



SAMHÄLLSEKONOMISK ANALYS TILL STÖD FÖR EN EKOSYSTEMBASERAD FISKFÖRVALTNING

HAVSMILJÖINSTITUTETS RAPPORT NR 2020:3

**LISA BJÖRK, RUNAR BRÄNNLUND, BRIAN DANLEY, LARS PERSSON, JESPER STAGE,
PATRIK SÖDERHOLM OCH STAFFAN WALDO**

UPPDRAGSRAPPORT

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

Havsmiljöinstitutets rapport nr 2020:3

Titel: Samhällsekonomisk analys till stöd för en ekosystembaserad fiskförvaltning.

Författare: Lisa Björk, Jesper Stage, Patrik Söderholm, Luleå Tekniska Universitet. Runar Brännlund, Brian Danley, Lars Persson, CERE Umeå Universitet. Staffan Waldo, Agrifood Sveriges Lantbruksuniversitet.

Publicerad: 2020-03-10

Kontakt: Lisa Björk, lisa.h.bjork@gmail.com

Referens till rapporten: Björk, L., Stage, J., Söderholm, P., Brännlund, R., Danley, B., Persson, L., Waldo, S.

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

www.havsmiljoinstitutet.se

Omslagsfoto: Marie Svärd, Havsmiljöinstitutet.

INNEHÅLL

Innehåll	3
Sammanfattning	5
1. Inledning	7
1.1 Bakgrund till uppdraget	10
1.2 Syfte	11
1.3 Avgränsningar	11
1.4 Rapportens upplägg	13
2. Samhällsekonomisk analys	14
2.1 Teoretiska utgångspunkter	14
2.1.1 Samhällsekonomiska perspektiv på miljöproblem	15
2.1.2 Grundläggande antaganden i fiskeriekonomiska analyser	17
2.1.3 Ekosystemtjänster som verktyg för att synliggöra användar- och icke-användarvärden	18
2.2. Samhällsekonomiska analyser som underlag för beslut	20
2.2.1 Tillämpade samhällsekonomiska analyser i offentlig förvaltning	22
2.2.2 Utmaningar kopplade till tillämpade samhällsekonomiska analyser i offentlig förvaltning	23
3. Lagkrav och internationella överenskommelser	26
3.1 Globalt	26
3.1.1 Agenda 2030	26
3.1.2 Konventionen om biologisk mångfald och Agenda 21.	27
3.1.3 FN:s havsrättskonvention	27
3.2 EU och multilaterala samarbeten	28
3.2.1 EU:s gemensamma fiskeripolitik (GFP)	28
3.2.2. EU:s biodiversitetsstrategi	29
3.2.3 Havsmiljödirektivet (Ramdirektiv om en marin strategi, 2008/56/EG)	30
3.2.4. Vattendirektivet (EU:s ramdirektiv för vatten, 2013/39/EU)	31
3.2.5. Art- och habitatdirektivet, Fågeldirektivet, EU:s förordning om invasiva främmande arter	32
3.2.6. Havsplanering	33
3.2.7. HELCOM och OSPAR	33
3.2.8. ICES	34
3.3. Nationellt	35
3.3.1. Miljöbalken	35
3.3.2. Svensk fiskerilagstiftning	36
3.3.3. Konsekvensanalys i svensk statsförvaltning	37
4. Samhällsekonomiskt stöd för ekosystembaserad förvaltning: översikt av angreppssätt	38
4.1. Bioekonomiska modeller	38
4.1.1. FishRent	39

4.1.2. Swedish Resource Rent Model for Commercial Fisheries med FishPAL	40
4.2. Ekonomiska värderingsmetoder	41
4.2.1. Indirekta metoder	42
4.2.2. Direkta metoder	44
5. Fallstudier: yrkesfiske	46
5.1. Data för analyser	47
5.2. Exempel: Trålgräns för havskräfta	47
5.3. Exempel: Övergödning i Östersjön	50
5.4. Exempel: Bränsleskatter och kustkvoter	51
5.5. Exempel: Märkning med Marine Stewardship Council (MSC)	52
5.6. Exempel: Skrotningsstöd	53
5.7. Lärdomar från yrkesfisket för det fortsatta arbetet med ekosystembaserad fiskförvaltning	55
6. Fallstudie: fritidsfiske	57
6.1. Data för analyser	58
6.1.1. Förtjänster med Fritidsfiskeundersökningen	59
6.1.2. Förbättringspotential för Fritidsfiskeundersökningens utformning	60
6.2. Samhällsekonomisk analys för en ekosystembaserad förvaltning av fritidsfisket	61
6.3. Exempel: fiskefria områden	63
6.4. Lärdomar från fritidsfisket för det fortsatta arbetet med ekosystembaserad förvaltning	66
7. Diskussion och rekommendationer	67
7.1. När behövs samhällsekonomisk analys i en ekosystembaserad förvaltning?	67
7.2. Hur behöver myndigheter och lagstiftning utvecklas för att möjliggöra bra samhällsekonomisk analys till stöd för en ekosystembaserad förvaltning?	69
8. Referenser	72

SAMMANFATTNING

Ekosystembaserad förvaltning innebär att sambanden mellan ekosystemens funktioner och processer, och mänsklig användning och påverkan på dem, måste beaktas i förvaltningen. Ekosystembaserad förvaltning ställer därmed krav på breda analyser som kan informera beslut om utformning och implementering av styrmedel. Detta i sin tur främjar en långsiktigt hållbar utveckling, utan att undergräva ekosystemen, varken idag eller för framtida generationer. Det växande intresset för ekosystemansatsen har inneburit att behovet av fördjupade samhällsekonomiska analyser fått större uppmärksamhet i fiskförvaltningen, liksom i havs- och vattenförvaltningen i stort. Eftersom ett centralt perspektiv inom samhällsekonomi är att bedöma de samlade effekterna av olika handlingsalternativ på mänsklig välfärd, kan de så kallade tre hållbarhetsdimensionerna – ekonomiska, sociala och ekologiska värden – integreras i de samhällsekonomiska analyserna.

Den här rapporten syftar till att redogöra för hur samhällsekonomiska analyser kan utformas och användas för att bidra till genomförandet av en ekosystembaserad fiskförvaltning. Ekonomisk teori och analys kan användas som underlag för att svara på frågor kring avvägningar, mellan till exempel olika generationers tillgång till samhällelig välfärd. Detta för att utreda hur styrmedel kan kombineras eller revideras för bäst effekt i en adaptiv förvaltning, eller på vilken politisk nivå som styrmedel bör införas. Genom att erbjuda ett strukturerat arbetssätt kan samhällsekonomiska analyser också användas för att integrera olika perspektiv från intressentdialoger samt bidra med underlag för att avgöra när försiktighetsansatsen bör tillämpas. Detta *innebär inte att samhällsekonomisk analys kan ersätta behovet av andra teoribildningar och analyser*. En ekosystembaserad förvaltning ställer snarare krav på att integrera fler perspektiv i beslutsunderlagen.

Rapporten går igenom lagkrav och internationella överenskommelser som ställer krav på samhällsekonomiska analyser. Rapporten redogör för vanliga samhällsekonomiska metoder och sammanfattar hur samhällsekonomisk analys används för att ta fram beslutsunderlag till förvaltningen idag, illustrerat genom en rad empiriska exempel från både yrkes- och fritidsfisket. Dessa exempel inkluderar frågeställningar som: hur påverkar en förflyttning av trålgränsen för havskrafta lönsamheten i fisket och vilka fördelningseffekter leder det till? Hur påverkas fiskeflottans sammansättning av bränsleskatter? Samt; vad är den samhällsekonomiska nettokostnaden av att inrätta en fiskefri zon i fritidsfisket? I rapporten diskuteras också hur metoder och analyser kan utvecklas för att bättre kunna ge svar på frågor som aktualiseras i en ekosystembaserad fiskförvaltning. Rapporten avslutas med ett antal rekommendationer över hur användningen och utformningen av samhällsekonomiska analyser kan se ut och sammanfattas som:

- Använd samhällsekonomisk analys redan vid val och utformning av styrmedel och inkludera strategier för utvärdering av effekter.
- Använd samhällsekonomisk analys för utvärdering av befintliga styrmedel som underlag för en adaptiv förvaltning.
- Utveckla vägledning för att stötta en bredare ansats, en tidigare ingång och ett konsekvent genomförande av samhällsekonomisk analys till stöd för förvaltningsbeslut.

- Tydliggör och harmonisera krav på samhällsekonomisk analys i lagstiftning och vägledning för att säkra en helhetssyn gällande olika måluppfyllelser.
- Se över rutinerna och utöka kompetensen inom myndigheter att långsiktigt genomföra, beställa, ta emot och använda samhällsekonomisk analys.
- Utveckla insamlingen och tillgången till de sociala, ekonomiska och ekologiska data som behövs för bred samhällsekonomisk analys utifrån långsiktiga behov kopplade till förvaltningens mål.
- Utöka internationell samordning av metodutveckling och tvärvetenskapliga samarbeten.

1. INLEDNING

Vi står inför betydande utmaningar vad gäller användningen av naturresurser och dess konsekvenser för biologisk mångfald och ekosystemens förmåga att upprätthålla viktiga funktioner och processer. Ekosystemansatsen är ett förhållningssätt som utvecklats utifrån insikten att vi är beroende av väl fungerande ekosystem. Den har sitt ursprung i FN:s konvention om biologisk mångfald och har fått brett genomslag i arbetet med förvaltning av naturresurser, nyligen i kunskapsplattformen IPBES globala rapport om biodiversitet och ekosystemtjänster (IPBES, 2019). Ekosystemansatsen är en vägledande princip i FN:s mål för hållbar global utveckling – Agenda 2030, EU:s gemensamma fiskeripolitik för nuvarande programperiod 2014–2020, EU:s havsmiljödirektiv och i en mängd andra internationella överenskommelser och styrdokument för naturresurs-, havs- och vattenförvaltning, till exempel genom HELCOM, OSPAR och ICES.

Ekosystemansatsen innebär att sambanden mellan ekosystemens funktioner och processer, och mänsklig användning och påverkan på dem, måste beaktas i förvaltningen. Traditionell förvaltning av naturresurser har ofta varit sektorsspecifik och följt ekonomiska och sociala systemgränser, trots att de ekosystem där dessa naturresurser ingår nästintill alltid har andra systemgränser. Denna diskrepans (”problem of fit”) mellan sociala och ekologiska systemgränser har identifierats som ett grundläggande problem i naturresursförvaltning (Folke m.fl., 2007). I traditionell fiskförvaltning har till exempel förvaltningsbeslut baserats på enskilda bestånd biologiska förutsättningar och referensvärden (Skern-Mauritzen m.fl., 2016; Link och Browman, 2014), med liten hänsyn tagen till omgivande sociala och ekologiska systemeffekter. En *ekosystemansats i fiskförvaltningen*, eller så kallad *ekosystembaserad fiskförvaltning*, syftar i stället till att beakta och hantera olika påverkan på fisken på ett samlat sätt, bland annat genom att säkerställa ett hållbart nyttjande av fiskbestånd, både i yrkes- och fritidsfisket, samtidigt som hänsyn tas till effekter av fiske på andra ekologiska och sociala hållbarhetsmål. Ekosystemansatsen och ekosystembaserad förvaltning ställer därmed krav på breda analyser av konsekvenser, synergier och målkonflikter som kan informera beslut om utformning och implementering av styrmedel som främjar en långsiktigt hållbar utveckling utan att undergräva ekosystemen varken idag eller för framtida generationer.

En lång rad av internationella konventioner och överenskommelser har banat väg för ekosystembaserad fiskförvaltning. FAO:s uppförandekod för ansvarsfullt fiske (1995a; 1997) var ett första försök att etablera ett gemensamt ramverk för en fiskförvaltning i enlighet med en ekosystemansats.¹ En mer generell definition av ekosystemansatsen antogs år 2000 på det femte partnerskapsmötet² för FN:s konvention om biologisk mångfald (CBD³), då även Malawiprinciperna för dess tillämpning beslutades (se ruta 1)⁴.

¹ Arbetet utvecklades vidare i flera rapporter, bl.a. rapporten No. 4 Supplement 2 – The ecosystem approach to fisheries (FAO, 2003) och i FAO Fisheries Technical Paper No. 443 – The ecosystem approach to fisheries: issues, terminology, principles, institutional, foundations, implementation and outlook (Garcia m.fl., 2003).

² <https://www.cbd.int/meetings/COP-05>

³ Convention on Biological Diversity, <https://cbd.int/>

⁴ Se även sammanfattning av Malawiprinciperna i sex rubriker i Naturvårdsverket (2007) och Havs- och vattenmyndigheten (2012) i sammanhanget havsplanering.

1. Samhällets intressen bestämmer förvaltningens mål.
2. Förvaltningen bör vara decentraliserad till den lägsta tillämpbara nivån och engagera alla för att kunna balansera lokala och allmänna intressen.
3. De som genomför förvaltningen bör beakta effekterna (verkliga eller tänkbara) på närliggande eller andra ekosystem.
4. Det är grundläggande att förstå ekosystemets värde ur ett ekonomiskt perspektiv. Förvaltningen bör bland annat:
 - a) reducera subventioner som leder till utarmning av biologisk mångfald,
 - b) skapa incitament som främjar biologisk mångfald och hållbart nyttjande,
 - c) i möjligaste mån integrera kostnader och vinster i ett givet ekosystem.
5. Bevarande av ekosystemens struktur och funktion för att upprätthålla ekosystemtjänster bör vara ett prioriterat mål, då fungerande ekosystem har förmåga att motstå förändringar.
6. Ekosystemen bör förvaltas inom ramen för dess funktioner, försiktighetsprincipen ska tillämpas.
7. Ekosystemansatsen bör tillämpas på lämplig skala i tid och rum.
8. Kunskap om att tidsfördröjningar påverkar ekosystemprocesser, innebär att långsiktiga mål för förvaltningen bör sättas.
9. Förvaltningen måste acceptera att förändring är oundvikligt.
10. Ekosystemansatsen bör integrera bevarande av biologisk mångfald och ett hållbart nyttjande av den samma.
11. Ekosystemansatsen bör beakta all typ av relevant information, även vetenskaplig och traditionell och lokal kunskap, innovationer och metoder.
12. Ekosystemansatsen bör involvera alla relevanta sektorer i samhället och vetenskapliga discipliner.

Malawiprinciperna tydliggör att samhällsvetenskap är en integrerad del av ekosystemansatsen och inte ett ”påhäng” för att uppnå biologisk hållbarhet (Naturvårdsverket, 2007; De Young m.fl., 2008). Förvaltningen måste bygga på en god förståelse för olika aktörers motiv och drivkrafter samt involvera sådana insikter i beslutsprocesser. Princip 1 förtydligar exempelvis att samhällets samlade intressen ska bestämma förvaltningens mål.

Princip 4 ställer bland annat krav på att förvaltningens effekter på ekosystemtjänster ska identifieras och värderas samhällsekonomiskt samt att förvaltningsåtgärder ska skapa incitament att främja biologisk mångfald och hållbart nyttjande: *”Förvaltningens effekter på ekosystemtjänster, alltså bland annat människors nyttor av ekosystemen, identifieras och värderas. Samhällsekonomisk analys och kunskap om ekonomiska drivkrafter för mänsklig påverkan på ekosystemen integreras i förvaltningen. Förvaltningen minskar*

subventioner som bidrar till att utarma biologisk mångfald och skapar i stället incitament som gynnar biologisk mångfald och hållbart nyttjande.” Principen tydliggör att målen om biologisk mångfald bland annat ska uppfyllas med hjälp av ekonomiska incitament underbyggda av ekonomisk analys (se 2.2.1 och även 4.2 för vidare diskussion om hur ekosystemtjänstansatsen kan användas för att värdera ekosystemens bidrag till mänsklig välfärd). Malawiprinciperna tydliggör även att beslut måste fattas trots förekomsten av stor osäkerhet, icke-linjära samband, och potentiellt stora negativa konsekvenser av felaktiga beslut. Detta ökar även insikten om riskerna kopplade till icke-beslut och beslut baserade på kunskapsunderlag som betraktas som bättre än vad de faktiskt är. Samhällsekonomisk analys kan bidra till implementeringen av ekosystembaserad fiskförvaltning genom att synliggöra samband mellan ekonomiska och ekologiska system. Samhällsekonomisk analys syftar på alla typer av analyser med utgångspunkt i nationalekonomisk teori för att bedöma de totala konsekvenserna och värdet av olika handlingsalternativ. Samhällsekonomisk analys ska alltså, så långt det är möjligt, beakta konsekvenserna av olika handlingsalternativ för alla aktörer i samhället samt alla typer av effekter inklusive effekter på hälsa, kultur, social situation, sysselsättning och miljö. Det betyder att de så kallade tre hållbarhetsdimensionerna – ekonomiska, sociala och ekologiska värden – integreras i analysen i den mån det är möjligt. Ekonomisk teori kan, genom att belysa de underliggande orsakerna till ett överutnyttjande av naturresurser, bidra till att identifiera eventuella marknadsmisslyckanden och utforma styrmedel för att avhjälpa dem. Styrmedel som skatter, bidrag, äganderätter, regleringar och avgifter kan användas för att få bukt med marknadsmisslyckanden genom att se till att aktörer tar hänsyn till fler av de värden som är förknippade med resursanvändning i sina beslut. Ekonomisk analys kan användas som underlag för att svara på frågor kring avvägningar mellan till exempel olika generationers tillgång till samhällelig välfärd, för att utreda hur styrmedel kan kombineras eller revideras för bäst effekt, eller på vilken politisk nivå som styrmedel bör införas.

Det växande intresset för ekosystemansatsen har inneburit att behovet av fördjupade samhällsekonomiska analyser fått större uppmärksamhet i fiskförvaltningen liksom i havs- och vattenförvaltningen i stort (se t.ex. Söderholm m.fl., 2016). Den ekonomiska betydelsen av ekosystem och biologisk mångfald har uppmärksammats genom breda internationella initiativ som till exempel Millenium Ecosystem Assessment⁵ (t.ex. MA, 2005) och the Economics of Ecosystem and Biodiversity⁶ (t.ex. TEEB, 2010). Dessa initiativ har bidragit till en politisk strävan efter att i högre grad integrera ekosystemtjänsternas samhälleliga värden i miljölagstiftning och beslutsfattande.⁷

Ett exempel är det etappmål inom miljömålssystemet som antogs av regeringen 2013: *”Senast år 2018 ska betydelsen av biologisk mångfald och värdet av ekosystemtjänster vara allmänt kända och integreras i ekonomiska ställningstaganden, politiska avväganden och andra beslut i samhället där så är relevant och skäligt.*” I Sverige lyfter miljömålen och generationsmålet, samt verktyg som havsplanering, havsmiljödirektivet och den lagstadgade miljöbalken, behovet av samhällsekonomiska analyser. Det finns också lagstadgade krav på att myndigheter och kommittéer redovisar de kostnader, intäkter, och övriga samhällsekonomiska konsekvenser som föreslagna regelförändringar, inklusive råd och föreskrifter, förväntas innebära. Dessutom finns ofta specifika krav på

⁵ Se www.MAweb.org.

⁶ Se <http://www.teebweb.org/>.

⁷ Naturvårdsverket fick t.ex. i uppdrag av regeringen att genomföra en kommunikationssatsning om ekosystemtjänster 2014–2017 med syftet att bidra till att värdet av ekosystemtjänster integreras i fler beslut. Se: <http://www.naturvardsverket.se/978-91-620-6798-4>

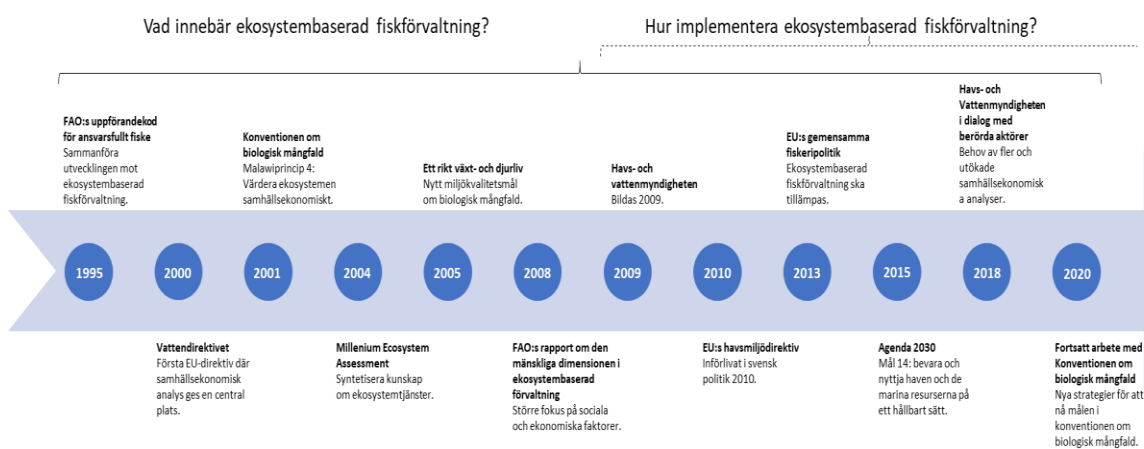
att samhällsekonomiska analyser genomförs i regeringsuppdrag till Havs- och vattenmyndigheten.

1.1 BAKGRUND TILL UPPDRAGET

Havs- och vattenmyndigheten fick 2016 i uppdrag av regeringen att ta fram en strategi för hur en ekosystembaserad fiskförvaltning kan utvecklas så att den blir en integrerad del i uppfyllandet av målen i havs- och vattenförvaltningen (M2016/01364/Nm⁸). Under FN:s havskonferens 2017, lyftes även arbetet med ekosystembaserad fiskförvaltning som ett av Sveriges frivilliga åtaganden för att uppnå mål 14 i Agenda 2030. En mer utförlig diskussion om hur begreppet ekosystembaserad fiskförvaltning har växt fram i en svensk kontext ges i Bryhn m.fl. (2018a; b) och Österblom m.fl. (2017), se även en sammanfattning av utvecklingen i *figur 1*. Under 2018 genomförde Havs- och vattenmyndigheten en dialog med olika aktörer där ekosystembaserad fiskförvaltning definierades som en tillämpning av ekosystemansatsen i förvaltningen av fisk och fiske. Ekosystemansatsen i sin tur definierades som följer:

”Ekosystemansatsen är en strategi för bevarande och restaurering av naturvärden, hållbart nyttjande och rättvis fördelning av naturresurser, med målet att säkerställa att användningen av ekosystemen bidrar till att upprätthålla ekosystemens långsiktiga fortlevnad vad avser deras struktur, funktion och dynamik.”

I dialogen lyftes behovet av fler och utökade samhällsekonomiska analyser till stöd för en ekosystembaserad fiskförvaltning. För att ge stöd och vägledning runt vad detta skulle kunna innebära praktiskt gav Havs- och vattenmyndigheten samma år i uppdrag åt Havsmiljöinstitutet att ta fram denna rapport.



Figur 1. Utvecklingen mot en implementering av ekosystembaserad fiskförvaltning. Utvecklingen rör sig från att definiera vad begreppet betyder mot frågan om hur det ska implementeras. Urvalet av händelser gjordes utifrån betydelsen för ökat behov av samhällsekonomiska analyser. Delvis baserad på Österblom m.fl. (2017).

I samband med regeringsuppdraget till Havs- och vattenmyndigheten har SLU Aqua undersökt nuläget för de metoder och verktyg som används i en ekosystembaserad förvaltning (Bryhn m.fl., 2017a; 2017b; 2018a) samt gjort en analys av SLU Aquas befintliga kunskapsförsörjning och rådgivning till stöd för en ekosystembaserad fiskförvaltning och möjlig utveckling (Bryhn m.fl., 2018b). Arbetet synliggör att det fortfarande saknas en samsyn kring vad ekosystembaserad fiskförvaltning innebär för

⁸ Uppdraget blev 2017 (M2017/01722/Nm) ett återrapporteringskrav som 2018 och 2019 omformulerats som ett mer generellt krav på att myndigheten ska redogöra för sitt arbete med en ekosystembaserad fiskförvaltning.

förvaltare, forskare och intressenter. Förvaltare använder till exempel ofta begrepp som är politiskt definierade medan forskare använder begrepp som definierats i den akademiska litteraturen. Detta försvårar tillämpningen av akademisk forskning i förvaltningen. Samtidigt visar Brynh med flera på att utvecklingen börjar röra sig bort från att definiera begrepp till att utforska innebörden av deras praktiska tillämpning. De drar slutsatsen att implementeringen av en ekosystembaserad förvaltning kräver tydliga förvaltningsmål, förbättrat samarbete mellan myndigheter, akademi och intressenter samt fler verktyg för att kunna analysera sammankopplade ekologiska och samhällsliga system och bedöma konsekvenser av förvaltningsåtgärder även på längre sikt.

Havsmiljöinstitutet har också tagit fram en rapport (Arias Schrieber och Linke, 2018) på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten som fokuserar på den 'sociala dimensionen' av ekosystembaserad fiskförvaltning. Den sociala dimensionen förstås som de kulturella, ekonomiska, politiska och juridiska institutioner som påverkar, och förändras genom mänsklig aktivitet. Rapporten framhåller att ekosystembaserad förvaltning även behöver vara adaptiv med avseende på förändringar i samhället och inte enbart med avseende på ny ekologisk kunskap.

Rapporternas slutsatser är i allra högsta grad relevanta utifrån ett samhällsekonomiskt perspektiv. I samhällsekonomiska analyser är ambitionen att i så hög utsträckning som möjligt ta hänsyn till alla konsekvenser som påverkar mänsklig välfärd. Det innebär till exempel sociala konsekvenser som hälsa, ekonomiska effekter som sysselsättning och ekologiska effekter som beståndsutveckling. Det finns en mängd olika sätt att genomföra en analys, men målsättningen är oftast att uppskatta konsekvenserna, såväl de sociala och ekologiska som de ekonomiska, i kvantitativa mått. Att identifiera effektsambanden bakom samhällsekonomiska konsekvenser kräver i allmänhet samarbete mellan olika former av expertis. Precis som det konstaterats i SLU Aquas och Havsmiljöinstitutets rapporter innebär detta att implementeringen av ekosystembaserad förvaltning är beroende av att sammanföra olika perspektiv på förhållandet mellan samhälle och ekosystem. Detta möjliggör att anlägga ett bredare systemperspektiv på de frågeställningar som behöver undersökas. Samhällsekonomisk teori och analys tillhandahåller flera centrala perspektiv och metoder för att förstå och hantera utmaningarna med ekosystembaserad fiskförvaltning. Genom att erbjuda ett strukturerat arbetssätt kan analyserna till exempel användas som ett sätt att integrera olika perspektiv från intressentdialoger, bidra med underlag för att avgöra när försiktighetsansatsen bör tillämpas, eller användas för att utforma insamlingen av information för uppföljning och utvärdering som bidrar till en adaptiv förvaltning. Detta innebär inte att samhällsekonomisk analys kan ersätta behovet av andra teoribildningar och analyser. En ekosystembaserad förvaltning ställer snarare krav på att integrera fler perspektiv i beslutsunderlagen.

1.2 SYFTE

Syftet med denna rapport är att redogöra för hur samhällsekonomiska analyser kan utformas och användas för att bidra till genomförandet av en ekosystembaserad fiskförvaltning.

1.3 AVGRÄNSNINGAR

Vad gäller ekosystembaserad fiskförvaltning utgår vi i denna rapport från de avgränsningar och utgångspunkter som Havs- och vattenmyndigheten har tagit fram i dialog med Jordbruksverket, länsstyrelserna och andra berörda aktörer i arbetet med att ta fram en strategi för utveckling och genomförande av en ekosystembaserad fiskförvaltning. I

dialogen tolkades ekosystembaserad fiskförvaltning som synonymt med en tillämpning av en ekosystemansats i fiskförvaltningen och utgick från att:

- fiskförvaltningen är en integrerad del av en ekosystembaserad havs- och vattenförvaltning som omfattar förvaltning av ekosystemtjänster från vilda fisk- och skaldjursbestånd i hav och sötvatten, olika slags påverkan på dessa bestånd, samt påverkan från alla typer av fiske på ekosystemen.
- fokus i första hand ligger på vad som kan utföras inom Havs- och vattenmyndighetens mandat i samverkan med andra myndigheter och nyckelaktörer.
- ekosystembaserad fiskförvaltning utgår ifrån och ska bidra till att uppnå målformuleringar i havs- och vattenförvaltningen, inklusive fiske-, miljö- och näringspolitiska styrdokument och strategier.

Samhällsekonomisk analys förstås som analys av de sammanlagda samhällsliga, inklusive miljömässiga, konsekvenser som olika handlingsalternativ medför. Samhällsekonomisk analys ska alltså, så långt det är möjligt, beakta konsekvenserna för alla aktörer i samhället samt alla typer av effekter inklusive effekter på hälsa, kultur, social situation, sysselsättning och miljö. Analysens omfattning och utformning skiljer sig från fall till fall och begränsas bland annat av resurser, datatillgång och rådande kunskapsläge om olika effektsamband. I rapporten fokuserar vi på analyser som utnyttjar mikroekonomisk välfärdsteori för att identifiera och förstå de incitament som individer, företag och organisationer (aktörer) möter i samhället, vilka effekter dessa incitament har på aktörernas beteende och beslut och vilka följder besluten får för samhället i stort. En viktig typ av samhällsekonomisk analys är samhällsekonomiska kostnadsintäktsanalyser, men det är viktigt att poängtera att begreppet samhällsekonomisk analys är bredare än så och principiellt syftar på alla typer av analyser med utgångspunkt i nationalekonomisk teori för att bedöma de totala konsekvenserna och värdet av olika handlingsalternativ.

Havs- och vattenmyndigheten har i sin rapport om ekosystemansatsen i havsplaneringen (2012) och i efterföljande dialog om ekosystembaserad fiskförvaltning lyft fram att ekosystemansatsen *”är en strategi för bevarande av naturvärden, hållbart nyttjande och rättvis fördelning av naturresurser, med målet att säkerställa att användningen av ekosystemen sker inom deras gränser”*. Fördelningen av effekter av olika förvaltningsalternativ ur ett *rättviseperspektiv* behandlas inte i denna rapport. Däremot lyfter rapporten hur samhällsekonomisk analys kan användas för att studera fördelningseffekter, det vill säga fördelningen av nyttor och kostnader över olika samhällsgrupper, över tid och över olika geografiska skalor. Ett sådant underlag kan användas för att bedöma förväntat utfall av olika förvaltningsalternativ, men bedömningen av vad som är *”rättvist”* ingår normalt inte i en analys av fördelningseffekter.

En systematisk vetenskaplig litteraturgenomgång har inte kunnat göras inom ramen för denna rapport (se litteraturgenomgång över hur implementering av ekosystembaserad förvaltning utvecklats 2016–2018 i t.ex. Brynh m.fl., 2018a). Rapporten fokuserar inte heller på motiv för införsel av specifika styrmedel och olika styrmedels effekter, utan bygger på utvalda exempel från fritidsfisket och yrkesfisket för att illustrera olika typer av frågeställningar som samhällsekonomiska analyser kan besvara.

Målet med samhällsekonomiska analyser är att ge beslutsunderlag genom att identifiera relevanta konsekvenser av handlingsalternativ och hur de skiljer sig från konsekvenserna

av andra beslut (eller icke-beslut). Samhällsekonomiska analyser är även en viktig del av uppföljning och utvärdering av olika förvaltningsåtgärder för att synliggöra effekterna, inte bara på ekosystemen utan även på olika aktörer och samhället i stort. Ofta inkluderar analysen att ta fram siffror på värden och effekter utifrån bästa tillgängliga information, för att kunna jämföra olika konsekvenser. Även analyser av högsta kvalitet innehåller antaganden om framtida kostnadsutvecklingar, risker och trender och om hur verkligheten skulle utvecklats om andra beslut än dem i handlingsalternativet hade fattats i stället. Samhällsekonomiska analyser är alltså, precis som annan typ av analys, osäkra. De syftar till att vägleda beslutsfattande i en komplex och osäker värld, snarare än att komma fram till ett entydigt svar. Detta är utgångspunkten för resten av resonemangen i denna rapport.

1.4 RAPPORTENS UPPLÄGG

Rapporten ger en översikt av hur samhällsekonomisk analys kan vara till stöd i genomförandet av en ekosystembaserad fiskförvaltning och förslag på hur användningen av samhällsekonomisk analys kan behöva vidareutvecklas som ett led i implementeringen av en ekosystembaserad förvaltning. Rapporten redogör för vanliga samhällsekonomiska metoder och sammanfattar hur samhällsekonomisk analys används i förvaltningen idag illustrerat genom en rad empiriska exempel från både yrkes- och fritidsfisket. Dessa exempel inkluderar frågeställningar som: hur påverkar en förflyttning av trålgränsen för havskräfta lönsamheten i fisket och vilka fördelningseffekter leder det till?; hur påverkas fiskeflottans sammansättning av bränsleskatter?; samt, vad är den samhällsekonomiska nettokostnaden av att inrätta en fiskefrizon i fritidsfisket? I rapporten diskuteras också hur metoder och analyser kan utvecklas för att kunna ge bättre svar på frågor som aktualiseras i en ekosystembaserad fiskförvaltning.

Kapitel 2 introducerar läsaren till samhällsekonomisk analys med syftet att ge läsaren en överblick över vad samhällsekonomisk analys är och hur metoderna och angreppssätten kan användas i förvaltningen. Kapitlet inleds med en beskrivning av några viktiga teoretiska utgångspunkter och antaganden med relevans för fiskförvaltningsproblematik. Kapitlet ger även en översiktlig beskrivning av hur samhällsekonomisk analys används inom svensk förvaltning idag.

Kapitel 3 sammanfattar vilka internationella och nationella lagkrav och överenskommelser som ger utrymme för eller ställer krav på att samhällsekonomiska analyser ska utföras. Kapitlet berör inte allt, men ger en god överblick över när samhällsekonomisk analys är ett verktyg för att kunna uppfylla kraven i lagar och överenskommelser.

Kapitel 4 tar utgångspunkt i ekosystembaserad fiskförvaltning och går igenom olika sätt på vilka samhällsekonomisk analys kan vara ett stöd i implementeringen, såväl för att utforma nya förvaltningsförslag som för att utvärdera redan införda förslag.

I **kapitel 5 och 6** syftar till att ge flera olika exempel på hur samhällsekonomisk analys använts för att analysera yrkes- respektive fritidsfisket, framförallt i Sverige. Kapitlet lyfter även hur analysen skulle kunna utvecklas vidare för att stödja implementeringen av ekosystembaserad förvaltning.

I **kapitel 7** förs en diskussion om vilka utmaningar, i relation till metoder, dataunderlag och organisation, som är förknippade med att utföra samhällsekonomiska analyser som kan stödja implementeringen av en ekosystembaserad förvaltning. I kapitlet diskuteras även hur datainsamling, metodutveckling och analyskapacitet skulle kunna utvecklas.

2. SAMHÄLLSEKONOMISK ANALYS

Samhällsekonomi erbjuder olika angreppssätt och verktyg för att förstå, analysera och adressera resurs- och miljöproblem. Det är viktigt att skilja på teorin och tillämpad analys och hur de används för olika ändamål (Konjunkturinstitutet, 2016):

- Samhällsekonomisk analys utgår från nationalekonomisk teori. Teorin erbjuder olika utgångspunkter och verktyg för att analysera resursanvändning och de olika förhållanden och drivkrafter som ger upphov till olika typer av resursfördelning, till exempel att oreglerade marknader kan ge negativ miljöpåverkan som innebär kostnader för samhället. Teorin ger alltså konceptuella utgångspunkter för de modeller och empiriska analyser som sedan används för att studera en viss fråga.
- Vilka modeller och analyser som tillämpas beror på frågeställningen. I förvaltningen bestäms detta i hög grad av politikens inriktning och myndigheters beställningar av underlag.
- Förvaltningen kan använda sig av resultaten från modeller och empiriska analyser som ett av underlagen för att till exempel bestämma om ett styrmedel ska införas eller dess utformning. Samtidigt är det viktigt att poängtera att den faktiska möjligheten att införa effektiva styrmedel vid en viss tidpunkt påverkas av bland annat politiska värderingar, samhällets normer, kunskap om effektsamband och begränsade mandat i förvaltningssystemet.

Kapitel 2 inleds med en översiktlig genomgång av mikroekonomisk välfärdsteori och hur den kan användas som utgångspunkt för att förklara varför miljöproblem, som dem förknippade med fiske, uppstår. Här tas begrepp som allmänningens tragedi och externa effekter upp. Kapitlet utvecklar även hur samhällsekonomisk analys kan användas som underlag i förvaltningsbeslut och hur användningen ser ut idag.

2.1 TEORETISKA UTGÅNGSPUNKTER

Ett grundläggande antagande för att förstå och analysera människors resursutnyttjande är att samhället endast har tillgång till en begränsad mängd resurser som kan delas in i bland andra humankapital (arbetskraft och sociala färdigheter), realkapital (byggnader, maskiner, etc.) och naturkapital (vatten, mark, ekosystem, etc.). Ett ytterligare antagande är att dessa resurser kan kombineras på olika sätt för att skapa varor och tjänster som kan handlas av hushåll, företag och organisationer (aktörer) på olika marknader⁹.

Olika resurser i samhället kan ersätta varandra (substitueras) i olika stor utsträckning. Maskiner kan till exempel ersätta arbetskraft till en viss nivå utan att förändra möjligheten till produktion av varor och tjänster. Minskad tillgång på fisk i ett vilt bestånd kan till viss del kompenseras med ökad mängd arbetskraft och mer effektiva redskap. För viss produktion av varor och tjänster är substituerbarheten mellan resurser låg. Det går till exempel inte att producera vildfångad fisk utan en viss tillgång på fiskbestånd i vattendrag, sjöar och hav. Att samhället har begränsade resurser, och att vissa har låg substituerbarhet, är huvudskälet till att samhällsekonomiska avvägningar behövs. Beslut om resursanvändning på ett område påverkar förutsättningarna för resursanvändning på andra områden, och därmed den totala välfärden i samhället.

⁹ Begreppet 'marknad' är här brett definierat och ska förstås som en typ av institution som möjliggör att aktörer kan komma överens om ett ömsesidigt lönsamt utbyte av varor och tjänster (Brännlund & Krüström, 2012).

Ekonomi handlar i grunden om hur sådana val görs för att på bästa sätt utnyttja begränsade resurser.

Ett annat grundläggande antagande är att samhällets hushåll, företag och organisationer under vissa givna förutsättningar är rationella (Söderholm m.fl. 2015). Det innebär att de fattar sina beslut så att de förväntade fördelarna (nytta, intäkter, osv.) är större än kostnaderna (pris, tidsåtgång, produktionskostnader, osv). Det betyder till exempel att företag maximerar sin vinst och att hushåll maximerar sin nytta (preferensutilitarism). Givet rationella aktörer och fungerande marknader uppnås samhällsekonomisk effektivitet, alltså att resursanvändningen och produktionen är anpassad så att samhällets totala välfärd maximeras. Samhällsekonomisk effektivitet säger däremot inget om hur dessa totala nyttor fördelas, eller bör fördelas, i samhället.

Den teoretiska utgångspunkten möjliggör att identifiera situationer i vilka marknader saknas eller där aktörers beslut skiljer sig från teorin och vilka konsekvenser det får för samhällets sammantagna resursanvändning (Brännlund & Kriström, 2012). Beteendekonomisk forskning har till exempel under flera decennier lyft fram exempel på situationer i vilka företag, hushåll och organisationer *avviker* från ett fullt ut rationellt beteende, bl.a. till följd av begränsad möjlighet att ta till sig och tolka information (Söderholm m.fl., 2015). Den teoretiska utgångspunkten gör det även möjligt att identifiera situationer där det är troligt att *rationella aktörer* betar sig på sätt som *inte* maximerar samhällets välfärd på grund av ofullständiga marknader. Ett exempel på detta är fiske.

2.1.1 Samhällsekonomiska perspektiv på miljöproblem

Ur samhällsekonomisk synvinkel är det framförallt två perspektiv som bidrar till att förstå varför användningen av de flesta naturresurser leder till ett ineffektivt utnyttjande av samhällets samlade resurser: externa effekter och bristande äganderättigheter.

Perspektiven närmar sig frågan från olika håll men med den gemensamma utgångspunkten att de privatekonomiska och de samhällsekonomiska lönsamhetsbedömningarna inte överensstämmer, vilket leder till en resursallokering som inte bidrar till högsta möjliga välfärd i samhället, så kallad marknadsmisslyckanden. Externa effekter är ett begrepp som illustrerar effekten av att en individ, ett företag eller en organisation påverkar det omgivande samhället utan att själv behöva ta hänsyn till denna påverkan eller kompensera någon för den. Bristande äganderättigheter å andra sidan beskriver situationer där förhandlingar om hur aktörer ska ta hänsyn till de värden som är förknippade med naturresurser i sina beslut är svåra att åstadkomma (t.ex. pga. höga transaktionskostnader, eller obefintliga/otydligt definierade förhandlingsparter).

I grund och botten handlar det om att många av de nyttigheter som är förknippade med naturresurser inte är prissatta på någon marknad. Det tas därmed mindre hänsyn till sådana värden i förhållanden till andra värden som har ett pris på marknaden.

Naturresursers bidrag till samhällets välfärd brukar inom ekonomisk teori delas upp i två breda kategorier: *användarvärden* och *icke-användarvärden*. Användarvärden definieras av att någon får direkt nytta av resursen. De inkluderar värden som är förknippade med till exempel hälsa, kultur och ett socialt sammanhang. Ett fiskbestånd ger exempelvis ett *direkt användarvärde* i och med att fisken går att äta, men även i form av rekreation och kulturvärden. Många fiskar på sin fritid därför att de tycker att fiske är roligt, för att det ger tillfälle att komma ut i naturen, eller för att det är en familjetradition. Att kunna äta fisken är alltså bara en del av användarvärdet av att fiska. Ett fiskbestånd ger också *indirekta användarvärden* genom att bidra till reglerande funktioner i akvatiska

ekosystem, till exempel när fisk äts av annan fisk som sedan fiskas. Icke-användarvärden inbegriper värden som inte är direkt knutna till det egna nyttjandet av en naturresurs. Här ingår så kallade *altruismvärden*, att värdesätta andra människors möjlighet att utnyttja användarvärden från en resurs, och så kallade *arvsvärden*, att värdesätta kommande generationers tillgång till exempelvis ett fiskebestånd. Ett ytterligare värde som ingår är det så kallade *existensvärdet*, alltså det värde som människor tillskriver en resurs alldeles oavsett om de själva eller andra människor använder resursen (Admiraal m.fl., 2013). Utöver de värden som nämns ovan finns det så kallade *optionsvärdet*, kopplat till möjligheten att använda en resurs i framtiden. Det skulle exempelvis kunna vara värdet av vetenskapen att en viss fiskart skulle kunna ge framtida livsmedelsförsörjning om intresset skulle uppstå.

Externa effekter

Den breda uppsättning av samhällsekonomiska värden som inte återspeglas i marknadspriser kan ge upphov till externa effekter. Om vi tar fiske som exempel, saknar enskilda fiskare i oreglerade fisken i regel incitament att bevara de värden som är förknippade med framtida fiskemöjligheter. Fiskaren saknar också incitament att fullt ut beakta icke-prissatta värden som till exempel altruism- och existensvärden, som andra i samhället knyter till att fiskbeståndet bevaras, i sina beslut om sitt fiske.

Bilden kompliceras ytterligare om vi tar hänsyn till att fiskbestånd ingår i ett större ekosystem förknippat med både användar- och icke-användarvärden. Fiske på, eller annat utnyttjande av, en art i detta ekosystem kommer exempelvis att påverka utrymmet för andra arter i samma ekosystem positivt eller negativt. Fisket kommer därmed också att påverka de värden som dessa arter bidrar med till samhället. Fiskare kommer inte ta hänsyn till de flesta av dessa effekter och deras beslut kommer därför ge upphov till externa effekter av olika slag. Om exempelvis fisket påverkar havsmiljön negativt genom att tråla i känsliga områden, uppstår en *negativ extern effekt* för samhället. Om fisket i stället har en positiv påverkan, exempelvis genom att bidra till levande hamnar som uppskattas av besökare i hamnen, eller genom det näringsuttag som fisket medför, är detta en *positiv extern effekt*. Självklart kan även andra sektorer ge upphov till externa effekter, till exempel fiskodlingar i kustmiljö som bidrar till lokal övergödning eller användningen av fossila bränslen som indirekt bidrar till stigande havsnivåer. Även om externa effekter är ett väldefinierat begrepp i teorin, kan det i praktiken ofta vara svårt att härleda förhållandet mellan en verksamhet och dess (oavsiktliga) effekter på miljön över tid och rum, kanske särskilt när det gäller indirekt påverkan på ekosystem.

Äganderättigheter

Bristen på väldefinierade äganderättigheter är ett annat sätt att förstå varför naturresurser som till exempel fiskbestånd överutnyttjas. Om väldefinierade äganderättigheter till beståndet saknas är det svårt att förhandla om hur det ska utnyttjas. Om det i stället hade funnits rättigheter för nyttjandet hade aktörer kunnat ta hänsyn till fler av de värden som är förknippade med naturresurser i sina beslut (internalisera externa effekter). I praktiken är det både tekniskt och politiskt svårt att inrätta och upprätthålla äganderättigheter till naturresurser. Men så kallad rättighetsbaserad fiskförvaltning är ett sådant försök, till exempel individuella överförbara kvoter (ITQ) eller enskilt vatten. Fiskaren får en långsiktig rättighet till resursen så att det blir företagsekonomiskt lönsamt att hålla fiskbestånden i gott biologiskt skick. Det innebär att fiskare kommer att ha incitament att ta hänsyn till fler av de användarvärden, och eventuellt även icke-användarvärden, som diskuterats ovan. Det finns också många exempel på att mindre samhällen av fiskare lyckas samarbeta kring fisket och därmed minska problem orsakade av bristande äganderättigheter (Ostrom, 1990 och t.ex. Castillo m.fl., 2011).

2.1.2 Grundläggande antaganden i fiskeriekonomiska analyser

I fiskeriekonomiska analyser är ett grundläggande antagande att fiskeföretagen är vinstmaximerande, det vill säga att de anpassar sitt fiske så att den ekonomiska avkastningen blir så stor som möjligt. Vinstmaximering är den drivkraft som får företag att investera i verksamheter där det finns stor efterfrågan på deras produkter och tjänster och flytta produktiva resurser från verksamheter där efterfrågan är mindre. En förutsättning för att vinstmaximering faktiskt leder till att produktiva resurser på detta sätt flyttas dit de gör störst nytta, är att alla aktörer betalar de samhällsekonomiska kostnaderna för de resurser som utnyttjas i produktionen. Många fiskerier är, som diskuteras nedan, exempel på situationer där aktörer inte behöver betala för de samhällsekonomiska kostnader som deras fiske ger upphov till och där vinstmaximering i stället leder till överutnyttjade bestånd.

Om vi tänker oss ett livskraftigt fiskbestånd, kommer ny fisk som kan fångas reproduceras kontinuerligt. Fiskbeståndet kan därför generera en kontinuerlig ström av intäkter för fiskerieringen. Om fisket är en gemensam resurs (allmän tillgång), alltså att det inte finns någon begränsning på vem som kan utnyttja resursen, kommer lönsamheten dock innebära att det är attraktivt att fiska mer, både för befintliga fiskare och för nya aktörer som ger sig in i fisket för att ta del av vinsten. Det ökade nyttjandet riskerar att undergräva fiskbeståndets fortsatta produktivitet på sikt. Den här typen av situation brukar kallas för "the tragedy of the commons" - de allmänna tillgångarnas tragedi (se t.ex. Hardin, 1968).

För att förstå drivkrafterna bakom de allmänna tillgångarnas tragedi närmare kan vi studera enskilda fiskares incitament i olika förenklade situationer. Vi utgår ifrån ett fiske som bedrivs av en enskild fiskare, eller av en tydligt avgränsad grupp av fiskare (se t.ex. Ostrom, 1990); nyttjanderätten är därmed starkt begränsad. Det kan till exempel vara en fiskodling, ett vilt fiskbestånd som fiskas i enskilt vatten eller som fiskas av en grupp fiskare som gemensamt sätter regler för uttaget (exempelvis ett välskött fiskevårdsområde). Om ett sådant fiske är lönsamt är det å ena sidan attraktivt för den enskilde fiskaren att fortsätta fiska för att få ytterligare vinst, å andra sidan attraktivt att ta vara på möjligheter till framtida vinster genom att slå vakt om fiskbeståndets fortlevnad. En fiskare som vill göra så stora sammanlagda vinster som möjligt kommer därför att vilja begränsa sitt fiske för stunden i syfte att återväxten i fiskbeståndet ska garantera vinster även framöver. Fiskbeståndet kan därmed ses som en form av kapital – ett naturkapital som bidrar till lönsamheten i fisket också på sikt. Även om dagens vinster är attraktiva och lockar till mer fiske, är också de potentiella framtida vinsterna attraktiva och ger ett starkt incitament att vara återhållsam i fiskandet.

Den mest lönsamma strategin i denna typ av fiske är att begränsa dagens fångst till den nivå där vinsten av att fånga ytterligare fisk i dag motsvarar den framtida vinsten av att i stället låta fisken stanna i vattnet och bidra till framtida återväxt. Denna nivå, som brukar kallas för "maximum economic yield" (MEY) eller maximalt ekonomiskt hållbart uttag i den fiskeriekonomiska litteraturen, innebär i de flesta fall ett mindre uttag av fisk än den fiskerivå som maximerar det långsiktigt ekologiskt hållbara uttaget av fisk, "maximum sustainable yield" (MSY). Anledningen är att MSY maximerar intäkterna från fisket (i och med att detta uttag maximerar den mängd fisk som kan säljas utan att äventyra beståndets fortlevnad), utan att ta hänsyn till kostnaderna förknippade med fisket. Ett fiske som bedrivs på den nivå som bestäms genom MEY minskar intäkterna från fisket något men minskar kostnaderna ännu mer, vilket ökar den sammanlagda lönsamheten för fisket som helhet. Om den enskilda fiskaren eller gruppen av fiskare ser till att det sammantagna fisket i den här typen av situation begränsas till den nivå som bestäms av

MEY, kommer det innebära ett varaktigt fiske med hög lönsamhet (dvs. med hög avkastning på det investerade kapitalet)¹⁰.

Situationen förändras för en fiskare som fiskar från ett bestånd som också kan exploateras av andra fiskare och där möjlighet till inflytande över andras fiskeansträngning eller samarbete fiskare emellan saknas. Om denne fiskare är återhållsam i sitt fiske, i syfte att säkerställa framtida vinster, kommer merparten av dessa framtida vinster att tillfalla andra fiskare som inte begränsar sitt fiske. De framtida vinsterna är därmed inte ett tillräckligt starkt incitament för att vara återhållsam. Den mest lönsamma strategin för en fiskare i den här typen av situation är i stället att fiska så länge som vinsten från en ytterligare fisk är större än noll. Detsamma gäller alla andra fiskare som fiskar från samma bestånd. Det samlade fisket kommer därför att bli mer omfattande än vad det blir i ett fiske som ägs (eller förvaltas) av en enda aktör. Det innebär också att den samlade lönsamheten från beståndet blir lägre eftersom fiskeföretagen indirekt skapar kostnader för varandra genom sitt agerande. När det är ”först till kvarn” som får fiska leder de potentiella vinsterna av ytterligare fångst till för stora investeringar i båtar och redskap i förhållande till vad som är samhällsekonomiskt optimalt. I och med att varje enskild fiskare saknar incitament att bry sig om framtida vinstmöjligheter, varken egna eller andras, innebär deras gemensamma fiskeansträngning en påtaglig risk att fisket bedrivs så intensivt att fiskbeståndet överutnyttjas eller kollapsar. I ett oreglerat fiske går det därför att visa att det är stor risk att vinstmaximering leder till överutnyttjade bestånd (Gordon, 1954). Resultatet är ett fiske som bedrivs över den nivå som ger maximalt ekonomiskt hållbart fiske (MEY), samtidigt som lönsamheten är påtagligt sämre och de samlade fångsterna i många fall också lägre.

Redan denna förenklade bild av fiske, där vi bara tar hänsyn till fiskens användarvärde som konsumtionsvara och bortser från andra värden och från samspel mellan ett fiskbestånd och dess omgivande miljö, hjälper oss att förstå några av de generella samhällsekonomiska problem som är aktuella för fiskförvaltningen.

2.1.3 Ekosystemtjänster som verktyg för att synliggöra användar- och icke-användarvärden

Ett populärt sätt att synliggöra de användar- och icke-användarvärden som är förknippade med biologisk mångfald och ekosystem är genom begreppet ekosystemtjänster. Många typer av ekosystemtjänster är exempel på miljövärden som är underprissatta på samhällets marknader, men eftersom samhället är beroende av ekosystemtjänster betingar de ett samhällsekonomiskt värde. Ekosystemtjänster som begrepp möjliggör att förstå hur mänskliga aktiviteter på många olika sätt drar nytta av de varor och tjänster som produceras av ekosystem, men även hur mänsklig aktivitet förändrar ekosystemens förmåga att leverera dessa tjänster (se även fördjupad diskussion i Danley och Widmark, 2016). Det bör dock påpekas att ekosystemtjänstbegreppet visserligen blivit ett populärt sätt att beskriva de olika värden som ett ekosystem kan generera, men att dessa värden studerats i samhällsekonomiska analyser långt tidigare och att samhällsekonomiska analyser även i dag många gånger använder andra kategoriseringar.

Tabell 1 visar ekosystemtjänster i svenska hav utifrån kategorierna stödjande, reglerande,

¹⁰ Det kan behöva påpekas att MEY-begreppet endast inbegriper kostnader för fisket och därmed anger den nivå av sammantaget fiske som innebär varaktig lönsamhet för fiskeflottan. För att hitta den nivå på det sammantagna fisket som även optimerar andra värden för samhället behöver t.ex. värdet av olika ekosystemtjänster kopplade till fiskeverksamheten beaktas.

försörjande och kulturella ekosystemtjänster.¹¹ Vid klassificering av ekosystemtjänster görs ofta en åtskillnad mellan indirekta och direkta ekosystemtjänster. Indirekta ekosystemtjänster inkluderar ekosystemfunktioner- och processer som till exempel vattenrening, primärproduktion och fiskens bidrag till biologisk reglering. Dessa indirekta ekosystemtjänster är de *stödjande* och *reglerande* funktioner och tjänster som är nödvändiga för att direkta ekosystemtjänster ska kunna tillhandahållas. De direkta tjänsterna inkluderar såväl *försörjande* ekosystemtjänster som livsmedel och turismnäring, som *kulturella* ekosystemtjänster som levande kustsamhällen, utbildning, kulturarv och identitet samt hälsa.

Tabell 1. Ekosystemtjänster i svenska hav baserad på den klassificering som framarbetades i Millenium Ecosystem Assessment (MEA, 2005). Från Bryhn m.fl. (2015).

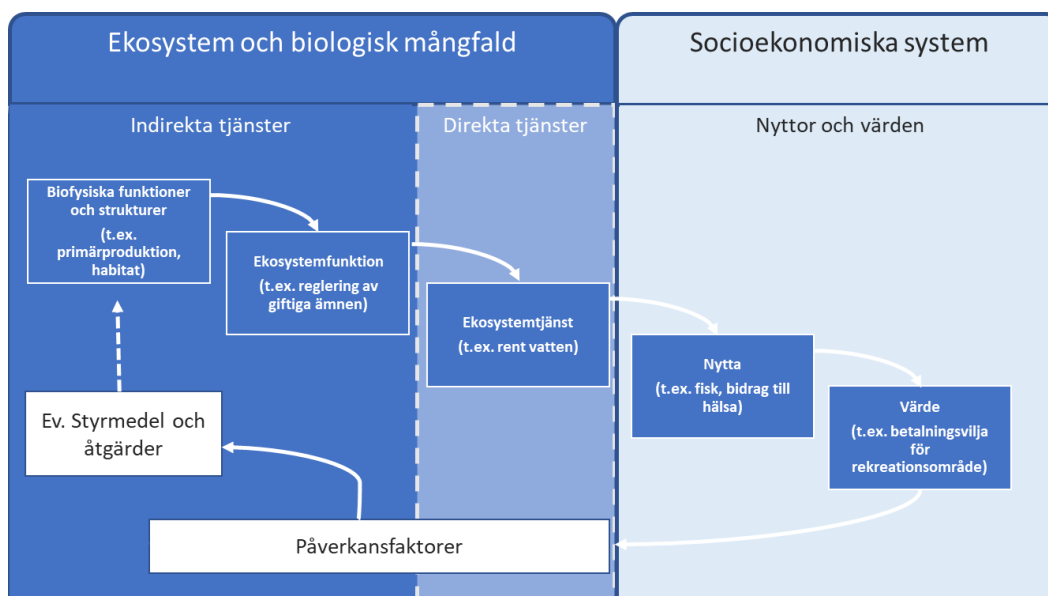
Indirekta ekosystemtjänster	Stödjande	Biogeokemiska kretslopp, primärproduktion, näringsvävsdynamik, biologisk mångfald, livsmiljöer och resiliens
	Reglerande	Klimatisk och atmosfärisk reglering, sedimentkvarhållning, reglering av övergödning, biologisk reglering samt reglering av giftiga ämnen
Direkta ekosystemtjänster	Försörjande	Livsmedel, råvaror, genetiska resurser, resurser för läkemedels-, kemi- och bioteknologiindustrin, utsmyckningar, energiproduktion (endast bioenergi)
	Kulturella	Rekreation ¹² , estetiska värden, vetenskap och utbildning, kulturarv, inspiration, naturarv

Uppdelningen av ekosystemtjänster i olika typer underlättar att identifiera vilken nytta de bidrar till. Nyttan betingar i sin tur ett värde i samhället som kan uppskattas med olika metoder (Naturvårdsverket, 2015). Haines-Young och Potschin (2017) illustrerar förhållandet mellan indirekta och direkta ekosystemtjänster och de nyttigheter och värden som de skapar som delar av två sammanlänkade system: ett biologiskt och ett socioekonomiskt (se figur 2). Illustrationen är givetvis en förenkling av förhållandena, men tydliggör relationen mellan indirekta och direkta ekosystemtjänster väl. Det biologiska systemet innehåller indirekta och direkta ekosystemtjänster. Den biologiska mångfalden, biofysiska förhållanden och ekosystemfunktioner i akvatiska miljöer utgör till exempel förutsättningen för direkta ekosystemtjänster som rent vatten. I det socioekonomiska systemet upplevs direkta ekosystemtjänster som nyttor. Nyttorna kan värderas på olika sätt, i samhällsekonomiska analyser vanligtvis monetärt (se kapitel 4) även om andra måttstockar också är möjliga att använda.

Uppgifterna om ekosystemtjänsternas värden kan ligga till grund för att identifiera olika styrmedels- och åtgärdsalternativ som kan förändra mänsklig påverkan på ekosystemen och därmed deras förmåga att upprätthålla indirekta och direkta ekosystemtjänster. För att förstå de totala samhälleliga effekterna som ett visst styrmedel eller en åtgärd ger upphov till, måste alla direkta och indirekta effekter vägas samman och jämföras. Ett exempel på en studie som uppskattar värdet av den indirekta ekosystemtjänsten självrening ges i kapitel 4.2.

¹¹ Detta är bara ett exempel på en kategorisering. Se Naturvårdsverket (2017a), Neugarten m.fl. (2018), och Haines-Young och Potschin (2017) för en diskussion om olika typer av klassificeringar.

¹² Rekreation är ett exempel på en aktivitet som i vissa klassificeringar, inkl. den återgiven i tabell 1, tolkas som en direkt ekosystemtjänst medan det i många värderingssammanhang tolkas som en nytta som härleds från ekosystemtjänster.



Figur 2. Hierarkisk tolkning av ekosystemtjänster. De indirekta tjänsterna skapar förutsättningar för de direkta tjänsterna. Samhälleliga nyttor förknippade med direkta ekosystemtjänster kan värderas genom olika ekonomiska metoder. Resultatet från värderingsmetoderna kan ge beslutsstöd för ev. införsel av styrmedel och åtgärder som reglerar påverkan på indirekta ekosystemtjänster. Bild tolkad från Haines-Young och Potschin (2017).

2.2. SAMHÄLLSEKONOMISKA ANALYSER SOM UNDERLAG FÖR BESLUT

Tillämpad samhällsekonomisk analys handlar i grova drag om att analysera vilka drivkrafter som påverkar dagens beteenden och hur olika handlingsalternativ kan förväntas påverka dessa, bedöma nyttor och kostnader för samhället av olika handlingsalternativ samt att bedöma om nuvarande eller förändrade beteenden och beslut resulterar i en resursanvändning som är samhällsekonomiskt önskvärd. Analyserna kan bidra med att på ett strukturerat sätt tydliggöra olika samhällsekonomiska effekter av olika handlingsalternativ, identifiera viktiga kunskapsluckor och ge underlag för kompromisser och intressentdialoger. Analyserna kan därmed exempelvis bidra med underlag för att utforma styrmedel och åtgärder som påverkar aktörers drivkrafter så att de i högre grad bidrar till implementeringen av en ekosystembaserad fiskförvaltning.

Innan vi går vidare är det viktigt att här poängtera skillnaden mellan styrmedel och åtgärder. Styrmedel är politiska verktyg, som lagar, skatter, subventioner, informationskampanjer eller tilldelning av äganderättigheter, som syftar till att förändra individers, företags, och organisationers drivkrafter att handla på ett visst sätt.

Åtgärder är de konkreta handlingar som olika aktörer vidtar till följd av styrmedlet. Styrmedel påverkar alltså aktörers incitament och drivkrafter att vidta åtgärder. De totala samhällsekonomiska effekterna av ett styrmedel, som kan observeras som resursanvändning, miljöpåverkan, hälsoeffekter och så vidare, är därmed resultatet av summan av samhällets olika aktörers decentraliserade beslut.

Det är alltså *hur* ett styrmedel påverkar aktörers incitament att fatta olika typer av beslut som avgör om styrmedlet är samhällsekonomiskt effektivt eller inte. Samhällsekonomiskt effektiva styrmedel måste vara ”träffsäkra” i förhållande till förekomsten av – och storleken på – externa effekter (eller mer generellt vara träffsäkra i förhållande till att adressera marknadsmisslyckanden). Detta innebär att styrmedlet ska omfatta alla aktörer

som bidrar till den externa effekten och påverka incitamentsstrukturen så att aktörernas egenintressen bättre stämmer överens med samhällets samlade intressen.

Samhällsekonomiska analyser kan även ligga till grund för målformulering. Ur ett samhällsekonomiskt perspektiv bör målen som styr miljöpolitiken utformas på ett sådant sätt så att samhällsnyttan maximeras. Det innebär exempelvis att en given minskning i miljöpåverkan sker till lägsta möjliga samhällsekonomiska kostnad (kostnadseffektivitet) samt att minskningen drivs till den punkt där kostnaden för ytterligare reduktion är lika hög som värdet av den marginella skadan. Det är samtidigt viktigt att notera att det finns många utgångspunkter för målformulering i dagens förvaltningssystem. I yrkesfiskestrategin (Jordbruksverket och HaV, 2016) är visionen att förvaltningen *”inom de miljömässigt hållbara ramarna strävar ... efter att skapa största samhällsekonomiska värde inkluderande sociala och ekonomiska aspekter”*. EU:s gemensamma fiskeripolitik utgår från den ekologiska målsättningen om ett fiske som bedrivs på en nivå som säkerställer ett maximalt hållbart nyttjande. Denna målsättning behöver nödvändigtvis inte motsvara den målsättning som en samhällsekonomisk analys skulle komma fram till. Oavsett om själva målsättningen motsvarar en samhällsekonomisk effektiv målsättning ställer politiken ofta krav på att de åtgärder som ska vidtas för att uppnå målet är kostnadseffektiva.

Kostnadsnyttoanalys bidrar med förståelse för vad som bör ingå i tillämpad analys

En metod för att bedöma olika handlingsalternativ är så kallad samhällsekonomisk lönsamhetskalkyl (Cost-Benefit Analysis, CBA), ibland även kallad samhällsekonomisk konsekvensanalys. Metoden syftar till att väga alla samhällsliga nyttor och kostnader över tid av olika handlingsalternativ mot varandra. Metoden bygger på välfärdsteoretiska resonemang och utgår från att nyttan av en resurs bestäms genom individens preferenser och att denna nytta kan kvantifieras. Det finns förstås flera andra samhällsekonomiska analysmetoder grundade i olika teoribildningar, en del av dessa kommer att diskuteras mer i kapitel 4. Lönsamhetskalkylen illustrerar en slags teoretisk ”best-practice” av samhällsekonomiska avvägningar och är en bra utgångspunkt för vidare resonemang om vad som är viktigt att beakta i tillämpad analys, oavsett metod (jmf. Brännlund & Kriström, 2012 och Naturvårdsverket, 2014).

För det första bygger jämförelsen av olika handlingsalternativ, inklusive referensscenariot/nollalternativet, alltså på det förväntade utfallet av att inte ändra på nuvarande styrning – på att de är väl specificerade. Det innebär att de bygger på en väl genomförd problemanalys och att effekterna som de olika alternativen medför är identifierade och går att kvantifiera och mäta. Här behövs såväl naturvetenskaplig som samhällsvetenskaplig expertis. För till exempel handlingsalternativ som syftar till att förbättra vattenmiljön innebär detta att tydligt identifiera hur miljöstatus ser ut i utgångsläget, hur miljöstatus förväntas utvecklas i de olika handlingsalternativen, och hur miljöstatus ska mätas såväl i utgångsläget som i efterhand. En tydlig definition av de olika jämförelsealternativen är nödvändig för att analysen ska erbjuda möjligheten att tolka nyttor och kostnader. Resultaten riskerar att annars bli meningslösa som beslutsunderlag.

Väl specificerade handlingsalternativ möjliggör också utförandet av känslighetsanalyser. Dessa ger en förståelse för osäkerheten i beräkningarna och slutsatserna som kan dras av dem genom att visa hur skattningarna påverkas av förändrade förutsättningar än dem antagna i analysen. Tydligt definierade handlingsalternativ och känslighetsanalyser bidrar därmed till ett transparent underlag som gör analysen replikerbar och underlättar intressentdialoger. Transparensen möjliggör också kritik och ifrågasättande av valda

jämförelsealternativ och det förmodade nollalternativet (Söderholm m.fl., 2015) och bidrar till att identifiera var ytterligare kunskap, exempelvis om ekologiska samband, skulle kunna bidra till att minska osäkerheten i analysen.

För det andra tydliggörs vikten av att specificera på vilket sätt fördelningen av kostnader och nyttor ska beaktas, så kallade fördelningseffekter. I en traditionell CBA är kriteriet för att avgöra vilket handlingsalternativ som är ”bäst” helt enkelt att nettovärdet, skillnaden mellan den totala nyttan och den totala kostnaden, är störst. Hur nyttorna och kostnaderna fördelas mellan olika aktörer och miljön tar detta kriterium inte explicit hänsyn till. Kriteriet innebär endast att det potentiellt skulle gå att kompensera ”förlorarna” med den nytta som tillfaller ”vinnarna”. I praktiken är dock fördelningseffekter av olika handlingsalternativ, både i tid och rum, en viktig del av analysen. Fördelningseffekterna av ett förslag kan vara avgörande för huruvida det är politiskt genomförbart eller inte (Naturvårdsverket, 2014). Dessutom har fördelningseffekterna ofta hög relevans för själva utformningen av styrmedel, såsom illustreras i exemplen om vart trälgränsen för havskrafta ska dras och åtgärder för att minska övergödning i Östersjön (se avsnitt 5.3).

För det tredje aktualiseras frågan om vilka värden som kan och bör skattas monetärt. Monetarisering av effekter möts ofta av kritik, men vilken enhet kostnader och nyttor uttrycks i spelar egentligen ingen roll. Den monetära enheten erbjuder *en* möjlighet att relatera kostnader och nyttor på en enhetlig skala. Det möjliggör att addera olika nyttor och kostnader av exempelvis en åtgärd för att se om den samhällsekonomiska netto nyttan är positiv. Kritiken som ofta lyfts är att det inte är möjligt att mäta alla välfärdseffekter, och att utebliven värdering av vissa effekter kan misstolkas som att de inte har något värde alls. Detta gäller dock naturligtvis för alla typer av analyser som syftar till att jämföra olika effekter med varandra, inte bara samhällsekonomiska analyser. Kritiken bör dock tas på allvar, och hanteringen av utebliven eller felaktig värdering är en viktig del av analysen som kan göras på olika sätt, exempelvis genom att uttrycka vissa effekter i andra enheter och/eller i kvalitativa termer. På samma sätt är det viktigt att noga redovisa de antaganden som ligger bakom värderingsmetoden och hur resultaten översätts till olika situationer.

En relaterad fråga är på vilket sätt kostnader och nyttor av olika handlingsalternativ ska jämföras över tid. Det är viktigt att ha i åtanke att valet av diskonteringsränta för att räkna om hur framtida värden förhåller sig till dagens, inklusive valet att inte diskontera alls, påverkar analysens resultat (se t.ex. diskussion i Vetenskapliga rådet för hållbar utveckling, 2018).

2.2.1 Tillämpade samhällsekonomiska analyser i offentlig förvaltning

Den typ av samhällsekonomiska analyser som i praktiken tillämpas i förvaltningen kan grovt delas in i styrmedels- och åtgärdsanalyser (se Söderholm m.fl. (2015) för en kartläggning och kategorisering av tillämpade samhällsekonomiska analyser kopplade till havs- och vattenmiljön.). Överenskommelser och lagkrav på att samhällsekonomiska analyser ska tillämpas diskuteras i kapitel 3.

Åtgärdsanalyser

Åtgärdsanalyser fokuserar på olika typer av kostnads- och nyttouppskattningar av åtgärder, till exempel för att nå ett eller flera på förhand specificerade mål. Analyserna är oftast begränsade till en ”bottom-up”-beskrivning, det vill säga att fokus ligger då på att analysera effekterna av att vidta olika åtgärder snarare än att analysera vilka styrmedel som behövs för att skapa drivkrafter för att företag, organisationer och individer i praktiken ska vidta de åtgärder som analyseras (Söderholm m.fl., 2015). Syftet med

analysen är att skatta hur mycket *extra* åtgärderna skulle kosta – och hur mycket *extra* nytta de skulle bidra med – i jämförelse med utvecklingen i ett referensscenario. Analysen kan exempelvis utgöras av en kostnads- och nyttoanalys av olika åtgärder eller kombinationer av åtgärder genom att värdera kostnader och nyttor i monetära termer. I andra fall syftar analysen till att rangordna olika åtgärdsalternativ utifrån kostnader i förhållande till effekten på ett mål (kostnadseffektivitetsanalys). Kostnaderna värderas då monetärt och sätts i relation till ett icke-monetärt utfallsmått, till exempel ljusinsläpp i vatten eller tillgång till rekreationsområden.

Styrmedelsanalyser

Styrmedelsanalyser identifierar i stället behov av styrmedel och deras förväntade effekter på beteenden, ofta utifrån kriterier som exempelvis kostnadseffektivitet, måluppfyllelse, fördelningseffekter med mera. Analyserna kan både syfta till att utreda behovet av styrmedel och dess förväntade effekter inför (eventuella) politiska beslut, en *ex ante*-ansats, eller till att utreda effekterna av styrmedel efter att de införts, en *ex post*-ansats. Tillvägagångssättet avgörs av frågeställningen och frågeställarens villkor för analysen.

2.2.2 Utmaningar kopplade till tillämpade samhällsekonomiska analyser i offentlig förvaltning

Vetenskapliga rådet för hållbar utveckling (2018) har kategoriserat de typer av samhällsekonomiska analyser som utförs inom svensk offentlig förvaltning. De har identifierat fyra olika typer som skiljer sig med avseende på frågeställningen som ska besvaras, huruvida styrmedel/åtgärder och förväntade konsekvenser ska identifieras eller är givna på förhand, och om analysen syftar till framtida beslut (*ex ante*) eller utvärderar redan införda styrmedel/åtgärder (*ex post*). Dessa typer av analyser kan jämföras mot ”best-practice”, det vill säga den typ av samhällsekonomisk lönsamhetskalkyl som beskrivs ovan och som skulle utföras i en värld med tillgång till all relevant data och tillräckligt med tillsatta resurser för analysarbetet (*se tabell 2*).

Vetenskapliga rådet för hållbar utveckling konstaterar att de samhällsekonomiska analyser som utförs i förvaltningen i hög utsträckning beror på beställarens specifikation avseende mål/kriterier eller styrmedel/åtgärder. Till skillnad från best-practice, är det inte ovanligt att beställaren villkorar analysen avseende både mål/kriterier och styrmedel/åtgärder samtidigt: ”till exempel kan beställaren efterfråga att analysen identifierar vilka åtgärder/styrmedel som kan uppnå ett givet mål till lägsta möjliga kostnad och med en viss fördelningseffekt eller att ett av de analyserade styrmedlen ska vara till exempel en miljöskatt.” Den här typen av villkorad analys begränsar vilka metoder som kan användas och vilka slutsatser analysen kan komma fram till.

En stor utmaning kopplad till tillämpad styrmedels- och åtgärdsanalys är förekomsten av interaktioner mellan olika externa effekter (se Söderqvist m.fl., 2017 för en mer ingående diskussion). Styrmedel som riktas mot en enskild sektor kan få bieffekter på andra sektorer. Beslut som exempelvis fiskeregleringar för naturskydd, havsplanering eller reglering av fiskemetoder kan indirekt påverka bland annat fördelningen av fiskemöjligheter bland olika intressenter. Ett exempel är regleringen av det svenska hummerfisket. Fisket har under senare år karaktäriserats av minskade bestånd, ett ökat antal fartyg och lägre fångster per fartyg (Hammarlund m.fl., 2018c). Situationen är karaktäristisk för ett fiske med allmänningens tragedi. Fisket regleras huvudsakligen genom säsongsbegränsningar och redskapsbegränsningar. Situationen kompliceras av att större delen av de totala fångsterna tas av fritidsfiskare. Så länge fritidsfisket inte begränsas riskerar åtgärder inom yrkesfisket att inte vara tillräckliga för att återställa hummerbeståndet.

Samhällsekonomisk analys kan användas för att utreda på vilket sätt styrmedel och åtgärder kompletterar eller hindrar varandras syften (se t.ex. Carlsson m.fl., 2016). Det vore exempelvis möjligt att öka användningen av samhällsekonomisk analys i utvärderingar (styrmedelsanalyser med en ex post-ansats). Utvärderingar av redan införda styrmedel görs mer sällan i jämförelse med analyser med en ex ante-ansats inom havs- och vattenområdet såväl som inom andra miljöområden (Söderholm m.fl., 2016). Framförallt är det få studier som analyserar olika styrmedels bidrag till att uppfylla miljömålen. Detta är en brist eftersom utvärdering tas fram för att kunna användas i en beslutsprocess (SOU 2018:79) och därmed är en viktig ingrediens i adaptiv förvaltning.

En anledning till att få utvärderingar görs är att det är svårt att generera ett trovärdigt referensscenario för hur verkligheten skulle sett ut i avsaknad av det utvärderade styrmedlet. I den bästa av världar kan ett samhälle där styrmedlet införts jämföras med ett annat precis likadant där det inte har införts. Då kan skillnaden i miljöstatus och samhällets välfärd härledas direkt till styrmedlet i fråga. I verkligheten tacklas uppgiften i bästa fall med ekonometriska metoder eller andra former av kvantitativ modellering, och för den sortens analys krävs i regel ett stort och tillförlitligt dataunderlag. I många fall skulle ex-post analyser kunna underlättas genom att på förhand tänka igenom på vilket sätt styrmedlet ska utvärderas och vilket underlag som då skulle krävas.

OECD rekommenderar att stater utför systematiska utvärderingar av befintliga regleringar och styrmedel mot politikens mål för att säkerställa att de är ändamålsenliga, verkningfulla, kostnadseffektiva och samstämmiga med andra regleringar. OECD har lämnat rekommendationer till Sverige vid flera tillfällen, bland annat angående att etablera nationella principer för utvärdering genom vägledningar, standarder och god praxis (OECD, 2013; 2018). Detta har ännu inte genomförts, men under 2018 levererades betänkandet för Analys och utvärderingsutredningen till regeringen (SOU 2018:79). I utredningen identifieras regeringens behov av analys- och utvärderingsmyndigheter för att bland annat generera kunskap om: i) politikens genomförande och effekter och utgöra underlag för justeringar, samt ii) politikens möjligheter och begränsningar (Forsstedt, 2018).

Andra utmaningar kopplade till ett styrmedels träffsäkerhet är bristande information och osäkerhet om miljöeffekter, både avseende olika aktörers inverkan på miljön och förekomsten av effektiva åtgärder. Till detta hör att det är svårt att förutspå hur människors beteenden i sociala system liksom hur processer och funktioner i ekosystem kommer att utvecklas över tid (t.ex. på grund av sociala såväl som ekologiska tröskleffekter). Sammantaget begränsar dessa utmaningar möjligheten att i praktiken väga samman alla nyttor och kostnader av olika alternativ. I stället görs ofta olika avgränsningar för att bortse från effekter som väntas bli relativt oviktiga och fokusera på de effekter som väntas ha större betydelse för utfallet.

Ett typiskt exempel på en sådan avgränsning är att i bedömningen av ett styrmedelsförslag bortse från de indirekta effekter i värdekedjan som påverkas. Sådana så kallade värdekedjeeffekter är normalt försumbara så länge de inte är så omfattande att priset på varan påverkas. Dessutom begränsar avgränsningen risken att dubbelräkna effekter.

Tabell 2. Olika typer av samhällsekonomiska analyser inom offentlig förvaltning. Analyserna sorteras utifrån typ av analys, vilken frågeställning analysen syftar till att besvara, huruvida styrmedel eller åtgärd är givet på förhand eller ska identifieras, hur konsekvenser på miljön identifieras, och huruvida de är framåt- (ex-ante) eller tillbakablickande analyser (ex-post). Vilken typ av analys som utförs beror alltså på om beställaren har specificerat mål/kriterier som ska uppfyllas alternativt föreslagit styrmedel/åtgärder som ska analyseras. Delvis baserad på tabell i Vetenskapliga rådet för hållbar utveckling (2018).

TYP AV SAMHÄLLSEKONOMISK ANALYS (EXEMPEL PÅ STUDIE)	EXEMPEL PÅ FRÅGESTÄLLNINGAR SOM ANALYSEN ÅMNAR BESVARA	STYRMEDEL ELLER ÅTGÄRDER FÖR ATT PÅVERKA BETEENDEN	FÖRVÄNTADE KONSEKVENSER (VERKAN)	NÄR GÖRS STUDIEN
”Best practice” Samhällsekonomisk konsekvensanalys/kostnadsnyttoanalys (CBA).	Vilka styrmedel och åtgärder är aktuella? Vilka kostnader och nyttor skulle respektive styrmedel eller åtgärd åstadkomma? Vilket styrmedel eller vilken åtgärd (eller kombinationer av) åstadkommer det högsta samhällsekonomiska värdet?	Identifieras i analysen (ex-ante), eller givet på förhand (ex-post).	Identifieras i analysen.	Både innan något styrmedel eller åtgärd införts (ex-ante) och som utvärdering i efterhand av det alternativ som faktiskt valdes (ex-post).
Villkorad samhällsekonomisk konsekvensanalys, (se t.ex. kostnadsnyttoanalys av att öka mängden vildlax genom att minska produktionen av el (NV, 2014).	Vilka kostnader och nyttor medför föreslaget styrmedel eller åtgärd?	Givet på förhand.	Identifieras i analysen.	Innan styrmedel eller åtgärd införts (ex-ante).
Kostnadseffektivitetsanalys, (se Havs- och vattenmyndighetens (2016a) underlagsrapport till God Havsmiljö 2020, åtgärdsprogram för havsmiljön: konsekvensanalys, där Havs- och vattenmyndigheten använder sig av expertbedömningar av åtgärders effekt på måluppfyllelse av miljö kvalitetsnormer).	Vilket styrmedel eller åtgärd når ett givet mål eller kriterier till lägst kostnad?	Identifieras i analysen.	Delvis givet på förhand i form av mål eller kriterier men t.ex. fördelningseffekter identifieras i analysen.	Innan styrmedel eller åtgärd införts (ex-ante).
Samhällsekonomisk effektivitetsanalys.	Vilka mål ger störst samhällsnytta? Vilken åtgärd ger störst effekt?	Identifieras (om möjligt) i analysen.	Identifieras i analysen.	Innan styrmedel eller åtgärd införts (ex-ante).
Samhällsekonomisk utvärdering av styrmedel eller åtgärder, (se t.ex. en diskussion kring utvärderingsbarheten av systemet med överlåtbara fiskerättigheter i det pelagiska fisket i Stage m fl. (2015).)	I vilken grad har styrmedel eller åtgärder lett till att mål eller kriterier uppnåtts? Vilka kostnader och nyttor har det inneburit?	Givet på förhand.	Observeras empiriskt och jämförs med mål och kriterier och/eller utvecklingen i referensscenario.	Utvärdering av redan infört styrmedel eller åtgärd (ex-post).

Ett annat, mer problematiskt, exempel på avgränsningar som ofta görs är att i analysen av ett styrmedel för att begränsa fisket på en art, bortse från indirekta ekosystemeffekter på andra arter i samma ekosystem och andra indirekta effekter. Söderholm m.fl. (2015) pekar till exempel på att åtgärdsanalyser inom havs- och vattenförvaltningen ofta fokuserar endast på de direkta åtgärds kostnaderna (t.ex. utrustning) snarare än de indirekta kostnader som förknippas med åtgärderna, till exempel lärandekostnader, administrativa kostnader, nyttoförluster med mera. Detta görs inte nödvändigtvis för att det finns vetenskap om att de indirekta effekterna är försumbara utan snarare för att osäkerheten är så stor att det (med det givna kunskapsläget) inte går att bedöma dem. I ett

sådant läge vore det bättre att i stället för att avgränsa analysen till endast kända samband, markera att det finns en kunskapslucka, diskutera vilken storlek på osäkerheten som skulle påverka slutsatserna och diskutera om det är rimligt att tro att osäkerheten faktiskt är så stor. På det sättet kan samhällsekonomisk analys även bidra till att avgöra behovet av att tillämpa försiktighetsansatsen.

Vetenskapliga rådet för hållbar utveckling (2018) föreslår att använda sig av systemkartor för att komma åt osäkerheten kring komplexa miljöeffekter. Det går ut på att söka kartlägga alla möjliga systeminteraktioner inom ekosystemet men även inom det sociala systemet och interaktionerna dem emellan. En systemkarta byggs utifrån befintlig kunskap och kan sedan användas för att identifiera potentiella effekter av olika förändringar av systemet samt eventuella behov av kunskapskompletteringar (se Crépin m. fl., 2017 för en tillämpning på scenarier i Arktiska Oceanen). Den här typen av ansats förlorar i precision jämfört med traditionella samhällsekonomiska bedömningar, bland annat eftersom möjligheten att kvantifiera samband är låg. Samtidigt ger metoden möjligheten att kvalitativt identifiera processer som annars riskerar att missas. Detta bidrar till att bättre kunna förstå och beakta dynamiska effekter och eventuella tröskleffekter och därmed till bättre riskanalyser.

3. LAGKRAV OCH INTERNATIONELLA ÖVERENSKOMMELSER

I detta kapitel presenteras några av de direktiv, lagar och överenskommelser som ställer krav på, och sätter ramarna för, samhällsekonomisk analys inom den akvatiska miljöförvaltningen. En genomgång av alla de internationella, regionala och nationella styrmedel som reglerar aktiviteter med kopplingar till marin miljö redovisas i underlagsrapporten till den senaste inledande bedömningen inom ramen för Havsmiljödirektivet (Havs- och vattenmyndigheten, 2017a).

3.1 GLOBALT

3.1.1 Agenda 2030

FN:s generalförsamling antog år 2015 resolutionen Agenda 2030 för hållbar utveckling. Resolutionen innehåller 17 hållbarhetsmål och ett antal delmål inom dimensionerna ekologisk, social och ekonomisk hållbarhet.¹³ Sveriges 16 nationella miljökvalitetsmål och generationsmålet är en del i Sveriges arbete med att uppnå den ekologiska dimensionen av Agenda 2030.

Mål 14 i Agenda 2030, Hav och marina resurser, inriktar sig speciellt på att främja ett hållbart nyttjande av haven och havens resurser. Flera av delmålen ska vara uppnådda senast 2020, exempelvis delmålen om att skydda och återställa ekosystem (14.2), avskaffa subventioner till överfiske (14.6) och bevara kust- och havsområden (14.5). Samhällsekonomisk analys är ett av flera viktiga underlag för att kunna väga de olika målsättningarna, specificerade inom och mellan målen i Agenda 2030, och prioritera mellan olika styrmedel och åtgärder för att uppnå dem (Le Blanc m.fl., 2017).

¹³ Definitionen av hållbarhet i termer av ekologisk, social och ekonomisk hållbarhet har sitt ursprung i Bruntlandrapporten: <http://www.un-documents.net/our-common-future.pdf>.

3.1.2 Konventionen om biologisk mångfald och Agenda 21.

Konventionen om biologisk mångfald (CBD) antogs under FN:s Riokonferens (UNCED) 1992 och har idag över 195 anslutna länder.¹⁴ Konventionen definierar biologisk mångfald som ”*variationsrikedomen bland levande organismer av alla ursprung, inklusive landbaserade, marina och andra akvatiska ekosystem och de ekologiska komplex i vilka dessa organismer ingår. Detta innefattar mångfalden inom och mellan arter och ekosystem*” (Naturvårdsverket, 2010). Genom att skriva under och ratificera konventionen binder sig medlemsländer att stödja dess mål. De övergripande målen är i) bevarande av biologisk mångfald, ii) hållbart nyttjande av dess beståndsdelar och iii) rättvis fördelning av nyttan av genetiska resurser. Konventionens parter undertecknade 2010 i Nagoya en strategisk plan, den så kallade Nagoyaplanen, för att accelerera arbetet med att uppfylla de övergripande målen. Den strategiska planen sträcker sig till 2020 och innehåller 20 delmål – de så kallade Aichimålen, som handlar om att förbättra situationen för biologisk mångfald och att öka nyttan av ekosystemtjänster för alla. Aichimålen har i Sverige införlivats i det nationella miljömålsarbetet, och ledde till att EU tog fram en biodiversitetsstrategi 2011 (se 3.2.2).¹⁵ Förhandlingarna för den nya strategiska planen pågår och ska beslutas på COP15 i Kina. Konventionen har även införlivats regionalt genom EU förordning (511/2014/EG) om åtgärder för tillträde till och rimlig och rättvis fördelning av vinster från nyttjande av genetiska resurser i unionen.

Malawiprinciperna

Ekosystemansatsen har sin grund i implementeringen av konventionen om biologisk mångfald. På konventionens femte partnerskapsmöte år 2000 kom parterna överens om en gemensam definition av ekosystemansatsen och tolv principer för dess tillämpning, de så kallade Malawiprinciperna, beslutades (COP-5 Decision V/6). Under det sjunde partnerskapsmötet, 2004, kompletterades ekosystemansatsen ytterligare framförallt med beslut avseende praktisk implementering av ansatsen i förvaltningsbeslut (COP-7 Decision VII/11).

Malawiprincip 4 uttrycker explicit behovet av att samhällsekonomiska analyser ligger till grund för förvaltningsbeslut av ekosystem och biologisk mångfald. Principen tydliggör att målen om biologisk mångfald bland annat ska uppfyllas med hjälp av ekonomiska incitament underbyggda av ekonomisk analys.

Agenda 21

På Riokonferensen 1992 antogs totalt fem internationella dokument, varav även Agenda 21 är relevant i detta sammanhang. Agenda 21 antogs som ett handlingsprogram för att bidra till hållbar utveckling. I handlingsprogrammets kapitel 17 uppmanas till försiktighetsprincipen i marin förvaltning (UN, 1992). Kustländer uppmanas bland annat till att samla in socioekonomiska och ekologiska data som kan användas för analys av utvecklingen av tillgång och användning av marina resurser, utvecklingen av bioekonomiska modeller samt införelse av ekonomiska incitament för ett hållbart nyttjande av marina resurser.

3.1.3 FN:s havsrättskonvention

FN:s havsrättskonvention (UNCLOS) utgör en slags global grundlag för nyttjandet av havet. Konventionen undertecknades 1982 och trädde i kraft 1994 då den i princip ersatte

¹⁴ <https://www.cbd.int/information/parties.shtml>

¹⁵ Se regeringens bild över kopplingen mellan Aichimål, målen inom EU:s biodiversitetsstrategi och Sveriges etappmål inom miljömålsarbetet: <https://www.regeringen.se/49bbb6/contentassets/06fc444e747c4c4c9a5e456c8f6a5ad4/mal-for-biologisk-mangfald-och-ekosystemtjanster-m2014.03-a3-format>

tidigare havsrättsliga konventioner (Sverige ratificerade konventionen 1996, se SÖ 2000:1). Havsrättskonventionen är ett viktigt verktyg i arbetet med att minska förekomsten av en rad externa effekter kopplade till nyttjandet av marina resurser. Konventionen fastställer hur världshaven ska delas mellan länderna med avseende på juridiska och ekonomiska rättigheter, nyttjanden och skydd. Bland annat reglerar konventionen territorialhavsgrensar, beräkning av kuststaters ekonomiska zoner (EEZ) och uppdelning av kontinentalsockeln, resursers juridiska status, skydd av den marina miljön, sjöfartens navigationsrätt och rätten till marin forskning. Kuststater åtnjuter till exempel suveräna rättigheter att bedriva fiske inom ramen för sin ekonomiska zon (200 nautiska mil från baslinjen). Havsrättskonventionen specificerar alltså inte några kriterier för *hur* fiskerättigheter ska fördelas, exempelvis om de ska baseras på historisk fångst eller geografisk fördelning och så vidare. (Dankel m.fl., 2015).

Genom konventionen anslöt sig EU till principen om maximalt hållbart uttag (MSY). Principen innebär att fångster begränsas till det största möjliga uttag som kan göras ur ett bestånd under en obegränsad tidsperiod utan att beståndet skadas och utgör grundprincipen i EU:s gemensamma fiskeripolitik. Som vi såg i kapitel 2 är det normalt samhällsekonomiskt lönsamt att begränsa fisket till lägre nivåer än de som ger MSY, men principen om MSY innebär ändå en förbättring ur samhällsekonomisk synvinkel jämfört med de ännu högre fiskenivåer som förekom innan dess.

Fiskbeståndsavtalet

Under FN:s havsrättskonvention har även det så kallade fiskbeståndsavtalet¹⁶, som trädde i kraft 2001, tillkommit. Avtalet syftar till att förbättra förvaltning och bevarande av gränsöverskridande och vandrande fiskbestånd och reglerar hur samarbetet mellan regionala fiskerierorganisationer, såsom HELCOM, ska gå till. Avtalet ställer krav på att kuststater ska samarbeta för att säkerställa att vandrande fiskbestånd bevaras och att de ska komma överens om hur fångstmöjligheter ska fördelas mellan dem. Avtalet fastställer dock inga principer för hur en sådan fördelning ska beslutas. Fördelningen av fiskemöjligheter på delade bestånd fastställs istället genom förhandling mellan kuststater. Klimatförändringarnas effekter på fiskbeståndens utbredning och migrationsmönster förutspås leda till försvårade förhandlingar (Dankel m.fl., 2015). Detta innebär också ett ökat behov av samhällsekonomiska analyser för att definiera kriterier för fördelning av fiskerättigheter mellan kuststater och för att analysera förväntade effekter av olika förhandlingsutfall.

3.2 EU OCH MULTILATERALA SAMARBETEN

3.2.1 EU:s gemensamma fiskeripolitik (GFP)

De stora dragen i svensk fiskeriförvaltning regleras genom EU:s gemensamma fiskeripolitik (1380/2013/EG).¹⁷ Nuvarande programperiod löper under perioden 2013–2020. För de bestånd som förvaltas gemensamt inom EU beslutar kommissionen om årliga fiskekvoter som sedan fördelas mellan medlemsstaterna (Total allowable catch (TAC)). Kommissionen fattar besluten utifrån råd som inhämtas från bland andra Internationella havskommissionen (ICES), Vetenskapliga, tekniska och ekonomiska kommittén för fiskerinäringen (STECF) och från regionala fiskerierorganisationers vetenskapliga kommittéer och råd. Hur medlemsstaterna fördelar och förvaltar de

¹⁶ https://www.un.org/Depts/los/convention_agreements/convention_overview_fish_stocks.htm

¹⁷ EU förordning (1380/2013/EG) om den gemensamma fiskepolitiken, om ändringar av rådets förordningar (1954/2003 och 1224/2009) och om upphävande av rådets förordningar (2371/2002 och 639/2004) och rådets beslut (585/2004)

tilldelade nationella fiskerimöjligheterna beslutar de själva om, givet *”transparenta och objektiva kriterier, inbegripet miljömässiga, sociala och ekonomiska kriterier”* (GFP, EU 1380/2013). Regioner med gemensamma fiskbestånd som delar på fiskekvoter har ett ansvar att samordna sin förvaltning. Det finns två regionala organ runt Sverige. BALTFISH, som är ansvarig för Östersjöns fiskförvaltning och Scheveningen, som har motsvarande roll för Skagerrak/Kattegatt och Nordsjön.

Den gemensamma fiskeripolitiken syftar till att *”... fiske- och vattenbruksverksamheterna är miljömässigt hållbara på lång sikt och förvaltas på ett sätt som är förenligt med målen om att uppnå nytta i ekonomiskt, socialt och sysselsättningshänseende samt att bidra till att trygga livsmedelsförsörjningen”*. En central komponent i den senaste programperioden är att ekosystembaserad förvaltning ska tillämpas. Målet är att behålla bestånden över en nivå som säkerställer maximal hållbar avkastning. När bedömningsgrunder saknas gäller försiktighetsprincipen. En ekosystembaserad fiskeripolitik spelar en viktig roll för att uppfylla Havsmiljödirektivets mål såväl som EU:s internationella förpliktelser om att följa en ekosystembaserad strategi enligt konventionen om biologisk mångfald och Johannesburgsdeklarationen vid FN:s världstoppmöte om hållbar utveckling 2002.¹⁸

Fleråriga planer är ett av verktygen i implementeringen av ekosystembaserad fiskförvaltning. En flerårig plan ska omfatta antingen i) specifika arter eller ii) blandfiske eller bestånd vars dynamik *”uppvisar ömsesidig koppling... med beaktande av kunskapen om kopplingar mellan fiskbestånd, fiske och marina ekosystem”* (GFP, EU 1380/2013). För Sveriges del finns det idag en flerårig plan för Östersjön och en plan under förhandling för Nordsjön och Skagerrak-Kattegatt (Havs- och vattenmyndigheten, 2018b). Även skyddade områden är ett verktyg för ekosystembaserad fiskförvaltning. I direktivet står det att *”åtgärder som reglerar fiskeriförvaltning kan vidtas ... i syfte att stödja uppnåendet av de mål som behandlas i detta direktiv, inbegripet att helt stänga av vissa områden för fiske för att göra det möjligt att bevara eller återupprätta ekosystemens integritet, struktur och funktion och, i förekommande fall, för att skydda, bland annat, lekområden, uppväxtområden samt födosöksområden.”*

Krav på samhällsekonomiska analyser uttrycks indirekt i förordningen om GFP. Fiskeripolitiken ska bidra till en rimlig levnadsstandard för näringen och särskilt beakta kustnära fiske och socioekonomiska aspekter. Förordningen ställer krav på att medlemsländerna ska samla in biologiska, miljörelaterade, tekniska och socioekonomiska data som bland annat ska möjliggöra utvärdering av marina resursers tillstånd, fiskets inverkan på marina resurser samt fiske-, vattenbruks- och beredningssektorernas 'socioekonomiska prestationer' i och utanför unionens vatten. Hur socioekonomiska effekter följs upp och utvärderas är däremot inte preciserat i förordningen om GFP. Begreppet kan tolkas på flera sätt och många gånger begränsas det till fiskets företagsekonomiska lönsamhet eller sysselsättningseffekter snarare än till att väga samman alla kostnader och nyttor från olika användningar av marina resurser.

3.2.2. EU:s biodiversitetsstrategi

Som ett led i att följa Nagoyaplanen antog EU sin biodiversitetsstrategi 2011 med sex övergripande mål, inklusive ett om att förbättra fiskförvaltningen. Visionen i strategin är att unionens biodiversitet och dess tillhörande ekosystemtjänster är restaurerade, skyddade och ekonomiskt värderade senast 2050. Strategin uttrycker exempelvis kopplingen mellan ekosystemtjänster och samhälls ekonomin så här: *”... det ekonomiska*

¹⁸ <http://www.un-documents.net/jburgdec.htm>

värdet av ekosystemtjänster och behovet av att återställa dem till gagn för ekonomin.” EU:s biodiversitetsstrategi uppmanar alla medlemsländer att kartlägga sina ekosystem och deras förmåga att leverera ekosystemtjänster enligt en hierarkisk klassificering.¹⁹ I Sverige har bland annat Naturvårdsverket tagit fram förteckningar över ekosystemtjänster och en inventering av svenska dataunderlag för ekosystemtjänster (2012, 2017a) och sektorsspecifika förteckningar har tagits fram av andra myndigheter och organisationer (t.ex. Havs- och vattenmyndigheten (2015b), IVL (2014) och SGU (2014).

3.2.3 Havsmiljödirektivet (Ramdirektiv om en marin strategi, 2008/56/EG)

Ekosystembaserad förvaltning ställer krav på sektorsövergripande politik. EU:s havsmiljödirektiv (MFD) är EU:s gemensamma ramverk för en integrerad havspolitik med den övergripande målsättningen om en god miljöstatus i alla EU:s marina vatten, inklusive kustvatten, till 2020. Direktivet fungerar som ett underlag för att harmonisera miljöfrågor i olika politikområden, som till exempel den gemensamma fiskeripolitiken och jordbrukspolitiken. Havsmiljödirektivet införlivades 2010 i svensk lagstiftning via havsmiljöförordningen (2010:1341).

Direktivet uppmanar medlemsländer att *”tillämpa en ekosystembaserad strategi för förvaltning av mänskliga aktiviteter samtidigt som ett hållbart utnyttjande av marina varor och tjänster möjliggörs”* (Ramdirektiv om en marin strategi, 2008/56/EG). Fokus i havsmiljöförvaltningen i enlighet med havsmiljödirektivet är en flexibel och adaptiv förvaltning baserad på ekosystemansatsen som kan svara mot de marina ekosystemens, ibland oförutsägbara, dynamik. Implementeringen sker i flera steg i cykler på sex år: först ska varje medlemsland definiera innebörden av god miljöstatus och bedöma miljöstatusen i sina havsområden (inledande bedömning); sedan ska miljö kvalitetsnormer och indikatorer för god miljöstatus fastställas som svarar mot de 11 kvalitativa indikatorer som definierar god miljöstatus enligt direktivet; därefter ska program för övervakning av havsmiljön tas fram och till sist ska ett åtgärdsprogram för att nå eller upprätthålla god miljöstatus tas fram. En ny förvaltningscykel inleddes 2018.

Både i det första och sista steget i förvaltningscykeln efterfrågas uttryckligen någon form av samhällsekonomisk analys. Under inledande bedömning ska en social och ekonomisk analys göras av de viktigaste belastnings- och påverkansfaktorerna för ett vatten med avseende på i) hur de används och ii) vilka kostnader som belastningen på den marina miljön medför. Under utarbetandet av åtgärdsprogrammen för havsområdena ska hänsyn tas till hållbar utveckling och särskilt till de planerade åtgärdernas sociala och ekonomiska effekter, inklusive konsekvenser i vatten bortom det aktuella havsområdet. Dessutom ska medlemsländerna se till att åtgärderna är genomförbara och kostnadseffektiva. Effektiviteten och kostnadseffektiviteten av åtgärderna ska mätas gentemot målet om god miljöstatus i marina områden. I den senaste inledande bedömningen (Havs- och vattenmyndigheten, 2018a) utgick den ekonomiska analysen från tre aktiviteter som identifierats²⁰ som särskilt beroende av ekosystemtjänster: marin turism och rekreation, yrkesfiske och fritidsfiske. Kostnaderna för yrkesfisket skattades som den förlorade vinsten av att inte uppnå god miljöstatus och byggde på resultaten från en bioekonomisk modell av europeiska fiskeflottor (New Economics Foundation, 2017). Den sociala analysen innehöll bland annat en kvalitativ bedömning av förväntade sysselsättningseffekter av att uppnå god miljöstatus samt en kvalitativ bedömning av ett urval av hälsoeffekter (Havs- och vattenmyndigheten, 2017a). Analysen innehöll

¹⁹ Se t.ex. <https://www.eea.europa.eu/themes/biodiversity/mapping-europes-ecosystems/mapping-europes-ecosystems>

²⁰ Se Kraufvelin m.fl. (2018)

dessutom en översikt av befintliga styrmedel med relevans för havsmiljödirektivet. I samband med framtagandet av det senaste åtgärdsprogrammet gjordes en kvalitativ, och när det var möjligt kvantitativ, beskrivning av samhällsekonomiska konsekvenser till följd av ändrad tillgång på berörda ekosystemtjänster i referens- och normscenariot med tidshorisonterna 2020 och 2050, baserat på befintliga studier (Havs- och vattenmyndigheten, 2015a).

En svårighet med havsmiljödirektivet är att förhålla sig till måluppfyllelse i relation till olika delmål eller indikatorer. Samhällsekonomisk analys kan användas för att göra avvägningar mellan olika delmål utifrån perspektivet om effektiv användning av resurser. Detta kan bidra till att prioritera resurser på delmål som bidrar till större välfärd i samhället jämfört med andra, eller på att avgöra när nyttan av att ytterligare närma sig delmålet är för liten i förhållande till kostnaden av att göra så.

3.2.4. Vattendirektivet (EU:s ramdirektiv för vatten, 2013/39/EU)

EU:s ramdirektiv för vatten (2013/39/EU), så kallade Vattendirektivet, är EU:s första direktiv i vilket samhällsekonomisk analys ges en central plats. Liksom Havsmiljödirektivet bidrar Vattendirektivet till att harmonisera miljölagstiftning inom EU:s gemenskapspolitik för till exempel jordbruk, fiske, energi och transport. Vattendirektivet syftar till att uppnå eller behålla god vattenstatus i EU:s inlandsvatten (sjöar och vattendrag), övergångsvatten och kustvatten. Vattenförvaltningen liknar havsmiljöförvaltningen till sin utformning. Den drivs i cykler om sex år och innehåller följande steg: kartläggning av vatten utifrån befintlig övervakning, bedömning och klassificering av vattnets tillstånd och påverkansfaktorer, fastställande av miljökvalitetsnormer och vilka åtgärder som behöver vidtas för att nå god vattenkvalitet, med fokus på ekologiska och kemiska indikatorer, och till sist upprättandet av förvaltningsplaner. Den nuvarande cykeln avslutas 2021. Det svenska genomförandet av Vattendirektivet baseras på Förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön och 5 kap. Miljöbalken (1998:808). Ansvaret ligger på de fem länsstyrelser som är vattenmyndigheter. Havs- och vattenmyndigheten stödjer arbetet med ytvatten och Sveriges geologiska undersökning (SGU) arbetet med grundvatten, i båda fallen genom föreskrifter och vägledning.

Direktivet ställer krav på att medlemsländerna ska genomföra en samhällsekonomisk analys av vattenanvändningen i vattendrag och avrinningsområden. Analysen ska ligga till grund för att utforma åtgärdsprogram enligt principen om förorenaren betalar med avseende på de kostnader som är förenade med vattentjänster, inklusive miljö- och resurskostnader, i samband med skada på vattenmiljön. Analysen ska också göra det möjligt att bedöma den mest kostnadseffektiva kombinationen av åtgärder i åtgärdsprogrammen gentemot målet om god vattenkvalitet.

Ekonomiska styrmedel uppmuntras. För vattendirektivet finns vägledningar för hur den ekonomiska analysen ska utföras (CIS Guidance document nr 1 och nr 20). En viktig skillnad mellan kraven på samhällsekonomisk analys i Vatten- och Havsmiljödirektivet är att det förstnämnda ställer krav på att hela åtgärdsprogrammet ska vara kostnadseffektivt, medan det sistnämnda ställer krav på att varje enskild åtgärd ska kostnadsnyttoanalyseras.

Naturvårdsverket (2008) har tagit fram en vägledning för samhällsekonomisk analys särskilt tillämpad för vattenmiljöer. I vägledningen görs skillnad på åtgärdsneutrala och åtgärds-specifika analyser. Åtgärdsneutrala analyser syftar till att utreda konsekvenserna av att uppfylla ett miljökvalitetsmål genom att införa ett åtgärdsprogram jämfört med att inte införa programmet, dock utan att ta hänsyn till exakt vilka specifika åtgärder som

vidtas. Åtgärdsspecifik analys syftar däremot till att utreda konsekvenserna av specifika åtgärder för att uppnå kvalitetskravet. Ett sådant exempel är den kostnadsnyttoanalys som gjordes av att öka mängden vildlax i Vindelälven, Västerbotten, genom att minska produktionen av el i Stornorrfors vattenkraftverk (Naturvårdsverket, 2014). Anledningen till att elproduktionen behövde minska var att vattenflödet till vattenkraftverket förhindrade laxen att vandra mellan älven och havet för att leka. För att uppskatta värdet av ökningen i vildlaxpopulationen uppskattades betalningsviljan (*se avsnitt 4.2*) för vildlax genom en enkät till ett slumpmässigt urval respondenter i Sverige. Betalningsviljan jämfördes med den uppskattade kostnad som vattenkraftverkets förlorade elproduktion skulle innebära. Genom att jämföra nyttosidan med kostnadssidan konstaterades att åtgärden var för kostsam ur ett samhällsekonomiskt perspektiv. En alternativ åtgärd för att öka vildlaxpopulationen blev att i stället bygga en laxtrappa.

3.2.5. Art- och habitatdirektivet, Fågeldirektivet, EU:s förordning om invasiva främmande arter

EU:s huvudsakliga verktyg för en implementering av Konventionen om biologisk mångfald och ekosystemansatsen är Art- och habitatdirektivet (1992/43/EEG)²¹, Fågeldirektivet (2009/147/EG)²² och EU:s förordning om förebyggande och hantering av introduktion av invasiva främmande arter (1143/2014)²³. Dessa direktiv ställer krav på olika typer av samhällsekonomiska analyser.

De skyddade områden som väljs ut inom Natura 2000-nätverket syftar till att uppfylla art- och habitatmålen i de två förstnämnda direktiven. Nätverket ska skydda särskilt sårbara arter och naturtyper och väljas ut med hänsyn tagen till biologi samt ekosystemfunktioner och -strukturer. Var sjätte år tas en prioriterad åtgärdsplan fram för att upprätthålla Natura 2000-nätverket. Åtgärdsplanen ska innehålla uppgifter om ekologiska effekterna och medlemsländerna uppmanas även att lyfta fram den samhällsekonomiska nyttan av att utföra åtgärderna med målet att uppnå gynnsam bevarandestatus. Trots detta benämns inte ekosystemtjänster explicit i direktiven. Det finns inte heller något krav på att identifiera socioekologiska tröskeleffekter eller att undersöka nätverkets så kallade resiliens mot exempelvis klimatförändringar (Rouillard m.fl., 2018). Däremot innehåller direktiven krav på att medlemsstater tar hänsyn till ekonomiska, sociala och kulturella förutsättningar för de åtgärder som föreslås. Kommissionen har tagit fram olika typer av studier för att underlätta arbetet med att uppskatta kostnader och nyttor. Dels finns uppskattningar av det samhällsekonomiska värdet av hela Natura 2000-nätverket, dels metodstudier för att uppskatta det totala samhällsekonomiska värdet av Natura 2000-områden samt det samhällsekonomiska värdet av Natura 2000-områden med avseende på rekreation och sysselsättning. Metoderna har tillämpats i olika fallstudier.²⁴

EU:s förordning om invasiva främmande arter ställer krav på att analyser om spridningsvägar utförs och att en handlingsplan tas fram vart sjätte år. De föreslagna åtgärderna i handlingsplanen ska vara grundade på en kostnads- och nyttoanalys.

²¹ Införlivad i svenska regelverk genom Miljöbalken (1998:808), Miljötillsynsförordning (SFS 2011:13), Artskyddsförordning (SFS 2007:845), Förordning om områdesskydd enligt miljöbalken m.m. (SFS 1998:1252), Naturvårdsverkets föreskrifter om artskydd (NFS 2009:10), Naturvårdsverkets förteckning över naturområden som avses i 7 kap. 27 § miljöbalken (NFS 2014:29).

²² Införlivad i svenska regelverk genom ovan nämnda regelverk.

²³ Införlivad i svensk lagstiftning genom Svensk förordning om invasiva främmande arter (SFS 2018:1939).

²⁴ Se http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/financing/index_en.htm

3.2.6. Havsplanering

EU:s direktiv (2014/89/EU) om upprättandet av en ram för havsplanering införlivades i svensk lagstiftning genom Havsplaneringsförordningen (SFS 2015:400). Direktivet syftar till att, genom kontinuerlig marin planering, möjliggöra avvägningar mellan olika intressen för användning av marina resurser samtidigt som de marina ekosystemen skyddas. I Sverige håller marina planer för den mest lämpliga användningen av havet på att upprättats för Bottniska viken, Östersjön och Västerhavet och ska presenteras under 2019. Arbetet med att ta fram planförslag ska tillämpa en ekosystemansats, vilket innebär att ta hänsyn till ekosystemets värde ur samhällsekonomiska och sociala perspektiv. Inom samrådsprocessen av planförslagen har miljöbedömningar, kompletterande hållbarhetsbedömningar och samhällsekonomiska analyser tagits fram för respektive havsplanområde. Inför granskningen av havsplanerna har även en samhällsekonomisk konsekvensanalys, inklusive kostnadsnyttoanalys, tagits fram för Östersjön (Havs- och vattenmyndigheten, 2019a). Analysen utgår från de intressen vars användning av den marina miljön omfattas av havsplanen, men även ytterligare effekter av havsplanen på områden som hälsa, kommunal planering och försvarsförmåga.

Både kvalitativa och kvantitativa metoder används för att väga samman kostnader och nyttor förenade med förslaget.

3.2.7. HELCOM och OSPAR

Helsingforskommissionen (HELCOM)²⁵ och Nordsjökommissionen (OSPAR) är plattformar för regionalt samarbete i Östersjön och Nordsjön. HELCOM behandlar frågor om övergödning, spridning av miljöfarliga ämnen och bevarande av den biologiska mångfalden. Kommissionen samlar bland annat in data om fiske och lämnar evidensbaserade rekommendationer om till exempel fångststorlek, fiskeredskap och total tillåten fångst till partnererna.²⁶

HELCOM:s (2007) aktionsplan för havsmiljö (BSAP) sätter ramarna för marin planering av Östersjön och innehåller bland annat mål för belastningen av miljöfarliga ämnen.

HELCOM har ett expertnätverk som arbetar med att ta fram och diskutera ekonomiska och sociala analyser. Nätverket har bland annat tagit fram en ”roadmap” (HOD 51–2016) för hur så kallad ekonomisk regional analys ska utvecklas och bidra i arbetet med att implementera BSAP, havsplaneringsdirektivet och arbetet med ekosystembaserad förvaltning. Fokus ligger bland annat på att förbättra analysmetoder för att uppskatta det ekonomiska värdet av marina aktiviteter, monetär värdering av effekterna förknippade med försämrade marin miljö och förbättrad datainsamling.

OSPAR-konventionens²⁷ mål är att motverka och förhindra föroreningar från landbaserade och maritima källor samt vidta andra nödvändiga åtgärder för att skydda den marina miljön i Nordostatlanten. Kommissionen arbetar bland annat för att ta fram gemensamma indikatorer för att genomföra arbetet med EU:s havsmiljödirektiv. OSPAR:s grupp för ekonomisk och social analys har tagit fram olika strategiska dokument för arbetet med samhällsekonomiska analyser.²⁸

²⁵ <http://www.helcom.fi/>

²⁶ Danmark, Estland, Finland, Lettland, Litauen, Polen, Sverige, Tyskland, Ryssland och EU.

²⁷ Konventionen har arbetats fram mellan Belgien, Danmark, Finland, Frankrike, Irland, Island, Luxemburg, Norge, Portugal, Schweiz, Spanien, Sverige, Tyskland, Storbritannien, Nederländerna och EU.

²⁸ Se <https://www.ospar.org/work-areas/cross-cutting-issues/economic-social-analysis>

3.2.8. ICES

Internationella Havsforskningsrådet (ICES) är en flerstatlig organisation som koordinerar och utvecklar marin forskning för framförallt Nordatlanten och Östersjön, men även närliggande bassänger. ICES har två huvudsakliga uppgifter; att leverera oberoende råd till sina 20 medlemsländer och att avancera kunskapsfronten för marin förvaltning. ICES rådgivning utförs framförallt som svar på stående frågor från bland annat EU-kommissionen. ICES råd för förvaltning av fiskebestånd är den viktigaste vetenskapliga komponenten i den gemensamma fiskeripolitiken. Utöver den stående rådgivningen ger ICES också råd utifrån särskilda förfrågningar från kommissionen, HELCOM, OSPAR och medlemsländer. ICES utgångspunkt är att kunna leverera råd och information som stödjer en ekosystembaserad förvaltning av de mänskliga aktiviteter som påverkar marina ekosystem och resurser.

ICES hänvisar till bland andra FAO:s och CBD:s definitioner av ekosystembaserad förvaltning och dess implementering genom exempelvis Marina direktivet, men sammanfattar ekosystembaserad förvaltning som ett sätt att bevara funktionella och livskraftiga ekosystem under ett mänskligt nyttjande som inte äventyrar framtida generationers möjligheter till nyttjande. I praktiken innebär det ett fokus på målkonflikter och konsekvenser av olika alternativa användningar av marina resurser. ICES listar följande nyckelbegrepp i förhållande till ekosystembaserad fiskförvaltning: mänskligt beteende, sammantagen effekt av flera olika utsläpp, god miljöstatus, hållbart nyttjande, maximerad samhällsnytta med hänsyn tagen till olika samhälleliga mål, regionalisering, målkonflikter, förvaltning av resurser för framtida generationer (ICES, 2017a).

Ekosystembaserad förvaltning togs upp i ICES arbete 1992 och har sedan dess påverkat utformningen av ICES organisation och arbetssätt. Stange m.fl. (2012) som studerat ICES organisatoriska förändring mellan 1999–2009, i förhållanden till de krav en ekosystembaserad förvaltning ställer, beskriver att förändringsarbetet inte alltid var utan konflikter. Medlemsländernas missnöje med de råd och den kunskap som ICES levererade identifierades som en pådrivande faktor i förändringsarbetet.

En konsekvens av förändringsarbetet är att ICES sedan 2001 tar fram en strategisk plan (se t.ex. ICES, 2019a) och en handlingsplan (se t.ex. ICES, 2019b) omkring vart femte år som anger den långsiktiga ambitionen för organisationens arbete. Sekretariatet har omorganiserats för att öka samarbetet mellan olika sakområden och består sedan 2004 av en rådgivande del (ACOM), en forskningsdel (SCICOM) och ett integrerat Datacenter. Både rådgivnings- och forskningsprocesserna har utvecklats i flera steg för att bli mer adaptiva och evidensbaserade. ICES har även utvecklat produkterna fiske- och ekosystemöversikter.

Fiskeöversikten är ingen rekommendation utan innehåller information om fiskeflottornas aktiviteter i ICES fiskeområden och deras påverkan på ekosystem. Översikten innehåller också en kartläggning av förvaltningsalternativ för flerartsfiske och vilka avvägningar de olika alternativen innebär, men utan att ange referensvärden. Ekosystemöversikten identifierar de mänskliga aktiviteter med störst påverkan på ekosystemen och som kan förvaltas lokalt inom varje område. Det innebär att fisket sätts i relation till andra användningar av det marina ekosystemet. Arbetet utförs i nära samarbete med OSPAR och HELCOM (ICES, 2017b).

När ICES levererar beståndsrad utgår de från den rådande förvaltningspolitiken för beståndet och tillgängligheten på information och kunskap om beståndet. Bestånden är uppdelade i sex kategorier utifrån tillgängliga data och kunskap. Om det finns en förvaltningsplan utvärderas den av ICES i förhållande till försiktighetsprincipen. Om den

anses ligga i linje utformas råden utifrån planen. I annat fall baserar ICES råden på MSY eller på försiktighetsprincipen i de fall informationen är bristfällig. Även om modellerna innehåller variabler i linje med ekosystembaserad förvaltning sätts dock referensvärden fortfarande baserat på modeller utan sådana hänsyn (Baltic Eye, 2016).

ICES förmåga att leverera råd är avhängig hur frågorna ställs. Frågorna måste vara väl avgränsade och definierade i förhållande till de mål eller kriterier som ska uppfyllas eller beaktas. Därför är en viktig del av rådgivningsprocessen att i dialog med frågeställaren säkerställa att frågan har uppfattats rätt och vilka typer av svar ICES tror sig kunna leverera utifrån frågan.

ICES (2018a) tar till exempel upp följande exempel i sin skrift om rådgivningsprocessen: *”Begränsningar av fiske kan vara nödvändigt för att uppfylla miljömål, i synnerhet mål om biologisk mångfald, bevarandet av habitat och näringsväv. Detta påverkar inte vilket uttag som kan göras från ett bestånd i förhållande till MSY och försiktighetsprincipen och kommer därför inte påverka ICES råd om fiskemöjligheter. Däremot kan begränsningarna påverka i vilken utsträckning fisket kan utnyttja fiskemöjligheterna. ICES kan, om tillfrågade, ge råd om vilka konsekvenser begränsningarna kan få på uttaget men kommer, som förklarar, inte ta hänsyn till sådana begränsningar i råd om fiskemöjligheter.”*²⁹

Sedan 2017 arbetar the Strategic Initiative on the Human Dimension (SIHD) med att integrera samhällsvetenskaper i ICES arbete med rådgivning för hållbart nyttjande av marina resurser (ICES WKSIIHD-BESIO, 2017). Arbetet fokuserar på att ta fram indikatorer för ekonomiska, sociala och institutionella (ESI) målsättningar inom fiske- och marin förvaltning. Slutsatser från arbetet pekar på att arbetet med uttolkning av, samt indikatorer för, ESI-mål måste fördjupas för att de ska vara användbara i förvaltningsbeslut. I nuvarande förvaltning finns det till exempel motstridiga målsättningar som är svåra att uppnå samtidigt, exempelvis hållbart förvaltade fiskbestånd och främjande av arbete i kustmiljö. Det finns inga klara riktlinjer för hur den ena eller andra målsättningen ska prioriteras i enskilda beslut.

ICES Working Group on Economics (WGECON) har påpekat att SIHD-initiativet har lyckats med att lyfta betydelsen av ekonomiska frågeställningar och metoder i arbetet med ekosystembaserad förvaltning (ICES WGECON, 2018). Gruppen understryker samtidigt att det finns ett behov av resurser till WGECON:s arbete med att utveckla de ekonomiska analyser och mätverktyg som efterfrågas i olika delar av ICES arbete, exempelvis för att utveckla ekosystemöversikter, ge råd i arbetet med EU:s strategi Blue Growth³⁰ samt att utveckla arbetet med en förvaltning av fiske utifrån maximalt ekonomiskt nyttjande (MEY).

3.3. NATIONELLT

3.3.1. Miljöbalken

Miljöbalken (SFS 1998:808) spelar en central roll i Sveriges arbete med att uppnå de nationella miljö kvalitetsmålen. Förutom allmänna miljö hänsynsregler, är följande bestämmelser i miljöbalken framförallt de som berör Havs- och vattenmyndighetens arbete: vattenverksamhet (kap 11), miljö kvalitetsnormer i havs- och vattenmiljön (kap 5) och områdesskydd (kap 7).

²⁹ Författarnas översättning från engelska.

³⁰ Se https://ec.europa.eu/maritimeaffairs/policy/blue_growth_en

Miljöbalken ställer krav på konsekvensutredningar. För åtgärdsprogram som tas fram inom Vattendirektivet och som avses i Miljöbalkens kapitel 5 ska till exempel en bedömning göras av såväl de ekonomiska som de miljömässiga konsekvenserna av åtgärderna och kostnader och nyttor kvantifieras.

3.3.2. Svensk fiskerilagstiftning

Sedan 1 juli 2011 har Havs- och vattenmyndigheten ansvaret för kontroll av fiskets rapporterade fångster, kvotuppföljning, regler för fritidsfiske och nationellt förvaltade bestånd, samt att ge tillstånd till yrkesfiske och därmed ansvaret för fördelningen av rättigheterna till yrkesfiske. Myndigheten ansvarar över föreskrifter och förbud i svenska hav och vatten. För fritidsfiske och arter med mindre kommersiellt värde kompletterar den nationella lagstiftningen EU:s GFP.³¹

Reglerna innefattar *hur* fisket får bedrivas genom bestämmelser om redskapens utformning, inklusive maskstorlek och selektionspaneler, och minimimått. Minimimåtten bestäms bland annat utifrån kriteriet att individer i bestånden ska kunna reproducera sig minst en gång innan de riskerar att fångas.

Bestämmelserna reglerar också *när* och *var* fiske får bedrivas under året och i olika vattenområden. Hummer, piggvar, lax och öring har exempelvis fredningstider under lekperioden då inget fiske får bedrivas på respektive bestånd. I vissa områden får endast vissa typer av selektiva redskap användas för att skydda lekvandring av bestånd.

Fördelningssystemen för fiskerättigheter ska bidra till att möjliggöra regelefterlevnad och miljömässig hänsyn, samt samhällliga mål rörande bärkraftig ekonomi, regional tillväxt, sysselsättning med mera. En stor förändring i den gemensamma fiskeripolitiken är landningskyldigheten som innebär att all fångst av kvoterade arter, oavsett storlek, måste landas. Systemet har införts för de flesta fisken i Östersjön och implementeras gradvis i Västerhavet och Nordsjön. Detta ställer stora krav på selektiva redskap och på att de tilldelade kvoterna balanseras också utifrån ett ekonomiskt perspektiv. Till exempel kan blandfisken riskera att stängas på grund av så kallade choke species, vilket får konsekvenser framförallt för det småskaliga fisket där marginalerna är små. Målsättningarna och kriterierna för fördelningen av fiskerättigheterna finns i viss mån uttalade i GFP:s grundförordning, men på ett ganska generellt sätt som kräver klagörande på nationell nivå. Arbetet pågår för att utveckla mål för de nationellt förvaltningsbestånden (Havs- och vattenmyndigheten, 2018b).

Utöver ICES bedömningar och förvaltningsråd, görs svenska bedömningar av tillstånd och utveckling för svenska bestånd som inte är kvoterade. Kontroll och uppföljning av beståndens status baseras på den svenska officiella fiskestatistiken samt på fiskerioberoende data. Den officiella fiskestatistiken samlas in genom fiskeloggböcker, landningsdeklarationer, avräkningsnotor, radiorapporter, positionsrapporter, satellit och från provtagning vid landning av industrifisk. Fiskerioberoende data samlas in av SLU på beställning av HaV, under specifika provfisken och har ingen koppling till yrkesfisket. Tillsammans utgör uppgifterna underlag för att beräkna tillstånd och storlek på bestånden. Om den årliga fiskekvoten för ett visst bestånd är uppfiskad kan Havs- och vattenmyndigheten besluta om ändringar i föreskrifter eller om fiskestopp.

³¹ Detta regleras genom fiskelagen (SFS 1993: 787), fiskeförordningen (1994: 1716) och i föreskrifter från HaV (Fifs 2004:25, Fifs 2004:36, HVMFS 2015: 11).

Utöver de uppgifter som samlas in inom ramen för Havs- och vattenmyndighetens arbete med förvaltning av bestånd görs andra bedömningar av fiskets status utifrån andra perspektiv som till exempel Artdatabankens ”Rödlista”, WWF:s konsumentguide, Livsmedelsverkets kostrekommendationer och miljömärkningar som KRAV och MSC (Havs- och vattenmyndigheten, 2018b).

Den gemensamma fiskeripolitiken innehåller även två mål för hållbart vattenbruk; dels ska produktionen till EU:s fiskmarknad öka och dels ska tillväxten stimuleras i kust- och landsbygdsområden. Sverige har tagit fram en strategi för svenskt vattenbruk med visionen om ett växande, lönsamt och hållbart svenskt vattenbruk fram till 2020 (Jordbruksverket, 2012). Målet är att kombinera ekonomisk, ekologisk och social hänsyn. För att nå målen i strategin krävs ett sektorsövergripande arbete underbyggt av bland annat samhällsekonomiska analyser.

3.3.3. Konsekvensanalys i svensk statsförvaltning

Det finns formella krav på att konsekvensanalyser ska ingå i utrednings- och beredningsarbete i svensk statsförvaltning genom Kommittéförordningen (SFS 1998:1474) och Förordningen om konsekvensutredning vid regelgivning (SFS 2007:1244). När Havs- och vattenmyndigheten inrättar regler eller ändrar i föreskrifter behöver därmed en konsekvensutredning av förslaget ingå.

Enligt Havs- och vattenmyndighetens rutin för inrättande av föreskrifter ska en konsekvensanalys innehålla en problembeskrivning och vad förslaget syftar till att uppnå, alternativa lösningar, uppgifter om vilka som berörs av förslaget, samt en bedömning av de kostnadsmässiga och övriga konsekvenserna av förslaget, de alternativa förslagen och referensalternativet. Om förslaget bedöms få effekter av betydelse för företag ska konsekvensanalysen även innehålla uppgifter om hur företagen berörs och i vilken omfattning.

Rutinen lyfter att biologisk mångfald och ekosystemtjänsternas värden ska integreras i konsekvensanalysen när det är relevant och skäligt.

Regeringen har delegerat huvudansvaret för metodstöd och metodutveckling för konsekvensanalyser till Tillväxtverket och Ekonomistyrningsverket. Det har tagits fram en rad vägledningar (Ekonomistyrningsverket, 2015; Tillväxtverket, 2017; Naturvårdsverket, 2003; 2019 m.fl.). Tillväxtverket tillhandahåller beräkningsstöd för effekter på företag och utbildningar kring genomförandet av konsekvensanalyser. När det gäller metodutveckling av samhällsekonomisk analys är Trafikverket och Naturvårdsverket ansvariga. Trafikverket har i uppdrag av regeringen att utveckla samhällsekonomisk analys för hela transportsektorn, inklusive styrmedelsanalys, och att utveckla beräkningsunderlag för infrastrukturinvesteringar. Naturvårdsverket har i sin instruktion i uppdrag att utveckla, följa upp och utvärdera tillämpningen av samhällsekonomiska analyser inom miljömålssystemet. Sedan 2011 driver Naturvårdsverket Plattformen för samhällsekonomisk analys, ett myndighetsövergripande nätverk för myndigheter som arbetar med samhällsekonomisk analys inom ramen för miljömålssystemet.

Framförallt vid regelgivning har konsekvensanalyser en politisk tyngd. Dessvärre visar granskningar att de konsekvensanalyser som genomförs ofta är av bristande kvalitet, särskilt med avseende på deras samhällsekonomiska konsekvenser (Vetenskapliga Rådet för hållbar utveckling, 2018; Forsstedt, 2018). Oftast är det endast effekter för statsbudget och näringsliv som redovisas. Dessutom saknas många gånger analys av olika handlingsalternativ, inklusive alternativet att inte göra någonting alls

(referensalternativet). Konsekvensanalysen blir därmed snarare ett medel för att motivera till exempel en utrednings slutsatser snarare än ett underlag för att komma fram till en slutsats (ett förslag). Trots vägledning, utbildningar och lagkrav skiljer sig analyserna också mycket mellan utförare, bland annat på grund av hur beställaren uttryckt analysens inriktning samt vilka resurser som tilldelats utredningen.

4. SAMHÄLLSEKONOMISKT STÖD FÖR EKOSYSTEMBASERAD FÖRVALTNING: ÖVERSIKT AV ANGREPPSSÄTT

Både modellbaserade och empiriska metoder används för att utföra samhällsekonomiska analyser i svensk förvaltning idag. I analyser som rör fisket är bioekonomiska modeller och ekonometriska analyser vanliga. I detta kapitel presenteras några angreppssätt som ofta används i dagens fiskförvaltning och som är relevanta även för implementeringen av ekosystembaserad förvaltning. Genomgången är inte heltäckande utan syftar snarare till att skapa förståelse för bredden på analysmetoder.

4.1. BIOEKONOMISKA MODELLER

Biologiska faktorer, ekonomiska marknader, väder och ett omfattande regelverk bildar det ramverk inom vilket fisket bedrivs. Detta gör det svårt att avgöra hur nya regleringar kommer att påverka näringen. En reglering som påverkar en typ av fiske kan göra att fiskeansträngningen i stället läggs på fiske efter en annan art eller i ett annat område. Bioekonomiska modeller används för att förutspå effekter av regeländringar. Resultat från modellerna ger information om hur flottan (och enskilda segment) förväntas utvecklas vid en regelförändring under de förutsättningar modellen ställer upp. Ur ett förvaltningsperspektiv bör de därför i första hand användas *innan* ett förvaltningsbeslut tas (*ex ante*) och utgöra en del av underlagsmaterialet till beslutet.

En bioekonomisk modell är en förenklad bild av fisket som tar hänsyn till de ekonomiskt och biologiskt viktigaste faktorerna som driver dess utveckling. Modellerna utgår från ett ekonomiskt perspektiv, det vill säga ett där fiskeföretag antas maximera den ekonomiska avkastningen givet marknadspriser och givet de begränsningar som biologi och regelverk sätter upp. Typiska frågeställningar som kan analyseras med bioekonomiska modeller är vad som händer om någon av de förutsättningar som bildar ramverket för fisket skulle ändras. Exempel är priset på diesel (t.ex. på grund av koldioxidskatter, se *kap 6.3*), minskade fångster på grund av säl, ökade/minskade kvoter (se *kap 6.1*) och redskapsbegränsningar, men det finns naturligtvis ett stort antal andra frågor som kan analyseras. En bioekonomisk analys kan med fördel kompletteras med fördjupat underlagsmaterial kring sociala och biologiska effekter.

Frågeställningen avgör vilken modell som är bäst lämpad för analysen

Det finns ingen bioekonomisk modell som kan svara på alla frågor eftersom detta skulle bli en alldeles för komplex modell att hantera. Nielsen m.fl. (2018) gör en genomgång av 35 bioekonomiska fiskemodeller som används globalt för policyanalyser. Viktiga skillnader som identifieras i genomgången är om modellen hanterar hela fisket eller enskilda segment, om den hanterar en eller flera arter, ett eller flera år, om fiskbestånden modelleras som total biomassa eller efter årsklasser och vilket geografiskt område

modellen täcker. Det finns också alltid en trade-off mellan hur komplex den ekonomiska respektive biologiska delen av en modell kan vara utan att modellen som helhet blir alltför komplex. En del modeller är dynamiska, det vill säga de modellerar hur fisket påverkar bestånden över tid, vilket innebär att analysen tar hänsyn till framtida fångstmöjligheter. Andra modeller är statiska, det vill säga de analyserar hur fisket påverkas av en reglering vid givna bestånd och kvoter, vilket ger möjlighet till en mer detaljerad bild av kortsiktiga ekonomiska effekter på flottans struktur med mera. Vilken bioekonomisk modell som är bäst att använda för en analys beror i stor utsträckning på frågeställningen.

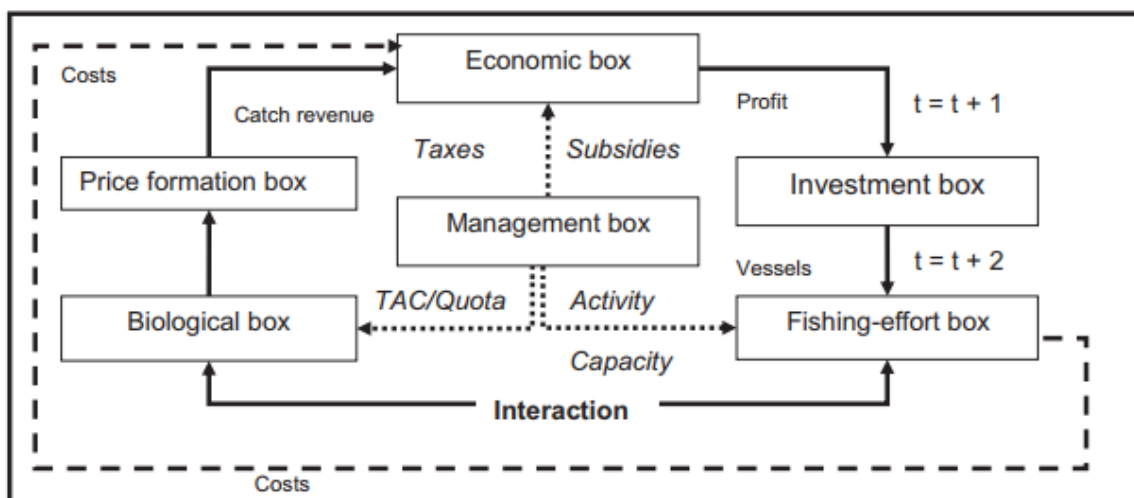
Att implementera en specifik modell för svenska förhållanden, eller att bygga en ny modell för en specifik svensk situation, är resurskrävande och tar tid. För att kunna göra bioekonomiska analyser inom en tidsram som är rimlig för förvaltningen är det därför nödvändigt att ha färdiga modeller med svenska data och regleringar. Två sådana befintliga modeller är FishRent och Swedish Resource Rent Model For Swedish Commercial Fisheries (SRRMCF) med utvecklingen FishPAL. Modellfrågor med relevans för svenska vatten studeras bland annat inom Internationella Havsforskningsrådet (ICES) arbetsgrupp för ekonomi, WGECON.

4.1.1. FishRent

FishRent är en internationellt väletablerad modell som har använts för att analysera europeisk fiskeriförvaltning inom ett antal EU-finansierade projekt. Modellen beskrivs detaljerat i Salz m.fl. (2011) och Frost m.fl. (2013). Modellen kan hantera både flera flottsegment och flera bestånd samtidigt. Den är dynamisk, vilket innebär att resultaten presenteras som en tidsserie från idag och framåt i tiden (oftast 25 år). På så sätt kan man studera utvecklingen av både flottan och bestånden över tid för olika förvaltningsscenarier. Modellen beskrivs i figur 3 i form av ett antal rutor som innehåller faktorer som driver utvecklingen i fisket framåt över tiden (Frost m.fl., 2013). Den översta rutan innehåller fiskets ekonomi (economic box). Hur det går ekonomiskt för fisket påverkar (tillsammans med förvaltningen) hur stora investeringar som görs i flottan (investment box) vilket i sin tur påverkar fiskeansträngningen året efter (fishing-effort box). Fiskeansträngningen påverkar fångsterna som i sin tur påverkar både den biologiska utvecklingen (biological box) och avsättningspriserna (price formation box). Loopen sluts genom att fångster och priser åter påverkar flottans ekonomi. Hela systemet begränsas av förvaltningen (management box) som beslutar om de regleringar som styr fiskeansträngningen (Activity) och kvoterna (TAC/Quota).

För att analysera en förändring i fiskets ramverk med hjälp av modellen används data från fiskets loggböcker och EU:s ekonomiska datainsamling. Möjliga modellresultat inkluderar förändringar i flottans storlek, intäkter, kostnader, förädlingsvärde, vinster, fångster inom respektive flottsegment, beståndens utveckling, med mera. Resultaten ger därmed en god bild av utvecklingen för de flottsegment och arter som ingår i analysen.

En nackdel med FishRent är att den är begränsad till förhållandevis grova indelningar av fiskeflottan i fartygssegment, det vill säga fartyg som liknar varandra i termer av fiskekapacitet och dess fiskeaktiviteter. Exempelvis antas ofta att ett fartygssegments alla fiskeaktiviteter är konstanta vilket betyder att fiskemönstret inte är flexibelt. Detta innebär att modellen inte fullt ut tar i beaktande de sätt på vilka fiskefartygen kan anpassa sig till nya regleringar, vilket gör att modellen till exempel kan överskatta kostnaderna av en reglering. I the "Swedish Resource Rent Model for Commercial Fisheries", som beskrivs nedan, är fiskemönstren betydligt mer detaljerade och flexibla i förhållande till förändrade omständigheter.



Figur 3. Illustration av FishRent-modellen. Rutorna representerar olika faktorer som driver utvecklingen i fisket över tid. De olika faktorerna påverkar varandra i olika riktningar, vilket beskrivs av pilarna. Källa: Frost m.fl. (2013).

4.1.2. Swedish Resource Rent Model for Commercial Fisheries med FishPAL

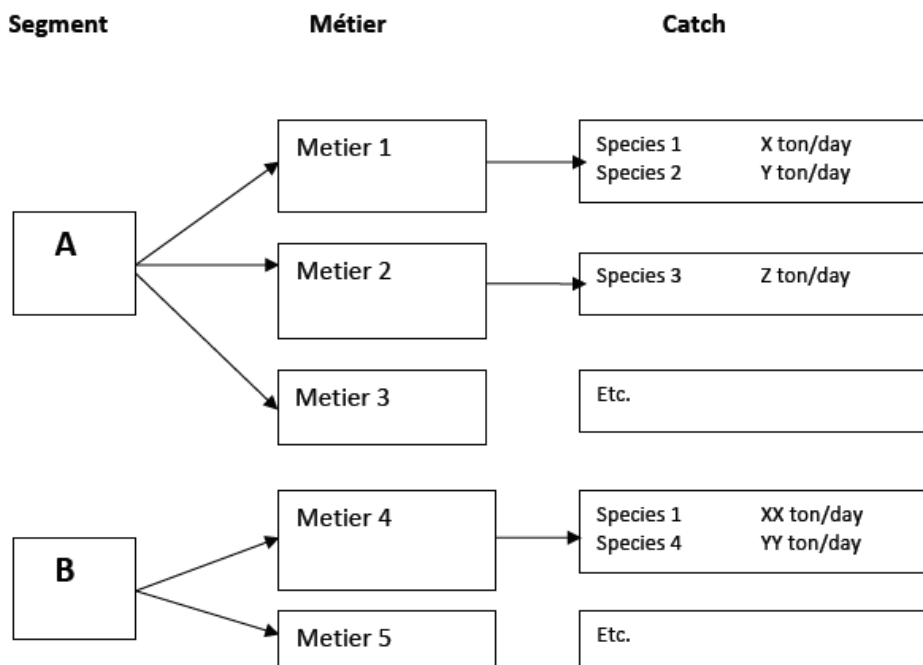
Modellen "Swedish Resource Rent Model for Commercial Fisheries" (SRRMCF) utvecklades gemensamt av Fiskeriverket och AgriFood Economics Centre med hjälp från Institutionen för akvatiska resurser vid SLU (Waldo och Paulrud, 2013b). SRRMCF modellerar det svenska fisket på en mycket detaljerad nivå, där varje segment av flottan, representerade genom typfartyg, har ett stort antal fiskeaktiviteter att välja mellan. Varje fiskeaktivitet har en given fångst bestående av en eller flera arter. Den övergripande modellstrukturen visas i figur 4.

I ursprungsversionen av modellen fanns tio flottsegment (A, B i figuren), runt 40 olika arter (species), och 180 fiskeaktiviteter (métiers) fördelade på sex havsområden. Exempel på segment i flottan är "Bottentrålare 12–24 meter" och "Pelagisk trålare över 40 meter". En pelagisk trålare kan välja mellan ett stort antal fiskeaktiviteter, till exempel att fiska makrill i Nordsjön, sill i Skagerrak, eller sill och skarpsill i Östersjön. För varje fiskeaktivitet finns en given kostnad i form av bränsle, arbetskostnad, etc. och givna intäkter som baseras på försäljningsvärdet av fångsterna. Modellen maximerar vinsten i fisket för alla flottsegment sammantaget genom att beräkna den optimala fördelningen av fiskeansträngning mellan olika aktiviteter givet de begränsningar som finns i form av exempelvis kvoter.

Det fiske som är optimalt enligt modellen skiljer sig i många fall från hur fisket ser ut i verkligheten. Detta kan dels bero på att fisket inte bedrivs på det sätt som ger högst ekonomisk avkastning, men också på att modellen inte lyckats hantera alla regleringar och andra begränsningar som finns i praktiken. Därför har modellen utvecklats genom den så kallade *Fisheries Policy Analysis Tool*, FishPAL. FishPAL är en så kallad PMP-modell (Positive Mathematical Programming), som försöker efterlikna verkligheten i så stor utsträckning det går baserat på ett antal antaganden om hur fisket fungerar. De viktigaste antagandena är att en vinstmaximerande fiskenäring fiskar såsom observerats givet dagens regelverk, och att fångsterna per dag minskar desto fler dagar näringen fiskar inom en fiskeaktivitet (minskande marginalavkastning).

Genom att modellen har "dagens fiske" som utgångspunkt lämpar den sig för mer kortsiktiga analyser än SRRMCF. FishPAL analyserar vad som händer i dagens fiske om

någon del av förvaltningen förändras, medan SRRMCF analyserar hur det fiske som ger högst avkastning för näringen förändras om förvaltningen förändras.



Figur 4. Modellstruktur för SRRMCF. Olika flottsegment (A, B) använder sig av olika typer av fiskeaktiviteter (Métiers) för olika arter (species). Källa: Waldo och Paulrud, (2013b)

Genom att jämföra ett referensscenario (dvs. utan ändrad förvaltning) med ett scenario där förvaltningen ändras ger SRRMCF och FishPAL resultat om vilka effekter förvaltningen förväntas få. Typiska resultat inkluderar information om förändringar i antalet fartyg i olika flottsegment, intäkter, kostnader, förädlingsvärde, vinster, fångster per art, och kvotutnyttjande. Noterbart är att båda modellerna är statiska, det vill säga resultatet ger inte en tidsserie över utvecklingen utan en uppskattning av den sammanlagda effekten av en förvaltningsförändring efter den har införts och flottan justerat sina fiskemönster.

4.2. EKONOMISKA VÄRDERINGSMETODER

Som diskuterats i kapitel 2 är naturresursers och ekosystems bidrag till samhällets välfärd ofta felaktigt prissatta på befintliga marknader. För att dessa nyttor inte ska sättas till noll i samhällsekonomiska analyser kan olika metoder användas för att värdera dem och därmed synliggöra deras bidrag till samhällsnyttan. Dessa värderingar kan ingå i exempelvis kostnads-nyttoanalyser, landskapsplanering, för att bestämma lämpliga nivåer på ekonomiska styrmedel som skatter och subventioner och för att ge underlag till gröna räkenskaper.³² Eftersom värdering av miljö och naturresurser handlar om att ge information till ett beslutsunderlag är det förändringen i miljö kvalitet eller ekosystemens

³²Se t.ex. Världsbankens initiativ WAVES: <https://www.wavespartnership.org/en/knowledge-center/global-green-accounting-2017>

förmåga att tillhandahålla ekosystemtjänster till följd av olika handlingsalternativ som är kärnan. Det är skillnaden mellan handlingsalternativens samlade välfärdsutfall, inklusive användar- och icke-användarvärden, som är det intressanta att uppskatta.

Det finns olika sätt att monetärt skatta förändringar i individers välbefinnande, alltså individers subjektivt upplevda nytta. I grova drag kan individers monetära värdering av icke-marknadsprissatta värden antingen uppskattas genom att observera hur människor indirekt tar hänsyn till miljökvalitet i sina beslut (indirekta metoder), eller genom att på olika sätt direkt fråga om vilket pris människor är villiga att betala för att få en förbättring (eller slippa en försämring) i miljökvalitet.³³ Nedan presenteras några av de vanligaste empiriska ekonomiska värderingsmetoderna översiktligt (för en fördjupning se t.ex. Naturvårdsverket, 2011; 2014).

4.2.1. Indirekta metoder

Indirekta metoder utgår från varor och tjänster som är föremål för handel på existerande marknader för att dra slutsatser om värdet på varor och tjänster som inte är föremål för handel på någon marknad (icke-marknadsvaror), som till exempel vissa värden förknippade med förändringar i miljökvalitet. Mycket förenklat utgår metoderna från att, med hjälp av marknadsdata, studera förändringar i så kallade producent- och konsumentöverskott som fångar förändringar i företags och konsumenters vinster och välbefinnande. Välfärdsförlusten av en försämring i miljön kan på så vis delvis värderas till den sammanlagda vinst- och nyttoförlusten för producenter och konsumenter. Ett exempel är kostnaderna associerade med produktivitetförlusten i ett fiskbestånd till följd av försämrade vattenkvalitet och de prisökningar som den minskade fångsten innebär för konsumenter. Eftersom de indirekta metoderna baseras på marknadstransaktioner är de begränsade med avseende på vilka nyttor från ekosystem som kan värderas. Enbart de delar av värdet som kan associeras med marknadspriser, alltså användarvärden, kan uppskattas och inte det totala värdet – som även inkluderar exempelvis existensvärden. Samtidigt är en fördel med metoden att värderingen baseras på faktiska beslut, snarare än hypotetiska som är fallet i direkta värderingsmetoder. I tabell 3 summeras de fyra vanligaste indirekta värderingsmetoderna, vilka värden de kan skatta och metodernas för- och nackdelar.

Ett exempel på användning av resekostnadsmetoden är Czajkowski m.fl. (2015), som uppskattade Östersjöns totala årliga rekreationsvärde givet en förändring i vattenkvalitet. Analysen baseras på enkätsvar insamlade i en större undersökning i nio länder runt Östersjön, inklusive Sverige. Enkäten innehöll bland annat frågor om respondenternas senaste resa till Östersjön inklusive val av transport, varifrån resan startade och resans slutmål. Respondenterna fick också ange vilken genomsnittlig status de upplevde att Östersjöns vattenkvalitet hade. Informationen från enkätsvaren användes för att

³³I princip går det att, i stället för att studera vilka belopp människor är villiga att betala för att få en förbättring eller slippa en försämring ("willingness to pay", WTP), studera hur stor kompensation som behövs för att människor ska vara villiga att acceptera att inte få förbättringen i fråga eller hur stor kompensation som behövs för att människor ska vara villiga att acceptera miljöförsämringen i fråga ("willingness to accept", WTA). I praktiken är dock WTA betydligt svårare att mäta därför att innebörden, att bli kompenserad för en förlust, känns mer obekant för de flesta. Dessutom bör WTP och WTA, i alla fall enligt vissa antaganden i vissa situationer, ge samma utfall. Därför brukar WTP användas även i situationer där det egentligen är fråga om att uppskatta det värde som människor skulle behöva kompenseras med för att acceptera en miljöförsämring. Se också Naturvårdsverket (2011).

Tabell 3. Exempel på indirekta värderingsmetoder. Metoderna skiljer sig med avseende på vilka värden som inkluderas, samt fördelar och nackdelar.

METOD	EXEMPEL PÅ VÄRDEN	VILKA EKONOMISKA VÄRDEN INKLUDERAS?	FÖRDELAR	NACKDELAR
Marknadspriser	Värdet av produktionsbortfall till följd av övergödning, prisförändringar till följd av minskat utbud på t.ex. fisk, inkomstförändringar till följd av minskade sjukdagar i anslutning till förbättrad luftkvalitet.	Användarvärden	Data finns ofta tillgängliga. Enkel metod att använda.	Fångar endast upp värden som har en koppling till marknadspriser. Svårt att klargöra samband mellan produktion/inkomst och miljö kvalitet. Värdet motsvarar en miniminivå, och kan vara en dålig approximation av den egentliga nyttan.
Återställandekostnader /Skyddsutgifter	Utgifterna för att återställa en miljö tillgång, t.ex. restaurering av våtmark, eller mekanisk pollinering. Utgifterna för att undvika miljöskada som ekosystemtjänster	Användarvärden	Data finns ofta tillgängliga. Enkel metod att använda.	Kan endast tillämpas på värden som går att återställa eller undvika. Värden kopplade till irreversibla förändringar i miljö kvalitet kan inte fångas. Värdet motsvarar en miniminivå, och kan vara en dålig approximation av den egentliga nyttan.
Hedoniska priser	Priset på en fastighet påverkas av miljö kvaliteten i omgivningen. Värdeskillnaden mellan ett hus beläget bredvid en sjö och ett exakt likadant hus utan tillgång till en sjö uppskattas vara det indirekta priset på sjö tillgång.	Användarvärden	Detaljerade data finns ofta tillgängliga.	Dataintensiv.
Reskostnadsmetoden	Utgifterna och tiden som individen lägger på att ta sig till t.ex. rekreationsområden.	Användarvärden	Data måste samlas in. Kan skraddarsys.	Fångar bara upp rekreationsvärden med koppling till besöksstatistik. Problematiskt att uppskatta värden när resor har flera syften. Kostsamt att samla in data.

konstruera variabler för bland annat resans längd, transportkostnad samt alternativkostnaden för den tid som lades på resan. Variablerna användes för att uppskatta det årliga rekreationsvärdet för Östersjön givet dess befintliga vattenkvalitet. Resultaten användes sedan för att uppskatta det årliga rekreationsvärdet för Östersjön givet en statushöjning på dess vattenkvalitet. Genom att jämföra resultaten från befintlig och ökad status på vattenkvaliteten uppskattades det årliga rekreationsvärdet av förbättrade status på Östersjöns vatten. Resultaten från studien användes i den senaste inledande bedömningen inom ramen för genomförandet av havsmiljödirektivet för att uppskatta rekreationseffekter (Havs- och vattenmyndigheten, 2018a).

4.2.2. Direkta metoder

Till skillnad från indirekta metoder, som utgår från individers faktiska beteenden, bygger direkta värderingsmetoder på att fråga individer rätt ut om deras betalningsvilja för en given förändring i miljö kvalitet. Det är omdebatterat huruvida de värden som individer säger sig tillskriva icke-marknadsvaror och -tjänster verkligen representerar det faktiska värdet (se t.ex. diskussionen i Carlsson, 2010). Fördelen med direkta metoder är dock att de är flexibla och kan konstrueras för att inkludera totala ekonomiska värden, det vill säga både användar- och icke-användarvärden. Nedan beskrivs kort de huvudsakliga metoderna. Naturvårdsverket (2011) har tagit fram en vägledning för praktisk tillämpning av direkta metoder.

Scenariovärdering (Contingent valuation)

Scenariovärdering syftar till att uppskatta betalningsviljan för en förändring i miljö kvalitet. Metodens namn syftar till att värderingen är betingad det scenario som respondenterna ställs inför, vilket också understryker vikten av att scenariot är väl underbyggt. Enligt Kriström (1999) bör metoden utföras i fyra steg. Det första steget bygger på att utveckla ett scenario. Här behöver flera avvägningar göras. För det första är det viktigt att tänka igenom vilken förändring som ska värderas, på vilket sätt förändringen ska representeras, exempelvis genom bilder, och hur mycket information respondenterna ska ta del av. Vidare är utformningen av själva betalningsmekanismen viktig. Är betalningen en engångsföreteelse eller ska den ske återkommande? En vanlig utformning i empiriska studier är att betalningsmekanismen är utformad som en ”ja- eller nej-” fråga. Respondenten får ta ställning till om de är villiga att betala en viss summa för en förändring i icke-marknadsvaran. Genom att variera summan slumpmässigt mellan respondenterna kan, givet vissa antaganden, det genomsnittliga värdet på miljöförändringen uppskattas. Det andra steget i utvecklingen av studien är att välja hur själva insamlingen av data ska administreras. Detta innefattar till exempel urval av respondenter och val av intervju- eller enkätmetod. Här ingår ofta en fas med pilotstudier för att säkerställa att både scenarioutformning och administration av datainsamlingen är utformade så att rätt information kan inhämtas. Det tredje steget utgörs av själva insamlingen av data och det fjärde av sammanställning av resultat och analys. Metoden är tidskrävande och ställer krav på goda teori- och metodkunskaper. Naturvårdsverkets (2011) handledning Ekonomisk värdering med scenariometoder kan användas som stöd för att till exempel upphandla scenariovärderingsstudier.

Ett exempel på scenariovärdering är Ahtiainen m.fl. (2014), som använde sig av scenariovärdering för att uppskatta värdet av att minska övergödningen, inklusive dess bidragsfaktorer, till hela Östersjön. Arbetet var en del av den stora koordinerade datainsamling i nio länder som även användes i studien av Czajkowski m.fl. (2015) som diskuteras ovan. Författarna motiverade studien mot bakgrund av det behov av kunskap om det ekonomiska värdet av att förbättra Östersjöns ekologiska status som både Vattendirektivet och Havsmiljödirektivet ställer krav på. Scenariot utformades för att underlätta jämförelse i betalningsvilja mellan länder och för att underlätta kostnadsnyttoanalyser som underlag för styrmedels- och åtgärdsförslag. Författarna ägnade ca ett år åt att konstruera scenariot som skulle beskrivas i studien och se till att den var relevant, men jämförbart, konstruerad i alla nio länder, till exempel med avseende på skillnader i inkomstnivåer. Frågan som respondenterna skulle ta ställning till utformades så att betalningsviljan för den minskning av näringsämnen till Östersjön 2050 som skulle följa av uppfyllelsen av målen uttryckta i HELCOM BSAP (HELCOM, 2007) kunde uppskattas. Betalningsmekanismen var utformad som en ny återkommande miljöskatt som skulle samlas in av alla medborgare och som var öronmärkt för åtgärder

för att uppnå målen om minskad näringstillförsel till Östersjön. I bakgrunden beskrevs effekterna av övergödning i ett scenario med och utan måluppfyllelse genom både text och bilder. De uppskattade ekologiska effekterna av måluppfyllelse baserades på närings- och biokemiska modeller utvecklade för Östersjön. Även exempel på möjliga åtgärder som skulle kunna införas för att nå målen om minskad näringstillförsel beskrevs. Studien visade på en generellt hög genomsnittlig betalningsvilja för att minska övergödningen i Östersjön. Samtidigt kunde författarna genom att jämföra den genomsnittliga betalningsviljan mellan länderna visa på betydande skillnader. I Sverige var till exempel andelen respondenter med positiv betalningsvilja 73 procent medan den var 49 procent i Lettland. Studiens resultat används, bland andra, i en underlagsrapport (Havs- och vattenmyndigheten, 2015a) för konsekvensanalysen till åtgärdsprogrammet för havsmiljön inom ramen för Havsmiljödirektivet.

Valexperiment (Choice experiment)

En metod som är snarlik scenariovärdering är valexperiment (choice experiment). Metoden går ut på att konstruera ett antal olika alternativa scenarier där miljövaran beskrivs med olika typer av attribut. Nivåerna på attributen, och så även den förknippade kostnaden, varierar mellan olika scenarier. Genom att låta respondenter välja mellan olika alternativa scenarier kan individers preferenser för enskilda attribut och dess nivåer uppskattas. Precis som i fallet med scenariovärdering är det viktigt att scenarierna är väl underbyggda. En fördel med metoden är att den tillåter att göra avvägningar mellan en miljövaras olika attribut.

Problem förknippade med direkta värderingsmetoder

Användningen av scenariovärdering och valexperiment för att värdera förändringar i miljö i monetära termer är omdiskuterat. Metoderna bygger på en rad antaganden om hur väl individer kan uttrycka sina preferenser i monetära termer. Inom den beteendekonomiska litteraturen har kontrollerade experiment använts för att undersöka vilka faktorer som påverkar individers värdering av icke-marknadsvaror och på vilket sätt dessa påverkar resultat i värderingsstudier. Den här typen av studier har gett insikter i vikten av *hur* frågor bör formuleras i enkäter och intervjuer. Individer verkar till exempel värdera förlusten av tjänster och varor de redan har i sin ägo högre än vinsten av att få samma varor och tjänster. Betalningsmekanismen, exempelvis om kostnaden uppstår genom en årlig skatt eller som en engångssumma, verkar också kunna påverka resultatet. Dessutom finns det risk för att de exempel som ges i bakgrundsinformation till studien kan påverka hur individer värderar en miljöförändring på grund av så kallade förankringseffekter. De senaste årens forskning på området har dock gett värdefull förståelse för hur värderingsstudier bör utformas i olika sammanhang för att minska olika typer av snedvridna resultat. Se vidare diskussion i till exempel Shogren (2010). Samtidigt är det viktigt att resultaten från värderingsstudier används med hänsyn tagen till de antaganden som ligger till grund för skattningarna.

Värdeöverföring

Eftersom värderingsstudier är kostsamma att genomföra används ofta så kallade värdeöverföring, det vill säga att resultat från tidigare studier används i en annan kontext. Värdeöverföring kan genomföras på olika sätt men syftar till att översätta användar- och icke-användarvärden till en ny kontext. Eftersom ekonomisk värdering i regel är kontextspecifik, alltså att värdet av en ekosystemtjänst kan skilja sig mycket åt mellan platser och beroende på tillfrågad målgrupp, är det viktigt att identifiera *vilken* värdeförändring som värdeöverföringen ska tillämpas på samt vilken del av populationen som berörs av förändringen. Detta möjliggör att identifiera relevanta originalstudier och att justera för skillnader mellan dessa studiers värderingssituationer

och den aktuella värderingssituationen. Värdeöverföring är alltid behäftat med osäkerhet i förhållande till hur väl originalstudiens resultat kan ”översättas” till ett nytt sammanhang. Därför är det extra viktigt att noga redogöra för vilka antaganden som görs och vilka metoder som används. Här är det intressant att notera att EU-domstolen i ett fall (Schwartz Sulm, se Mål C-346/14) fastställt att det i exempelvis åtgärdsprogram inte räcker att referera till nyttor och kostnader generellt, utan det ska vara kostnader och nyttor som kan hänföras till – i detta fall – den specifika vattenförekomsten.

Jordbruksverket tog under 2017 fram underlag för en samhällsekonomisk prisdatabas som kan användas av alla miljömålsmyndigheter i samhällsekonomiska analyser. Databasen finns tillgänglig i form av en excelfil på Naturvårdsverkets hemsida³⁴ och tanken är att den ska revideras och kompletteras när nya uppgifter tillkommer. Här ingår schablonvärden indelade efter kategorierna vattenföroreningar, luftföroreningar, kemikalier och tungmetaller, buller, hälsa och olyckor och landskapsknutna värden för marginella förändringar i miljön. Värdena inbegriper redan befintliga schablonvärden, som Trafikverkets ASEK-värden, och nya schablonvärden baserade på tidigare genomförda värderingsstudier.

I excelfilen går det att utläsa vilken eller vilka ekosystemtjänster som ingår i värderingen, vilken enhet som värderingen på miljöförändringen avser, årtalet för den ursprungliga värderingsstudien och ett intervall av priser (låg, bas, och hög) som indikerar det estimerade värdets osäkerhet. Vissa av värdena i prisdatabasen har redan beräknats med hjälp av värdeöverföringsmetoder. De värden som representerar förändringar i svensk vattenkvalitet är till exempel baserade på studier genomförda i Norge och Danmark (Söderqvist & Wallström, 2017; Enveco, 2014). Givet det ovan nämnda Schwartz Sulm-målet är det intressant om EU-domstolen skulle godkänna användandet av dessa schablonvärden i specifika fall, om de skulle prövas.

5. FALLSTUDIER: YRKESFISKE

Syftet med detta kapitel är att visa hur samhällsekonomiska analyser kan användas för att studera hur olika beslut påverkar yrkesfisket och hur dessa kan påverka fiskets utveckling, vilket i sin tur ger både biologiska och ekonomiska konsekvenser. Ett antal illustrativa exempel har valts ut baserade på analyser av svenskt yrkesfiske med bäring på ekosystembaserad förvaltning. Urvalet syftar till att ge en bred bild av hur samhällsekonomiska analyser kan användas för att informera beslut inom aktuella frågor för svensk fiskförvaltning. Det första exemplet behandlar en förändring i trålgränsen för havskräfta och visar hur en biologiskt motiverad åtgärd, som inte direkt involverar ekonomiska marknader, ändå kan få stora ekonomiska konsekvenser för yrkesfisket.

Avsnittet om övergödning i Östersjön visar hur fisket både påverkar och påverkas av ekosystemtjänster. Exemplet om bränsleskatter och kustkvoter visar hur komplexa effekter olika förvaltningsåtgärder kan få när de kombineras med varandra. Avsnittet om miljömärkning illustrerar hur marknadseffekter av konsumentmärkning påverkar prisbildningen. Slutligen är skrotningsbidrag ett exempel på hur medel ur Europeiska Havsoch Fiskerifonden används i praktiken, och hur fisket anpassar sin verksamhet i förhållande till stöden. Tillsammans ger exemplen en djupare förståelse för olika typer av

³⁴ <http://www.naturvardsverket.se/miljoprisedatabas>

samhällsekonomiska analyser, och hur de kan bidra till ekosystembaserad fiskförvaltning. Kapitlet bidrar också med en diskussion om de lärdomar som kan dras av de genomförda studierna.

Utöver de metoder och exempel som diskuteras här, finns ett stort antal andra möjliga metoder för att göra samhällsekonomiska analyser av yrkesfisket, till exempel spelteori, kostnadsnyttoanalyser, scenarioanalyser med flera. Ett antal av dessa metoder beskrivs i kapitel 4. Fiskets problem och potentiella lösningar diskuteras i populärvetenskaplig form i Brady (2004), Brady och Waldo (2008), och Stage med flera (2015). Det finns en stor internationell litteratur på området och i relevanta fall ges hänvisningar till översiktsartiklar där det går att hitta mer information.

5.1. DATA FÖR ANALYSER

Samhällsekonomisk analys av yrkesfisket använder sig av data från ett flertal källor. I många analyser används information från loggböcker från fisket vilka innehåller bland annat fångad kvantitet av olika arter, fångstområde och fiskeredskap. Vidare används fiskets avräkningsnotor för information om priser samt EU:s officiella statistik över fiskets kostnader.

Bioekonomiska modeller bygger i stor utsträckning på dessa data och i många fall finns redan tillräckligt med data, det vill säga inga ytterligare enkätundersökningar eller andra typer av insamlingar är nödvändiga för att kunna utföra vissa typer av samhällsekonomiska analyser. Däremot behövs kompletteringar av dataunderlag för att analysera specifika frågeställningar som kan uppkomma vid analyser viktiga för ekosystembaserad förvaltning, till exempel biologiska data över påverkan på botten, bifångster av fåglar och däggdjur med mera. Även exempelvis arbetsmarknadsstatistik från SCB och stödutbetalningar från Jordbruksverket kan användas för att till exempel studera hur styrmedel eller olika åtgärder påverkar lokal landning och beredning.

5.2. EXEMPEL: TRÅLGRÄNS FÖR HAVSKRÄFTA

Fisket efter havskräfta sker idag antingen med bur eller med trål. Redskapen genererar olika ekonomiska resultat men också olika miljöpåverkan. Bur och trål kan inte användas i samma område eftersom redskapen är i vägen för varandra. Längs den svenska västkusten finns ett antal områden som är avsatta för burfiske, innanför den så kallade trålgränsen. Innanför trålgränsen är trålning förbjudet, med undantag för vissa områden där trålning med artsortering är tillåtet (se FIFS 2004:36). Dessa kallas inflyttningsområden. Genom en spatial reglering är det möjligt att påverka fiskemöjligheterna för bur- respektive trålfiske efter havskräfta. Syftet med att ta upp trålgränsen som exempel är att visa hur åtgärder för att minska trålfiskets påverkan på botten, dels genererar ekonomiska och sociala konsekvenser i form av ändrad lönsamhet i olika flottsegment och ändrade landningshamnar, dels påverkar ett antal olika miljöindikatorer såväl positivt som negativt.

Ziegler och Valentinsson (2008) och Hornborg m.fl. (2016) har analyserat kräftfisket från ett miljöperspektiv och funnit att fisket med bur har lägre bränsleförbrukning, mindre bifångster och ger mindre avtryck på havsbotten jämfört med trålfisket. Det verkar med andra ord finnas ett antal fördelar med burfiske ur ett miljöperspektiv. Ur ett ekonomiskt perspektiv är bilden inte lika tydlig. Eggert och Ulmestrand (2000) visar att trålfisket gav större ekonomiskt utbyte än burfisket under 1990-talet, medan Waldo och Paulrud (2013a) finner att fiske med bur och små trålare är mest lönsamt ur ett företagsekonomiskt perspektiv då de använder SRMCCF modellen med data från 2007.

Ur ett internationellt perspektiv visar Morello m.fl. (2009) att kräftfiske med bur i Adriatiska havet har dåliga förutsättningar att bli ekonomiskt bärkraftigt, medan Leocádio med flera (2012) finner att burfiske är mer lönsamt än trålfiske utanför den portugisiska kusten.

Baserat på ovanstående verkar det möjligt att göra miljövinster genom att öka burfisket och minska trålfisket. Ett sätt att åstadkomma detta skulle vara att utvidga området där det råder trålförbud för att på så sätt låta burfisket expandera. De ekonomiska konsekvenserna av en sådan förändring är dock svårare att överskåda och kan ha en avgörande betydelse för om regleringen skulle få avsedd miljöeffekt. Anta att burfisket inte är lönsamt – finns det då företag som är villiga att öka fångsterna av burkräfta? Om trålfisket är lönsamt, kommer företagen då att fiska sina kvoter längre ut till havs med högre bränsleförbrukning som följd? Vilka konsekvenser får en ny reglering på landningsmönster och flottans struktur? Kräftfiske med bur och med trål sker från olika hamnar så en omfördelning mellan redskapen kan få lokala och regionala effekter beroende på hur flotta och landningsmönster utvecklas. Alla dessa aspekter ingår i en ekosystembaserad förvaltning då biologisk, ekonomisk och social hänsyn ska vägas in.

Effekterna av ett trålförbud i de så kallade inflyttningsområdena analyseras i Hammarlund m.fl. (2018a) och Hammarlund och Waldo (2018). För analysen används deskriptiva data om fiskets fångster för att utreda hur viktigt fisket i inflyttningsområdena är för fiskeföretagen, deskriptiv arbetsmarknadsstatistik för att bedöma hur viktigt fisket efter kräfta är för den totala inkomsten (många kan ha fler arbeten än fiske) samt bioekonomiska analyser för att uppskatta hur fisket kommer att utvecklas vid en regelförändring. Analyserna visar att de som fiskar med bur i betydligt högre grad än de som fiskar med trål är beroende av havskräfta för sitt fiske. Även inom trålfisket finns dock ett antal fartyg som har en mycket hög andel havskräfta i sina fångster, framför allt lite mindre trålare. Dessa fiskar också i större utsträckning inne i inflyttningsområdena jämfört med större trålare, och skulle därför bli mest påverkade av ett trålförbud. För 24 fartyg (cirka 30 procent av trålfloTTan) utgör kräftfiske i inflyttningsområden mer än hälften av de totala intäkterna (Hammarlund m.fl. 2018a).

Även om många fartyg är specialiserade på kräftfiske kan ägare som får försämrade fiskemöjligheter kompensera detta genom fiske med andra fartyg eller med annat arbete vid sidan om fisket. En djupare analys av ägarstrukturer och individuell arbetsmarknadsstatistik visar emellertid att kräftfisket i inflyttningsområden fortfarande är av mycket stor betydelse för många av dessa fiskares totala inkomster (dvs. summan av fiske i inflyttningsområden, annat fiske och annan inkomst). Hammarlund med flera (2018a) visar också att landningarna i stor utsträckning sker i olika hamnar där vissa hamnar i mycket hög grad har trålfångad kräfta och andra burfångad. Ändrade regler kan påverka var fartygen landar, och detta tillsammans med att många fiskare med mindre trålare är beroende av fiske i inflyttningsområden ger vid hand att ändrade regleringar kan ge stora sociala och ekonomiska konsekvenser. Dessa behöver vägas samman med de miljömässiga vinster som en reglering kan förväntas innebära i en analys av åtgärdens totala effekter.

Resultaten ovan ger en statisk bild av hur fisket ser ut idag och vilka fiskare som kan förväntas påverkas av ett förbud mot trålfiske i inflyttningsområdena. En fördjupad samhällsekonomisk analys kan även ge information om hur fisket förväntas utvecklas i framtiden. För att göra detta har Hammarlund och Waldo (2018) i samarbete med forskare från SLU:s havsfiskelaboratorium (Daniel Valentinsson och Patrik Jonsson) analyserat frågan med en version av FishRent-modellen, som utökats med biologiska

indikatorer om trålad yta. I analysen ingår fyra flottsegment; små burfiskare (0–10 meter), större burfiskare (10–12 m), små trålare (0–12 m) och större trålare (12–18 m). De största trålarna (>18 meter) har exkluderats ur analysen eftersom de har en stor andel andra arter i sina fångster och därmed inte är lika beroende av kräftfisket. Analysen drar nytta av hur utvecklingen efter att området för burfiske expanderades 2004 såg ut. Den historiska utvecklingen ger värdefull kunskap om hur utvecklingen vid en liknande framtida förändring av regleringen skulle kunna se ut, även om analysen måste justeras för förändrade förutsättningar i dagsläget jämfört med 2004. FishRent (se beskrivning i avsnitt 4.1.1) används för att analysera fem olika scenarier:

- Dagens förvaltning fortsätter (referensscenario).
- Utökat burfiskeområde men i övrigt dagens förvaltning.
- Förvaltning som maximerar sektorns vinst utan ökat område för burfiske.
- Förvaltning som maximerar sektorns vinst med ökat område för burfiske.
- Maximering av sektorns vinst utan områdesbegränsningar.

Ett första intressant resultat av analysen är att alla scenarier med ett utökat område för burfiske också innebär att burfisket expanderar. Detta visar att fisket förväntas bli så pass lönsamt att det finns företag som är villiga att fiska på nya ställen i de nya fiskeområdena, och därmed också öka produktionen av burfångad havskräfta. Trålfisket tenderar att minska i de flesta scenarier, om än i något olika takt beroende på trålsegment och hur regleringarna ser ut. I och med det minskade trålfisket kommer också dess bottenpåverkan (trålad area) att minska. Bränsleförbrukningen ökar något totalt sett då burfiskeområdet utökas vilket beror på högre kvotutnyttjande men också på högre bränsleåtgång per fångat kilo. Detta kan bland annat förklaras av en ökad bränsleåtgång för trålare som tidigare fiskade innanför trålgränsen men nu tvingas till längre resor.

Exemplet visar hur samhällsekonomisk analys kan användas för att ge information om en potentiell miljöåtgärd. Det finns ett antal fiskare som kan komma att bli hårt drabbade eftersom de bedriver betydande fiske med trål i inflyttningsområdena och inte heller i någon större utsträckning har annat fiske eller andra arbeten att falla tillbaka på. Modelleringen visar också att ett antal trålare kan förväntas lämna fisket. Samtidigt verkar burfisket vara tillräckligt lönsamt för att expandera in i de nya områdena och för detta behövs nya fiskare. Finns det möjlighet för trålfiskare att byta redskap? Vilka hinder finns för detta, till exempel licenser, humankapital, möjlighet att investera i nya fartyg och redskap? Hur kan myndigheter underlätta för dem som vill byta? Hur stora blir egentligen de totala miljöeffekterna – trålad area minskar men bränsleåtgången verkar öka? Analysen pekar ut viktiga frågor som den endast delvis besvaras genom modellen. För att kunna svara på frågorna behöver analysen kompletteras med information från exempelvis näring och myndigheter. Samtidigt ger analysen ny information om hur fisket kan förväntas utvecklas och vad detta ger för effekter på samhällsekonomi och flottstruktur.

Denna typ av analys går generellt att applicera på olika styrmedel och åtgärder inom svensk fiskförvaltning. De flottsegment som ingår i modellen påverkas olika av den analyserade regleringen och kommer därför att utvecklas olika. De flottsegment som gynnas och får högre vinster kommer att utvecklas på bekostnad av de som missgynnas. Detta ger fördelningseffekter av ekonomiskt välstånd mellan fiskare, vilket i sin tur även kan få konsekvenser för till exempel sysselsättning i de regioner där segmenten har sina hemmahamnar. Eftersom olika flottsegment har olika miljöpåverkan i form av

exempelvis bottenpåverkan, bränsleåtgång och bifångster, kommer regelförändringar även att påverka den marina miljön. Detta kan vara medvetet som med bottentrålning enligt ovan, men också en oönskad bieffekt av en reglering med andra syften. FishRent-modellens dynamik där flera segment med olika egenskaper fiskar på samma bestånd men med olika förutsättningar gör att det är möjligt att analysera både fördelningseffekter inom fisket och mer aggregerade effekter på ekosystemet i form av uttag av fisk och annan påverkan på miljön.

5.3. EXEMPEL: ÖVERGÖDNING I ÖSTERSJÖN

Övergödning i Östersjön är ett stort problem för havsmiljön, och leder bland annat till algbloomning och döda bottenar. Syftet med att ta upp detta som ett exempel är att visa hur ekonomiska modeller kan synliggöra hur havsmiljön påverkar fisket negativt, men också hur fisket kan påverka miljön positivt, t.ex. genom att vara en del av lösningen för att minska övergödning.

Östersjön är ett av de hav i världen som är mest drabbat av övergödning tillsammans med Mexikanska Golfen och Svarta Havet. Ekonomiska studier på hur övergödningen påverkar och påverkas av fiskenäringen har i stor utsträckning haft fokus på Mexikanska Golfen. Huang m.fl. (2010) finner till exempel att fångsterna av räka minskade med cirka 13 procent mellan 1999 och 2005 på grund av syrebrist i två områden i Mexikanska Golfen. Huang med flera (2012) finner, med hjälp av en bio-ekonomisk modell, att välfärd förlusterna däremot är mindre eftersom fiskeflottan är flexibel och anpassar sitt fiske för att delvis kompensera för övergödningens negativa effekter på räkbestånden. Effekter av övergödning på fisket i Östersjön har studerats med bioekonomiska modeller för danskt fiske av Nguyen (2013) och Nguyen med flera (2015) och för svenskt fiske av Hammarlund med flera (2018b). Ingen av dessa studier kan belägga några större effekter av övergödningen på fiskets ekonomiska resultat. I Naturvårdsverket (2014) finns däremot resultat som visar på att stora ekonomiska värden går förlorade för det danska yrkesfisket på grund av övergödningens effekter på rekryteringen av rödspätta längs den svenska västkusten.

Åtgärder mot övergödning är i stor utsträckning fokuserade på landbaserad verksamhet (Gren m.fl., 2008), men det finns även metoder för att minska övergödning när näringsämnen nått havet. Det exempel som oftast lyfts är odling av musslor, där musslorna fångar upp näringsämnen ur vattnet som då också avlägsnas vid skörden. Även fisket har en liknande effekt där framför allt pelagiskt fiske efter sill och skarpsill varje år avlägsnar stora mängder biomassa ur Östersjön. Dessa arter beräknas innehålla cirka 2,4 procent kväve och 0,43 procent fosfor (Hjerne och Hansson, 2002) som avlägsnas ur Östersjön vid fiske.

Uttaget av näringsämnen till följd av fiske innebär ett samhällsekonomiskt värde (en positiv extern effekt) eftersom det hade varit kostsamt för samhället att på annat sätt minska kväve- och fosforhalterna.

Nielsen med flera (2019) utvecklar FishRent modellen till att omfatta svenskt, danskt och finskt pelagiskt fiske för att beräkna hur det samhällsekonomiskt bästa fisket skulle se ut om hänsyn tas till värdet av minskade näringshalter. Den bärande idén i analysen är att det uttag av fisk som maximerar den företagsekonomiska vinsten inte behöver vara på samma nivå som det uttag som är samhällsekonomiskt optimalt. I modellen maximerar fisket den företagsekonomiska vinsten givet de förutsättningar som förvaltningen ger. Modellen beräknar det fisketryck och den flottstruktur som ger det mest fördelaktiga företagsekonomiska resultatet under olika förutsättningar. Om förvaltningen till exempel

inte tar hänsyn till det positiva värdet av näringsuttag och inte på något sätt reglerar fisket med hänsyn till detta, kommer inte heller fisket att ta hänsyn till näringsuttaget. Om det däremot införs någon form av styrmedel, exempelvis en subvention som kompenserar fisket för värdet av näringsuttaget, kommer fisket att anpassa sig till detta. Eftersom modellen ger information både om de företagsekonomiska vinsterna och näringsuttaget ur havet (vilket har ett värde för samhället) är det möjligt att beräkna de totala samhällsekonomiska effekterna av olika styrmedel och därmed jämföra utfallen av olika alternativ.

Analysen visar att ett fiske som maximerar fiskenäringsens vinster utan hänsyn till det ekonomiska värdet av näringsminskningar riskerar att leda till ett alltför litet kvotutnyttjande (vid maximum economic yield, MEY). Det alternativ som ger högst samhällsekonomiskt värde är om fisket fiskar hela den kvot som krävs för maximum sustainable yield (MSY) eftersom fisket då avlägsnar mer näringsämnen ur havet. Då har samhället till och med möjlighet att kompensera fisket för eventuella minskade vinster jämfört med MEY och ändå få en kostnadseffektiv reduktion av kväve och fosfor jämfört med landbaserade åtgärder för att minska utsläppen. Intressant är också att olika kombinationer av miljöåtgärder och fiskeripolitiska åtgärder (exempelvis möjligheter att handla med kvoter mellan länderna) ger olika utveckling för de svenska, danska och finska flottorna.

De samhällsekonomiska analyserna av övergödning i Östersjön visar hur samhällsekonomiska analyser och bioekonomiska modeller kan användas både för att undersöka hur övergödning påverkar fisket och hur fisket kan fungera som en åtgärd för att minska övergödningens problematik. Analyserna ger information om vilken policy som ger högst samhällsekonomiskt värde, men också information om hur olika segment inom flottan kan påverkas ekonomiskt och storleksmässigt vid olika förvaltningsåtgärder. Detta möjliggör således en analys av både de ekonomiska effekterna av olika förvaltningsåtgärder och fördelningseffekter på flottstruktur (och därmed sysselsättning) inom olika flottsegment och regioner.

5.4. EXEMPEL: BRÄNSLESKATTER OCH KUSTKVOTER

Ekosystembaserad fiskförvaltning ställer krav på att den marina miljön skyddas under beaktande av fiske och andra marina verksamheter. Detta innebär att fiskeriförvaltningen i praktiken måste ta hänsyn till flera aspekter samtidigt, något som ofta kräver flera samverkande regleringar. Problemet är att när fisket förvaltas med flera regleringar samtidigt kommer dessa att påverka varandra vilket ibland kan leda till oönskade effekter. Detta illustreras av Waldo och Paulrud (2017) med hjälp av hur bränslebeskattning av fiskefartyg (styrmedel för att minska miljöpåverkan) samverkar med så kallade kustkvoter som är avsedda att gynna det småskaliga fisket (styrmedel för att beakta sociala mål i fiskenäringsen). En kustkvot innebär att en del av den svenska kvoten för en art reserveras för fartyg som uppfyller vissa kriterier för småskalighet, ofta att fisket sker från ett fartyg under 12 meter med passiva redskap. Syftet med studien är att se hur multipla styrmedel med olika målsättningar påverkar varandra. Är det möjligt att både behålla ett småskaligt fiske med hjälp av kvottilldelning och samtidigt minska fiskets klimatpåverkan genom bränsleskatter? Analysen utfördes med SRRMCF-modellen för ett flertal scenarier med olika höga bränsleskatter och ett scenario där kustkvoter införs simultant med bränsleskatterna.

Resultatet visar att kustkvoterna är effektiva så länge bränsleskatterna är låga, det vill säga antalet småskaliga fiskare bevaras när de får en egen kvot och därmed inte konkurreras ut av större fartyg. Resultatet ändras emellertid vid högre skattesatser

eftersom de medför att bränslekostnaderna för de småskaliga fartygen blir så höga att det inte längre är lönsamt för dem att fiska. De större fartygen är fortsatt kvar även vid högre bränsleskatter. Resultatet är intressant eftersom småskaligt fiske ofta antas vara mer bränsleeffektivt än storskaligt fiske som primärt använder trål. Därmed borde de småskaliga fiskarna få en fördel relativt andra om bränslepriserna ökade. Vad analysen visar är emellertid att det småskaliga fiskets marginaler är så små att de inte klarar högre kostnader, något som de större fartygen är bättre rustade för. Exemplet illustrerar hur enskilda styrmedel påverkar, och i vissa fall även motverkar, varandra – något som förvaltningen måste ta hänsyn till.

5.5. EXEMPEL: MÄRKNING MED MARINE STEWARDSHIP COUNCIL (MSC)

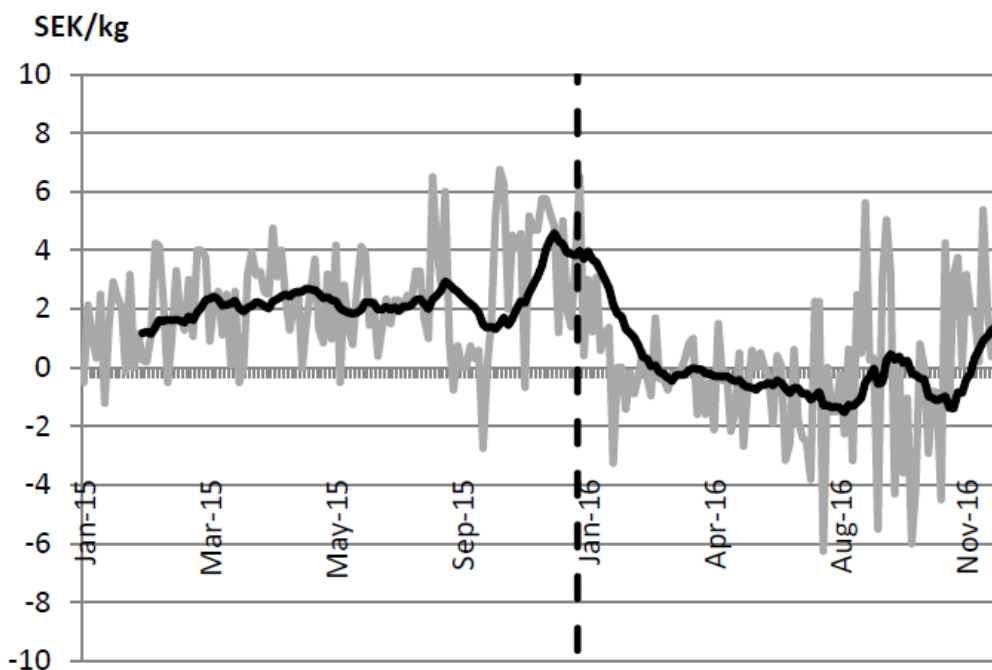
Miljömärkning och spårbarhet är sätt att ge konsumenter information för att kunna välja varor med olika miljöegenskaper. Den mest spridda miljömärkningen av fisk är MSC och idag är omkring 10 procent av världens totala fångster MSC-certifierade. Certifieringen är ett sätt att åskådliggöra hållbart fiskad fisk för konsumenter, det vill säga fisk från fiskbestånd som är biologiskt hållbara, från fiske med liten påverkan på övriga miljön och som bedrivs inom ramen för god fiskförvaltning för bestånden. Det sistnämnda innebär att många av de kriterier som MSC ställer upp ligger inom fiskförvaltningens ansvar att påverka snarare än fiskenäringens. Förvaltningen har därför stor inverkan på om ett fiske kan bli MSC-certifierat eller inte. Även om MSC inte behandlar alla aspekter av marina ekosystem, ger det ändå en möjlighet för konsumenter att uttrycka en betalningsvilja för hållbara ekosystem. Ekonomiska analyser kan bidra med information kring hur märkningen påverkar näringen och dess incitament att bedriva fiske på olika sätt.

Ett mål med märkningen är att den ska ge fiskaren incitament att bedriva ett hållbart fiske genom att detta premieras av konsumenterna. Blomquist m.fl. (ännu inte publicerad) studerar i vilken mån fisk som är märkt med MSC också ger en prispremie i form av högre avsättningspriser för fiskaren. Frågan analyseras för det svenska torskfisket i Östersjön med hjälp av en ekonometrisk modell och befintliga data. Avgörande för metoden är att endast vissa fartyg i flottan blev MSC-certifierade 2011 medan andra inte blev det. Genom att jämföra prisutvecklingen för de två grupperna kan analysen därmed ge svar på om märkningen gett någon priseffekt. Om det inte skulle funnits två jämförbara grupper, en certifierad och en utan certifiering, finns det risk att förändringar i priset på torsk skulle tolkas felaktigt – en prisuppgång som sker i samband med certifieringen kanske beror på utbudet av norsk torsk, växelkurser, bränslepriser eller något helt annat snarare än certifieringen i sig. Under antagandet att sådana faktorer påverkar både certifierad och icke-certifierad torsk i lika hög utsträckning är det möjligt att identifiera prispremien för certifiering genom att jämföra prisutvecklingen mellan de båda grupperna.

Studien använder data över dagliga priser på landad torsk från Östersjön under åren 2015 och 2016. Gruppen av fartyg som blev MSC-certifierade den 16 juni 2011 blev av med certifieringen igen den 17 december 2015 eftersom MSC då ansåg att det inte fanns tillräckligt säker biologisk rådgivning som grund för beståndsuppskattningarna. Det innebär att det fanns en MSC-certifiering under den första halvan av den studerade perioden, men inte under den andra.

Utöver priser och MSC-certifiering, finns uppgifter om köpare, säljare, landningshamn, samt fiskens storlek och kvalitet. Detta gör att det är möjligt att jämföra priset för certifierad och icke-certifierad torsk av samma storlek, av samma kvalitet, i samma hamn under samma dag. På så sätt rensas så mycket som möjligt av eventuella andra skillnader än certifiering bort från resultatet.

Jämförelse av priserna i de båda grupperna visar att det inte finns prisskillnader för större storlekar oavsett certifiering, men att det för små torsk (0,3–1 kg) går att identifiera ett prisprium för certifierad fisk. Detta visas i figur 5. Den ljusare grå linjen är skillnaden i dagspris mellan certifierad och annan torsk. Ett värde över noll innebär därmed att priset på certifierad torsk var högre och ett värde under noll att det var lägre. Den mörkare grå linjen är ett rullande medelvärde över priserna, och det lodräta strecket visar det datum då certifieringen upphörde. Det är tydligt att prisskillnaden mellan torsk som skulle varit certifierad om inte märkningen upphört och annan torsk upphör direkt efter att certifieringen upphört.



Figur 5. Prisskillnad mellan MSC-certifierad och ej certifierad torsk i storlek 0,3–1 kg. Den mörkare grå linjen är ett rullande medelvärde över priserna. Den ljusare grå linjen är skillnaden i dagspris mellan certifierad och annan torsk. Värderna över noll innebär positiv prisskillnad. Det lodräta strecket visar det datum då certifieringen upphörde. Källa: Höglind m.fl. (2018)

Den statistiska analysen bekräftar bilden som ges i figur 5, det vill säga det finns en statistiskt signifikant prisskillnad mellan certifierad och annan torsk för den aktuella storleksklassen, också då hänsyn tas till andra faktorer som kan påverka priserna. Totalt ger MSC-certifieringen ett prispåslag på cirka 11 procent, vilket stödjer att det finns incitament för näringen att sträva efter MSC-certifiering.

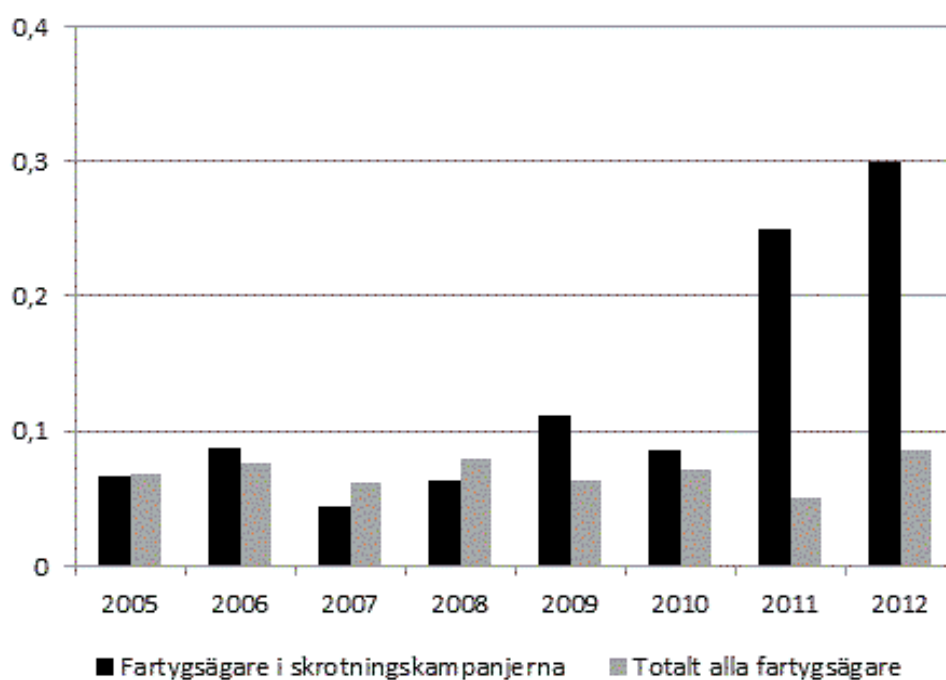
5.6. EXEMPEL: SKROTNINGSTÖD

Ekonomisk teori förutspår att ett fiske utan tydligt definierade fiskerättigheter löper stor risk att drabbas av överkapacitet, det vill säga investeringarna i flottan är större än vad som är samhällsekonomiskt optimalt vilket i sin tur leder till dålig lönsamhet och i många fall för högt fisketryck på bestånden. I mitten av 00-talet ansågs det svenska torskfisket ha för stor kapacitet och under 2008 och 2009 genomfördes därför ett stort skrotningsprogram finansierat av Europeiska Fiskerifonden (EFF). Sammanlagt användes 95 miljoner från fonden och 40 miljoner i nationella medel för att fasa ut totalt 29 trålare ur den svenska fiskeflottan. Internationell ekonomisk forskning visar på stora problem

med skrotningsprogram eftersom det är svårt att utforma dem på ett effektivt sätt. De långsiktiga effekterna uteblir om inte förvaltningen samtidigt ändras så att incitamenten att överinvestera i ny kapacitet förhindras. Skrotningen kan dock ge kortsiktigt positiva effekter och, i kombination med andra åtgärder, innebära en start på en mer effektiv förvaltning. Syftet med att här presentera skrotningsstödet som ett exempel är att visa hur ekonomiska analyser kan bidra till att synliggöra hur ekonomiska drivkrafter påverkar fiskets förmåga att anpassa sin verksamhet utifrån nya förutsättningar.

Blomquist och Waldo (2017; 2018) analyserar i vilken utsträckning det svenska skrotningsprogrammet har lett till att fiskare faktiskt lämnar fiskenäringen. Författarna använder information om stöd från EFF, information om fiskemönster, samt arbetsmarknadsstatistik för att analysera fartygsägares beslut och sysselsättning efter att skrotningskampanjen införts. Studien syftar till att utreda i vilken utsträckning fartygsägarna har investerat i nya fartyg; hur fartygsägarnas fiskeansträngning har utvecklats, samt i vilket utsträckning de fiskare som deltog i skrotningskampanjen har lämnat fiskesektorn?

Resultaten visar att investeringarna i nya fartyg ökar markant en kort tid efter skrotningskampanjen (2008–2009). Figur 6 visar det genomsnittliga antalet nya fartyg per fartygsägare för dem som var med i kampanjen och för hela populationen av fartygsägare.



Figur 6. Genomsnittliga antalet investeringar i nya fartyg per fartygsägare under 2005–2012. Mörkgrå staplar representerar fartygsägare som mottagit medel ur EFF under skrotningskampanjen. Ljusgrå staplar representerar genomsnittliga investeringar i nya fartyg för hela populationen av fartygsägare. Skrotningskampanjen pågick under 2008–2009. Källa: Blomquist och Waldo (2017).

Som framgår av figur 6 såg investeringsmönstret ungefär likadant ut för dem som varit med i kampanjen som för hela populationen av fartygsägare fram till 2010. År 2011 och

2012 ökar däremot investeringarna kraftigt för dem som var med i kampanjen, för hela populationen av fartygsägare fram till 2010. År 2011 och 2012 ökar däremot investeringarna kraftigt för dem som var med i kampanjen, för att sedan falla tillbaka till mer normala nivåer 2013. Eftersom antalet fartyg är definierade per 1 januari varje år, motsvarar antalet investeringar 2011 och 2012 investeringar gjorda under 2010 och 2011, alltså de två åren direkt efter att skrotningskampanjen avslutas.

Intressant är att fiskeansträngningen i de segment av flottan som skrotningskampanjen inriktade sig på minskade avsevärt. Investeringarna i nya fartyg skedde framför allt i mindre fartyg med annan inriktning än de som skrotats. Fisket ökade i stället inom segment där tillträdet till bestånden är mindre strikt reglerade, framför allt kustnära småskaligt fiske efter sill, makrill och hummer. Analysen över fartygsägarnas sysselsättning efter skrotningskampanjen visar att många valde att lämna arbetsmarknaden och pensionera sig. Av de som stannade på arbetsmarknaden hade en stor andel (65 procent) fortfarande inkomster från fiske och ett mindre antal hade inkomster från fiskerelaterade branscher som beredning. Endast ett fåtal av dem som stannade på arbetsmarknaden saknade helt inkomster från fiske eller fiskerelaterade branscher.

Analysen visar bland annat på fiskets flexibilitet att hitta nya fiskemöjligheter, något som är avgörande att ta hänsyn till i en ekosystembaserad förvaltning. Att fartygen de facto skrotas rent fysiskt har inte fullt ut medfört att fartygsägarna lämnar fisket. I stället har en del av skrotningspremierna återinvesterats i fartyg som lämpar sig för annat fiske, vilket leder till ett ökat tryck på de arterna istället. Detta är inte ett överraskande resultat, utan frågan är om detta ”läckage” är av acceptabel storlek. Blomquist och Waldo (2017) bedömer att återinvesteringen motsvarar cirka 5–10 extra fartyg att jämföra med de 29 som skrotades. De nya fartygen är mindre än de skrotade, men fisket bedrivs på andra bestånd än dem som de skrotade fartygen inriktade sig på. Nya bedömningar över hur väl dessa resurser klarar det nya fisketrycket behöver därmed göras för att förstå de totala effekterna av skrotningskampanjen.

5.7. LÄRDOMAR FRÅN YRKESFISKET FÖR DET FORTSATTA ARBETET MED EKOSYSTEMBASERAD FISKFÖRVALTNING

Samhällsekonomiska analyser är viktiga underlag för att generera information om hur förvaltningen kan utformas för att på ett effektivt sätt uppnå fiskeri- och miljöpolitiska målsättningar. Bioekonomiska modeller kan användas för ex-ante analyser som ger information om hur nya regleringar kan förväntas påverka fiskeflottans struktur och ekonomi. Ibland upptäcks även oväntade effekter genom modellerna, till exempel att utökade områden för burfiske efter kräfta riskerar att leda till ökade koldioxidutsläpp (se ovan i *avsnitt 5.2*).

Analyserna kan med fördel utvecklas till en bredare samhällsekonomisk analys där exempelvis även värdet av ekosystemtjänster ingår. Eftersom modellerna försöker förutspå framtida fiske med hjälp av förenklade antaganden kan de inte ge ett exakt svar på hur regleringen slår utan ger en uppfattning om riktningen på det förväntade utfallet, och även detta gäller principiellt bara om systemet inte är i närheten av viktiga tröskelvärden där det finns risk för abrupta, oförutsägbara skiften.

Ekonometriska metoder kan användas för att analysera effekter av förvaltningsbeslut i efterhand, ex post. Metoderna kan, beroende på datakvalitet och tillvägagångssätt, göra det möjligt att identifiera om förvaltningen haft någon effekt, och i så fall vilken, även om bruset från andra faktorer som påverkar fisket är stort. Lärdomarna från analyserna kan

användas som beslutsunderlag till kommande regleringar med liknande utformning. Eftersom framtida utformning av förvaltningen sällan är identisk med tidigare, och eftersom andra faktorer kan ha hunnit förändras under tiden, bör resultaten kombineras med analyser om hur kommande förvaltning påverkar ekonomiska incitamentsstrukturer och i vilken mån det skiljer sig från utfallet i ex post-analysen. För att säkerställa en adaptiv förvaltning är därmed både ekonomiska ex ante- och ex post-analyser viktiga underlag.

En möjlighet att bredda diskussionen inom den samhällsekonomiska analysen är att komplettera med teoretiska resonemang, modellsimuleringar, experiment, och tidigare studier på området (se exemplet med skrotning ovan). Detta ger information om under vilka förutsättningar resultaten gäller och i vilken mån de går att generalisera till andra situationer än de som rådde under den analyserade perioden. För att kunna identifiera effekter av förvaltningen eller hitta mönster i mer komplexa datamaterial krävs både mer tidskrävande analysmetoder och att det finns data för att genomföra analysen. Detta aktualiserar också behovet av att förvaltningsbeslut innehåller en strategi för hur information ska samlas in som underlättar utvärderingar. En ökad användning av systemkartor skulle kunna vara ett sätt att öka kunskapen om vilka utvärderingar som skulle behöva genomföras och underlag för hur de skulle kunna utformas (se diskussionen i 2.2.2).

Som framgått tidigare i rapporten är såväl ekonomiska som sociala faktorer en viktig del av en ekosystembaserad förvaltning. Exempelen ovan visar hur förvaltningen påverkar ekonomin i fiskesektorn och hur ekonomiska drivkrafter påverkar möjligheten att uppfylla förvaltningsmålen genom förvaltningsbeslut i fisket. Det finns därför en tydlig koppling mellan biologiskt motiverad förvaltning och ekonomiska drivkrafter i fiskesektorn. Integrerade bioekonomiska modeller, där även sociala faktorer inkluderas, kan användas för att analysera samhällsekonomiska effekter brett. ICES arbetsgrupp WGECON har påbörjat ett arbete med att utveckla den typen av modeller. Idag används denna typ av analyser sällan i förvaltningen i Sverige, medan de är betydligt mer utnyttjade internationellt.

En möjlig anledning till att bioekonomiska modeller används förhållandevis sällan i Sverige är att existerande ekonomiska data matchar dåligt med den information som skulle behövas för att utforma förvaltningsförslag. Ekonomiska data kommer från företagens bokslut vilket innebär att de är tillgängliga med cirka två års förskjutning och att det ofta dröjer ännu längre innan de är integrerade i en modell. Under denna tid kan mycket hinna hända med de biologiska förutsättningarna, vilket kan innebära att de ekonomiska data som används motsvarar en period med en annan beståndssituation än den som råder vid analystillfället. Ett annat problem är att ekonomiska data utgår från fartygssegment och hela deras fiske, vilket gör det svårt att relatera exempelvis kostnader till enskilda typer av fisken eller geografiska områden. När förvaltningsfrågorna rör mindre geografiska områden eller specifika fisken, vilket de ofta gör, måste analysen då utgå från antaganden om fiskets ekonomiska kostnader. Generellt är bristande tillgång på data på rätt nivå ett hinder för att kunna bedriva empiriska studier och modellsimuleringar som kan ligga till grund för förvaltningsbeslut som stödjer en ekosystembaserad fiskförvaltning. Det finns ett behov av att systematiskt identifiera de data som skulle behövas för att kunna svara på grundläggande förvaltningsfrågor.

Som diskuterats ovan finns det heller inga modeller som kan användas för att analysera alla situationer, ofta krävs att redan framtagna modeller används. Bioekonomiska modeller kräver en kontinuerlig uppdatering och utveckling för att kunna användas. Detta

är tidskrävande, vilket gör att modellanalyser som görs ad-hoc ofta tar förhållandevis lång tid eftersom det bland annat kräver grundläggande bearbetning av data. Om det i framtiden blir aktuellt med mer systematiska modellanalyser inom ekosystembaserad förvaltning skulle arbetet med modellerna kunna effektiviseras vilket skulle reducera kostnaderna för att använda dem. Ett samråd mellan ekonomisk forskning, biologisk forskning, förvaltande myndigheter, industri, med flera skulle då kunna inrikta modellernas utformning utifrån förväntade analysbehov. Detta skulle dessutom ge modeller som är bättre anpassade efter aktuella frågeställningar, och därmed mer relevanta svar. Mer systematiska modellanalyser skulle också kunna göra det möjligt att identifiera icke-linjära samband där det finns risk för tröskleffekter och plötsliga skift. I detta modellarbete kan lärdomar dras från exempelvis biologiska modeller för beståndsuppskattningar där det finns ett tydligt mandat vad som ska produceras och ett tydligt institutionellt ramverk med datainsamling, modellutveckling med mera.

Ekonometriska modeller anpassas i regel helt till den rådande frågeställningen. Deskriptiva analyser där det finns tillgängliga datamaterial kan genomföras förhållandevis snabbt, exempelvis statistik över landningar av burfångad och trålfångad havskräfta i exemplen ovan. Ett annat exempel är ekonometriska analyser som använts för att utvärdera vilka effekter användningen av stöden inom Europeiska Havs- och Fiskerifonden (EHFF) och Europeiska Fiskerifonden (EFF) har haft på det svenska fisket, vattenbruket och beredningsindustrin (Blomquist och Waldo, 2019). En lärdom från dessa analyser är att utvärderingar med statistiska metoder ofta blir förhållandevis smala i och med att de fokuserar på en eller ett fåtal frågeställningar – en bra ekonometrisk analys ger med andra ord ett bra och robust svar på en smal frågeställning.

6. FALLSTUDIE: FRITIDSFISKE

Detta kapitel har tre huvudsyften. Det första är att illustrera hur samhällsekonomisk analys kan användas för att analysera värdet av fritidsfisket i Sverige och hur detta värde förändras som en följd av en specifik reglering – införande av fiskefria zoner. Det andra är att belysa och diskutera vilken typ av ekonomisk och ekologisk information som krävs för att genomföra en samhällsekonomisk kalkyl av specifika åtgärder inom fritidsfiskeområdet. Ett tredje syfte är att belysa och diskutera informations- och databehov kopplade till samhällsekonomiska frågeställningar inom fritidsfiskeområdet.

Kapitlet baseras till stor del på de analyser som gjorts med information och data från en sedan 2013 årlig enkätundersökning gällande fritidsfiskevanor administrerad av Havs- och vattenmyndigheten.³⁵ Undersökningen är relativt omfattande på en aggregerad geografisk nivå i såväl hav som sötvatten och täcker en rad frågeställningar kring människors fiskevanor. Det förestående kapitlet fokuserar främst på samhällsekonomisk analys av en specifik åtgärd där fritidsfiskeundersökningen då tjänar som underlag. Utöver information om enkäten som sådan baseras avsnittet på tre fallstudier om rekreationsfiske som använt data från nämnda enkät (Bostedt m.fl., 2016b och Carlén m.fl., 2016; 2019).

Utöver de exempel som diskuteras nedan i kapitlet finns andra samhällsekonomiska

³⁵ En sammanfattning av enkäten finns på HaVs hemsida: <https://www.havochvatten.se/hav/samordning--fakta/data--statistik/fangststatistik-for-fritidsfisket.html>.

studier relaterade till fritidsfiske i Sverige. Dessa baseras dock på andra data än dem diskuterade här. I Paulrud och Laitila (2012) gjordes till exempel en kostnadsintäktsanalys av olika restaureringsåtgärder i Emån. Värdet av fritidsfiske skattades i den studien med hjälp av ett valexperiment (choice experiment) och en besöksfrekvensanalys. Analysen visade att det fanns ett positivt värde av fritidsfiske i Emån, men även att de restaureringsåtgärder som studerades inte var samhällsekonomiskt lönsamma. En annan relaterad studie är Blicharska och Rönnbäck (2018) som beräknar ett betydligt högre genomsnittligt värde av fritidsfiske (konsumentöverskott) än vad vi presenterar nedan. Till skillnad från vår analys gäller deras värden bara Gotland och havsöring. På aggregerad nivå finns även en studie av Toivonen med flera (2004), där värdet av fritidsfiske i de nordiska länderna analyseras. Analysen baseras på en betalningsviljestudie där enkäter skickades ut till allmänheten i de nordiska länderna. Det finns förstås även en internationell litteratur relaterad till fritidsfiskets värde och betydelse, men den berörs inte i detta kapitel. Detta kapitel utgår således från de analyser som återfinns i de tre fallstudierna (Bostedt m.fl., 2016b och Carlén m.fl., 2016; 2019).

6.1. DATA FÖR ANALYSER

En av de viktigaste källorna till information och data om fritidsfisket i Sverige är den årliga enkätundersökning gällande fritidsfiskevanor (Fritidsfiskeundersökningen) som Havs- och vattenmyndigheten administrerat sedan 2013. Myndigheten utformar enkätens innehåll medan SCB administrerar urval, distribution, insamling, kontroll och sammanställning av källdata materialet. Urvalet ska vara representativt för Sveriges population över åldrarna 16–80 år. Insamlingen av data sker via enkäter som distribueras per post tre gånger per år. Den första omgången omfattar 2 800 enkäter som samlas in och berör fritidsfisket under perioden januari–april. Den andra omgången består av 5 400 enkäter som omfattar perioden maj–augusti. Det sista utskicket av 2 800 enkäter samlar in information om fritidsfisket under perioden september–december. I de senaste omgångarna (ej med i analyserna nedan) har det totala urvalet ökat och är nu 5 600 i januari–april och september–december samt 10 800 under maj–augusti.

En speciell egenskap med datainsamlingen under 2013–2016 är att en viss andel av respondenterna som är fritidsfiskare valdes ut för att ingå även i tre påföljande utskick. Detta innebär att fritidsfiskare till viss del blir överrepresenterade i varje utskicksomgång under 2013–2016, vilket kan skapa vissa statistiska problem relaterade till representativitet. År 2017 förändrades urvalsprincipen såtillvida att den består av ett nytt urval av respondenter samt tre relativt mindre urval från tidigare års undersökningar som inkluderar både fiskare, icke-fiskare, och bortfall (Havs- och vattenmyndigheten, 2019b). Med start i etapp 2, 2018, dubblerades urvalet i undersökningen; hädanefter är urvalet i undersökningen 5 600, 10 800, 5 600 enkäter för etapp 1, etapp 2 respektive etapp 3.

Undersökningen har tre huvudsyften. Det första är att statistiken är officiell statistik där Havs- och vattenmyndigheten är ansvarig myndighet. Statistiken syftar till att belysa fritidsfiskets betydelse, omfattning och karaktär. Detta är ett av huvudskälen till att undersökningen riktar sig mot hela den svenska populationen. Det andra syftet är att informationen från undersökningen ska kunna användas för samhällsekonomiska analyser av fritidsfiske. Det kan exempelvis röra sig om hur värdet av fritidsfisket påverkas av olika regleringar som t.ex. fiskeredskap, regleringar av vissa arter, fiskeförbud i vissa områden med mera. Det tredje och sista syftet är att uppfylla krav på datainsamling för fritidsfisket av EU genom förordning 2017/1004 samt 2016/1251.

6.1.1. Förtjänster med Fritidsfiskeundersökningen

Undersökningens design vad gäller urval, frekvens och frågor är väl utformade för att ge en bra beskrivning av fritidsfisket. En central fråga i enkäten är hur ofta (antal dagar) en person har fiskat i olika geografiska områden i Sverige. Information samlas även in angående vilken art(er) som huvudsakligen fiskats, vilken typ av redskap som använts, och fångstmängd. Ett annat viktigt område är frågor rörande vilka kostnader som uppstått i samband med fisket. Kostnaderna inkluderar utgifter för resor, logi, fiskekort, guidning med mera samt eventuella investeringar i utrustning förknippade med fritidsfiske, som exempelvis fiskespön, nät och båtar. Den här typen av information är av central betydelse för att uppskatta samhällsekonomiska värden kopplade till fritidsfiske (t.ex. genom resekostnadsmetoden, se *avsnitt 4.2*). I *avsnitt 6.2* nedan ges ett exempel på en samhällsekonomisk analys av fiskefria zoner där dessa utgiftsdata från undersökningen används i en resekostnadsmodell.

I tabell 4 ges exempel på den information som kan fås från undersökningen: år 2013 fiskade svenskarna cirka 16 miljoner dagar och spenderade i genomsnitt 148 kr per fiskedag (rörliga utgifter). Inlandsfisket var 2013 dubbelt så omfattande som kustfisket, räknat i antalet fiskedagar.

Tabell 4. Antal fiskedagar och rörliga utgifter per fiskedag (år 2013). Tabellen baseras på den analys och data som finns utförligare presenterat i Carlen m.fl. (2016).

	MILJONER FISKEDAGAR	RÖRLIG UTGIFT PER FISKEDAG*
Inlandsfiske i Göta- och Svealand (ej stora sjöarna)	5,91	124
Inlandsfiske i Norrland (ej stora sjöarna)	3,10	197
Inlandsfiske i Stora sjöarna (Vänern, Vättern, Mälaren, Hjälmaren, Storsjön)	1,61	169
Havs- och kustfiske i Bottenhavet och Bottenviken	0,66	164
Havs- och kustfiske i mellersta Östersjön	2,01	132
Havs- och kustfiske i södra Östersjön	0,43	159
Havs- och kustfiske i Öresund	0,16	191
Havs- och kustfiske i Kattegatt	0,68	227
Havs- och kustfiske i Skagerrak	1,31	84
Summa	15,86	148
Varav inlandsfiske	10,62	152
Varav kustfiske	5,24	140

* utgifter för resor, fiskekort, etc.

Informationen i tabell 4 räcker för att kunna dra slutsatsen att fritidsfiske utgör en betydande fritidsaktivitet. I kombination med att många är villiga att spendera pengar på att fiska indikerar tabellen även att det finns stora värden förknippade med fritidsfisket. Totalt spenderades 2,4 miljarder kronor år 2013 på fritidsfisket, vilket indikerar en lägsta

gräns för det samhällsekonomiska värdet av fritidsfisket.³⁶ Undersökningen inkluderar både rekreativfiske och husbehovsfiske. Detta betyder bland annat att fisketurism och fiske med guide även ingår i undersökningen. Däremot inkluderas inte fiskare från andra länder eftersom undersökningen endast riktar sig till folkbokförda i Sverige. Det betyder dels att värdet av fritidsfiske som kan uppskattas från enkäten endast omfattar värdet för folkbokförda i Sverige, dels att de utlägg för fisket som görs i Sverige av utländska fiskare inte kommer med i statistiken. Informationen från enkäten underskattar således till viss del fritidsfiskets betydelse för svensk ekonomi. För samhällsekonomiska analyser av svenska fiskereglingar är det däremot rimligt att fokusera på förändringar av svenska medborgares värden för fritidsfiske.

Fördelen med att undersökningen täcker hela den svenska populationen är att det ger en bra bild av hur stor del av den svenska befolkningen som fiskar – och hur ofta. Detta innebär samtidigt att urvalet måste vara relativt stort eftersom en majoritet av den svenska populationen, cirka 90 procent, aldrig fiskar (Havs- och vattenmyndigheten, 2017b). En annan fördel med undersökningen är att information samlas in tre gånger per år och därmed täcker vinter/vår, sommar och höst/vinter. Detta möjliggör att undersöka hur fritidsfisket skiljer sig åt mellan olika delar av året med avseende på antal fiskedagar, art, fiskeregion, val av redskap med mera samt förknippade kostnader. Eftersom fritidsfiskeundersökningen täcker hela den svenska befolkningen och informationen har samlats in på ett likartat sätt sedan 2013, möjliggör enkäten analyser av förändringar i fritidsfisket över tid.

6.1.2. Förbättringspotential för Fritidsfiskeundersökningens utformning

Sammantaget ger undersökningen en detaljerad bild av svenskarnas fritidsfiskevanor avseende *hur ofta*, *vad som fiskas* och *hur fisket bedrivs*. Däremot ger undersökningen mer begränsad information om *var fisket sker*, vilket innebär att samhällsekonomiska analyser endast kan utföras på en relativt aggregerad geografisk nivå.

Respondenten kan välja mellan nio olika områden som tillsammans täcker in hela Sverige för att ange vart fiske bedrivits. Det betyder att det inte går att utläsa om fisket ägt rum i en specifik sjö, älv, eller längs en specifik kuststräcka, vilket naturligtvis begränsar användbarheten av informationen. Detta innebär att det blir svårt, och i många fall omöjligt, att koppla det fiskebeteende som fångas av enkäten till specifika ekologiska eller geografiska faktorer som påverkar vart fiske bedrivs, hur ofta och på vilken art. Många regleringar av fiske, eller åtgärder av vattenmiljön som påverkar fritidsfiske, är utformade på en mer högupplöst nivå än Fritidsfiskeundersökningens nio områden. För att kunna göra en analys av en reglerings effekter behövs i princip information om fiskevanor på samma geografiska skala som den som regleringen avser. Mer högupplöst data skulle även behövas för att kunna utveckla den typen av bioekonomiska modeller för fritidsfisket som diskuteras i 4.1.

En annan brist är att undersökningen endast innehåller information om fiskebeteende. Därför kan inte fiskets icke-användarvärden uppskattas med data från enkäten. Vattendrag som används till fritidsfiske tillhandahåller även olika ekosystemtjänster. Dessa värden är svåra att uppskatta med hjälp av svaren i enkäten. Exempelvis kan en reglering av en sjö, som minskar tillgängligheten för fritidsfiskare, innebära en ökning av andra värden (t.ex. existens-, options-, och arvsvärden) som värderas positivt av såväl fritidsfiskare som andra.

³⁶ Till detta skall läggas de investeringar som görs för att fiska, i form av båtar och annan utrustning.

För att uppskatta den här typen av värden behöver dock data från den nuvarande enkäten kompletteras med andra källor. Enkäten skulle kunna utökas så att den även innehåller frågor för att kunna uppskatta betalningsviljan för olika typer av ekosystemtjänster. Detta skulle dock ställa krav på att frågorna är utformade med hänsyn tagen till en passande geografisk avgränsning.

För vissa värderingsscenarier är det troligt att det skulle krävas en finare geografisk avgränsning än de nio områden som täcks av enkäten idag (jmf. diskussion i avsnitt 4.3 om ekonomisk värdering och värdeöverföring). Med nuvarande geografiska upplösning är det alltså inte möjligt, eller meningsfullt, med en sådan komplettering av enkäten.³⁷

Sammanfattningsvis utgör Fritidsfiskeundersökningen en bra informationskälla för övergripande beskrivningar av fritidsfisket i Sverige, och den möjliggör dessutom att beskrivningar och analyser av förändringar i fisket över tid. Undersökningen tillhandahåller dessutom uppgifter om utgifter förknippade med fisket vilket är av central betydelse för vissa typer av samhällsekonomiska analyser. Samtidigt finns det begränsningar i den nuvarande utformningen av undersökningen: dels är den geografiska upplösningen låg, dels finns ingen information om ekosystemtjänster, utöver själva fisket.

6.2 SAMHÄLLSEKONOMISK ANALYS FÖR EN EKOSYSTEMBASERAD FÖRVALTNING AV FRITIDSFISKET

Som diskuterats tidigare i rapporten kan samhällsekonomisk analys användas på olika sätt för att stödja arbetet med att implementera ekosystembaserad förvaltning av fritidsfisket. Tabell 5 ger exempel på hur samhällsekonomisk analys skulle kunna bidra med underlag till förvaltningen av fritidsfisket, beroende på förvaltningsmotiv samt vilka typer av styrmedel eller regleringar som skulle kunna analyseras.

Tabellen ger även information om i vilken mån befintliga data skulle kunna bidra till att utföra analysen. Tabell 2 i avsnitt 2.2.1 i denna rapport ger en generell beskrivning av olika typer av samhällsekonomisk analys för styrmedel medan tabell 5 beskriver exempel som är mer tillämpbara på fritidsfisket.

Det första, och kanske mest uppenbara, motivet för att använda samhällsekonomisk analys är i själva målformuleringen, vilket diskuterats tidigare i rapporten. Exempelvis kan det vara att bestämma en nivå på ett optimalt fiskebestånd ur ett samhällsekonomiskt perspektiv, och därmed hur stort fisketryck som kan tillåtas.

Givet att målet är bestämt (oavsett på vilka grunder det tillkommit), till exempel hur mycket av en fiskpopulation som ska bevaras, kan en samhällsekonomisk analys ge svar på vilka styrmedel som bör användas för att minimera den samhällsekonomiska kostnaden för att uppnå målet (se kolumn 3 i tabell 5). Här kan nämnas exempel som fiskeförbud på vissa platser (fiskefritt område), begränsning av fiskesäsong, redskapsregler, begränsning av fångst, krav på återutsättning, samt ytterligare avgifter för fiskekort. I det fall ett specifikt mål redan bestämts kan den samhällsekonomiska analysen i idealfallet användas till att rangordna kostnader för olika typer av styrmedel.

Ett annat exempel på en förvaltningsinsats relaterad till implementering av ekosystembaserad förvaltning skulle kunna vara behovet av att påverka val av fiskeplatser, exempelvis för att minska negativa miljöeffekter i samband med bilresor till

³⁷ Det finns ytterligare avancerade modeller där fler ekologiska effekter (exempelvis flera arter) av fiske integreras i värderingen av fritidsfiske. Sådana modeller är datakrävande men möjliggör att studera andra arters inverkan på populationen. Se exempelvis Gao och Hailu (2013).

dessa platser. En sådan förvaltningsstrategi skulle till exempel kunna inkludera åtgärder för att förbättra tillgången till särskilda fiskeplatser eller för att förbättra tillgången till positivt värderade egenskaper förknippade med särskilda fiskeplatser.

Information från den nuvarande Fritidsfiskeundersökningen kan även användas för att utforska fördelningsaspekter av styrmedel och åtgärder. Ett syfte med en analys av fördelningseffekter är att få en bild av hur styrmedel och åtgärder av fritidsfiske påverkar till exempel fiskemönster och konsumtion av fångst beroende på kön, ålder, inkomst, geografisk hemvist, etc. I den nuvarande årliga rapporteringen från Havs- och vattenmyndigheten redovisas vissa skillnader i vem som fiskar och hur fisket bedrivs.³⁸

Tabell 5. Exempel på samhällsekonomiska analyser till stöd för ekosystembaserad förvaltning av fritidsfiske.

EXEMPEL PÅ FÖRVALTNINGSMOTIV	HUR SAMHÄLLSEKONOMISK ANALYS KAN BIDRA	EXEMPEL PÅ STYRMEDEL ELLER REGLERINGAR	KAN NUVARANDE DATA BIDRA?	YTTERLIGARE DATAKRAV
BESTÄMMA FÖRVALTNINGSMÅLET				
Hur mycket fritidsfiske ska vara tillåtet och hur stora ska bestånden vara?	Beräkna marginalnyttan av att bevara fiskbestånd. Optimal nivå på beståndet är där denna är lika med marginalkostnaden av att bevara beståndet (dvs. alternativkostnaden av det förlorade fritidsfisket i dagar)	Se nedan	Delvis	Biologisk/ekologisk information på samma geografiska skala som Fritidsfiskeundersökningen
Om målet redan är bestämt				
Bevara en viss populationsnivå av ett bestånd Uppnå en viss biologisk mångfald Fördela fiskemöjligheter	Minimera kostnaden av att uppnå förvaltningsmålet Beräkna fritidsfiskets förlust (konsumentöverskott) Uppskatta värdet av olika attribut förknippade med fiskeplats och resmål	Stänga fiskeplatser (förbud) Begränsa fiskesäsong Redskapsbegränsningar och förbud Fångstbegränsningar Krav på återutsättning Avgifter för fiskekort	Delvis, beroende på det geografiska området som avses	Biologisk/ekologisk information på samma geografiska skala som Fritidsfiskeundersökningen
Fördelningseffekter				
	Ta reda på fördelningen av nytta från rekreativfiske	–	Ja	Övriga data som kompletterar analysen

³⁸ Fritidsfiskeundersökningen visar t.ex. att män fiskar med handredskap oftare än kvinnor, men att skillnaden i redskapsanvändning är mindre om även passiva fångstredskap inkluderas i jämförelsen.

En annan aspekt som skulle kunna studeras är hur hushåll påverkas av fritidsfiske. Nuvarande enkät skulle i ett sådant fall kunna kompletteras med en enkät riktad mot övriga i hushållet som inte själva bedriver fritidsfiske (se Hunt m.fl., 2013).

6.3. EXEMPEL: FISKEFRIA OMRÅDEN

Här presenteras resultaten av en studie som använde sig av data från fritidsfiskeundersökningen för att studera effekterna av en förvaltningsåtgärd med hjälp av en samhällsekonomisk lönsamhetskalkyl. Syftet med analysen var att utreda om inrättandet av (temporära) fiskefria områden är samhällsekonomiskt lönsamma. De fem områden som studerades var Gålö (Stockholms skärgård), Kalvhararna (Bottenhavet), Havstensfjorden (Bohuslän), Vinga (Göteborgs skärgård) och Södra Kattegatt. Eftersom det saknades information om vissa ekologiska effekter baserades analysen på ett antal scenarier och antaganden vad gäller beståndsutveckling och beteenden hos dem som fiskar. En detaljerad beskrivning av de olika områdena vad gäller storlek, egenskaper och under vilken tid fiskeförbudet gällde finns i Bostedt m.fl. (2016b).

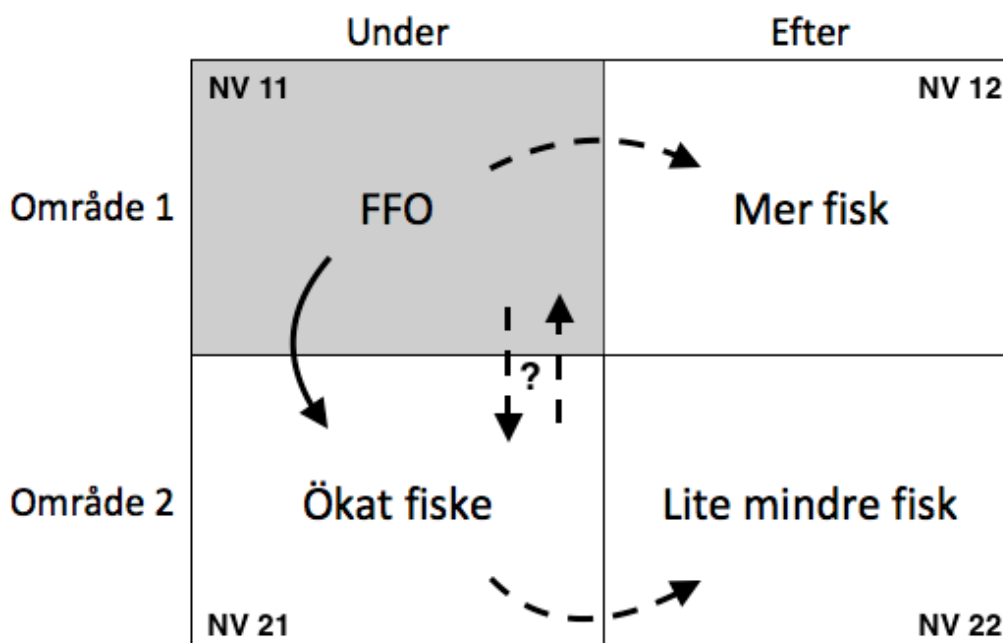
Konceptuell utgångspunkt för studien

Utgångspunkten i den analys som gjordes kan enklast illustreras av figur 7. Figuren beskriver, konceptuellt, konsekvenserna av att inrätta ett fiskefritt område (FFO) under en given period, och därmed vilka värden som måste uppskattas i en samhällsekonomisk analys. Konceptuellt utgår vi ifrån att det finns två perioder och två områden; en period där fiskeförbud råder ("Under"), en period där fiske åter blir tillåtet ("Efter"), ett område där förbudet gäller ("Område 1") och ett område där det är tillåtet att fiska även under förbudstiden ("Område 2").

Streckade pilar i figur 7 visar förändringar i fiskpopulation medan den heldragna pilen visar förändringar i fritidsfiskares beteende. Tillgången på fisk i "Område 1" antas öka efter förbudet införts på grund av minskat fisketryck. I den mån fisket i "Område 2" ökar som en konsekvens av fiskeförbudet i "Område 1" påverkas eventuellt tillgången på fisk i "Område 2" negativt. Tillgången på fisk i de båda områdena påverkas även av hur bestånden i respektive områden förflyttar sig. Den grå rutan illustrerar var (i tid och rum) det finns bäst ekologisk information för analysen. I varje ruta kan det beräknas ett motsvarande nettovärde (NV) av rekreativfiske jämfört med fallet utan någon reglering (fiskefri zon). Nettovärdet är värdet från det fiskefria området efter avdrag för relevanta kostnader. Nettovärdena benämns i figuren som NV11-NV22.

Att avlysa ett område från fiske har effekter i både tid och rum (se t.ex. Sanchirico och Wilen, 2001, Smith och Wilen, 2003). Konceptuellt kan detta illustreras genom att såväl fiskebeståndet som beteendet hos dem som fiskar förändras i det avlysta området (Område 1) och närliggande områden (Område 2). De som tidigare fiskade i Område 1 kan förstås inte längre fiska där, och upplever därmed en nyttoförlust, NV11. Beroende på kvaliteten på fisket i Område 2, och andra faktorer, kommer en del av dem som fiskat i Område 1 att istället fiska i Område 2, vilket ger ett nyttotillskott, NV21. Hur stor andel fiskare som ersätter fisket i Område 1 med fiske i Område 2 beror som sagt på hur bra fisket är i Område 2 och vilka kostnader som är förknippade med att fiska där. Det betyder att nyttoförlusten i Område 1 till viss del kan kompenseras med ett nyttotillskott från fiske i Område 2. Hur stor den sammantagna nyttoförlusten blir i slutändan beror till stor del på skillnader i fiskekvalitet och kostnader förknippade med fiske i de båda områdena. I ett fall med låga kostnader att byta till Område 2, samtidigt som kvaliteten i fisket är ungefär detsamma som i Område 1, är den sammantagna nyttoförlusten

(NV11+NV21) relativt sett liten. Är kvaliteten i Område 2 däremot väsentligt sämre, och/eller kostnaden för att byta område betydande, betyder det att den sammantagna nyttoförlusten kan vara hög.



Figur 7. Konceptuell bild över konsekvenser av att inrätta ett (temporärt) fiskefritt område (FFO). Streckade pilar visar förändringar i fiskpopulation medan den heldragna pilen visar förändringar i fritidsfiskares beteende. I varje ruta kan det beräknas ett nettovärde (NV 11-NV 22) av rekreativfiske jämfört med fallet utan någon reglering.

Utöver den rumsliga aspekten tillkommer förändringar över tid. Ett skäl till att inrätta fiskefria områden är att tillskapa en ökning av fiskepopulationer. I figur 7 illustreras detta med streckade pilar som visar att efter en viss tid kommer det att finnas mer fisk i Område 1. Dessutom kan det hända att populationen av fisk ökar i närliggande Område 2 som en effekt av populationens utbredning. Sammantaget skulle detta innebära att fiskeförbudet på sikt leder till ökade populationer av fisk, vilket möjliggör mer fiske i både Område 1 och 2 efter att regleringen upphört. En effekt som till viss del kan motverka en positiv beståndsutveckling i Område 2 är att fisketrycket i Område 2 ökar på grund av fiskeförbudet i Område 1 (enligt resonemanget ovan). Sammanfattningsvis, för att uppskatta det samhällsekonomiska värdet av fiskefria zoner krävs relativt detaljerad information om ekologiska effekter över tid och rum, samt kunskap om fiskares beteenden.

Tre scenarier analyserades

I Fritidsfiskeundersökningen finns det bara sex havs- och kustfiskeområden (Bottenhavet, Bottenviken, mellersta Östersjön, södra Östersjön, Öresund, Kattegatt och Skagerrak). Eftersom den geografiska upplösningen på Fritidsfiskeundersökningen inte överensstämde med upplösningen på de mycket mindre områden som skulle regleras, fanns inte tillgänglig information om omfattningen av fritidsfisket i motsvarande Område 1 och Område 2 i figur 7. Därmed var inte heller storleken på substitutionselasticiteten mellan områden med och utan fiskeförbud observerbar. På grund av detta behövde fritidsfisket i Område 1 och Område 2 i analysen uppskattas genom antaganden om

fiskepopulation och hur stor andel av den totala fångsten per fiskart som gjordes i respektive område efter reglering.

När det gäller substitutionselasticiteten togs två scenarier fram som kan beskrivas som två ytterligheter. I det ena scenariot antogs att ett stopp av fiske i ett område endast i ringa grad (eller ingen) leder till ökat fiske i närliggande områden (pessimistiskt scenario). I det andra scenariot antogs att det sker en fullständig överflyttning av fisket från Område 1 till Område 2.

När det gäller beståndsutvecklingen togs tre scenarier fram per område: optimistiskt, mellan och pessimistiskt. Scenarierna baserades på expertbedömningar vad gäller *troliga* ekologiska effekter i tid och rum av införseln av ett fiskeförbud. De tre scenarier som togs fram bedömdes vara de mest relevanta i sammanhanget för respektive område.

I det optimistiska scenariot antogs att den populationsökning som fiskeförbudet antogs leda till bestod under hela kalkylperioden, vilket innebär att fångsterna efter att området öppnats igen antogs vara fortsatt större under hela kalkylperioden jämfört med innan fiskeförbudet. I det pessimistiska scenariot antogs att fiskbestånden under en 10-årsperiod faller tillbaka till nivån innan fiskeförbudet, vilket innebär att det ökade värdet av fiske var noll efter 10 år. I mellanscenariot antogs att fiskbestånden under en 25-årsperiod (vilket sammanföll med kalkylperioden) avtar till nivån innan fiskeförbudet.

Givet dessa scenarier i kombination med fritidsfiskarnas värdering av fiske uppskattades det samhällsekonomiska nettovärdet som summan av nettovärdena i respektive ruta i figur 7, det vill säga $NV = NV_{11} + NV_{12} + NV_{21} + NV_{22}$.³⁹ Resultaten från kalkylerna visade på ett positivt nettovärde för de flesta områdena som ingick i analysen. För exempelvis Gålö utgick analysen från det år det fiskefria området inrättades, 2010, och det år det åter öppnades upp, 2015. Kalkylperioden, T , antogs vara 25 år vilket innebär en medräkning av användarvärden i 20 år efter det att fiske åter blir tillåtet. I studien gjordes känslighetsanalyser för varje område genom att variera kalkylhorisonten och diskonteringsräntan.

För att värdera den ökade fångsten per ansträngning användes data från Fritidsfiskeundersökningen 2013 och en "efterfrågefunktion" för antal fiskedagar specificerades och skattades med en så kallad noll-inflaterad Poissonmodell (zero-inflated Poisson model eller ZIP-modell). Som förklaringsvariabler användes socioekonomiska beskrivningar av respektive fritidsfiskare, uppgifter om fritidsfiskarens kostnader för fiske per fiskedag, samt förväntad fångst per fiskedag. En sammanfattning av resultaten av analysen från Gålö ges i tabell 6.

Resultaten visar med tydlighet att vad som antas gällande fritidsfiskarnas substitutionsmöjligheter är avgörande för kalkylen. Finns ett alternativt område som har lika bra fiske som det där fiskestoppet införts ger kalkylen ett positivt resultat (utan att medräkna alternativkostnaden för förlorat fiske). Finns inget sådant område tillgängligt så visar kalkylen att det samhällsekonomiska värdet av det fiskefria området blir negativt. Exemplet belyser därmed tydligt vikten av god kunskap om fritidsfiskarnas beteende och ekologisk kunskap inte bara för det fiskefria området, utan även för områden som kan utgöra substitut till det fiskefria området, för att kunna specificera en god modell.

³⁹ Förändringar som sker över tid, NV_{12} och NV_{22} , diskonteras till nuvärden för att vara jämförbara med NV_{11} och NV_{21} .

Tabell 6. Nettoresultat för den samhällsekonomiska kalkylen för det fiskefria området vid Gålö (Bostedt m.fl., 2016b).

	SUMMA VÄRDEN	KOSTNADER, EXKL. ALTERNATIVKOSTNAD FÖR FÖRLORAT FISKE	KALKYLNETTO, EXKL. ALTERNATIVKOSTNAD FÖR FÖRLORAT FISKE	ALTERNATIVKOSTNAD FÖR FÖRLORAT FISKE, ÖVRE GRÄNS	KALKYLNETTO, INKL. ALTERNATIVKOSTNAD, ÖVRE GRÄNS
Optimistiskt scenario	2 073 000	161 000	1 912 000	2 199 000	-287 000
Mellan- scenario	1 189 000	161 000	1 028 000	2 199 000	-1 171 000
Pessimistiskt scenario	683 000	161 000	522 000	2 199 000	-1 677 000

Liknande resultat erhålls från de övriga områden som analyserades. Överlag visar de på ett positivt nettovärde i de fall där det antas finnas goda substitutionsmöjligheter, men att analysen är känslig för de antaganden som görs gällande möjligheterna till substitution. Det bör även påpekas att resultaten är känsliga för vad som antas om de biologiska effekterna och fritidsfiskarnas tålmodighet att vänta tills fisket blir bättre.⁴⁰

Som nämnts tidigare finns det potentiellt ett antal andra ekosystemtjänster kopplade till inrättandet av fiskefria områden. Andra typer av rekreativvärden kan till exempel förbättras som en följd av att ett område stängs för fiske. Givet de befintliga data som finns att tillgå, i form av ekologiska data och i form av hur människor värderar andra effekter än fiske, är det idag inte möjligt att göra några kvantitativa uppskattningar av dessa värden. De värden som redovisas i studien kan därmed ses som en nedre gräns, ett minimivärde.

En annan viktig slutsats från analysen, som inte nödvändigtvis beror på fritidsfiskarnas beteende eller ekologiska effekter, är att inrättandet av ett fiskefritt område är en relativt extrem förvaltningsåtgärd, eftersom även de som har en mycket hög värdering av att fiska i området inte tillåts att göra det. Om ett fiskeförbud i ett specifikt område är helt avgörande för ett fiskebestånds överlevnad kan det dock vara motiverat att göra det. Om beståndet däremot kan återhämtas med en viss del rekreativfiske kan mer flexibla åtgärder vara mer lämpliga.

6.4. LÄRDOMAR FRÅN FRITIDSFISKET FÖR DET FORTSATTA ARBETET MED EKOSYSTEMBASERAD FÖRVALTNING

Samhällsekonomiska analyser av fritidsfisket kan utgöra ett viktigt beslutsstöd vid införandet av en ekosystembaserad fiskeförvaltning. Analysen kan användas dels i själva målbestämningen, exempelvis storleken på ett fiskebestånd, dels som ett verktyg vid utformningen av specifika regleringar och styrmedel som syftar till att uppnå ett visst mål. Ytterligare ett område där samhällsekonomiska analyser kan utgöra ett viktigt verktyg är mer allmänna konsekvensanalyser och analyser av fördelningsaspekter av förändringar som påverkar fritidsfisket.

Den årligen återkommande undersökning som görs om fritidsfisket, Fritidsfiskeundersökningen, utgör ett naturligt underlag för samhällsekonomisk analys. Den ger en mycket detaljerad bild av omfattningen av fritidsfisket i Sverige; hur mycket

⁴⁰ Detta kommer att påverkas av den så kallade diskonteringsräntan, dvs. hur framtida ekonomiska utfall värderas i förhållande till nutid. Detta är dock inget som tas upp i mer detalj i denna rapport.

det fiskats, vad som fiskas, hur det fiskas, och hur mycket pengar som läggs på fritidsfisket. Att undersökningen görs tre gånger per år, och har så gjorts ett antal år, innebär att det är möjligt att studera fritidsfisket såväl inom som mellan år. Att undersökningen täcker hela landet och därmed såväl kust- som inlandsfiske är ytterligare en fördel. En uppenbar brist med undersökningen är dess låga geografiska upplösningsnivå. I nuvarande form kan respondenten välja mellan nio områden. Då många regleringsåtgärder rör enskilda vattendrag eller väl avgränsade områden innebär det att data från undersökningen inte är tillräckligt geografiskt detaljerad för en samhällsekonomisk analys. I dessa fall måste analysen kompletteras med specifika undersökningar för varje enskilt fall. Fallstudien av fiskefria områden, som beskrivs ovan, belyser till viss del detta problem. De fiskefria områden som analyserades var relativt små områden som inte kunde matchas med data från Fritidsfiskeundersökningen. Analysen fick då kompletteras med mer eller mindre välvägda antaganden vad gäller fritidsfiskarnas beteende.

I slutändan är det frågeställningen som bestämmer vilka data som krävs. Gäller frågeställningen fritidsfiskets samhällsekonomiska värde på en mer aggregerad nivå utgör Fritidsfiskeundersökningen en mycket bra utgångspunkt. Om avsikten däremot är att genomföra analyser av olika regleringar för specifikt avgränsade vattendrag, eller mindre kustområden, så behöver Fritidsfiskeundersökningen kompletteras med andra mer specifika undersökningar. De samhällsekonomiska analyser som idag kan genomföras med data från Fritidsfiskeundersökningen är inte kompletta då de värden som fångas inte kan kopplas till andra naturvärden och ekosystemtjänster. Här finns, enligt vår mening, en potential till utveckling av enkäten till att omfatta frågor om andra motiv än fisket till att man valt att resa till ett visst område för att fiska.

7. DISKUSSION OCH REKOMMENDATIONER

För att en ekosystembaserad fiskförvaltning ska kunna uppfylla mål om ekologisk, social och ekonomisk hållbarhet krävs nya underlag för beslut. Samhällsekonomiska analyser är en central komponent för att de sammanlagda effekterna av olika handlingsalternativ ska bli allsidigt belysta. Den här rapporten ger en översikt av hur samhällsekonomiska analyser kan användas för att stödja implementeringen av en ekosystembaserad fiskförvaltning. Rapporten baseras på såväl teoretiska resonemang som konkreta empiriska exempel med koppling till fiskförvaltning. För Havs- och vattenmyndighetens framtida arbete med att använda samhällsekonomiska analyser som underlag för en implementering av ekosystembaserad fiskförvaltning diskuteras ett antal behov nedan. Dessa kan sammanfattas som:

7.1. NÄR BEHÖVS SAMHÄLLSEKONOMISK ANALYS I EN EKOSYSTEMBASERAD FÖRVALTNING?

Använd samhällsekonomisk analys redan vid val och utformning av styrmedel och inkludera strategier för utvärdering av effekter

En utmaning för att samhällsekonomiska analyser ska bli en del av implementeringen av en ekosystembaserad fiskförvaltning är att analyserna bidrar till såväl *val* av styrmedel som *utformningen* av styrmedel. Utformningen av styrmedel behöver också inkludera strategier för uppföljning och utvärdering av effekter på miljöns tillstånd och beteenden.

Detta behov lyfts även generellt för förvaltning av havs- och vattenmiljöområdet i Söderholm med flera (2015). I dagsläget utförs samhällsekonomiska analyser oftare med fokus på att sätta pris på miljöskador än för att utreda förutsättningarna för ny styrmedelsutformning eller för att utvärdera redan befintliga styrmedel. För att samhällsekonomiska analyser ska komma till användning, behöver Havs- och vattenmyndigheten ta in samhällsekonomisk kompetens tidigt i myndighetens styrmedelsarbete (t.ex. föreskrifter, regeringsuppdrag, målutformning, och strategier).

Använd samhällsekonomisk analys för utvärdering av befintliga styrmedel som underlag för en adaptiv förvaltning

Många av de befintliga styrmedlen inom havs- och fiskförvaltningen skulle troligen kunna finjusteras för att bättre uppnå avsedd effekt. Utvärdering är därför en väsentlig del av en adaptiv förvaltning. Utvärdering av befintliga styrmedel görs dock sällan. Havs- och vattenmyndigheten skulle behöva införa en kontinuerlig process för utvärdering av styrmedel. Utvärderingsresultaten måste också kunna användas i beslutsprocesser. Det ställer krav på att utvärderingar utformas på ett sätt så att resultaten går att omsätta i förvaltningsråd. Uppföljning och utvärdering av styrmedel bör användas dels för att följa upp effekter på incitament för regelefterlevnad eller beteendeförändringar, dels med avseende på effekter gentemot olika miljö- och samhällsmål. Ett exempel på ett styrmedel som infördes utan möjligheter till uppföljning av samhällsekonomiska effekter på grund av brist på data är införandet av överlåtbara fiskerättigheter i det pelagiska fisket (se Stage m.fl., 2015). Bristfälliga data ger dåliga möjligheter till att förbättra nuvarande styrmedel och dra lärdomar inför utformningen av framtida styrmedel. En konkret åtgärd för att komma till bukt med den här typen av problem är krav på att utredningar med förslag på nya styrmedel innehåller en plan för hur dessa ska kunna utvärderas ex post på ett ändamålsenligt sätt.

Utveckla vägledningar för att stötta en bredare ansats, en tidigare ingång och ett konsekvent genomförande av samhällsekonomisk analys till stöd för förvaltningsbeslut

Samhällsekonomisk analys bör även användas i konsekvensutredningar för att allsidigt belysa konsekvenserna av förslag. Konsekvensutredningarna behöver initieras tidigt för att kunna identifiera olika effekter av förslag och belysa vägval. På så sätt kan de vara ett stöd i utformningen av förslag, snarare än att utföras i slutskedet som ett påhäng när styrmedel, regeländringar eller åtgärder redan är färdigutredda (jämför Forsstedt, 2018). Idag innehåller konsekvensutredningar sällan en bred kostnadsnyttoanalys utan fokuserar istället på kortsiktiga effekter på individuella eller grupper av fiskare. Andra långsiktiga ekonomiska eller ekologiska konsekvenser av till exempel förändrad beståndsstatus som förändringar i tillgången på ekosystemtjänster, uppmärksammas sällan. Många gånger reduceras i stället samhällsekonomiska konsekvensutredningar till en punktlista som innehåller generella fördelar och nackdelar med en åtgärd, men med en bristfällig koppling till de relevanta teoretiska utgångspunkterna för sådana bedömningar (Söderholm m.fl., 2015). Det är ofta inte meningsfullt att väga fördelar och nackdelar, som saknar denna teoretiska koppling, mot varandra. För att en sådan avvägning ska vara meningsfull är det viktigt att kostnader och nyttor är identifierade på ett konsekvent sätt utifrån väl etablerade definitioner samt väl definierade val eller åtgärdsalternativ.

En systematisk utformning av konsekvensutredningar som även täcker samhällsekonomiska perspektiv förutsätter att gängse definitioner av till exempel samhällsekonomiska nyttor och kostnader tillämpas i analyserna. Idag skiljer sig tolkningen av vad som räknas som samhällsekonomiska intäkter och kostnader ofta åt mellan olika konsekvensutredningar (Forsstedt, 2018). En anledning till att detta görs är

att den existerande lagstiftningen (t.ex. miljöbalken, EU:s vattendirektiv) inte är tydlig. Ett exempel är gällande regler om vad som utgör ”oskäligen kostnader” i tillståndsprovning av miljöfarlig verksamhet där företags- och samhällsekonomisk hänsyn ibland tenderar att sammanblandas (Söderqvist m.fl., 2015). De existerande vägledningarna för konsekvensutredningar skulle därför behöva stärkas på dessa punkter, inklusive att där ytterligare betona betydelsen av väl definierade referensalternativ.⁴¹

7.2. HUR BEHÖVER MYNDIGHETER OCH LAGSTIFTNING UTVECKLAS FÖR ATT MÖJLIGGÖRA BRA SAMHÄLLESEKONOMISK ANALYS TILL STÖD FÖR EN EKOSYSTEMBASERAD FÖRVALTNING?

Tydliggör och harmonisera krav på samhällsekonomisk analys i lagstiftning och vägledning för att säkra en helhetssyn gällande olika måluppfyllelser

Det finns en förvaltningsadministrativ utmaning i att implementera ekosystembaserad fiskförvaltning. De mål och instrument som fiske-, havs- och vattenlagstiftningen förordar hanteras inte alltid av samma myndigheter. Möjligheterna till att införa styrmedel som bidrar till ekosystembaserad förvaltning är därmed i vissa fall begränsade eftersom andra sektors lagstiftning och styrmedel i stor utsträckning påverkar förutsättningarna.

Nuvarande praxis och lagstiftning är inte alltid tydlig med vilka specifika beslut som ska stödjas av samhällsekonomiska analyser. För att säkerställa att samhällsekonomiska analyser utgör en del av implementeringen av en ekosystembaserad fiskförvaltning kan det vara nödvändigt att tydliggöra, exempelvis i lagstiftningen, vilka typer av beslut som måste understödjas av samhällsekonomisk analys.

Se över rutinerna och utöka kompetensen inom myndigheter att långsiktigt genomföra, beställa, ta emot och använda samhällsekonomisk analys

Under senare år har det tagits fram flera nationella och internationella vägledningar för hur samhällsekonomiska analyser ska genomföras, både generellt inom miljöområdet och specifikt riktat mot havs- och vattenområdet. Naturvårdsverket (2014) drar till exempel upp riktlinjerna för hur samhällsekonomiska analyser bör utformas. En utmaning med dessa vägledningar och handböcker är att säkerställa att de bidrar till att öka förståelsen för de teoretiska utgångspunkterna för samhällsekonomisk analys. Det behövs för att till exempel kunna identifiera relevanta incitamentsstrukturer eller definiera relevanta kostnader och intäkter i ett givet projekt. En förutsättning för det är att säkerställa att det finns rätt kompetens i olika delar av förvaltningen för att kunna *genomföra* eller *beställa* analyser och använda sig av den vägledning som finns, alternativt att relevant kompetens utifrån kan utnyttjas. Dessutom behövs kompetens för att ta emot och tolka slutsatser och resultat och kunna använda dem i förvaltningsarbetet. Studier som bygger på vetenskaplig metodik är avgörande för att upprätthålla en god kvalitet på samhällsekonomiska beslutsunderlag. Sådana analyser kan däremot vara svåra att upphandla med de förhållandevis korta tidsramar som ofta ges för framställan av underlag till förvaltningsbeslut.

Havs- och vattenmyndigheten behöver se över rutinerna för att säkerställa långsiktighet i genomförar-, beställar- och mottagarkompetens på sin egen myndighet. Befintliga vägledningar kan behöva kompletteras med utbildningstillfällen för berörda medarbetare och aktörer som myndigheten samverkar med för att öka förståelsen för grunderna för

⁴¹ I vattenförvaltningsförordningen ska ”orimliga kostnader” beaktas, och bedömas i förhållande till såväl miljönytta som företags betalningsförmåga. Havs- och vattenmyndigheten arbetar för närvarande med en metod för att ta fram underlag till bedömningar av orimliga kostnader (se bl.a. HaV, 2016b).

samhällsekonomsisk analys, när den ska användas och hur den kan tolkas och tillämpas. Den samhällsekonomsiska kompetensen på myndigheten kan behöva ses över och samordnas för att öka lärandet och möjligheten att identifiera situationer i förvaltningen där samhällsekonomsiska analyser behöver ingå eller utvecklas som beslutsunderlag. Myndigheten behöver underlätta för upphandling av analys till exempel genom att utveckla en checklista eller rutin med standardiserade frågeställningar, analysmetoder och tillgängliga data för att kunna behandla återkommande analysbehov.

Utveckla insamlingen och tillgången till de sociala, ekonomiska och ekologiska data som behövs för bred samhällsekonomsisk analys utifrån långsiktiga behov kopplade till förvaltningens mål

Ekologiskt motiverad förvaltning både inverkar på och påverkas av social och ekonomisk utveckling. För att sambanden mellan ekologiska, sociala och ekonomiska värden ska kunna integreras i samhällsekonomsiska analyser behövs andra typer av tillgängliga data än de som finns idag. Ett behov är att bättre matcha tillgängliga sociala, ekonomiska och ekologiska data, dels med avseende på tiden för insamling av informationen, dels med avseende på den geografiska upplösningen. När data inte överensstämmer avseende tid och rum måste analysen utgå från många antaganden om sambanden mellan olika data, vilket ökar osäkerheten i hur resultaten kan tolkas och därmed hur väl de lämpar sig som underlag för beslut.

Ett annat behov är att öka insamlingen av data som idag saknas, till exempel information som kan användas för att uppskatta icke-användarvärden. Ett sådant arbete inkluderar också att utveckla arbetssätt angående när värdetransferering *kan* och *bör* användas i samhällsekonomsiska analyser, och metoder för *hur* värdetransferering ska utföras. För vissa områden finns exempelvis schablonvärden framtagna för olika miljöeffekter. Det finns ett behov att se över i vilken mån befintliga schablonvärden är användbara i analyser som ska informera en ekosystembaserad fiskförvaltning. Havs- och vattenmyndigheten behöver identifiera analysbehov som understödjer fiskeförvaltningens övergripande mål. I detta arbete behöver myndigheten också identifiera vilka data och underlag som idag finns tillgängliga (t.ex. yrkesfiskets ekonomi och fritidsfiskeundersökningen) samt identifiera vilka kompletterande data som behöver finnas tillgängliga för att kunna integrera sociala och ekonomiska värden i analyser. Det finns idag en väl utbyggd infrastruktur för biologiska utvärderingar med god beställar- och mottagarkompetens hos Havs- och vattenmyndigheten, en väletablerad rutin för uppdrag till institutionen för akvatiska resurser vid SLU och internationella samarbeten för biologisk rådgivning inom ICES. Motsvarande infrastruktur för samhällsekonomsiska analyser finns inte tillgänglig idag och skulle behöva byggas ut. Det finns till exempel i dagsläget endast en anställd i arbetet med fiskförvaltningen med uppgift att bidra med samhällsekonomsisk kompetens.

Myndigheten behöver bygga upp arbetssätt och strukturer för att även få långsiktig tillgång till sociala och ekonomiska data i den omfattning som motsvarar de identifierade analysbehoven. Ett samråd mellan ekonomisk forskning, social och beteendevetenskaplig forskning, biologisk forskning, förvaltande myndigheter, industri med flera, skulle kunna säkerställa att datainsamling, modeller och analysers utformning motsvarar förväntade behov. Det skulle ge analysresultat som är bättre anpassade efter aktuella frågeställningar, och därmed mer relevanta i förvaltningsarbetet.

Det pågår ett internationellt arbete med att integrera sociala värden och ekosystemtjänster i t.ex. bioekonomiska modeller, men denna integrerade ansats används än så länge sällan i Sverige. Havs- och vattenmyndigheten kan dra lärdomar från internationellt arbete med

att utveckla dataunderlagen för analyser som kan bidra till en implementering av ekosystembaserad fiskförvaltning.

Alla Sveriges miljömålsmyndigheter delar behoven av tillgång till data som kan användas för att integrera ekologiska, sociala och ekonomiska värden i samhällsekonomiska analyser. Havs- och vattenmyndigheten kan spela en aktiv roll i att belysa behovet av att synliggöra olika samhällsekonomiska värden i underlag för förvaltningsbeslut. I myndighetens arbete med bland annat Havsmiljödirektivet, Maritima strategin, Havsplaneringsdirektivet och gemensamma fiskepolitikens grundförordning (kustnära fiske, m.m.) finns viss vägledning om vilka samhällsekonomiska indikatorer och mål som kan vara relevanta vid utformning av analyser.

Utöka internationell samordning av metodutveckling och tvärvetenskapliga samarbeten

Havs- och vattenmyndigheten är nationell samordnare för Sveriges deltagande i ICES olika expertgrupper. Ett möjligt sätt att utveckla tillgången på samhällsekonomisk kompetens är att utveckla samarbetet med ICES och vara pådrivande i arbetet med att integrera samhällsvetenskaper i ICES rådgivning. Frågeställaren spelar, genom de frågor som ställs, en viktig roll i att säkerställa att ICES rådgivning stödjer en ekosystembaserad fiskförvaltning med avseende på alla tre hållbarhetsben (ICES WKSIIHD-BESIO, 2017). Havs- och vattenmyndigheten skulle kunna ta en mer aktiv roll i att se till att de kunskapsbehov som identifieras i t.ex. WGINOSE, SIHD, WGECON, WGSOC och WGMARE förmedlas till Havs- och vattenmyndigheten och tas om hand i arbetet med frågeformulering till ICES. Rådgivningsförfrågningarna skulle, i stället för att be om ett enda svar, kunna utformas kring scenarioanalyser som kan synliggöra avvägningar mellan olika målsättningar. Frågorna skulle till exempel kunna formuleras utifrån havsplanerna för att få svar på vilka ekologiska och ekonomiska effekter olika användningar av marina resurser ger. Detta skulle ge mer information än förvaltningsråd kopplade till enskilda bestånd.

Vidare skulle Havs- och vattenmyndigheten kunna arbeta för att öka förutsättningarna för interdisciplinärt arbete mellan expertgrupperna med syfte att exempelvis utveckla bioekonomiska modeller anpassade efter aktuella frågeställningar.

8. REFERENSER

- Admiraal, J.F., Wossink, A., de Groot, W.T., de Snoo, G.R. (2013). *More than total economic value: How to combine economic valuation of biodiversity with ecological resilience*. *Ecological Economics*, 89:115-122.
- Ahtiainen, H., Artell, J., Czajkowski, M., Hasler, B., Hasselström, L., Huhtala, A., Meyerhoff, J., Smart, J.C.R, Söderqvist, T., Alemu, M. H., Khaleeva, Y., Maar, M., Martinsen, L., Nömmann, T., Pakalnieta, K., Oskolokaite, I. & Semeniene, D. (2014) *Benefits of meeting nutrient reduction targets for the Baltic Sea – a contingent valuation study in the nine coastal states*, *Journal of Environmental Economics and Policy*, 3(3):278-305, DOI: 10.1080/21606544.2014.901923
- Arias Schrieber, M., Linke, S. (2018). *The social dimensions of ecosystem-based fisheries management – a review and implications for implementation in Sweden*. Havsmiljöinstitutets rapport nr 2018:4.
- Baltic Eye. (2016) *Workshop: Towards ecosystem based fisheries management in the Baltic Sea*. June, Stockholm. <https://balticeye.org/globalassets/globala/ebfm-workshop/report-from-workshop--towards-ecosystem-based-fisheries--management-in-the-baltic-sea-2.pdf>
- Blomquist, J., Bartolino, V., Waldo, S. (ännu inte publicerad). *Price premiums for eco-labelled seafood: Effects of the MSC certification suspension in the Baltic Sea cod fishery*. *European Review of Agricultural Economics*.
- Blomquist, J., Waldo, S. (2017). *Socioekonomiska effekter av fartygsskrotningar inom svenskt fiske*. Utvärderingsrapport 2017:3. Swedish Board of Agriculture. Jönköping.
- Blomquist, J., Waldo, S. (2018). *Scrapping programmes and ITQs: Labour market outcomes and spill-over effects on non-targeted fisheries in Sweden*. *Marine Policy* 88:41–47.
- Blomquist, J, Waldo, S. (2019). *Investeringsstöd till vattenbruk och beredning och saluföring – leder stöden till mer investeringar?* Utvärderingsrapport 2019:2. Swedish Board of Agriculture, Jönköping, Sweden.
- Bostedt, G., Brännlund, R., Carlén, O., Persson, L. (2016a). *Fiskefria områden ur ett samhällsekonomiskt perspektiv: en konceptuell analys*. CERE Working Paper 2016:7, CERE, Umeå.
- Bostedt, G., Brännlund, R., Carlén, O., Gisselman, F., Persson, L. (2016b). *Fiskefria områden ur ett samhällsekonomiskt perspektiv: en empirisk studie*. CERE Working Paper 2016:17, CERE, Umeå.
- Brady, M. (2004). *Fiske i framtiden – hur förvalta en gemensam naturresurs?* Livsmedelsekonomiska institutet, rapport 2004:5.
- Brady, M., Waldo, S. (2008). *Att vända skutan – ett hållbart fiske inom räckhåll*. Expertgruppen för miljöstudier, 2008:1.
- Bryhn, A., Lindegarth, M., Bergström, L., Bergström U., (2015). *Ekosystemtjänster från svenska hav*. HaV Rapport 2015:12. Havs- och vattenmyndigheten, Göteborg.
- Bryhn, A., Svedäng, H., Bergek, S., Beier, U., Wennhage, H., Ragnarsson Stabo, H.,

- Lundström, K. (2017a). *Ekosystembaserad fiskförvaltning för 8-fjordar*. SLU Aqua.
- Bryhn, A., Lundström, K., Johansson, A., Ragnarsson Stabo, H., Svedäng, H. (2017b). *A continuous involvement of stakeholders promotes the ecosystem approach to fisheries in the 8-fjords area on the Swedish west coast*. ICES Journal of Marine Science, 74:1, pp 431–442. Handling editor: Jason Link. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsw217>
- Bryhn, A., Bergek, S., Wennhage, H. (2018a). *Nulägesbeskrivning, fallstudier, metoder och verktyg för ekosystembaserad fiskförvaltning*. Aqua reports 2018:20. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser, Öregrund Drottningholm Lysekil. 51s.
- Bryhn, A., Bergek, S., Wennhage, H., Beier, U. (2018b). *SLU Aquas kunskapsförsörjning och rådgivning som stöd till en ekosystembaserad fiskförvaltning*. Aqua reports 2018:1. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser, Öregrund Drottningholm Lysekil. 68s.
- Brännlund, R., Kriström, B. (2012). *Miljöekonomi*. Studentlitteratur, Lund.
- Carlén, O., Bostedt, G., Persson, L., Brännlund, R. (2016). *Rekreationsfiske i Sverige 2013: Omfattning och värde*. CERE Working Paper 2016:20, CERE, Umeå.
- Carlén, O., Bostedt, G., Brännlund, R., Persson, L. (2019). *Gone fishing: The value of recreational fishing in Sweden*. CERE Working Paper 2019:2, CERE, Umeå.
- Carlsson, F. (2010) *Design of Stated Preference Surveys: Is There More to Learn from Behavioral Economics?* Environmental Resource Economics, 46:167–177.
- Carlsson, C., Holstein, F., Johansson, H., Kaspersson, E., Rabinowicz, E. (2016). *Överlappande styrmedel – ett problem för jordbrukets miljöpolitik?* AgriFood Economics Centre. Rapport 2016:1.
- Castillo, D., Bousquet, F., Janssen, M. A, Worrapimphong, K., Cardenas, J.C. (2011). *Context matters to explain field experiments: Results from Colombian and Thai fishing villages*. Ecological Economics 70(9):1609–1620.
- Common implementation strategy (CIS) for the water framework directive (2000/60/EC). *Guidance document no 1: Economics and the environment – the implementation challenge of the Water Framework Directive*. Produced by working group 2.6 – wateco.
- Common implementation strategy (CIS) for the water framework directive (2000/60/EC). *Guidance document no. 20: Guidance document on exemptions to the environmental objectives*. Technical report - 2009 – 027.
- Czajkowski, M., Ahtiainen, H., Artell, J., Budziński, W., Hasler, B., Hasselström, L., Meyerhoff, J., Nömmann, T., Semeniene, D., Söderqvist, T., Tuhkanen, H., Lankia, T., Vanags, A., Zandersen, M., Żylicz, T., Hanley, N. (2015). *Valuing the commons: An international study on the recreational benefits of the Baltic Sea*. Journal of Environmental Management 156:209–217.
- Crépin AS, Gren Å, Engström G, Ospina D. Operationalising a social-ecological system perspective on the Arctic Ocean. *Ambio*. 2017;46(Suppl 3):475–485. doi:10.1007/s13280-017-0960-4
- Danley, B., Widmark, C. (2016). *Evaluating conceptual definitions of ecosystem services and their implications*, Ecological Economics, 126(C):132-138. <https://econpapers.repec.org/RePEc:eee:ecolec:v:126:y:2016:i:c:p:132-138>

Dankel, D., Haraldsson, G., Heldbo, J., Hoydal K., Lassen, H., Siegstad, H., Schou, M., Sverdrup-Jensen, S., Waldo, S. och Ørebech, P. (2015). *Allocation of Fishing Rights in the NEA*. Discussion paper. Nordiska ministerrådet.

De Young, C., Charles, A., Hjort, A. (2008). *Human dimensions of the ecosystem approach to fisheries: an overview of context, concepts, tools and methods*. FAO Fisheries Technical Paper. No. 489. Rome, FAO. 2008. 152p.

Domstolens dom (första avdelningen) av den 4 maj 2016. Europeiska kommissionen mot Republiken Österrike. Mål C-346/14. ECLI:EU:C:2016:322

Eggert, H., and Ulmestrand, M. (2000). *A Bioeconomic Analysis of the Swedish Fishery for Norway Lobster (Nephrops norvegicus)*, Marine Resource Economics, 14:225-244.

Ekonomistyrningsverket (2015). *Vägledning. Tänka efter före –konsekvensutredning vid regelgivning*, ESV 2015:19.

Enveco (2014). *Värdet av vattenkvalitetsförbättringar i Sverige – en studie baserad på värdeöverföring*. Rapport 2014:1.

Europaparlamentets och rådets förordning (EU) nr 1380/2013 av den 11 december 2013 om den gemensamma fiskeripolitiken (L 354, 28.12.2013) s. 22–61.

Europaparlamentets och rådets direktiv 2013/39/EU av den 12 augusti 2013 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område (L 327, 22.12.2000) s. 1–93.

Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/56/EG av den 17 juni 2008 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på havsmiljöpolitikens område (L 164, 25.6.2008) s. 19–40.

Europaparlamentets och rådets direktiv 2014/89/EU av den 23 juli 2014 om upprättandet av en ram för havsplanering (L 257/135, 28.8.2014)

FAO. (1995a). *Code of Conduct for Responsible Fisheries*. Rome. 49 pp.

FAO. (1997). Fisheries management. *FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries*. No. 4. Rome. 82 pp.

FAO. (2003) The ecosystem approach to fisheries. *FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries*. No. 4, Suppl. 2. Rome, FAO. Fisheries Department. 112 p.

FIFS 2004:25. *Fiskeriverkets föreskrifter (FIFS 2004:25) om resurstillträde och kontroll på fiskets område*. Havs och vattenmyndighetens författningssamling.

FIFS 2004:36. *Fiskeriverkets föreskrifter (FIFS 2004:36) om fiske i Skagerrak, Kattegatt och Östersjön*. Havs och vattenmyndighetens författningssamling.

Folke, C., L. Pritchard, F. Berkes, J. Colding, and U. Svedin. 2007. *The problem of fit between ecosystems and institutions: ten years later*. Ecology and Society 12(1):30. <http://www.ecologyandsociety.org/vol12/iss1/art30/>

Forsstedt, Sara (2018). *Tänk efter före! En ESO-rapport om samhällsekonomiska konsekvensanalyser: Rapport till Expertgruppen för studier i offentlig ekonomi 2018:5*. Stockholm: offentliga publikationer, Finansdep., Regeringskansliet.

Frost, H., Andersen, P., Hoff, A., 2013. *Management of Complex Fisheries: Lessons Learned from a Simulation Model*. Can. J. Agri. Eco. 61:283–307.

- Gao L., Hailu A., (2013). *Identifying preferred management options: an integrated agent-based recreational fishing simulation model with an AHP-TOPSIS evaluation method*. *Ecological Modelling*, 249:75-83.
- Garcia, S., Zerbi, A., Aliaume, C., Do Chi, T. (2003). *The Ecosystem Approach to Fisheries: Issues, Terminology, Principles, Institution Foundations, Implementation and Outlook*. FAO Fisheries Technical Paper 443.
- Gordon, S. H. (1954). *The Economic Theory of a Common-Property Resource*. *The Journal of Political Economy*, 62(2): 124-142
- Gren, I.M., Jonzon, Y., Lindqvist, M., (2008). *Costs of nutrient reductions to the Baltic Sea – technical report*, Swedish University of Agricultural Sciences (SLU) Working Paper Series 2008:1, Uppsala.
- Haines-Young, R., Potschin, M.B. (2017). *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure*. Available from www.cices.eu
- Hammarlund, C., Blomquist, J., Jonsson, P., Nilsson, H., Valentinsson D., S. Waldo (2018a). *Intäkter för svenska fiskare på västkusten*, AgriFood Economics Centre, AgriFood Fokus Rapport 2018:2.
- Hammarlund, C., Nielsen, M., Waldo, S., Hoff, A., Nielsen, R., Bartolino, V. (2018b). *Fisheries Management under Nutrient Influence: Cod Fishery in the Western Baltic Sea*. *Fisheries Research* 201:109–119.
- Hammarlund, C., Blomquist, J., Waldo, S. (2018c). *Hummerfiske på västkusten – mer lönsamt med färre yrkesfiskare?* AgriFood Fokus No 2018:3. AgriFood Economics Centre, SLU, Lund, Sweden
- Hammarlund, C., Waldo, S. (2018). *Större utrymme för burfiske – är det lönsamt?* AgriFood Policy Brief 2018:2. AgriFood Economics Centre, SLU, Lund, Sweden.
- Hardin, G., 1968. *The Tragedy of the Commons*. *Sci. New Ser.* 162, 1243–1248.
- Havs- och vattenmyndigheten (2012). *Tillämpning av ekosystemansatsen i havsplanering*. Rapport 2012:14.
- Havs- och vattenmyndigheten (2015a). *Samhällsekonomiska konsekvensanalyser av att nå god havsmiljö*. Rapport 2015:5.
- Havs- och vattenmyndigheten (2015b). *Ekosystemtjänster från svenska hav: Status och påverkansfaktorer*. Rapport 2015:12
- Havs- och vattenmyndigheten (2016a). *Underlagsrapport till God Havsmiljö 2020, åtgärdsprogram för havsmiljön: konsekvensanalys*. <https://www.havochvatten.se/download/18.45ea34fb151f3b238d8f2c91/1453119402382/underlagsrapport-godhavsmiljo-ekonomi.pdf>
- Havs- och vattenmyndigheten (2016b). *Analys av förändrad betalningsförmåga för bedömning av orimliga kostnader: Utveckling av en metod för att ge underlag till bedömningar av orimliga kostnader enligt vattenförvaltningsförordningen*. Rapport 2016:1.
- Havs- och vattenmyndigheten (2017a). *Social analys med inriktning mot hälso- och sysselsättningseffekter av att uppnå god miljöstatus samt analys av befintliga styrmedel*

inom den marina sektorn. Underlag till inledande bedömning 2018 inom havsmiljöförordningen. Rapport 2017:18

Havs- och vattenmyndigheten (2017b). *Fritidsfisket i Sverige 2017*. JO 57 SM 1802.

Havs- och vattenmyndigheten (2018a). *Marin strategi för Nordsjön och Östersjön 2018–2023. Bedömning av miljö tillstånd och socioekonomisk analys*. Rapport 2018:27.

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

Havs- och vattenmyndigheten (2019a). *Samhällsekonomisk konsekvensanalys av förslag till havsplan för Östersjön*. Rapport 2019:8.

Havs- och vattenmyndigheten (2019b). *Kvalitetsdeklaration: Fritidsfiske i Sverige*.

HELCOM (2007). HELCOM Baltic Sea Action Plan. HELCOM Ministerial Meeting Krakow, Poland, 15 November 2007.

http://www.helcom.fi/Documents/Baltic%20sea%20action%20plan/BSAP_Final.pdf

HELCOM (2016). Roadmap for continued HELCOM work on economic and social analyses (ESA) (agreed by HOD 51-2016)

<http://www.helcom.fi/Documents/HELCOM%20at%20work/Groups/Gear/Roadmap%20for%20continued%20HELCOM%20work%20on%20social%20and%20economic%20analyses.pdf>

Hjerne, O., Hansson, S. (2002). *The role of fish and fisheries in Baltic Sea nutrient dynamics*. Limnology and Oceanography, 47(4): 1023–1032.

Hornborg, S., Jonsson, P., Sköld, M., Ulmestrand, M., Valentinsson, D., Ritzau Eigaard, O., Feekings, J., Nielsen, J.R., Bastardie, F. and Lövgren, J. (2016), *New policies may call for new approaches: the case of the Swedish Norway lobster (*Nephrops norvegicus*) fisheries in the Kattegat and Skagerrak*, ICES Journal of Marine Science 74(1):134-145.

Huang, L., Smith, M., Craig, K. (2010). *Quantifying the economic effects of hypoxia on a fishery for brown shrimp *farfantepenaeus* *axtecus**. Mar. Coast. Fish. 2 (1), 232–248.

Huang, L., Nichols, L., Craig, K., Smith, M. (2012). *Measuring welfare losses from Hypoxia: the case of North Carolina brown shrimp*. Mar. Resour. Econ. 27, 3–23.

Hunt, L., Sutton, S., Arlinghaus, R. (2013). *Illustrating the critical role of human dimensions research for understanding and managing recreational fisheries within a social-ecological system framework*. Fisheries Management and Ecology, 20(2-3), 111-124.

Höglind, L., Blomquist, J., Waldo, S. (2018). *Förlorad miljömärkning – påverkas priset på torsk?* AgriFood Policy Brief 2018:8.

ICES (2017a). *ICES and ecosystem-based management*. <https://www.ices.dk/explore-us/Documents/ICES%20and%20EBM.pdf>

ICES (2017b). *Report of the Workshop on Developing Integrated Advice for Baltic Sea ecosystem-based fisheries management (WKDEICE2)*. ICESCM 2017/IEASG:14. ICES, Gdynia.

ICES (2018a). *Advice basis*. Published 13 July 2018. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.4503>

- ICES (2019a). *Strategic Plan*. ISBN: 978-87-7482-222-6.
- ICES (2019b). *Science Plan*. ISBN: 978-87-7482-222-6.
- ICES WKSIHD-BESIO (2017). *Report of the SIHD Workshop on Balancing Economic, Social, and Institutional Objectives in Integrated Assessments (WKSIHD-BESIO)*. ICES CM 2017/SSGIEA:15.
- ICES WGECON (2018). *Interim Report of the Working Group on Economics (WGECON)*. ICES CM 2018/HAPISG:09.
- IPBES (2019). *Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. E. S. Brondizio, J. Settele, S. Díaz, and H. T. Ngo (editors). IPBES Secretariat, Bonn, Germany.
- IVL (2014). *Ekosystemtjänster i svenska skogar*. IVL Rapport B2190. Stockholm.
- Jordbruksverket (2012). *Svenskt vattenbruk – en grön näring på blå åkrar. Strategi 2012–2020*.
- Jordbruksverket och HaV (2016). *Svenskt yrkesfiske 2020 – hållbart fiske och nyttig mat*. OVR387. <https://webbutiken.jordbruksverket.se/sv/artiklar/ovr387.html>
- Konjunkturinstitutet (2016). *Miljö, ekonomi och politik*, Konjunkturinstitutet.
- Kraufvelin, P., Bergström, L., Bergström, U., Bryhn, A. (2018). *Relationships between human activities and marine ecosystem services*. Swedish University of Agricultural Sciences
https://www.researchgate.net/publication/323150711_Relationships_between_human_activities_and_marine_ecosystem_services
- Krström, B. (1999). *Contingent Valuation*. I: van den Bergh, J. (red) Handbook of Environmental and Resource Economics. Edward Elgar, Cheltenham.
- Laurans, Y., Rankovic, A., Mermet, L., Bille, R., Pirard, R., (2013). *Actual use of ecosystem services valuation for decision-making: questioning a literature blindspot*. Journal of Environmental Management, 119: 208-219.
- Le Blanc, D., Freire, C., Vierros, M. (2017). *Mapping the linkages between oceans and other Sustainable Development Goals: a preliminary exploration*. DESA working paper No. 149.
- Leocádio A.M., Whitmarsh, D., Castro, M. (2012). *Comparing Trawl and Creel Fishing for Norway Lobster (Nephrops norvegicus): Biological and Economic Considerations*. PLoS ONE 7(7).
- Link, J. S., Browman, H. I. (2014). *Integrating what? Levels of marine ecosystembased assessment and management*. ICES Journal of Marine Science, 71: 1170–1173.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA) (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington DC.
- Morello E.B., Antolini, B. Gramitto, M.E., Atkinson, R.J.A., Frogli, C. (2009). *The fishery for Nephrops norvegicus (Linnaeus, 1758) in the central Adriatic Sea (Italy): Preliminary observations comparing bottom trawl and baited creels*, Fisheries Research 95: 325-331.

- Naturvårdsverket (2003). *Konsekvensanalys steg för steg.Handledning i samhällsekonomisk konsekvensanalys för Naturvårdsverket.*
- Naturvårdsverket (2007). *Ekosystemansatsen – en väg mot bevarande och hållbart nyttjande av naturresurser.* Rapport 5782.
- Naturvårdsverket (2008). *Samhällsekonomisk konsekvensanalys av miljöåtgärder. Handbok som vägledning till arbetet med vattenkvaliteten.* Handbok 2008:4. ISBN 978-91-620-0155-1.
- Naturvårdsverket (2010). *Konventionen om biologisk mångfald och svensk naturvård – sammanfattning av Sveriges fjärde nationella rapport till sekretariatet för konventionen om biologisk mångfald.* Rapport 6389.
- Naturvårdsverket (2011). *Ekonomisk värdering med scenariometoder – En vägledning som stöd för upphandling.* Rapport 6469.
- Naturvårdsverket (2012). *Sammanställd information om Ekosystemtjänster.* NV-00841-12.
- Naturvårdsverket (2014). *Samhällsekonomiska analyser av miljöprojekt – en vägledning.* Rapport 6628.
- Naturvårdsverket (2017a). *Ekosystemtjänstförteckning med inventering av dataunderlag för kartläggning av ekosystemtjänster och grön infrastruktur.* Rapport 6797.
- Naturvårdsverket (2017b). *VALUES – Värdering av akvatiska livsmiljöers ekosystemtjänster.* Rapport 6752.
- Naturvårdsverket (2019). *Handledning i samhällsekonomisk konsekvensanalys.*
<https://www.naturvardsverket.se/handledning-samhallsekonomisk-konsekvensanalys/>
- Neugarten, R.A., Langhammer, P.F., Osipova, E., Bagstad, K.J., Bhagabati, N., Butchart, S.H.M., Dudley, N., Elliott, V., Gerber, L.R., Gutierrez Arrellano, C., Ivanić, K.-Z., Kettunen, M., Mandle, L., Merriman, J.C., Mulligan, M., Peh, K.S.-H., Raudsepp-Hearne, C., Semmens, D.J., Stolton, S., Willcock, S. (2018). *Tools for measuring, modelling, and valuing ecosystem services: Guidance for Key Biodiversity Areas, natural World Heritage Sites, and protected areas.* Gland, Switzerland: IUCN. x + 70pp.
- Nguyen, T.V., (2013). *Bioeconomic model of eastern Baltic cod under the influence of nutrient enrichment.* Nat. Resour. Model. 26 (May (2)).
- Nguyen, T.V., Ravn-Jonsen, L., Vestergaard, N., (2015). *Marginal damage cost of nutrient enrichment: the case of the Baltic Sea.* Environ. Resour. Econ. 1: 109–129.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10640-014-9859-8>.
- Nielsen, J., R. Thunberg, E., Holland, D., [...], Waldo, S. (2018). *Integrated Ecological-Economic Fisheries Models - Evaluation, Review and Challenges for Implementation.* Fish and Fisheries 19:1–29
- Nielsen, R., Hoff, A, Waldo, S., Hammarlund, C., Virtanen, J. (2019). *Fishing for Nutrients – Economic Effects of Fisheries Management Targeting Eutrophication in the Baltic Sea.* Ecological Economics 160: 156-167
- OECD (2013). *Value for Money in Government: Sweden 2013.* OECD Publishing. ISBN: 9789264200685

OECD (2018), OECD Regulatory Policy Outlook 2018, OECD Publishing, Paris.
<https://doi.org/10.1787/9789264303072-en>

Ostrom, E. (1990). *Governing the commons: The evolution of institutions for collective action*. Cambridge university press.

Rouillard, J., Lago, M., Abhold, K., Röschel, L., Kafyeke, T., Mattheiß, V., Klimmek, H. (2017). *Protecting aquatic biodiversity in Europe: How much do EU environmental policies support ecosystem-based management?* *Ambio*, 47(1):15–24.
doi:10.1007/s13280-017-0928-4

Salz, P., Buisman, E., Soma, K., Frost, H., Accadia, P., Prellezo, R., (2011). *FISHRENT- Bio-economic simulation and optimization model for fisheries*. LEI-Report 2011–024.

Sanchirico, J. N., & Wilen, J. E. (2001). A bioeconomic model of marine reserve creation. *Journal of Environmental Economics and Management*, 42(3), 257–276.

SGU (2014). *Grundvattnets ekosystemtjänster och deras ekonomiska värden – en inledande kartläggning*. SGU-rapport 2014:40.

Shogren J.F. (2010). *Experimental methods in environmental economics*. In: Durlauf S.N., Blume L.E. (eds) *Behavioural and Experimental Economics*. The New Palgrave Economics Collection. Palgrave Macmillan, London.

Skern-Mauritzen, M., Ottersen, G., Handegard, N. O., Huse, G., Dingsør, G. E., Stenseth, N. C., Kjesbu, O. (2016). *Ecosystem processes are rarely included in tactical fisheries management*. *Fish and Fisheries* 17: 165-175.

Smith, M. D., & Wilen, J. E. (2003). Economic impacts of marine reserves: the importance of spatial behavior. *Journal of Environmental Economics and Management*, 46(2), 183-206

Stage, J., Christiarnsson, A., and Söderholm P. (2015). *Samhällsekonomisk utvärdering av havsmiljöarbete: Exemplet överlåtbara fiskerättigheter*. Havsmiljöinstitutets rapport nr 2015:5. Göteborg.

Stange, K.; Olsson, P.; Österblom, H. (2012) *Managing organizational change in an international scientific network: A study of ICES reform processes*. *Marine Policy* 36 (3), 681-688, <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2011.10.013>.

Sveriges Internationella Överenskommelser (SÖ 2000: 1). *Förenta nationernas havsrättskonvention Montego Bay den 10 december 1982 och avtalet om genomförande av Del XI i denna konvention. New York den 28 juli 1994*.

Söderholm, P., Christiarnsson, A., Stage, J. (2015). *Samhällsekonomiska analyser i havsmiljö- och vattenförvaltningen: kartläggning, kategorisering, och utvecklingsområden*. Havsmiljöinstitutets Rapport nr 2015:4.
<http://hdl.handle.net/2077/39875>.

Söderqvist, T., Jirvell, G., Malmaeus, M., Roseman, E., Tegeback, A., Gotting, J., Hasselström, L., Soutukorva, Å., Lundmark, L. (2015). *Hur tillämpas miljöbalkens rimlighetsavvägning?* Rapport 2015:1, Enveco, Stockholm.

Söderqvist, T., Wallström, J. (2017). *Bakgrund till de samhällsekonomiska schablonvärdena i miljömålsmyndigheternas gemensamma prisdatabas*. På uppdrag av Jordbruksverket. Rapport 2017:18.

TEEB. (2010). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*. Edited by Pushpam Kumar. Earthscan, London och Washington DC.

Tillväxtverket (2017). *Vägledning för konsekvensutredning vid regelgivning*.

Toivonen, A. L., Roth, E., Navrud, S., Gudbergsson, G., Appelblad, H., Bengtsson, B., Tuunainen, P. (2004). *The economic value of recreational fisheries in Nordic countries*. Fisheries Management and Ecology, 11(1):1–14.

UN (1992). *Report of the United Nations conference on environment and development*. A/CONF.151/26 (Vol. II). Chapter 17.

Vetenskapliga rådet för hållbar utveckling (2018). *Möjligheter och begränsningar med samhällsekonomiska analyser*. Stockholm.

Waldo, S., Paulrud, A. (2013a). *ITQs in Swedish demersal fisheries*. ICES Journal of Marine Science 70(1): 68–77.

Waldo S and Paulrud A. (2013b). *The Swedish Resource Rent Model for the Commercial Fishery, SRRMCF*. AgriFood Working Paper 2013:1.

Waldo, S., Paulrud, A. (2017). *Reducing Greenhouse Gas Emissions in Fisheries – the Case of Multiple Regulatory Instruments in Sweden*. Environmental and Resource Economics, 68(2):275-295. doi: <http://dx.doi.org/10.1007/s10640-016-0018-2>

Ziegler, F., Valentinsson, D. (2008). *Environmental life cycle assessment of Norway lobster (*Nephrops norvegicus*) caught along the Swedish west coast by creels and conventional trawls – LCA methodology with case study*, International Journal of Life Cycle Assessment, 13:487-497.

