

**SAMHÄLLSEKONOMISKA ANALYSER I
HAVSMILJÖ- OCH VATTENFÖRVALTNINGEN:
KARTLÄGGNING, KATEGORISERING OCH
UTVECKLINGSOMRÅDEN**

HAVSMILJÖINSTITUTETS RAPPORT NR 2015:4

2015-07-10

**PATRIK SÖDERHOLM
ANNA CHRISTIERNSSON
JESPER STAGE**

HAVSMILJÖINSTITUTET

Havsmiljöinstitutets rapport nr 2015:4

Utgivningsdatum: 2015-07-10

<http://hdl.handle.net/2077/39875>

Titel:

Samhällsekonomiska analyser i havsmiljö- och vattenförvaltningen: kartläggning, kategorisering och utvecklingsområden

Författare:

Patrik Söderholm, Luleå tekniska universitet

Anna Christiernsson, Havsmiljöinstitutet

Jesper Stage, Luleå tekniska universitet

Kontaktuppgifter:

Havsmiljöinstitutet

Box 260, 405 30 Göteborg

Telefon: 031-786 65 61

e-post: info@havsmiljoinstitutet.se

webb: www.havsmiljoinstitutet.se

FÖRORD

I Sverige pågår ett omfattande arbete med syftet att uppnå de olika målsättningar som fastställts för vatten- och havsmiljöer. Klassificeringar och utvärderingar av tillståndet i såväl inlandsvatten, kustvatten som havsmiljön visar dock att målsättningarna ofta inte uppnås. Det finns med andra ord behov att utveckla nya styrmedel och att genomföra ytterligare åtgärder. Lika viktigt är emellertid arbetet med att utvärdera och följa upp effektiviteten i de styrmedel och åtgärder som redan används eller som planeras användas, inte minst genom användandet av samhällsekonomiska analyser. Med hjälp av dessa kan myndigheter bedöma vilka styrmedel som leder eller kan leda till hög måluppfyllelse, men också vilka styrmedel som kan uppnå målet till lägsta kostnad för samhället, eller vilket samhällsekonomiskt värde en vatten- eller havsmiljö kvalitetsförbättring som följer, eller förväntas följa, av en viss åtgärd, ger.

Utifrån ett urval samhällsekonomiska analyser med koppling till havs- och vattenmiljöområdet genomförda av, eller på uppdrag av, svenska myndigheter, belyser och kommenterar författarna viktiga skillnader i angreppssätt. De diskuterar också olika utmaningar som kan kopplas till dessa angreppssätt. Syftet med rapporten är bland annat att lyfta fram viktiga lärdomar för hur framtida samhällsekonomiska analyser kan utformas och genomföras, som ett led i att öka kunskapen om hur utvärderings- och uppföljningsarbetet inom vatten- och havsmiljöarbetet kan förbättras.

Rapporten är en del av det analys- och syntesarbete som sker inom Havsmiljöinstitutets forskningsprogram *Havets tillstånd och utveckling*, och den har författats av professor Patrik Söderholm (Luleå tekniska universitet), jur.dr. Anna Christiernsson (Havsmiljöinstitutet) och professor Jesper Stage (Luleå tekniska universitet). Författarna tackar Eva-Lotta Sundblad (Havsmiljöinstitutet) samt två anonyma granskare för värdefulla synpunkter, och Havsmiljöinstitutet för finansiellt samt redaktionellt stöd.

**Patrik Söderholm, Anna Christiernsson och Jesper Stage,
Luleå/Göteborg, 10 juli 2015**

INNEHÅLL

Förord	3
Innehåll	5
1. Inledning	7
2 Vatten- och havsmiljöförvaltningen	10
2.1 Bakgrund	10
2.2 Havsmiljöförvaltning	12
2.3 Vattenförvaltning	14
2.4 Miljökvalitetsmålsystemet	16
2.5 Generella krav på konsekvensanalyser	17
3 Samhällsekonomiska analyser: principiella utgångspunkter	19
4 Samhällsekonomiska analyser på vatten- och havsmiljöområdet: en kategorisering samt diskussion om viktiga utmaningar	28
4.1 Introduktion	28
4.2 Vad kostar olika miljöåtgärder och vilka åtgärder har den lägsta kostnaden?	29
4.3 Vad är det samhällsekonomiska värdet av de miljöförbättringar som olika åtgärder för med sig?	32
4.4 Vilka är de samhällsekonomiska intäkterna samt kostnaderna av olika åtgärder?	34
4.5 Vilka motiv finns för att införa styrmedel och vad kan vi <i>ex ante</i> säga om styrmedlens effekter?	39
4.6 Vilka effekter har redan införda styrmedel haft och hur har styrmedlen uppfyllt viktiga kriterier?	41
5 Sammanfattande slutsatser	44
Referenser	49

1. INLEDNING

Samhällsekonomiska analyser utgör en viktig del i arbetet med att utvärdera och följa upp de styrmedel och fysiska åtgärder som används i vatten- och havsmiljömålsarbetet. Med hjälp av samhällsekonomiska analyser kan vi exempelvis utvärdera olika styrmedels måluppfyllelse och kostnadseffektivitet eller det samhällsekonomiska värdet av en vatten- eller havsmiljökvalitetsförbättring som följer, eller förväntas följa, av en viss åtgärd. Ett samhällsekonomiskt effektivt genomförande av vatten- och havsmiljömål betraktas generellt sett som något önskvärt eftersom det bl.a. innebär att en rimlig avvägning mellan miljönytta och kostnad kan uppnås, samt att de miljömål som formulerats nås till lägsta möjliga kostnad för samhället.

Behovet av samhällsekonomiska analyser på miljöområdet lyfts också fram i miljölagstiftningen på olika nivåer. Genom antagandet av *Ramdirektivet för vatten*¹ samt *Havsmiljödirektivet*² har nya målsättningar och angreppssätt för förvaltningen av akvatiska ekosystem trätt ikraft.³ Bland annat har direktiven inneburit helt nya förvaltningsstrukturer, men också införandet av nya styrmedel såsom ekosystem-baserade och adaptiva s.k. åtgärdsprogram. Därutöver ställer också direktiven upp olika krav och möjligheter för medlemsstater att genomföra en förvaltning av vatten- och havsmiljö som är samhällsekonomiskt effektiv. Det handlar bland annat om principer om att förorenaren ska betala liksom krav på att synliggöra värdet av de akvatiska resurserna, att välja den mest kostnadseffektiva kombinationen av åtgärder samt att genomföra kostnads-nyttoanalyser genom att kvantifiera olika åtgärders kostnader och nytta.⁴

Vad som avses med en samhällsekonomisk analys, kostnadseffektivitet eller hur styrmedelsanalys eller hur en kvantifiering och avvägning mellan kostnader och nyttor av åtgärder för vatten- och havsmiljön ska göras uttrycks dock inte tydligt varken i de EU-rättsliga eller i de nationella författningarna, även om vissa anvisningar samt vägledande dokument finns. Detta bekräftas också av den undersökning som genomförs i denna rapport; begreppet samhällsekonomisk analys definieras ofta på olika sätt i olika sammanhang och

¹ Europaparlamentets och Rådets direktiv 2008/56/EG av den 17 juni 2008 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på havsmiljöpolitikens område (*Ramdirektiv om en marin strategi*) (nedan *Havsmiljödirektivet*).

² Europaparlamentets och Rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område (nedan *Ramdirektivet för vatten*).

³ I Sverige har dessa implementerats genom Miljöbalken (1998:808) (nedan *MB*), *Havsmiljöförordningen* (SFS 2010:1341) (nedan *HMF*) samt *Förordningen* (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön (nedan *VFF*). För genomförandet har även föreskrifter antagits.

⁴ Se avsnitt 2 för en mer detaljerad diskussion om hur lagstiftningarna inbegriper olika typer av samhällsekonomiska analyser.

i rapporten presenterar vi en kategorisering av olika typer av sådana analyser. Denna kategorisering, menar vi, kan bidra till att skapa en ökad förståelse för de samhällsekonomiska analyser som utförs av svenska myndigheter och är kopplade till havs- och vattenmiljömålen.

Syftet med denna rapport är således att kartlägga och kategorisera olika typer av samhällsekonomiska analyser som använts som underlag inom vatten- och havsmiljöarbetet, samt att belysa och exemplifiera viktiga utmaningar och utgångspunkter för olika typer av analyser.⁵ Rapporten vänder sig bland annat till konsulter samt tjänstemän på myndigheter som arbetar med samhällsekonomiska utvärderingar etc., men i lika hög grad till andra personer som i sina yrkesroller behöver ta del av – samt dra egna slutsatser från – sådana analyser. Utifrån denna kartläggning kan en ökad förståelse fås för bland annat vilken typ av samhällsekonomisk analys som är lämplig i olika situationer, vad som bör ingå i en sådan analys och vad en myndighet, eller annan utredare, bör tänka på när olika styrmedel och åtgärder som används inom vatten- och havsmiljöförvaltningen ska utvärderas. Även om syftet med denna rapport inte är att genomföra en detaljerad kritisk granskning av genomförandet av svenska myndigheters samhällsekonomiska analyser kommenterar vi emellanåt viktiga generella svagheter och styrkor i några av dessa. Rapporten utgör därför i första hand ett komplement till de olika vägledningar/manualer som finns för samhällsekonomisk analys av miljöåtgärder.⁶

I avsnitt 2 presenteras en kort introduktion till den svenska havs- och vattenmiljöförvaltningen, och vi ger exempel på lagstadgade krav på samhällsekonomiska analyser. Därefter följer ett avsnitt där vi försöker att ge läsaren en populärt hållen introduktion till de olika frågeställningar som aktualiseras i samhällsekonomiska analyser, samt några viktiga principiella utgångspunkter för sådana analyser (se avsnitt 3).

I avsnitt 4 presenteras en kategorisering av olika samhällsekonomiska analyser, och utifrån denna kategorisering presenteras och diskuteras ett urval tidigare analyser med koppling till havs- och vattenmiljöområdet. Dessa studier utgörs enbart av rapporter som publicerats av svenska myndigheter,

⁵ Rapporten är en del av det analys- och syntesarbete som sker inom Havsmiljöinstitutets forskningsprogram *Havets tillstånd och utveckling*. Tidigare publikationer inom detta forskningsprogram inbegriper bl.a. Havsmiljöinstitutet (2012), *Social analys- en havsrelaterad samhällsanalys. Underlagsrapport för Sveriges inledande bedömning i havsmiljöförordningen i Havsmiljöförordningen*, Havsmiljöinstitutets rapport Nr 2012:1, Göteborg.

⁶ Se t.ex. Kriström, B., och M. Bonta Bergman (Red.) (2014). *Samhällsekonomiska analyser av miljöprojekt – en vägledning*, Rapport 6628, Naturvårdsverket, Stockholm; samt Naturvårdsverket (2008). *Samhällsekonomisk konsekvensanalys av miljöåtgärder. Handbok med särskild tillämpning på vattenmiljö*, Handbok 2008:4, Stockholm.

eller sådana som utförts på uppdrag av myndigheter (t.ex. inom ramen för regeringsuppdrag). Detta innebär t.ex. att rena forskningsrapporter (t.ex. artiklar i vetenskapliga tidskrifter) inte diskuteras (såvida de inte genomförts av forskarna på uppdrag av en myndighet). Studien har inte haft som ambition att genomföra en uttömmande kartläggning av alla relevanta studier, utan urvalet har främst gjorts i syfte att belysa och kommentera viktiga skillnader i angreppssätt samt de olika utmaningar som kan kopplas till dessa angreppssätt. I förekommande fall lyfts också ett antal exempel på väl genomförda analyser fram.

Avsnitt 5 diskuterar avslutningsvis ett antal viktiga lärdomar för hur framtida samhällsekonomiska analyser kan utformas och genomföras för ökad måluppfyllelse och ändamålsenlighet.

2. VATTEN- OCH HAVSMILJÖFÖRVALTNINGEN

2.1 BAKGRUND

Sverige är ett land med ett stort antal inlandsvatten och en lång kust.⁷ Det totala havsområdet (från strandlinjen ut till den yttersta gränsen för den exklusiva ekonomiska zonen) är 154 000 kvadratkilometer.⁸ En stor del av landets biologiska mångfald, och därmed oumbärliga resurser för livet på jorden, finns med andra ord i akvatiska ekosystem.⁹ De akvatiska ekosystemen ger upphov till en mängd nyttigheter, däribland rent dricksvatten och föda (såsom fisk och skaldjur), nedbrytning av förorenande ämnen, syreproduktion m.m.

Insikten om dessa värden, men också behovet av att bevara och förvalta akvatiska ekosystem och resurser på ett långsiktig hållbart sätt, har lett fram till såväl politiska som rättsliga målsättningar och regler för vatten- och havsmiljö kvalitet, både internationellt och nationellt. Genom antagandet av *Havsmiljödirektivet* har den övergripande målsättningen om en god miljöstatus i alla marina vatten, inklusive kustvatten i EU ställts upp. Genom *Ramdirektivet för vatten* har målsättningen om en god vattenstatus för EU:s inlandsvatten (sjöar och vattendrag), övergångsvatten och kustvatten antagits.¹⁰ Därutöver ställer *Fågeldirektivet*¹¹ och *Art- och habitatdirektivet*¹² upp skydd för arter och livsmiljöer även i marina och andra akvatiska ekosystem. Miljöbalkens breda målsättning, liksom konventionen om biologisk mångfald gäller likaså. Riksdagen har också antagit ett antal s.k. miljö kvalitetsmål med direkt relevans för havsmiljöförvaltningen, bl.a. ”Levande sjöar och vattendrag”, ”Hav i balans samt levande kust och skärgård”, ”Myllrande våtmarker” och ”Ingen övergödning”.

⁷ Sjöar och vattendrag utgör nio procent av landets yta och våtmarker tio procent, enligt Riksdagens rapport *Biologisk mångfald i rinnande vatten och vattenkraft – En uppföljning*, 2011/12:RFR1, s. 18. Sveriges fastlandskust är 11 900 kilometer lång enligt Statistiska Centralbyråns (SCB) statistiska meddelande, *Öar i Sverige*, MI 50 SM 0101.

⁸ Havs- och vattenmyndigheten (2012). *God Havsmiljö 2020. Marin strategi för Nordsjön och Östersjön. Del 1: Inledande bedömning av miljö tillstånd och socioekonomisk analys*. Rapport 2012:19, s. 46.

⁹ I fallet sötvatten finns den största artrikedomen i de naturligt rinnande vattnen, detta enligt Riksdagens rapport *Biologisk mångfald i rinnande vatten och vattenkraft – En uppföljning*, 2011/12:RFR1, s. 18.

¹⁰ Direktivet omfattar inlandsytvatten, vatten i övergångszon, kustvatten och grundvatten (artikel 1 samt artikel 3). Det finns ett antal undantag från denna övergripande målsättning, bl.a. möjligheterna att förlänga tidpunkten för uppfyllandet.

¹¹ Europaparlamentets och rådets direktiv 2009/147/EG av den 30 november 2009 om bevarande av vilda fåglar (EUT L 20, 26.1.2010, s. 7).

¹² Rådets direktiv 92/43/EEG av den 21 maj 1992 om bevarande av livsmiljöer samt vilda djur och växter (EGT L 206, 22.7.1992, s. 7).

Klassificeringar och utvärderingar av tillståndet i akvatiska ekosystem visar dock att vattenkvaliteten, den biologiska mångfalden och upprätthållandet av viktiga ekologiska funktioner m.m. hotas av olika mänskliga aktiviteter. Många av de målsättningar som gäller för vatten- och havsmiljö uppnås inte. Enligt den klassificering som genomfördes i den förra förvaltningscykeln under vattenförvaltningen bedömdes en stor majoritet av Sverige vattenförekomster inte kunna uppnå en god status till 2015.¹³ Enligt den inledande bedömningen under havsmiljöförordningen bedömde Havs- och vattenmyndigheten att:

tillståndet för den marina miljön i Nordsjön och Östersjön är på många sätt undermåligt. Havsområdena lider av olika belastningar såsom övergödning, farliga ämnen, fysisk påverkan och stora uttag av arter, vilket får negativa effekter på de producerande ekosystem-tjänsterna som haven levererar till samhället. Samtidigt ökar trycket från andra ekosystemtjänster i form av ökat behov av energiutvinning, av turism och av transporter.¹⁴

Den årliga uppföljningen av miljökvalitetsmålen som genomfördes 2014 visade dessutom att 14 av 16 miljökvalitetsmål inte kommer uppnås till 2020.¹⁵

För att de olika vatten- och havsmiljömålen ska uppnås krävs därför ett fortsatt arbete. Bland annat krävs nya styrmedel och fysiska åtgärder, men också bättre utvärderingar och uppföljningar av befintliga styrmedel och åtgärder för att kunna utforma dessa på ett mer ändamålsenligt sätt. En viktig del i detta arbete, också i många fall ett krav enligt EU-rätten, är de samhällsekonomiska analyserna. Nedan ges en kortfattad introduktion till de rättsliga ramverken för vatten- och havsförvaltning och det nationella miljömålssystemet med exemplifieringar av rättsliga krav på (samhälls-)ekonomiska analyser.¹⁶

¹³ I många fall gavs därför en tidsfrist till 2021 eller 2027. I den senaste klassificeringen visade sig än fler vattenförekomster inte uppnå en god status (detta bedömdes dock bero på bättre kunskapsunderlag och bättre mätningsteknik).

¹⁴ Havs- och vattenmyndigheten (2012). *God Havsmiljö 2020 Marin strategi för Nordsjön och Östersjön. Del 1: Inledande bedömning av miljö tillstånd och socioekonomisk analys*. Rapport 2012:19, Göteborg.

¹⁵ Naturvårdsverket (2014). *Miljömålen. Årlig uppföljning av Sveriges miljö kvalitetsmål och etappmål 2014*. Rapport 6608, Stockholm.

¹⁶ Det kan dock tilläggas att det därutöver finns internationella och regionala konventioner och avtal som ställer upp vatten- eller havsmiljörelaterade mål och förpliktelser. Bl.a. kan nämnas den regionala Östersjökonvention (HELCOM) och den regionala Nordostatlantkonventionen (OSPAR) samt den internationella konventionen om biologisk mångfald (CBD). Nyligen har EU antagit ett direktiv för fysisk planering av haven och Sveriges bestämmelser för en nationell havsplanering (se t.ex. 4 kap. 10 § MB). Vidare finns de två naturskyddsdirektiven som implementerats genom miljöbalken och olika nationella förordningar och föreskrifter samt olika sektorregleringar, däribland särskilda regler för fisket i EU:s gemensamma fiskeripolitik (CFP) samt i nationell fiskereglering.

2.2 HAVSMILJÖFÖRVALTNING

Genom *Havsmiljödirektivet* fick EU:s havspolitik en miljöpelare. Syftet med denna är att *upprätthålla eller uppnå en god miljöstatus* i Unionens marina vatten senast år 2020.¹⁷ Denna målsättning innebär enligt Havsmiljödirektivets definition att de marina ekosystemens strukturer, funktioner, processer och återhämtningsförmåga, s.k. *resiliens*, ska bevaras och skyddas, att förlust av biologisk mångfald ska förhindras samt att all mänsklig användning av de marina ekosystemen ska vara *långsiktigt hållbar*.¹⁸

Detta ska ske genom att varje medlemsstat utarbetar och genomför s.k. *marina strategier* som bygger på en ekosystembaserad förvaltningsmetod.¹⁹ Den adaptiva förvaltningscykel om sex år innehåller ett antal steg, nämligen: (a) en inledande bedömning; (b) fastställande av vad som kännetecknar en god miljöstatus; (c) bestämmandet av miljö kvalitetsnormer med indikatorer; (d) fastställande och genomförande av övervakningsprogram; och (e) fastställandet och genomförandet av åtgärdsprogram.²⁰ Detta ska för Sveriges del genomföras för de två svenska förvaltningsområdena Östersjön och Nordsjön (Skagerrak, Kattegatt och Öresund).²¹

Direktivet ställer vidare upp 11 kvalitativa s.k. *deskriptorer* som medlemsstaterna ska utgå ifrån vid fastställandet av de nationella beskrivningarna av vad god miljöstatus är.²² Det finns även vägledande

¹⁷ Artikel 1. Målsättningen vad gäller Sveriges havsområden har implementerats i 1 § HMF. Förordningen har utfärdats med stöd i 5 kap. 1, 7, 20, 24-28 §§ MB samt 8 kap. 7 § RF.

¹⁸ Direktivet definierar en god miljöstatus som ”det miljötillstånd för marina vatten där dessa utgör ekologiskt variationsrika och dynamiska oceaner och hav som är rena, friska och produktiva utifrån sina inneboende förutsättningar och användningen av den marina miljön befinner sig på en nivå som är hållbar och därigenom tryggar möjligheten till användning och verksamhet för nuvarande och framtida generationer, dvs.: A) De ingående marina ekosystemens struktur, funktion och processer tillsammans med tillhörande geomorfologiska, geografiska, geologiska och klimatiska faktorer tillåter dessa ekosystem att fungera fullt ut och bevara sin återhämtningsförmåga mot miljöförändringar framkallade av människan. Marina arter och livsmiljöer skyddas, förlust av biologisk mångfald framkallad av människan förhindras och variationsrika biologiska beståndsdelar fungerar i jämvikt. B) Ekosystemens hydromorfologiska, fysikaliska och kemiska egenskaper, inbegripet de egenskaper som är en följd av mänsklig verksamhet i det berörda området stöder ekosystemen enligt ovan. Antropogena utsläpp av ämnen och energi, inbegripet buller, i den marina miljön ger inte upphov till föroreningseffekter (författarnas kursiveringar).” Artikel 3.5(a-b).

¹⁹ Artikel 1.3. Det finns också krav på att medlemsstater ska samarbeta i de olika delarna av förvaltningen som beskrivs nedan. Se exempelvis artikel 8.3, 10.1 2 st. samt 11.3.

²⁰ Artiklarna 8-13. Se nationella bestämmelser, särskilt 13-28. Se vidare om detta i figur 1 i Havs- och vattenmyndigheten (2012). *God Havsmiljö 2020. Marin strategi för Nordsjön och Östersjön. Del 1: Inledande bedömning av miljötillstånd och socioekonomisk analys*. Rapport 2012:19, s 13.

²¹ 1 och 6 §§ HMF. Dessa två förvaltningsområden har delats in i 12 marina delområden, s.k. havsbassänger. Se HVMFS 2012:18, bilaga 1, karta 2. Med ”havsområde” avses havsområde: vatten och havsbotten med underliggande jordlager som finns i kustvatten och i de områden som finns på havssidan utanför den linje som på varje punkt befinner sig en nautisk mil bortom den baslinje som avses i lagen om Sveriges sjöterritorium, och Nordsjön: Nordsjön och Kattegatt.

²² Artikel 9.1 samt bilaga I. Direktivet överlämnar till medlemsstaterna att bestämma på vilken geografisk nivå god miljöstatus ska fastställas (region eller delregion). I dokumentet *Common*

förteckningar över miljöfaktorer (t.ex. fysikaliska-kemiska, livsmiljöer, biologiska förhållanden och hydromorfologi) samt påverkansfaktorer som medlemsstaterna ska ”ta hänsyn till”.²³ Med syfte att öka samstämmigheten och samordningen mellan medlemsstaterna har vidare Kommissionen tagit fram ett antal kriterier och metodstandarder.²⁴ När de nationella förhållanden och miljömålen/miljökvalitetsnormer sedan har fastställts, ska åtgärdsprogram fastställas och genomföras.²⁵

Som nämndes ovan ställs krav på samhällsekonomiska analyser av olika slag i flera stadier av denna förvaltningscykel. Nedan listas några exempel;

- I den inledande bedömningen ska en ekonomisk (men även social) analys av ”nyttjandet av havsområdet samt de kostnader som en försämring av havsområdets miljöer medför” genomföras.²⁶
- Vid utarbetandet av åtgärdsprogrammen ska medlemsstaterna ”ta hänsyn till hållbar utveckling och särskilt till de planerade åtgärdernas sociala och ekonomiska effekter”.²⁷
- Medlemsstaterna ska se till att åtgärderna är ”kostnadseffektiva”.²⁸
- Medlemsstaterna ska utföra konsekvensanalyser, inbegripet kostnadsnyttoanalyser, innan nya åtgärder vidtas.²⁹

I den bedömning som har genomförts i Sverige har havets roll i samhällsekonomin samt den samhällsekonomiska kostnaden av fortsatt försämring av havsmiljön analyserats utifrån den s.k. ”ekosystemtjänstansatsen”.³⁰ Detta innebär att kostnaden typiskt sett beskrivs i termer av välfärdsluster som kan kopplas till försämrade eller försvagade

Understanding of (Initial) Assessment, Determination of Good Environmental Status (GES) and Establishment of Environmental Targets (Art. 8, 9 & 10 MSFD) från 2011, identifieras vidare ett antal principer för medlemsstaternas fastställande av god miljöstatus. Här uttrycks bl.a. att god miljöstatus ”should ... be described at a scale appropriate for each Descriptor (e.g., nationally, subregionally, regionally), in particular at an ecologically relevant scale and recognising that scales may differ depending on the Descriptor in question” (s. 17).

²³ Artikel 9.2-3 samt bilaga III, tabell 1 och 2. Motsvarande nationella bestämmelser finns i 18 § HMF.

²⁴ Kommissionens beslut av den 1 september 2010 om kriterier och metodstandarder för god miljöstatus i marina vatten (2010/477/EU)

²⁵ Artikel 10 och 13 anger reglerna för fastställandet av miljömål och åtgärdsprogram. Motsvarande nationella bestämmelser finns i 19-20 §§ och 24-28 §§ HMF.

²⁶ Artikel 8.1(c) samt 13 § p. 4 HMF. Den ekonomiska (och sociala) analysen i den inledande bedömningen har genomförts och beskrivits i Havs- och vattenmyndighetens rapport *God Havsmiljö 2020 Marin strategi för Nordsjön och Östersjön. Del 1: Inledande bedömning av miljötillstånd och socioekonomisk analys*. Rapport 2012:19, Göteborg.

²⁷ Artikel 13.3 1 st. samt 25 § p. 4 HMF.

²⁸ Artikel 13.3 2 st. och 24 § HMF.

²⁹ Artikel 13.3 2 st., 25 § p. 7 och 8 HMF och 5 kap. 6 § p. 6 MB.

³⁰ *God Havsmiljö 2020. Marin strategi för Nordsjön och Östersjön. Del 1: Inledande bedömning av miljötillstånd och socioekonomisk analys*, Rapport 2012:19, s 18 samt kapitel 4 och 5.

ekosystemtjänster; i de flesta sammanhang beskrivs dock dessa framför allt i kvalitativa termer.³¹

2.3 VATTENFÖRVALTNING

Genom det ovan nämnda *Ramdirektivet för vatten*, som antogs år 2000, skapades ett rättsligt ramverk för en avrinningsområdesbaserad vattenförvaltning inom hela EU, med det yttersta syftet att förhindra ytterligare försämring samt att uppnå en *god vattenstatus* senast år 2015 i staternas inlandsvatten (sjöar och vattendrag), övergångsvatten och kustvatten.³² Denna övergripande målsättning består i sin tur av tre delar, nämligen *ytvatten*, *grundvatten* och *skyddade områden*.³³ En annan målsättning med direktivet är att integrera tidigare gällande rättsakter samt att kombinera olika angreppssätt eller regeltekniker, vilket bland annat innebär att medlemsstaterna både ska reglera utsläpp i miljön och ställa upp miljömål, gränsvärden och riktvärden för miljö kvaliteten som sådan.³⁴ Det senare innebär att miljö kvaliteten i sig kan utgöra en norm.³⁵

Genom direktivet har ett rättsligt ramverk för en adaptiv vattenförvaltning, bestående av sexåriga förvaltningscykler, skapats. Dessa cykler innehåller ett flertal etapper, nämligen klassificering av vattenområdets status, fastställandet av miljömål, miljö kvalitetsnormer och åtgärdsprogram samt övervakning och

³¹ Ekosystemtjänstansatsen är en av de metoder för den samhällsekonomiska analysen som föreslås i Kommissionens vägledningsdokument för den ekonomiska (och sociala) analysen. Se Kommissionen, (2010). *Economic and social analysis for the initial assessment for the Marine Strategy Framework Directive: A guidance document*. Detta är ett icke rättsligt bindande dokument som har tagits fram av en arbetsgrupp med benämningen "Working Group on Economic and Social Assessment".

³² Direktivet omfattar inlandsytvatten, vatten i övergångszon, kustvatten och grundvatten (artikel 1 och 3). Det finns ett antal undantag från denna övergripande målsättning, bl.a. möjligheterna att förlänga tidpunkten för uppfyllandet. Direktivet överlappar således med Havsmiljödirektivet i kustvatten. Genom den specifika lagvalsregeln i Havsmiljödirektivet framgår dock att detta direktiv inte är tillämpligt när en viss fråga redan regleras i Ramdirektivet för vatten eller annan EU-rättsakt.

³³ Ytvatten omfattar sjöar, vattendrag, vatten i övergångszoner och kustvatten. Målet god ytvattenstatus består i sin tur av två delar, nämligen en god ekologisk status och god kemisk status. Direktivet anger olika kvalitetsfaktorer (biologiska, hydromorfologiska och fysikalisk-kemiska) för bedömningen, såväl referensvärden och karaktäriseringar av faktiskt status och klass utifrån avvikelser från referensvärde ska bedömas. De olika klasserna är hög, god, måttlig, otillfreds-ställande och dålig. För att en ytvattenvattenförekomst ska bedömas ha en god kemisk status ska förekomsten inte ha högre nivåer av de kemiska ämnen som anges i direktivets bilaga IX, eller enligt andra miljö kvalitetsnormer (gränsvärdesnormer) som antagits av EU. Grundvatten består av "allt vatten som finns under markytan i den mätta zonen som står i direkt kontakt med marken eller underliggande jordlager.". Målet god grundvattenstatus uppdelas i god kemisk status och god kvantitativ status där det senare innebär att uttag av vatten är balanserat.

³⁴ Artikel 2.3 och 10. För en bakgrundsbeskrivning och analys av direktivet, se Gipperth (2001). *Ramdirektivet för vatten – ett framsteg för skyddet av unionens vattenresurser? I "Fågelperspektiv på rättsordningen"* (red. Basse, E.M., Ebbesson, J. och G. Michanek); samt Gipperth och Ekelund-Entsson (2010), *Mot samma mål? Implementeringen av EU:s ramdirektiv för vatten i Skandinavien*, särskilt s. 15-28.

³⁵ Se preambel p. 46. Miljö kvalitetsnormer i direktivets mening (se definition i artikel 2(35)), är snävare än begreppet i svensk rätt (se 5 kap. 2 § 1 st. MB).

utvärdering.³⁶ I Sverige innebar implementeringen av direktivet att en ny förvaltningsstruktur med nya vattenmyndigheter och förvaltningsområden med utgångspunkt i avrinnings-områden infördes.³⁷ För varje avrinningsdistrikt har en vattenmyndighet (och en särskild vattendelegation) utsetts (fem i Sverige).³⁸ Vattenmyndigheterna ska vidare, för varje avrinningsdistrikt, upprätta ett åtgärdsprogram, om det krävs för att uppfylla miljö kvalitetsnormer (som dock gäller för varje yt- eller grundvattenförekomst eller skyddat område).³⁹ Av detta ska framgå vilka åtgärder (såväl grundläggande som kompletterande) som behöver vidtas för att miljö kvalitetsnormerna och ytterst målet om en god vattenstatus ska uppnås till en viss uppsatt tidpunkt (som huvudregel 2015).

Även i vattenförvaltningen ställs krav på att myndigheterna ska utföra olika typer av (samhälls-)ekonomiska analyser. Bland annat ska varje medlemsstat;

- Se till att det för varje avrinningsdistrikt (eller för den del av detta område som ligger inom landet), utförs en ”ekonomisk analys av vattenanvändningen”.⁴⁰
- Beakta principen om ”kostnadstäckning för vattentjänster inberäknat miljö- och resurskostnader, med beaktande av den ekonomiska analys som utförs enligt bilaga III och i enlighet framför allt med principen om att förorenaren betalar”.⁴¹

³⁶ Nationella bestämmelser om kartläggning och analys finns i 3 kap. vattenförvaltningsförordningen (VFF), bestämmelser om miljö kvalitetsnormer i 4 kap. VFF och bestämmelser om åtgärdsprogram i 6 kap. VFF. Därutöver finns ett antal detaljföreskrifter, däribland Havs- och vattenmyndigheten föreskrifter (HVMFS 2013:19) om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten med stöd i vattenförvaltningsförordningen, 4 kap. 8 § (dessa ersatte Naturvårdsverkets föreskrifter, NFS 2008:1 1 juli 2013).

³⁷ Med avrinningsområde avses ett landområde från vilket all ytvattenavrinning strömmar till havet genom ett enda utlopp eller delta (5 kap. 10 § 3 st. MB).

³⁸ 5 kap. 10 § 1 st. MB. De fem distrikten är Bottenviken, Bottenhavet, Norra Östersjön, Södra Östersjön och Västerhavet.

³⁹ Åtgärdsprogrammen antas med stöd i 5 kap. 5 § MB och 6 kap. 1 § VFF. Miljö kvalitetsnormerna antas med stöd i 5 kap. 1 § MB samt 4 kap. 8 § VFF. Miljö kvalitetsnormerna kungörs genom länsstyrelsens författningssamling. Vad åtgärdsprogrammen ska innehålla följer av 5 kap. 6 § miljöbalken och 6 kap. 5 § VFF.

⁴⁰ Se artikel 5.1 p. 3 och 11.1. Analysen ska göras enligt de tekniska specifikationerna i bilaga III. Miljöbalken anger att åtgärdsprogrammen ska innehålla vad som behövs till följd av Sveriges medlemskap i den Europeiska unionen (5 kap. 6 § p. 5). Vattenförvaltningsförordningen hänvisar dock endast till artikel 11.3, 11.4 och 11.5 (6 kap. 25 § 2 st.). Se även Kommissionens motiverade yttrande samt formella underrättelser till Sverige där kommissionen ifrågasätter om Sverige implementerat artiklarna 2, 4, 5, 9, 10, 11 och 13 på ett korrekt sätt.

⁴¹ Artikel 9. I preamblen till Ramdirektivet för vatten anges att ekonomiska styrmedel ska baseras på principen om förorenaren betalar och att detta kräver en ekonomisk analys av kostnader för skador på miljön till följd av vattenanvändningen (se p. 38). En definition av ”vattentjänster” finns i artikel 2.38.

- Bedöma vilka som är de mest kostnadseffektiva åtgärderna för att uppnå direktivets målsättningar.⁴²

2.4 MILJÖKVALITETSMÅLSYSTEMET

Utöver de rättsligt bindande målsättningarna som har beskrivits ovan finns sedan 1999 ett antal politiska miljömålsättningar, s.k. *miljökvalitetsmål*, som antagits av Riksdagen inom det nationella miljömålssystemet.⁴³ En stor del av dessa har relevans för vatten- och havsmiljön. Som nämndes i inledningen gäller detta bland annat miljökvalitetsmålen ”Levande sjöar och vattendrag”, ”Hav i balans samt levande kust och skärgård”, ”Myllrande våtmarker” samt ”Ingen övergödning”.⁴⁴ Målen beskriver det tillstånd i miljön som det svenska miljöarbetet ska leda till, som en del av det övergripande målet om att till nästa generation lämna över ett samhälle där de stora miljöproblemen är lösta. Målsättningarna ska förutom att utgöra ”grunden för den nationella miljöpolitiken” även vara styrande för Sverige agerande inom EU samt i andra internationella sammanhang.⁴⁵ Målsättningarna är dock inte juridiskt bindande, men de erbjuder vägledning vid tolkning och tillämpning av miljöbalkens mål en hållbar utveckling.⁴⁶

Inom miljömålssystemet finns en uppföljnings- och utvärderingsfunktion med syfte att ge bedömningar och rapporter av såväl tillståndet i miljön som möjlig-heterna att nå de uppsatta målen.⁴⁷ Naturvårdsverket har samordningsansvaret för denna uppföljning och utvärdering, som sedan ska

⁴² Artikel 11.1 och bilaga III.

⁴³ Totalt sett finns idag 16 miljökvalitetsmål, med preciseringar, som ingår i det svenska miljömålssystemet. Utöver miljökvalitetsmålet finns sedan den senaste effektiviseringen av miljömålssystemet ett övergripande generationsmål som anger inriktningen för den samhällsomställning som behöver ske inom en generation, för att miljökvalitetsmålen ska kunna nås. Därutöver finns 24 etappmål som visar steg på vägen (dessa är ofta målövergripande, vilket innebär att de kan bidra till uppfyllandet av flera miljökvalitetsmål samt generationsmålet). Detta tre-nivåsystem ersatte det tidigare systemet med miljökvalitetsmål och delmål. Se prop. 2009/10:155, *Svenska miljömål – för ett effektivare arbete*, s. 17ff samt skr. 2013/14:145, *Svenska miljömål visar vägen!*, s. 17-18.

⁴⁴ Se även miljökvalitetsmålen ”Ingen försurning”, ”Giftfri miljö”, ”Grundvatten av god kvalitet” och ”Ett rikt djur och växtliv”.

⁴⁵ Prop. 2009/10:155, *Svenska miljömål – för ett effektivare arbete*, s. 11, 17 och 26ff.

⁴⁶ Miljökvalitetsmålen utgör med andra ord inte normgivning och kan därmed inte ligga till grund för myndighetskrav direkt riktade mot enskilda. Prop. 1997/98:45, *Miljöbalk*, del 2, s. 8, prop. 1997/98:45, *Miljöbalk*, del 1, s. 167 samt Prop. 2009/10:155, *Svenska miljömål – för ett effektivare arbete*, s. 11.

⁴⁷ Genom den reform av systemet som genomfördes år 2010 tydliggjordes skillnaderna mellan ”uppgifterna att regelbundet följa upp tillståndet i miljön och att utvärdera möjligheterna att nå målen med redan beslutade insatser” (en myndighetsuppgift) från ”uppgiften att utveckla strategier” (en uppgift för den parlamentariska beredningen som tillsattes, den s.k. ”miljömålsberedningen”). Den senare uppgiften som också omfattar att ge förslag till etappmål, styrmedel och åtgärder ”inom regeringens prioriterade områden i enlighet med regeringens direktiv” är en uppgift som ofta kräver politiska avvägningar, något som ligger utanför en myndighets befogenhet (prop. 2009/10:155, *Svenska miljömål – för ett effektivare arbete*, s. 36ff). Även bedömningsgrunderna ändrades med hänsyn till att återhämtningar i naturen ibland tar lång tid. Ett alternativ till att själva miljötillståndet överensstämmer med målet är nu att tillräckliga åtgärder för att nå målet är beslutade och förväntas vara genomförda inom en generation.

ligga till grund för regeringens information till riksdagen.⁴⁸ Uppföljningen av miljö kvalitetsmålen och etappmålen ska redovisas årligen (till regeringen), och en gång varje mandatperiod ska en fördjupad utvärdering genomföras.⁴⁹ Andra myndigheter och länsstyrelserna, samt vid behov andra organisationer, ska ta fram underlag för uppföljning och utvärdering inom sina respektive ansvarsområden.⁵⁰ Av instruktionen för Havs- och vattenmyndigheten framgår exempelvis att myndigheten har ansvaret för att samordna uppföljning och utvärdering av miljö kvalitetsmålen ”Ingen övergödning”, ”Levande sjöar och vattendrag” och ”Hav i balans samt levande kust och skärgård”.⁵¹

I den senaste reformen av miljömålssystemet uttrycktes vidare att det fanns ett behov av en oberoende och fördjupad utvärdering av enskilda insatser inom miljömålssystemet, både vad gäller val av styrmedel samt myndigheternas arbete.⁵² Bland annat lyftes behovet av ökad kunskap om och utvecklad tillämpning av samhällsekonomiska analyser fram, med motivet att öka den samhällsekonomiska effektiviteten i miljömålsarbetet.⁵³ Naturvårdsverket fick ansvaret för att utveckla, följa upp och utvärdera tillämpningen av samhällsekonomiska analyser inom miljömålssystemet.⁵⁴

2.5 GENERELLA KRAV PÅ KONSEKVENSANALYSER

När det gäller konsekvensanalyser av åtgärdsprogram som har antagits med stöd av 5 kap. miljöbalken (d.v.s. bland annat åtgärdsprogram för att

⁴⁸ Förordning (2012:989) med instruktion för Naturvårdsverket, 2 § 1 st. I detta ingår att vägleda myndigheter som har ansvar inom miljömålssystemet. Se även prop. 2009/10:155, *Svenska miljömål – för ett effektivare arbete*, s. 36-37.

⁴⁹ Förordning (2012:989) med instruktion för Naturvårdsverket, 2 § 2 st. Den senaste fördjupade utvärderingen skedde 2012. Se även prop. 2009/10:155, *Svenska miljömål – för ett effektivare arbete*, s. 39-40.

⁵⁰ Prop. 2009/10:155, *Svenska miljömål – för ett effektivare arbete*, s. 39.

⁵¹ Förordning (2011:619) med instruktion för Havs- och vattenmyndigheten, 4 §. Det framgår också att myndigheten ska samråda med verket om vilken rapportering som behövs. Naturvårdsverket har ansvaret för att samordna bland annat uppföljning och utvärdering av miljö kvalitetsmålen ”Myllrande våtmarker”, ”Ett rikt djur- och växtliv”, ”Bara naturlig försurning” m.fl. Förordning (2012:989) med instruktion för Naturvårdsverket, 3 § p. 6.

⁵² Prop. 2009/10:155, *Svenska miljömål – för ett effektivare arbete*, s. 48ff. Statskontoret gavs uppgiften att vara den oberoende granskaren av myndigheternas arbete. Statskontoret har också genomfört ett antal analyser, däribland Styrning och arbetet inom miljömålssystemet - slutrapport (2014:10).

⁵³ Prop. 2009/10:155, *Svenska miljömål – för ett effektivare arbete*, s. 14 samt 48ff.

⁵⁴ Förordning (2012:989) med instruktion för Naturvårdsverket, 3 § p. 7. Under 2011 genomfördes med anledning av Naturvårdsverkets uppdrag en förstudie av upprättandet av en myndighetsgemensam plattform för samhällsekonomiska analyser. Denna plattform har bland annat som syfte enligt förstudien att underlätta för myndigheter och forskare att få tillgång till sådan information som behövs för att genomföra samhällsekonomiska analyser. Det är också tänkt att plattformen på lång sikt ska kunna ge gemensamma riktlinjer för arbetet, och på så sätt öka transparens och jämförbarhet mellan samhällsekonomiska analyser genomförda av olika myndigheter. Se Naturvårdsverket (2011). *Plattform för samhällsekonomisk analys i miljömålssystemet – en förstudie*. För en beskrivning av det arbete som skett inom plattformen sedan dess, se Statskontoret (2014), *Styrning och arbetet inom miljömålssystemet – slutrapport* (2014:10).

genomföra miljö kvalitetsnormer för vatten- och havsmiljö) finns en generellt gällande skyldighet att analysera åtgärdsprogrammets konsekvenser, både från allmän och enskild synpunkt, och att denna analys ska ingå i åtgärdsprogrammen.⁵⁵ Detta har specificerats något i vatten- och havsmiljöförordningarna; där finns bland annat krav på att åtgärdsprogrammen ska innehålla en bedömning av såväl de ekonomiska som miljömässiga konsekvenserna av varje åtgärd med en *kvantifiering* av åtgärdernas kostnader och nytta (författarnas kursivering).⁵⁶

Därutöver finns den allmänna skyldigheten för förvaltningsmyndigheter, att ”så tidigt som möjligt” utreda konsekvenserna av planerade *föreskrifter* eller *allmänna råd*.⁵⁷ Denna konsekvensutredning ska omfatta såväl kostnadmässiga som *andra* konsekvenser i den omfattning som behövs i det enskilda fallet, liksom redogörelser för alternativa lösningar, men ställer inga krav på *hur* dessa kostnadmässiga och andra konsekvenser ska värderas.⁵⁸ Därutöver kan finnas särskilda krav på olika slags konsekvensutredningar i förordningar med instruktioner för myndigheter samt regleringsbrev.

⁵⁵ 5 kap. 6 § 2 st. p. 6 MB. Se även 25 § p. 7 HMF samt 6 kap. 6 § VFF.

⁵⁶ 25 § p. 8 HMF samt 6 kap. 6 § VFF.

⁵⁷ Förordning (SFS 2007:1244) om konsekvensutredning vid regelgivning, 4 §. Om det innebär fara för miljön eller andra faktorer som anges i bestämmelsen om en föreskrift inte beslutas, får dock konsekvensutredning och samrådsförfarandet ske efter beslutet. Situationer då förordningen inte gäller finns angivna i 2 §.

⁵⁸ Förordning (SFS 2007:1244) om konsekvensutredning vid regelgivning, 4 § p. 1 och 6 § p. 5. Se 6 och 7 §§ om vad en konsekvensutredning ska innehålla. Det finns även krav på att myndigheterna ska följa upp konsekvenserna och om de grundläggande förutsättningarna för regleringen ändrats, ska den omprövas och en ny utredning genomföras (10 §).

3. SAMHÄLLSEKONOMISKA ANALYSER: PRINCIPIELLA UTGÅNGSPUNKTER

Begreppet *samhällsekonomisk analys* används ofta för att beskriva olika typer av ekonomiska analyser. Nedan introduceras en kategorisering av olika analyser inom havs- och miljöområdet utifrån syfte och angreppssätt. Som ett stöd för denna kategorisering är det meningsfullt att på ett enkelt sätt introducera samt diskutera några centrala frågeställningar i samt utgångspunkter för samhällsekonomiska analyser på miljöområdet.

En första viktig utgångspunkt för denna diskussion är att vi här väljer att definiera samhällsekonomiska analyser som *analyser som har ett samhällsekonomiskt angreppssätt*. Om någon ”googlar” på ”samhällsekonomiska analyser” kommer hen oftast till webbsidor där denna typ av analys likställs med samhällsekonomiska kostnads- och intäktsanalyser. Även om detta är en viktig kategori av samhälls-ekonomiska analyser är dock denna beskrivning för snäv eftersom en del analyser har andra syften. Den gemensamma nämnaren för alla samhällsekonomiska analyser är snarare de teoretiska utgångspunkterna för analyserna, och nedan redogör vi kort för dessa. Vi vänder oss i detta avsnitt i första hand till läsare med en liten bakgrund i nationalekonomisk analys, och vår ambition är därför att så långt som möjligt undvika teoretiska modeller och koncept.⁵⁹

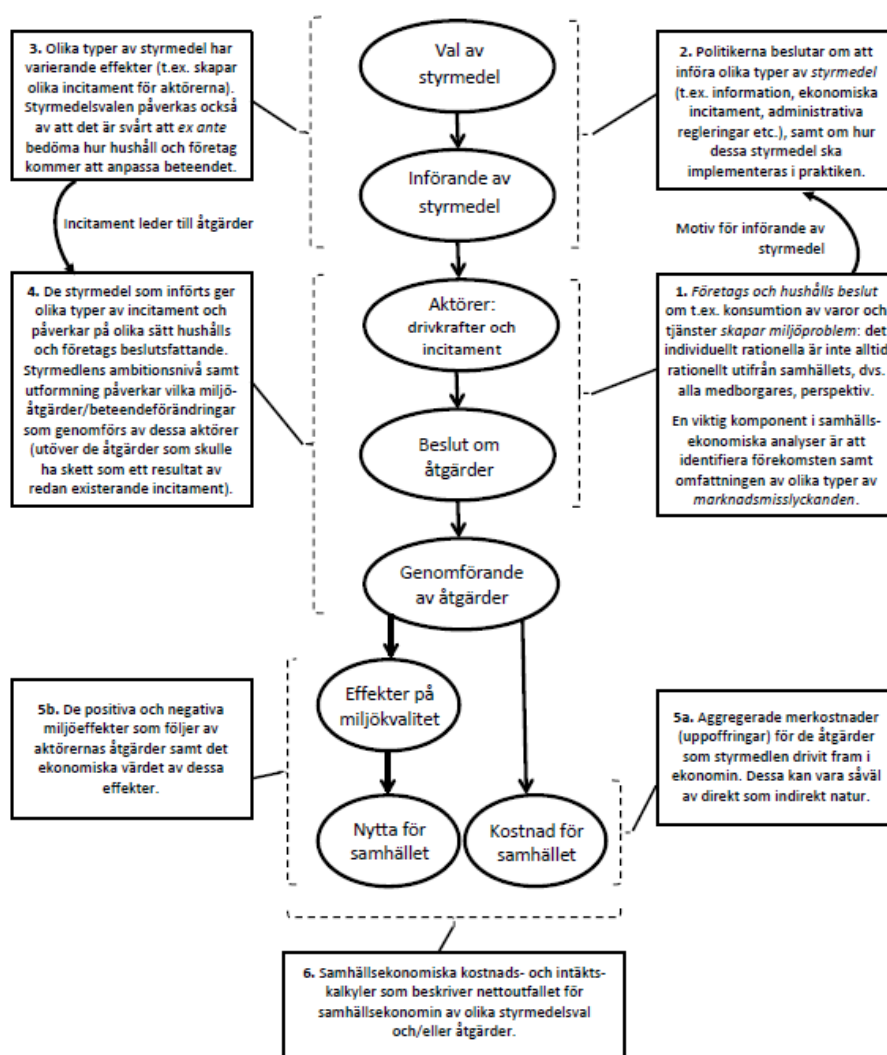
Figur 1 är en startpunkt för den diskussion som följer.⁶⁰ Ekonomi handlar i grunden om hur val görs mellan olika alternativ för att utnyttja knappa resurser. Ekonomi är att välja! I majoriteten av världens länder tas de flesta beslut i samhället av decentraliserade aktörer, dvs. hushåll och företag. Dessa aktörer och deras beslutsfattande står i centrum av Figur 1. Offentliga institutioner (staten, kommuner, myndigheter etc.) är samtidigt också viktiga aktörer; dessa beslutar t.ex. om hur miljöpolitiken ska utformas och inte minst implementeras och följas upp. Ofta, inte minst på havs- och vattenmiljöområdet, behövs dessutom en koordinering mellan myndigheter.

I de flesta fall bygger samhällsekonomiska analyser på ett antagande om att företag och hushåll fattar rationella beslut, dvs. att dessa aktörer inför varje beslut jämför de fördelar (nytta, vinst etc.) och de uppostringar (pris, produktionskostnader, tidsåtgång etc.) som är förknippade med olika val, och

⁵⁹ För mer teoretiska diskussioner hänvisas i stället till t.ex. Hultkrantz, L., och J-E. Nilsson (2004), *Samhällsekonomisk analys*, SNS förlag, Stockholm; samt Brännlund, R., och B. Kriström (2012). *Miljöekonomi*, Studentlitteratur, Lund.

⁶⁰ Figur 1 är till delar snarlik den s.k. DPSIR-modellen, som utvecklats inom EU för att följa upp miljöarbetet, men här ligger fokus på samhällsekonomiska effekter.

att de endast gör sådana val där (de upplevda) fördelarna överstiger uppoffringarna. Forskningen (inom t.ex. beteendekonomi) belyser dock även situationer där såväl företag som hushåll på olika sätt kan avvika från ett fullt ut rationellt beteende, s.k. begränsad rationalitet där t.ex. hushåll begränsas av sin kognitiva förmåga att hantera information kring ett investeringsalternativ. Sådan kunskap är också viktig för att förstå hur styrmedel kan utformas för att påverka beteenden (se nedan).



Figur 1: Samhällsekonomiska analyser: utgångspunkter och utfall

Med ”samhälle” avses alla medborgare i t.ex. Sverige eller i en annan väl definierad region (varav en del är såväl ägare av företag som medlemmar av hushåll). Samhällsekonomiska analyser handlar ofta om att förstå de totala

effekterna av dessa beslut, men för att förstå utfallet i aggregerade termer behöver vi också öka vår kunskap om vilka incitament och drivkrafter de enskilda aktörerna har för att såväl ge upphov till som att åtgärda/undvika (dvs. bidra till att reducera) olika negativa miljöeffekter.

Hushållens och företagens beteenden kan ge upphov till miljöproblem på en rad olika sätt, t.ex. genom att dessa aktörer efterfrågar varor och tjänster som i sin produktion genererar miljöfarliga utsläpp och avfall. Sådana sidoeffekter av konsumtion eller produktion benämns (negativa) externa effekter, och innebär att alla de kostnader som ett enskilt beslut (t.ex. valet att ta bilen i stället för att cykla) leder till för samhället, inte beaktas av den enskilde aktören. Dessa externa kostnader – såsom skador på havsmiljön – drabbar tredje part (t.ex. andra hushåll eller företag) som inte kompenseras på något sätt. Vi får därför en situation där det som är rationellt utifrån den enskilde aktörens perspektiv inte sammanfaller med det som är rationellt utifrån hela samhällets perspektiv. Eftersom miljökostnaderna inte synliggörs för de enskilda beslutsfattarna genereras för höga mängder av t.ex. utsläpp och avfall jämfört med vad som hade varit önskvärt utifrån ett samhälls-ekonomiskt perspektiv.

På havs- och vattenmiljöområdet finns en rad exempel på externa effekter av detta slag, t.ex. jordbrukets användning av konstgödsel som leder till kväveläckage och övergödning av bl.a. Östersjön. Haven tillhandahåller viktiga s.k. ekosystemtjänster, dvs. de varor, tjänster och processer som naturen erbjuder människan. De *produ-cerade* ekosystemtjänsterna utgörs t.ex. av fisk och skaldjur, medan de *kulturella* ekosystemtjänsterna erbjuder rekreation, natursköna vyer etc. Nästan samtliga dessa tjänster är beroende av de *stödjande och reglerande* ekosystemtjänsterna såsom livsmiljö och biologisk reglering.⁶¹ En viktig anledning till varför många ekosystem-tjänster är hotade av utsläpp etc. är att det inte kostar något att använda dem.⁶²

En viktig utmaning inom havs- och vattenmiljöarbetet är att kunskapen om olika enskilda aktörers faktiska effekter på miljön kan vara begränsad. Systemet med miljö kvalitetsnormer utgår t.ex. från den ekologiska statusen i en vattenförekomst, vilken påverkas av det kollektiv av aktörer som finns i det

⁶¹ Som nämnts i avsnitt 2 används exempelvis den s.k. ”ekosystemtjänstansatsen” av Havs- och vattenmyndigheten i den ekonomiska analysen i den inledande bedömningen i havsförvaltningen. Se mer om detta i kapitel 4 och 5 i Havs- och vattenmyndigheten (2012). *God Havsmiljö 2020 Marin strategi för Nordsjön och Östersjön. Del 1: Inledande bedömning av miljö tillstånd och socioekonomisk analys*, Rapport 2012:19, s. 18 samt kapitel 4 och 5.

⁶² Av totalt 24 ekosystemtjänster som beskrivs är det bara tio som fungerar väl i Östersjön. Sju är svårt hotade, bland dem fyra av de sex stödjande tjänsterna; det gäller näringssvåven, den biologiska mångfalden, arternas livsmiljö och Östersjöns resiliens, dvs. förmågan att återhämta sig. Se t.ex. Natvårdsverket (2009). *Vad kan haven ge oss? Östersjöns och Västerhavets ekosystemtjänster*, Rapport 5937, Stockholm.

relevanta området (t.ex. stora företag, bilister, reningsverk, jordbrukare etc.) och deras beteenden. Hur mycket var och en av dessa påverkar miljökvaliteten samt hur deras beteenden kan komma att förändras över tid är dock ofta svårt att bedöma samt följa upp.

De negativa externa effekterna av utsläpp etc. är inte det enda exemplet där vi måste göra en åtskillnad mellan det privatekonomiska respektive det samhällsekonomiska utfallet. En annan potentiell orsak till samhällsekonomiskt icke-önskvärda utfall är förekomsten av s.k. informationsmisslyckanden, såsom att vissa aktörer har ett informationsövertag gentemot andra aktörer. Detta kan bland annat leda till att konsumentprodukter med egenskaper som är svåra att observera *ex ante*, dvs. i förhand, inte bjuds ut på marknaden i en omfattning som är samhällsekonomiskt motiverad. Ett exempel inom havs- och vattenmiljöområdet skulle kunna vara båtägares användning av svårnedbrytbara tvåtaktsoljor. Det är svårt för en köpare av motorolja att veta hur miljövänlig denna är (om ingen information ges), och även om denne tycker att miljön är viktig vill hen inte betala så mycket för en motorolja vars miljöeffekter är svåra att bedöma. Av detta skäl kommer inte heller de som producerar (eller kan producera) miljövänliga oljor att ges tillräckliga incitament att erbjuda sådana på marknaden.

Eftersom det inte finns någon garanti för att decentraliserade beslut leder till att negativa miljöeffekter beaktas fullt ut behövs en miljöpolitik. En viktig uppgift för samhällsekonomiska analyser på miljöområdet är att identifiera *förekomsten* samt *omfattningen* av ovan nämnda marknadsmisslyckanden i den decentraliserade ekonomin. Utan en god kunskap om på vilka grunder olika aktörer fattar beslut (med en direkt eller en indirekt miljöpåverkan) är det svårt att i ett senare steg utforma styrmedel som på ett ”träffsäkert” sätt adresserar de marknadsmisslyckanden som utgör orsaken till miljöproblemens uppkomst.

Styrmedelsutformningen handlar t.ex. om att på olika sätt – t.ex. genom en utsläpps-reglering eller en skatt på utsläpp eller avfall – synliggöra de externa miljökostnaderna så att dessa beaktas i företagets och hushållens beslutsfattande. Information är naturligtvis också ett viktigt styrmedel för hantera informationsmisslyckanden. Den beteendekonomiska litteraturen visar också att information (t.ex. miljömärkning) kan utgöra ett viktigt styrmedel eftersom information erbjuder det stöd som aktörerna behöver för att ta rationella beslut. I de fall där människor agerar utifrån tumregler, vanor etc. kan det också vara effektivt att reglera omständigheterna kring olika

beslut.⁶³ Det kan t.ex. göras genom att det ”önskvärda” valet är default-alternativet.

Ovanstående innebär att styrmedelsutformning i hög grad handlar om att skapa rätt *incitament* och *förutsättningar* för hushåll och företag att åtgärda (eller undvika) miljöproblem, t.ex. genom ändrade konsumtionsmönster såsom att äta mindre kött för att minska övergödningsproblematiken eller genom företags investeringar i en mer miljövänlig produktion av båtmotorer och motoroljor.

I detta sammanhang är det viktigt att skilja på *styrmedel* å den ena sidan och *åtgärder* å den andra. Det förra utgör ett politiskt verktyg för att skapa drivkrafter/-incitament för beslut om konkreta (fysiska) åtgärder som ger en reducerad miljöpåverkan (se Figur 1). Åtgärder är med andra ord de konkreta handlingar som aktörernas beslut mynnar ut i (t.ex. en reducerad användning av konstgödsel), och styrmedlen syftar till att förverkliga dessa handlingar.⁶⁴ Det är en aning olyckligt att den svenska lagstiftningen inte alltid gör denna åtskillnad. Inom systemet med miljö kvalitetsnormer är t.ex. de s.k. åtgärdsprogrammen en viktig komponent, men begreppet åtgärd används här för att både beskriva styrmedel som olika myndigheter (t.ex. länsstyrelserna) och kommunerna ska tillämpa (t.ex. tillståndsprövningar och tillsyn) och de fysiska åtgärder (t.ex. rening av dräneringsvatten) som ska genomföras.⁶⁵ En risk med en sådan sammanblandning är att för lite fokus hamnar på frågan om vilka incitament och drivkrafter som hushåll och företag har att utföra de åtgärder som myndigheterna vill se genomförda.

Då myndigheterna beslutar om styrmedel måste en rad olika val göras, t.ex. mellan vilka styrmedel som ska introduceras (skatter, teknikkraV, information etc.), hur dessa ska utformas i detalj (t.ex. skattenivåer, implementering etc.), samt vilka aktörer i samhället som ska beröras av styrmedlen (inklusive eventuella undantags-regler etc.). Hur alla dessa frågor besvaras samt hanteras

⁶³ Thaler, R. H., och C. R. Sunstein (2008). *Nudge: Improving Decisions about Health, Wealth, and Happiness*, Yale University Press, New Haven.

⁶⁴ Ibland kan det samtidigt vara svårt att särskilja åtgärder från styrmedel. Marint områdesskydd är ett styrmedel inom havsmiljöpolitiken. Men är inrättandet av ett marint områdesskydd i ett område en åtgärd och/eller aktörers respons på skyddet, t.ex. att de flyttar sin aktivitet till andra områden. Det viktiga budskapet är dock i slutändan att det är viktigt att skilja mellan vad olika aktörer i samhället *kan göra* för att minska miljöpåverkan samt vilka *incitament* de har för att göra detta.

⁶⁵ Miljöpolitiken kan också bestå av att offentliga myndigheter direkt beslutar om genomförandet av konkreta åtgärder samt finansierar dessa (t.ex. uppläggningsplatser för fritidsbåtar, anläggande av våtmarker etc.). En del sådana åtgärder kan utgöra komplement till styrmedel som riktar sig direkt till företag och hushåll, t.ex. investeringar i infrastruktur för återvinning av hushållsavfall som underlättar för hushållen att källsortera. Vi kommer dock fortsättningsvis att fokusera på hur styrmedel kan utformas för att stimulera till miljöåtgärder bland decentraliserade hushåll och företag, samt olika samhällsekonomiska konsekvenser av att införa sådana styrmedel.

kommer i sin tur att påverka vilka fysiska åtgärder som genomförs samt vilka effekterna på miljön blir. En skatt på utsläpp leder exempelvis med stor sannolikhet till andra incitament och därför också till att en annorlunda mix av åtgärder genomförs jämfört med om miljöpolitiken t.ex. baseras på specifika teknikkrav.

En viktig utmaning för de offentliga beslutsfattarna är att dessa normalt sett har begränsad information om vad enskilda aktörer kan göra för att bidra till en förbättrad miljö samt inte minst om vilka kostnader och uppoffringar och/eller fördelar/nyttor som är kopplade till olika åtgärder. Normalt sett har t.ex. företagen i industrin ett kunskapsövertag gentemot de reglerande myndigheterna (t.ex. miljödomstolarna) gällande den egna produktionsprocessens egenskaper, samt potentialen för förbättrad miljöprestanda i denna. Ofta har företagen också liten anledning att förmedla denna kunskap till myndigheterna. Detta kunskapsövertag har viktiga implikationer för såväl styrmedelsutformning som för bedömningar av styrmedels effekter. Inte minst innebär det svårigheter för myndigheterna att i förväg bedöma vilka (additionella) åtgärder som kommer att genomföras av olika aktörer om ett visst styrmedel (t.ex. en skatt på gödselmedel) införs.

En annan svårighet för styrmedelsutformningen – inte minst inom havs- och vattenmiljöområdet – är att ett styrmedel (och de åtgärder som det ger incitament till) kan påverka flera olika miljöproblem och utsläpp. Ett exempel är t.ex. övergödningen som är kopplad till utsläppen av såväl kväve som fosfor; åtgärder som görs för att reducera kväveutsläppen bidrar också till att minska fosfor-utsläppen. Sådana interaktioner är viktiga att ta hänsyn till för att kunna utforma effektiva styrmedel.⁶⁶

Än så länge har vi främst diskuterat hur enskilda aktörers (eller grupper av aktörers) beslut påverkas av styrmedel, samt hur styrmedlen kan ge incitament för aktörerna att genomföra olika åtgärder som förbättrar miljön. I samhällsekonomiska analyser är dock ofta de *aggregerade* effekterna på samhället i fokus. Dessa effekter består av två komponenter, kostnader och nytta/intäkter, och detta illustreras i den nedre delen av Figur 1.

För det *första* måste vi aggregera merkostnaderna för alla de åtgärder som styrmedlen stimulerar fram. De samhällsekonomiska merkostnaderna av miljöåtgärder kan vara såväl *direkta* som *indirekta*. För ett företag kan de direkta merkostnaderna exempelvis utgöras av ny utrustning, kostnader för administration (inklusive ny personal), produktionsstörningar, och dyrare

⁶⁶ Se t.ex. Geijer, E. (2014). *Eutrophication Reduction from a Holistic Perspective*, CERE Working Paper 2004:11, Centrum för miljö- och resursekonomi, Umeå universitet.

insatsvaror. De indirekta kostnaderna uppstår som ett resultat av att miljöpolitiken kan tränga undan produktiva investeringar i realkapital och innovation, och på så sätt t.ex. försämlra företagens långsiktiga lönsamhet. En annan typ av indirekta kostnader är de kostnader som benämns allmänna jämviktskostnader. Då miljöpolitiska styrmedel införs i en viss sektor av ekonomin påverkar detta de kostnader och priser som andra aktörer möter (t.ex. de aktörer som handlar med den direkt berörda sektorn). De företag eller hushåll som får bära den tyngsta bördan för att nå miljömålen behöver därmed inte nödvändigtvis tillhöra samma grupp som de som berörs direkt av de styrmedel som implementeras. Dessa allmänna jämviktseffekter kan vara speciellt viktiga att belysa i fallet med styrmedel som griper över stora delar av ekonomin, t.ex. vid analyser av de svenska koldioxid- och energiskatterna.

Många utvärderingar och analyser handlar om vilka styrmedel som leder till att kostnaderna för samhället blir *så låga som möjligt*. Sådana styrmedel betraktas som *kostnadseffektiva*. En utvärdering av styrmedels effekter på t.ex. utsläppsreduktioner samt de kostnader som politiken medför måste naturligtvis också ta hänsyn till vilka åtgärder samt vilka utsläppsförändringar som hade skett redan i ett referensscenario, dvs. om det aktuella styrmedlet inte hade implementerats. På havsmiljöområdet kan t.ex. olika styrmedel (skatter på tvåtaktsoljor, förbud etc.) leda till en modernisering av den svenska fritidsbåtsflottan (båtar med färre tvåtaktsmotorer). De kostnader som dessa styrmedel medför kan dock inte likställas med den totala kostnaden för de nya båtar som hushållen köpt. Politikens kostnader utgörs i stället i detta exempel av skillnaden mellan kostnaden för nya båtar och motsvarande kostnad för att köpa samt använda de båtar som hade utnyttjats i referensscenariot (dvs. i fallet utan några styrmedel).

För det *andra* måste vi uppskatta de välfärdsförändringar (den samhällsekonomiska nyttan) som den förbättrade miljökvaliteten för med sig. Till skillnad från en stor del av politikens kostnader reflekteras denna intäktssida av miljöpolitiken sällan i existerande marknadspriser. I stället kan det ekonomiska värdet av miljökvalitetsförbättringar uppskattas med hjälp av olika metoder för värdering av icke-marknads-prissatta nyttigheter.⁶⁷ Ekonomisk värdering av miljön utgår från medborgarnas välfärd, och bygger således på en instrumentell värdering av miljön. Denna värdering kan skilja sig åt väsentligt beroende på de specifika förutsättningarna som gäller i enskilda fall. I många av de samhällsekonomiska analyser som presenteras nedan görs dock inga egna undersökningar av värdet av miljökvalitetsförbättringar (eller försämlringar) utan de värderingar som presenteras bygger i stället på

⁶⁷ Ett antal sådana metoder (t.ex. betalningsviljeenkäter) introduceras i Brännlund, R., och B. Kriström (2012). *Miljöekonomi*, Studentlitteratur, Lund.

erfarenheter från och uppskattningar i tidigare undersökningar. Detta ställer i sin tur krav på att sådana värden kan överföras från en kontext till en annan på ett meningsfullt sätt.⁶⁸

De samhällsekonomiska kostnaderna och intäkterna för konkreta projekt (t.ex. styrmedelsval och/eller konkreta fysiska åtgärder) kan jämföras inom ramen för s.k. samhällsekonomiska lönsamhetskalkyler (eller cost-benefit kalkyler). Vad är t.ex. intäkterna och kostnaderna av att antingen bygga en ny båthamn eller att bevara området för framtida bruk och därmed avstå från hamnen? Detta är ett svårt val men de samhällsekonomiska lönsamhetskalkylerna kan förse oss med ett viktigt beslutsunderlag. De förser oss med en gemensam måttstock för att väga ”miljövälstånd” mot ”materiell välfärd”, ”sköna naturupplevelser” mot ”snabba transporter” etc. I Sverige används t.ex. denna typ av kalkyler systematiskt av Trafikverket för att utvärdera konsekvenserna av olika infrastrukturinvesteringar.

Inom ramen för denna rapport är det också viktigt att framhålla att samhällsekonomiska lönsamhetskalkyler också kan utgöra ett verktyg för att utvärdera prioriteringar i miljöpolitiken, t.ex. som underlag för att bestämma målen i miljöpolitiken samt för att uppskatta nivån på samhällsekonomiskt effektiva miljöskatter. Ett relevant exempel på detta är studier av övergödningens miljö-kostnader. Det har beräknats att denna kostnad ligger i ett intervall på 120 till 240 kronor per kg kväve som når Östersjön.⁶⁹ Denna uppskattning visar med andra ord värdet av den externa kostnaden av ökat kväveläckage, och motsvarar därför den kostnad som ekonomins aktörer (t.ex. bönderna runtom kring Östersjön) bör konfronteras med för att en samhällsekonomiskt effektiv reduktion av kväveläckaget ska åstadkommas.

Det bör framhållas att samhällsekonomiska kostnads- och intäktsbedömningar bygger oftast inte på att utsläppsmålen är givna från början utan utfallet på t.ex. kväveläckaget bestäms av hur samhällsekonomin anpassar sig till t.ex. en gödselskatt. Valet av styrmedel samt nivån på styrmedlet bestämmer med andra ord miljömålet. Detta är en viktig skillnad jämfört med stora delar av miljömålsarbetet i Sverige där målen ofta är givna (om än ofta ganska visionärt

⁶⁸ Håkansson, C. (2014). *Värdetransferering*, i B. Kriström och M. Bonta Bergman (Red.), ”Samhällsekonomiska analyser av miljöprojekt – en vägledning”, Rapport 6628, Naturvårdsverket, Stockholm.

⁶⁹ Gren, I-M (2008). *Costs and Benefits from Nutrient Reductions to the Baltic Sea*, Rapport Nr. 5788, Naturvårdsverket, Stockholm. Mer uppdaterade beräkningar av övergödningens miljö-kostnader har presenterats inom det s.k. BalticSTERN-projektet. Se Ahtiainen, H., J. Artell, M. Czajkowski, B. Hasler, L. Hasselström, A. Huhtala, J. Meyerhoff, J. C. R. Smart, T. Söderqvist, M. Alemu, D. Angeli, Dahlbo, K., Fleming-Lehtinen, K. Hyytiäinen, A. Karlöševa, Y. Khaleeva, M. Maar, L. Martinsen, T. Nömmann, K. Pakalnite, I. Oskolokaite, O. Ragistrina, och D. Semeniene (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*, vol. 3, s 278-305.

uttryckta). I vissa fall finns också mer skarpa mål, t.ex. i klimatpolitiken (med kvantitativa mål för år 2020). Ett annat exempel är systemet med miljö kvalitetsnormer, som bygger på att en viss ekologisk och kemisk status ska uppnås.

Även om medborgarna gör uppoffringar för att förbättra miljön och på samma gång är de som gynnas av att miljön förbättras, är kopplingen mellan kostnader och nytta ofta mycket svag utifrån den enskilde aktörens perspektiv. Hur såväl kostnader som nytta fördelas på olika individer och grupper i samhället är därför också en viktig fråga i samhällsekonomiska analyser; ibland analyseras t.ex. hur låginkomsthushåll påverkas av olika miljöpolitiska styrmedel eller om – samt i vilken mån – de kostnader som miljöpolitiken för med sig försämrar förutsättningarna för industrin att konkurrera på världsmarknaden. Analyser som t.ex. undersöker miljöpolitikens effekter på industrins konkurrenskraft fokuserar främst på de kostnadsökningar som drabbar industrin samt hur dessa i sin tur kan innebära försvagade möjligheter att konkurrera på världsmarknaden. Ibland kan också fokus ligga på såväl de totala effekterna på samhället som på möjligheterna att kompensera de sektorer/grupper som (netto) drabbas hårdast av den förda politiken.

4. SAMHÄLLSEKONOMISKA ANALYSER PÅ VATTEN- OCH HAVSMILJÖOMRÅDET: EN KATEGORISERING SAMT DISKUSSION OM VIKTIGA UTMANINGAR

4.1 INTRODUKTION

I detta avsnitt presenteras en kategorisering av olika samhällsekonomiska analyser på havs- och vattenmiljöområdet. Avsnittet har ingen ambition att presentera en komplett bild av alla analyser, samt inte heller att gå på djupet gällande metodval, empiriskt material etc. Vi kommenterar dock kort ett antal svårigheter och utmaningar som är kopplade till de olika typerna av analyser och angreppssätt, samt exemplifierar dessa utifrån de studier som har genomförts.

Vi har nedan valt att dela in de samhällsekonomiska analyserna i två huvudsakliga kategorier med tillhörande underkategorier.⁷⁰ I den första kategorin fokuseras på de *åtgärder* som kan genomföras för att nå ett givet miljömål (eller en kombination av olika miljömål), och analyserna går här ut på att uppskatta kostnaderna och/eller miljönyttan (i ekonomiska termer) av dessa åtgärder (avsnitt 4.2–4.4). Inom havs- och vattenmiljöområdet finns en rad olika studier som kan kopplas till denna kategori. I dessa studier utnyttjas flera olika angreppssätt, men de flesta utgår från en ”bottom-up”-beskrivning av olika åtgärder och de kostnader som är förknippade med dessa. Denna kategori av analyser bortser därför också normalt sett från de styrmedel som eventuellt behöver införas för att skapa drivkrafter och incitament för att genomföra åtgärderna i praktiken, samt även från de mekanismer via vilka styrmedlen ska påverka aktörernas beslut om åtgärder.

Den andra kategorin av analyser undersöker i stället behovet av *styrmedel* samt effekterna (*ex post* samt *ex ante*) av olika typer av styrmedel utifrån en uppsättning kriterier, t.ex. kostnadseffektivitet, måluppfyllelse effekter på teknisk utveckling, fördelningseffekter etc. (avsnitt 4.5–4.6). Även denna kategori av studier använder olika typer av angreppssätt (t.ex. för att bedöma vilka effekter styrmedlen har på utsläppsreduktioner), men ofta utifrån en lägre detaljeringsnivå i beskrivningen av fysiska åtgärder (”top-down” snarare än ”bottom-up”). Med andra ord läggs här ofta mindre vikt vid konkreta miljöåtgärder och i stället mer fokus på olika styrmedels egenskaper.

⁷⁰ Denna kategorisering bygger vidare på och fördjupar analysen i Söderholm, P. (2014). *En kartläggning och kategorisering av samhällsekonomiska analyser inom miljöområdet: Rapport på uppdrag av Naturvårdsverket*, Luleå tekniska universitet. Denna tidigare rapport är bred och översiktlig medan vi här fördjupar analysen av undersökningar kopplade till havs- och vattenmiljöområdet.

4.2 VAD KOSTAR OLIKA MILJÖÅTGÄRDER OCH VILKA ÅTGÄRDER HAR DEN LÄGSTA KOSTNADEN?

Ett relativt stort antal av de samhällsekonomiska analyser som utförts inom havs- och vattenmiljöområdet undersöker kostnaderna för olika åtgärder som kan bidra till att nå miljömålen. Uppfyllandet av miljömål som t.ex. ”ingen övergödning” innebär att olika åtgärder måste implementeras, och dessa har en (mer)kostnad. Ett antal studier fokuserar explicit på åtgärds-kostnader, och i de flesta fall görs en *ex ante* bedömning av dessa kostnader. Detta innebär med andra ord att undersökningarna i första hand försöker uppskatta kostnaderna för åtgärder som ännu inte implemen-terats snarare än förlita sig på *ex post* bedömningar av redan genomförda åtgärder. Den vanligaste ansatsen är också att analysen genomförs utifrån ett bottom-up förfarande, dvs. att författarna identifierar konkreta (diskreta) åtgärder och försöker att bedöma kostnaderna för dessa.⁷¹

Naturvårdsverket har presenterat en rad studier som undersöker åtgärds-kostnader för att uppnå miljökvalitetsmålet ”ingen övergödning”. Vissa av dessa försöker också att ställa dessa kostnader mot den samhällsekonomiska nyttan av att vidta åtgärderna (se vidare avsnitt 4.4). I de rapporter som framförallt har kostnadsfokus, beräknas t.ex. kostnaderna (per kilo) för en rad åtgärder som åstadkommer kväve- respektive fosforreduktion (t.ex. återställa våtmarker, dränering, fånggrödor, kalkfilterdiken, minskad fosformängd i foder, dammar som fosforfällor etc.).⁷² Rapporterna uppmärksammar att för att minska belastningen av kväve och fosfor kommer åtgärder troligtvis att krävas inom i stort sett samtliga sektorer. Detta innebär att flertalet åtgärder studeras, t.ex. även åtgärder mot enskilda avlopp.

Dessa undersökningar belyser också hur olika åtgärder kan interagera med varandra. Flera av åtgärderna påverkar t.ex. båda näringsämnen, men i olika grad. Åtgärderna påverkar också varandra; en kraftig satsning på åtgärder vid källan minskar den mängd näringsämnen som når marken och ökar därmed kostnaden räknat per kilo näringsämnen för de åtgärder som minskar läckaget. I uppföljande studier har analysen delvis breddats till att inkludera totalt 150 åtgärder som även adresserar många andra åtgärder för att förbättra miljön i Östersjön i termer av övergödning, farliga ämnen, biologisk mångfald.⁷³

⁷¹ Denna ansats skiljer sig från top-down studier där kostnaderna för att nå miljömål i stället beräknas via t.ex. kontinuerliga produktionsfunktioner som i sin tur bygger på empiriska antaganden om möjligheter till substitution mellan olika produktionsfaktorer etc.

⁷² Naturvårdsverket (2008). *Ingen övergödning – underlag inför en fördjupad utvärdering av miljömålsarbetet*, Rapport 5840, Stockholm; och Naturvårdsverket (2007). *Konsekvensanalys delmål 1 och 2 Ingen Övergödning*, Rapport, Stockholm.

⁷³ Naturvårdsverket (2009). *Sveriges åtagande i Baltic Sea Action Plan – Förslag till nationell åtgärdsplan*, Rapport 5985, Stockholm; Naturvårdsverket (2009). *Sveriges åtagande i Baltic Sea*

Även inom ramen för Havs- och vattenmyndighetens arbete under 2014 med att ta fram ett åtgärdsprogram har en rad olika kostnader för åtgärder beräknats.⁷⁴ Dessa kostnader inbegriper såväl kostnader för att implementera själva politiken (t.ex. framtagandet av vägledning för hantering och omhändertagande av påväxt på fartygsskrov) samt kostnader för olika begränsande åtgärder (t.ex. reducerade förädlingsvärden i yrkesfisket av att införa nya fiskebestämmelser för att freda särskilt hotade kustlekande bestånd).

I vissa studier kommenteras också *kostnadseffektivitet* i meningen att olika åtgärder kan rangordnas utifrån t.ex. kostnad per kg utsläppsreduktion.⁷⁵ En sådan rangordning kan användas för visa hur kostnaderna ökar på marginalen vid ökad utsläppsreduktion. Det finns dock en rad viktiga begränsningar med dessa analyser. En viktig begränsning är att bottom-up analyser ofta har en svag koppling till hur åtgärderna faktiskt ska realiseras, dvs. vilka styrmedel som måste införas, vad det kostar att implementera dessa samt vilka kostnader aktörerna *de facto* möter som en konsekvens av styrmedlen. Det är viktigt att ställa frågan om den typ av kostnads-bedömningar som presenteras ovan tenderar att leda till en överskattning eller en underskattning av kostnaderna. Vi argumenterar för att det finns omständigheter som kan tala för båda slutsatserna (där nettoeffekten är osäker). Några viktiga skäl till varför kostnaderna av havs- och miljöpolitiken kan underskattas är t.ex.:

- I de flesta undersökningar ligger fokus på de *direkta* åtgärds-kostnaderna, men de kostnader som aktörerna möter utgörs också av olika former av *indirekta* kostnader (t.ex. kostnader för att söka efter relevanta åtgärder) och/eller nyttoförluster (t.ex. produktionsstörningar i industrin, estetiska nyttoförluster då ny utrustning installeras etc.). Bedömningen av kostnaderna för åtgärder mot övergödning inkluderar ofta inte de administrativa kostnader som olika typer av styrmedel innebär.
- Kostnadsbedömningarna fokuserar normalt på de insatsvaror etc., som är prissatta på existerande marknader. Även miljöåtgärder kan dock vara förknippade med icke-prissatta miljökostnader (t.ex. utsläpp i luft som en följd av slamgödning på åkermark eller olika

Action Plan – Konsekvensanalys, Rapport 5984, Stockholm. Den senare av dessa rapporter utgör en fördjupad analys av de resultat som presenteras i den förstnämnda rapporten.

⁷⁴ Havs- och vattenmyndigheten (2015). *Underlagsrapport till God Havsmiljö 2020, åtgärdsprogram för havsmiljön: konsekvensanalys*, PM; Havs- och vattenmyndigheten (2015). *God Havsmiljö 2020 Marin strategi för Nordsjön och Östersjön. Del 4: Åtgärdsprogram för havsmiljön*. Remissversion, Göteborg.

⁷⁵ Naturvårdsverket (2007). *Konsekvensanalys delmål 1 och 2 Ingen Övergödning*, Rapport, Stockholm.

fosforutvinningsystem). Såvida dessa inte redan är internaliserade via styrmedel av något slag bör även dessa kostnader uppskattas och ingå i analysen.⁷⁶

En viktig orsak till varför bottom-up bedömningar av miljöåtgärder kan leda till en *överskattning* av kostnaderna för miljöpolitiken är bl.a. att:

- Kostnadsbedömningarna utgår oftast inte från ett explicit referensscenario, och inbegriper därför inte en bedömning av vilka åtgärder som hade genomförts även i frånvaron av en mer ambitiös politik. Såsom påpekats ovan är vi främst intresserade av *merkostnaderna* för att nå miljömålen, och en del av de åtgärder som kostnadsbedöms kan komma att genomföras även i frånvaron av en mer ambitiös politik. Detta kan bero på att dessa åtgärder innebär andra fördelar (t.ex. produktivitetshöjningar) eller att det redan finns existerande styrmedel på plats.
- I de fall där kostnadsbedömningar används för att identifiera den kostnadseffektiva kombinationen av åtgärder för att nå ett visst mål uppstår också svårigheter kring att identifiera alla relevanta åtgärder. I den mån viktiga åtgärder (inklusive beteendeförändringar) är svåra att identifiera *ex ante*, finns även här en risk att de totala kostnaderna för miljöpolitiken överskattas.

För att beräkna merkostnaderna krävs i regel också en mer djupgående analys av aktörernas drivkrafter för att genomföra åtgärder under olika scenarier, samt en jämförelse av kostnaderna för ett policyscenario jämfört med ett referensscenario. Inom ramen för systemet med miljö kvalitetsnormer för vatten finns t.ex. redan existerande styrmedel för att förbättra vattenstatusen (t.ex. som ett resultat av de miljötillstånd som redan är i kraft). Om åtgärdsprogrammet ställer krav på ytterligare åtgärder för samma grupp av aktörer kan det vara svårt att bedöma hur mycket ytterligare utsläppsreduktion som detta skulle resultera i samt kostnaderna för denna. Ett genomgående drag i många samhällsekonomiska analyser på havs- och vattenmiljöområdet är att de ofta har ett starkt fokus på vad som kan (och behöver) göras, samt vad detta innebär för kostnader och nyttor (se också nedan), men mindre på vem som ska göra det och vilka förutsättningar dessa aktörer har.

⁷⁶ Ett undantag är Norström, A., och E. Kärrman (2009). *Samhällsekonomisk analys av fosforutvinning ur avloppsslam och aska från monoförbränning av avloppsslam*, Rapport på uppdrag av Naturvårdsverket, CIT Urban Water Management AB, Göteborg. Denna studie tar även hänsyn till åtgärdernas miljö kostnader i form av t.ex. koldioxid, kväveoxider och svaveldioxid, dock utan att ta hänsyn till de existerande styrmedel som redan internaliserar dessa kostnader.

4.3 VAD ÄR DET SAMHÄLLSEKONOMISKA VÄRDET AV DE MILJÖFÖRBÄTTRINGAR SOM OLIKA ÅTGÄRDER FÖR MED SIG?

Medan ovan nämnda studier fokuserar på miljöpolitikens kostnadssida finns också ett antal analyser som behandlar nyttosidan, dvs. de försöker uppskatta det samhällsekonomiska värdet av de miljöförbättringar som olika åtgärder ger (alternativt av det värde som går förlorat av att inte vidta sådana åtgärder). Denna typ av analyser innehåller huvudsakligen två delar: i ett första steg uppskattas vilka fysiska miljöförbättringar som olika åtgärder (eller kombinationer av åtgärder) genererar, och i ett andra steg värderas (prissätts) dessa effekter i monetära termer.

Såsom påpekats ovan kan värderingsanalyser av åtgärder innehålla egna undersökningar av icke-marknadsprissatta effekter eller så kan de förlita sig på resultat från andra värderingsstudier och ”överföra” dessa till den aktuella kontexten. Svenska myndigheter har – med stöd från forskare och konsulter – presenterat ett antal metodinriktade rapporter som förklarar hur värderingsstudier kan utföras.⁷⁷

De flesta värderingsstudier kopplade till havs- och vattenmiljöpolitiken bygger på s.k. värdetransferering, och därför finns också ett antal rapporter som utifrån resultaten i tidigare studier (inte minst publicerade forskningsresultat) presenterar ”schablonvärden” för olika miljöförändringar. Inom ramen för den marina strategin för Nordsjön och Östersjön för Havs- och vattenmyndigheten en diskussion om den påverkan på mänsklig välfärd som kan förväntas från ett referensscenario i jämförelse med den situation som kan förväntas om god miljöstatus uppnås. Fokus ligger på havens ekosystemtjänster och miljöekonomiska studier tas upp för att belysa möjliga skadeeffekter.⁷⁸

Inom ramen för Havs- och vattenmyndighetens arbete under 2014 med att ta fram ett åtgärdsprogram har också en rad bedömningar av den samhällsekonomiska nyttan av att uppnå miljö kvalitetsnormerna genomförts, med speciellt fokus på effekterna inom det kommersiella fisket (värdet av ett ökat torskbestånd via värdetransferering) samt marin turism och rekreation (ökad omsättning).⁷⁹

⁷⁷ Ett exempel på en sådan rapport är Naturvårdsverket (2011). *Ekonomisk värdering med scenariometoder*, Rapport 6469, Stockholm. Denna handledning kan vara ett stöd för myndigheter som exempelvis vill upphandla miljövärderingsstudier.

⁷⁸ Havs- och Vattenmyndigheten (2012). *God havsmiljö 2020: Marin strategi för Nordsjön och Östersjön. Del 1: Inledande bedömning av miljö tillstånd och socioekonomisk analys*, Rapport 2012:19, Göteborg.

⁷⁹ Havs- och vattenmyndigheten (2015). *Samhällsekonomiska konsekvenser av att nå god havsmiljö. Kommerciellt fiske samt marin turism och rekreation*, Rapport 2015:5, Göteborg.

I en rapport från Naturvårdsverket genomförs en inventering av svenska värderingstudier kopplat till ekosystemtjänster.⁸⁰ Denna rapport fokuserar på värdet av fritidsfiske samt på förändringar i vattenkvalitet, och författarna presenterar exempelvis följande riktlinjer för värdet av vattenkvalitet:

- Betalningsviljan för minskad tillförsel av kväve respektive fosfor till kusten kan uppskattas till intervallen: (a) 4 till 70 kronor per reducerat kilo kväve och med ett schablonvärde på 31 kronor; samt (b) 127 till 2140 kronor per reducerat kilo fosfor och med ett schablonvärde på 1023 kronor
- Betalningsviljan för en siktdjupsförbättring i kustvatten på en (1) meter uppskattades till 268 till 369 kronor per person och år samt med ett schablonvärde på 315 kronor.

Författarna noterar att givet vissa restriktioner kan dessa schablonvärden användas av myndigheter i samhällsekonomiska analyser gällande vattenkvalitet, såvida den samhällsekonomiska analysen inte gäller en viss typ av vattenkvalitet för vilken mer specifika värden av tillfredsställande kvalitet finns tillgängliga. Värdeöverföringar är givetvis behäftade med stora osäkerheter, och detta gäller inte minst värderingen av utsläpp som bidrar till att försämra vattenkvaliteten. Den fysiska påverkan kan se mycket olika ut beroende på var utsläppen sker, och värderingen beror i sin tur på hur många hushåll som påverkas av en förbättring (vilket naturligtvis också är starkt platsberoende).

I en ny relativt nyutkommen rapport från miljöekonomikonsultfirman ENVECO undersöks och diskuteras de utmaningar som är kopplade till värdeöverföringar rörande vattenkvalitet.⁸¹ Rapporten tar avstamp i en norsk respektive en dansk forskningsstudie och försöker att utifrån dessa tillskriva värden för god status (och i möjlig mån även hög status) för så många av Sveriges vatten som möjligt. Denna uppskattning ska sedan bl.a. kunna användas i Vattenmyndigheternas arbete med kartläggning och analys samt åtgärdsprogram. Analysen är systematiskt upplagd,⁸² och belyser en rad

⁸⁰ Naturvårdsverket (2009). *Monetära schablonvärden för miljöförändringar*, Rapport 6322, Stockholm. En relaterad översikt kopplad till Östersjöns och Västerhavets ekosystemtjänster återfinns i Naturvårdsverket (2009). *Vad kan havet ge oss? Östersjöns och Västerhavets ekosystemtjänster*, Rapport 5937, Stockholm. Denna rapport noterar t.ex. att det finns omkring 40 forskningsstudier om Östersjöns ekonomiska värden (främst kopplat till övergödning, fiske, oljeutsläpp etc.).

⁸¹ Hasselström, L., K. Johansson, G. Kinell, A. Soutukorva, och T. Söderqvist (2014). *Värdet av vattenkvalitetsförbättringar i Sverige – en studie baserad på värdeöverföring*, Rapport 2014:1, ENVECO, Stockholm.

⁸² Den bygger bl.a. på de rekommendationer för värdeöverföring som presenteras i Håkansson, C. (2014). *Värdeöverföring*, i B. Kristerm och M. Bonta Bergman (Red.), "Samhällsekonomiska analyser av miljöprojekt – en vägledning", Rapport 6628, Naturvårdsverket, Stockholm.

utmaningar och osäkerheter kopplade till t.ex. geografiska avgränsningar, val av enhet, utgångsläge etc. För att en värdetransferering ska vara rimlig behöver miljöförhållandena i de olika områdena också vara liknande. I de norska och danska fallstudierna är huvudproblemet eutrofieringseffekter, vilket innebär att det som rapporten värderat är bättre vattenkvalitet med avseende på minskade eutrofieringseffekter. Resultaten uppvisar en stor spridning beroende på åtgärdsområde, och denna beror främst på antalet hushåll i respektive område men också utgångsläget spelar roll för betalningsviljan eftersom antalet klassförbättringar som krävs för att nå ”god” status är avhängigt nuvarande vattenkvalitet. Även om rapporten belyser möjligheterna (och utmaningarna) med värdetransferering betonar den också betydelsen av att fler primärstudier genomförs i Sverige.

De flesta studier av det ekonomiska värdet av miljöförbättringar, t.ex. minskat kväveläckage, bättre tillgång till fritidsfiske etc., bygger på s.k. scenariometoder där människor tillfrågas om deras (maximala) betalningsvilja för väl definierade miljöprojekt. I de fall där en existerande marknad för miljö kvalitet saknas syftar dessa därför till att skapa en ”hypotetisk” marknad. I vissa fall går det dock att värdera miljöändringar utifrån existerande marknadspriser; värdet av närhet till rekreation vid vatten kan t.ex. delvis värderas utifrån skillnader i fastighetspriser. Ett annat angreppssätt är att undersöka hur olika näringar påverkas av förändringar i miljön, t.ex. hur fiskrekrytering och därmed fiskesektorn påverkas av övergödning.

Den sistnämnda effekten uppskattas i en ambitiöst genomförd studie.⁸³ Denna studie belyser värdet av en förbättrad fiskrekrytering i Västerhavet till följd av minskade övergödningseffekter. Detta åstadkoms genom att koppla ihop en fiskeriekonomisk modell med en ekologisk modell som beskriver sambandet mellan förekomst av fintrådiga alger (en övergödningseffekt) och fiskrekrytering (med fokus på rödspättan). Den ekonomiska värderingen sker genom en analys av vinstkonsekvenserna för danskt kommersiellt rödspättefiske av minskad algtäckningsgrad. Denna värdering belyser viktiga ekonomiska värden som går förlorade på grund av övergödning men värderingen täcker naturligtvis inte in alla värden. Värdet av ett bättre fritidsfiske och andra potentiella nyttor studerades exempelvis inte.

4.4 VILKA ÄR DE SAMHÄLLSEKONOMISKA INTÄKTERNA SAMT KOSTNADERNA AV OLIKA ÅTGÄRDER?

⁸³ Studien sammanfattas i Pihl, L., och T. Söderqvist (2013). *Värdering av grunda havsbottnars ekosystemtjänster för fisket*, i Kriström, B., och M. Bonta Bergman (Red.), ”Samhällsekonomiska analyser av miljöprojekt – en vägledning”, Rapport 6628, Naturvårdsverket, Stockholm.

I många sammanhang likställs samhällsekonomiska analyser med samhälls-ekonomiska intäkts- och kostnadskalkyler, s.k. cost-benefit analys (CBA). Som framgår av denna rapport utgör sådana analyser bara en begränsad – om än mycket central – del av alla samhällsekonomiska analyser. Även på denna punkt finns ett antal vägledningar, dvs. metodinriktade rapporter kring hur CBA-analyser kan och bör genomföras.⁸⁴

Flera av de studier som granskats inför denna rapport utnyttjar dock dessa vägledningar endast i begränsad omfattning. Många studier når inte längre än att författarna listar ett antal fördelar och nackdelar med olika miljöåtgärder. De konsekvenser som belyses beskrivs främst i kvalitativa termer, och sällan utifrån en explicit beskrivning av beslutsalternativ. Ett exempel på detta är en rapport från Naturvårdsverket (2007) som undersöker konsekvenserna av ett förslag till revidering och utökning av delmålet för skydd av marin miljö under miljö-kvalitetsmålet Hav i balans.⁸⁵ Studien har en uttalad CBA-ansats, och med hjälp av kostnadsuppskattningar för redan befintliga samt planerade skyddade områden beräknas de samhällsekonomiska kostnaderna av att skydda ytterligare marina områden fram till år 2015. Den samhällsekonomiska nyttan av detta utökade områdesskydd beskrivs dock endast översiktligt, och ibland med svag koppling till ekonomisk teori. Ett exempel på det senare är när rapporten uttrycker att en nytta av att inrätta områdesskydd är att planeringsunderlaget kan bli tydligare och att detta bl.a. kan bidra till att minska framtida intressekonflikter mellan olika aktiviteter i samhället. I en annan rapport genomför konsultfirman WSP en samhällsekonomisk konsekvensanalys av införandet av ett förbud mot att släppa ut toalettavfall från fritidsbåtar.⁸⁶ Det främsta syftet med förbudet är att minska tillförseln av fosfor till ytvatten. Denna nytta beskrivs dock bara i generella termer utan koppling till ett tydligt referensscenario. Detta gör det också svårt att bedöma förslaget kostnader som i hög grad kommer att bestämmas av privatpersoners beteendeanpassning (t.ex. tidskostnader för tömning på land, åtgärder i båtarna).

Andra studier som introducerar begrepp som samhällsekonomisk nytta och kostnad men inte innehåller någon komplett samhällsekonomisk analys är t.ex. rapporter från Kemikalieinspektionen (gällande insatser för produktval som

⁸⁴ Dessa inkluderar bl.a. Naturvårdsverket (2008). *Samhällsekonomisk konsekvensanalys av miljöåtgärder – handbok med särskild tillämpning på vattenmiljö*, Handbok 2008:4, Stockholm. Denna rapport har ett specifikt fokus på vattenmiljöfrågor. Kriström, B., och M. Bonta Bergman (Red.), *Samhällsekonomiska analyser av miljöprojekt – en vägledning*, Rapport 6628, Naturvårdsverket, Stockholm, innehåller en fördjupad allmän vägledning, också kompletterad med exempel på CBA-analyser från miljöområdet. Flera av dessa är av direkt relevans för havs- och vattenmiljöarbetet.

⁸⁵ Naturvårdsverket (2007). *Konsekvensanalys av delmål 1 under miljö-kvalitetsmålet: Hav i balans samt levande kust och skärgård*, Rapport, Stockholm.

⁸⁶ WSP Analys & Strategi (2009). *Samhällsekonomisk konsekvensanalys av införande av ett förbud mot att släppa ut toalettavfall från fritidsbåtar*, Stockholm.

begränsar expone-ringen av kemikalier, samt åtgärder som minskar fosforhalterna i vattenmiljöer), IVL på uppdrag av Naturvårdsverket (en ändring av strandskyddsbestämmelserna i miljöbalken), Länsstyrelsen i Dalarna (miljöanpassade transporter), samt Länsstyrelsen Västmanlands län (åtgärdsprogram för att nå målet god status för norra Östersjöns vattendistrikt).⁸⁷

Det som gör en del studier ofullständiga har inte primärt att göra med att författarna undviker att introducera monetära värderingar av de effekter (t.ex. miljönyttor) som identifierats. Ett mer grundläggande problem är att analyserna ibland inte bygger på väl definierade beslutsalternativ. En tydlig definition av jämförelsealternativen utgör en mycket central del i alla CBA-analyser; ekonomi handlar om att välja och om vi inte vet vad vi väljer mellan blir tolkningen av intäkter och kostnader meningslös. En tydlighet kring dessa alternativ är också viktigt i t.ex. formuleringen av regeringsuppdrag samt som underlag för konsulter etc.

Det kan också noteras att de explicita eller implicita valalternativ som definieras också kan ifrågasättas och inte alltid (aldrig?) kan uppfattas som moraliskt neutrala. I en välkänd artikel i *Nature* undersöktes t.ex. det ekonomiska värdet av *hela jordens ekosystem*.⁸⁸ Även om detta värde är högt är det tveksamt hur pass meningsfull och användbar en sådan siffra är (oaktat alla osäkerheter som finns kring själva uppskattningen). Denna studie antar nämligen implicit att nollalternativet är dagens situation och jämförelsealternativet är att jorden blir obeboelig (eftersom ekosystemen då upphör att existera). Detta beskriver knappast ett relevant eller ett moraliskt acceptabelt ”projekt”; få av oss är intresserade av att välja det senare alternativet.⁸⁹ Även den berömda Sternrapporten om den globala klimatförändringens samhällsekonomi har kritiserats på liknande grunder.⁹⁰ Stern jämför i huvudsak två vägval för den globala klimatpolitiken, ett ambitiöst program för utsläppsreduktion jämfört med att inte göra något åt

⁸⁷ Kemikalieinspektionen (2008). *Produktval, substitution och tillsyn – rapport från ett regeringsuppdrag*, Rapport Nr. 1/08, Sundbyberg; Kemikalieinspektionen (2010). *Nationell reglering av fosfor i tvättmedel och maskindiskmedel för enskilt bruk. Förutsättningar och konsekvenser – rapport från ett regeringsuppdrag*, Rapport Nr. 4/10, Sundbyberg. IVL Svenska Miljöinstitutet (2014). *Ekonomisk konsekvensanalys av förslag om lättnad i strandskyddet vid små sjöar och vattendrag*, Stockholm; Länsstyrelsen i Dalarna (2010). *Åtgärder för miljöanpassade transporter i Dalarna*. Länsstyrelsen Västmanlands län (2014). *Förslag på åtgärdsprogram för Norra Östersjöns vattendistrikt 2015-2021*, Västerås.

⁸⁸ Costanza, R., m.fl. (1997). The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital, *Nature*, Vol. 387, s. 253-260.

⁸⁹ Att uppskatta värdet av jordens ekosystem kan dock vara meningsfullt om detta värde följs upp över en längre tidsperiod, t.ex. såsom olika sektors bidrag till bruttonationalprodukten beskrivs över tid.

⁹⁰ Se t.ex. Mendelsohn, R. (2008). Is the Stern Review an Economic Analysis? *Review of Environmental Economics and Policy*, Vol. 2, Nr. 1, s. 45-60.

klimatproblemet. Detta är kanske inte heller de mest relevanta beslutsalternativen för de politiska beslutsfattarna; fokus hade i stället kunnat vara på att jämföra de samhällsekonomiska konsekvenserna av olika klimatmål snarare än att utgå från att ett icke-agerande åtminstone implicit är ett legitimt val.

En annan begränsning i många analyser med ett uttalat samhällsekonomiskt angreppssätt är att de i mycket liten utsträckning försöker beskriva de aggregerade effekterna, utan snarare listar dessa kostnader etc. för enskilda branscher eller grupper i samhället.⁹¹ Med en sådan ansats belyser analyserna snarare *fördelnings-effekter* än totala samhällseffekter. Ibland läggs också ett starkt fokus på de administrativa merkostnader som t.ex. företag och myndigheter har för att leva upp till en ny lagstiftning etc. Det är bra att dessa kostnader kartläggs eftersom dessa är minst lika reella som andra åtgärds-kostnader. I många fall skulle dock analyserna stärkas av mer djupgående studier av den anpassning i aktörers beteenden som olika lagförslag, styrmedel etc. innebär.

Ett bra sätt att öka kvaliteten – och delvis också ambitionsnivån – är dels att allokera mer resurser till de CBA-analyser som beställs men lika viktigt är att sprida goda exempel på sådana analyser och att bidra till en ökad användning av de existerande vägledningar/manualer som finns. Alla studier kommer att ha begränsningar, t.ex. viktiga konsekvenser som är svåra att värdera i monetära termer. Studier som på *ett systematiskt sätt* kan beskriva (och delvis värdera) nyttor och kostnader av *väldefinierade valalternativ* kan utgöra ett bra beslutsunderlag.

Några av de studier som presenterar sådana mer utvecklade analyser av kostnader och nyttor av olika miljöåtgärder kopplade till havs- och vattenmiljöområdet är: (a) Fiskeriverkets analys av nyttor och kostnader för fiskutsättningar; (b) Naturvårdsverkets CBA-analys om utpekandet av det geografiska området kring den s.k. Bolmentunneln som riksintresse för vattenförsörjningen; (c) Naturvårdsverkets analys av nytta (utifrån schablonvärden) och kostnader kopplade till åtgärder för att reducera utsläppen av avgaser från sjöfarten; (d) Naturvårdsverkets CBA-analys av s.k. syrepumpning i Östersjön, bl.a. med utgångspunkt från en egen

⁹¹ Ett exempel på detta är IVL Svenska Miljöinstitutet (2014). *Ekonomisk konsekvensanalys av förslag om lättnad i strandskyddet vid små sjöar och vattendrag*, Stockholm. Denna rapport beskriver kvalitativt konsekvenserna av en ändrad strandskyddslagstiftning på ekosystemtjänster, privatpersoner, näringsidkare, organisationer, och kommuner. Detta gör det svårt att väga olika kostnader (och nyttor) mot varandra. Även Havs- och miljömyndighetens kostnadsbedömningar av åtgärdsprogrammet lider en del av detta. Se t.ex. Havs- och vattenmyndigheten (2015). *Underlagsrapport till God Havsmiljö 2020, åtgärdsprogram för havsmiljön: konsekvensanalys*, PM.

betalningsvilje-studie genomförd i Sverige och Finland; och (e) Skogsstyrelsens analys av skogsmarks- och ytvattenkalkning.⁹²

De vägledningar som finns på CBA-området erbjuder också en rad pedagogiska presentationer av väl genomförda kostnads- och nyttoberäkningar av olika åtgärder och projekt. Dessa inkluderar t.ex. en analys av om det är samhällsekonomiskt lönsamt att öka mängden vildlax i Vindelälven i Västerbotten om detta skall ske på bekostnad av en lägre elproduktion i Stornorrfors vattenkraftverk.⁹³ I en annan CBA-analys bedöms åtgärder för att förbättra vattenkvaliteten i Himmerfjärden, ett kustområde sydväst om Stockholm. Fokus ligger här på problem med algblomning, lågt siktdjup och eutrofieringseffekter.⁹⁴ Dessa båda analyser bygger på resultaten från fleråriga forskningsprojekt, och med en ambitionsnivå som kan vara svår att leva upp till i myndighetsarbetet. De illustrerar dock på ett bra sätt behovet av systematik och transparens i CBA-analyser, som i högre grad skulle kunna genomsyra även myndigheters egna studier.

De kategorier av studier som hittills refererats till är i huvudsak centrerade kring den nedre delen av Figur 1, dvs. fokus ligger på åtgärder och miljöeffekter samt kostnader och nyttor för medborgarna kopplade till dessa åtgärder. Överlag finns därför ofta en relativt svag koppling till de aktörer som tar beslut om åtgärder samt inte minst till de styrmedel som i sin tur påverkar aktörernas beslut om att vidta (eller inte vidta) åtgärder. I resterande delar av detta avsnitt rör vi oss därför uppåt i Figur 1 och fokuserar på de utmaningar som finns kring att (*ex ante*) utforma ändamålsenliga styrmedel (avsnitt 4.5), samt även att (*ex post*) utvärdera de styrmedel som redan har implementerats (avsnitt 4.6). I det första fallet är det bl.a. viktigt att förstå olika aktörers incitament på miljöområdet samt hur olika utformningar av styrmedel kan påverka deras beslut om åtgärder. I det andra fallet måste analysen (åtminstone implicit) inbegripa hela kedjan från utformning och implementering av styrmedel, beslut om åtgärder, implementering av åtgärder, samt effekterna av dessa åtgärder.

⁹² Fiskeriverket (2007). *Genetiska, ekologiska och samhällsekonomiska effekter av fiskutsättningar*, Göteborg; Naturvårdsverket (2009). *Samhällsekonomisk konsekvensanalys av utpekande av området med Bolmentunneln som riksintresse för vattenförsörjning*, Stockholm; Naturvårdsverket (2010). *Miljökostnader för sjöfartens avgasutsläpp*, Rapport 6374; Naturvårdsverket (2012). *Artificiell syresättning av Östersjöns djupbottnar genom syrepumpning – sammanfattning av två forskningsprojekt*, Rapport 6522, Stockholm; samt Skogsstyrelsen (2008). *Samhällsekonomisk konsekvensanalys av skogsmarks- och ytvattenkalkning*, Rapport 2, Jönköping.

⁹³ Håkansson, C. (2014). *CBA på att öka mängden vildlax i Vindelälven på bekostnad av minskad elproduktion*, i Kriström, B., och M. Bonta Bergman (Red.), *Samhällsekonomiska analyser av miljöprojekt – en vägledning*, Rapport 6628, Naturvårdsverket, Stockholm.

⁹⁴ Söderqvist, T., S. Baden, och L. Pihl (2013). *CBA av miljöprojekt: Steg-för-steg*, i Kriström, B., och M. Bonta Bergman (Red.), "Samhällsekonomiska analyser av miljöprojekt – en vägledning", Rapport 6628, Naturvårdsverket, Stockholm.

4.5 VILKA MOTIV FINNS FÖR ATT INFÖRA STYRMEDEL OCH VAD KAN VI *EX ANTE* SÄGA OM STYRMEDELNS EFFEKTER?

I detta avsnitt presenteras och diskuteras samhällsekonomiska analyser av styrmedel på havs- och vattenmiljöområdet utifrån ett *ex ante* perspektiv. Utifrån ett samhällsekonomiskt perspektiv är styrmedlens roll att på ett så träffsäkert sätt som möjligt adressera marknadsmisslyckanden så att även privata beslut kan leda till ett för samhället effektivt utfall.⁹⁵ Inom denna kategori kan vi vidare skilja på två olika angreppssätt, nämligen att:

- utifrån givna styrmedel analysera om/hur dessa kan adressera olika marknadsmisslyckanden på ett lämpligt sätt samt bidra till att nå miljömålen på ett kostnadseffektivt sätt. På havs- och vattenmiljöområdet är de flesta studier kvalitativa, men på andra områden (t.ex. klimat- och energi) finns också en rad modellbaserade studier.
- utifrån en given sektor och/eller område analysera förekomsten av marknadsmisslyckanden och behovet av styrmedel och styrmedelskombinationer. Dessa utgörs också främst av kvalitativa analyser.

De flesta studier med det förstnämnda angreppssättet utgörs av jämförelser av styrmedel för kväve och fosfor. I en rad rapporter från Naturvårdsverket presenteras bl.a. förslag på ett nytt avgiftssystem för kväve och fosfor, och möjliga konsekvenser av ett sådant system utifrån kostnadseffektivitet, fördelningseffekter, transaktionskostnader etc. Jämförelser görs även med andra styrmedel, främst utifrån kostnadseffektivitet.⁹⁶

Andra exempel är ett antal kvalitativa analyser från Kemikalieinspektionen. En rapport syftar exempelvis till att jämföra två olika förslag till styrmedel att genomföra det globala åtagandet att gradvis fasa ut användningen av produkter med kvicksilver (senare reglerat i den s.k. Minamata-konventionen

⁹⁵ Det är viktigt att skilja på marknadsmisslyckanden som en viktig källa till varför vi får miljöproblem (och t.ex. för höga utsläpp), och andra barriärer som gör det svårt att nå miljömålen men som inte i sig själva utgör marknadsmisslyckanden. Exempel på sådana barriärer kan t.ex. vara s.k. transaktionskostnader, dvs. kostnader kopplade till att identifiera (söka efter) relevanta åtgärder. Förekomsten av dessa kostnader kan försvåra genomförandet av miljöåtgärder men innebär inte per definition att det finns en skillnad mellan det privatekonomiska och samhällsekonomiska utfallet.

⁹⁶ Naturvårdsverket (2008). *Förslag till avgiftssystem för kväve och fosfor*, Rapport 5913, Stockholm; Naturvårdsverket (2010). *Vidareutveckling av förslag till avgiftssystem för kväve och fosfor*, Rapport 6345, Stockholm; samt Naturvårdsverket (2012). *Styrmedel för ökad rening från kommunala reningsverk: för genomförande av aktionsplanen för Östersjön och Kattegatt samt miljökvalitetsnormer för kväve och fosfor*, Rapport 6521, Stockholm.

från 2013).⁹⁷ Analysen utgår bl.a. från informationsmisslyckanden och kostnadseffektivitet som grund för styrmedelsval.⁹⁸

En viktig förutsättning för scenariobaserade styrmedelsanalyser är att det finns ett relevant referensscenario att förhålla sig till. Dessa scenarier bygger ofta på sekundära källor, t.ex. från Långtidsutredningen. I andra sammanhang kan en viktig del av analysen vara att ta fram egna referensscenarier inom ett visst område (eller för en viss sektor). Ett exempel är Kemikalieinspektionens genomgång av viktiga utvecklingstendenser i den kemiska industrin, såväl globalt som i Sverige.⁹⁹ Inom havs- och vattenmiljöområdet är det också viktigt att framhålla Havs- och vattenmyndighetens analys av utvecklingen av den maritima sektorn samt miljöbelastningen för perioden fram till 2020 respektive 2050.¹⁰⁰

De studier som utgår från ett specifikt problem- eller policyområde snarare än utifrån givna styrmedelsalternativ bygger också upp analysen kring kopplingen mellan marknadsmisslyckanden och styrmedelsval. Skillnaden är dock att dessa studier först ställer sig frågan vilka marknadsmisslyckanden som finns på området, och utifrån detta diskuteras sedan lämpliga val av styrmedel. En annan konsekvens är att många analyser av den senare kategorin oftare diskuterar behovet av styrmedelskombinationer (t.ex. vid förekomsten av flera marknadsmisslyckanden).

Naturvårdsverket har bl.a. genomfört en bred samhällsekonomisk analys av vilka potentiella marknadsmisslyckanden som föreligger på de olika miljömålsområdena, samt om det finns styrmedel som korrigerar dessa marknadsmisslyckanden.¹⁰¹ Ett annat exempel är Jordbruksverket som har presenterat en konceptuell samhällsekonomisk analys av hur styrmedel i jordbrukspolitiken bör (samt inte bör) användas samt utformas, t.ex. för att

⁹⁷ Kemikalieinspektionen (2011). *The Environmental Economics of a Global Ban on Mercury-added Products*, PM 3/11, Sundbyberg.

⁹⁸ I en rapport från Läkemedelsverket diskuteras bl.a. ändamålsenliga styrmedel för att minska miljöpåverkan av läkemedelsanvändningen, dock med mycket begränsad utgångspunkt i samhällsekonomisk analys. Se Läkemedelsverket (2012). *Ytterligare åtgärder som kan vidtas på nationell nivå för att minska kassationen av läkemedel och begränsa miljöpåverkan av läkemedelsanvändningen*, Uppsala.

⁹⁹ Kemikalieinspektionen (2010). *Kemisk industri ur ett ekonomiskt perspektiv – utvecklingstendenser i världen, EU och Sverige 2010*, Rapport Nr. 2/10, Sundbyberg.

¹⁰⁰ Havs- och Vattenmyndigheten (2012). *God havsmiljö 2020: Marin strategi för Nordsjön och Östersjön. Del 1: Inledande bedömning av miljötillstånd och socioekonomisk analys*, Rapport 2012:19, Göteborg.

¹⁰¹ Naturvårdsverket (2012). *Styrmedel för att nå miljö kvalitetsmålen – en kartläggning*, Rapport 6415, Stockholm.

stödja jordbrukssektorns tillhandahållande av kollektiva nyttigheter (dvs. för att hantera positiva externa effekter).¹⁰²

Många av dessa studier ger en bra översikt av olika potentiella motiv för att införa nya styrmedel inom havs- och vattenmiljöområdet. Det bör samtidigt noteras att de flesta endast utgör en del av ett beslutsunderlag, som i de flesta fall behöver kompletteras med mer djupgående studier innan beslut om styrmedel kan tas. Ett skäl till denna slutsats är att de flesta studier fokuserar på potentiella marknads-misslyckanden (t.ex. miljövärden), dvs. utan att bedöma deras ekonomiska betydelse (storlek). Eftersom som de samhällsekonomiska kostnaderna av att implementera nya styrmedel inte är negligerbara är det centralt att de marknadsmisslyckanden som ligger till grund för dessa styrmedel inte endast är marginella.

Det kan också noteras att en del styrmedelsanalyser har ett angreppssätt som utgår från ett (implicit) antagande att myndigheterna först bestämmer sig för vilka konkreta åtgärder som är kostnadseffektiva (t.ex. minskad tillförsel av kväve) och sedan bestämmer vilka styrmedel som lämpar sig bäst för att realisera just dessa åtgärder (t.ex. skatter, informationsinsatser etc.).¹⁰³ Ett viktigt problem med denna ansats är att den bortser från den informationsbrist som normalt möter politiska beslutsfattare (och för den del även forskare och analytiker); det är svårt att *ex ante* ens identifiera alla relevanta åtgärder samt än mindre peka ut de med lägst kostnad (bl.a. av skäl som diskuteras ovan i avsnitt 4.2).

Detta hindrar dock inte att styrmedel i vissa situationer kan hjälpa till att förbättra beslutsfattandet hos aktörer. Den kunskap om mänskligt beslutsfattande som börjat växa fram inom den s.k. beteendekonomiska litteraturen bör ges större utrymme i styrmedelsanalyser på miljöområdet. Den kan bl.a. erbjuda viktiga insikter ut, om hur informativa styrmedel kan utformas, hur olika standards kan bidra till mer samhällsekonomiskt effektiva beslut samt om hur olika valsituationer kan utformas (t.ex. i samband med inköp av varaktiga konsumtionsvanor).¹⁰⁴

4.6 VILKA EFFEKTER HAR REDAN INFÖRDA STYRMEDEL HAFT OCH HUR HAR STYRMEDELN UPPFYLLT VIKTIGA KRITERIER?

Antalet samhällsekonomiska analyser som undersöker olika styrmedels effekter *ex post* är överlag färre än de som har en *ex ante* ansats, och detta

¹⁰² Jordbruksverket (2010). *CAP efter 2013*, Rapport 2010:12, Stockholm.

¹⁰³ Ett exempel på detta är Länsstyrelsen Västmanlands län (2014). *Förslag på åtgärdsprogram för Norra Östersjöns vattendistrikt 2015-2021*, Västerås

¹⁰⁴ Se t.ex. Sunstein, C. R. (2014). *Why Nudge?* Yale University Press, New Haven.

gäller i hög grad studier med koppling till havs- och vattenmiljöfrågor. I denna kategori av analyser finns bl.a. en del rapporter som erbjuder enklare kartläggningar av vilka styrmedel som finns på olika policyområden. Ett exempel med viss relevans för havs- och vattenmiljö är Kemikalieinspektionens kartläggning av förekomsten av ekonomiska styrmedel på kemikalieområdet (främst i OECD-länderna).¹⁰⁵

De analyser som utvärderar existerande styrmedel gör i regel detta utifrån olika kriterier såsom måluppfyllelse (verkningsfullhet), kostnadseffektivitet, effekter på teknisk utveckling, konkurrenskraft, fördelning etc. Få studier undersöker emellertid explicit olika styrmedels verkningsfullhet för att nå miljömål. Ett relevant exempel på det senare är dock Naturvårdsverkets analys av vilka utsläppsreduktioner som åstadkommit (t.ex. i kraftvärmesektorn och industrin) av 2008 års höjning av kväveoxidavgiften. Analysen bygger på såväl ekonometriska metoder som intervjuer med ett antal näringsföreträdare.¹⁰⁶ I en studie undersöker Konjunkturinstitutet stödet till ekologisk produktion i det svenska jordbruket. En slutsats är att detta stöd endast tenderar att ha små effekter på miljömålen.¹⁰⁷

En del analyser genomför *ex post* utvärderingar av kostnadseffektiviteten för olika styrmedel (främst kopplat till bidrag och subventioner). Dessa kostnadseffektivitets-analyser skiljer sig från de som omnämndes i avsnitt 4.2 på så sätt att de relaterar utbetalade bidragsbelopp till det reella utfall stödet haft på t.ex. olika utsläpp. Jordbruksverket har t.ex. genomfört en sådan kostnadseffektivitetsanalys utifrån hur stora miljöeffekter som åstadkommit per krona utbetalt bidrag. Studien redovisar sedan kostnader per uppnådd effekt kopplade till målen för det svenska landsbygds-programmet.¹⁰⁸

Denna typ av kostnadseffektivitets- och effektanalyser har ofta viktiga svagheter. En svårighet är naturligtvis att generera ett meningsfullt och trovärdigt referensscenario, dvs. en bedömning av effekterna i frånvaro av det aktuella styrmedlet. Ibland är dessa scenarier inte presenterade på ett transparent sätt. En annan begränsning som också noterats ovan är att dessa främst kan användas för att göra en generell bedömning av kostnaderna; de ger inte svar på frågan om de styrmedel som används *minimerar* kostnaderna för att nå en viss utsläppsreduktion. Det kan ju t.ex. vara så att en annorlunda

¹⁰⁵ Kemikalieinspektionen (2011). *Internationell förekomst av ekonomiska styrmedel på kemikalieområdet*, PM 1/11, Sundbyberg.

¹⁰⁶ En granskning av analysen i denna Naturvårdsverksrapport återfinns i Söderholm, P. (2013). *Att utvärdera kväveoxidavgiften: En granskning av Naturvårdsverkets rapport 6528, Rapport på uppdrag av Naturvårdsverket*, Nationalekonomiska enheten, Luleå tekniska universitet.

¹⁰⁷ Konjunkturinstitutet (2014). *Miljö, ekonomi, och politik 2014*, Stockholm.

¹⁰⁸ Jordbruksverket (2012). *Tekniskt underlag Landsbygdsprogram 2014-2020*, Rapport 2012:15.

utformning (allokering) av jordbruksstödet skulle ha gett samma miljöeffekt men till en lägre totalkostnad för samhället.

Ett fåtal studier undersöker också styrmedels effekter på konkurrenskraften i utvalda sektorer.¹⁰⁹ Statskontoret analyserar exempelvis vilka effekter den slopade beskattningen på handelsgödsel fått för det svenska jordbrukets konkurrenskraft;¹¹⁰ även om denna analys baseras på en skattesänkning som redan har genomförts är dock analysen i praktiken av *ex ante* karaktär.

Detta visar att det överlag finns en brist på *ex post* studier av miljöpolitiska styrmedel; detta gäller generellt men i minst lika hög grad på havs- och vattenmiljöområdet. Det är en aning paradoxalt att medan samhällsekonomiska analyser bygger på en god förståelse av ekonomins decentraliserade aktörer och dessas beteende, lyser ofta dessa aktörer med sin frånvaro i många analyser på miljöområdet. I stället läggs mest fokus på konkreta miljöåtgärder och styrmedel.

¹⁰⁹ I en rapport från Naturvårdsverket redogörs för tidigare forskning på detta område, och rapporten avslutas med att presentera en översiktlig metodik för hur sådana analyser kan genomföras. Se Naturvårdsverket (2012). *Miljöpolitiska styrmedel och industrins konkurrenskraft*, Rapport 6506, Stockholm.

¹¹⁰ Statskontoret (2010). *Effekter på priset för handelsgödsel när skatten på kväve i handelsgödsel avskaffas – en delrapport*, Stockholm.

5. SAMMANFATTANDE SLUTSATSER

Figur 2 ger en översiktlig bild av den kategorisering av genomförda samhälls-ekonomiska analyser på havs- och vattenmiljöområdet som kommenterats i denna rapport. Denna kategorisering ska på intet sätt betraktas som definitiv och/eller uttömmande, men den ger en bild av vilka olika typer av samhälls-ekonomiska analyser som genomförts (eller initierats) av svenska myndigheter.¹¹¹ Vi har i denna rapport valt en förhållandevis vid definition av begreppet *samhälls-ekonomiska analyser*. I denna ingår – utöver CBA-analyser, miljövärderingsstudier etc. – även styrmedelsanalyser utifrån olika marknads- och beteendemisslyckanden, analyser av centrala aktörers incitamentsstruktur på miljöområdet, samt *ex ante* och *ex post* analyser av styrmedels effekter och kostnader. Figur 2 ger stöd åt denna vidare definition, och visar att det finns en stor bredd i de frågeställningar som analyserats.

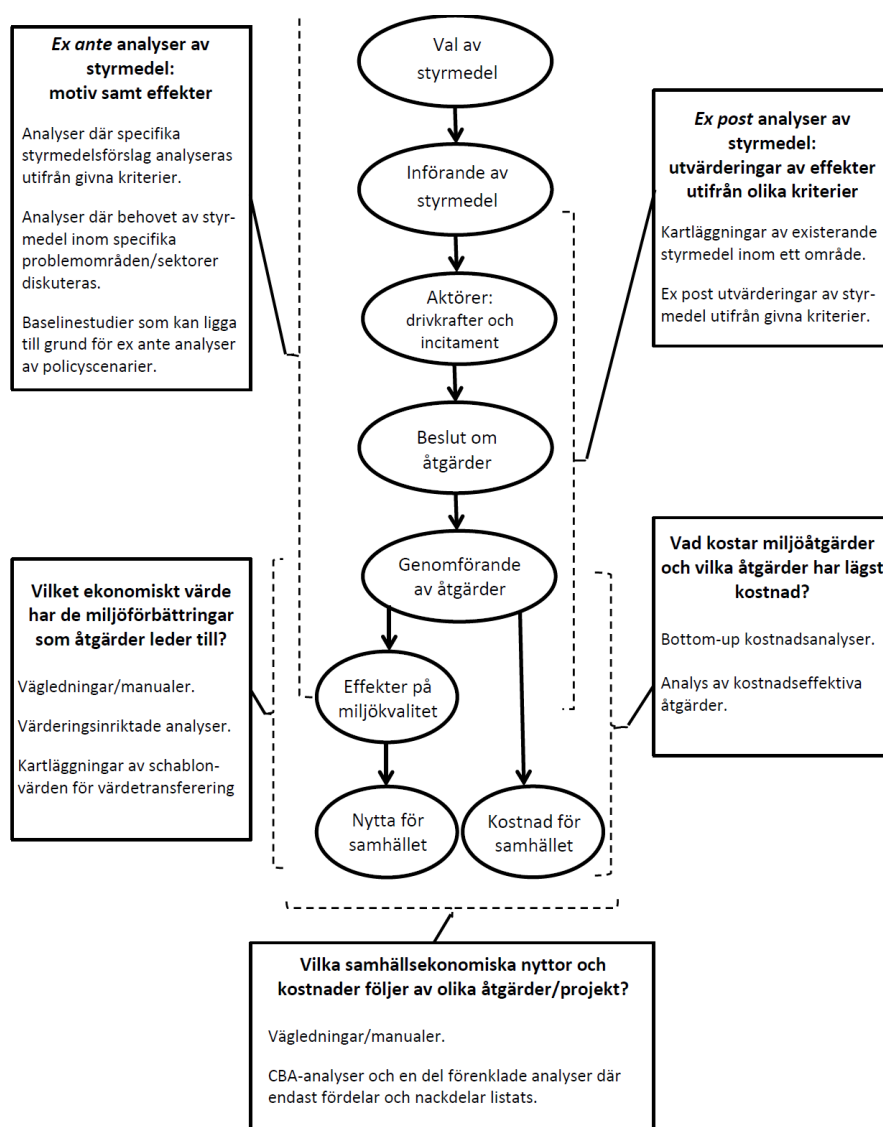
I rapporten har vi också försökt att identifiera viktiga utmaningar kopplat till havs- och vattenmiljöpolitiken, samt peka ut områden där fler (eller mer utvecklade) samhälls-ekonomiska analyser behövs. En viktig observation är att samhälls-ekonomiska analyser på havs- och vattenmiljöområdet har haft ett starkt fokus på fysiska åtgärder för förbättrad miljö kvalitet, och t.ex. vilka miljövärden som går förlorade om dessa inte genomförs.¹¹² Begränsad uppmärksamhet verkar ha ägnats åt undersökningar av centrala styrmedel inom hav och miljö, och inte minst åt utvärderingar av existerande styrmedel. Dessa är viktiga områden för framtida analyser eftersom t.ex. miljö kvaliteten för landets vattenförekomster i hög grad påverkas av redan införda styrmedel (t.ex. miljöskatter, tillstånd enligt miljöbalken, information etc.).

Relaterat till detta är att det finns en tydlig uppdelning mellan studier: (a) som utgår från fysiska miljöåtgärder, och sedan analyserar kostnader och miljönytta (eller både och) kopplat till dessa åtgärder; samt (b) de som diskuterar styrmedelsval och effekter av styrmedel utifrån diskussioner om marknadsmisslyckanden och barriärer. Såsom påpekas ovan är den sistnämnda kategorin ganska fattig på studier, men i inget av fallen ägnas någon explicit uppmärksamhet åt aktörernas beteende-anpassning, som ofta

¹¹¹ En del studier är också svåra att kategorisera eftersom de innehåller flera typer av analyser. Ett exempel är studier som utvärderar införandet av existerande styrmedel (eller förändringar i dessa styrmedel), men som gör detta med en utpräglad *ex ante* ansats, t.ex. utan att använda observerbara data rörande utsläpp, kostnader etc. Ett exempel är Statskontorets analys av den slojade beskattningen på handelsgodsel. Se Statskontoret (2010). *Effekter på priset för handelsgodsel när skatten på kväve i handelsgodsel avskaffas – en delrapport*, Stockholm.

¹¹² Ett relevant exempel när det gäller värderingar av vilka värden som går förlorade med fortsatt påverkan är Havs- och Vattenmyndigheten (2012). *God havsmiljö 2020: Marin strategi för Nordsjön och Östersjön. Del 1: Inledande bedömning av miljö tillstånd och socioekonomisk analys*, Rapport 2012:19, Göteborg.

beskrivs i mycket översiktliga termer. När det gäller de först-nämnda analyserna ägnar de exempelvis mycket liten – om ens någon – uppmärksamhet åt de drivkrafter och incitament som viktiga aktörer har för att genomföra de miljöåtgärder som identifierats. En negativ konsekvens av denna brist är att kunskapen om de beteendemässiga förutsättningarna för införandet av olika styrmedel riskerar att förbises.



Figur 2: En kategorisering av samhällsekonomiska analyser inom havs- och vattenmiljöområdet

Detta är ett generellt problem i myndigheters samhällsekonomiska analyser, men är minst lika relevant på havs- och vattenmiljöområdet. Inom t.ex. åtgärdsprogrammen kan en rad olika aktörer beröras, allt från stora industrier till små jordbrukare och enskilda hushåll (ibland också i andra länder). Deras drivkrafter för att åtgärda t.ex. utsläpp i vatten ser normalt sett mycket olika ut, och bestäms av såväl existerande styrmedel (t.ex. gällande tillstånd) samt av utvecklingen på de områden i vilka aktörerna verkar (t.ex. industrikonjunktur, annan lagstiftning). På havs- och vattenmiljöområdet spelar också olika offentliga myndigheter, såsom Havs- och vattenmyndigheten, Jordbruksverket, länsstyrelserna, och kommuner en stor roll för genomförandet av t.ex. åtgärdsprogrammen. Studier av hur tjänstemän väljer att agera under olika förutsättningar – t.ex. kommunernas implementering av ”åtgärder” – är också relevant. Kommunerna har en begränsad budget och behöver prioritera mellan olika politikområden och miljöåtgärder.

Detta illustrerar också behovet av insatser för att göra ändamålsenliga referens-scenarier; endast ett fåtal av de studier som kartlagts har en sådan ansats.¹¹³ Dessa kan vara viktiga för att förstå de drivkrafter som finns inom t.ex. enskilda branscher, bland specifika aktörer etc., och vilka av dessa drivkrafter som kan påverkas med nationell politik. På havsmiljöområdet är det t.ex. mycket tydligt att Östersjöns miljöstatus inte enbart påverkas av svenska aktiviteter. Scenarierna utgör i sin tur en viktig grund för att i ett andra steg identifiera viktiga barriärer och marknadsmisslyckanden som försvårar måluppfyllelsen. Denna typ av analyser behöver också uppmärksamma att det inte enbart är marknadsmisslyckanden som ska identifieras och utvärderas utan även ”regleringsmisslyckanden”, såsom lagar och styrmedel på andra områden som försvårar genomförandet av samhällsekonomiskt lönsamma miljöåtgärder.¹¹⁴ Sådana analyser är också viktiga inför beslut om fysiska åtgärder, t.ex. vid fastställandet av vilka åtgärder som ska ingå i ett åtgärdsprogram eller vilka åtgärder som ska finansieras med statliga medel.¹¹⁵

En viktig orsak till bristen på *ex post* utvärderingar av styrmedel är att dataunder-laget för att göra detta bristfälligt och/eller att det krävs mycket resurser för att samla in data endast för en enskild utvärdering.

¹¹³ Se exempelvis Havs- och Vattenmyndigheten (2012). *God havsmiljö 2020: Marin strategi för Nordsjön och Östersjön. Del 1: Inledande bedömning av miljötilstånd och socioekonomisk analys*, Rapport 2012:19, Göteborg.

¹¹⁴ Exempelvis har Riksrevisionen i en rapport om *Statens insatser för ett hållbart fiske* (RIR 2008:23), uttryckt att det inom fiskeripolitiken finns ett antal styrmedel som motverkar varandra.

¹¹⁵ Genomförandet av fysiska åtgärder kan t.ex. försvåras av krav på tillstånd från domstol eller från markägare, gällande vattendomar, regler om ersättning o.s.v. Se exempel kopplade till fysiska åtgärder som beviljats LOVA- eller Havsmiljöanslagsmedel i Havs- och vattenmyndigheten (2013), *Utvärdering av projektverksamheten av havs- och vattenmiljöanslaget 2007-2011*, Havs- och vattenmyndighetens rapport 2013:17, Göteborg.

Miljömålsarbetet behöver därför i högre grad prioritera insatser rörande identifiering och insamling av data som kan användas för sådana utvärderingar. En stor del av de data som finns tillgängliga har samlats in för andra syften, t.ex. för att kunna administrera styrmedlet såsom att göra utbetalningar av investeringsstöd, återföring av kväveoxidavgiften etc. Även på miljövärderingsidan finns ett behov av mer data – dvs. fler primärstudier – som kan användas för meningsfulla värdeöverföringar.

Även dessa punkter är av mycket hög relevans för havs- och vattenmiljöarbetet men de innebär också viktiga utmaningar. Kopplingarna mellan olika aktörers beteenden och effekten på t.ex. ekologisk och kemisk status i enskilda vattenförekomster är mycket komplex, och den är också starkt kontextberoende (t.ex. beroende av geografisk plats). I praktiken är det svårt att samla in detaljerade data och göra uttömmande utvärderingar för alla vattenförekomster. Behovet av generalisering/-förenkling är därför stort, men detta kräver också fler primärstudier av t.ex. åtgärdsprogrammets effekter, kostnader och samhällsekonomiska värden.¹¹⁶

Denna rapport har inte syftat till att kritiskt granska de samhällsekonomiska analyser som genomförts på havs- och vattenmiljöområdet, men det är trots allt viktigt att påpeka att det finns en förbättringspotential gällande genomförandet av många av dessa. Många analyser, t.ex. flera av de CBA-analyser som omnämns i avsnitt 4.4, förlitar sig inte på de vägledningar och handböcker som finns. I dessa vägledningar betonas t.ex. betydelsen av transparenta referensscenarier och alternativ, något som ofta brister i en del analyser. Dessa innehåller också en rad intressanta fallstudier med direkt relevans för havs- och vattenmiljöområdet. Goda kvalitativa konsekvensbedömningar är t.ex. bättre än kvantitativa analyser som inte har någon tydlig koppling till ett referensscenario. Samhällsekonomiska analyser bygger dessutom på ett antal principiella utgångspunkter, som bl.a. har direkta konsekvenser för hur samhällsekonomiska intäkter och kostnader ska definieras. I en del studier frångås dessa principer, t.ex. då författarna ”från höften” listar olika ”fördelar” och ”nackdelar” med olika åtgärder.

Såsom påpekats ovan finns det ett behov av ytterligare styrmedelsanalyser på havs- och vattenmiljöområdet. Ett flertal bra studier om kväveoxidavgiftens effekter¹¹⁷ och alternativa styrmedel för att reducera kväveläckage har

¹¹⁶ Hasselström, L., K. Johansson, G. Kinell, A. Soutukorva, och T. Söderqvist (2014). *Värdet av vattenkvalitetsförbättringar i Sverige – en studie baserad på värdeöverföring*, Rapport 2014:1, ENVECO.

¹¹⁷ En av de allra senaste är Naturvårdsverket (2014). *Ändring av kväveoxidavgiften för ökad styreffekt. Redovisning av ett regeringsuppdrag*. Rapport 6647, Stockholm. Denna rapport innehåller redovisningen av ett regeringsuppdrag om ändring av kväveoxidavgiften för ökad styreffekt.

genomförts, men flera andra miljöproblem och styrmedel förtjänar fördjupade analyser, t.ex. kopplat till användningen av kemikalier.¹¹⁸ Hit hör också utsläpp från sjöfart (t.ex. svaveldirektivet) och fritidsbåtar. Effekterna av existerande styrmedel (t.ex. miljöbalkens tillstånds- och tillsynsinstrument och fiskelagstiftningens instrument för att minska överkapacitet och olika bevarandeåtgärder etc.) behöver också undersökas.¹¹⁹

Medan det finns ett antal (bra) vägledningar för genomförandet av CBA-analyser finns dock få som i mer detalj beskriver hur myndigheterna rent praktiskt kan arbeta med styrmedelsutvärderingar (såväl *ex ante* som *ex post*). Några vägledningar som skulle kunna förbättra det framtida havs- och vattenmiljöarbetet är t.ex. sådana som försöker besvara följande frågor: (a) hur genomföra *ex ante* och *ex post* analyser av styrmedels effekter?; (b) hur mäta och följa upp kostnaderna för miljöpolitiken?; samt (d) vilka marknads- och beteendemisslyckanden är potentiellt viktiga på olika havs- och vattenmiljöområdet?

Framtida styrmedelsanalyser behöver också undersöka hur olika enskilda styrmedel (ibland kopplade till olika miljömål) interagerar med varandra, dvs. förstärker eller kanske t.o.m. motverkar varandra. De miljö kvalitetsmål som knyter an till havs- och vattenmiljö rör flera politikområden (t.ex. avfallspolitik, jordbrukspolitik, kemikaliepolitik, näringspolitik etc.), och för att kunna göra ändamålsenliga prioriteringar behövs en ökad förståelse för hur dessa sammantaget påverkar förutsättningarna för att nå målen.

¹¹⁸ Söderholm, P. (2009). *Economic Instruments in Chemicals Policy: Past Experiences and Prospects for Future Use*, TemaNord 2009:565, Nordiska Ministerrådet, Köpenhamn.

¹¹⁹ För en diskussion av samhällsekonomiska analyser kopplade till det svenska systemet med överförbara fiskekvoter, se Stage, J., A. Christiernsson, och P. Söderholm (2015). *Samhällsekonomisk utvärdering av havsmiljöarbete: Exemplet överlåtbara fiskerättigheter*, Havsmiljöinstitutet. När det gäller statens insatser för ett hållbart fiske har Riksrevisionen påtalat ett antal brister vad gäller utvärdering av olika styrmedels effekter, men också de bristande möjligheterna att utvärdera olika styrmedels kostnadseffektivitet. Se Riksrevisionen (2008). *Statens insatser för ett hållbart fiske*, RIR 2008:23.

REFERENSER

Ahtiainen, H., J. Artell, M. Czajkowski, B. Hasler, L. Hasselström, A. Huhtala, J. Meyerhoff, J. C. R. Smart, T. Söderqvist, M. Alemu, D. Angeli, Dahlbo, K., Fleming-Lehtinen, K. Hyytiäinen, A. Karlöševa, Y. Khaleeva, M. Maar, L. Martinsen, T. Nömmann, K. Pakalnite, I. Oskolokaite, O. Ragistrina, och D. Semeniene (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*, vol. 3, s 278-305.

Brännlund, R. och B. Kriström (2012), *Miljöekonomi*, Studentlitteratur, Lund.

Costanza, R., m.fl. (1997). The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital, *Nature*, Vol. 387, s. 253-260.

Fiskeriverket (2007), *Genetiska, ekologiska och samhällsekonomiska effekter av fiskutsättningar*, Göteborg.

Geijer, E. (2014), *Eutrophication Reduction from a Holistic Perspective*, CERE Working Paper 2004:11, Centrum för miljö- och resursekonomi, Umeå universitet, Umeå.

Gipperth, L. (2001), Ramdirektivet för vatten – ett framsteg för skyddet av unionens vattenresurser? I *Fågelperspektiv på rättsordningen. Vänbok till Staffan Westerlund* (red. Basse, E.M., Ebbesson, J. och G. Michanek). Iustus Förlag AB, Uppsala.

Gipperth, L. och M. Ekelund-Entsson (2010), *Mot samma mål? Implementeringen av EU:s ramdirektiv för vatten i Skandinavien*. Juridiska institutionens skriftserie, Handelshögskolan vid Göteborgs universitet, Göteborg.

Gren, I-M (2008), *Costs and Benefits from Nutrient Reductions to the Baltic Sea*, Rapport Nr. 5788, Naturvårdsverket, Stockholm.

Hasselström, L., K. Johansson, G. Kinell, A. Soutukorva, och T. Söderqvist (2014), *Värdet av vattenkvalitetsförbättringar i Sverige – en studie baserad på värdeöverföring*, Rapport 2014:1, ENVECO, Stockholm.

Havs- och vattenmyndigheten (2012), *God Havsmiljö 2020 Marin strategi för Nordsjön och Östersjön. Del 1: Inledande bedömning av miljötillstånd och socioekonomisk analys*. Rapport 2012:19, Göteborg.

Havs- och vattenmyndigheten (2013), *Utvärdering av projektverksamheten av havs- och vattenmiljöanslaget 2007-2011*, Havs- och vattenmyndighetens rapport 2013:17, Göteborg.

Havs- och vattenmyndigheten (2015). *Underlagsrapport till God Havsmiljö 2020, åtgärdsprogram för havsmiljön: konsekvensanalys*, PM.

Havs- och vattenmyndigheten (2015). *Samhällsekonomiska konsekvenser av att nå god havsmiljö. Kommerciellt fiske samt marin turism och rekreation*, Rapport 2015:5, Göteborg.

Havs- och vattenmyndigheten (2015). *God Havsmiljö 2020 Marin strategi för Nordsjön och Östersjön. Del 4: Åtgärdsprogram för havsmiljön*. Remissversion, Göteborg.

Havsmiljöinstitutet (2012), *Social analys- en havsrelaterad samhällsanalys. Underlagsrapport för Sveriges inledande bedömning i havsmiljöförordningen i Havsmiljöförordningen*, Havsmiljöinstitutets rapport Nr 2012:1, Göteborg.

Hultkrantz, L. och J-E. Nilsson (2004), *Samhällsekonomisk analys*, SNS förlag, Stockholm.

Håkansson, C. (2014), CBA på att öka mängden vildlax i Vindelälven på bekostnad av minskad elproduktion, i Kriström, B., och M. Bonta Bergman (Red.), *Samhällsekonomiska analyser av miljöprojekt – en vägledning*, Rapport 6628, Naturvårdsverket, Stockholm.

Håkansson, C. (2014), Värdeöverföring, i B. Kriström och M. Bonta Bergman (Red.), *Samhällsekonomiska analyser av miljöprojekt – en vägledning*, Rapport 6628, Naturvårdsverket, Stockholm.

IVL Svenska Miljöinstitutet (2014), *Ekonomisk konsekvensanalys av förslag om lättnad i strandskyddet vid små sjöar och vattendrag*, Stockholm.

Jordbruksverket (2010), *CAP efter 2013*, Rapport 2010:12, Stockholm.

Jordbruksverket (2012), *Tekniskt underlag Landsbygdsprogram 2014–2020*, Rapport 2012:15, Stockholm.

Kemikalieinspektionen (2008), *Produktval, substitution och tillsyn – rapport från ett regeringsuppdrag*, Rapport Nr. 1/08, Sundbyberg.

Kemikalieinspektionen (2010), *Kemisk industri ur ett ekonomiskt perspektiv – utvecklingstendenser i världen, EU och Sverige 2010*, Rapport Nr. 2/10, Sundbyberg.

Kemikalieinspektionen (2010), *Nationell reglering av fosfor i tvättmedel och maskindiskmedel för enskilt bruk. Förutsättningar och konsekvenser – rapport från ett regeringsuppdrag*, Rapport Nr. 4/10, Sundbyberg.

Kemikalieinspektionen (2011), *Internationell förekomst av ekonomiska styrmedel på kemikalieområdet*, PM 1/11, Sundbyberg.

Kemikalieinspektionen (2011), *The Environmental Economics of a Global Ban on Mercury-added Products*, PM 3/11, Sundbyberg.

Kommissionen (2010), *Economic and social analysis for the initial assessment for the Marine Strategy Framework Directive: A guidance document*, Bryssel.

Kommissionen (2011), *Common Understanding of (Initial) Assessment, Determination of Good Environmental Status (GES) and Establishment of Environmental Targets* (Art. 8, 9 & 10 MSFD), Bryssel.

Konjunkturinstitutet (2014), *Miljö, ekonomi, och politik 2014*, Stockholm.

Kriström, B. och M. Bonta Bergman (Red.) (2014), *Samhällsekonomiska analyser av miljöprojekt – en vägledning*, Rapport 6628, Naturvårdsverket, Stockholm.

Läkemedelsverket (2012), *Ytterligare åtgärder som kan vidtas på nationell nivå för att minska kassationen av läkemedel och begränsa miljöpåverkan av läkemedelsanvändningen*, Uppsala.

Länsstyrelsen i Dalarna (2010), *Åtgärder för miljöanpassade transporter i Dalarna*.

Länsstyrelsen Västmanlands län (2014), *Förslag på åtgärdsprogram för Norra Östersjöns vattendistrikt 2015–2021*, Västerås.

Mendelsohn, R. (2008), *Is the Stern Review an Economic Analysis? Review of Environmental Economics and Policy*, Vol. 2, Nr. 1, s. 45-60.

Naturvårdsverket (2007), *Konsekvensanalys av delmål 1 under miljö kvalitetsmålet: Hav i balans samt levande kust och skärgård*, Rapport, Stockholm.

Naturvårdsverket (2007), *Konsekvensanalys delmål 1 och 2 Ingen Övergödning*, Rapport, Stockholm.

Naturvårdsverket (2008), *Förslag till avgiftssystem för kväve och fosfor*, Rapport 5913, Stockholm.

Naturvårdsverket (2008), *Ingen övergödning – underlag inför en fördjupad utvärdering av miljömålsarbetet*, Rapport 5840, Stockholm.

Naturvårdsverket (2008), *Samhällsekonomisk konsekvensanalys av miljöåtgärder – Handbok med särskild tillämpning på vattenmiljö*, Handbok 2008:4, Stockholm.

Naturvårdsverket (2009), *Monetära schablonvärden för miljöförändringar*, Rapport 6322, Stockholm.

Naturvårdsverket (2009), *Samhällsekonomisk konsekvensanalys av utpekande av området med Bolmentunneln som riksintresse för vattenförsörjning*, Stockholm.

Naturvårdsverket (2009), *Sveriges åtagande i Baltic Sea Action Plan – Förslag till nationell åtgärdsplan*, Rapport 5985, Stockholm.

Naturvårdsverket (2009), *Sveriges åtagande i Baltic Sea Action Plan – Konsekvens-analys*, Rapport 5984, Stockholm.

Naturvårdsverket (2009), *Vad kan haven ge oss? Östersjöns och Västerhavets ekosystemtjänster*, Rapport 5937, Stockholm.

Naturvårdsverket (2010), *Miljökostnader för sjöfartens avgasutsläpp*, Rapport 6374, Stockholm.

Naturvårdsverket (2010), *Vidareutveckling av förslag till avgiftssystem för kväve och fosfor*, Rapport 6345, Stockholm.

Naturvårdsverket (2011), *Ekonomisk värdering med scenariometoder*, Rapport 6469, Stockholm.

Naturvårdsverket (2011), *Plattform för samhällsekonomisk analys i miljömåls-systemet – en förstudie*, Stockholm.

Naturvårdsverket (2012), *Artificiell syresättning av Östersjöns djupbottnar genom syrepumpning – sammanfattning av två forskningsprojekt*, Rapport 6522, Stockholm.

Naturvårdsverket (2012), *Miljöpolitiska styrmedel och industrins konkurrenskraft*, Rapport 6506, Stockholm.

Naturvårdsverket (2012), *Styrmedel för att nå miljö kvalitetsmålen – en kartläggning*, Rapport 6415, Stockholm.

Naturvårdsverket (2012), *Styrmedel för ökad rening från kommunala reningsverk: för genomförande av aktionsplanen för Östersjön och Kattegatt samt miljö kvalitets-normer för kväve och fosfor*, Rapport 6521, Stockholm.

Naturvårdsverket (2014), *Miljömålen. Årlig uppföljning av Sveriges miljö kvalitets-mål och etappmål 2014*, Rapport 6608, Stockholm.

Naturvårdsverket (2014), *Ändring av kväveoxidavgiften för ökad styreffekt. Redovisning av ett regeringsuppdrag*, Rapport 6647, Stockholm.

Norström, A. och E. Kärrman (2009), *Samhällsekonomisk analys av fosforutvinning ur avloppsslam och aska från monoförbränning av avloppsslam*, Rapport på uppdrag av Naturvårdsverket, CIT Urban Water Management AB, Göteborg.

Pihl, L. och T. Söderqvist (2013), *Värdering av grunda havsbottnars ekosystem-tjänster för fisket*, i Kriström, B., och M. Bonta Bergman (Red.), *Samhällsekonomiska analyser av miljöprojekt – en vägledning*, Rapport 6628, Naturvårdsverket, Stockholm.

Prop. 2009/10:155, *Svenska miljö mål – för ett effektivare arbete*, Stockholm.

Riksdagens rapport *Biologisk mångfald i rinnande vatten och vattenkraft – En uppföljning*, 2011/12:RFR1, Riksdagstryckeriet, Stockholm.

Riksrevisionen (2008), *Statens insatser för ett hållbart fiske* (RIR 2008:23), Riksdagstryckeriet, Stockholm.

Skogsstyrelsen (2008), *Samhällsekonomisk konsekvensanalys av skogsmarks- och ytvatten-kalkning*, Rapport 2, Jönköping.

Skr. 2013/14:145. *Svenska miljö mål visar vägen!*

Stage, J., Christiernsson, A. och P. Söderholm (2015), *Samhällsekonomisk utvärdering av havsmiljöarbete: Exemplet överlåtbara fiskerättigheter*, Rapport nr 5, Havsmiljöinstitutet, Göteborg

Statistiska Centralbyråns (SCB) statistiska meddelande, *Öar i Sverige*, MI 50 SM 0101.

Statskontoret (2010), *Effekter på priset för handelsgödsel när skatten på kväve i handelsgödsel avskaffas – en delrapport*, Stockholm.

Statskontoret (2014), *Styrning och arbetet inom miljömålssystemet – slutrapport (2014:10)*, Stockholm.

Sunstein, C. R. (2014), *Why Nudge? The Politics of Libertarian Paternalism*, Yale University Press, New Haven.

Söderholm, P. (2009), *Economic Instruments in Chemicals Policy: Past Experiences and Prospects for Future Use*, TemaNord 2009:565, Nordiska Ministerrådet, Köpenhamn.

Söderholm, P. (2013), *Att utvärdera kväveoxidavgiften: En granskning av Naturvårdsverkets rapport 6528*, Rapport på uppdrag av Naturvårdsverket, Nationalekonomiska enheten, Luleå tekniska universitet.

Söderholm, P. (2014). *En kartläggning och kategorisering av samhällsekonomiska analyser inom miljöområdet*, Rapport på uppdrag av Naturvårdsverket, Luleå tekniska universitet.

Söderqvist, T., Baden, S. och L. Pihl (2013), CBA av miljöprojekt: Steg-för-steg, i Kriström, B., och M. Bonta Bergman (Red.), *Samhällsekonomiska analyser av miljöprojekt – en vägledning*, Rapport 6628, Naturvårdsverket, Stockholm.

Thaler, R. H. och C. R. Sunstein (2008), *Nudge: Improving Decisions about Health, Wealth, and Happiness*, Yale University Press, New Haven.

WSP Analys & Strategi (2009), *Samhällsekonomisk konsekvensanalys av införande av ett förbud mot att släppa ut toalettavfall från fritidsbåtar*, Stockholm.



Havsmiljöinstitutet

Umeå universitet · Stockholms universitet
Göteborgs universitet · Linnéuniversitetet