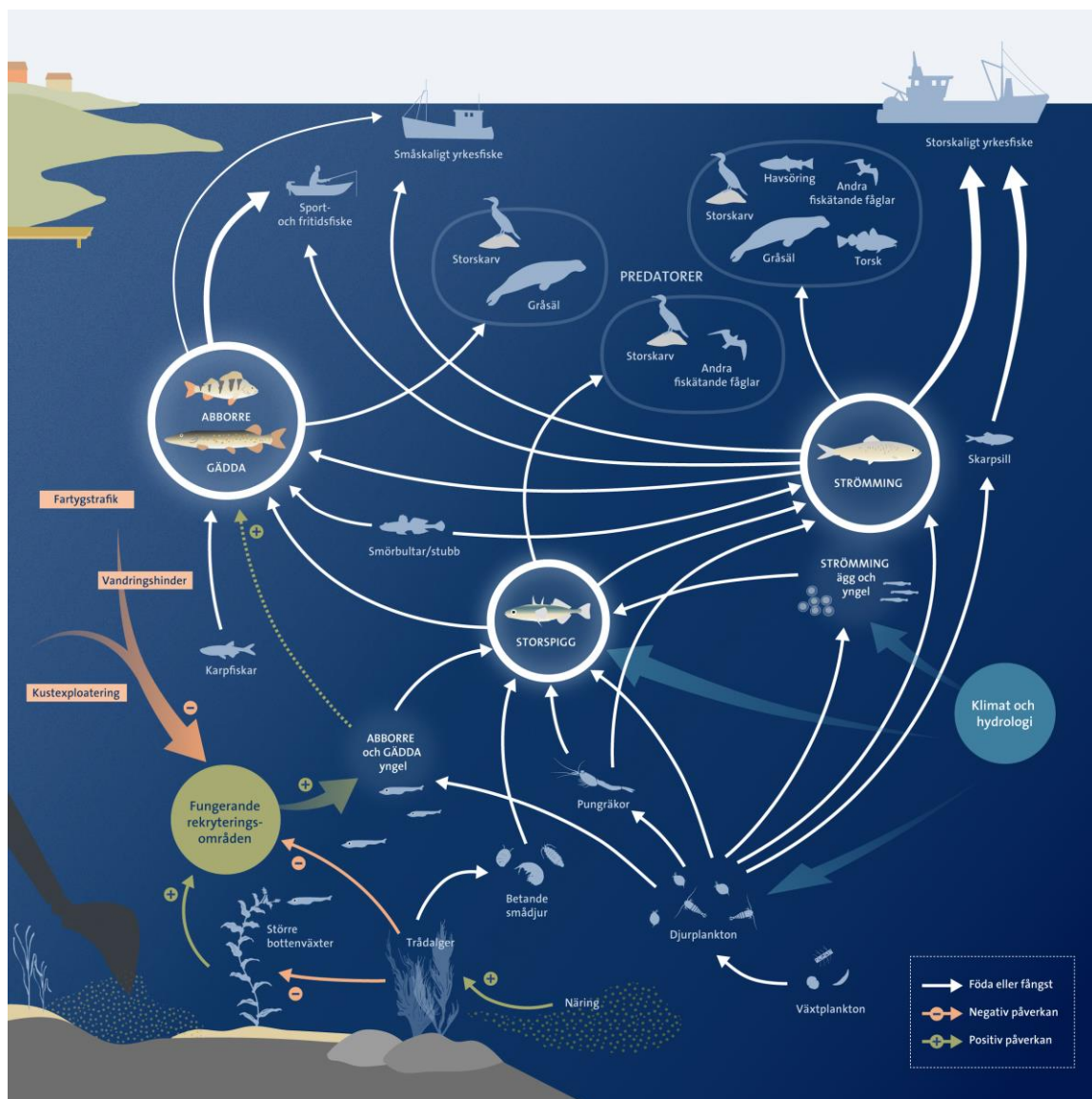
De andra arter som togs med i båda modellerna var storspigg och flera rovfiskar (torsk, abborre och gädda). Även för dessa arter var de båda modellerna lika i stora drag. Både forskning och lokala observationer visar att storspiggen har ökat mycket i skärgården och att flera faktorer kan ha bidragit till detta, bland annat minskad predation och konkurrens. På motsvarande sätt stödjer både forskning och lokala observationer att tillgång till fungerande rekryteringsområden och predation från bland annat gråsäl och fiskätande fågel har betydelse för populationerna av abborre och gädda.

Det fanns också skillnader mellan de två modellerna, både i vilka arter som lyftes in som viktiga och vilka kopplingar mellan arter och påverkansfaktorer som togs med. Ett exempel var att aktörsggruppen i större utsträckning tog med fiskarter med stor betydelse för sportfiske, turism och fiskevård (havsöring och gös), medan forskarna inkluderade ett antal arter främst för deras betydelse i näringsväven. Forskarnas modell var överlag mer komplex, med flera arter och interaktioner. Ett annat exempel var att aktörsggruppens modell lade större vikt vid predation (top-down-interaktioner) än andra processer, medan forskarna lyfte en kombination av predation, klimatpåverkan, övergödning, populationer av bytesdjur och tillgång på rekryteringshabitat som viktiga faktorer.



Figur 7. Den gemensamma konceptuella modellen från workshopen med aktörer (ovan) och med forskare (nedan). Trofiska interaktioner markeras med svarta pilar och olika typer av mänsklig påverkan med röda pilar. Andra samband visas med streckade gula (konkurrens) eller gröna pilar (positiva effekter), medan effekter av klimat och hydrologi visas med heldragna gula pilar.

I Wikström et al. (2023) presenteras även en syntesmodell som sammanfattar de konceptuella modellerna från aktörerna och forskarna till en gemensam modell. Syntesmodellen visar en samlad bild av både aktörernas kunskap och forskningsläget och belyser likheter och skillnader mellan intressenternas förståelse och forskarnas bild byggd på traditionell vetenskap. Syntesmodellen illustreras i förenklad form i figur 8, en illustration som är tänkt att vara mer kommunikativ än klassiska figurer med boxar och pilar.



Figur 8. En konstnärlig gestaltning av den konceptuella syntesmodellen för Stockholms skärgård, som samlar kunskap och observationer från både intressenter och forskare. Illustrationen fokuserar på fyra arter som bedömdes ha stor betydelse för födoavväven och fisket i Stockholms skärgård: strömming, storspigg, abborre och gädda. Illustration: Elsa Wikander/Azote.

3.3.2 Lokal kunskap

Från aktörsworkshopen samlade vi in en rad observationer av ekologiska interaktioner i skärgården, av geografiska mönster i utbredningen av arter och av förändringar över tid. Aktörerna gav exempelvis en samstämmig bild av att fångsterna av många arter minskat kraftigt i både yrkes- och fritidsfisket. Larmen från yrkesfiskarna om en kraftig minskning av strömmingspopulationen i skärgården under det senaste decenniet, som lett till extremt små fångster under de senaste åren, har redan uppmärksamats och har bekräftats av forskningsstudier från både Stockholms skärgård och närliggande kustområden (Wennerström *et al.* 2022, Svedäng *et al.* 2023).

Vid sidan av minskningen av strömming beskrev yrkesfiskarna i gruppen lika uppseendeväckande minskningar av torsk, abborre, sik och skrubbskädda i deras fångster under samma period. Även andra intressenter beskrev många observationer av att rovfiskar minskat

kraftigt i skärgården, utom i en del vikar och innerfjärdar. Den övervakning av kustfisk som sker i Stockholms skärgård visar ingen tydlig nedgång i rovfisk generellt (Olsson, 2019). Skillnaden mellan aktörernas observationer och provfiskedata skulle kunna bero på att områden för kustfiskövervakning inte ligger i mer öppna delar av skärgården utan i vikar och innerfjärdar där rovfisken inte minskat på samma sätt. Detta visar i så fall på värdet av att på ett systematiskt sätt samla in lokal kunskap från aktörer som rör sig i stora delar av skärgården för att komplettera observationer från miljöövervakningen som har en begränsad rumslig täckning.

Aktörsworkshopen gav möjlighet att dokumentera många lokala observationer om geografiska mönster, som potentiellt kan hjälpa till med en mer rumslig förvaltning av skärgårdens ekosystem. Ett exempel är hur strömmingen vandrar inom skärgården och skillnader i lekområden för höst- och vårlekande strömming. Ett annat är förändringar i utbredningen av gråsäl och storskarv, vilka enligt observationerna söker sig allt längre in i skärgården och därmed blir viktigare predatorer på de arter som är knutna till vikar och kustmynnande vattendrag.

En stor del av observationerna handlar också om vem som äter vem i näringsväven, genom direkta observationer av predation, av döda eller skadade djur eller innehåll i fiskmagar. Denna typ av data är helt centrala för att utveckla både kvalitativa och kvantitativa modeller av näringsvävar, där lokala observationer av geografisk variation och förändringar över tid också skulle kunna bidra till det fortsatta arbetet med regional ekosystembaserad fiskförvaltning.

3.3.3 Kunskapsläge och kunskapsbrist

Forskarworkshopen bidrog med en sammanställning av kunskapsläget om näringsväven i Stockholms skärgård och om viktiga faktorer som påverkar fiskpopulationerna. Forskarna lyfte även en rad viktiga kunskapsluckor som kan försvåra en ekosystembaserad fiskförvaltning i Stockholms skärgård. Som ett påtagligt problem påpekades att det finns dålig kunskap och övervakning av strömming och andra pelagiala arter i skärgården. Prioriterade åtgärder är därför att få till en kontinuerlig övervakning av strömming i skärgården och en kartläggning av hur många lokala bestånd som finns och hur de är avgränsade.

Miljöövervakningen är även dålig på att följa förekomsten av spigg och annan liten fisk, samt ryggradslösa djur som märkräfter, pungräkor och musslor som är viktiga komponenter i näringsväven. Det finns också stora luckor i förståelsen för näringsvävsinteraktioner. Observationer av stora förändringar i skärgårdens ekosystem samtidigt med den kraftiga minskningen av strömming tyder på att det finns starka samband i näringsväven som gör att det storskaliga fisket utanför kusten kan ha en stor påverkan på kustens ekosystem, vilket i så fall påverkar möjligheten att arbeta med lokala fiskevårdsåtgärder.

3.4 Användning av modellerna i förvaltningen

Syntesmodellen, som visar en samlad bild av både aktörernas kunskap och forskningsläget, kommer att ingå som en del i den regionala förvaltningsplanen för fisket i Stockholms skärgård. Den kommer att användas som underlag för att diskutera vilka problem som förvaltningen behöver hantera och för att utveckla åtgärder för att förbättra fisket och stärka ekosystemet i skärgården. En av de konkreta insikterna från modellen är både kustmynnande vattendrag och utsjön utanför kusten har stor påverkan på kustens ekosystem och fiskbestånd och att åtgärder i dessa angränsande system kan vara viktiga att inkludera i planen. Rent praktiskt kan det handla om fiskevårdande åtgärder i vattendrag som är viktiga lekplatser för kustlevande fisk.

En annan insikt är att strömmingen är en central art för ekosystemet, men eftersom aktörerna i pilotområdet har begränsat mandat att påverka förvaltningen av strömming i Östersjön är det svårt att inkludera åtgärder för att bryta den negativa utvecklingen för denna art i den regionala förvaltningsplanen. Det är en viktig avgränsning för att komma vidare i arbetet med förvaltningsplanen och skjuta frågan om strömmingsförvaltning till rätt förvaltningsnivå. De konceptuella modellerna kommer också att gå in som underlag i Havs- och vattenmyndighetens pågående regeringsuppdrag att testa och utvärdera en utflyttning av trålgränsen, som kan komma att begränsa storskaligt yrkesfiske av strömming nära kusten.

Ett av målen med den arbetsmetod vi använt för att ta fram modellerna var att skapa en gemensam förståelse i arbetsgruppen för ekosystemet och viktiga påverkansfaktorer. I praktiken framkom det tydligt under våra workshopar hur stor samsyn som redan finns i fråga om ekosystemet och påverkansfaktorer, både inom arbetsgruppen för fiskeförvaltning och mellan denna grupp och forskarna. En förklaring till det kan vara att aktörerna i gruppen har en lång historia av samverkan, de har samarbetat i över 20 år om regionala fiskeförvaltnings- och fiskevårdsfrågor och driver sedan 2009 den ideella föreningen Fiskefrämjandet Stockholms skärgård. Det finns också flera pågående samarbeten mellan aktörer i arbetsgruppen och forskare, som öppnar för kunskapsföring. Det var tydligt att aktörerna är väl insatta i aktuell forskning och att forskarna i flera fall utgått från observationer från exempelvis yrkesfiskare för att identifiera forskningsfrågor och viktiga saker att undersöka. Det här kan vara bra att ha i åtanke om arbetsmetoden ska föras över till andra kustområden eller inlandsvatten där det inte finns en liknande samverkan att bygga vidare på. Det är troligt att det då kan behövas en längre process för att nå en motsvarande samsyn.

Ett annat mål var att samla in lokal kunskap om ekosystemet i Stockholms skärgård som underlag för förvaltningsplanen. Den kanske tydligaste bidraget till modellerna var i det här fallet den större rumsliga upplösningen i observationerna som tydligt kompletterar den miljöövervakning som finns. Men det är också relevant att nämna att yrkesfiskarna var först med att larma om de minskande populationerna av strömming i skärgården, som först det senaste året också bekräftats av forskning. Den här typen av kunskapsinsamling och kunskapsöverföring är potentiellt en av de viktigaste vinsterna som finns att hämta från den typ av samverkan som pilotprojekten lägger grunden för. Det arbetssätt vi använt, med parallella workshoppar för aktörer och forskare, är ett sätt att samla in sådan kunskap, men det finns också andra möjliga metoder att använda i det fortsatta arbetet i pilotområdena. Medborgarobservationer av arter används i viss utsträckning för marina arter i Sverige och skulle kunna utvecklas i pilotområdena. I Stockholms skärgård finns också sedan länge en småskalig samverkan med lokalboende för att övervaka kustmiljön i BSPA-området Stora Nassa-Svenska Högar, något som skulle kunna utvecklas mer i framtiden.

Modellerna ger också underlag för att beskriva behovet av kunskapsuppbyggnad i förvaltningsplanen och att föreslå prioriterade områden för utökad övervakning och forskning. De kan även ge underlag för regeringsuppdraget om utflyttning av trålgränsen, genom att peka ut ekosystemvariabler som kan vara relevanta att följa upp under utflyttningsförsöket, för att bättre förstå de indirekta effekterna av utsjöfiske på kustens näringsvävar.

4 Diskussion

Kognitiva modeller kan hjälpa oss att förstå, förenkla och kommunicera komplexa system som ett ekosystem och de mänskliga faktorer som påverkar det (*Moreno m.fl., 2014*). Här har vi rapporterat erfarenheter från två sätt att använda konceptuella modeller över det socioekologiska systemet i pilotområdet som verktyg i en samverkansprocess. I det första skapades konceptuella modeller av Södra Bottenhavets ekosystem med fokus på socioekonomiska och ekologiska faktorer som driver och/eller påverkas av hur människor använder ekosystemet. I det andra skapades en konceptuell modell av Stockholms skärgårds ekosystem med fokus på fisken. Båda typerna av modellerna sammanställde aktörernas olika perspektiv och kunskap genom en gemensam deltagandeprocess. Aktörerna i Stockholms skärgård upplevde att modellbyggandet bidrog till deras förståelse av systemet, och deltagarna i Södra Bottenhavets fallstudie skulle rekommendera liknande övningar för att förstå systemet och varandra bättre. Båda fallstudierna identifierade också nyckelkomponenter i ekosystemet samt viktiga påverkansfaktorer och kopplingar mellan dem. Dessa kan användas för att ta fram förslag till förvaltningsåtgärder.

4.1 Jämförelse av modellerna

Även om metoden för att bygga konceptuella modeller var idemässigt lika i båda fallstudierna så fanns det också flera olikheter. En viktig skillnad var att modellerna i Södra Bottenhavet helt togs fram av aktörerna själva och därmed visar deras egen uppfattning av systemet, medan modellerna för Stockholms skärgård byggde på en kombination av vetenskaplig kunskap och aktörernas kunskap och syn på systemet. I det första fallet var målet just att få en bild av aktörernas samlade förståelse för Södra Bottenhavets socioekologiska system och att stödja ett gemensamt lärande och en diskussion. I Stockholms skärgård var målet att ta fram ett så komplett kunskapsunderlag som möjligt för förvaltningsplanen, som även inkluderade vetenskaplig kunskap.

En annan skillnad var att modellerna för Södra Bottenhavet sattes upp för att kunna testa scenarier utifrån aktörernas förståelse för systemet. Därför gavs alla samband ett negativt eller positivt värde som beskriver riktning och styrka i sambanden. I modellerna för Stockholms skärgård valde vi bort att beskriva styrkan i sambanden eftersom det bedömdes vara för tidskrävande att utvärdera det vetenskapliga stödet för detta. Det innebär att det inte är möjligt att använda modellen för Stockholms skärgård för att undersöka olika scenarier. Detta är en tänkbar vidareutveckling men det skulle kräva ytterligare arbete med att gå igenom och värdera forskningsläget för att kvantifiera de kopplingar som finns med i modellen.

Ytterligare en skillnad var att modellerna för Södra Bottenhavet inkluderar flera komponenter och samband som beskriver samhället och sociala faktorer och processer, medan modellerna för Stockholms skärgård fokuserar mer på födoväven. Modellerna för Södra Bottenhavet ger därför större möjlighet att påvisa effekter av förvaltning på människors välbefinnande, inte bara på ekosystemets status.

4.2 Övervägande för användning av konceptuella modeller

Det är viktigt att komma ihåg att modellerna inte representerar kvantitativa samband mellan de olika komponenterna. Eftersom modellerna baseras på de medverkande aktörernas kunskap kan

även viktiga komponenter eller kopplingar mellan dem saknas, eller den verkliga relationen mellan komponenterna kan vara annorlunda än den enligt aktörernas erfarenhet (*Özesmi och Özesmi, 2004*). Att analysera resultaten från olika scenarier kan till exempel därför enbart skatta möjliga effekter av en potentiell förvaltningsåtgärd baserat på vad aktörer uppfattar (som viktigt) i systemet (*Jetter och Kok, 2014*). Men, genom att sammanfatta kunskap från flera aktörer med god förståelse för systemet och forskare modeller kan modellerna närma sig verkligheten med (*Aminpour m.fl., 2020*).

I både Södra Bottenhavet och Stockholms skärgård fick deltagarna en frågeställning som var avsedd att hjälpa till att fokusera modellbyggandet, men de var fria att bestämma vilka komponenter och kopplingar som skulle ingå i modellerna. Det gjorde att modellerna blev väldigt stora i Södra Bottenhavet. Den gemensamma modellen för Stockholms skärgård blev också mycket komplex. För vissa syften kan det vara relevant att de som leder modellarbetet styr deltagarna mer. Om modellerna ska kombineras eller jämföras direkt med varandra, eller en annan produkt t.ex. en enkät med specifika frågor om systemet, kan det till exempel vara en fördel att specificera i början vilka komponenter som ska ingå i modellerna, exempelvis som i *Moreno m.fl. (2014)* och *Uusitalo m.fl. (2020)*. Ett sådant tillvägagångssätt behöver dock vägas mot risken att missa viktiga komponenter eller kopplingar.

En annan sak att överväga är att de kognitiva modellerna inte inkluderar koncept av tid, vilket göra att det inte är möjligt att specificera till exempel när effekten av en förvaltningsåtgärd skulle äga rum (*Özesmi och Özesmi 2004*). Även om kognitiva modellscenarier ska användas med försiktighet på grund av de osäkerhet som diskuteras ovan, kan aktörsmodeller bidra till en ökad förståelse och kunskapsdelning mellan aktörerna, belysa hur förvaltningsprocesser kan påverka systemet och framhäva viktiga kopplingar mellan ekosystemet och socioekonomiska faktorer.

4.3 Möjligheter till vidareutveckling

I Stockholms skärgård togs de konceptuella modellerna fram med det specifika syftet att ingå som kunskapsunderlag i fiskeförvaltningsplanen, vilket betydde att vi begränsade deltagandet i arbetet till de aktörer som gemensamt tar fram den planen. I ett större perspektiv skulle det vara intressant att ta in flera aktörers syn på ekosystemet och att samla in kunskap från en bredare grupp aktörer i pilotområdet.

I Södra Bottenhavet skapades socioekologiska modeller med syftet att skapa en gemensam bild och förståelse av systemet som helhet, och identifiera vad aktörerna ansåg var viktiga drivkrafter och påverkansfaktorer. En utveckling av arbetet i Södra Bottenhavet skulle vara att kombinera den lokala förståelsen av kopplingar mellan ekosystem och samhälle, som kom fram under workshopen, med en vetenskapligt grundad modell av ekosystemet i Södra Bottenhavet. Den kombinerade modellen kunde då diskuteras med aktörerna för att jämföra med deras uppfattning av systemet och modifieras till att möta specifika krav på förenkling, framhävnings av vissa kopplingar och komponenter i modellen, eller för att fokusera på specifika intressefrågor.

En annan möjlig användning för konceptuella modeller i pilotprojekten är skapa modeller flera gånger under olika delar av en förvaltningsprocess för att se om förståelsen hos aktörerna av ekosystemet och samhällsliga processer förändras. Aktörernas modeller kan användas för att värdera vad aktörer tycker är viktigt i systemet och oväntade resultat kan belysa kunskapsluckor och även användas som en lärandeprocess om de diskuteras tillsammans (*Carey et al. 2014*).

4.4 Rekommendationer

I denna rapport vi presenterar två exempel på hur konceptuella modeller kan användas som verktyg inom ekosystembaserad förvaltning, men det finns många fler användningsområden (*Jetter och Kok 2014*). Konceptuella modeller passar mycket bra inom ekosystembaserad förvaltning eftersom de kan skapas av flera personer eller grupper samtidigt och kan fånga många olika perspektiv och kopplingar mellan olika komponenter (*Ruckelshaus et al. 2008*). Eftersom modellerna är flexibla är det viktigt att tydligt definiera syftet med modellskapandet och sedan utforma övningen så att syftet kan uppnås.

Några exempel på möjliga syften med modellskapande:

- Att skapa gemensamt lärande och hjälpa aktörerna med förståelse och reflektion.
- Att samla in kunskap för att komplettera vetenskaplig kunskap med andra former av kunskap, t.ex. att koppla samman kvalitativa och kvantitativa modeller (*Van Vliet et al. 2010*).
- Att förstå hur olika aktörer ser på ekosystemet och om synen förändras över tid.
- Att belysa potentiella åtgärder för olika steg i förvaltningsprocessen (t.ex. DAPSIR) genom att klargöra faktorer och aktiviteter som har störst påverkan på ekosystemet (*Bruno et al. 2021*).
- Att skapa scenarier som kan ligga till grund för förvaltningsplanering eller riskbedömning (*Gray et al. 2015; Bruno et al. 2021*).
- Att identifiera och diskutera ekosystemtjänster genom kopplingar mellan ekosystemet och människors välmående (*Scemama et al. 2022*)

Sammanfattningsvis visar studien att kognitiva modeller är ett effektivt verktyg för att inkludera människor i ekosystemet och belysa hur människor är påverkade av ekosystemstatus och förvaltningsåtgärder, vilket är en central del i ekosystembaserad förvaltning. Konceptuella modeller kan även anpassas för att möta olika syften, från gemensamt lärande till förvaltningsplanering och riskbedömning. För att optimera användningen av dessa modeller krävs dock noggranna överväganden kring deras syfte, över hur processen ska utformas i förhållande till sitt syfte, samt en medvetenhet om både metodens möjligheter och begränsningar.

5 Referenser

Aminpour, P., Gray, S. A., Jetter, A. J., Introne, J. E., Singer, A. och Arlinghaus, R. 2020. Wisdom of stakeholder crowds in complex social–ecological systems. *Nature Sustainability*, 3, 191-199.

Arkema, K. K., Abramson, S. C. och Dewsbury, B. M. 2006. Marine ecosystem - based management: From characterization to implementation. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 4, 525-532.

Bruno, M.F., Motta Zanin, G., Barbanente, A. and Damiani, L., 2021. Understanding the cognitive components of coastal risk assessment. *Journal of Marine Science and Engineering*, 9(7), p.780.

Carey, M.P., Levin, P.S., Townsend, H., Minello, T.J., Sutton, G.R., Francis, T.B., Harvey, C.J., Toft, J.E., Arkema, K.K., Burke, J.L. and Kim, C.K., 2014. Characterizing coastal foodwebs with qualitative links to bridge the gap between the theory and the practice of ecosystem-based management. *ICES Journal of Marine Science*, 71(3), pp.713-724.

Elliott, M., Burdon, D., Atkins, J., Borja, A., Cormier, R., De Jonge, V. och Turner, R. 2017. “And dpsi begat dpsi (w) r (m)!”—a unifying framework for marine environmental management. *Marine pollution bulletin*, 118, 27-40.

Faithfull, C., Koehler, B., Bergström, U., Berkström, C., Erlandsson, M., Fetterplace, L., Karlsson, A., Olsson, J., Svanfeldt, K., Thor, P. and Wikström, S.A., 2021. Kunskapsunderlag för ekosystembaserad havsförvaltning i Bottenhavet.

Gray, S., Chan, A., Clark, D. och Jordan, R. 2012. Modeling the integration of stakeholder knowledge in social–ecological decision-making: Benefits and limitations to knowledge diversity. *Ecological Modelling*, 229, 88-96.

Gray, S. A., Gray, S., Cox, L. J. och Henly-Shepard, S. Mental modeler: A fuzzy-logic cognitive mapping modeling tool for adaptive environmental management. 2013 46th Hawaii International Conference on System Sciences, 2013. IEEE, 965-973.

Gray, S. A., Gray, S., De Kok, J. L., Helfgott, A. E., O'Dwyer, B., Jordan, R. och Nyaki, A. 2015. Using fuzzy cognitive mapping as a participatory approach to analyze change, preferred states, and perceived resilience of social-ecological systems. *Ecology and Society*, 20.

Harvey, C.J., Reum, J.C.P., Poe, M.R., Williams, G.D., Kim, S.J., 2016. Using Conceptual Models and Qualitative Network Models to Advance Integrative Assessments of Marine Ecosystems. *Coast. Manag.* 44, 486–503. <https://doi.org/10.1080/08920753.2016.1208881>

ICES 2022. Baltic fisheries assessment working group (wgbfas). . ICES Scientific Reports.

Jetter, A. J. och Kok, K. 2014. Fuzzy cognitive maps for futures studies—a methodological assessment of concepts and methods. *Futures*, 61, 45-57.

Leslie, H. M. och McLeod, K. L. 2007. Confronting the challenges of implementing marine ecosystem - based management. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5, 540-548.

- Levin, P.S., Fogarty, M.J., Murawski, S.A., Fluharty, D., 2009. Integrated Ecosystem Assessments: Developing the Scientific Basis for Ecosystem-Based Management of the Ocean. PLOS Biol. 7, e1000014. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1000014>
- Long, R. D., Charles, A. och Stephenson, R. L. 2015. Key principles of marine ecosystem-based management. Marine Policy, 57, 53-60.
- Lundberg, J. 2003. On the determinants of average income growth and net migration at the municipal level in sweden. Review of Regional Studies, 33, 229-253.
- Maxwell, P. S., Eklöf, J. S., van Katwijk, M. M., O'Brien, K. R., de la Torre - Castro, M., Boström, C., Bouma, T. J., Krause - Jensen, D., Unsworth, R. K. och van Tussenbroek, B. I. 2017. The fundamental role of ecological feedback mechanisms for the adaptive management of seagrass ecosystems—a review. Biological Reviews, 92, 1521-1538.
- Moreno, J., Palomo, I., Escalera, J., Martín-López, B. och Montes, C. 2014. Incorporating ecosystem services into ecosystem-based management to deal with complexity: A participative mental model approach. Landscape Ecology, 29, 1407-1421.
- Olsson, J., Jakubavičiūtė, E., Kaljuste, O., Larsson, N., Bergström, U., Casini, M., Cardinale, M., Hjelm, J. och Byström, P. 2019. The first large-scale assessment of three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*) biomass and spatial distribution in the baltic sea. ICES Journal of Marine Science, 76, 1653-1665.
- Papageorgiou, E. och Kontogianni, A. 2012. Using fuzzy cognitive mapping in environmental decision making and management: A methodological primer and an application. International perspectives on global environmental change, 427-450.
- Pihlajamäki, M., Sarkki, S. och Haapasaari, P. 2018. Food security and safety in fisheries governance—a case study on baltic herring. Marine Policy, 97, 211-219.
- R Core Team (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Rosellon-Druker, J., Szymkowiak, M., Cunningham, C. J., Kasperski, S., Kruse, G. H., Moss, J. H. och Yasumiishi, E. M. 2019. Development of social-ecological conceptual models as the basis for an integrated ecosystem assessment framework in southeast alaska. Ecology and Society, 24.
- Rodriguez-Gonzalez, P. T., Rico-Martinez, R. och Rico-Ramirez, V. 2020. Effect of feedback loops on the sustainability and resilience of human-ecosystems. Ecological Modelling, 426, 109018.
- Ruckelshaus, M., Klinger, T., Knowlton, N. and DeMaster, D.P., 2008. Marine ecosystem-based management in practice: scientific and governance challenges. BioScience, 58(1), pp.53-63.
- Scemama, P., Regnier, E., Blanchard, F. and Thebaud, O., 2022. Ecosystem Services Assessment for the Conservation of Mangroves in French Guiana Using Fuzzy Cognitive Mapping. Frontiers in Forests and Global Change, 4, p.769182.

- Skei, J., Larsson, P., Rosenberg, R., Jonsson, P., Olsson, M. och Broman, D. 2000. Eutrophication and contaminants in aquatic ecosystems. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 29, 184-194.
- Svedäng, H., Almqvist, G. och Axenrot, T. 2023. A baltic pelagic fish community revisited: Indications of profound changes in species composition in the stockholm archipelago. *Fisheries Research*, 266, 106780.
- Thor, P., Olsson, K., Wennhage, H., Lundström, K., Sköld, M., Belgrano, A., Åhlund, M., Uddén, J., Tomczak, M., Magnusson, K., Svensson, F. 2023. Marina miljön i 8+fjorðar – nuvarande kunskap om ekosystemet och de mänskliga belastningarna. *Aqua reports 2023:11*. Lysekil: Institutionen för akvatiska resurser. <https://doi.org/10.54612/a.utn1p1g09m>
- Uusitalo, L., Jernberg, S., Korn, P., Puntilla-Dodd, R., Skytta, A. och Vikstrom, S. 2020. Fuzzy cognitive mapping of baltic archipelago sea food webs reveals no cliqued views of the system structure between stakeholder groups. *Socio-Environmental Systems Modelling*, 2, 16343-16343.
- Van Vliet, M., Kok, K. and Veldkamp, T., 2010. Linking stakeholders and modellers in scenario studies: The use of Fuzzy Cognitive Maps as a communication and learning tool. *Futures*, 42(1), pp.1-14.
- Voinov, A. och Bousquet, F. 2010. Modelling with stakeholders. *Environmental modelling & software*, 25, 1268-1281.
- Wennerström, L., Kaljuste, O., Bergström, U., 2022. Trender i biomassa för strömming i SD 25-30. PM från Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges Lantbruksuniversitet. <https://www.slu.se/globalassets/ew/org/inst/aqua/externwebb/radgivning/faq-sillstromming/2-trender-biomassa-stromming-pm--2022.02.21.pdf>.
- Wikström, S.A., Sandström, A., Svedäng, H. och Andersson, H.C. 2023. Konceptuella modeller av ekosystemet i Stockholms skärgård. Stockholms universitets Östersjöcentrum, rapport 2/2023.
- Österblom, H., Gårdmark, A., Bergström, L., Müller-Karulis, B., Folke, C., Lindegren, M., Casini, M., Olsson, P., Diekmann, R., Blenckner, T., Humborg, C., and Möllmann, C. 2010. Making the ecosystem approach operational - Can regime shifts in ecological- and governance systems facilitate the transition? *Marine Policy*, 34, 1290-1299.
- Özesmi, U. och Özesmi, S. L. 2004. Ecological models based on people's knowledge: A multi-step fuzzy cognitive mapping approach. *Ecological modelling*, 176, 43-64.

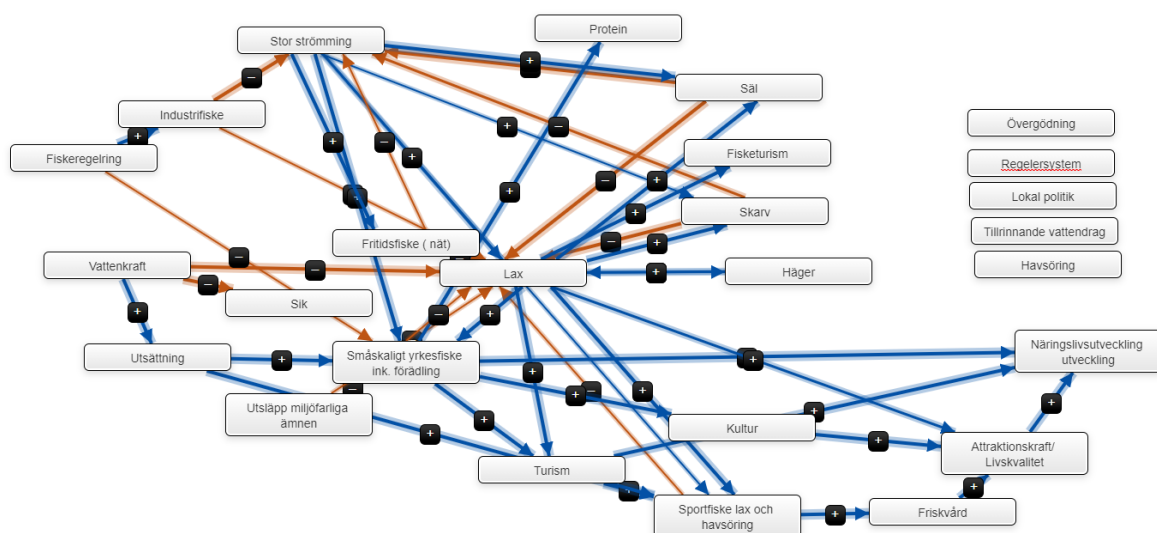
Bilaga 1. Protokoll för gruppleddare, Södra Bottenhavets workshop

1. Alla deltagare får tänka ut fem komponenter själva först
2. I den första gemensamma vändan lägger gruppen till "alla" sina komponenter: Låt ordet gå runt så att var och en lägger till en komponent i taget till dess att alla har fått sina komponenter tillagda. (Då får man även en bild av hur mycket som är samma)
3. Gruppleddaren sorterar komponenterna lite översiktligt för att göra det lättare att få en överblick.
4. Gruppleddaren pekar på en komponent och ber gruppen föreslå en pil som ska vara med i relation till den komponenten. Pilarna ska vara direkta pilar.
 - a. Man bestämmer vilken nivå pilen ska ha. Förhålla sig till fasta punkter så mycket som möjligt: liten effekt 0.3, mellan 0.5, stor 1 (positiv eller negativ riktning).
 - b. Låter varvet gå runt. Undvik i det här skedet att fastna i diskussion om pilarna, det kommer senare. Man kan fokusera på en komponent i taget om gruppen tycker det går lättare.
 - c. Det är komponenterna i raderna som påverkar komponenterna i kolumnerna
 - d. Om det är svårt att tolka hur en pil ska gå i relation till någon komponent så kan man ändra ordvalet i komponenten så att det blir mer lätt tolkat
 - e. Om gruppleddaren inte ser logiken i förslaget på pil så ställer hen öppna följdfrågor tills det är klart. Man kan till exempel lägga till fler boxar eller pilar om det behövs för att reda ut tänket,
 - i. till exempel så att en påtänkt indirekt effekt uttrycks som en direkt effekt
 - ii. till exempel om det är olika riktning på effekten beroende på mängd (till exempel låg näring – positiv effekt, hög näring – negativ effekt), så kan man göra en box för låg näring och en box för hög näring, så att de går att separera
 - f. Sluta varvet runt när det är lagom många pilar i bilden
5. Gruppen får diskutera modellen
 - a. Har vi förstått hur den andra menar när den föreslagit en viss pil?
 - b. Om man inte håller med, fråga förtydligande frågor?
 - c. Är pilarna rimliga?
 - d. Se över om något fattas - deltagarna kan lägga till fler komponenter efterhand när de ser att det behövs
 - e. Gruppleddaren ska inte försöka styra modellen i en viss riktning även om hen tycker att något saknas. Då frågar man i stället: Är det bra nu tycker ni? Har ni fått med nu det som är viktigast för att representera "XXX" [upprepa frågan som var i början av presentationen] för att se om något ännu saknas
6. Gruppleddaren lägger till bedömningen av säkerhet i separat excelfil – bedömningen av säkerhet kan återspegla hur diskussionen gått i de olika pilarna
 - a. Bedömning av säkerhet: rött = konsensus i gruppen på att det är svag kunskap, grönt = konsensus i gruppen på att det är god kunskap, gul = grupper är inte enig/alt medel-bra kunskap
7. Kör scenarieanalyser för att visa hur utfallet blir under olika plus och minus i modellen
 - a. Var noga med att säga att scenarierna inte ger riktiga utfall utan de ger en bild av vad som skulle hända givet gruppens antaganden och det som gruppen har fyllt i.

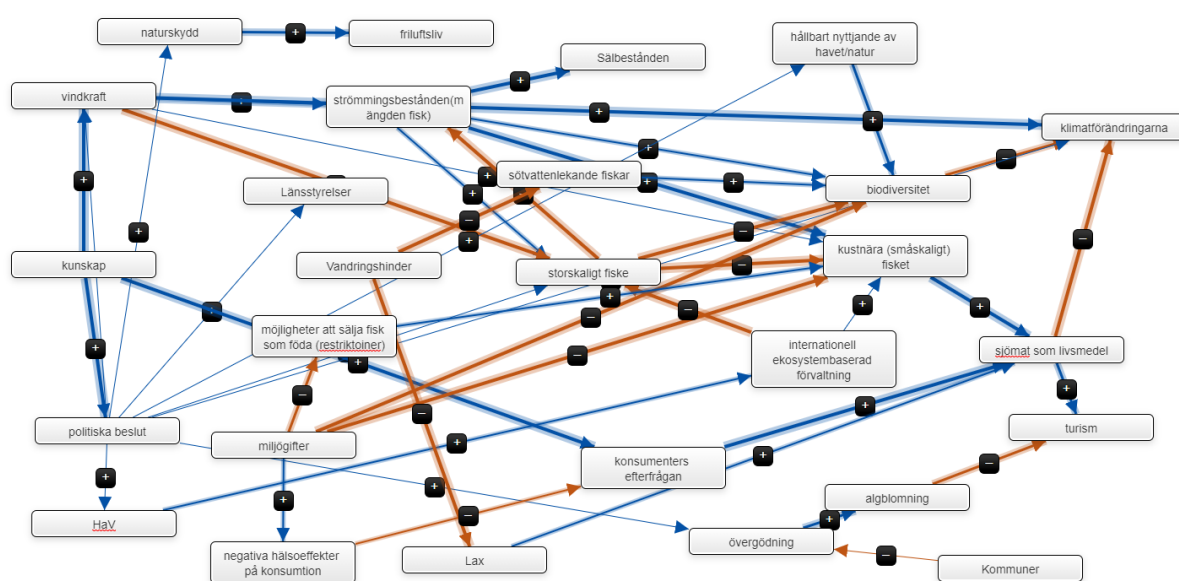
Bilaga 2 Frågor i utvärderingsenkäten.

1. Hur värdefull bedömer du att denna övningen var för att öka din förståelse av Södra Bottenhavets socio-ekologiska system?
2. Hur nöjd blev du med din grupps slutgiltiga modell?
3. Om du var inte nöjd med modellen, varför och vad skulle du ha ändrat för att göra dig nöjd?
4. Skulle du rekommendera denna övning för andra ekosystem-baserade förvaltningsområden?
5. Om du svarade Nej, varför skulle du inte rekommendera övningen?
6. Har du någon annan kommentar eller någonting du vill upplysa oss om?

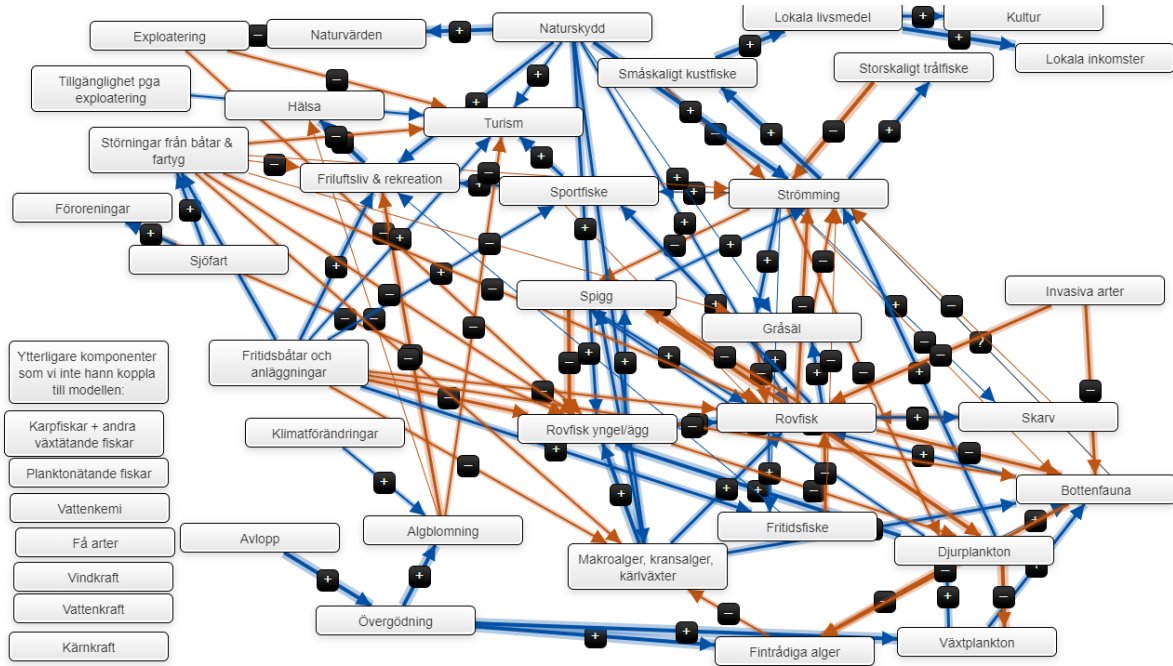
Bilaga 3. Illustrationer av de socioekologiska modellerna för Södra Bottenhavet.



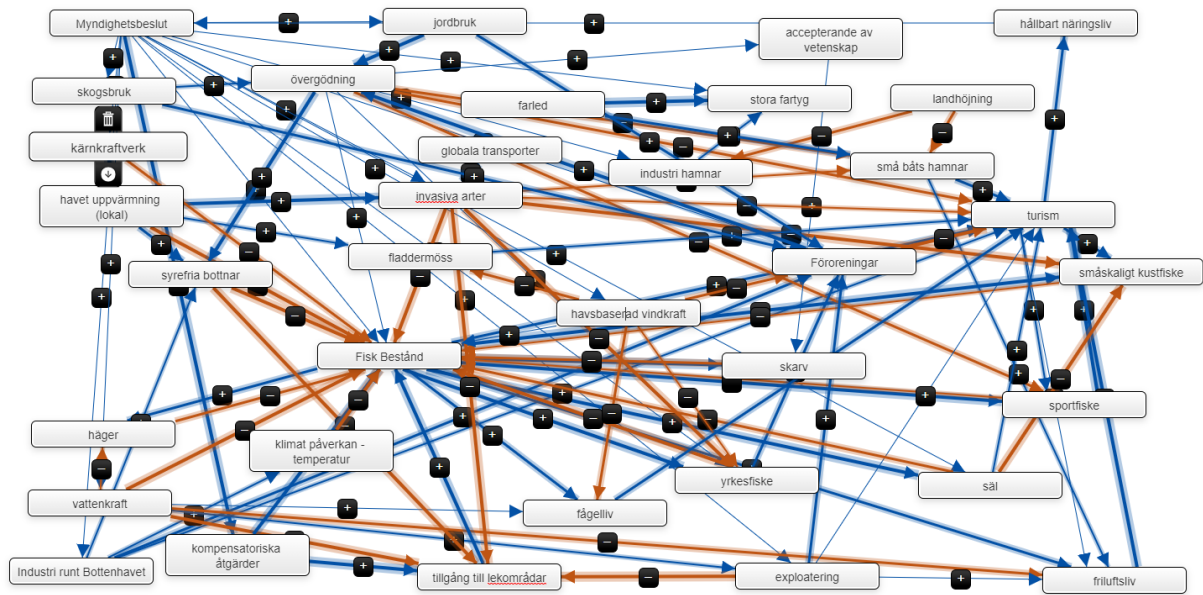
Figur B1. Grupp 1, Resurser ur havet.



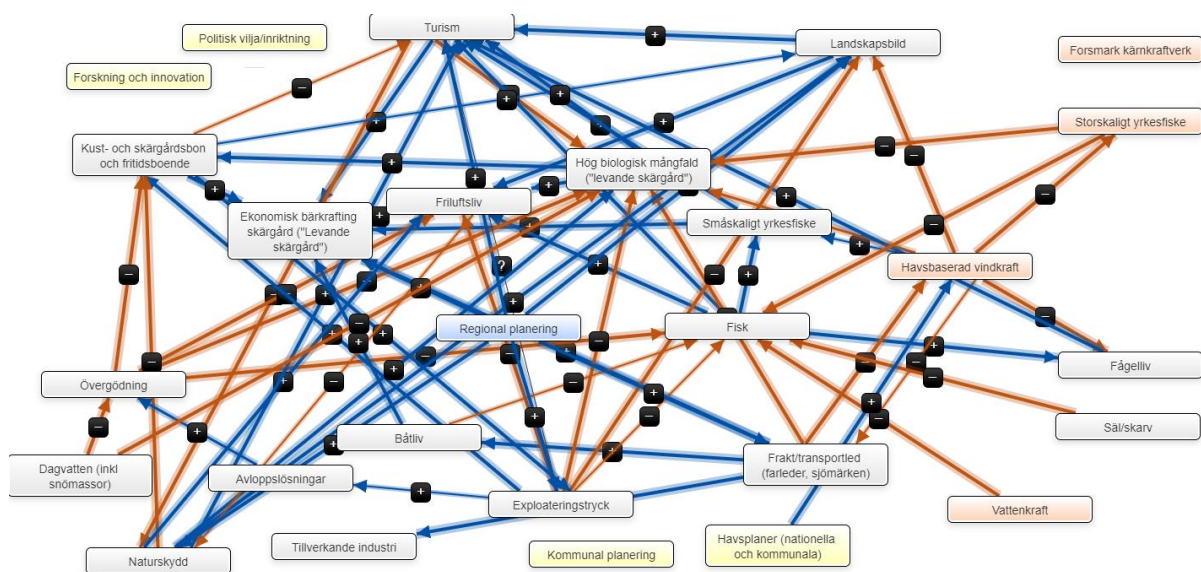
Figur B2. Grupp 2. Havet som plats/livsmiljö



Figur B3. Grupp 3, Länstyrelsen



Figur B4. Grupp 4, kommun grupp 1.



Figur B5. Grupp 5, kommun grupp2.

