

En kartläggning och kategorisering av samhällsekonomiska analyser inom miljömålsområdet*

Rapport på uppdrag av Naturvårdsverket

April 2014

PATRIK SÖDERHOLM
Enheten för nationalekonomi
Luleå tekniska universitet
971 87 Luleå

* Denna granskning har möjliggjorts med hjälp av finansiellt stöd från Naturvårdsverket. Arbetet har dragit nytta av konstruktiva kommentarer från Ficre Zehaie och Tomas Chicote, båda vid Naturvårdsverkets Enhet för samhällsekonomiska analyser. Eventuella felaktigheter och missuppfattningar skall dock endast tillskrivas författaren.

Innehåll

Innehåll.....	2
1. Introduktion.....	3
1.1 Bakgrund och syfte.....	3
1.2 Avgränsningar.....	3
1.3 Angreppssätt och disposition.....	3
2. Samhällsekonomisk analys inom miljömålsområdet: några enkla, principiella utgångspunkter	4
3. Kategorisering av samhällsekonomiska analyser på miljöområdet	9
3.1 Kostnader och intäkter av olika miljöåtgärder	9
3.1.1 Vad kostar olika miljöåtgärder och vilka åtgärder har den lägsta kostnaden?	9
3.1.2 Vad är det ekonomiska värdet av de miljöförbättringar som olika åtgärder för med sig?..	11
3.1.3 Vilka är de samhällsekonomiska intäkterna samt kostnaderna av olika åtgärder?	12
3.2 Analyser av behovet – samt effekterna – av olika miljöpolitiska styrmedel.....	14
3.2.1 Vilka motiv finns för att införa styrmedel och vad kan vi <i>ex ante</i> säga om styrmedlens effekter?	15
3.2.2 Vilka effekter har redan införda styrmedel haft och hur har styrmedlen uppfyllt viktiga kriterier?	18
4. Syntes och diskussion.....	21
4.1 Översikt och reflektioner kring de kartlagda analyserna	21
4.2 Ytterligare lärdomar för framtida samhällsekonomiska analyser.....	23
Referenser	26

1. Introduktion

1.1 Bakgrund och syfte

På Naturvårdsverket pågår ett arbete med att förbättra arbetet med samhällsekonomiska analyser i miljömålsarbetet. Inom den s.k. plattformen för samhällsekonomiska analyser samarbetar verket med andra myndigheter i miljömålsystemet, och syftet är bl.a. att utveckla, utvärdera och följa upp miljömålen. En viktig del i arbetet är också att få en ökad förståelse för vad som redan görs, och utifrån en sådan granskning identifiera förbättringar av framtida beställningar samt planeringen av samhällsekonomiska analyser. Denna rapport utgör ett led i arbetet med att kartlägga och kategorisera redan genomförda samhällsekonomiska analyser på miljömålsområdet. Utgångspunkten för rapporten är den sammanställning av sådana analyser som redovisats i Pädam m.fl. (2013). Författarna har här kartlagt totalt 82 analyser, som genomförts av svenska myndigheter (eller på uppdrag av dessa myndigheter). Syftet med den föreliggande rapporten är att: (a) bidra med en fördjupad kategorisering av dessa analyser med fokus på syfte och angreppssätt; samt (b) diskutera några lärdomar för hur framtida samhällsekonomiska analyser kan utformas och genomföras.

1.2 Avgränsningar

Den kategorisering som presenteras i denna rapport bygger nästan uteslutande på de samhällsekonomiska analyser som sammanställts av Pädam et al. (2013). Dessa utgörs enbart av rapporter som publicerats av svenska myndigheter, vilket t.ex. innebär att rena forskningsrapporter (t.ex. artiklar i vetenskapliga tidskrifter) inte ingått i kartläggningen.

Inget eget urval av rapporter har gjorts, utan läsaren hänvisas till Pädam m.fl. (2013) för en beskrivning av urvalsprocessen. Ett viktigt undantag är dock att Pädam m.fl. (2013) endast kort presenterar Trafikverkets samt Konjunkturinstitutets analysverksamhet på miljöområdet men gör ingen sammanställning av de analyser som produceras där. Eftersom Konjunkturinstitutets samhällsekonomiska analysverksamhet är omfattande samt att deras analyser ibland skiljer sig från de andra analyserna i sammanställningen (inte minst metodmässigt), hänvisar vi ibland till ett urval av dessa för att belysa viktiga skillnader. Hänvisningarna till dessa studier ska därför inte betraktas som uttömmande utan är i första hand valda utifrån ett komparativt syfte. Syftet med denna rapport har inte varit att kritiskt granska genomförandet av myndigheters samhällsekonomiska analyser. Emellanåt kommenterar vi dock viktiga generella svagheter och styrkor i olika typer av analyser, främst med syftet att detta kan hjälpa till att identifiera lärdomar för hur framtida uppdrag och studier ska utformas och genomföras.

1.3 Angreppssätt och disposition

Rapporten inleds med ett avsnitt där vi försöker att ge läsaren en populärt hållen introduktion till de olika frågeställningar som kan aktualiseras i samhällsekonomiska analyser, samt några viktiga teoretiska utgångspunkter för sådana analyser (se avsnitt 2). I avsnitt 3 presenteras en kategorisering av de samhällsekonomiska analyser som sammanställts i Pädam m.fl. (2013), och studier inom respektive kategori (och underkategori) presenteras. Rapporten avslutas med ett avsnitt som först presenterar en övergripande syntes (karta) av de kategorier av analyser som identifierats i rapporten. Sedan diskuteras ett antal viktiga lärdomar för hur framtida samhällsekonomiska analyser kan utformas och genomföras för ökad måluppfyllelse och ändamålsenlighet på miljöområdet (se avsnitt 4).

2. Samhällsekonomisk analys inom miljömålsområdet: några enkla, principiella utgångspunkter

Den granskning av samhällsekonomiska analyser inom miljömålsområdet som genomförts av Pädam m.fl. (2013) illustrerar att begreppet *samhällsekonomisk analys* ofta används på en rad olika sätt. I avsnitt 3 introduceras en kategorisering av olika analyser 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 samhällsekonomiska analyser på miljöområdet.

En viktig utgångspunkt för denna diskussion är att vi väljer att definiera samhällsekonomiska analyser som *analyser som har ett samhällsekonomiskt angreppssätt*. Inom ramen för detta kan olika typer av frågeställningar aktualiseras och de specifika metoder som används kommer att skilja sig åt beroende på vilken frågeställning som står i fokus. I detta avsnitt introduceras ett antal viktiga frågeställningar och utmaningar som är vanliga i olika typer av samhällsekonomiska analyser. Vår ambition är att så långt som möjligt undvika teoretiska modeller och koncept; för mer teoretiska diskussioner hänvisas läsaren därför i stället till t.ex. Hultkrantz och Nilsson (2004) samt Brännlund och Kriström (2012).

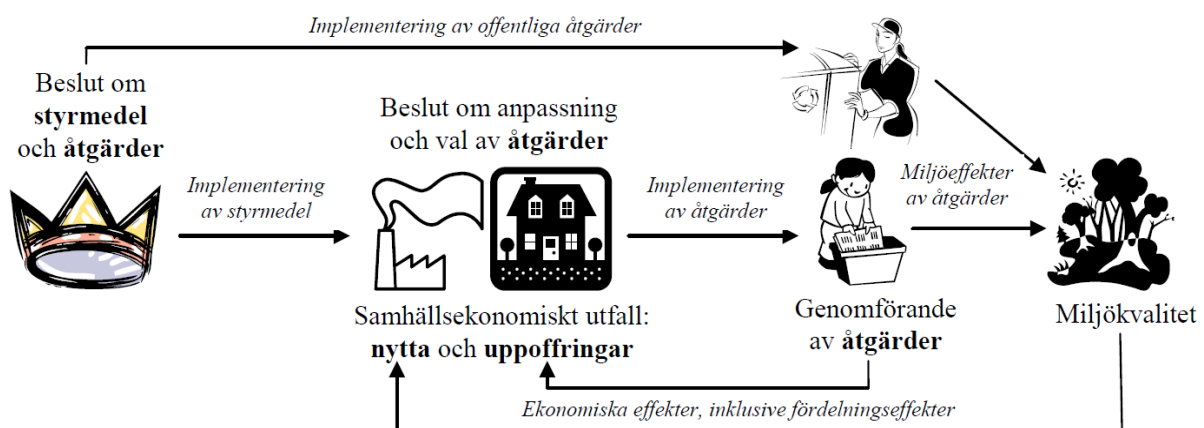
Ekonomi handlar i grunden om hur val görs mellan olika alternativ för att utnyttja knappa resurser. I majoriteten av världens länder tas de flesta beslut i samhället av decentraliserade aktörer, dvs. hushåll och företag. Även offentliga institutioner (staten, kommuner, myndigheter etc.) är samtidigt viktiga aktörer. 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 upppoffringar (pris, produktionskostnader, tidsåtgång etc.) som är förknippade med olika val, och att de endast gör sådana val där fördelarna överstiger upppoffringarna. Med "samhälle" avses alla medborgare i t.ex. Sverige (varav en del är såväl ägare av företag som medlemmar av hushåll). Samhällsekonomiska analyser handlar ytterst om att förstå de aggregerade effekterna av dessa decentraliserade 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 åsamka som åtgärda (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 (t.ex. hushållsmedlemmen). Dessa externa kostnader – såsom skador på miljön – drabbar tredje part 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 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 samhällsekonomiskt perspektiv.

De negativa externa effekterna av utsläpp är inte det enda exemplet där vi måste göra en åtskillnad mellan privatekonomiska respektive samhällsekonomiska utfall. En annan potentiell orsak till samhällsekonomiskt icke-önskvärda utfall är förekomsten av s.k. informationsmisslyckanden, t.ex. att vissa aktörer har ett informationsövertag (Hultkrantz och Nilsson, 2004). Detta kan t.ex. leda till att

konsumentprodukter med egenskaper som är svåra att observera *ex ante* (t.ex. energieffektiviteten i olika vitvaror) inte bjuds ut på marknaden i en omfattning som är samhällsekonomiskt motiverat (se t.ex. Naturvårdsverket, 2012g). Det kan också finnas *positiva* externa effekter. Ett viktigt exempel är då en enskild aktör (t.ex. ett företag eller en uppfinnare) tar fram ny värdefull kunskap, och som en bred uppsättning av aktörer sedan kan tillgodogöra sig till ingen (eller låg) kostnad. En viktig komponent i samhällsekonomiska analyser på miljöområdet handlar om att identifiera *förekomsten* samt *omfattningen* av olika typer av "misslyckanden" i den decentraliserade ekonomin.

Samtidigt som hushållen och företagen orsakar miljöproblem är de också viktiga aktörer för att åtgärda dessa problem, t.ex. genom ändrade konsumtionsmönster eller genom investeringar i renare produktionsprocesser. Figur 1 illustrerar principiellt hur förbättringar i miljön kan åstadkommas, samt vilka konsekvenser för samhället som uppstår som ett resultat av detta. Eftersom det inte finns någon garanti för att decentraliserade beslut leder till att negativa miljöeffekter beaktas fullt ut behövs ofta (men inte alltid) en miljöpolitik. Denna består till största del av olika typer av styrmedel vars syfte är att påverka hushållens och företagens beslut i en riktning som innebär en mindre negativ miljöpåverkan. Ett konkret exempel är ekonomiska styrmedel och/eller information som påverkar hushållens beslut om hur deras avfall ska hanteras. Det är viktigt att skilja på *styrmedel* å den ena sidan och *åtgärder* å den andra. Det förra utgör ett verktyg för att skapa drivkrafter för beslut om konkreta åtgärder som ger en reducerad miljöpåverkan (se Figur 1). Åtgärder är med andra ord de konkreta handlingar som besluten mynnar ut i, och styrmedlen syftar till att förverkliga dessa handlingar. Åtgärder kan vara av vitt skilda slag, alltifrån att ett företag investerar i en ny reningsutrustning till att hushållen ökar sina inköp av ekologisk mjölk.



Figur 1: Styrmedel, åtgärder och samhällsekonomiska konsekvenser av miljöpolitiken

Miljöpolitiken kan också bestå av att offentliga myndigheter direkt beslutar om genomförandet av konkreta åtgärder samt finansierar dessa (t.ex. sanering av förorenad mark). 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 (nytta och kostnader) av att införa sådana styrmedel.

Figur 1 kan användas för att identifiera ett antal utmaningar för samhällsekonomiska analyser. Då myndigheterna beslutar om styrmedel måste en rad olika beslut tas, t.ex. om vilka styrmedel som ska väljas (t.ex. skatter, teknikkrav, information etc.), hur dessa ska utformas i detalj (t.ex. skattenivåer, implementering etc.), samt vilka aktörer i samhället som ska beröras direkt (inklusive eventuella undantagsregler etc.). Hur alla dessa frågor besvaras samt hanteras kommer i sin tur att påverka vilka åtgärder som genomförs samt vilka effekterna på miljön blir. En skatt på utsläpp leder exempelvis sannolikt 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) som är kopplade till olika specifika 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 bedömningar av styrmedels effekter. Inte minst innebär det svårigheter att *ex ante* bedöma vilka (additionella) åtgärder som i praktiken kommer att genomföras av olika aktörer om ett visst styrmedel (t.ex. en skatt på utsläpp) införs.

En central del av samhällsekonomiska analyser är att förstå vilka incitament som olika typer av styrmedel skapar för de enskilda aktörerna (och grupper av aktörer), samt vilka förutsättningar dessa har för att vidta konkreta åtgärder. De uppoffringar som aktörerna behöver göra för att leva upp till en mer ambitiös miljöpolitik består inte bara av kostnaderna för konkreta åtgärder utan kan också bestå av olika kringkostnader i form av s.k. transaktionskostnader (t.ex. sökkostnader, administration etc.). En utvärdering av styrmedels effekter på t.ex. utsläppsreduktioner och de kostnader som politiken medför måste naturligtvis även ta hänsyn till vilka åtgärder samt vilka utsläppsförändringar som hade skett redan i ett referensscenario, dvs. om det aktuella styrmedlet inte hade implementerats. Klimatpolitiken kan exempelvis innebära att fler vindkraftverk byggs, men de kostnader som politiken medför ska inte likställas med den totala kostnaden för ny vindkraft (per kWh). Politikens kostnader utgörs i stället i detta exempel av skillnaden mellan kostnaden för vindkraft samt kostnaden för den kraftkälla som hade utnyttjats i referensscenariot (dvs. i fallet utan någon klimatpolitik).

Än så länge har vi endast diskuterat hur enskilda aktörers (eller grupper av aktörers) beslut påverkas av styrmedel, samt hur styrmedlen kan ge incitament för aktörerna att genomföra åtgärder som förbättrar miljön. I samhällsekonomiska analyser står dock ofta de aggregerade effekterna i fokus, och dessa effekter består av två delar. 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, administration (inklusive ny personal), produktionsstörningar, och dyrare insatsvaror (se också ovan). De indirekta kostnaderna uppstår därför att miljöpolitiken också kan tränga undan produktiva investeringar i realkapital och innovation, och på så sätt försämra bl.a. företagets 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. de svenska koldioxid- och energiskatterna).

För det *andra* måste vi uppskatta de välfärdsförändringar (samhällsekonomiska nytta) som den förbättrade miljö kvaliteten för med sig. Till skillnad från en stor del av politikens kostnader reflekteras denna intäkts sida av miljöpolitiken sällan i existerande marknadspriser. I stället kan det ekonomiska värdet av miljö kvalitetsförbättringar uppskattas med hjälp av olika metoder för värdering av icke-marknadsprissatta nyttigheter. Ett antal sådana metoder (t.ex. betalningsviljeenkäter) introduceras i Brännlund och Kriström (2012). Ekonomisk värdering av miljön utgår från medborgarnas välfärd, och bygger således på en instrumentell värdering av miljön. I de flesta av de samhällsekonomiska analyser som presenteras nedan görs inga undersökningar av värdet av miljö kvalitetsförbättringar (eller försämringar) utan dessa värderingar bygger i stället på erfarenheter 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 (se t.ex. Håkansson, 2013).

De samhällsekonomiska kostnaderna och intäkterna för konkreta projekt 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 motorväg rakt igenom ett välbesökt rekreations- och naturområde eller att bevara området för framtida bruk och därmed avstå från motorvägen. 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 "miljövälfärd" mot "materiell välfärd", "sköna naturupplevelser" mot "billiga och snabba transporter". I Sverige används t.ex. denna typ av kalkyler av Trafikverket för att utvärdera de samhällsekonomiska konsekvenserna av olika infrastrukturinvesteringar.

Inom ramen för denna rapport är det dock lika viktigt att notera att samhällsekonomiska lönsamhetskalkyler även 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. En bra illustration av detta ges av Hassler och Krusell (2013) som med hjälp av en klimatekonomisk modell beräknar den högst optimala (globala) koldioxidskatt bör vara under olika antaganden (gällande t.ex. hur framtida konsumtion ska värderas). I deras analys är med andra ord inte utsläppsmålen givna från början utan utfallet på klimatet bestäms av hur samhälls ekonomin anpassar sig till skatten genom att t.ex. byta från fossila till förnybara energikällor. Valet av styrmedel samt nivån på styrmedlet bestämmer med andra ord miljö målet. Detta är en viktig skillnad jämfört med miljö målsarbetet i Sverige där målen är givna (om än ganska visionärt uttryckta). I rapportens avslutande avsnitt återkommer vi kort till frågan om hur miljö målen bestäms i politiken.

Även om medborgarna gör uppoffringar för att förbättra miljön och samtidigt är de som gynnas av att miljön förbättras är kopplingen mellan kostnader och nytta ofta mycket svag utifrån den enskilda aktörens perspektiv. Hur såväl kostnader som nytta fördelas på olika individer och grupper i samhället är också en viktig fråga i samhällsekonomiska analyser; ibland analyseras t.ex. hur låginkomst-hushåll 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 världsmark-

naden. 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 politiken.

3. Kategorisering av samhällsekonomiska analyser på miljöområdet

I detta avsnitt försöker vi att med utgångspunkt i de rapporter som presenteras i Pädam m.fl. (2013) att presentera en kategorisering av samhällsekonomiska analyser på miljömålsområdet. Givet detta fokus finns ingen ambition att presentera en komplett bild av alla typer av analyser, samt ej heller att gå på djupet gällande metodval, empiriskt material etc. I detta sammanhang är det också värt att notera att den kartläggning som gjorts av Pädam m.fl. (2013) inte inkluderar t.ex. Trafikverkets samt Konjunkturinstitutets samhällsekonomiska analyser. Detta är en viktig begränsning, och den presentation som följer nedan ska därför inte uppfattas som uttömmande. Såsom påpekats ovan kommer dock ett urval av Konjunkturinstitutets analyser att presenteras och kommenteras.

Vi har nedan valt att dela in de samhällsekonomiska analyserna i två huvudsakliga kategorier. I den första kategorin fokuseras 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. Här används olika metoder men de flesta utgår från en bottom-up beskrivning av olika åtgärder och dessas kostnader. Denna kategori av analyser bortser därför också normalt sett från det eventuella behovet av styrmedel för att förverkliga dessa åtgärder, samt från via vilka mekanismer som styrmedlen påverkar aktörernas beslut om åtgärder.

Den andra kategorin av analyser analyserar i stället behovet av *styrmedel* samt effekterna av olika typer av styrmedel utifrån olika kriterier (*ex post* samt *ex ante*), t.ex. kostnadseffektivitet, måluppfyllelse etc. Även denna kategori av studier använder olika typer av metoder (t.ex. för att bedöma vilka effekter styrmedlen har på utsläppsreduktioner), men ofta utifrån en lägre detaljeringsnivå (top-down snarare än bottom-up).

3.1 Kostnader och intäkter av olika miljöåtgärder

Ett stort antal av de samhällsekonomiska analyser som utförts av myndigheter analyserar olika *åtgärder* för att nå miljömål och undersöker mer specifikt: (a) kostnaderna för dessa åtgärder; (b) åtgärdernas effekter på miljön och det samhällsekonomiska värdet av eventuella förbättringar i miljö kvaliteten; samt (c) nettoeffekterna (dvs. intäkter minus kostnader) av åtgärderna.

3.1.1 Vad kostar olika miljöåtgärder och vilka åtgärder har den lägsta kostnaden?

Uppfyllandet av miljömål innebär att olika åtgärder måste implementeras, och dessa har en kostnad. Ett antal studier fokuserar explicit på åtgärds-kostnader, och i de flesta fall görs en *ex ante* bedömning av kostnaderna. Detta innebär med andra ord att analyserna i första hand försöker uppskatta kostnaderna för åtgärder som ännu inte implementerats 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. författarna identifierar konkreta (diskreta) åtgärder och försöker att bedöma kostnaderna för dessa. 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 substitutionsmöjligheter etc. Den senare kategorin av kostnadsanalyser genomförs t.ex. ofta av Konjunkturinstitutets miljöekonomiska enhet (se vidare avsnitt 3.2.1).

Nedan listas några konkreta exempel på (bottom-up) kostnadsanalyser utifrån den sammanställning av analyser som redovisas i Pädam m.fl. (2013):

- Boverket (2010a) föreslår att ett nytt mål för inomhusbuller införs, och ett sådant mål innebär att åtgärder behöver genomföras i totalt ca 50 000 flerbostadshus. Kostnaderna för att genomföra dessa åtgärder (och nå målet) uppskattas till totalt 25-50 miljarder kronor.
- I en relaterad rapport fokuserar Boverket (2011a) på åtgärder för att minska energianvändningen i bebyggelsen (dvs. småhus, flerbostadshus och lokaler), och redovisar kostnader för konkreta åtgärder som kan leda till att det relaterade miljömålet uppnås.
- Boverket (2011b) föreslår i ytterligare en rapport att en ny strecksats för fukt införs i delmålet "god inomhusmiljö". I rapporten uppskattas sedan specifika åtgärds-kostnader för att nå detta mål.
- Naturvårdsverket (2008a) genomför en analys av bl.a. kostnaderna för att uppnå miljö-kvalitetsmålet "ingen övergödning", och beräknar kostnader (per kilo) för en rad åtgärder som åstadkommer kväve- respektive fosforreduktion (t.ex. våtmarker, dränering, fånggrödor etc.).
- I en rapport av Naturvårdsverket (2009a) föreslås ca 150 åtgärder som kan förbättra miljön i Östersjön (i termer av övergödning, farliga ämnen, biologisk mångfald m.fl.). Analysen består bl.a. av en bottom-up bedömning av kostnaderna för dessa åtgärder. En fördjupad analys av dessa kostnader redovisas dessutom i Naturvårdsverket (2009b).

Denna kategori av analyser kan vara viktig för att förstå vad som konkret kan göras för att minska miljöpåverkan på ett specifikt miljöområde, samt för att indikera ungefär hur mycket sådana åtgärder kostar. I vissa studier (t.ex. Naturvårdsverket, 2008a; Folkhälsoinstitutet, 2011) kommenteras också kostnadseffektivitet i meningen att olika åtgärder kan rangordnas utifrån t.ex. kostnad per kg utsläppsreduktion eller kronor per minskat vårddyg i exemplet med ohälsa (se även avsnitt 3.2.2). Det finns dock en rad viktiga begränsningar med dessa analyser som förtjänar att omnämnas, och dessa innebär att kostnaderna för att nå miljömålen kan såväl överskattas som underskattas.

En sådan begränsning är att bottom-up analyser av detta slag 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. Dessa kostnader inbegriper t.ex. olika former av transaktionskostnader och/eller andra nyttoförluster (t.ex. produktionsstörningar i industrin, estetiska kostnader i hushåll då ny utrustning installeras etc.).¹ Detta innebär med andra ord att fokus främst ligger på de *direkta* åtgärds-kostnaderna, och det finns därför en risk att de totala kostnaderna underskattas i dessa studier.

Ett annan möjlig orsak till underskattningar är att kostnadsbedömningarna oftast fokuserar på insat-svaror etc., som är prissatta på existerande marknader. Även miljöåtgärder kan t.ex. vara förknippade med miljö-kostnader (t.ex. vindkraftverk som bullrar), och såvida dessa inte redan är internaliserade via styrmedel av något slag bör även dessa kostnader uppskattas och ingå i analysen. Om inte detta sker blir kostnadsanalysen bristfällig utifrån ett samhällsekoniskt perspektiv. Ett fåtal studier tar

¹ I vissa studier inom denna kategori av samhällsekoniska analyser riktas uppmärksamheten i första hand på de administrativa kostnaderna av miljöåtgärder. Ett exempel är Kemikalieinspektionen (2012a).

hänsyn till dessa kostnader, och dessa är t.ex. Naturvårdsverket (2008b) samt Naturvårdsverket (2009c). I den förstnämnda rapporten uppskattas de totala samhällsekonomiska kostnaderna av saneringsåtgärder (om än utifrån ett fiktivt exempel), och i Naturvårdsverket (2009c) genomförs motsvarande kostnadsanalys för slamgödsling på åkermark jämfört med två fosforutvinningssystem.

En viktig orsak till varför bottom-up bedömningar av åtgärder kan leda till en *överskattning* av kostnaderna *för miljöpolitiken* är att dessa bedömningar inte utgår från ett explicit referensscenario, och således inte inbegriper en bedömning av vilka åtgärder som hade genomförts i frånvaron av en mer ambitiös miljöpolitik. 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. För att komma åt merkostnaderna krävs dock en mer djupgående analys av aktörernas drivkrafter för att genomföra åtgärder under olika scenarier, samt en explicit jämförelse av kostnaderna för ett policyscenario jämfört med ett referensscenario. Denna typ av analyser är ofta kvantitativa och modellbaserade, och kommenteras i mer detalj i avsnitt 3.2.1.

I de fall där bottom-up analyser av åtgärds-kostnader 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.

3.1.2 Vad är det ekonomiska värdet av de miljöförbättringar som olika åtgärder för med sig?

Medan ovan nämnda studier fokuserar på kostnaderna för att genomföra olika typer av miljöåtgärder finns också ett antal analyser som i stället handlar om att uppskatta det ekonomiska 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 specifika 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. Den sammanställning av samhällsekonomiska analyser som gjorts av Pädam m.fl. (2013) innehåller metodinriktade rapporter som förklarar hur värderingsstudier kan utföras. Eftersom många analyser i praktiken använder sig av s.k. värdetransferering finns inte minst ett antal rapporter som utifrån resultaten i tidigare studier presenterar "schablonvärden" för olika miljöförändringar. Ett exempel är Naturvårdsverket (2009c) där författarna genomför en inventering av svenska värderingsstudier kopplat till ekosystemtjänster. En relaterad översikt kopplad till Östersjöns och Västerhavets ekosystemtjänster återfinns i Naturvårdsverket (2009d). Denna rapport noterar t.ex. att det finns omkring 40 studier om Östersjöns ekonomiska värden (främst kopplat till övergödning, fiske, oljeutsläpp etc.). I Naturvårdsverket (2011a) presenteras en handledning kring hur miljöekonomisk värdering kan genomföras från grunden med hjälp av s.k. scenariometoder; denna handledning kan vara ett stöd för myndigheter som exempelvis vill upphandla miljövärderingsstudier.

De empiriska värderingsstudier som återrapporteras i Pädam m.fl. (2013) bygger främst på s.k. värde-transferering och inkluderar bl.a. följande analyser:

- I Energimyndigheten (2010a) tas en sektorsövergripande biogasstrategi fram. Som en del av denna estimeras den ekonomiska miljönyttan av att använda gödsel för biogasproduktion (t.ex. värdet av undvikta växthusgasutsläpp).
- Folkhälsoinstitutet (2011) syftar till att ta fram ett samhällsekonomiskt underlag för beslut inom folkhälsopolitiken, och i denna analys ingår bl.a. en bedömning av de samhällsekonomiska kostnaderna av ohälsa utifrån resultaten i tidigare studier.
- Kemikalieinspektionen (2012b) syftar till att undersöka de samhällsekonomiska kostnaderna för frakturer orsakade av kadmiumintag. Detta görs utifrån den s.k. QALY-metoden, som beräknar värdet utifrån effekter på livslängd samt livskvalitet (Klarman m.fl., 1968).
- I Naturvårdsverket (2011b) görs en bedömning av den samhällsekonomiska nyttan av att minska matavfallet, främst i form av undvikta kostnader för individer och företag (dvs. liten explicit koppling till miljömålsarbetet). En uppdatering av denna analys återfinns i Naturvårdsverket (2012a).
- I Riksantikvarieämbetet (2010) diskuteras möjligheterna att värdera kulturmiljön i ekonomiska termer, och i rapporten presenteras två ekonomiska värderingsmetoder och deras användbarhet för värdering av kulturmiljö, applicerat på befintliga och blivande kulturresevat.

I vissa av dessa studier (t.ex. Naturvårdsverket, 2011b) görs ingen explicit hänvisning till konkreta åtgärder eller valalternativ utan dessa utgår i stället för att en viss miljöförändring blir av och beräknar sedan nyttoförlusten eller nyttovinsten för detta. Precis som i fallet med många kostnadsanalyser (se avsnitt 3.1.1) finns således ofta även här en svag koppling till enskilda aktörer och deras beslutsfattande.

3.1.3 Vilka är de samhällsekonomiska intäkterna samt kostnaderna av olika åtgärder?

I många sammanhang likställs samhällsekonomiska analyser med samhällsekonomiska intäcks- och kostnadskalkyler (s.k. cost-benefit analys, CBA), men som framgår av denna rapport utgör sådana analyser bara en begränsad (om än viktig) del av alla samhällsekonomiska analyser. Även på denna punkt finns ett antal vägledningar, dvs. metodinriktade rapporter kring hur CBA-analyser bör genomföras. Dessa inkluderar t.ex. Naturvårdsverket (2008b, 2008c) samt Riksantikvarieämbetet (2008), som alla har fokus på specifika miljöområden (t.ex. efterbehandling, vattenmiljö, kulturmiljö etc.). Kriström och Bonta Bergman (2013) innehåller en fördjupad allmän vägledning, också kompletterad med exempel på CBA-analyser från miljöområdet.

En rad av de studier som sammanställs i Pädam m.fl. (2013) har en cost-benefit ansats men många av dessa kommer inte längre än att författarna listar ett antal fördelar och nackdelar med olika miljöåtgärder. De konsekvenser som identifieras beskrivs framförallt i kvalitativa termer och inte alltid utifrån en explicit beskrivning av beslutsalternativ. Exempel på sådana studier är Boverket (2010a) (förbättrad ljudmiljö), Jordbruksverket (2012a) (klimatförändringars effekter på växtskyddet), Kemikalieinspektionen (2008a) (insatser för produktval som begränsar exponeringen av kemikalier), Kemikalieinspektionen (2010a) (åtgärder som minskar fosforhalten i vattenmiljöer), Länsstyrelsen i Dalarna (2010) (miljöanpassade transporter), Naturvårdsverket (2012b) (mål för friluftspolitiken),

samt Naturvårdsverket (2012c) (skydd av värdefull skog). De flesta av dessa studier introducerar begrepp som samhällsekonomisk nytta och kostnad men innehåller egentligen ingen regelrätt samhällsekonomisk analys. Detta beror inte enbart på att författarna undviker att introducera monetära värderingar av de effekter som identifieras, men minst lika mycket på att analyserna inte bygger på väl definierade beslutsalternativ samt att de identifierar effekter som varken kan kopplas till samhällsekonomisk nytta eller kostnad.² En tydlig definition av jämförelsealternativen utgör en mycket central del i alla CBA-analyser (se t.ex. Kriström och Bonita Bergman, 2013); ekonomi handlar om att välja och om vi inte vet vad vi väljer mellan blir tolkningen av intäkter och kostnader meningslös (se även nedan). En annan begränsning i ovan nämnda analyser är att de i mycket liten utsträckning försöker beskriva de aggregerade effekterna utan snarare listar kostnader etc. för enskilda branscher eller grupper i samhället.

Nedan listas några av de studier som tagit analysen ett steg längre, och mer explicit presenterar bedömningar av kostnader och nyttor av olika miljöåtgärder:

- I Boverket (2010b) genomförs en enklare CBA-analys av kostnader och nytta av att ställa krav på ökad ventilationskontroll i byggnader. Ett sådant krav innebär ökade kostnader samt ökad samhällsekonomisk nytta i form av ett reducerat antal lungcancerfall.
- Fiskeriverket (2007) genomför en CBA-analys av nyttor och kostnader för fiskutsättningar.
- Naturvårdsverket (2009e) presenterar ett försök till CBA-analys för ett projekt som handlar om att utpeka det geografiska området kring den s.k. Bolmentunneln som riksintresse för vattenförsörjningen.
- I Naturvårdsverket (2010a) presenteras en analys av beräknad nytta (utifrån schablonvärden) och kostnader kopplade till åtgärder för att reducera utsläppen av avgaser från sjöfarten.
- Naturvårdsverket (2012d) presenterar en CBA-analys av s.k. syrepumpning i Östersjön, bl.a. med utgångspunkt från en egen betalningsviljestudie genomförd i Sverige och Finland.
- Naturvårdsverket (2012e) genomför en konsekvensanalys av ett förslag som skulle utöka den kommunala renhållningsskyldigheten till att även omfatta förberedelse till återanvändning av avfall. En CBA-analys genomförs utifrån en enskild anläggning.
- Tillväxtverket (2012) genomför en CBA-analys av medläggningar av landsbygdsbutiker, bl.a. med hänvisning till miljömålet om ”god bebyggd miljö”.
- Sjöfartsverket (2008) presenterar en CBA-analys av en möjlig utbyggnad av Södertälje kanal och farleden genom Mälaren. En relaterad CBA-analys presenteras i Sjöfartsverket (2009), denna gång med fokus på en uppgradering av inseglsleden till Gävle Hamn.
- I Skogsstyrelsen (2008) presenteras resultaten av en CBA-analys av skogsmarks- och ytvattenkalkning. I en annan rapport från Skogsstyrelsen (2009) beskrivs de ekonomiska konsekvenserna i samband med ledningsintrång i skogsmark; denna senare analys är dock mer partiell.
- Strålsäkerhetsmyndigheten (2009) presenterar en CBA-analys av olika åtgärder med anknytning till hanteringen av icke-kärntekniskt avfall.

² Ett exempel på det senare är den analys som presenteras i Skogsstyrelsen (2009). Denna beskriver sysselsättningseffekter, dock utan att förklara hur dessa bidrar till det samhällsekonomiska utfallet.

Den föreliggande rapporten syftar inte till att recensera dessa CBA-analyser, men några reflektioner av mer generell natur är ändå viktiga att lyfta fram eftersom dessa rör tolkningen av de resultat som analyserna redovisar.

I en del analyser (t.ex. Boverket 2010b) är de beslutsalternativ som analyseras inte väl definierade, och detta gör det svårt att tolka resultaten i dessa. För att kvaliteten i framtida studier ska bli bättre är det viktigt att CBA-analyser genomförs utifrån de vägledningar som tagits fram (se t.ex. Kriström och Bonita Bergman, 2013). I dessa betonas betydelsen av väl definierade beslutsalternativ (t.ex. miljöprojekt kontra referens- eller nollalternativ). En tydlighet kring dessa alternativ är också viktigt i t.ex. formuleringen av regeringsuppdrag samt som underlag för konsulter etc.

Det bör också noteras att de explicita eller implicita valalternativ som definieras också kan ifrågasättas. I en välkänd artikel i *Nature* (Costanza m.fl., 1997) undersöks t.ex. det ekonomiska värdet av hela jordens ekosystem. Även om detta värde är högt är det tveksamt hur pass meningsfull och användbar en sådan siffra är (oaktat alla osäkerheter kring själva uppskattningen). Denna studie antar nämligen implicit att nollalternativet är dagens situation och jämförelsealternativet är att jorden blir obeboelig (eftersom ekosystemen upphör att existera). Detta beskriver knappast ett relevant eller ett moraliskt acceptabelt "projekt"; få av oss är intresserade av att välja detta alternativ. Även den berömda Stern-rapporten har kritiserats på relaterade grunder (se t.ex. Mendelsohn, 2008). Stern jämför i huvudsak två vägval för den globala klimatpolitiken, dvs. ett ambitiöst program för utsläppsreduktion jämfört med att inte göra någonting åt 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).

Detta understryker återigen betydelsen av att i uppdragsbeskrivningar och analyser vara mycket explicit och tydlig med vilka valalternativ som jämförs, samt att genomföra analysen på ett så konsistent sätt som möjligt utifrån dessa alternativ

3.2 Analyser av behovet – samt effekterna – av olika miljöpolitiska styrmedel

Vi har redan konstaterat att de kategorier av studier som hittills refererats till i huvudsak är centrerade kring den högra 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 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 detta avsnitt rör vi oss därför till vänster i Figur 1 och fokuserar de utmaningar som finns kring att (*ex ante*) utforma ändamålsenliga styrmedel, samt även att (*ex post*) utvärdera de styrmedel som redan har implementerats. 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 (dvs. utvärderingar *ex post*) måste analysen inbegripa hela kedjan från utformning och implementering av styrmedel, beslut om åtgärder, implementering av åtgärder, samt effekterna av dessa åtgärder.

Detta avsnitt är uppdelat i två underavsnitt. Det *första* av dessa presenterar och diskuterar samhällsekonomiska analyser av styrmedel utifrån ett *ex ante* perspektiv. Fokus i dessa analyser har legat på

att identifiera och diskutera behovet av olika former av miljöpolitiska styrmedel på olika områden, men även till viss del scenarioanalyser där författarna *ex ante* undersöker effekterna av att införa nya styrmedel eller ändra existerande styrmedel. Utifrån ett samhällsekonomiskt perspektiv motiveras styrmedel av förekomsten av s.k. marknadsmisslyckanden, dvs. att det finns en skillnad mellan det som är privatekonomiskt lönsamt och det som är samhällsekonomiskt lönsamt (se ovan i kapitel 2). Styrmedlens roll är att på ett så träffsäkert sätt adressera dessa misslyckanden så att även privata beslut kan leda till ett för samhället effektivt utfall. Detta är även en viktig förutsättning för en kostnadseffektiv miljöpolitik.

Det är viktigt att skilja på marknadsmisslyckanden som en viktig källa till varför vi har 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 att det finns en skillnad mellan det privatekonomiska och samhällsekonomiska utfallet.

I det *andra* underavsnittet (avsnitt 3.2.2) diskuteras i stället studier som på olika sätt undersöker effekterna av redan implementerade styrmedel (*ex post*). Detta inbegriper studier av varierande slag, dvs. med utgångspunkt i olika styrmedelskriterier. En del studier fokuserar på verkningsfullhet (är styrmedlen verkningsfulla?), medan andra undersöker kostnadseffektivitet, effekterna på teknisk utveckling eller på industrins konkurrenskraft etc. Det är noterbart att dessa styrmedelskriterier kan analyseras såväl *ex ante* som *ex post*. Den viktiga skillnaden mellan våra två kategorier av analyser handlar därför inte så mycket om vilka kriterier som ligger till grund för analysen utan snarare om huruvida analysen fokuserar på valet mellan styrmedel eller på effekter av de styrmedel som redan finns på plats.

3.2.1 Vilka motiv finns för att införa styrmedel och vad kan vi *ex ante* säga om styrmedlens effekter?

Av de samhällsekonomiska analyser som sammanställs i Pädam m.fl. (2013) utgörs ett ganska stort antal av studier som genomför olika typer av *ex ante*-undersökningar av styrmedel. En av de vanligaste typerna av analyser är att författare utifrån konkreta styrmedelsförslag diskuterar hur väl dessa kan förväntas adressera relevanta marknadsmisslyckanden, samt nå miljömål på ett kostnadseffektivt sätt. Även kriterier som fördelningseffekter belyses i vissa av analyserna. Denna kategori av studier inkluderar bl.a.:

- I Naturvårdsverket (2008d) presenteras ett förslag till nytt avgiftssystem för kväve och fosfor, och rapporten diskuterar möjliga konsekvenser av ett sådant system utifrån kostnadseffektivitet, fördelningseffekter, transaktionskostnader etc. I Naturvårdsverket (2010b) fördjupas denna analys, här med fokus på kostnadseffektivitet och jämförelser med andra former av styrmedel. Även i Naturvårdsverket (2012I) diskutera detta avgiftssystem.
- I Energimyndigheten (2010b) identifieras olika marknadsmisslyckanden/barriärer som kan förhindra energieffektiviseringar inom bebyggelsen, och rapporten fokuserar på olika finansieringsinstrument som kan hjälpa till att överkomma dessa misslyckanden på ett kostnadseffektivt sätt.

- Energimyndigheten (2012a) analyserar förslaget om en kvotplikt för energieffektivisering, och diskuterar (*ex ante*) konsekvenser av att införa ett sådant system (främst med fokus på kostnadseffektivitet).
- I Kemikalieinspektionen (2008b) utreds behovet – samt möjliga konsekvenser – av att införa ekonomiska styrmedel för att stimulera användningen av blyfri ammunition.
- Kemikalieinspektionen (2011a) innehåller bl.a. en konceptuell analys av möjliga styrmedel för att minska riskerna med varor i kemikalier.
- Syftet med den analys som presenteras i Kemikalieinspektionen (2011b) är att jämföra två olika förslag för att genomföra det globala åtagandet att gradvis fasa ut användningen av produkter med kvicksilver (senare reglerat i den s.k. Minamatakonventionen från 2013). Analysen utgår bl.a. från informationsmisslyckanden och kostnadseffektivitet som grund för styrmedelsval.
- I Läkemiddelsverket (2012) diskuteras bl.a. ändamålsenliga styrmedel för att minska miljöpåverkan av läkemedelsanvändningen, dock med mycket begränsad utgångspunkt i samhälls-ekonomisk analys.
- I Naturvårdsverket (2012f) återges resultaten från projektet Färdplan 2050 som syftat till att ta fram en klimatstrategi för Sverige med målet om noll nettoutsläpp av växthusgaser år 2050. En del av projektet innehåller en konceptuell analys av olika möjliga styrmedel och styrmedelskombinationer för att uppnå detta mål.

Ovanstående studier innehåller framförallt kvalitativa/konceptuella analyser av styrmedel. En del av de rapporter som redovisas i Pädam m.fl. (2013) genomför också kvantitativa *ex ante* analyser av styrmedel, främst med fokus på måluppfyllelse (t.ex. hur mycket utsläppsreduktion kan potentiellt åstadkommas?). Ett exempel är Energimyndighetens underlag till Färdplan 2050 gällande utsikterna för att reducera utsläppen av växthusgaser i el- och fjärrvärmeproduktionen (Energimyndigheten, 2012b). I denna analys används exempelvis en bottom-up energisystemmodell (MARKAL-Nordic) för att analysera effekterna av styrmedel på energisystemet. En relaterad analys genomförs också i Energimyndigheten (2012c), denna gång med fokus på styrmedel för sektorn bostäder och lokaler.

Såsom påpekats ovan sammanställs inte Konjunkturinstitutets omfattande analysverksamhet i Pädam m.fl. (2013). Det bör dock noteras att en betydande del av deras analyser också innebär *ex ante* analyser av styrmedels effekter på utsläpp samt på ekonomin i stort utifrån explicita scenarier (och referensscenarier), samt med stöd i den allmänna jämviktsmodellen EMEC. Ett exempel är Konjunkturinstitutet (2012) i vilken författarna bl.a. noterar att det svenska klimatmålet för 2020 sannolikt kommer att uppnås med nuvarande styrmedelsuppsättning (och skattenivåer etc.). Ett annat viktigt utfall av Konjunkturinstitutets miljöekonomiska analyser är uppskattningar av de samhällsekonomiska kostnaderna för olika styrmedelsutformningar, skattenivåer etc., främst inom den svenska klimat- och energipolitiken. Dessa analyser belyser därför hela kedjan från styrmedel, beteendeanpassning och utfall på miljö och samhälls ekonomi. I EMEC-modellen antas olika anpassningskostnader (t.ex. utifrån substitutionsmöjligheter mellan bränslen) för olika sektorer i ekonomin, inklusive hushållssektorn (se t.ex. Konjunkturinstitutet, 2012).³

³ För en mer detaljerad beskrivning av hur miljöpolitikens kostnader för samhället kan analyseras med hjälp av olika typer av miljö- och energiekonomiska modeller, se t.ex. Söderholm (2007).

Här finns en viktig skillnad mellan de studier som redovisades i avsnitt 3.1.1 i att dessa främst utgick från bottom-up bedömningar av kostnader för specifika miljöåtgärder, men inte innehöll någon aktörs- och styrmedelsanalys (vilka aktörer kan tänkas genomföra åtgärderna och vilka incitament har dessa aktörer att göra detta?). Detta görs i mycket högre grad i Konjunkturinstitutets analyser,⁴ samt även i vissa av de mer kvalitativa styrmedelsstudier som presenterats ovan i detta avsnitt (se t.ex. Energimyndigheten, 2010b). De modellbaserade studierna (vare sig det handlar om bottom-up eller top-down modeller) bygger på förenklade beteendeantaganden (t.ex. via antaganden om priskänslighet), men har styrkan att de på ett konsistent sätt kan beskriva potentiella effekter av styrmedel då även interaktionen mellan olika sektorer tas hänsyn till. En viktig notering är därför att kvantitativa och kvalitativa analyser inte ska betraktas som substitut, utan som komplement.

En viktig förutsättning för modell- och scenariobaserade styrmedelsanalyser är att det finns ett relevant referensscenario (baseline) att förhålla sig till. Dessa scenarier bygger ofta på sekundära källor, t.ex. brukar Konjunkturinstitutets scenarier bl.a. utgå från Långtidsutredningen samt Energimyndighetens långsiktsprognoiser. 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 antal sådana analyser redovisas i Pädam m.fl. (2013). Ett exempel är Jordbruksverkets (2012b) analys av hur landsbygden kan förändras i takt med att samhällsekonomin blir mer kunskapsbaserad. Denna rapport kan utgöra ett viktigt underlag för mer djupgående analyser av miljömålet ”levande landsbygd”. En annan baselinestudie är Kemikalieinspektionen (2010b) i vilken författarna identifierar viktiga utvecklingstendenser i den kemiska industrin, såväl globalt som i Sverige.

Så här långt i detta avsnitt har vi diskuterat analyser av relativt väl definierade styrmedel och styrmedelsförslag. En närliggande kategori av analyser utgår i stället från en viss sektor och/eller ett policyområde (t.ex. energieffektivisering i bostadssektorn, klimatpolitiken etc.). Snarare än att analysera hur på förhand identifierade styrmedel kan adressera olika marknadsmisslyckanden och/eller nå miljömålen på ett kostnadseffektivt sätt, utgår denna typ av analys i stället från ett specifikt område och ställer sig frågan vilka marknadsmisslyckanden och/eller barriärer som finns på detta område. Sedan diskuteras lämpliga val av styrmedel. Grunderna för analysen är med andra ord desamma (dvs. kopplingen mellan marknadsmisslyckanden och styrmedelsval); en viktig skillnad är dock att många analyser av den senare kategorin oftare diskuterar behovet av styrmedelskombinationer (t.ex. på grund av förekomsten av flera marknadsmisslyckanden och/eller politiska begränsningar för vilka styrmedel som kan införas). Pädam m.fl. (2013) listar ett antal styrmedelsanalyser som har denna alternativa inriktning, bl.a.:

- I Naturvårdsverket (2012g) diskuteras behovet av styrmedel och styrmedelskombinationer i klimatpolitiken. I rapporten argumenteras för att klimatpolitiken vid sidan av en effektiv pris-sättning av koldioxid kan behöva kompletteras på grund av: (a) förekomsten av relaterade marknadsmisslyckanden (t.ex. informationsmisslyckanden); samt (b) faktorer som begränsar möjligheterna att implementera en samhällsekonomiskt effektiv klimatpolitik.
- Naturvårdsverket (2012h) genomför en bred samhällsekonomisk analys av vilka potentiella marknadsmisslyckanden som föreligger på de olika miljömålsområdena, samt om det finns styrmedel som korrigerar dessa marknadsmisslyckanden.

⁴ Ibland utnyttjas i Konjunkturinstitutets analyser även ekonometriska metoder för specifika sektorer. I Konjunkturinstitutet (2006) analyseras t.ex. konsekvenserna för skogsindustrin av ett införande av kilometerskatt.

- Energimyndigheten (2010b) innehåller en konceptuell analys av barriärer och marknadsmisslyckanden för ökad energieffektivisering i bebyggelsen, och diskuterar hur olika styrmedel kan bidra till att hantera/överkomma dessa. Såsom påpekats ovan (se avsnitt 3.2.1) innehåller denna studie också en specifik del om finansieringsinstrument. I Bilaga 1 till denna rapport (Energimyndigheten, 2010c) fördjupas analysen av potentiella barriärer och marknadsmisslyckanden på energieffektiviseringsområdet.⁵ Se även Energimyndigheten (2012c) för en liknande analys.
- I Energimyndigheten (2009) diskuteras bl.a. barriärer för introduktionen av elfordon och s.k. labbhybrider och behovet av styrmedel, dock med begränsad utgångspunkt i samhällsekonomiska analysverktyg.
- Jordbruksverket (2010) presenterar bl.a. en konceptuell samhällsekonomisk analys av hur styrmedel i jordbrukspolitiken bör (samt inte bör) användas samt utformas, t.ex. för att stödja jordbrukssektorns tillhandahållande av kollektiva nyttigheter (dvs. för att hantera positiva externa effekter).
- Jordbruksverket (2012c) diskuterar förekomsten av marknadsmisslyckanden, inklusive vad som skulle kunna motivera införandet av styrmedel inom den svenska landsbygdspolitiken.
- Tillväxtanalys (2012) undersöker riskkapitalisters drivkrafter och hinder för att investera i miljöteknik, och diskuterar vilka styrmedel som skulle kunna öka incitamenten för detta.

Dessa rapporter bygger i princip uteslutande på kvalitativa/konceptuella analyser, och det är värt att notera att de flesta av rapporterna diskuterar främst den *potentiella förekomsten* av olika marknadsmisslyckanden, dvs. utan att empiriskt försöka bedöma hur pass omfattande dessa är i olika situationer och sektorer.

3.2.2 Vilka effekter har redan införda styrmedel haft och hur har styrmedlen uppfyllt viktiga kriterier?

Antalet samhällsekonomiska analyser som undersöker styrmedels effekter *ex post* är överlag färre än de som har en *ex ante* ansats. I denna kategori av analyser finns en del rapporter som erbjuder enklare kartläggningar av vilka styrmedel som finns på olika policyområden. Kemikalieinspektionen (2011c) utgör ett sådant exempel, och i denna rapport kartläggs förekomsten av ekonomiska styrmedel på kemikalieområdet (främst i OECD-länderna). Naturvårdsverket (2012i) kartlägger i sin tur förekomsten av offentliga subventioner med potentiellt negativa miljöeffekter i energi-, transport-, och jordbrukssektorn.

De analyser som utvärderar specifika styrmedel gör 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 är Naturvårdsverket (2012j) där författarna undersöker vilka utsläppsreduktioner som åstadkommit (t.ex. i kraftvärmesektorn och industrin) av 2008 års höjning av kväveoxidavgiften. Analysen bygger på såväl statistiska metoder som intervjuer med ett antal närings-

⁵ I en relaterad rapport försöker Energimyndigheten (2011) att ta fram indikatorer för att följa upp den nationella politiken för energieffektivisering. I denna analys ingår bl.a. en diskussion om möjligheterna att identifiera indikatorer för den samhällsekonomiska effektiviteten i energianvändningen.

företrädare.⁶ Ett annat exempel är Boverkets (2012) utvärdering av miljöeffekterna (främst koldioxidreduktion) av tidigare investeringsbidrag till solvärme. Denna analys bygger bl.a. på egna lönsamhetskalkyler som kan belysa hur de bidragsnivåer som beviljats över åren har påverkat den ekonomiska lönsamheten i solvärmeinvesteringar. De bidrag som undersöks kunde sökas under perioden 2000-2011. Ofta försvåras denna typ av *ex post* utvärderingar av en brist på bra data.

Ett antal av de analyser som sammanställts av Pädam m.fl. (2013) genomför *ex post* utvärderingar av kostnadseffektiviteten för olika styrmedel (främst bidrag och subventioner). Dessa kostnadseffektivitetsanalyser skiljer sig från de som omnämndes i avsnitt 3.1.1 på så sätt att de relaterar utbetalade bidragsbelopp till det utfall stödet haft på t.ex. olika utsläpp. Boverket (2012) tar t.ex. sin analys av solvärmestöden ett steg vidare (se avsnitt 3.1.1), och undersöker hur stora utsläppsreduktioner i termer av koldioxid som åstadkommits per krona utbetalat investeringsbidrag. Folkhälsoinstitutet (2011) redovisar en liknande typ av analys, i detta fall utifrån beräkningar av kronor per minskat vårdägn kopplat till styrmedel för att åstadkomma ökad folkhälsa. Även Jordbruksverket (2012c) genomför en kostnadseffektivitetsanalys utifrån liknande premisser, och redovisar kostnader per uppnådd effekt kopplade till målen för det svenska landsbygdsprogrammet. I de två sistnämnda analyserna finns dock en relativt svag koppling till reella styrmedel, och det finns en tydlig koppling till den kategori av kostnadsstudier som diskuterades i avsnitt 3.1.1.

Denna typ av kostnadseffektivitets- och effektanalyser har ofta viktiga begränsningar. 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 – precis som i fallet med en del av de CBA-analyser som kartläggs i avsnitt 3.1.3 – inte presenterade på ett transparent sätt. En annan begränsning med den typ av kostnadseffektivitetsanalyser som redovisas 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 utformning (allokering) av solvärmestödet eller ett helt annat sätt att uppmuntra introduktionen av solvärme skulle ha gett samma miljöeffekt men till en lägre totalkostnad för samhället. Dessa frågor ger analyserna inga svar på.

Även Konjunkturinstitutet har i ett antal studier granskat kostnadseffektiviteten i olika bidrag och stöd på miljöområdet. Ibland har även dessa utgått från en analys av stödets bidragseffektivitet (se t.ex. Konjunkturinstitutet, 2009). Vissa av institutets analyser bygger dock på en mer explicit bedömning av om de aktörer som får bidrag i praktiken möter samma marginella stöd; om det är så finns inget annat sätt att allokera stödet mellan aktörerna utan att de totala kostnaderna för att nå ett visst utsläppsmål ökar. I Konjunkturinstitutets årliga rapport 2013 (Konjunkturinstitutet, 2013) undersöks t.ex. om producenterna av förnybar el möter samma elpris (inklusive eventuella skatter och subventioner); analysen visar i korthet att så inte är fallet vilket innebär att målet om en viss andel förnybar el inte uppfylls på ett kostnadseffektivt sätt. I Konjunkturinstitutet (2007) undersöks kostnadseffektiviteten i det svenska klimatinvesteringsprogrammet med hjälp av ekonometriska analysverktyg. Här antas att de beslut om utbetalning av stöd till olika projekt har utgått från en implicit beslutsregel om hur storleken på stödet ska relateras till t.ex. påstådda koldioxidreduktioner. På så sätt kan en "subventionsfunktion" estimeras, och genom att derivera denna med avseende på kol-

⁶ Söderholm (2013) redovisar en granskning av analysen i denna Naturvårdsverksrapport.

dioxidreduktion erhålls en uppskattning av den marginella subventionen. Genom att jämföra nivån på denna över alla projekt ges en indikation på stödets kostnadseffektivitet.

Ett antal studier – de flesta från Tillväxtanalys – undersöker de miljöpolitiska styrmedlens effekter på teknisk utveckling och innovation. I Tillväxtanalys (2011a) tillhandahålls en översikt av nationell och internationell forskning med koppling till miljödriven näringslivsutveckling. I rapporten finns också en översiktlig diskussion om möjliga styrmedel på området. Förutsättningarna för att den nuvarande klimatpolitiken (t.ex. utsläppshandeln inom EU) också genererar teknisk utveckling diskuteras t.ex. i Tillväxtanalys (2008), och i Tillväxtanalys (2011b) initieras en (*ex post*) utvärdering av den svenska regeringens miljöteknikstrategi.

Ett fåtal studier undersöker också styrmedelseffekter på konkurrenskraften i utvalda sektorer. I Naturvårdsverket (2012k) redogörs för tidigare forskning på detta område, och rapporten avslutas med att presentera en översiktlig metodik för hur sådana analyser kan genomföras (såväl *ex post* som *ex ante*). Statskontoret (2010) analyserar vilka effekter den slopade beskattningen på handelsgödsel får för det svenska jordbrukets konkurrenskraft; även om denna analys görs av en skattesänkning som har genomförts är analysen i praktiken av *ex ante* karaktär. Även Konjunkturinstitutet har genomfört analyser av olika styrmedels effekter på enskilda sektorer, inklusive en om effekterna av en kilometerskatt på den svenska skogsindustrin (Konjunkturinstitutet, 2006). Denna analys baseras bl.a. på ekonometriska analyser utifrån data över industrins kostnader.

4. Syntes och diskussion

4.1 Översikt och reflektioner kring de kartlagda analyserna

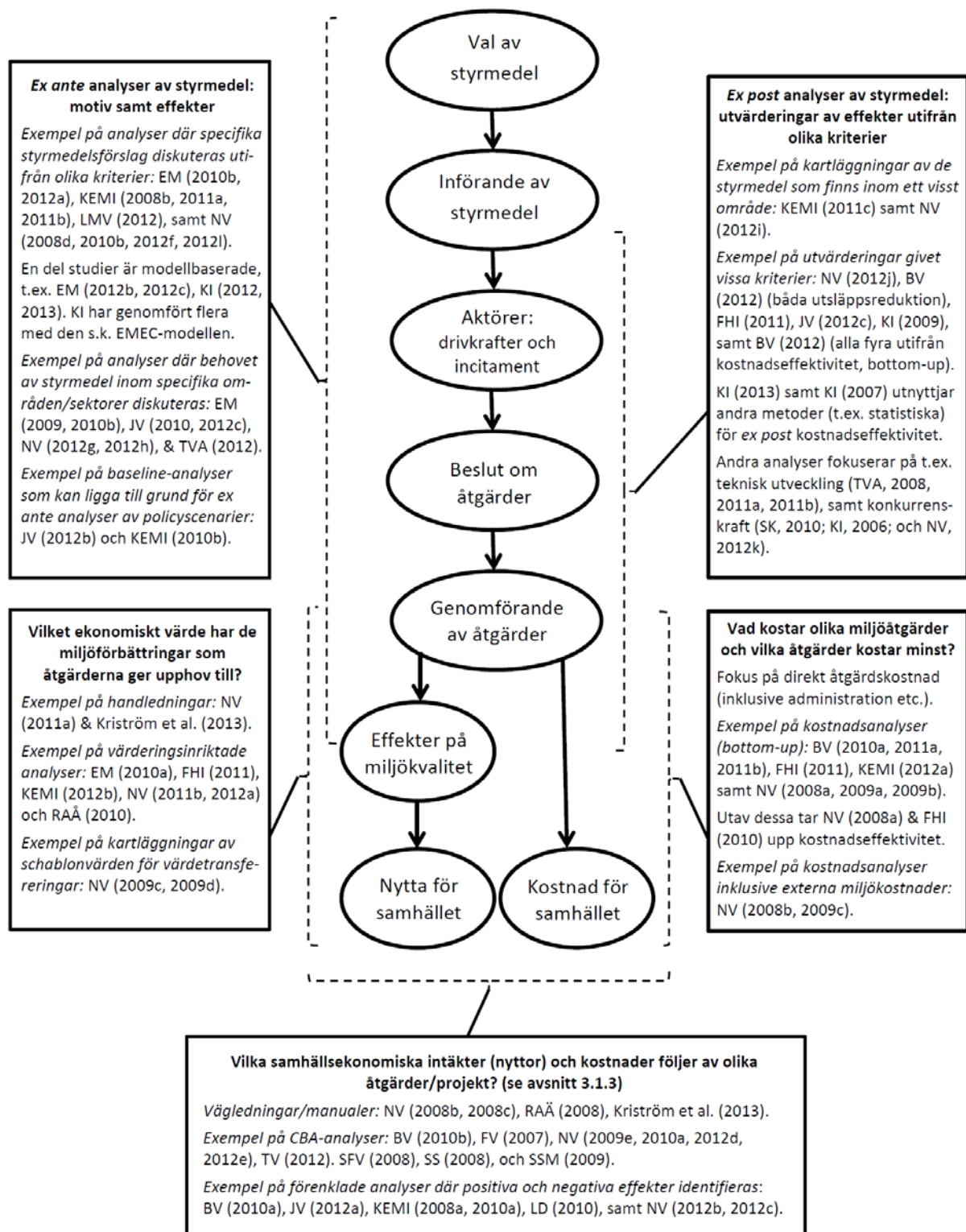
Figur 2 ger en översikt av den kategorisering av genomförda samhällsekonomiska analyser som redovisas i denna rapport. Denna kategorisering ska på intet sätt betraktas som definitiv och/eller uttömmande; den utgår främst från den sammanställning som presenterats i Pädam m.fl. (2013). En del studier är också svåra att placera in i en enskild kategori eftersom de innehåller flera kategorier av analyser. Ett exempel är studier som utvärderar införandet av existerande styrmedel (eller förändringar i dess styrmedel), men som gör detta med en utpräglad *ex ante* ansats, t.ex. utan att använda observerbara data rörande utsläpp, kostnader etc. (se t.ex. Statskontoret, 2010).

Såsom påpekats ovan likställs ofta *samhällsekonomiska analyser* med analyser som går ut på att identifiera, bedöma och redovisa för- och nackdelar som har uppstått eller kan uppstå i samhället till följd av olika förändringar,” (se miljömålsportalen, www.miljomal.se). Detta för tanken främst till CBA-analyser, och även i Kriström och Bonita Bergman (2013) likställs samhällsekonomiska analyser i första hand med CBA-kalkyler (även om författarna också omnämner t.ex. kostnadseffektivitetsanalyser).

Vi har i denna rapport valt en vidare definition av detta begrepp, och definierat *samhällsekonomiska analyser* som analyser med ett samhällsekonomiskt angreppssätt. I denna definition ingår även t.ex. styrmedelsanalyser utifrån diskussioner och undersökningar av olika marknadsmisslyckanden, analyser av centrala aktörers incitamentsstruktur på miljöområdet, samt modellbaserade *ex ante* 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. Nedan diskuteras vilka ytterligare samhällsekonomiska analyser som behövs för att förbättra miljömålsarbetet, men några viktiga observationer utifrån Figur 2 om existerande studier är värda att lyfta fram redan nu.

En sådan observation är att det finns en tydlig uppdelning mellan studier: (a) som utgår från konkreta 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. Figur 2 indikerar att de studier som karlagts i denna rapport fördelar sig relativt jämnt mellan dessa två huvudsakliga kategorier; 43 studier har tyngdpunkten på åtgärders effekter på kostnader och miljönytta medan 39 studier fokuserar på styrmedelsanalyser av olika slag. I det sistnämnda fallet ägnas mindre explicit uppmärksamhet åt konkreta åtgärder, och aktörernas beteendeanpassning (dvs. deras beslutsfattande om åtgärder) beskrivs ofta i mer översiktliga termer. De förstnämnda analyserna ägnar i stället mycket liten – om ens någon – uppmärksamhet åt de drivkrafter och incitament som viktiga aktörer har för att genomföra miljöåtgärder.

Ett potentiellt problem i miljöarbetet är att medan många studier fokuserar på *åtgärder* och andra på *styrmedel* finns det en risk att de viktiga leden kopplade till aktörers beslutsfattande glöms bort. Få studier fokuserar på de aktörer som berörs av styrmedlen, och som förväntas genomföra åtgärder som innebär att miljömålen nås (om inte annat på lång sikt). En negativ konsekvens av denna brist är att kunskapen om de beteendemässiga förutsättningarna för införandet av olika styrmedel riskerar att bli eftersatt. Miljömålsarbetet skulle troligtvis förstärkas av att fler *ex post* utvärderingar av redan införda styrmedel genomfördes.



Förkortningar: BV=Boverket, EM=Energimyndigheten, FHI=Folkhälsoinstitutet, FV=Fiskeriverket, JV=Jordbruksverket, KEMI=Kemikalieinspektionen, KI=Konjunkturinstitutet, LD=Länsstyrelsen Dalarna, LMV=Läkemedelsverket, NV=Naturvårdsverket, RAÄ=Riksentikvarieämbetet, SFV=Sjöfartsverket, SK=Statskontoret, SS=Skogsstyrelsen, SSM=Strålsäkerhetsmyndigheten, TV=Tillväxtverket, och TVA=Tillväxtanalys.

Figur 2: En kategorisering av samhällsekonomiska analyser inom miljömålsområdet (med exempel)

Det genomförs relativt många – inte minst modellbaserade (t.ex. EMEC, MARKAL-Nordic etc.) – analyser av styrmedels (*ex ante*) effekter på t.ex. utsläpp och kostnader, och dessa genererar viktiga underlag för politiska beslut i t.ex. klimat- och energipolitiken. Ett fortsatt arbete med att förbättra miljöekonomiska modeller samt att utveckla nya är viktigt. Men även modellbaserade studier kan behöva kompletteras med mer aktörsinriktade (t.ex. beteendeeconomiska, ekonometrisk) analyser av olika aktörers drivkrafter och barriärer kopplade till genomförandet av miljöåtgärder. Såväl EMEC som MARKAL-Nordic bygger exempelvis på förhållandevis generaliserade och förenklade beskrivningar av aktörernas beslutskriterier (t.ex. kostnadsminimering i MARKAL).⁷

En sista observation utifrån den kategorisering som presenteras i Figur 2 är att förhållandevis få analyser utgör renodlade *ex post* analyser av styrmedels effekter på miljömål. En viktig orsak till detta är att ofta är dataunderlaget för att göra detta bristfälligt och/eller att det krävs mycket resurser för att samla in data endast för en utvärdering. Miljömålsarbetet behöver därför i högre grad prioritera insatser rörande identifiering och insamling av data som kan användas för empiriska *ex post* utvärderingar av styrmedel. En stor del av de data som finns tillgängliga har samlats in av andra syften, t.ex. för att kunna administrera styrmedlet (t.ex. göra utbetalningar av investeringsstöd, återföring av kväveoxidavgiften etc.). I ett framtida arbete med förbättrat dataunderlag bör också insatser för att göra ändamålsenliga referensscenarier ingå; endast ett fåtal av de studier som kartlagts har en sådan ansats (se avsnitt 3.2.1) och i inget av dessa fall finns en tydlig koppling till konkreta styrmedel i miljöpolitiken.

4.2 Ytterligare lärdomar för framtida samhällsekonomiska analyser

I detta avslutande avsnitt diskuterar vi några ytterligare potentiellt viktiga lärdomar för utformningen och genomförandet av samhällsekonomiska analyser inom miljömålsområdet. Vi diskuterar dels hur de analyser som görs kan genomföras på ett bättre sätt, och dels vilka kategorier av analyser som behövs i det framtida miljömålsarbetet. Den andra frågan handlar bl.a. om det finns viktiga analyser som idag inte genomförs i tillräckligt hög utsträckning.

I det uppdrag som ligger till grund för denna rapport har inte ingått att kritiskt granska alla de studier som kartlagts ovan (se dock Söderholm, 2013), men det är trots allt viktigt att påpeka att det finns en stor förbättringspotential gällande genomförandet av många av dessa. Många analyser, t.ex. flera av de CBA-analyser som omnämns i avsnitt 3.1.3, förlitar sig inte på de vägledning och handböcker som finns. I dessa vägledningar betonas t.ex. betydelsen av transparenta referensscenarier och alternativ, något som ofta brister i en del av ovan nämnda analyser. Såsom påpekats ovan är många CBA-analyser väldigt rudimentära. Framtida uppdragsbeskrivningar bör i högre grad än vad som är fallet idag hänvisa till dessa vägledningar då dessa är relevanta för genomförandet av uppdraget.

En viktig begränsning som dock inte nödvändigtvis tydliggörs i de uppdragsbeskrivningar som görs är att samhällsekonomiska analyser kommer i olika skepnader, och det finns inga vägledningar framtagna för alla dessa. Några vägledningar som skulle kunna förbättra det framtida miljömålsarbetet är t.ex. sådana som besvarar följande frågor: (a) hur genomföra *ex ante* analyser av styrmedels kost-

⁷ Sedan 2012 pågår ett forskningsprojekt om en mjuklänkning av Konjunkturinstitutets top-down modell EMEC samt (bottom-up) energisystemmodellen TIMES-Sweden (Krook-Riekkola m.fl., 2013). En viktig fördel med en sådan länkning är att respektive modells styrkor kan förstärka varandra, och på så sätt också förbättra bl.a. det energipolitiska beslutsunderlaget.

nadseffektivitet?; (b) hur utvärdera styrmedels effekter på teknisk utveckling och innovation?; (c) hur mäta och följa upp kostnaderna för miljöpolitiken?; samt (d) vilka marknadsmisslyckanden är potentiellt viktiga på olika miljöområden och varför?

Uppdragsbeskrivningarna skulle också vinna på att tydligare definiera vilken form av beslutstöd som en utredning syftar till (t.ex. underlag inför beslut om att exempelvis införa nya styrmedel, revidera existerande styrmedel (t.ex. höja en skatt), investera i offentligt projekt etc.). Söderholm (2013) påpekar t.ex. att när Naturvårdsverket fick i uppdrag att (*ex post*) utvärdera höjningen av den svenska kväveoxidavgiften bestod en del av uppdraget att analysera hur företagets utgifter hade påverkats av höjningen (med fokus på hur eventuella förändringar fördelats mellan olika branscher). Det framgick dock inte av direktiven varför detta bedömdes vara en viktig fråga, något som i sin tur försvårade Naturvårdsverkets arbete med att belysa effekterna på ett ändamålsenligt sätt. Den kategorisering av samhällsekonomiska analyser som presenteras i Figur 2 bör kunna utgöra ett stöd till utformningen av uppdrag och direktiv genom att den tydliggör vilka typer av analyser som kan utföras samt delvis hur dessa relaterar till varandra.

En viktig utmaning för miljömålsarbetet är att de flesta av miljömålen är långsiktiga, dvs. vi når dem inte idag utan vi måste gradvis jobba för att förhoppningsvis kunna nå de inom en inte alltför långt gången framtid. På samma gång består det dagliga miljömålsarbetet av en rad korta uppdrag och analyser av mer eller mindre isolerade frågeställningar, och förhoppningen är att dessa analyser sammantaget ska föra miljöarbetet framåt. Detta är naturligtvis ett arbete som är svårt att samordna, och det är inte lätt att identifiera några enkla svar på hur detta ska göras på bästa sätt, inte minst eftersom mycket styrs av den aktuella politiska agendan (som mycket sällan har fokus på långsiktiga frågor). Några möjliga lärdomar kan dock vara värda att lyfta fram.

En sådan lärdom är – såsom påpekats ovan – att det är värdefullt med väl genomförda referensscenarier på centrala områden. 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. Scenarierna utgör i sin tur en viktig grund för att i ett andra steg identifiera viktiga barriärer och marknadsmisslyckanden som försvårar måluppfyllelsen. Återigen behövs en ökad förståelse för aktörers drivkrafter, incitament, upplevda barriärer etc. Sådana analyser behöver också uppmärksamma att det inte enbart är marknadsmisslyckanden som bör identifieras och utvärderas utan även ”regleringsmisslyckanden”, såsom lagar och styrmedel på andra områden som försvårar (eller t.o.m. omöjliggör) genomförandet av samhällsekonomiskt lönsamma miljöåtgärder. En systematisk analys av utvecklingstrender och misslyckanden på olika miljöområden skulle kunna utgöra ett viktigt underlag för ett flertal styrmedelsutvärderingar och CBA-analyser.

En annan viktig fråga för framtida analyser är behovet av att i än större utsträckning analysera hur olika styrmedel (ibland kopplade till olika miljömål) interagerar med varandra, dvs. förstärker eller kanske t.o.m. motverkar varandra. Exempelvis behövs fler studier som analyserar (såväl *ex ante* som *ex post*) hur ekonomiska styrmedel interagerar med traditionella regleringar (t.ex. gränsvärden inom ramen för tillståndsprövning) samt hur miljöpolitiken kan förstärkas av en samhällsekonomiskt effektiv innovationspolitik. De flesta miljömål rör flera politikområden (t.ex. avfallspolitik, jordbrukspolitik, energipolitik, klimatpolitik, näringspolitik, regionalpolitik etc.), och för att kunna göra ändamålsenliga prioriteringar behövs en ökad förståelse för hur dessa sammantaget påverkar förutsättningarna för

att nå miljömålen. En central del av samhällsekonomisk analys på miljöområdet är studier som belyser viktiga avvägningar och målkonflikter, samt identifierar och utvärderar alternativ för att hantera dessa konflikter.

Ett stärkt fokus på vilka steg som behöver tas på kort sikt för att nå långsiktiga miljömål berör också frågan om vilka kriterier som styrmedlen ska utvärderas ifrån. Kostnadseffektivitet och samhällsekonomisk effektivitet behöver fortsatt vara viktiga utvärderingskriterier, men de bör också kompletteras med analyser av olika styrmedels förmåga att främja teknisk utveckling och innovation. Även här behövs en ökad förståelse för avvägningar mellan olika styrmedelskriterier; finns det t.ex. en konflikt mellan kostnadseffektivitet och framkomligheten (legitimiteten) i miljöpolitiken och hur ska i så fall styrmedel utformas för att hantera en sådan avvägning?

En viktig fråga som mycket sällan belyses i de studier som kommenteras ovan är förhållandet mellan styrmedel och mål i miljöpolitiken. Det svenska (och även det europeiska) miljömålsarbetet bygger till stora delar på att miljömålen är givna och oberoende av valet av styrmedel. Ibland är dessa mål visionära men ibland också "skarpa" i meningen att det finns konkreta utsläppsmål. Samhällsekonomiska analyser betonar dock ofta betydelsen av att i stället först identifiera samhällsekonomiskt effektiva styrmedel, implementera dessa och sedan låta utfallet på miljön bestämmas endogent (dvs. att utsläppsnivåerna inte är bestämda på förhand). Detta innebär också utifrån ett samhällsekonomiskt perspektiv att om miljöpolitiken i hög grad består av kostnadsineffektiva styrmedel som leder till höga anpassningskostnader för hushåll och företag, bör även målnivån påverkas. Detta ska dock inte uppfattas som att samhällsekonomiska perspektiv implicerar en mindre ambitiös miljöpolitik; poängen är snarare att utformningen av miljöpolitikens mål ofta är mer komplicerad än vad som ofta antas. I Sverige har hög sysselsättning varit ett högt prioriterat mål under mycket lång tid, dock utan att det funnits explicita mål för hur många arbetstimmar eller sysselsatta som ska realiseras i ekonomin vid olika tidpunkter.

Självklart är utformningen av miljöarbetet i hög grad en fråga om politiska avvägningar som inte kan fullt ut ersättas av samhällsekonomiska analyser, men dessa analyser utgör ett viktigt underlag för att förstå konsekvenserna av olika prioriteringar. Miljömålsarbetet är dessutom kantat av en rad olika målkonflikter (också mellan olika miljömål), och ju mer kunskap vi har om dessa desto lättare blir det att identifiera vägval för miljöpolitiken samt utvärdera konsekvenserna av dessa. Här ligger kanske den viktigaste och likväl svåra uppgiften för samhälls-ekonomiska analyser på miljöområdet.

Referenser

- Boverket (2010a). *God bebyggd miljö – förslag till nytt delmål för buller inomhus*, Karlskrona.
- Boverket (2010b). *God bebyggd miljö – utvärdering av delmål för god inomhusmiljö*, Karlskrona.
- Boverket (2011a). *Energi i bebyggelsen – tekniska egenskaper och beräkningar*, Karlskrona.
- Boverket (2011b). *God bebyggd miljö – förslag till nytt delmål för fukt och mögel*, Karlskrona.
- Boverket (2012). *Utvärdering av solvärmebidraget och solvärmestödet*, Karlskrona.
- 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.
- Energimyndigheten (2009). *Kunskapsunderlag angående marknaden för elfordon och labbhybrider*, ER 2009:20, Eskilstuna.
- Energimyndigheten (2010a). *Förslag till en sektorsövergripande biogasstrategi*, ER 2010:23, Eskilstuna.
- Energimyndigheten (2010b). *Finansieringsinstrument för energieffektivisering*, ER 2010:37, Eskilstuna.
- Energimyndigheten (2010c). *Ekonomisk analys av energieffektivisering i bebyggelsen*, Bilaga 1 till Energimyndigheten (2010b), Eskilstuna.
- Energimyndigheten (2011). *Indikatorer och beräkningsmetoder för uppföljning av politik för energieffektivisering*, ER 2011:10, Eskilstuna.
- Energimyndigheten (2012a). *Konsekvenser av kvotplikt för energieffektivisering – kan ett svenskt kvotpliktssystem ge mindre energianvändning?* ER 2012:07, Eskilstuna.
- Energimyndigheten (2012b). *Färdplan 2050: El och fjärrvärmeproduktion*, ER 2012:30, Eskilstuna.
- Energimyndigheten (2012c). *Färdplan 2050: Bostäder och lokaler*, ER 2012:28, Eskilstuna.
- Fiskeriverket (2007). *Genetiska, ekologiska och samhällsekonomiska effekter av fiskutsättningar*, Göteborg.
- Folkhälsoinstitutet (2011). *Ekonomiska beräkningar och bedömningar – kunskapsunderlag för Folkhälsopolitisk rapport 2010*, Solna.
- Hassler, J., och P. Krusell (2013). *Klimatet och ekonomin*, SNS Analys Nr. 14, SNS, Stockholm.
- Hultkrantz, L., och J-E. Nilsson (2004). *Samhällsekonomisk analys*, SNS Förlag, Stockholm.
- Håkansson, C. (2013). "Värdetransferering," I B. Kriström och M. Bonta Bergman (Red.), *Samhällsekonomiska analyser av miljöprojekt – en vägledning*, Sveriges Lantbruksuniversitet, Umeå.
- Jordbruksverket (2010). *CAP efter 2013*, Rapport 2010:12, Stockholm.
- Jordbruksverket (2012a). *Vässa växtskyddet för framtidens klimat*, Rapport 2012:10, Stockholm.
- Jordbruksverket (2012b). *Arbete och liv på landsbygden: Landsbygdens förutsättningar i kunskapsökningen*, Rapport 2012:19, Stockholm.
- Jordbruksverket (2012c). *Tekniskt underlag Landsbygdsprogram 2014-2020*, Rapport 2012:15, Stockholm.

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

Kemikalieinspektionen (2008b). *Ekonomiska styrmedel för bly i ammunition – rapport från ett regeringsuppdrag*, Rapport Nr. 4/08, Sundbyberg.

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

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

Kemikalieinspektionen (2011a). *Kemikalier i varor – strategier och styrmedel för att minska riskerna med farliga ämnen i vardagen*, Rapport Nr. 3/11, Sundbyberg.

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

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

Kemikalieinspektionen (2012a). *Överlåtelse av särskilt farliga kemiska produkter m.m.*, Rapport Nr. 2/12, Sundbyberg.

Kemikalieinspektionen (2012b). *Samhällsekonomisk kostnad för frakturer orsakade av kadmiumintag via maten*, PM 12/12, Sundbyberg.

Klarman, H., J. Francis, och G. Rosenthal (1968). "Cost-Effectiveness Analysis Applied to the Treatment of Chronic Renal Disease," *Medical Care*, Vol. 6, s. 48-54.

Konjunkturinstitutet (2006). *Konsekvenser för skogsindustrin vid ett eventuellt införande av en svensk kilometerskatt*, Specialstudie nr. 10, Stockholm.

Konjunkturinstitutet (2007). *En utvärdering av kostnadseffektiviteten i klimatinvesteringsprogrammen*, Specialstudie nr. 12, Stockholm.

Konjunkturinstitutet (2009). *En utvärdering av kostnadseffektiviteten i stödet till energiinvesteringar i lokaler för offentlig verksamhet*, Specialstudie nr. 22, Stockholm.

Konjunkturinstitutet (2012). *Miljö, ekonomi och politik 2012*, Stockholm.

Konjunkturinstitutet (2013). *Miljö, ekonomi och politik 2013*, Stockholm.

Krström, B., och M. Bonta Bergman (Red.) (2013). *Samhällsekonomiska analyser av miljöprojekt – en vägledning*, Sveriges Lantbruksuniversitet, Umeå.

Krook-Riekkola, A., C. Berg, E. Ahlgren, och P. Söderholm (2013). *Challenges in Soft Linking: The Case of EMEC and TMES-Sweden*, Working Paper No. 133, Konjunkturinstitutet, 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*. En konsekvensanalys, Borlänge.

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

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

Naturvårdsverket (2008b). *Kostnads-nyttoanalys som verktyg för prioritering av efterbehandlingsinsatser*, Rapport 5836, Stockholm.

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

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

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

Naturvårdsverket (2009b). *Sveriges åtagande i Baltic Sea Action Plan – Konsekvensanalys*, Rapport 5984, Stockholm.

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

Naturvårdsverket (2009d). *Vad kan havet ge oss? Östersjön och Västerhavets ekosystemtjänster*, Rapport 5937, Stockholm.

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

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

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

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

Naturvårdsverket (2011b). *Nyttan av att minska livsmedelssvinnet i hela kedjan*, Rapport 6454, Stockholm.

Naturvårdsverket (2012a). *Nyttan av att minska matsvinnet*, Rapport 6527, Stockholm.

Naturvårdsverket (2012b). *Förslag till mål för friluftspolitiken*, Rapport 6476, Stockholm.

Naturvårdsverket (2012c). *Kometprogrammet – avrapportering 2012*, Rapport 6516, Stockholm.

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

Naturvårdsverket (2012e). *Förslag till ändring av miljöbalken – konsekvensanalys av tydligare kommunalt ansvar för återanvändning av hushållsavfall*, WSP rapport, Stockholm.

Naturvårdsverket (2012f). *Underlag till en färdplan för ett Sverige utan klimatutsläpp 2050 – huvudrapport och bilagor*, Stockholm.

Naturvårdsverket (2012g). *Ett mål flera medel. Styrmedelskombinationer i klimatpolitiken*, Rapport 6491, Stockholm.

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

Naturvårdsverket (2012i). *Potentiellt miljöskadliga subventioner*, Rapport 6455, Stockholm.

Naturvårdsverket (2012j). *Utvärdering av 2008 års höjning av kväveoxidavgiften*, Rapport 6528, Stockholm.

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

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

Pädam, S., K. Carlsson, J. Farelius, och U. Isberg (2013). *Kartläggning och granskning av samhälls-ekonomiska analyser inom miljömålsområdet*, WSP Analys & Strategi, Stockholm.

Riksantikvarieämbetet (2008). *Metodhandledning i samhälls-ekonomisk konsekvensanalys*, Stockholm.

Riksantikvarieämbetet (2010). *Ekonomisk värdering av kulturmiljön – resultat från värderingsstudier av kulturresevat i Småland*, Stockholm.

Sjöfartsverket (2008). *Översyn av den samhälls-ekonomiska bedömningen av en utbyggnad av Södertälje kanal och sluss*, Norrköping.

Sjöfartsverket (2009). *Samhälls-ekonomisk bedömning av en utbyggnad av farleden till Gävle hamn*, Norrköping.

Skogsstyrelsen (2008). *Samhälls-ekonomisk konsekvensanalys av skogsmarks- och ytvattenkalkning*, Rapport 2, Jönköping.

Skogsstyrelsen (2009). *Ekonomisk beskrivning av konsekvenser i samband med ledningsintrång i skogsmark*, Rapport 6, Jönköping.

Statens folkhälsoinstitut (2011). *Ekonomiska beräkningar och bedömningar – Kunskapsunderlag för folkhälsopolitisk rapport 2010*, Rapport 2011:20, Stockholm.

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

Strålsäkerhetsmyndigheten (2009). *Nationell plan för allt radioaktivt avfall, bilaga 1: konsekvensanalys*, Stockholm.

Söderholm, P. (2007). *Modeling the Economic Costs of Climate Policy*, Rapport 2007:12, Luleå tekniska universitet

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

Tillväxtanalys (2008). *Konsten att nå både klimatmål och god tillväxt – underlag till en klimatstrategi för EU*, Östersund.

Tillväxtanalys (2011a). *Miljödriven näringslivsutveckling – analys av förutsättningar nationellt och regionalt*, Rapport 2011:02, Östersund.

Tillväxtanalys (2011b). *Utvärdering av regeringens miljöteknikstrategi. Delrapport 1: utvärderingsansats och tidiga reflektioner*, Working Paper/PM 2012:20, Östersund.

Tillväxtanalys (2012). *Privat riskkapital och Cleantech – förutsättningar och hinder utifrån investerarnas perspektiv*, Rapport 2012:10, Östersund.

Tillväxtverket (2012). *Samhälls-ekonomiska effekter vid nedläggning av landsbygdsbutiker*, Rapport 0116, Stockholm.