

# Miljö ekonomi och politik

---

2012







Miljö, ekonomi och politik  
2012

**KONJUNKTURINSTITUTET** gör prognoser som används som beslutsunderlag för den ekonomiska politiken i Sverige. Vi analyserar den ekonomiska utvecklingen, i Sverige och internationellt, och forskar inom områdena svensk ekonomi och miljöekonomi. Konjunkturinstitutet är en statlig myndighet under Finansdepartementet och vår verksamhet finansieras till största delen med statsanslag. I likhet med andra myndigheter har Konjunkturinstitutet en självständig ställning och svarar själv för de bedömningar som redovisas.

Den årliga rapporten **Miljö, ekonomi och politik** är en översyn och analys av miljöpolitikens samhällsekonomiska aspekter. Konjunkturinstitutets uppdrag på det miljöekonomiska området är att producera kvalificerade samhällsekonomiska analyser som förbättrar beslutsunderlaget för den svenska miljö- och klimatpolitiken. Du kan ladda ner den från vår webbplats, [www.konj.se/miljoekonomi](http://www.konj.se/miljoekonomi).

# Förord

Konjunkturinstitutet har av regeringen fått uppdraget att ta fram en årlig miljöekonomisk rapport – ”Myndigheten ska, i samråd med Naturvårdsverket, utarbeta en årlig rapport om miljöpolitikens samhällsekonomiska aspekter, däribland den ekonomiska politikens kort- och långsiktiga effekter på riksdagens mål för miljö kvalitet och på en i övrigt miljömässigt hållbar utveckling. Den första rapporten ska lämnas till regeringen (Finansdepartementet) senast den 31 december 2012.”

Årets rapport fokuserar på klimatpolitiken. Rapporten inleds med ett kapitel som förklarar hur nationalekonomisk analys kan bidra till miljöpolitiken och vad olika nationalekonomiska begrepp innebär. Därefter analyseras de styrmedelsval som Sverige gjort och hur vi kan se på dem ur ett kostnadseffektivitetsperspektiv. Det följs av en scenarioanalys där vi beräknar ett utsläppsmål till 2030 och ser hur det kan nås genom höjd koldioxidskatt, bränsleeffektivisering i transportsektorn och användande av kolsänkor. Rapporten avslutas med några fördjupningar som behandlar möjligheter och svårigheter med att mäta hållbar utveckling, behovet av riktlinjer för att värdera koldioxidutsläpp, frågan om energieffektivisering leder till energibesparing, interaktionen mellan klimat- och energipolitiska mål och om gröna jobb finns och vad de är. Vår förhoppning är att lärdomar från tidigare klimatpolitik ska förbättra politikens kostnadseffektivitet framöver.

Ett stort tack riktas till Konjunkturinstitutets vetenskapliga råd som består av Professor Runar Brännlund (ordförande), Professor Thomas Aronsson, Docent Karin Bäckstrand, Professor Georgia Destouni, Professor Ing-Marie Gren och Professor Patrik Söderholm. Rådet har följt arbetet med den årliga rapporten och löpande lämnat värdefulla synpunkter. Rapportens analys och slutsatser svarar dock Konjunkturinstitutet för.

I rapporten lämnar det vetenskapliga rådet en utblick över vad de tror kommer att bli intressant för svensk miljöpolitik framöver. Tanken är att några av dessa idéer ska fångas upp i kommande miljöekonomiska rapporter.

Till rapporten bifogas en reservation från Naturvårdsverket.

Författare till rapporten är Charlotte Berg, Jonas Björnerstedt, Tomas Forsfält, Örjan Furtenback, Linda Sahlén, Eva Samakovlis och Maria Vredin Johansson, vid Konjunkturinstitutets miljöekonomiska enhet.

Arbetet med rapporten har letts av forskningschef Eva Samakovlis.

Mats Dillén  
Generaldirektör  
Stockholm i december 2012



# Innehåll

Sammanfattning .....	7
1 Miljöekonomi och politik – en introduktion.....	25
1.1 Vad är miljöekonomi? .....	25
1.2 Miljöpolitiska styrmedel .....	30
1.3 Miljöpolitik i korthet.....	34
1.4 För en effektiv miljöpolitik behövs utvärdering.....	37
2 Klimatpolitiska styrmedel.....	41
2.1 Klimat- och energiskatter.....	46
2.2 Subventioner i klimat- och energipolitiken.....	58
2.3 Stöd till teknologisk utveckling i klimat- och energipolitiken.....	73
2.4 Handel med utsläppsrätter.....	82
2.5 Klimatanpassning.....	98
2.6 Skogsbruk och annan markanvändning.....	106
3 Scenarier för ekonomins och politikens effekter på klimatmålet .....	113
3.1 Allmänjämviktsanalys och EMEC – en översikt.....	114
3.2 Referensscenario.....	116
3.3 Energieffektiviserings- och utsläppsmål 2020 .....	118
3.4 Utsläpp av växthusgaser efter 2020.....	121
3.5 Styrmedel och teknik mot 2030 .....	123
3.6 Skogsbruk och annan markanvändning.....	125
4 Fördjupningsanalyser.....	131
4.1 Kan hållbar utveckling mätas?.....	131
4.2 Sverige behöver riktlinjer för värdering av koldioxid.....	140
4.3 Leder energieffektivisering till energibesparing? .....	148
4.4 Den ekonomiövergripande rekyleffekten i Sverige.....	157
4.5 Interaktion mellan de klimat- och energipolitiska målen.....	168
4.6 Gröna jobb – vad är det och finns de? .....	179
5 Vetenskapliga rådets utblick .....	189
Referenser .....	195
Bilaga: Naturvårdsverkets reservation.....	211





# Sammanfattning

Konjunkturinstitutet har fått i uppdrag av regeringen att ta fram en årlig miljöekonomisk rapport. Årets rapport fokuserar på klimatpolitiken.

Utsläppen av växthusgaser är ett globalt miljöproblem som kan betraktas som historiens största marknadsmisslyckande. Enligt den senaste utvärderingen från FN:s klimatpanel har jordens medeltemperatur stigit med 0,7 grader sedan 1906. De slår fast att människans utsläpp av växthusgaser, med stor sannolikhet, har orsakat merparten av den observerade temperaturökningen. Fortsatta temperaturökningar kommer att få omfattande konsekvenser för en stor del av jordens befolkning. Därför är det av yttersta vikt att minska de globala utsläppen av växthusgaser.

För att på sikt kunna stabilisera halten av växthusgaser i atmosfären har EU antagit det så kallade tvågradersmålet, som innebär att ökningen av den globala medeltemperaturen bör begränsas till 2°C (över förindustriell nivå). För att uppnå målet behöver utsläppen av växthusgaser minska med mer än 50 procent till 2050, jämfört med 1990, och bli nära noll år 2100. Det bedöms innebära att de globala genomsnittliga utsläppen måste ner från dagens 7 ton per capita till 2 ton per capita 2050 och vidare ner under 1 ton per capita 2100. För att nå dit krävs det en omfattande omställning av hela samhället. Det är en enorm utmaning för klimatpolitiken, vars kostnader i hög utsträckning kommer bero på vilka styrmedel som väljs.

Koncentrationen av växthusgaser i atmosfären påverkas på samma sätt oavsett var utsläppen minskar, vem som minskar utsläppen eller hur utsläppen minskar. Detta får konsekvenser för hur klimatpolitiken ska utformas. Med en kostnadseffektiv klimatpolitik kan större utsläppsminskningar åstadkommas till samma kostnad. I den nationalekonomiska litteraturen finns det tydliga principer för hur en effektiv klimatpolitik ska utformas. De viktigaste beståndsdelarna är att:

- arbeta för en internationell samordning av klimatpolitiken
- sätta ett pris på utsläppen av växthusgaser, genom skatter eller handel med utsläppsrätter
- främja forskning och teknikutveckling

Sverige har under lång tid fört en ambitiös klimatpolitik, som inneburit införandet av flera olika styrmedel. I kapitel 2 analyseras de styrmedelsval som Sverige gjort för att nå klimatmålet till 2020. Vi diskuterar också framtida behov av klimatanpassning och möjligheten att utnyttja skogen som kolsänka. I kapitel 3 görs en scenarioanalys där vi härleder ett utsläppsmål till 2030 och i kapitel 4 presenteras några fördjupningar. Rapporten inleds med ett kapitel som förklarar hur nationalekonomisk analys kan bidra till miljö- och klimatpolitiken. Nedan följer en sammanfattning av varje del i rapporten.

# 1 Miljöekonomi och politik – en introduktion

**Nationalekonomi är en disciplin som studerar hur samhället ska hushålla med knappa resurser.** Med resurser avses arbetskraft och kapital, i form av maskiner och byggnader, men även miljö- och naturresurser. Att resurser är knappa betyder att alla behov inte kan tillfredsställas och att samhället därför tvingas prioritera. En fråga som nationalekonomer försöker besvara är hur samhällets resurser ska fördelas så att högsta möjliga välfärd nås. I välfärdsbegreppet ingår alla individers värderingar av allt som produceras, konsumeras eller utnyttjas, vilket innefattar miljö- och naturresurser.

**Samhällsekonomisk effektivitet handlar om hur samhällets resurser, så väl materiella som miljö- och naturresurser, kan fördelas så effektivt som möjligt.** Resurser bör omfördelas så länge det medför att åtminstone någon får det bättre utan att någon annan får det sämre. När det inte längre går att hitta sådana omfördelningar är fördelningen samhällsekonomiskt effektiv. I en ekonomi med fullständig konkurrens, fullständig information och inga marknadsmisslyckanden blir resursallokeringen effektiv.

**Marknadsmisslyckanden innebär en anledning för samhället att styra om resursfördelningen.** I miljöekonomi är det framförallt förekomsten av kollektiva varor och externa effekter som gör att marknaden misslyckas med att fördela resurser på bästa sätt. Miljöresurser genererar varor och tjänster som har karaktären av kollektiva varor, till exempel frisk luft och rent vatten. Kollektiva varor saknar väldefinierade äganderätter och kännetecknas av att en aktörs konsumtion inte påverkar andra aktörers möjlighet att konsumera och att ingen heller kan utestängas från konsumtion av nyttigheten. Att kollektiva varor saknar äganderätter och marknadspriser gör att det i allmänhet saknas ekonomiska incitament att hushålla med dem. En oreglerad marknad kan då leda till att dessa resurser överutnyttjas. Med externa effekter avses påverkan på andras konsumtion eller produktion som ett företags produktion, eller ett hushålls konsumtion, medför och som inte grundas på en ekonomisk transaktion mellan parterna. Externa effekter kan vara både positiva och negativa. Förekomsten av externa effekter innebär att det finns samhällsekonomiska kostnader och intäkter som inte avspeglas i marknadspriserna och som därför inte beaktas. För att rätta till prissignalerna och styra om resursanvändningen behöver marknaderna korrigeras med styrmedel.

**Kostnadseffektivitet handlar om hur vi ska få så stor miljöeffekt som möjligt till en given kostnad.** När miljömålen är satta består den nationalekonomiska utmaningen av hur målen ska nås till så låg kostnad för samhället som möjligt. Kostnadseffektivitet har med andra ord inget med den miljöpolitiska ambitionsnivån att göra. Ett nödvändigt villkor för en kostnadseffektiv utsläppsreduktion innebär att marginalkostnaderna för att minska utsläppen är lika stora för samtliga utsläppskällor. Med ekonomiska styrmedel kan en given utsläppsminskning nås till lägsta kostnad för samhället

**För att öka miljöpolitikens kostnadseffektivitet behövs ekonomiska utvärderingar.** När miljömålssystemet infördes skapades ett system för uppföljning och utvärdering. Fram till 2007 fanns krav i myndigheternas regleringsbrev på att åtgärder för att nå miljömålen ska vara kostnadseffektiva och föregås av konsekvensanalyser. Dessa krav har ersatts av en svagare skrivning i Naturvårdsverkets instruktion om att Naturvårdsverket ska utveckla, följa upp och utvärdera tillämpningen av samhällsekonomiska analyser inom miljömålssystemet. Detta riskerar att försämra kostnadseffektiviteten.

## 2 Klimatpolitiska styrmedel

### 2.1 KLIMAT- OCH ENERGISKATTER

**Beskattning av energianvändning är ett av de viktigaste styrmedlen för att minska koldioxidutsläppen och för att öka energieffektiviteten.** Dagens energibeskattnings skiljer sig från det skattesystem som i teorin skulle ge en kostnadseffektiv styrning.

**Vissa undantag i koldioxidskatten har tagits bort eller minskats vilket ökat kostnadseffektiviteten.** De klimat- och energipolitiska beslut som togs 2009 har inneburit att politiken renodlats. Färre undantag gör att koldioxidskatten blir mer likformigt fördelad över utsläppskällor och att styrningen mot minskade utsläpp blir mer kostnadseffektiv. Med andra ord innebär den förändrade skattstrukturen att samma utsläppsnivå kan nås till en lägre kostnad och med en lägre generell nivå på koldioxidskatten.

**Utsläppen inom EU ETS undantas från koldioxidskatt vilket minskar dubbelstyrningen.** Koldioxidskatten slopades för bränslen som förbrukas i anläggningar som omfattas av EU:s system för handel med utsläppsrätter (EU ETS).

**Att ta bort resterande undantag i koldioxidskatten kan vara kostnadseffektivt.** För industrin utanför EU ETS och för jord- och skogsbruket är koldioxidskatten nedsatt med 40 procent och för diesel i jord- och skogsbruksmaskiner återbetalas koldioxidskatten motsvarande en nedsättning på 30 procent. Dessa nedsättningar berör en relativt liten del av de totala utsläppen, ca 3 miljoner ton. Konjunkturinstitutets analys visar att en mer enhetlig skatt skulle vara en kostnadseffektiv åtgärd för att minska utsläppen. Regeringen menar dock att det finns risk för koldioxidläckage om skatten höjs, det vill säga att produktion och därmed utsläpp flyttar utomlands.

**Koldioxidskatten har haft liten inverkan på prisutvecklingen för drivmedel jämfört med oljepriset.** Koldioxidskatten infördes 1991 på fossila bränslen, samtidigt sänktes bensinskatten. Sedan 1991 har koldioxidskatten höjts ett flertal gånger, men för bensin har den totala punktskatten varit i stort sett oförändrad under perioden 1993–2012. Införandet av koldioxidskatten har med andra ord inte haft något genomslag på bensinpriset. Råoljepriset har varit en viktigare faktor för att förklara förändringar i efterfrågan på bensin. Däremot har koldioxidskattens utveckling inneburit att andelen av den totala punktskatten som är kopplad till fossila koldioxidutsläpp är stor, vilket ger förnybara bränslen en konkurrensfördel.

**Energiskatten har övergått till att styra mot en effektivare energianvändning.** I Sverige och övriga Europa genomförs en förändring för att energiskatten per energienhåll ska utjämnas mellan bränslen. Det ökar kostnadseffektiviteten för att nå energieffektiviseringsmålet. För elanvändning i industrin, både inom och utanför EU ETS, är energiskatten i nivå med EU:s minimikrav. För övriga näringslivet och för hushåll är energiskatten på el betydligt högre. Tidigare har det motiverats med att fossila bränslen som används i elproduktionen inte beskattas, ett argument som inte håller idag då elproduktionen ingår i EU ETS. Beskattningen inom näringslivet är enhetlig inom en bransch för olika fossila bränslen men varierar mellan branscher.

**Sverige bör verka inom EU för att drivmedelsskatten harmoniseras och att skatten på diesel och bensin utjämnas.** För drivmedel är energiskatten inte enhetlig. Högst är energiskatten på bensin, högre än på diesel, även efter den skattehöjning som planeras för 2013 på 20 öre per liter diesel. Att skatten på bensin är högre än på diesel gäller för

de flesta EU-länder. I arbetet med att förändra EU:s energiskattedirektiv föreslås att energiskatten succesivt utjämnas mellan bensin och diesel genom att skatten sätts i relation till energiinnehållet, på samma sätt som för uppvärmningsbränslen. Energiskatten på diesel i Sverige är betydligt lägre än de miniminivåer som föreslagits, vilket är en följd av att Sverige har en hög koldioxidskatt. Om förslaget går igenom kan Sverige på sikt antingen behöva fördubbla energiskatten på diesel eller sänka energiskatten på bensin. Den sammanlagda punktskatten på diesel är högre än summan av EU:s minimikrav på energiskatten och koldioxidskatten. Om energiskatten på bensin behålls, innebär en fördubbling av energiskatten på diesel en ökning av dieselpriiset med ungefär 1 krona och 50 öre per liter.

**Det är motiverat att ta ett första steg mot att biobränslen omfattas av energiskatt.**

Energianvändningen, mätt som inhemsk slutlig användning, i Sverige 2008 var ca 380 TWh. Drygt en fjärdedel av den slutliga användningen beskattas inte med energiskatt. Framför allt rör det användning av fjärrvärme och biobränslen. Energieffektiviseringsmålet omfattar både fossil och biobränslebaserad energianvändning. För att energiskatten ska vara ett kostnadseffektivt styrmedel ska den vara proportionell mot bränslets energiinnehåll för alla bränslen och all användning. Att energibeskattna biobränslen kan dock få konsekvenser för möjligheterna att nå förnybarhetsmålet.

## **2.2 SUBVENTIONER I KLIMAT- OCH ENERGIPOLITIKEN**

**Subventioner i klimat- och energipolitiken motiveras bland annat av att skatten på koldioxid inte ensidigt kan sättas högt utan risk för koldioxidläckage.** I sådana fall kan subventioner till förnybar energi vara ett komplement. Förutom direkta subventioner är det framför allt två andra stödformer som använts för att öka mängden förnybar energi i Europa: elcertifikat, en kvantitetsbaserad ersättning till producenter av förnybar energi, och feed-in tariffer, en prisbaserad ersättning till förnybar energi.

**Subventioner bör kunna motiveras utifrån ett marknadsmisslyckande.** Ett problem med att ensidigt sätta en hög skatt på koldioxid i Sverige är risken för koldioxidläckage. Den bästa lösningen kan då i stället vara en kombination av skattelättnader och subventioner till substitut som till exempel förnybar energi. Ett annat motiv till subventioner är positiva externa effekter som till exempel spridningseffekter. Utveckling av ny teknik leder till kunskapsspridning som kommer andra än bara investerarna till del. Ytterligare ett motiv är problem med att identifiera och beskatta förorenarna, till exempel på grund av utsläppen är gränsöverskridande eller skedde för länge sedan.

**Investeringsstöd har inte varit kostnadseffektiva samt omfattats av höga administrationskostnader och incitamentsproblem.** Statliga investeringsstöd har förekommit kontinuerligt sedan slutet av 1990-talet. De inleddes 1998 med det Lokala investeringsprogrammet som följdes av Klimatinvesteringsprogrammet, Stöd till hållbara städer och Stöd till energieffektiviseringar i offentliga lokaler. Det totala bidragsbeloppet för investeringsstöden uppgår till 12 miljarder kronor. Konjunkturinstitutets utvärderingar visar att det är svårt att fördela bidragen kostnadseffektivt och att de medför höga administrationskostnader. I utvärderingarna har det inte gått att fastställa hur stora utsläppsminskningar stöden medfört eftersom det varit omöjligt att isolera stödets effekter från utsläppsminskningar som andra styrmedel åstadkommit. Flera utvärderingar visar också att en del av åtgärderna skulle ha genomförts även utan stöd.

**Det främsta styrmedlet för att nå förnybarhetsmålet är systemet med elcertifikat** som infördes 2003. Målet är att öka mängden förnybar el med 25 terawattimmar till 2020. Elcertifikatsystemet innebär att certifikatberättigade producenter av förnybar el får ett certifikat för varje megawattimme el som de producerar. Genom försäljning av elcertifikat får producenterna av förnybar el en ökad intäkt vilket ger incitament till ökad produktion. Efterfrågan på elcertifikat skapas genom kvotplikten som innebär att kvotpliktiga elhandelsföretag måste köpa certifikat i förhållande till sin försäljning och användning av el. Systemet har snabbt ökat mängden förnybar energi. De största ökningarna har skett för biobränsle och vindenergi. Under 2011 omsatte elcertifikatmarknaden ca 3,7 miljarder kronor vilket är fyra gånger så mycket som utgifterna för klimat- och energisubventionerna samma år. I april 2012 hade den förnybara elproduktionen ökat med 13 terawattimmar sedan elcertifikatsystemet infördes.

**Elcertifikat är ett kostnadseffektivt och teknikneutralt styrmedel.** Priset på elcertifikat varierar över tiden men är lika för alla energikällor. Det innebär att elcertifikat uppfyller marginalkostnadsvillkoret för kostnadseffektivitet. I genomsnitt har priset legat runt 240 kronor per MWh under perioden 2006 till 2011. Elcertifikat är teknikneutralt eftersom flera förnybara energikällor ingår i systemet – vindkraft, solenergi, vågenergi, geotermisk energi, biobränslen och viss vattenkraft – och eftersom subventionen är lika för alla produktionsslag. I praktiken är det främst billiga förnybara energikällor som vind och vatten som har subventionerats. Då den förnybara energin kommer från flera kraftkällor innebär det att ersättningen till samtliga kraftkällor är lika med ersättningen till den dyraste källan som behövs för att uppfylla kvotplikten. Därmed uppstår ett producentöverskott som kan vara väsentligt för de billigare kraftkällorna. Motsvarande överskott uppstår vid all marginalkostnadsprissättning.

**Flera EU-länder använder feed-in tariffer för att öka produktionen av förnybar el.** Feed-in tariffer garanterar producenterna av förnybar el ett överenskommet pris per MWh under en överenskommen tidsperiod. Om feed-in tarifferna sätts lika för alla kraftkällor uppfyller feed-in tarifferna kostnadseffektivitetsvillkoret. I praktiken har emellertid feed-in tarifferna varierat mellan kraftkällorna. Detta innebär att dyra kraftkällor subventioneras mer än billiga, vilket inte är kostnadseffektivt.

**Utvärderingar av befintliga system visar att elcertifikatsystemet fungerar mindre bra för att främja ny teknologi jämfört med feed-in tariffer.** Utvärderingarna pekar på att kvantitetsbaserade styrmedel – som de tillämpats – gett större incitament till introduktion av förnybara energialternativ med låga kostnader som vindenergi medan prisbaserade styrmedel – som de tillämpats – gett större incitament till dyrare teknologier som solcellsel.

**Även om systemen i olika länder är svåra att jämföra visar utvärderingar att elcertifikaten kostar mer än feed-in tarifferna** trots att elcertifikaten är kostnadsminimerande och att produktionskostnaderna varit likartade i de olika länderna. Jämförelsen är emellertid komplicerad eftersom det finns många lands- och styrmedelsspecifika förutsättningar som inte går att ta hänsyn till. En förklaring som framförts till att elcertifikaten är dyrare är att investerare kräver en riskpremie – ett elcertifikatpris högre än den specifika produktionskostnaden – för att våga satsa på förnybar energi. För mer definitiva policyslutsatser krävs fler detaljerade utvärderingar av de olika systemen.

**Elcertifikat och feed-in tariffer kan komplettera varandra.** I utvärderingssammanhang är det viktigt att känna till huvudsyftet med det system som införts. Om syftet är att

öka mängden förnybar energi snabbt fungerar elcertifikat bättre än feed-in tariffer. Om syftet däremot är att på längre sikt skapa en diversifierad portfölj av förnybar energi är förhållandet det motsatta. Elcertifikat och feed-in tariffer kan därför stödja olika delar av en teknologisk marknadsmognad och bör därför ses som komplement till varandra. Båda systemen kan behövas i innovationsprocessen, men vidare utredning behövs för att se hur de kan kombineras. Med justeringar som differentierad kvotplikt i elcertifikatsystemet och flexibla tariffer kan systemen närma sig varandra.

## 2.3 STÖD TILL TEKNOLOGISK UTVECKLING I KLIMAT- OCH ENERGIPOLITIKEN

**I ett långsiktigt perspektiv kommer teknologisk utveckling spela stor roll för möjligheterna och kostnaderna för att begränsa klimatförändringarna.** Hur stöden utformas påverkar klimatpolitikens kostnadseffektivitet. I varje skede av innovationsprocessen bör stöd motiveras utifrån de marknadsmisslyckanden som stödet avser att korrigera.

**Stöd till FoU kan komplettera prissättande styrmedel.** En indirekt effekt av styrmedel som prissätter koldioxid är att avkastningen på klimatrelaterad forskning ökar. Det finns dock indikationer på att en skatt eller ett handelssystem inte ger tillräckliga incitament för teknisk utveckling. Behovet av åtgärder för att stödja FoU motiveras av att det förekommer två marknadsmisslyckanden: bristen på ett optimalt globalt pris på koldioxidutsläpp och forskningens kollektiva karaktär. Kostnaderna för klimatpolitiken kan då bli lägre om prissättande styrmedel kompletteras med stöd till FoU.

**Stöd till FoU kan motiveras då privata investeringar är mindre än vad som är samhällsekonomiskt önskvärt.** Kostsam utveckling av ny teknik måste generera tillräckliga intäkter för att vara lönsam, vilket kan ta tid. Samtidigt finns en risk att andra aktörer kan tillgodogöra sig den nya tekniken till låg kostnad. Detta är en form av marknadsmisslyckande. Ny kunskap spiller över från ett företag till ett annat utan ekonomisk kompensation. Denna risk kan ha en återhållande effekt på teknisk utveckling.

**Stöd till marknadsintroduktion kan motiveras utifrån inlärningseffekter och skaleffekter.** Inlärningseffekter som inte är företagspecifika är ett marknadsmisslyckande som liknar spridningseffekterna i FoU. Syftet med stöd till marknadsintroduktion är att subventionera annars olönsam produktion. Förhoppningen är att produktionsprocessen ska leda till lägre produktionskostnader över tid, på grund av skalfördelar och inlärningseffekter. Inlärningseffekten varierar mellan olika typer av förnybar energi. Eftersom marknaderna för förnybara teknologier för elproduktion är globala är också inlärningseffekterna det. Därför bör stöd utformas med hänsyn till vad andra länder gör. Det är dock oklart i vilken grad inlärningseffekter motiverar offentliga stöd då det finns stora svårigheter med att mäta dessa effekter.

**Offentliga anslag till energirelaterad FoU globalt är små** i relation till stöd till marknadsintroduktion och till förväntade investeringar i ny produktion. Total FoU globalt inom förnybara energikällor, såväl offentlig som privat var 5,6 miljarder dollar 2009, varav den offentliga forskningen utgjorde ungefär hälften. Stora investeringar förväntas de kommande decennierna i energisektorn globalt. Enligt IEA:s prognos förväntas 16 900 miljarder dollar investeras mellan 2011 och 2035. Det innebär att offentliga utgifter till FoU endast uppgår till mindre än en halv procent av de förväntade årliga investeringarna. Stöd till förnybar energi var 57 miljarder dollar 2009 vilket är ca 20 gånger större än offentligt stöd till FoU.

**Svenska offentliga anslag till energirelaterad FoU har minskat** i förhållande till annan forskning, både i Sverige och internationellt, och över tid (i jämförelse med toppen i början av åttiotalet). År 1980 var andelen offentliga anslag för forskning, utveckling och demonstration i energiområdet 12 procent inom OECD länderna. Idag är motsvarande siffra 4 procent. En liknande minskning har skett i Sverige, från 11 procent 1982 till 4 procent 2010.

**Det finns mycket lite empiriskt stöd för hur stor offentliga anslag till FoU bör vara.** Hur stor den offentliga forskningen bör vara inom förnybar energi borde bero på hur stor dess avkastning är. Dessutom beror det på avkastningen av annan, icke energirelaterad, forskning då en ökad satsning på klimat- och energiforskning innebär att utrymmet för satsningar på annan forskning blir mindre. Tyvärr separerar studier av inlärningseffekter sällan effekter från FoU från kostnadsreduktioner som realiserar i driftsättning, vilket innebär att det är oklart vilken typ av insats som är mest motiverad och i vilken omfattning. Det finns mycket lite empiriskt stöd för hur mycket offentligt stöd energiforskningen borde ha. Eftersom ökat stöd till klimat- och energirelaterad forskning riskerar att tränga ut annan forskning behövs vidare utredning.

#### **2.4 HANDEL MED UTSLÄPPSRÄTTER**

**EU:s utsläppshandelssystem (EU ETS) är det viktigaste styrmedel för att minska utsläppen av växthusgaser kostnadseffektivt inom EU.** Handelssystemet kompletteras med möjligheten för företag och länder att köpa utsläppsreducerande krediter via mekanismen för ren utveckling (CDM).

**CDM har lyckats generera kostnadseffektiva utsläppsreduktioner** genom att projekt genomförs i länder med låga kostnader för utsläppsminskningar. Genomsnittspriset för svenska statens köp av utsläppskrediter under perioden 2002–2009 ligger mellan 81 och 96 kronor per ton CO<sub>2</sub>e. I en jämförelse med kostnaden för att minska utsläppen genom andra åtgärder framstår CDM som ett kostnadseffektivt styrmedel.

**CDM har varit framgångsrikt när det gäller att utveckla en ny marknad för projektbaserade utsläppsreduktioner av växthusgaser.** Marknaden för CDM tog fart 2005 då införandet av EU ETS ledde till att den privata sektorn började investera. I september 2012 hade mer än en miljard ton utsläppsreduktioner genererats och med de projekt som planeras beräknas 2,7 miljarder ton utsläppsreduktioner genereras till slutet av 2012 och ytterligare 6,5 miljarder till 2020.

**Additionaliteten i CDM-projekten har kritiserats, men problemen har minskat.** Det är väsentligt att de utsläppsreduktioner som projekten förväntas ge upphov till verkligen realiserar. Många av de studier som framfört kritik om bristande additionalitet har genomförts före 2007. Sedan dess har andelen projekt som utsätts för fördjupad granskning ökat dramatiskt. CDM har även fått kritik för att bedömningen medför att registreringsprocessen blir utdragen och dyr. För att komma tillrätta med detta krävs att metoderna för att bedöma projektens additionalitet standardiseras och att ansökningar kan behandlas snabbare och mer effektivt. Detta ingår i reformarbetet.

**CDM har varit viktig rent förhandlingsmässigt** när det gäller att få med utvecklingsländerna i klimatarbetet. Industriländerna bekostar åtgärder i utvecklingsländer och i utbyte deltar utvecklingsländerna i fortsatta förhandlingar om utvecklingen av ett

framtida klimatavtal. En vanlig kritik mot CDM har varit att industriländerna lägger beslag på de billigaste utsläppsreduktionerna i utvecklingsländerna. Analyser visar att det fortfarande finns gott om lågkostnadsalternativ i världsländerna.

**Den geografiska spridningen av CDM-projekt är liten** och kritik har framförts om att CDM följer vanliga investeringsmönster från industriländer till stora relativt långt utvecklade länder som Kina, Indien och Brasilien, medan få projekt finns i de fattigaste regionerna. För perioden 2013-2020 har EU beslutat att stater och företag endast ska få tillgodoräkna sig utsläppsreduktioner från projekt i de minst utvecklade länderna. CDM:s effekter på hållbar utveckling har ifrågasatts. Detta kan förhoppningsvis förbättras med större geografisk spridning av projekten.

**Det svenska CDM-programmet inriktas mot förnybar energi och energieffektivisering** för att de projekten anses ge ett tydligare bidrag till hållbar utveckling i världsländerna.

**EU ETS syftar till att minska utsläppen från energiintensiv industri och energiproduktion kostnadseffektivt.** Efter systemets införande har två målsättningar tillkommit, nämligen att ge långsiktiga incitament för innovation och investeringar i koldioxidsnål teknik samt att utsläppsminskningarna ska vara i sådan omfattning att de bidrar till de minskningsnivåer som anses nödvändiga för att undvika farlig klimatförändring.

**Ökad auktionering inom EU ETS är positivt ur fördelningssynpunkt och ur effektivitetssynpunkt.** Auktionering ska vara huvudprincipen för allokering av utsläppsrätter i tredje handelsperioden. År 2013 ska 50 procent av utsläppsrätterna auktioneras ut, 2020 ska 70 procent auktioneras och 2027 ska alla utsläppsrätter auktioneras. Valet av tilldelningsprincip är i första hand en fråga om fördelning av förmögenheter och inte effektivitet. För att effektiviteten ska påverkas måste företagens beteende förändras beroende av tilldelning. Om företag som signalerar höga kostnader för utsläppsminskning får en större tilldelning kan det leda till att investeringar i åtgärder för att minska utsläppen minskar och effektiviteten i systemet försämras. Auktionering kommer då att öka effektiviteten i systemet.

**Fri tilldelning kan vara ett sätt att undvika kolläckage, men det är ett tveksamt argument.** Om företagen beaktar alternativkostnaden avspeglas det i produktpriserna oavsett om företagen får utsläppsrätterna gratis eller via auktionering. Risken för kolläckage ökar med produktionens energiintensitet, förmågan att dela upp produktionen och utlokalisera verksamhet, samt produktionens relativa energieffektivitet och bränslemix. Kostnaderna för att möta miljöregleringar är ofta en relativt liten del av företagets kostnader. Andra ekonomiska och politiska faktorer motverkar troligen högre energipriser och ger en orsak till att fortsätta lokalisera i Europa. Generellt är det vid expansion och reinvesteringar som företagen söker sig till andra länder med lägre miljöambitioner.

**Auktionsintäkter från EU ETS kan återföras till ekonomin så att de samhällsekonomiska kostnaderna från att minska utsläppen reduceras.** Genom att återföra intäkterna till ekonomin genom sänkt skatt på arbete kan välfärdsförlusterna minskas och dessutom påverkas arbetsmarknaden positivt. Om, som beräknat, ca 70 procent auktioneras ut 2020 och Sverige tilldelas drygt 1 procent av auktionsintäkterna så motsvarar det ca 1,7 miljarder kronor vid ett pris på utsläppsrätter på 16 euro per ton.



**EU ETS bör inte användas som styrmedel för att nå andra mål.** Den låga prisnivån i EU ETS påverkar förmågan att nå förnybarhetsmålet. För att nå flera mål behövs flera medel och EU ETS bör inte användas som styrmedel för att nå energimål.

**Den låga prisnivån inom EU ETS är ett resultat av politiska beslut tagna inom systemet,** som exempelvis generös tilldelning av fria utsläppsrätter, samt att efterfrågan varit lägre än förväntad på grund av den ekonomiska krisen. Europeiska kommissionen har inför den tredje perioden bestämt ett gemensamt tak för alla utsläpp. Taket ska successivt sänkas för att 2020 ha sänkt den handlande sektorns utsläpp med 21 procent jämfört med utsläppen 2005.

**Den låga prisnivån inom EU ETS kan vara ett tecken på att systemets långsiktiga trovärdighet är låg.** Ett sätt att öka trovärdigheten är att sätta upp utsläppsmål för hela perioden fram till 2050, eller åtminstone fram till 2030.

**Att länka EU ETS med andra handelssystem i världen är ett steg mot ett gemensamt pris på koldioxid som sänker kostnaderna för att nå 2-gradersmålet.** Europeiska kommissionen har meddelat att de har för avsikt att länka EU ETS med den australienska koldioxidmarknaden med början redan 2015. Europeiska kommissionen måste nu söka mandat av medlemsstaterna för att kunna förhandla om en länkingsöverenskommelse.

## 2.5 KLIMATANPASSNING

**Klimatanpassning kan komplettera åtgärder som minskar utsläppen av växthusgaser.** Även om beslutsfattarna skulle förbjuda alla utsläpp av växthusgaser är en del klimatförändringar oundvikliga på grund av den mängd växthusgaser som redan släppts ut i atmosfären. Medan åtgärder för att minska utsläppen av växthusgaser riktar sig mot orsaken till klimatförändringarna, riktar sig åtgärder för klimatanpassning mot effekterna av klimatförändringarna.

**Klimatanpassning innebär lokala nyttor och kostnader medan utsläppsminskningar innebär globala nyttor och lokala kostnader.** En fördel med klimatanpassning är att kopplingen mellan kostnaden och nyttan av en åtgärd är tydligare för den som bekostar åtgärden. Motsvarande koppling för en utsläppsminskande åtgärd är både mindre direkt och mindre tydlig.

**SMHI:s klimatscenarier pekar på att Sveriges årsmedeltemperatur kommer att vara 2,5–4,5 grader högre** under perioden 2071–2100 jämfört med perioden 1961–1990. Temperaturökningen blir antagligen större på vintern än på sommaren, vilket innebär att vintrarna kan bli kortare, att perioder av värmeböljor kan bli vanligare och att nederbörd eller skyfall kan förekomma oftare. Ökade medeltemperaturer kan leda till hälsoeffekter hos sårbara grupper, exempelvis äldre. Vägar och byggnader kan översvämmas av skyfall. Ökad nederbörd kan påverka dricksvattenförsörjningen genom att markföroreningar frigörs och sprids, eller att vattenburen smitta blir vanligare. Klimatförändringarna kan även ha positiva effekter i Sverige, till exempel längre odlings- och tillväxtsäsonger i jord- och skogsbruk, ökad turism och färre köldrelaterade dödsfall.

**Klimatanpassning i Sverige bör fokusera på att identifiera och reducera samhällets sårbarheter.** Investeringar med lång livslängd bör ta hänsyn till att klimatet kommer

förändras. Det kan behövas förebyggande åtgärder för att minska risken för skador på infrastruktur, för att upprätthålla en god dricksvattenkvalitet och för att minska risken för smittspridning. Sverige kan även, till exempel som en del i biståndsarbetet, finansiera klimatanpassning utomlands. Världsbanken uppskattar att kostnaderna för klimatanpassning till +2 grader år 2050 ligger mellan 75–100 miljarder dollar per år.

**Ansvar för att klimatanpassa samhället är fördelat mellan individ, kommun och stat.** Exempelvis kan nya styrmedel, förändrad lagstiftning eller ny information om klimatklimatförändringarnas effekter leda till att beslut om nya eller förändrade investeringar måste fattas. Kommunerna är skyldiga att ta hänsyn till risker från klimatklimatförändringar i sin planering eftersom de ansvarar för flera verksamhetsområden som kan påverkas av klimatklimatförändringarna. För att stödja kommunerna ska länsstyrelserna samordna det regionala klimatanpassningsarbetet. I samverkan med andra myndigheter samlar SMHI in och sprider information om klimatklimatförändringar och klimatanpassning.

**För alla typer av anpassningsåtgärder behövs information om åtgärdernas förväntade kostnader och nyttor för att kunna fatta väl underbyggda beslut.** Verktyg för att identifiera, kvantifiera och ekonomiskt värdera nyttor och kostnader från anpassningsåtgärder är därför en nödvändig förutsättning för ett effektivt klimatanpassningsarbete. Konjunkturinstitutets fallstudie i Botkyrka visade att värdet av att skydda Tullinge vattentäkt översteg kostnaderna för detsamma.

## 2.6 SKOGSBRUK OCH ANNAN MARKANVÄNDNING

**Åtgärder som binder kol i skog och mark kan komplettera åtgärder som minskar utsläppen av växthusgaser.** Det svenska utsläppsmålet för 2020 inkluderar inte upptag och utsläpp till och från skogsbruk och annan markanvändning. I ett globalt perspektiv anses förändrad markanvändning kunna begränsa ökningen av koldioxidhalterna i atmosfären. I Sverige är nettoupptaget av växthusgaser genom skogsarealerna stort.

**Skogsbruk kan vara intressant för klimatpolitiken på grund av dess förmåga till netto-upptag (tillväxt större än avgång) av koldioxid.** Det finns kunskap kring tillväxthöjande åtgärder (förädling av plantor, kvävegödsling, snabbväxande arter) och nyplantering av skog vilket kan öka nettoupptaget av koldioxid i skogarna samt öka uttaget av biomassa vilket kan användas som substitut till fossila bränslen. Kapaciteten globalt för att lagra ytterligare kol i skog och mark bedöms vara stor.

**Åtgärder för att öka upptag av koldioxid i skog kan vara kostnadseffektiva** för att reducera halten av koldioxid i atmosfären. Studier visar att det på global nivå kostar mellan 20 och 280 kronor per ton koldioxid att binda kol. Detta kan jämföras med kostnaderna för CCS-teknologi (Carbon Capture and Storage), när koldioxid avskiljs och lagras vid utsläppskällan, som uppskattas till mellan 210 och 630 kronor per ton koldioxid. Beständigheten för CCS är dock högre än den är vid lagring i skog.

**Svårigheter att mäta upptag och utsläpp av växthusgaser i världens skogar** utgör ett problem för att inkludera skogsbruk och annan markanvändning i internationella överenskommelser. Det finns system för att mäta skogsarealer, men konvertering till volym biomassa och beräkning av mängd kol är behäftade med stora osäkerheter.

**Ett relaterat problem är läckage.** Om till exempel ett område på ett eller annat sätt skyddas från avskogning men detta endast innebär att avskogningen flyttas till ett annat område kallas detta ett läckage. Om till exempel tillräckligt stora arealer skyddas från avverkning kan globala priser på virke stiga så pass mycket att utvinning av virke blir lönsamt på tidigare inte lönsamma områden och att avverkningen därmed flyttar.

**Nettoupptagens beständighet** diskuteras i samband med skogens förmåga att minska koldioxidhalten. Problemet består i risken att framtida kolförråd minskar, ett temporalt läckage (om avgången överstiger tillväxten får vi ett nettoutsläpp).

**EU:s klimatpolitik och Kyotoprotokollet reglerar i vilken utsträckning Sverige kan tillgodoräkna sig ett nettoupptag av koldioxid från skogen.** Under Kyotoprotokollets andra åtagandeperiod (2013 till 2017 eller 2020) uppgår maximalt nettoupptag som kan bokföras för skogen till 3,5 procent av landets utsläpp 1990. Däremot kommer utsläpp och upptag av växthusgaser från skogsbruk och annan markanvändning inte räknas mot EU:s nuvarande utsläppsmål. Om det skulle ske en upptrappning av EU:s klimatambitioner, menar kommissionen att man ska knyta skogsbruk och annan markanvändning till EU:s utsläppsmål genom ett kompletterande förslag. En oförväntad hög avverkning inom skogsbruket kommer försvåra Sveriges förmåga att uppnå målet för Kyotoprotokollets kommande åtagandeperiod.

**Sverige har stora arealer skog som genererar höga nettoupptag av koldioxid.** Netto-upptagen av koldioxid har varit och är betydande jämfört med de utsläpp som genereras från övriga samhället. Av de växthusgaser som Sverige släppt ut i perioden 1990–2010 har Skogsbruk och annan markanvändning bundit upp 53 procent. Den största bidragande faktorn är att tillväxten i skogen varit större än avverkningen. I Klimatpropositionen framgår att upptag och utsläpp till och från skogsbruk och annan markanvändning inte inkluderas i det nationella målet för år 2020. Däremot föreslår regeringen att frågan kan prövas på nytt ifall ett framtida internationellt klimatavtal sluts.

**Om problem med mätning och läckage kan åtgärdas samt effektiva styrmedel kan införas bör Sverige arbeta för ett utökat utrymme för tillgodoräknande av sänkor.** Skogstillgångar innebär en positiv extern effekt genom ökat koldioxidupptag som skogsägaren inte kompenseras för. Precis som koldioxidutsläpp från fossil förbränning har ett pris i klimatpolitiken, skulle skogsägaren kunna ersättas för att inte avverka. En sådan subvention skulle komplettera övriga styrmedel genom att den externa effekten internaliseras. I praktiken uppstår problem med att införa en sådan subvention som mätproblem, läckage och beständighet, samt höga administrationskostnader. Hur kostnadseffektiva styrmedel skulle kunna utformas behöver utredas.

### 3 Scenarier för ekonomins och politikens effekter på klimatmålet

**Klimatmålet för 2020 ser ut att nås med nuvarande bedömning av den ekonomiska utvecklingen och med befintliga nivåer på styrmedlen.** Etappmålet innebär att utsläppen för Sverige år 2020 ska vara 40 procent lägre än utsläppen år 1990 och gäller verksamheter utanför EU ETS. Minskningen sker främst genom utsläppsreduktioner i Sverige och genom flexibla mekanismen för ren utveckling (CDM).

**Energieffektiviseringsmålet för 2020 nås inte utan ytterligare åtgärder.** Det svenska målet är uttryckt som att energiintensiteten (total energianvändning/BNP) ska minska med 20 procent mellan 2008 och 2020. Den inhemska energianvändningen växer långsammare än BNP och energiintensiteten mätt utan omvandlingsförluster förväntas minska med 27 procent till 2030. Under perioden 2008-2020 planeras dock en effekthöjning i kärnkraftsindustrin vilket leder till att omvandlingsförlusterna växer snabbare än den slutliga användningen. Utfallet av energiintensiteten beror på hur BNP utvecklas till 2020, för närvarande finns det en stor osäkerhet i BNP-prognosen.

**För att nå regeringens vision om kraftigt minskade utsläpp till 2050 kan utsläppen utanför EU ETS behöva minska med 25 procent mellan 2020 och 2030.** För perioden mellan 2020 och 2050 finns inga fastslagna etappmål för utsläppen. Som ett räkneexempel antar vi att utsläppen ska minska i en jämn takt mellan 2020 och 2050. Vi antar också att utsläppen i Sverige 2050 ska ha minskat med 80 procent, i likhet med EU:s färdplan. Vi kan då beräkna ett mål för 2030. Ett aktuellt referensscenario för den långsiktiga ekonomiska utvecklingen och tillhörande utsläppsprognos visar att utan ytterligare åtgärder förväntas inte det beräknade delmålet nås 2030.

**Vägen efter 2020 kräver både skärpta styrmedel och en snabb teknikutveckling.** För att nå det beräknade delmålet för 2030 behöver utsläppen utanför EU ETS minska med ca 7 miljoner ton utöver vad existerande styrmedel beräknas åstadkomma. Stora höjningar av koldioxidskatten (upp till 400 öre per kilo) kommer inte vara tillräckligt. Det kan förklaras av att hushållen bedöms, i stort sett, ha slutat med oljeeldning 2030, den energiintensiva industrin ingår i EU ETS och priskänsligheten för bensin och diesel är förhållandevis låg inom transportsektorn. En förutsättning för att målet ska nås är att bränslieffektiviteten i transportsektorn förbättras betydligt.

**Åtgärder inom skogsbruket kan vara kostnadseffektiva men ytterligare analyser behövs.** I ett första försök att länka en skogssektor modell till EMEC-modellen studeras hur ett ökat nettoupptag av koldioxid i skogsbruket kan underlätta för den icke-handlande sektorn att nå ett givet utsläppsmål. En förutsättning är att skogsbruk och annan markanvändning tillåts bidra till framtida klimatmål. Analysen indikerar att åtgärder inom skogsbruket kan vara kostnadseffektiva. En mer stringent analys kräver en dynamisk skogssektormodell som kan fånga skogens biologiska dynamik, de viktigaste sambanden inom skogssektorn och sedan länkas till en allmänjämviktsmodell.

## 4 Fördjupningsanalyser

### 4.1 KAN HÅLLBAR UTVECKLING MÄTAS?

**Från politiskt håll finns ett återkommande önskemål att kunna mäta hållbar utveckling.** Försöken att mäta har varit många, det har också begreppen varit. Först diskuterades hållbar utveckling, sedan grön tillväxt och nu pratas det om grön ekonomi.

**Den teoretiska forskningen kring korrekta välfärdsått är omfattande.** Välfärdsått grön nettonationalprodukt (NNP) och genuint sparande är potentiella indikatorer på så kallad svag hållbarhet. Avståndet från teori till praktiska välfärdsåttningar är dock långt. Båda åttorna innebär att alla kapitalbestånd som är relevanta för produktionen (inklusive naturkapital) måste vara inkluderade. Grön NNP innehåller också alla varor och tjänster som är relevanta för individens nytta (inklusive miljövaror och tjänster).

**Det är få länder som har försökt beräkna grön NNP.** Analyserna har gjorts för något år eller någon enstaka tidsperiod och det råder stora skillnader i analysernas täckning och värderingsmetoder. Vad man väljer att inkludera beror på landets naturresurstillgångar, föroreningsproblem och datatillgång. Vissa länder inkluderar bara marknadsprissatta varor och tjänster medan andra länder försöker värdera icke-marknadsprissatta sådana. Sammantaget gör detta att grön NNP-beräkningarna inte kan jämföras mellan länder.

**Världsbankens beräkningar av genuint sparande** utförs för ca 200 länder men inkluderar endast ett begränsat urval marknadsprissatta varor och tjänster och endast koldioxidutsläpp.

**Alla empiriska försök att mäta hållbar utveckling med ett sammansatt välfärdsått har varit ofullständiga och behäftade med stor osäkerhet.** De empiriska svårigheterna består i att man för varje miljöskada och naturkapital behöver fastställa kvantitativa och kvalitativa förändringar. Här är datatillgången långt ifrån tillfredsställande. Det finns stora kunskapsluckor om orsakssambanden mellan koncentrationen av föroreningar i luft, vatten och jord och deras påverkan på natur och hälsa. Hårtill kommer svårigheter att väga samman och sätta pris på miljöskadorna och förändringar i naturkapitalen. Att ta fram ett sammansatt välfärdsått baserat på så osäkra uppskattningar leder till ett ofullständigt och oprecist ått som blir svårhanterligt ur policysynpunkt.

**Både Stiglitz-kommissionen och OECD förespråkar en uppsättning hållbarhetsindikatorer** istället för ett sammansatt välfärdsått.

**För svenskt vidkommande är det i dagsläget bättre att mäta hållbar utveckling med en väl vald uppsättning av indikatorer.** SCB:s miljöräkenskaper utgör en utmärkt plattform för detta. SCB har redan tagit fram hållbarhetsindikatorer i olika sammanhang. Indikatoransatsen är dock inte problemfri. Ansatsen utgår från att vissa resurser är särskilt viktiga för en hållbar utveckling. Vad som är viktigt för framtida generationer är svårt för dagens generation att avgöra. Eftersom indikatorerna inte vägs ihop innebär ansatsen implicit att alla indikatorer måste utvecklas i rätt riktning för att utvecklingen ska vara hållbar. Det är inte realistiskt att tro att en försämrad utveckling avseende en indikator inte kan vägas upp av en förbättring i en eller flera andra. Därför bör man vara försiktig i tolkningen av indikatorerna och inte tolka en negativ utveckling av en indikator som att den totala utvecklingen är ohållbar.

#### 4.2 SVERIGE BEHÖVER RIKTLINJER FÖR VÄRDERING AV KOLDIOXID

**Den ligger en implicit värdering av koldioxidutsläppen** bakom varje beslut om ambitionsnivåer för klimatpolitiken eller vid genomförandet av utsläppsreducerande åtgärder. Sveriges klimatmål till 2020 uttrycker exempelvis hur stora nationella uppoffringar riksdagen är beredd att ställa sig bakom för att begränsa koldioxidutsläppen. Kostnaden för denna uppoffring utgör den koldioxidvärdering som bör avspeglas i det praktiska arbetet med samhällsekonomiska analyser.

**I Sverige saknas riktlinjer för hur koldioxid bör värderas i samhällsekonomiska kalkyler.** Myndigheter ska genomföra ekonomiska konsekvensanalyser som underlag för beslut, men det finns inga riktlinjer för hur de ska göra. Värdering av miljöeffekter, som nyttan av minskade koldioxidutsläpp, utgör en del inom konsekvensanalysen där bristen på riktlinjer ofta poängteras, både av myndigheter och av forskare. Brister på riktlinjer har medfört att myndigheter använder olika värderingar av koldioxid i sina analyser vilket försämrar analysernas jämförbarhet.

**Sektorsspecifika mål och regionala mål innebär avsteg från kostnadseffektiviteten** eftersom principen att välja de mest effektiva åtgärderna då frångås. Ett exempel på ett specifikt mål är att Sverige ska sträva efter en fossilfri fordonsflotta år 2030. Förutom sektorsspecifika mål förekommer regionala klimatmål som inte är fastställda av regeringen utan sätts upp av kommunerna. Dessa mål överensstämmer inte alltid med det nationella klimatmålet. Medan vissa kommuner inte satt upp något klimatmål vill många kommuner ”gå före” genom att anta mer långtgående klimatmål. Detta får till följd att åtgärder inom angränsande geografiska områden prioriteras olika.

**För att öka klimatpolitikens kostnadseffektivitet behövs riktlinjer för värdering.** Värdering av koldioxid handlar om att försöka synliggöra värdet av miljöförbättringen. För att kunna bestämma ambitionsnivån i klimatpolitiken utifrån samhällsekonomisk effektivitet behövs en värdering, så att värdet av och kostnaden för att minska utsläppen kan jämföras. Så länge värdet av minskade utsläpp överstiger kostnaderna kan utsläppsreducerande åtgärder motiveras. Värdering kan också användas i samhällsekonomiska projektkalkyler och åtgärdsförslag. Syftet med att införa ett värde på koldioxidutsläpp är att beslutsfattare lättare ska kunna identifiera kostnadseffektiva åtgärder.

**Det finns två huvudsakliga ansatser för att värdera koldioxidutsläppen.** Skadekostnadsansatsen; värdet baseras på uppskattningar av den marginella skadekostnaden av ytterligare koldioxidutsläpp i atmosfären. Skuggprisansatsen; värdet beräknas utifrån uppskattningar av den marginella reduktionskostnaden förknippad med ett givet utsläppsreduktionsmål. Skadekostnadsansatsen utgår från ett strikt välfärdsperspektiv och har ett starkt teoretiskt stöd i den ekonomiska litteraturen.

**Sverige borde ta fram riktlinjer baserade på skuggprisansatsen.** Osäkerheten i skadekostnadsansatsen gör att skuggprisansatsen diskuteras mer än tidigare som ett alternativ. Storbritannien har valt att på kort sikt tillämpa två olika värderingar för koldioxid. Marknadspriset på utsläppsrätter tillämpas för värdering inom handlande sektorn och inom icke-handlande sektorn används en värdering baserad på åtgärdskostnader. För långsiktiga projekt utgår man ifrån att det kommer att finnas ett internationellt handelssystem och tillämpar därför en värdering baserad på globala åtgärdskostnader.

### 4.3 OCH 4.4 LEDER ENERGIEFFEKTIVISERING TILL ENERGIBESPARING?

**Ofta används energieffektivisering synonymt med minskad energianvändning.** Men det finns sedan länge analyser som visar att energieffektivisering inte nödvändigtvis minskar energianvändningen. Energieffektivisering kan stimulera ny energiefterfrågan som motverkar effektiviseringens energibesparande potential. Den så kallade rekyleffekten kan helt eller delvis eliminera åtgärdernas syfte.

**Rekyleffekten kan ses som en oproblematiske ekonomisk dynamik som följer av teknologisk utveckling** och leder till tillväxt och högre välfärd. Rekyleffekten blir ett problem när det finns restriktioner för ekonomisk tillväxt i form av klimat- och energipolitiska mål. Frågan blir då om styrmedel för energieffektivisering bidrar till att nå målen till lägsta möjliga kostnad. Om rekyleffekten är hög blir stöd till energieffektivisering dyra eftersom energiefterfrågan inte dämpas i den utsträckning som förväntats.

**Rekyleffekten utgör skillnaden mellan potentiell och realiserad energibesparing och består av inkomst- och substitutionseffekter.** Energieffektivisering innebär: att hushåll och företag kan konsumera samma mängd energitjänster (värma byggnader, driva maskiner, transportera gods) till en lägre kostnad och att energitjänster blir relativt billigare än andra varor och tjänster. Energieffektivisering medför initialt en ekonomisk besparing som möjliggör ökad konsumtion (inkomsteffekt), samtidigt som ekonomiska incitament att konsumera fler energitjänster stärks relativt andra varor och tjänster (substitutionseffekt). För företagen blir det billigare att använda energi i produktionen. Detta möjliggör lägre priser på energiintensiva varor och tjänster, vilket stimulerar konsumtionen. Ekonomiska drivkrafter ser till att energieffektiviseringen verkar genom ekonomin i flera led, där produktion, konsumtion, faktorefterfrågan och investeringar påverkas. I slutändan medför energieffektivisering en strukturomvandling och en förändrad energianvändning.

**Storleken på rekyleffekten skiljer sig mellan energitjänster och mellan sektorer och beror på hur energieffektiviteten höjs.** Den ekonomiövergripande rekyleffekten kan vara stor, särskilt vid energieffektivisering av energiintensiv energiproduktion och av energiintensiva industriella processer. Storleken på rekyleffekten beror också på om energieffektiviseringen erhålls till en kostnad eller inte.

**Subventioner till energieffektiviseringsåtgärder innebär lägre kostnader för energianvändaren och ger därmed upphov till större rekyleffekt.** Detta utgör ett argument för att vara försiktig med subventioner till energieffektiviseringsåtgärder. Att tillhandahålla information som hjälper energianvändare att göra effektiva val kan dock vara effektivt om det finns marknadsmisslyckanden kopplade till energianvändningen som, om de internaliseras, skulle kunna bidra till att minska kostnaden för klimatpolitiken.

**En energieffektivisering på 5 procent inom varu- och tjänstproduktionen ger en rekyleffekt på 8-39 procent.** För att analysera den ekonomiövergripande rekyleffekten i Sverige har Konjunkturinstitutets allmänjämviktsmodell använts. Resultaten visar att rekyleffektens storlek beror på vilka branscher som energieffektiviserar. När endast energiintensiv industri effektiviserar blir rekyleffekten högre än om större delar av produktionen energieffektiviserar. Om energieffektiviseringen införs med en kostnad blir rekyleffekten lägre än om den kommer som manna från himlen.

**De branschspecifika rekyleffekterna varierar kraftigt.** Massa och pappersindustrin utmärker sig med en rekyleffekt på över 100 procent.

#### 4.4 INTERAKTION MELLAN DE KLIMAT- OCH ENERGIPOLITISKA MÅLEN

**Klimatpolitiken i Sverige och EU har tre klimat- och energipolitiska mål till 2020.** Det svenska klimatmålet innebär att utsläppen utanför EU ETS ska minska med 40 procent. Förnybarhetsmålet innebär att energianvändningen ska vara 50 procent förnybar. Energieffektiviseringsmålet innebär 20 procents ökad energieffektivitet. Målen utformning har aktualiserats genom diskussioner om mål efter 2020.

**Mål för energieffektivisering- och förnybarhet ökar kostnaden för att nå klimatmålet till 2020.** På europeisk nivå visar prognoser att för att nå energieffektiviserings- och förnybarhetsmålen kommer utsläppsmålet överskridas. I Sverige är utsläpps- och förnybarhetsmålen på god väg att uppfyllas. Att uppfylla energieffektiviseringsmålet innebär att utsläppsmålet överskrids. Om syftet med de tre målen är att nå ett högre utsläppsmål, är det ineffektivt att göra det genom att uppnå energieffektiviseringsmålet. Genom att sätta ett högre utsläppsmål kan man uppnå samma utsläppsminskning till lägre kostnad. Den högre kostnaden för att ha tre mål måste kunna motiveras med andra syften än att minska utsläppen till 2020. Det är oklart på vilket sätt mål för energieffektivisering och förnybarhet minskar effekterna av de marknadsmisslyckanden som finns.

#### **Energieffektiviserings- och förnybarhetsmålet motiveras utifrån försörjningstrygghet.**

Det är dock inte självklart att mål för energieffektivisering och förnybarhet är nödvändiga för att uppnå högre försörjningstrygghet. Ett utsläppsmål uppnås i stor utsträckning genom energieffektivisering och ökad förnybarhet. Det innebär att även med enbart ett utsläppsmål kan försörjningstryggheten öka. Det är svårt att se på vilket sätt mål för energieffektivisering och förnybarhet bidrar till att öka försörjningstryggheten jämfört med enbart ett utsläppsmål.

**Marknadsmisslyckanden på klimat- och energiområdet.** Det marknadsmisslyckande som ligger till grund för klimatpolitiken är utsläppsexternaliteten som motiverar koldioxidskatter och handel med utsläppsrätter. Spridningseffekter i FoU och skalfördelar i produktionen gör att stöd till FoU och till produktion kan vara motiverat för att reducera kostnaderna för produktion av förnybar energi. För energieffektivisering finns det andra skäl till offentliga insatser. Det finns ett antal energimarknader där den som väljer teknologi inte sammanfaller med den som betalar för energianvändningen vilket kan leda till att incitamenten att spara energi blir för låga. Det finns också informationsproblem som gör att energieffektiviteten kan vara lägre än den optimala. Köparen kan ha svårt att informera sig om energianvändningen då valet av alternativ görs.

#### **Styrmedel som minskar andra marknadsmisslyckanden kan ge synergier med prissättande styrmedel för att man minskar en dubbel externalitet.**

Stöd till FoU gör exempelvis att kostnaden för utsläppsminskningen blir lägre, medan ett högre pris på utsläpp ger större incitament till forskning och utveckling. Effekten av två samverkande styrmedel för att lösa dubbla marknadsmisslyckanden kan kallas för synergier, om förekomsten av två styrmedel ger en lägre kostnad än summan av vart och ett för sig.

**För att nå målen kostnadseffektivt bör åtgärder utformas för att motverka marknadsmisslyckanden.** Förekomsten av marknadsmisslyckanden i förnybar teknologi eller i energiefterfrågan innebär inte att alla styrmedel som syftar till att öka förnybarhet eller energieffektivisering är motiverade. I och med att kopplingen mellan förnybarhets- och energieffektiviseringsmål och marknadsmisslyckanden inte är enkel, kan insatser inte motiveras enbart utifrån att de leder till måluppfyllelse. En svårighet är att de



marknadsmisslyckanden som motiverar styrmedel utöver koldioxidskatter inte är kvantitetsrelaterade. Mycket av den forskning som sker i offentlig regi är långsiktig och osäker. Kvantitetsbaserade mål på medellång sikt riskerar att premiera relativt säker teknologi över potentiellt mindre kostsam teknologi på lång sikt.

#### **4.5 GRÖNA JOBB – VAD ÄR DET OCH FINNS DE?**

**Om miljöpolitiken skapar eller tränger undan arbetstillfällen** har diskuterats sedan miljöpolitiken introducerades på 1970-talet. Frågan har fått förnyad aktualitet till följd av de krispaket som lanserades världen över för att mildra konsekvenserna av finans-krisen. En ansenlig del av krispaketen påstås nämligen kunna skapa nya, gröna, jobb.

**Det finns ingen universell definition av vad som utgör ett grönt jobb** men FN, OECD och Eurostat har enats om en definition som SCB tillämpar. Definitionen utgår från de ekonomiska aktiviteternas syfte. Baserat på nationalräkenskaperna identifieras de transaktioner vars huvudsyfte anses vara att minska påverkan på miljön eller att öka effektiviteten i användningen av naturresurser.

**Den gröna sektorn i Sverige kan beskrivas med att:** 1,5 procent av de sysselsatta personerna mellan 15 och 74 år arbetar i den gröna sektorn. Trefjärdedelar av de sysselsatta i den gröna sektorn är män. Det beror troligen på att en väsentlig del av de gröna arbetsställena finns i mansdominerade branscher, som exempelvis avfallshantering och regummering. Att bo i en storstad innebär cirka två procentenheters lägre sannolikhet att jobba i den gröna sektorn. Individer med en inkomst över medianinkomsten har ungefär tre procentenheters högre sannolikhet att jobba i den gröna sektorn jämfört med personer som tjänar mindre än medianinkomsten.

**Miljöpolitikens nettoeffekt på sysselsättningen är på lång sikt sannolikt liten.** Det är viktigt att skilja på vad som händer regionalt/branschvis på kort sikt inom konjunkturcykeln och vad som händer nationellt på lång sikt. Den relativprisförändring på varor och tjänster som följer av exempelvis en höjd koldioxidskatt kommer att förskjuta efterfrågan mot konsumtion av varor och tjänster som innebär mindre utsläpp, därmed kommer vissa sektorer eller regioner att gynnas medan andra missgynnas. Arbetslösheten beror inte på hur arbetskraften fördelas mellan sektorer utan på arbetsmarknadens funktionssätt. På kort sikt däremot kan det uppstå sysselsättnings-effekter i vissa sektorer.

**Vilka arbeten som tillkommer respektive försvinner av miljöpolitik** på lång sikt skulle kunna analyseras i KI:s allmänjämviktsmodell. För detta behöver dock statistiken på den gröna sektorn kopplas till modellen.



# 1 Miljöekonomi och politik – en introduktion

**Syftet med detta kapitel är att ge en kortfattad introduktion till ämnet miljöekonomi. I kapitlet redogör vi för innebörden av en samhällsekonomiskt effektiv resursanvändning och hur en sådan kan uppnås i en marknadsekonomi. Vi diskuterar förekomsten av marknadsmisslyckanden på miljöområdet och hur dessa kan korrigeras med hjälp av styrmedel. I kapitlet beskrivs vilka styrmedel som beslutsfattarna har till sitt förfo- gande och vilka egenskaper olika styrmedel har. Vi beskriver också hur miljöpolitiken har utvecklats över tid och hur arbetet med samhällsekonomiska analyser fungerar i praktiken. Vidare diskuteras aspekter som bör beaktas när miljöpolitiken utvärderas.**

## 1.1 Vad är miljöekonomi?

Nationalekonomi är en disciplin som studerar hur samhället ska hushålla med knappa resurser. Med resurser avses till exempel arbetskraft och kapital, i form av maskiner och byggnader, men även miljö- och naturresurser. Det är just användningen av miljö- och naturresurserna som miljöekonomi fokuserar på.<sup>1</sup> Att resurser är knappa betyder att alla behov inte kan tillfredsställas och att samhället därför tvingas prioritera och välja. En fråga som nationalekonomer försöker besvara är hur samhällets resurser ska fördelas så att högsta möjliga välfärd uppnås. I välfärdsbegreppet ingår alla individers värderingar av i princip allt som produceras, konsumeras eller utnyttjas, vilket även innefattar miljö- och naturresurser. Det finns således ingen motsättning mellan höga miljöambitioner och nationalekonomi.

Dagens miljöproblem, orsakade exempelvis av utsläpp till luft och vatten, utgör ett hot mot vår gemensamma välfärd. Med miljöekonomisk analys kan vi utveckla förståelsen av samspelet mellan ekonomi och knappa miljöresurser, värdera icke-marknadsprisatt miljöpåverkan samt bedöma och utvärdera miljöpolitikens samhällsekonomiska effek- tivitet och kostnadseffektivitet.

### **SAMHÄLLSEKONOMISK EFFEKTIVITET OCH KOSTNADSEFFEKTIVITET**

*Samhällsekonomisk effektivitet* handlar om hur samhällets resurser kan fördelas så effek- tivt som möjligt. Enligt det så kallade paretokriteriet bör resurser omfördelas så länge det medför att åtminstone någon får det bättre utan att någon annan får det sämre. När det inte längre går att hitta sådana omfördelningar är fördelningen paretooptimal eller, med andra ord, samhällsekonomiskt effektiv.<sup>2</sup> Man kan visa att jämvikten i en ekonomi som kännetecknas av fullständig konkurrens utgör en paretoeffektiv resursal- lokering. I en sådan ekonomi bestäms priset på varor och tjänster av konsumenternas efterfrågan och producenternas utbud. Vid fullständig konkurrens<sup>3</sup> signalerar mark-

---

<sup>1</sup> För en heltäckande bok i miljöekonomi på svenska rekommenderas Brännlund och Kriström (2012). På engelska finns till exempel Tietenberg och Lewis (2008), Kolstad (2000), Hanley m.fl. (1997) och Baumol och Oates (1988).

<sup>2</sup> Paretooptimalitet ger dock ingen vägledning om fördelningen av resurser är rättvis. Kriteriet innebär att en liten förlust för en individ inte kan kompenseras av en större vinst för någon annan. Hicks-/Kaldorkriteriet, tar däremot hänsyn till storleken på vinster och förluster och innebär att samhällets välfärd ökar om vinnarna av en omfördelning kan kompensera förlorarna utan att få det sämre. Kriteriet innebär emellertid bara att kompensation ska vara möjlig, inte att den måste ske.

<sup>3</sup> Fullständig konkurrens innebär bland annat många köpare och säljare med små marknadsandelar, ingen samverkan mellan köparna eller säljarna och en homogen vara.

nadspriset resursernas knapphet och ger incitament till teknisk utveckling och effektivisering. Konsumenternas och producenternas agerande bestämmer priset på varor och tjänster, vad som ska produceras, i vilka kvantiteter och på vilket sätt. För att marknadsekonomin ska fungera perfekt krävs också fullständig information och att det inte förekommer några så kallade *marknadsmislyckanden*. Förekomsten av marknadsmislyckanden innebär en anledning för samhället att styra om resursfördelningen.

För en samhällsekonomiskt effektiv miljöpolitik krävs att miljömålen sätts optimalt. För miljömål som syftar till utsläppsminskningar innebär det att utsläppen ska minskas till den nivå där den marginella skadekostnaden av utsläpp är lika med marginalnyttan av utsläpp, se Fakta 1. Det innebär att beslutsfattarna behöver känna till utsläppsminskningens alla kostnader och nyttor – såväl privata som samhälleliga. Förutom kunskap om kostnaderna för olika utsläppsminskningar måste de känna till utsläppens effekter på hälsa och miljö, områden det ofta råder stora osäkerheter kring. Även om utsläppens effekter skulle vara kända kan det vara svårt att värdera effekter på hälsa och miljö i pengar.

Värderingsmetoderna i miljöekonomi utgår från individens preferenser och kan vara indirekta eller direkta. Med indirekta metoder skattas miljövärdet med hjälp av en koppling mellan miljövaran och en marknadsprissatt vara. Till exempel kan en park värderas med hjälp av priser på fastigheter nära parken. Med direkta metoder skattas miljövärdet genom intervjuer och enkäter där individer tillfrågas direkt om sin betalningsvilja. Till exempel hur mycket en individ är villig att betala för att bevara en park. De indirekta metoderna har fördelen att de baseras på faktiska val men de begränsas av förmågan att fånga så kallade existensvärden, det vill säga den värdering en individ kan ha av en miljövara trots att hon inte nyttjar den. Existensvärden kan fångas med de direkta metoderna som begränsas av att de bygger på hypotetiska marknadssituationer.

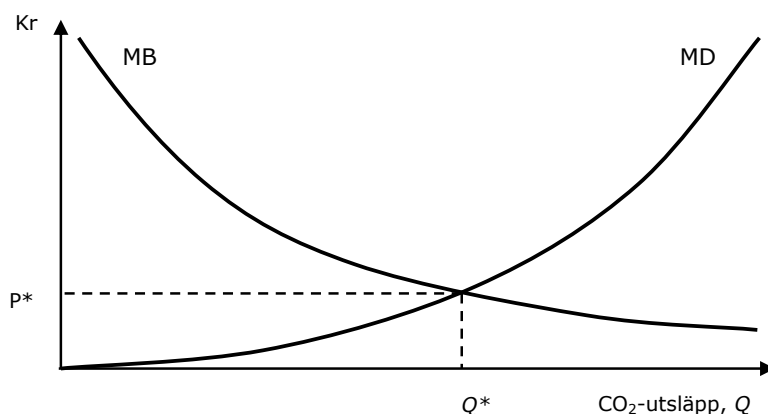
I samhällsdebatten förekommer även åsikten att bevarandet av miljön är överordnat individens preferenser och att miljön därmed är ovärderlig. Ett problem med det synsättet är att det inte ger någon vägledning då knapphet på kapital, arbetskraft och andra resurser gör att kostnaden för att i alla avseenden bevara miljön blir mycket hög och samhällets individer har preferenser för annat än miljö. Även om miljöeffekter inte värderas monetärt sker en indirekt värdering via politiska beslut, till exempel när resurser avsätts för att skydda ett område. Explicit monetär värdering har fördelarna att en gemensam måttstock används och att överväganden blir mer transparenta.

## FAKTA 1

### Samhällsekonomisk effektivitet

Denna faktaruta illustrerar det ekonomiska villkor som måste vara uppfyllt för att utsläppsnivån ska vara samhällsekonomiskt effektiv.

**Figur 1 Marginell skadekostnad (MD) och marginalnytta (MB)**



I Figur 1 visas samhällets marginella skadekostnad för utsläpp, *MD*. Låga utsläpp orsakar små skador på hälsa och miljö, men vartefter utsläppen ökar så tilltar skadorna. Utsläppen förorsakar inte bara skador utan möjliggör också produktion för konsumtion. I figuren visas också samhällets marginalnytta av utsläpp, *MB*, från ytterligare produktion. Vid låga utsläpp är samhällets nytta från ytterligare utsläpp (det vill säga ytterligare produktion) hög, men vartefter utsläppen ökar så avtar nyttan. Den samhällsekonomiskt effektiva utsläppsnivån nås vid  $Q^*$  där samhällets nytta av en ytterligare enhet utsläpp är lika stor som värderingen av den miljöskada den orsakar. Alla andra utsläppsnivåer skulle innebära en välfärdsförsämring för samhället.

För att nå den samhällsekonomiskt effektiva utsläppsnivån kan antingen ett pris- eller kvantitetsinstrument användas. Valet mellan styrmedlen spelar ingen roll om beslutsfattaren har fullständig kunskap om marginalnyttan och den marginella skadekostnaden. Under sådana förutsättningar kan den effektiva utsläppsnivån nås antingen genom att beslutsfattaren sätter priset (skatten)  $P^*$  eller kvantiteten (kvoten)  $Q^*$ . Enda skillnaden är att priset ger beslutsfattaren en intäkt för föroreningarna som fortfarande släpps ut som kan användas till att kompensera de skadelidande eller något helt annat.

I verkligheten råder sällan eller aldrig fullständig kunskap om marginella skadekostnader och marginalnyttor. Tumregeln är då att använda ett kvantitetsinstrument om det finns anledning att tro att den marginella skadekostnaden av utsläpp ökar snabbt med ökade utsläpp (*MD* är brant), men ett prisinstrument om den marginella skadekostnaden inte ökar särskilt mycket med ökade utsläpp (*MD* är flack) (Weitzman, 1974).

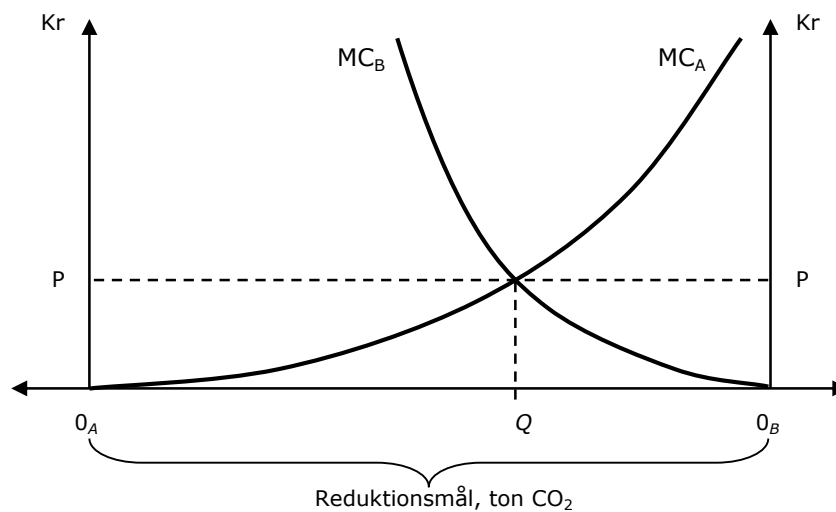
I vissa fall är emellertid svårigheten att ekonomiskt värdera miljöeffekter för stora. För utsläpp som koldioxid, som påverkar många individer och många framtida generationer, kan det vara svårt att på ett meningsfullt sätt lägga dagens individers välfärd till grund för värdering av utsläppens konsekvenser för framtida generationer (se avsnitt 4.2). För att undvika svårigheter med att värdera effekter på hälsa och miljö kan man i stället för samhällsekonomisk effektivitet utgå från kostnadseffektivitet. Då sätts målen utifrån enbart naturvetenskapliga eller politiska utgångspunkter och den nationalekonomiska utmaningen blir hur målet ska nås till så låg kostnad för samhället som möjligt.<sup>4</sup> Villkoret för en kostnadseffektiv utsläppsreduktion innebär att marginalkostnaderna för att minska utsläppen är lika stora för samtliga utsläppskällor (se Fakta 2). I den miljöpolitiska argumentationen framhålls ofta kostnadseffektivitet som ett viktigt kriterium som olika styrmedel ska uppfylla.

## FAKTA 2

### Kostnadseffektivitet

Denna faktaruta illustrerar det ekonomiska villkor som måste vara uppfyllt för att ett visst utsläppsmål ska uppfyllas på ett kostnadseffektivt sätt.

**Figur 2 Kostnadseffektiv utsläppsreduktion**



Vi utgår från en förenklad bild av verkligheten där det endast finns två företag, *A* och *B*. I Figur 2 visas marginalkostnadskurvor för företagen,  $MC_A$  och  $MC_B$ . Marginalkostnaden definieras som kostnaden för att reducera ytterligare en enhet utsläpp. I figuren läses företag *A*:s utsläppsreduktion från vänster till höger, och företag *B*:s utsläppsreduktion från höger till vänster. För båda företagen gäller att de första utsläppen kan reduceras till en låg kostnad som sedan ökar med ytterligare utsläppsminskningar. Den horisontella axeln visar den totala minskningen av utsläpp som krävs för att nå målet. I princip skulle företag *A* ensamt kunna åstadkomma hela utsläppsminskningen, men det skulle ske till en hög kostnad (ytan under företag *A*:s

<sup>4</sup> Ett kostnadseffektivt styrmedel kan också definieras som det styrmedel som uppnår den högsta måluppfyllelsen (största effekten) givet en begränsad budget.

marginalkostnadskurva). Genom att i stället omfördela en del av reduktionen från företag *A* till företag *B* skulle de totala kostnaderna sjunka, eftersom dyra utsläppsminskningar i företag *A* ersätts av billiga utsläppsminskningar i företag *B*. Denna omfördelning bör ske tills företagens marginalkostnader är lika. Vid  $Q$  (som kan, men inte behöver, vara lika med  $Q^*$  i Fakta 1) går det inte längre att sänka de totala kostnaderna för utsläppsreduktionen. Eftersom företag *A* och *B* har olika marginalkostnader för att reducera utsläppen ska de inte minska utsläppen lika mycket utan företag *A* ska minska sina utsläpp mer än företag *B* för att målet ska nås kostnadseffektivt. I optimum är marginalkostnaderna lika för företagen,  $MC_A = MC_B$ .

## MARKNADSMISSLYCKANDEN

Marknadsmisslyckanden är det centrala samhällsekonomiska motivet för miljöpolitik. Det är framför allt förekomsten av *kollektiva varor* och *externa effekter* som gör att marknaden misslyckas med att fördela resurser på bästa sätt.

Miljöresurserna – luft, vatten, hav och skog med mera – genererar varor och tjänster som har karaktären av *kollektiva varor*, till exempel frisk luft och rent vatten. Kollektiva varor saknar väldefinierade äganderätter och kännetecknas av att en aktörs konsumtion inte påverkar andra aktörers möjlighet att konsumera nyttigheten (icke-rivalitet) och att ingen heller kan uteslutas från konsumtion av nyttigheten (icke-exkluderbarhet). Att kollektiva varor saknar äganderätter och marknadspriser gör att det i allmänhet saknas ekonomiska incitament att hushålla med dem. Ur ett samhällsekonomiskt perspektiv kan en oreglerad marknad då leda till att dessa resurser överutnyttjas (kallas ibland för allmänningarnas tragedi, se Hardin, 1968).

Med *externa effekter* avses den positiva eller negativa påverkan på andras konsumtion eller produktion som ett företags produktion, eller ett hushålls konsumtion, medför och som inte grundas på en ekonomisk transaktion mellan parterna. Externa effekter kan vara både positiva och negativa. Om till exempel en biodling ligger nära en fruktodling kommer biodlarens verksamhet innebära en positiv extern effekt för fruktodlaren. Men om en industri släpper ut föroreningar i ett vattendrag så att grönsaksodlaren nedströms inte kan använda vattnet för bevattning, innebär industrins produktion en negativ extern effekt för grönsaksodlaren. Förekomsten av externa effekter innebär att det finns samhällsekonomiska kostnader och intäkter som inte avspeglas i marknadspriserna och som därför inte beaktas av producenter eller konsumenter. För att rätta till prissignalerna och därmed styra om resursanvändningen behöver marknaden korrigeras med hjälp av styrmedel. En möjlighet i exemplet ovan är att definiera tydliga äganderätter. Om grönsaksodlaren ägde rätten att använda vattnet för bevattning skulle industrin få betala för att förorena det.<sup>5</sup> Det omvända gäller också, om industrin ägde rätten till vattnet skulle odlaren få betala för att få använda det till bevattning. En annan möjlighet är att beskatta industrins utsläpp med en skatt som på marginalen motsvarar den negativa externa effekten. På så sätt ökar kostnaden för industrin som därmed kommer att anpassa sig och förorena mindre.

---

<sup>5</sup> Coase (1960) menade att problemet med externa effekter beror på att det saknas väldefinierade äganderätter vilket förhindrar att problemet löses med avtal på den fria marknaden.

## 1.2 Miljöpolitiska styrmedel

De miljöpolitiska styrmedlen kan delas in i tre huvudkategorier:

- ekonomiska
- administrativa
- informationsbaserade

Den administrativa styrningen bygger på direkta regleringar och kontroll, medan den ekonomiska styrningen är indirekt och sker via företagens och hushållens ekonomiska incitament. Den informationsbaserade styrningen bygger på information i syfte att förändra beteenden.

Administrativa styrmedel består bland annat av lagar, normer och förordningar. I Sverige utgörs miljölagstiftningen framför allt av miljöbalken och av EU-lagstiftningen.<sup>6</sup> Miljöbalkens innehåll rör bland annat miljöprövning och tillsyn. EU:s miljö rätt består av direktiv och av förordningar. Direktiven syftar till att harmonisera miljölagstiftningen i medlemsländerna medan förordningar träder i kraft direkt och lika i alla medlemsländer. På miljöområdet finns förordningar om bland annat avfall, vatten, luft, buller, kemiska ämnen och strålning.

Många lagar och förordningar anger gränsvärden, det vill säga maximala värden, för olika typer av föroreningar, men det finns också administrativa styrmedel som innebär detaljerad reglering av, till exempel, vilken produktionsteknik som får användas. Administrativa styrmedel tar i regel ingen explicit hänsyn till de kostnader som är förknippade med att uppnå regleringen. Det innebär att alla aktörer, oavsett kostnader, måste agera för att följa regleringen. Givet att beslutsfattaren inte känner till föroreningarnas marginalkostnader för att minska utsläppen, och att dessa kostnader skiljer sig mellan förorenare, innebär det att administrativa styrmedel sällan kan uppfylla kostnadseffektivitetsvillkoret om lika marginalkostnader för alla förorenare (se Fakta 2).

Som namnet indikerar består informationsbaserade styrmedel av information och upplysning men också av försök att påverka individers värderingar genom till exempel riktade kampanjer (SCB, 2005). Bland de informationsbaserade styrmedlen finns frivilliga miljöavtal, exempelvis uppgörelser mellan privata aktörer om att gå längre än lagstiftningen kräver (EU:s ekodesigndirektiv genomförs delvis via frivilliga avtal) och miljökonsekvensbeskrivningar (Carlman och Westerlund, 2007). Eftersom effekterna av informationsbaserade styrmedel ofta är svåra att dokumentera är det svårt att bedöma dessa styrmedels kostnadseffektivitet (Bauer och Fischer-Bogason, 2011). Informationsbaserade styrmedel spelar antagligen störst roll som komplement till administrativa och ekonomiska styrmedlen.

Ekonomiska styrmedel är incitamentsbaserade och verkar genom marknadens prissignaler. Exempel på ekonomiska styrmedel är skatter, avgifter, pantsystem, handel med utsläppsrätter och subventioner. I huvudsak används två olika ekonomiska styrmedel för att minska utsläppen av koldioxid i Sverige, *koldioxidskatt* och *handel med utsläppsrätter*. Dessa styrmedel har kompletterats med ekonomiska styrmedel (subventioner), administrativa styrmedel (till exempel krav på nya bilars bensinförbrukning) och in-

---

<sup>6</sup> Miljöpolitik utövas även genom annan lagstiftning, till exempel genom plan- och bygglagen (SFS 2010:900) och arbetsmiljölagstiftning.



formationsbaserade styrmedel (till exempel information och rådgivning om hantering av gödsel i lantbruket). Ekonomiska styrmedel har flera fördelar, bland annat att en given utsläppsminskning nås till lägsta kostnad för samhället. En annan fördel med både skatter och handel med utsläppsrätter är att principen ”förorenaren betalar” (*polluter pays principle*) uppfylls, vilket kan vara viktigt ur ett rättviseperspektiv.

Även om ekonomiska styrmedel ur ett teoretiskt perspektiv är kostnadseffektiva beror det verkliga valet av styrmedel ofta på flera andra faktorer. Till exempel kan styrmedlets förutsättningar att ge dynamiska incitament till vidare måluppfyllelse och teknisk utveckling spela roll. Därtill kommer frågor om styrmedlets administration, kontroll och efterlevnad, samt olika intressentgruppers påtryckningar. Nedan beskrivs tre olika typer av ekonomiska styrmedel.

## SKATTER

Miljöpolitisk styrning baserad på utsläppsskatter innebär att kostnaderna för att förorena bestäms politiskt. Man kan säga att skatter är substitut för marknadspriser på utsläpp. Skatten ger företaget, eller hushållet, incitament att genomföra de utsläppsbe- gränsande åtgärder vars kostnad per enhet utsläpp är lägre än utsläppsskatten. När denna anpassning skett, kommer den marginella reningskostnaden att vara lika hög för alla källor. Företagens och hushållens anpassning till en utsläppsskatt innebär att den utsläppsbegränsning som skatten leder till nås till lägsta möjliga kostnad.

En viktig fråga i ett system med utsläppsskatter är hur skattenivån ska bestämmas. Optimalt sett bör skattesatsen vara lika med den marginella samhällliga skadekostnaden (se Fakta 1 och avsnitt 4.2 om hur skadekostnaden kan värderas). En sådan korri- gerande miljöskatt kallas för pigouviansk skatt (Pigou, [1920]; 1932) efter den brittiske nationalekonomen Arthur Pigou (1877–1959).<sup>7</sup>

Till följd av att kunskapen om samhällets marginella skadekostnadsfunktion ofta är bristfällig är det ur ett praktiskt perspektiv ofta svårt att bestämma den optimala utsläppsskatten. Men – även om kunskapen är tillräcklig – är det inte givet att en miljöskatt ska sättas lika med samhällets marginella skadekostnad, det vill säga summan av konsumenternas marginella betalningsvilja för att undvika dålig miljö, om skattesystemet samtidigt används för andra ändamål än korrigering (se till exempel Sandmo, 1975; Pirtilä och Tuomala, 1997). Ett skäl till detta är att förändrad miljö kvalitet i allmänhet påverkar efterfrågemönstret i ekonomin och därmed också skatteintäkterna.

Ett annat exempel kommer från litteraturen om skatteväxling där man studerar effekterna av att införa miljömotiverade skatter i existerande skattesystem, och där dessa existerande skatter inte är optimalt satta (se till exempel Bovenberg och Goulder, 1996; Goulder m.fl., 1999; Goodstein, 2003). Miljömotiverade skatter kan förstärka de snedvridningar som existerande skatter ger upphov till. I en tillämpning på amerikanska data finner till exempel Bovenberg och Goulder (1996) att den optimala utsläppsskatten är betydligt lägre än värdet av den negativa externa effekten (se avsnitt 2.1 för en beskrivning av klimat- och energiskatter).

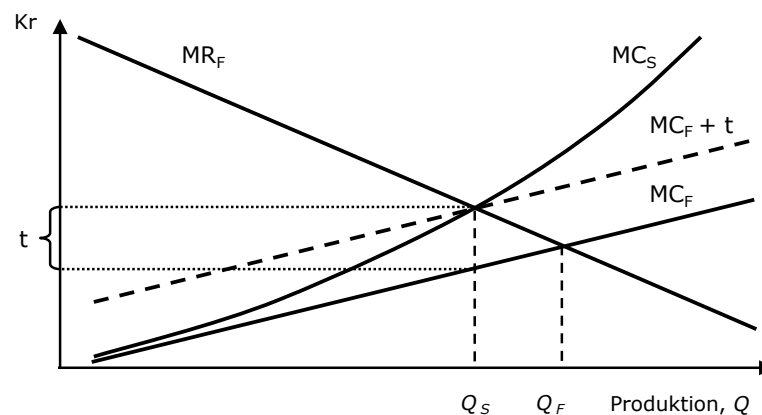
---

<sup>7</sup> Redan 1911 föreslog dansken Jens Warming användandet av en skatt för att internalisera negativa externa effekter i fiskesektorn (Warming, 1911).

Ytterligare en komplikation uppstår om regeringen via skattesystemet inte kan kontrollera den aktivitet som genererar den externa effekten, till exempel i en öppen ekonomi där produktionen kan flytta utomlands. I sådana situationer – och i frånvaro av internationellt samarbete – kan det bästa vara att sätta en lägre skatt på den vara/tjänst som genererar den externa effekten, samtidigt som substitut till varan eller tjänsten subventioneras eller komplement beskattas (se avsnitt 2.2 för en beskrivning av subventioner i klimat- och energipolitiken).

Figur 3 visar principen för hur en pigouviansk skatt (miljöskatt) kan internalisera en negativ extern effekt givet fullständig information om marginella kostnader och intäkter.<sup>8</sup> Före skatt väljer företaget att producera  $Q_F$  enheter (där företagets marginalkostnad,  $MC_F$ , är lika med företagets marginalintäkt,  $MR_F$ ). Eftersom varje producerad enhet genererar en negativ extern effekt är denna produktionsnivå för hög ur samhällets perspektiv. Kurvan  $MC_S$  visar samhällets marginalkostnad för produktionen ( $MC_S$  inkluderar  $MC_F$  och den negativa externa effekten). Givet samhällets marginalkostnad är den samhällsekonomiskt effektiva produktionen i stället  $Q_S$  enheter. Om staten lägger en skatt på företaget lika med  $t$  per producerad enhet ökar företagets marginalkostnad (kurvan  $MC_F + t$ ). Företaget väljer, vid denna högre marginalkostnad, att bara producera  $Q_S$  enheter. Den negativa externa effekten sägs därmed vara internaliserad i företagets beslut.

**Figur 3 Internalisering av en negativ extern effekt med hjälp av en skatt**



### HANDEL MED UTSLÄPPSRÄTTER

Överlåtbara utsläppsrätter är ett miljöpolitiskt styrmedel som bygger på så kallade taknivåer. Utgångspunkten är att staten fastställer en övre gräns för en viss typ av utsläpp inom ett geografiskt område. Med bildspråk kan man säga att staten lagt ett tak över området och reglerar de totala utsläppen under taket. Däremot regleras inte utsläppen från de enskilda utsläppskällorna under taket. I stället utfärdas ett antal överlåtbara utsläppsrätter som tillsammans berättigar innehavarna att göra de maximalt tillåtna utsläppen. Hur mycket som en enskild källa får släppa ut beror på dess innehav av utsläppsrätter. Utsläppsrätterna kan fördelas gratis eller genom auktion.

Poängen med systemet är att staten får kontroll på de totala utsläppen inom ett område samtidigt som det skapas ekonomiska incitament att fördela åtgärderna mellan

<sup>8</sup> Miljöskatten antas föras in i en ekonomi utan andra skatter eller i ett skattesystem med optimala skatter.

utsläppskällorna så att utsläppen begränsas till lägsta möjliga kostnad. Möjligheten att köpa eller sälja utsläppsrätter gör att varje källa har anledning att jämföra kostnaden för ytterligare reningsåtgärder med priset på en utsläppsrätt. För en del källor är priset på utsläppsrätter högre än kostnaden för ytterligare rening, för andra källor gäller det motsatta. Handel med utsläppsrätter kommer på detta sätt att styra reningsinsatserna till de källor där den marginella reningskostnaden är lägst. En annan fördel med utsläppsrätter är att den önskade utsläppsminskningen nås med säkerhet. Kostnaden (det vill säga priset på utsläppsrätter) för att nå utsläppsminskningen är däremot okänd. I fallet med en skatt är situationen den omvända: kostnaden (det vill säga skatten) för utsläppsminskningen är känd men utsläppsminskningen är okänd ex ante. Om beslutsfattarna vill uppnå en viss utsläppsminskning med en skatt måste de ha information om samtliga aktörers marginalkostnader för utsläppsminskningar. Detta informationskrav finns inte vid ett utsläppshandelssystem (se avsnitt 2.4 för en beskrivning av EU:s utsläppshandelssystem).

Utsläppsrätter och utsläppsskatter ger ungefär lika starka incitament till kostnadseffektivitet och teknisk utveckling. Valet mellan dessa styrmedel beror bland annat på följande faktorer. Den första är betydelsen av att uppnå ett visst utsläppsmål. Om det exempelvis finns ”tröskelvärden” vid vilka ytterligare utsläpp medför stora miljöskador, finns det skäl att utnyttja ett kvantitetsinstrument som utsläppsrätter (Weitzman, 1974). En andra faktor är betydelsen av prisvolatilitet. Om variationer i utsläppsrätternas priser medför en större osäkerhet för företagen kan det innebära att viktiga investeringar förhålls (Betz och Sato, 2006; IEA, 2007). Skatter, å andra sidan, är mer stabila och har lägre transaktionskostnader (Johansson-Stenman och Löfgren, 2008). En tredje faktor är kostnaden för att organisera en marknad för utsläppsrätter i förhållande till kostnaden för att administrera ett skattesystem.<sup>9</sup> Politisk genomförbarhet är också en viktig faktor på internationell nivå. Svårigheten att enas om en gemensam koldioxidskatt innebar till exempel att EU:s utsläppshandelssystem var enklare att genomföra politiskt (Egenhofer m.fl., 2011).

## **SUBVENTIONER**

Det finns åtminstone tre skäl för staten att subventionera hushåll eller företag. Det första är om en direkt korrigerande av marknadsimperfektionen genom beskattning inte är möjlig fullt ut. I sådana fall kan en lösning vara att subventionera miljövänliga substitut till det som egentligen bör beskattas. Det andra är positiva externa effekter, till exempel så kallade överspillningseffekter som läroeffekter och spridningseffekter. Det tredje är problem att identifiera förorenare för föroreningar som skett för länge sedan.

Positiva externa effekter motiverar generellt sett subventioner på samma sätt som negativa externa effekter motiverar skatter. Överspillningseffekter uppstår genom att investeringar i ny teknik leder till kunskapsspridning och ökat humankapital (Jaffe m.fl., 2005). Enligt Klette m.fl. (2000) utgör överspillningseffekter den främsta anledningen för staten att subventionera forskning och utveckling i kommersiella verksamheter. Storleksmässigt uppskattar Mansfield (1996) den samhälleliga avkastningen från forskning till dubbelt så stor som den privatekonomiska avkastningen (se avsnitt 2.2 och 2.3 för en beskrivning av subventioner och stöd till forskning och utveckling).

---

<sup>9</sup> Det kan också finnas fiskala skäl till att välja en skatt framför ett utsläppshandelssystem med gratis tilldelning. Om utsläppsrätterna däremot auktioneras ut får staten en inkomst.

Statliga subventioner kan också vara nödvändiga i sammanhang där det är svårt eller omöjligt att få ansvarig förorenare att betala för skador som uppstått. Åtgärder för att minska riskerna från områden som förorenats före modern miljölagstiftning, kalkning av försurade sjöar och åtgärder för att återskapa våtmarker är några exempel där subventioner kan behövas på grund av att förorenaren är svår att identifiera och lagföra.

### 1.3 Miljöpolitik i korthet

#### SVENSK MILJÖPOLITIK – EN TILLBAKABLICK

I Sverige började den moderna miljöpolitiken att formas för ca 40 år sedan. År 1967 inrättades Naturvårdsverket, världens första centrala myndighet för natur- och miljöfrågor. Under 1960-talet kom miljöproblemen framför allt att handla om vatten- och luftföroreningar. Industrialismen hade satt stora avtryck på miljön i form av utsläpp som i princip var oreglerade. Detta tillsammans med urbanisering, ökat välstånd, bilism och förändrat jordbruk ökade belastningen på miljö- och naturresurserna. Den miljöpolitik som växte fram riktades i hög grad mot industrins utsläpp och de lokala miljöproblemen. Nya lagar stiftades, bland andra naturvårdslagen 1964 och miljöskyddslagen 1969. Naturvårdslagen gav bland annat länsstyrelserna möjlighet att inrätta naturreservat. Miljöskyddslagen krävde att industriernas miljöfarliga verksamhet skulle förebyggas så långt det var möjligt, ekonomiskt rimligt och miljömässigt motiverat. Under samma period decentraliserades ansvaret för miljön till länsstyrelser, kommuner och sektorsmyndigheter. På 1970- och 1980-talen skärptes kemikalielagstiftningen för att begränsa produkters innehåll av farliga ämnen (Naturvårdsverket, 2009). År 1999 ersatte en samlad miljöbalk 15 olika lagar om miljö och natur.<sup>10</sup>

Historiskt har miljöpolitiken i Sverige huvudsakligen byggts på administrativa styrmedel i form av regleringar och produktkrav. I och med att fokus förskjutits från stora punktkällor till många små utsläppskällor har förutsättningarna för den miljöpolitiska styrningen förändrats. Det har blivit mer naturligt att i större utsträckning utnyttja ekonomiska styrmedel – även om ekonomiska styrmedel också kan fungera bra för stora utsläppskällor. Den allmänna energiskatten, som infördes 1957, motiverades från början fiskalt. Under 1970-talet tillkom energipolitiska motiv som under 1980-talet kompletterades med miljöargument. I samband med skattereformen 1990–1991 infördes koldioxidskatten. Det framhålls ofta att Sverige var först i världen med en koldioxidskatt men det framkommer inte lika ofta att energiskatten samtidigt sänktes med motsvarande belopp (se avsnitt 2.1) Mervärdesskatt på energi infördes, vilken beräknas på energipriset inklusive punktskatter. För att minska svavelutsläppen från förbränning infördes en svavelskatt 1991. För att minska utsläppen av kväveoxider vid energiproduktion i förbränningsanläggningar infördes en kväveoxidavgift 1992. Avgiften, som tas ut per kilo utsläppta kväveoxider, återbetalas till de avgiftsskyldiga i proportion till anläggningens andel av den sammanlagda energiproduktionen. Det innebär att anläggningar med små utsläpp av kväveoxid relativt sin energiproduktion får en ekonomisk fördel medan anläggningar med stora utsläpp får en ekonomisk nackdel. För Sverige har medlemskapet i EU inneburit nya förutsättningar för svensk miljöpolitik, bland annat genom införandet av utsläppshandelssystemet 2005 (se avsnitt 2.4).

---

<sup>10</sup> Däribland miljöskydds-, hälsoskydds-, renhållnings-, naturvårds-, naturresurs-, och vattenlagen samt lagarna om kemiska produkter och skötsel av jordbruksmark.

## INTERNATIONELLA MILJÖAVTAL

Ett viktigt steg för den internationella miljöpolitiken var FN:s globala miljövårdskonferens i Stockholm 1972. Efter konferensen inrättades FN:s miljöprogram, UNEP, som skulle samordna FN:s miljöarbete. FN:s konvention om långväga gränsöverskridande luftföroreningar, CLRTAP, undertecknades 1979 och trädde i kraft 1983. Under konventionen samarbetar nästan alla europeiska länder, Kanada, USA samt länderna i Kaukasus och Centralasien. Till konventionen hör åtta protokoll som specificerar mål och åtgärder för att minska utsläppen av bland annat svavel, kväveoxider, ozon, tungmetaller, flyktiga organiska ämnen och långlivade organiska föroreningar.

Den så kallade Brundtlandkommissionen (Världskommissionen för miljö och utveckling) fick 1987 i uppdrag av FN att ta fram långsiktiga strategier för en hållbar utveckling. I Brundtlandrapporten definierades begreppet *hållbar utveckling* som en utveckling som ”tillgodoser dagens behov utan att äventyra kommande generationers möjligheter att tillgodose sina behov”. Begreppet används ofta i samhällsdebatten och från politiskt håll framkommer regelbundet (nu senast från regeringens Framtidskommission) önskemål om att kunna mäta i vilken utsträckning samhällsutvecklingen är hållbar. Det är dock långt kvar innan begreppet kan operationaliseras (se avsnitt 4.1). UNEP bildade tillsammans med världsmeteorologiska organisationen 1988 FN:s klimatpanel (Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC) som sammanställer den vetenskapliga kunskapen om klimatförändringarnas effekter på miljö och ekonomi. Ett stort genombrott skedde på FN:s konferens om miljö och hållbar utveckling i Rio de Janeiro 1992 då ett stort antal länder bestämde att anpassa sin politik till hållbar utveckling. Rio-konferensen resulterade i Klimatkonventionen, som syftar till att stabilisera halterna av växthusgaser i atmosfären på en nivå som förhindrar att mänsklig verksamhet påverkar klimatsystemet på ett farligt sätt. Klimatkonventionen ligger till grund för Kyotoprotokollet som är en internationell överenskommelse om att minska utsläppen av växthusgaser med minst 5,2 procent från 1990 till perioden 2008–2012.

Sedan klimatkonventionens regelverk trädde i kraft 1994 hålls årliga partskonferenser (Conference of the Parties, COP) för de länder som undertecknat konventionen. I samband med att den här rapporten publiceras hålls det artonde mötet (COP18) i Qatar. Vid Rio-konferensen 1992 antogs även Rio-deklarationen som innehåller 27 grundläggande principer för miljö- och utvecklingsarbete till exempel principen om att förorenaren betalar, försiktighets- och substitutionsprinciperna.<sup>11</sup> Vid Rio-konferensen skapades också bland annat Biodiversitetskonventionen och Agenda 21, ett handlingsprogram för hållbar utveckling. En uppföljning av Rio-konferensen som diskuterade grön ekonomi och hållbar utveckling hölls i Rio tidigare i år. Under 2012 sjuöppades också en vetenskaplig panel för biologisk mångfald och ekosystemtjänster som kommer att fungera som en motsvarighet till IPCC.

## MILJÖMÅLSSYSTEMET

Regeringens övergripande mål för det miljöpolitiska arbetet är att till nästa generation lämna över ett samhälle där de stora miljöproblemen är lösta, utan att orsaka ökade miljö- och hälsoproblem utanför Sveriges gränser – det så kallade generationsmålet. Meningen är att generationsmålet ska vara vägledande för miljöarbetet på alla nivåer i

---

<sup>11</sup> Försiktighetsprincipen innebär att när det är osäkert om ett ämne är farligt ska det betraktas som farligt. Substitutionsprincipen innebär att miljöfarliga produkter ska ersättas av mindre farliga.

samhället. För att nå generationsmålet fastställde år 1999 riksdagen 15 miljö kvalitetsmål som 2005 kompletterades med ett 16:e mål för biologisk mångfald:

1. Begränsad klimatpåverkan
2. Frisk luft
3. Bara naturlig försurning
4. Giftfri miljö
5. Skyddande ozonskikt
6. Säker strålmiljö
7. Ingen övergödning
8. Levande sjöar och vattendrag
9. Grundvatten av god kvalitet
10. Hav i balans samt levande kust och skärgård
11. Myllrande våtmarker
12. Levande skogar
13. Ett rikt odlingslandskap
14. Storslagen fjällmiljö
15. God bebyggd miljö
16. Ett rikt växt- och djurliv

Miljömålssystemet syftar till att strukturera miljöarbetet och systematiskt följa upp miljöpolitiken. För att operationalisera miljömålen antog riksdagen 72 delmål som preciserade inriktning och tidsperspektiv. I samband med antagandet av miljömålspropositionen (Prop. 2009/10:155) förändrades målsstrukturen och delmålen ersattes av etappmål som ska tydliggöra de samhällsförändringar som är nödvändiga för att generationsmålet och miljö kvalitetsmålen ska nås. Tanken är att etappmålen ska vara ambitiösa, konkreta och utformade så att Sverige har rådighet över måluppfyllelsen (SOU 2012:15). Till miljö kvalitetsmålen finns också så kallade preciseringar som beskriver vilket miljö tillstånd som ska uppnås.

För att nå politisk samsyn kring miljöfrågorna har regeringen tillsatt den parlamentariskt sammansatta Miljömålsberedningen. I deras uppdrag ingår att föreslå etappmål, styrmedel och åtgärder inom regeringens prioriterade områden. Än så länge finns 14 etappmål beslutade för målet Begränsad klimatpåverkan och de prioriterade områdena luftföroreningar, farliga ämnen, avfall och biologisk mångfald. För varje miljö kvalitetsmål finns en ansvarig miljö målmyndighet.<sup>12</sup> Myndigheterna ansvarar för uppföljning och utvärdering av sina respektive mål. Miljö kvalitetsmålen är inte rättsligt bindande utan ska snarare ses som politiska målsättningar. Målen baseras inte på beräkningar om samhällsekonomiskt optimala utsläppsminskningar utan är resultatet av en politisk process där olika intressen har vägts samman. När miljö målen är givna kan nationalekonomisk analys identifiera kostnadseffektiva styrmedel för att nå målen.

I den här rapporten fokuserar analyserna på styrmedel för att nå målet Begränsad klimatpåverkan. Riksdagen har beslutat att etappmålet för de svenska utsläppen, från verksamheter som inte ingår i EU:s utsläppshandelssystem, ska vara en minskning

---

<sup>12</sup> Naturvårdsverket har ansvar för sju mål. Havs- och vattenmyndigheten ansvarar för tre mål och Boverket, Jordbruksverket, Kemikalieinspektionen, Skogsstyrelsen, Strålsäkerhetsmyndigheten och Sveriges geologiska undersökning för var sitt.

med 40 procent till 2020 jämfört med 1990.<sup>13</sup> Naturvårdsverket arbetar i dagsläget med att ta fram ett underlag till en färdplan för det visionära målet om inga nettoutsläpp av växthusgaser till 2050. Nära relaterat till klimatmålet är förnybarhetsmålet (halva Sveriges energianvändning 2020 ska komma från förnybara energikällor) och energieffektiviseringsmålet (20 procent effektivare energianvändning). Hur dessa mål interagerar med varandra analyseras i avsnitt 4.5.

## 1.4 För en effektiv miljöpolitik behövs utvärdering

### EKONOMISKA ANALYSER I MILJÖMÅLSARBETET

Inom infrastrukturområdet finns det sedan länge krav på att samhällsekonomiska analyser ska ligga till grund för investeringar i infrastruktur (Prop. 1987/88:50 och SFS (2010:185) med instruktion för Trafikverket). Det har bland annat lett till utarbetandet av de så kallade ASEK-värdena, samhällsekonomiska principer och kalkylvärden på transportområdet (Trafikverket, 2012).

På miljöområdet är arbetet med samhällsekonomisk analys inte lika systematiskt. När miljömålssystemet infördes introducerades ett system för uppföljning och utvärdering. Uppföljningen handlade framför allt om att knyta indikatorer till miljö kvalitetsmålen för att kunna analysera måluppfyllelsen. Miljömålsmyndigheterna fick ansvar för att basera sina åtgärdsförslag på ”såväl miljömässiga som samhällsekonomiska konsekvensanalyser” (Prop. 2000/01:130). I myndigheternas ansvar ingick också att ”utvärdera insatta åtgärders effektivitet” (Prop. 2000/01:130). Fram till 2007 fanns krav i miljömålsmyndigheternas regleringsbrev på att åtgärder som föreslås för att nå miljömålen ska vara kostnadseffektiva och föregås av samhällsekonomiska konsekvensanalyser.<sup>14</sup> Dessa krav har från och med 2008 ersatts av en svagare skrivning i Naturvårdsverkets instruktion som uttrycker att Naturvårdsverket ska utveckla, följa upp och utvärdera tillämpningen av samhällsekonomiska analyser inom miljömålssystemet. Detta riskerar att försämra miljöpolitikens kostnadseffektivitet.

För att ta reda på hur myndigheterna arbetar med konsekvensanalyser genomförde Naturvårdsverket en enkätundersökning (Naturvårdsverket, 2004). Resultaten från undersökningen visade att myndigheterna i allmänhet satsar lite resurser på arbetet med konsekvensanalyser och att de generellt sett inte håller speciellt hög kvalitet. Uppskattningsvis ägnade myndigheterna 50 arbetstimmar per analys och bara en av fem analyser utfördes av utbildade ekonomer. Konsekvenserna beskrevs kvalitativt och ibland kvantitativt men samhällsekonomiska kostnader inkluderades sällan och samhällsekonomiska nyttor inkluderades aldrig. Riksrevisionens granskning av rapporteringen från uppföljningen mot miljö kvalitetsmålen visade också att det samhällsekonomiska underlaget i miljömålsarbetet var mycket undermåligt (Riksrevisionen, 2005). Samma slutsats drog flera andra remissinstanser till Miljömålsrådet rapport ”Miljömålen – allas vårt ansvar” (Regeringskansliet, 2004).

---

<sup>13</sup> Etappmålet inkluderar inte vattenånga. Aktuell forskning visar att klimatet på landytan också bestäms av, och kan delvis bemötas med åtgärder för, vad vi gör med vattnet i landskapet (Destouni m.fl., 2012).

<sup>14</sup> En samhällsekonomisk konsekvensanalys utgör en strukturerad kartläggning av samtliga konsekvenser en åtgärd förväntas ha på olika aktörer och på samhället som helhet. När samtliga konsekvenser kvantifieras och värderas och nyttan ställs mot kostnaden, motsvarar konsekvensanalysen en kostnadsintäktanalys.

Sedan dessa rapporter skrevs har arbetet med samhällsekonomiska analyser långsamt förbättrats. OECD konstaterar dock i sin utvärdering av svensk klimatpolitik att utvärderingskapaciteten måste förbättras och betonar vikten av oberoende bedömningar (OECD, 2011c). Det finns ett problem med att miljömålsmyndigheter utvärderar de styrmedel de själva ansvarar för, eftersom det kan vara svårt att bibehålla ett kritiskt förhållningssätt. Ett minimikrav, för att öka transparensen och jämförbarheten i miljömålsmyndigheternas analyser, är att som på transportområdet ta fram gemensamma kalkylvärden (se avsnitt 4.2).

#### **UTVÄRDERING AV MILJÖPOLITISKA STYRMEDELS KOSTNADSEFFEKTIVITET**

I en utvärdering av miljöpolitiska styrmedels kostnadseffektivitet är det viktigt att styrmedlens *samtliga* effekter och kostnader kan identifieras och uppskattas kvantitativt. För att ett styrmedel ska vara kostnadseffektivt måste, för det första, marginalkostnadsvillkoret vara uppfyllt. När det gäller utsläpp av koldioxid, som ger samma miljöeffekt oavsett var utsläppen sker, är det marginalkostnaderna per kilo utsläppsreduktion som ska likställas. För många andra utsläpp (svavel och kväve) är miljöskadan en funktion av mottagarens (recipientens) egenskaper. Då är det istället marginalkostnaderna för att åstadkomma en viss miljöeffekt som bör vara lika. Om utvärderingen visar att marginalkostnadsvillkoret är uppfyllt bör man, i ett andra steg, analysera om det är ett tillräckligt villkor för kostnadseffektivitet. Därutöver bör utvärderaren också ta hänsyn till styrmedlets andra kostnader, till exempel administrationskostnader, och vilka effekter styrmedlet kan ha på andra miljömål.<sup>15</sup>

Eftersom det är vanligt att flera miljöpolitiska styrmedel tillämpas samtidigt är det i utvärderingssyfte viktigt att isolera varje enskilt styrmedels effekt från övriga styrmedels effekter och från vad som skulle ha hänt om styrmedlet i fråga inte införts. Då flera styrmedel styr mot samma mål (till exempel utsläppsminskningar) är det särskilt viktigt att identifiera varje enskilt styrmedels additionalitet, det vill säga vad styrmedlet har bidragit med utöver vad som ändå skulle ha skett till följd av övriga styrmedel.

Utvärdering av miljöpolitiska styrmedels kostnadseffektivitet försvåras av att det är svårt att identifiera och uppskatta effekterna av styrmedlet – både före och efter att det införts. Sambanden mellan orsak och verkan är inte alltid självklara i miljön, ibland beroende på ofullständig kunskap om ekosystemens funktion och långsiktiga förmåga att klara av förändringar och vidareutvecklas (resiliens), ibland beroende på osäkerheter avseende föroreningars spridning geografiskt och över tid. Brist på relevanta data utgör också ofta ett praktiskt problem.

---

<sup>15</sup> Se Söderholm och Hammar (2005) för ett strukturerat sätt att göra en kostnadseffektivitetsanalys.



## KAPITLET I KORTHET

- Samhällsekonomisk effektivitet handlar om hur samhällets resurser, såväl materiella som miljö- och naturresurser, ska fördelas så effektivt som möjligt.
- I miljöekonomi är det framför allt förekomsten av *kollektiva varor* och *externa effekter* som gör att marknaden misslyckas med att fördela resurser på bästa sätt. Därför behövs politisk styrning – det vill säga miljöpolitik.
- Miljömålen baseras inte på beräkningar om samhällsekonomiskt effektiva utsläppsminskningar utan är snarare resultatet av en politisk process där olika intressen vägts samman. Med givna miljömål kan nationalekonomiska analyser fokusera på hur målen ska nås kostnadseffektivt, det vill säga till lägsta möjliga kostnad. Kostnadseffektivitet har med andra ord inget med den miljöpolitiska ambitionsnivån att göra.
- Beslutsfattaren har flera typer av styrmedel till sitt förfogande. Historiskt har miljöpolitisk styrning framför allt handlat om administrativa styrmedel i form av regleringar. Över tiden har fördelarna med ekonomiska styrmedel uppmärksammats allt mer.
- För att öka miljöpolitikens effektivitet behövs utvärderingar både före och efter att styrmedlen införs. Det finns förbättringsmöjligheter i miljömålsmyndigheternas ekonomiska beslutsunderlag. Tidigare krav på att miljöpolitiska åtgärder ska vara kostnadseffektiva och föregås av konsekvensanalyser har dock plockats bort från miljömålsmyndigheternas regleringsbrev. Detta riskerar att försämra miljöpolitikens kostnadseffektivitet.



## 2 Klimatpolitiska styrmedel

**Utsläppen av växthusgaser är ett globalt miljöproblem som kan betraktas som historiens största marknadsmisslyckande.<sup>16</sup> Enligt den senaste utvärderingen från FN:s klimatpanel (IPCC) har jordens medeltemperatur stigit med 0,7°C sedan 1906 (IPCC 2007a). IPCC slår fast att människans utsläpp av växthusgaser, med stor sannolikhet, har orsakat merparten av den observerade temperaturökningen. Fortsatta temperaturökningar kommer att få omfattande konsekvenser för en stor del av jordens befolkning.**

För att på sikt kunna stabilisera halten av växthusgaser i atmosfären har EU antagit det så kallade tvågradersmålet, som innebär att ökningen av den globala medeltemperaturen bör begränsas till 2°C (över förindustriell nivå).<sup>17</sup> För att uppnå målet behöver de globala utsläppen av växthusgaser minska med mer än 50 procent till 2050, jämfört med 1990, och bli nära noll år 2100. Det bedöms innebära att de globala genomsnittliga utsläppen av växthusgaser måste minska till 2 ton per capita 2050 och vidare ner till under 1 ton per capita 2100.<sup>18</sup> För att nå dit krävs det en omfattande omställning av hela samhället. Det är en enorm utmaning för klimatpolitiken, vars kostnadseffektivitet avgör hur stora kostnaderna i slutändan blir.

Koncentrationen av växthusgaser i atmosfären påverkas på samma sätt oavsett var utsläppen minskar, vem som minskar utsläppen eller hur utsläppen minskar. Detta får konsekvenser för hur klimatpolitiken ska utformas. Med en kostnadseffektiv klimatpolitik kan större utsläppsminskningar åstadkommas till en given kostnad. I den nationalekonomiska litteraturen finns det tydliga principer för hur en effektiv klimatpolitik ska utformas. De viktigaste beståndsdelarna är:

- att arbeta för en internationell samordning av klimatpolitiken
- att sätta ett pris på utsläppen av växthusgaser, genom skatter eller handel med utsläppsrätter
- att främja forskning och teknikutveckling

Sverige har under lång tid fört en ambitiös klimatpolitik genom införandet av flera olika styrmedel. I detta kapitel analyseras de styrmedelsval som Sverige gjort för att nå klimatmålet till 2020, i termer av skatter (Avsnitt 2.1), subventioner (Avsnitt 2.2), stöd till forskning och utveckling (Avsnitt 2.3) och handel med utsläppsrätter (Avsnitt 2.4). Vår förhoppning är att lärdomar från tidigare politik ska förbättra kostnadseffektiviteten i klimatpolitiken framöver. Vi diskuterar också framtida behov av klimatanpassning (Avsnitt 2.5) och möjligheten att utnyttja skogen som kolsänka (Avsnitt 2.6). Det här kapitlet inleds med en kort översikt av hur världens utsläpp fördelar sig mellan länder och hur Sveriges utsläpp fördelar sig mellan sektorer samt vilka klimatpolitiska mål Sverige har antagit.

---

<sup>16</sup> Utsläppen av växthusgaser inkluderar koldioxid, metan, dikväveoxid och fluorerande gaser och uttrycks ofta som koldioxidkvivalenter. Det är ett gemensamt mått som tar hänsyn till att olika gaser har olika förmåga att bidra till växthuseffekten.

<sup>17</sup> Det motsvarar en halt av växthusgaser i atmosfären på cirka 400-450 ppm.

<sup>18</sup> Vid en befolkning 2050 på 9 miljarder.

## VÄRLDENS UTSLÄPP AV KOLDIOXID

Utsläppen av koldioxid utgör nästan 80 procent av de totala utsläppen av växthusgaser. Koldioxidutsläpp uppstår i huvudsak vid förbränning av fossila bränslen och processer som är relaterade till markanvändning. De utsläpp som är relaterade till förbränning av fossila bränslen är enklast att kartlägga. I Tabell 1 redovisas totala utsläpp av koldioxid samt utsläppen i relation till befolkning och BNP för olika regioner och länder som släpper ut mer än 500 miljoner ton (Mton) koldioxid per år, samt för Sverige. De nio länder som har de största utsläppen i världen svarar tillsammans för ca 64 procent av de totala utsläppen. Sverige står för ca 0,1 procent av de totala utsläppen i världen. Som framgår av tabellen varierar utsläppen per capita kraftigt, från 1,37 ton per capita i Indien till 16,90 ton per capita i USA. De svenska utsläppen per capita är över genomsnittet i världen och uppgår till 4,48 ton per år. Sverige har däremot lägst utsläpp per BNP-enhet.<sup>19</sup>

**Tabell 1 Utsläpp av koldioxid (CO<sub>2</sub>) och andra indikatorer för 2009**

Region/land	Befolkning (miljoner)	CO <sub>2</sub> -utsläpp (Mton CO <sub>2</sub> )	Andel av världens utsläpp (%)	CO <sub>2</sub> /capita (ton)	CO <sub>2</sub> /BNP (kg CO <sub>2</sub> / 2000 USD)
<b>Region</b>					
OECD	1 225	12 045	41,5	9,83	0,41
Kina inkl Hong Kong	1 338	6 877	23,7	5,14	2,17
Asien exkl Kina	2 208	3 153	10,9	1,43	1,27
Icke-OECD i Europa och Eurasien	335	2 497	8,6	7,46	3,32
Mellanöstern	195	1 509	5,2	7,76	1,93
Latinamerika	451	975	3,4	2,16	0,50
Afrika	1 009	928	3,2	0,92	1,04
<b>Totalt i världen</b>	<b>6 761</b>	<b>28 999</b>	<b>100,0</b>	<b>4,29</b>	<b>0,73</b>
<b>Land</b>					
Kina	1 331	6 832	23,6	5,13	2,33
USA	307	5 195	17,9	16,90	0,46
Indien	1 155	1 586	5,5	1,37	1,81
Ryssland	142	1 533	5,3	10,80	3,86
Japan	127	1 096	3,8	8,58	0,22
Tyskland	82	750	2,6	9,16	0,38
Iran	73	533	1,8	7,31	3,37
Kanada	34	521	1,8	15,43	0,61
Sydkorea	49	515	1,8	10,57	0,68
Sverige	9	42	0,1	4,48	0,15

Not: Utsläppen avser endast utsläpp från förbränning av fossila bränslen. Utsläppen totalt i världen inkluderar utsläpp från internationell luftfart och bunkring.

Källa: Egen bearbetning av IEA (2011b).

Enligt IEA:s (Internationella energirådets) senaste utsläppsprognos, som inkluderar ländernas aviserade styrmedel, förväntas världens koldioxidutsläpp att öka till 36,4 miljarder ton (Gton) 2035, ökningen är kraftigast i Kina och Indien. Det uppskattas i förlängningen motsvara en genomsnittlig temperaturökning på mer än 3,5°C. För att nå tvågradersmålet skulle utsläppen i stället behöva minska till 21,6 Gton 2035. Om

<sup>19</sup> Lika låga koldioxidutsläpp per BNP-enhet har också Schweiz som inte visas i tabellen.

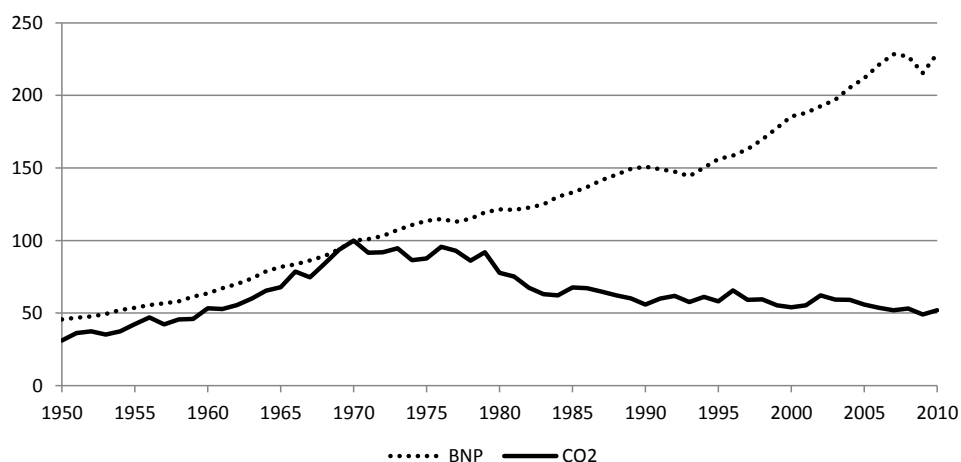
inte aviserade styrmedel införs förväntas utsläppen öka till 43,3 Gton 2035 vilket motsvarar en genomsnittlig temperaturökning på mer än 6°C (IEA, 2011c).

### SVERIGES UTSLÄPP AV VÄXTHUSGASER

Under de senaste decennierna har Sverige fört en ambitiös klimatpolitik, där koldioxidskatten utgör en viktig komponent. Tack vare utbyggnaden av kärnkraft, biobränslebaserad fjärrvärme, och en god tillgång på vattendrag för kraftproduktion har utsläppen av koldioxid under perioden kunnat frikopplas från tillväxten (se Figur 4).

**Figur 4 Sveriges BNP och koldioxidutsläpp (CO<sub>2</sub>) 1950–2010**

Index 1970=100



Källor: Carbon Dioxide Information Analysis Center och SCB.

De svenska utsläppen av växthusgaser (CO<sub>2</sub>e) fördelar sig mellan sektorer enligt Tabell 2. Av tabellen framgår att de totala utsläppen minskat med 6,6 Mton mellan 1990 och 2010, och förväntas minska med ytterligare 7,7 Mton mellan 2010 och 2030 (enligt Naturvårdsverkets senaste utsläppsprognos).

**Tabell 2 Sektorsvisa utsläpp av växthusgaser i Mton, samt prognos för 2030**

Sektor	1990	2010	2030	1990–2030 (%)
El- och värmeproduktion	8,0	10,6	6,5	-19
Bostäder och lokaler m.m.	10,9	4,2	2,8	-74
Industri	18,4	17,0	17,4	-5
Inrikes transporter	19,3	20,7	19,3	0
Övrig energi	3,3	3,6	4,5	36
Lösningsmedel	0,3	0,3	0,3	0
Jordbruk	9,1	7,9	6,9	-24
Avfall	3,4	1,8	0,8	-76
<b>Totala utsläpp</b>	<b>72,8</b>	<b>66,2</b>	<b>58,5</b>	<b>-20</b>

Anm.: I Bostäder och lokaler ingår utsläpp från bostäder, service samt energianvändning inom jordbruk, skogsbruk och fiske. I Industri ingår utsläpp från industrins förbränning, industriprocesser och fluorerade växthusgaser. I Övrig energi ingår utsläpp från raffinaderier, tillverkning av fasta bränslen, diffusa utsläpp (fackling) samt övrigt.

Källa: Naturvårdsverket (2011b, 2011c).

En stor del av utsläppen i Sverige kommer från industri och inrikes transporter och dessa sektorer förväntas inte minska sina utsläpp mer än marginellt till 2030. Under perioden 1990–2030 är den procentuella utsläppsminskningen störst inom sektorerna bostäder och lokaler samt avfall.

Kostnaden för att minska utsläppen ytterligare varierar mellan sektorer och länder och ökar i takt med redan gjorda utsläppsminskningar. Av denna anledning är behovet av internationell samordning i klimatpolitiken stort. Åtgärderna måste sättas in där de är billigast annars kommer de samlade åtgärdskostnaderna att bli onödigt höga. IPCC (2007b) har beräknat hur stora utsläppsminskningar som kan åstadkommas i olika sektorer i världen givet olika åtgärdskostnader. Inom energisektorn och byggnadssektorn finns det stor potential både inom OECD och i övriga världen men inom industri, jordbruk och skogsnäring finns den största potentialen utanför OECD. IPCC uppskattar att åtgärder upp till en åtgärdskostnad på 100 dollar/ton CO<sub>2e</sub> kan leda till en halvering av utsläppen till 2050. Den svenska koldioxidskatten är redan en och en halv gånger högre än den åtgärdskostnaden. Att Sverige under lång tid har minskat utsläppen innebär att marginalkostnaderna för ytterligare minskningar i Sverige är höga jämfört med åtgärder i många andra länder (OECD, 2011c).

#### **EU:S KLIMATPOLITIK OCH SVERIGES ÅTAGANDE**

Europeiska rådet beslutade 2007 om mål på EU-nivå fram till 2020. Målen innebär att:

1. Utsläppen av växthusgaser ska minska med 20 procent jämfört med 1990.
2. Minst 20 procent av energikonsumtionen ska komma från förnybara energikällor.
3. Energianvändningen ska effektiviseras med 20 procent jämfört med 2005.

De europeiska målen fördelas över medlemsstaterna med utgångspunkt i respektive stats BNP per capita. För Sveriges del innebär det, för verksamheter utanför EU:s utsläppshandelssystem (EU ETS), att utsläppen av växthusgaser ska minska med ungefär 25 procent från 1990 års nivå. För verksamheter som omfattas av EU ETS sätts taket för utsläppsrätterna på EU-nivå till en minskning om 21 procent jämfört med år 2005. EU:s förnybarhetsmål innebär att andelen förnybar energi ska uppgå till 49 procent i Sverige (Prop. 2008/09:162).

Med utgångspunkt från EU-målen antog Sveriges riksdag 2009 följande nationella mål till 2020:

- För verksamheter som inte omfattas av EU ETS ska utsläppen av växthusgaser vara 40 procent lägre än utsläppen 1990.
- Andelen förnybar energi bör vara minst 50 procent av den totala energianvändningen.<sup>20</sup>
- Energianvändningen ska vara 20 procent effektivare.

---

<sup>20</sup> Sverige har också ett mål om minst 10 procent förnybar energi i transportsektorn till 2020 och ett mål om en fossiloberoende fordonsflotta till 2030.

Sverige har också ett visionärt mål om inga nettoutsläpp av växthusgaser i atmosfären år 2050. Naturvårdsverket har i ett regeringsuppdrag tagit fram ett underlag till en färdplan för att uppnå den visionen.

Sverige väljer ofta att ”gå före” andra länder i klimatpolitiken. Hittills har ”gå före”-strategin främst handlat om att Sverige ska minska koldioxidutsläppen mer än vad som krävs i internationella överenskommelser. Sveriges klimatmål om att utsläppen av växthusgaser ska vara 40 procent lägre är det mest ambitiösa målet inom EU och innebär att Sverige gör 15 procentenheter mer än vad EU kräver. För att motivera ”gå före”-politiken används argumenten att det stimulerar teknisk utveckling, ökar konkurrenskraften, ger nya arbetstillfällen samt stärker Sveriges möjligheter att vara pådrivande i de internationella klimatförhandlingarna (SOU 2008:24, Prop. 2008/09:162). I den nationalekonomiska litteraturen är det främst det så kallade förhandlingsargumentet som kan ha potential. Förhandlingsargumentet bygger på att om Sverige, genom att ”gå före”, kan påverka andra länders ambition i klimatpolitiken kan de samlade effekterna bli positiva. Huruvida Sveriges agerande har påverkat andra länders agerande i klimatförhandlingarna behöver dock utredas empiriskt.

Men att ”gå före” kan också handla om att investera mer i utsläppsreducerande åtgärder utomlands, att satsa mer på forskning och utveckling eller att dela med sig av framgångsrika styrmedelslösningar. För Sverige som har en liten andel av världens utsläpp och där kostnaderna för utsläppsminskningar är höga, kan en ”gå före”-strategi som på dessa sätt syftar till att påverka andra länders utsläppsminskningar vara att föredra. I följande avsnitt diskuteras de klimatpolitiska styrmedelsval som Sverige har gjort.

## 2.1 Klimat- och energiskatter

**Beskattnings av energianvändning är ett av de viktigaste ekonomiska styrmedlen för att minska koldioxidutsläppen och för att öka energieffektiviteten. Men dagens energibeskattnings skiljer sig från det skattesystem som i teorin skulle ge en kostnadseffektiv klimat- och energipolitik. I detta avsnitt beskrivs hur skatten på energi varierar mellan olika energianvändare och mellan energislag. Koldioxidskatten har under senare år förändrats i riktning mot en enhetlig skatt, vilket har ökat kostnadseffektiviteten i styrningen mot klimatmålet. Här analyseras om ytterligare förändringar av koldioxidskatten kan öka kostnadseffektiviteten. Därefter diskuteras effekterna av potentiella förändringar i den allmänna energiskatten mot en mer enhetlig skatt.**

Det finns ett starkt stöd i ekonomisk teori för att beskatta koldioxidutsläpp och andra skadliga utsläpp till luften, som orsakas av energianvändning. Skatten sätter ett pris på de skadliga effekterna, vilket ger ett energipris (inklusive skatt) som bättre motsvarar den samhällsekonomiska kostnaden av energianvändningen. Hushåll och företag internaliserar därigenom den negativa externa effekten, det vill säga de tar indirekt hänsyn till den skadkostnad som energianvändningen ger upphov till.

Energianvändningen i Sverige beskattas med olika punktskatter. Koldioxidskatt och svavelskatt är exempel på punktskatter med ett klart styrande syfte, att minska skadliga utsläpp av koldioxid respektive svavel. Koldioxidskatten är i grunden beräknad som ett enhetligt pris på utsläppen från fossila bränslen (olja, kol och naturgas) och drivmedel (bensin och diesel). I praktiken finns undantag från det enhetliga priset för vissa marknadsaktörer (exempelvis jord- och skogsbruk) och bränslen (exempelvis torv).

Energibeskattnings ger också staten stora inkomster. Förutom koldioxid- och svavelskatten beskattas energianvändning med den så kallade allmänna energiskatten (härefter kallad energiskatten). Tidigare har denna inte i första hand varit en styrande skatt utan framför allt en inkomstkälla för staten, en så kallad fiskal skatt (Skatteverket, 2011). En förändring har dock skett mot att energiskatten även ska ha en styrande effekt, inte i huvudsak för att komma åt en externalitet eller annat marknadsmisslyckande utan för att kunna styra energianvändningen.<sup>21</sup> Därför genomförs en förändring i Sverige och övriga Europa för att energiskatten per energiinnehåll (kWh) ska utjämnas mellan bränslen. Tidigare har den varierat mellan bränslen.

Förändringen av energiskatten är en del av de förändringar som beslutades i riksdagen 2009 och genomfördes eller kommer att genomföras de följande åren (se Prop. 2009/10:41). Andra förändringar är att undantagen i koldioxidskatten har minskat. Sammantaget innebär det en förändring i riktning mot ett mer renodlat energiskattesystem – renodlat i betydelsen att politiskt styra energianvändningen med skatten. Koldioxid- och energiskatten utgör med andra ord två politiska styrmedel för att uppnå två olika mål: det nationella klimatmålet och energieffektiviseringsmålet.

Energiskatten påverkar till stor del samma energiefterfrågan, på fossila bränslen och drivmedel, som koldioxidskatten. I framtiden kan även energiskatten komma att omfatta användningen av förnybar energi, till exempel biodrivmedel. En generell höjning

---

<sup>21</sup> Ett undantag är att vid bestämmandet av energiskattens nivå på drivmedel bör, enligt regeringen, även de externa kostnader som trafiken ger upphov till beaktas (prop. 2009/10:41 s.155).



av energiskatten påverkar i så fall utsläpp, energianvändning och mängden förnybara bränslen, vilket komplicerar styrningen mot klimat-, energieffektiviserings- och förnybarhetsmålet (se avsnitt 4.5).

## KOLDIOXIDSKATTEN

### Effektivare skatt efter regelförändringar

De klimat- och energipolitiska beslut som togs 2009 har inneburit att vissa undantag i koldioxidskatten har tagits bort eller minskat i omfattning. Färre undantag gör att koldioxidskatten är mer likformigt fördelad över olika utsläppskällor så att styrningen mot minskade utsläpp kan bli mer kostnadseffektiv.

Koldioxidskatten slopades för bränslen som förbrukas i industrianläggningar som omfattas av EU:s system för handel med utsläppsrätter (EU ETS). Verksamheter i EU ETS betalar därför, med några få undantag,<sup>22</sup> numera inte koldioxidskatt på annat än drivmedel vilket minskar risken för dubbelstyrning. En nationell beskattning av dessa verksamheter skulle ge olika pris på utsläpp beroende på var verksamheten befinner sig geografiskt, vilket inte är kostnadseffektivt. För koldioxidutsläpp är skadeeffekterna oberoende av var utsläppen sker. De totala utsläppen inom handelssystemet påverkas inte heller av svensk beskattning då utsläppstaket bestäms i förväg (se avsnitt 2.4).

En analys som Konjunkturinstitutet gjort åt Riksrevisionen visar att 2009 års förändringar<sup>23</sup> sammantaget leder till ökad kostnadseffektivitet (Berg och Forsfält, 2012). Med andra ord innebär den förändrade skattestrukturen att det är möjligt att nå samma utsläppsnivå som tidigare till en lägre kostnad (i termer av BNP) och med en lägre generell nivå på koldioxidskatten.

Figur 5 visar skattesatserna som förväntas gälla 2015 enligt klimat- och energi-propositionerna (Prop. 2008/09:162 och 163). Normalskattesatsen är 108 öre per kilo koldioxid. Hushållen betalar också 25 procent moms på energikonsumtion, där momsen beräknas på producentpriset inklusive punktskatter. Koldioxidskatten bidrar således med 135 öre per kilo koldioxid till det pris som hushållen betalar på fossila bränslen. I figuren visas även hur utsläppen av koldioxid utanför EU ETS fördelas på olika bränslen och olika verksamheter samt hur koldioxidskatten varierar mellan dessa olika utsläpp. Utsläppen 2008 av koldioxid utanför EU ETS, exklusive flyg, var ca

---

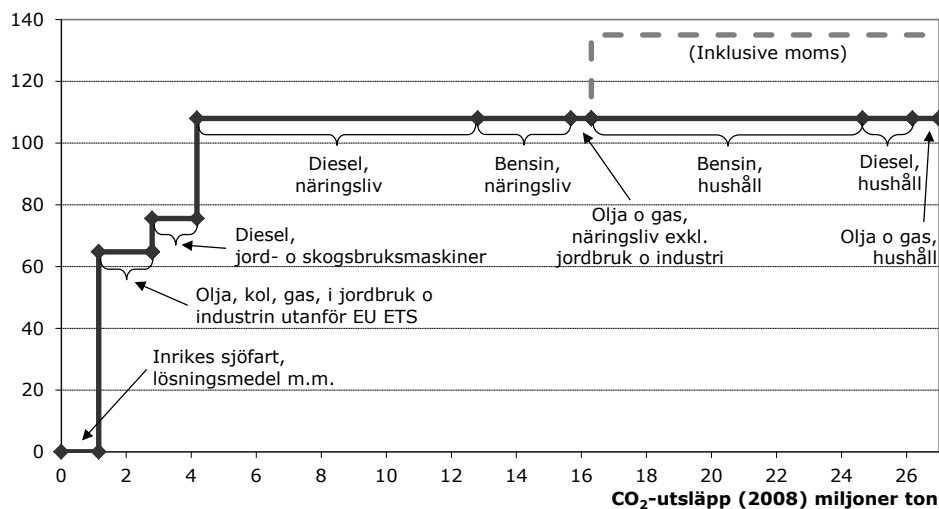
<sup>22</sup> Koldioxidbeskattningen av fossil kraftvärme (kraftverk som producerar värme och el) tas bort helt 2013. Därefter kommer bara fjärrvärmeverk som enbart producerar varmvatten att omfattas av både koldioxidskatt och EU ETS. Dessa kraftverk utgör en allt mindre andel av fjärrvärmeproduktionen, beroende på att el från kraftvärmeverk har blivit lönsamt på grund av förändringarna i beskattningen och att nyinvesteringar därför sker i enbart kraftvärme (med högre verkningsgrad) (enligt Svensk Fjärrvärme). Koldioxidskatten har i detta fall använts som ett styrmedel för att öka energieffektiviteten i fjärrvärmeproduktionen.

<sup>23</sup> Förutom slopande av koldioxidskatt för industrianläggningar inom EU ETS innebar 2009 års beslut att koldioxidskatten på bränslen för uppvärmning och drift av stationära motorer inom industrin utanför EU ETS samt jordbruks-, skogsbruks- och vattenbruksverksamheterna höjs stegvis fram till och med 2015, från 21 procent till 60 procent av den generella koldioxidskattenivån. Motsvarande höjningar görs även för dieselolja som förbrukas i viss gruvindustriell verksamhet. Återbetalningen av koldioxidskatten för dieselolja i jordbruks- och skogsbruksmaskiner med 2,38 kronor per liter sänktes till 2,10 kronor 2011, 1,70 kronor 2013 och 90 öre 2015. Energiskatten på fossila uppvärmningsbränslen struktureras om efter bränslets energiinnehåll. Energiskatten på dieselolja höjs i två steg 2011 och 2013 med sammanlagt 40 öre per liter. Energiskatt införs på fossila bränslen för uppvärmning och drift av stationära motorer i industrin, jordbruks-, skogsbruks- och vattenbruksverksamheterna samt för värmeproduktion i kraftvärmeverk. För dessa sektorer blir energiskatten 30 procent av den generella energiskattenivån. Motsvarande energiskatt införs också för dieselolja som förbrukas i viss gruvindustriell verksamhet (Riksrevisionen, 2012a).

27 miljoner ton. Av dessa utsläpp omfattas drygt 1 miljon ton inte av koldioxidskatten, bland annat gäller det utsläpp från inrikes sjöfart och lösningsmedel.<sup>24</sup>

**Figur 5 Koldioxidskatt för olika bränslen och användare, fördelad på utsläppen av koldioxid utanför EU ETS, beslutade regler till 2015**

Öre per kilo



Anm.: Inspirerad av Regereingsens skrivelse 2010/11:108. Fördelningen mellan användare och bränslen baseras på Miljöräkenskapernas redovisning av utsläppen för 2008.

Källor: Finansdepartementet, SCB, Skatteverket och Konjunkturinstitutet.

### Samhällsekonomiska effekter av en mer långtgående reformering av koldioxidskatten

En utgångspunkt i teorin för en kostnadseffektiv miljöskatt är att alla marknadsaktörer möter samma kostnad för ytterligare utsläpp (se kapitel 1). Det utgör ett motiv att undersöka samhällsekonomiska effekter av att gå längre i reformeringen av koldioxidskatten genom att ta bort kvarvarande undantag från en enhetlig skatt. Förutom de utsläpp som är helt undantagna koldioxidskatt är skatten nedsatt i två fall (se Figur 5):

1. Fossila bränslen för uppvärmning och användning i stationära motorer inom jord-, vatten- och skogsbruk samt industrin utanför EU ETS. Nedsättningen av skatten är 40 procent 2015 (den var 79 procent före 2011 och 70 procent 2011–2014).
2. Diesel i jord- och skogsbruksmaskiner. Koldioxidskatten återbetalas med ett visst belopp. Det motsvarar en nedsättning av skatten med ca 30 procent 2015 (79 procent före 2011, 70 procent 2011–2012 och 57 procent 2013–2014).

Dessa nedsättningar berör en förhållandevis liten del av de totala koldioxidutsläppen, ca 3 miljoner ton 2008. En ytterligare skärpning av beskattningen av dessa utsläpp kan således inte förväntas få stora effekter på aggregerad nivå men är principiellt intressanta. De två fallen analyseras i allmänjämviktsmodellen EMEC (modellen beskrivs i

<sup>24</sup> Andra växthusgaser än koldioxid (metan, dikväveoxid (lustgas) med flera) omfattas inte av koldioxidskatten. Dessa utsläpp kommer framför allt från jordbruk, reningsverk och avfallshantering.

avsnitt 3.1). Analysen utgår från ett referensscenario för den ekonomiska utvecklingen till 2030, med ett skattesystem som det ser ut idag och de beslutade skatteförändringar som kommer att genomföras fram till 2015.

I ett alternativt scenario till referensscenariot beräknas effekten på ekonomin<sup>25</sup> och utsläppen av att ta bort båda undantagen. Med en enhetlig skatt minskar koldioxidutsläppen 2030 (utanför EU ETS) med 0,8 procent, det motsvarar ca 200 000 ton. BNP minskar med 0,02 procent, vilket motsvarar ca 600 miljoner kronor idag.

För att avgöra om det är kostnadseffektivt med en förändring till en enhetlig skatt beräknas ytterligare ett scenario, där den generella nivån på koldioxidskatten höjs i den rådande skattestrukturen. Skatten höjs så mycket att det ger samma nivå på koldioxidutsläppen (utanför EU ETS) som med en förändring till en enhetlig skatt. För detta krävs 12 procent högre koldioxidskatt. Detta scenario resulterar i ett marginellt<sup>26</sup> större fall i BNP jämfört med att förändra skattestrukturen.

Modellberäkningarna ger stöd för att en mer enhetlig skatt skulle vara en kostnadseffektiv åtgärd för att minska utsläppen ytterligare. Regeringen menar dock att det finns en risk för koldioxidläckage om skatten höjs, det vill säga att produktionen och därmed utsläppen flyttar utomlands (Skr. 2010/11:108). Det motsägs inte av modellresultaten som indikerar att importen av de varor som produceras i berörda branscher i näringslivet ökar med lägre nedsättningar i denna sektor, det vill säga den inhemska efterfrågan minskar inte lika mycket som den inhemska produktionen.

## **ENERGISKATTEN**

Den allmänna energiskatten har varit en viktig inkomstkälla för staten. Numera är den också ett viktigt styrmedel för att minska energianvändningen och nå energieffektiviseringsmålet. Energianvändningen, mätt som så kallad inhemsk slutlig<sup>27</sup> användning, i Sverige 2008 var ca 380 TWh (Energimyndigheten, 2011d). Drygt en fjärdedel (ca 100 TWh) av den slutliga användningen beskattas inte alls med energiskatt. Framför allt rör det fjärrvärme och biobränslen.

### **Beskattning av biodrivmedel**

Beskattning av biobränslen diskuteras både i EU och i Sverige. I vårpropositionen 2012 gavs exempelvis ett förslag att införa en energiskatt på låginblandning av biodrivmedel i bensin och diesel. Konjunkturinstitutet (2012b) gör samma bedömning som regeringen, att det är motiverat att ta ett första steg mot att biodrivmedel omfattas av energiskatt. Energieffektiviseringsmålet omfattar både fossil och biobränslebaserad energianvändning. För att energiskatten ska vara ett kostnadseffektivt styrmedel

---

<sup>25</sup> Här används för enkelhets skull BNP som mått på de samhällsekonomiska effekterna. Andra mått, som till exempel nettonationalinkomsten (NNI), är definitionsmässigt bättre för att mäta ekonomisk välfärd. Vid så små förändringar som beräknas här (där kapitalstocken knappt påverkas) är förändringen i BNP en tillräckligt bra approximation av förändringen i NNI.

<sup>26</sup> Skillnaden motsvarar ca 50 miljoner kronor.

<sup>27</sup> Energieffektiviseringsmålet är att till 2020 minska energiintensiteten, dvs. energianvändningen i förhållande till BNP, med 20 procent jämfört med 2008. I måttet på energiintensitet används total tillförd energi i täljaren, denna är lika med inhemsk slutlig användning plus ett påslag för omvandlings- och distributionsförluster, bunkring av utrikes flyg och sjöfart samt energiråvaror till icke-energiändamål. Påslaget är ca 60 procent av inhemsk slutlig användning och består till mer än hälften av omvandlingsförluster (värmespill) i kärnkraften. Påslaget beror således till stor del på kärnkraftens andel av elproduktionen, något som inte styrs direkt av energiskatten. Därför är slutlig användning ett relevant mått här.

i detta syfte ska den vara proportionell mot bränslets energiinnehåll för alla bränslen och all användning. Detta är ett villkor som inte uppfylls av systemet idag eller förslaget i vårpropositionen.

Det vore också önskvärt att utreda hur energiskatt på biobränslen påverkar hela ekonomin, det vill säga inkludera hur skatten indirekt påverkar ekonomin via allmänjämviktseffekter. För att göra det i EMEC-modellen krävs en utveckling av bland annat elproduktionen i modellen.

Konjunkturinstitutet (2012b) är dock kritiska till att låginblandning av biodrivmedel beläggs med koldioxidskatt. Koldioxidskatten bör vara förbehållen utsläpp av koldioxid från fossila bränslen. EU:s statsstödsregler skulle kunna klaras utan denna beskattning genom att minska den föreslagna nivån på nedsättningen av energiskatten. I det svenska klimatmålet till 2020 ingår inte koldioxidutsläpp från biobränslen, enbart koldioxidutsläpp från fossila bränslen räknas med. Riksdagens beslut 2009 om den sammantagna klimat- och energipolitiken innehåller en renodling av energibeskattningen, där energiskatten styr mot energieffektiviseringsmålet och koldioxidskatten styr mot klimatmålet. Att föreslå koldioxidskatt på biodrivmedel kan skada förtroendet för politiken och ge marknaden otydliga signaler. Tidigare har regeringen ansett att biodrivmedel ska vara befriade från koldioxidskatt eftersom det inte frigörs fossilt kol vid förbränningen. Den föreslagna inriktningen på beskattningen av biodrivmedel ökar osäkerheten för investeringar i bioenergi. Att låg- och höginblandat biodrivmedel föreslås beskattas med olika skattesats minskar kostnadseffektiviteten i energiskatten.

### Långt till en enhetlig energiskatt

Figur 6 visar hur energiskatten fördelar sig över energianvändningen och hur den varierar mellan olika energislag och mellan olika användare. För elanvändning i industrin, både inom och utanför EU ETS, är energiskatten i nivå med EU:s minimikrav (0,5 öre/kWh). För övriga näringslivet och för hushåll är energiskatten på el betydligt högre. En hög energiskatt på el har tidigare varit motiverad av att fossila bränslen som används i elproduktionen inte beskattas. Detta argument håller inte idag då elproduktionen ingår i EU ETS. Fossila bränslen som används i industrin beskattas med 2,4 öre/kWh medan övriga näringslivet och hushåll betalar 8 öre/kWh. Beskattningen inom näringslivet är således enhetlig inom en bransch för olika fossila bränslen men varierar mellan branscher.

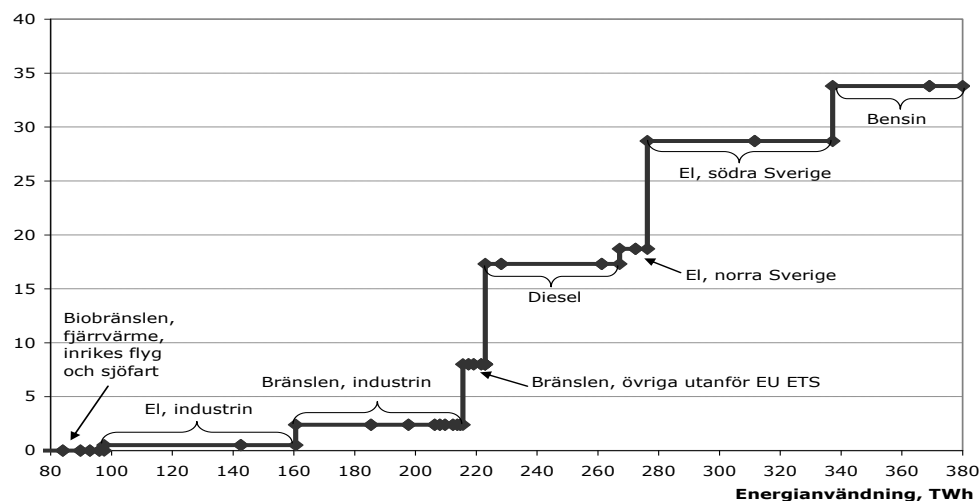
För drivmedel är energiskatten inte heller enhetlig. Högst är energiskatten på bensin, högre än på diesel, även efter den skattehöjning som planeras för 2013 på 20 öre per liter diesel. Historiskt har diesel mest använts inom yrkestrafiken och har inte setts som ett substitut till bensin. Den relativt låga skatten har troligen bidragit till den kraftiga ökningen av antalet dieseldrivna personbilar på senare år. Om detta är önskvärt kan diskuteras.<sup>28</sup> I nästa avsnitt beskrivs problemen med att utjämna skatten på drivmedel.

---

<sup>28</sup> Dieseldrivningens hälsoeffekter, framför allt i städer, har debatterats, till exempel Svenska Dagbladet (2012). Utsläppen av kväveoxid och partiklar är större från dieselmotorer (Bellander, 2012). Lokala föroreningar behöver inte innebära skärpning av generella styrmedel som energiskatten utan kan lösas med lokala styrmedel som biltullar.

**Figur 6 Energiskatt efter användningsområde och skattebas**

Öre per kWh, 2011 års prisnivå



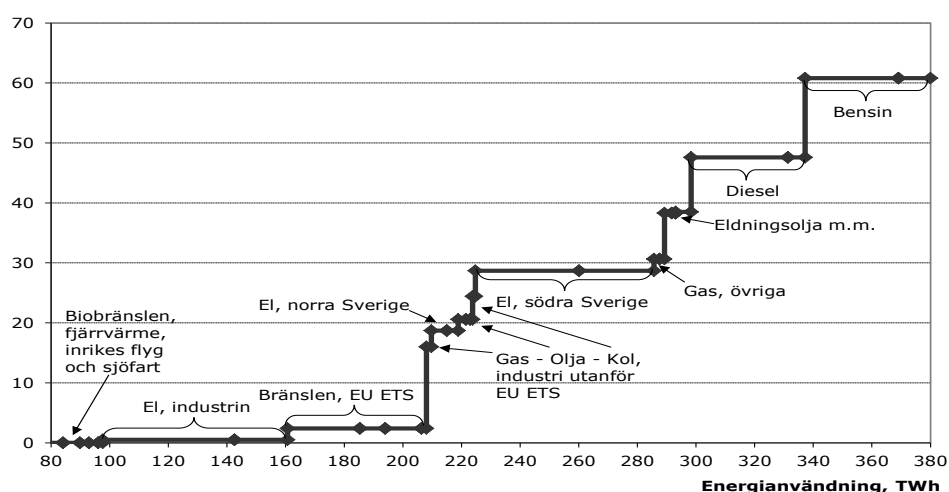
Anm.: Energianvändning enligt miljöräkenskaperna år 2008. Observera bruten skala på horisontella axeln. Skattesatserna avser år 2015 enligt beslutade regler och utan nedsättningar för deltagande i programmet för energieffektivisering (PFE). Skatten visas exklusive moms. Punkterna markerar uppdelningar: industrin inom och utanför EU ETS; bränslen på olja, kol och gas; drivmedel på jordbruk, hushåll och näringsliv; el på hushåll och näringslivet utanför industrin.

Källor: Finansdepartementet, SCB, Skatteverket och Konjunkturinstitutet.

Statens inkomster från energiskatten 2010 var 41 miljarder kronor (exklusive moms), således en viktig inkomstkälla för staten. Ytan under kurvan i Figur 6 indikerar hur skatten fördelas (10 öre/kWh = 100 miljoner kronor per TWh). I likhet med koldioxidskatten är det skatten på bensin och diesel som svarar för en stor del av statens skatteinkomster. Elanvändningen i hushåll och näringsliv, utanför industrin, ger också stora skatteinkomster för staten.

**Figur 7 Summa energiskatt och koldioxidskatt**

Öre per kWh, 2011 års prisnivå



Anm.: Linjen visar summan av energiskatten och koldioxidskatten (omräknad till öre per kWh). I övrigt, se anmärkning till Figur 6.

Källor: Finansdepartementet, SCB, Skatteverket och Konjunkturinstitutet.

Figur 7 visar summan av energiskatt och koldioxidskatt (omräknad till öre per kWh) fördelad på energianvändningen. Figuren sammanfattar hur punktskatten på energi fördelas på energislag och ekonomins aktörer. Energibesattningen varierar mycket mellan energislag och mellan användare.

### SVERIGE I ETT EU-PERSPEKTIV

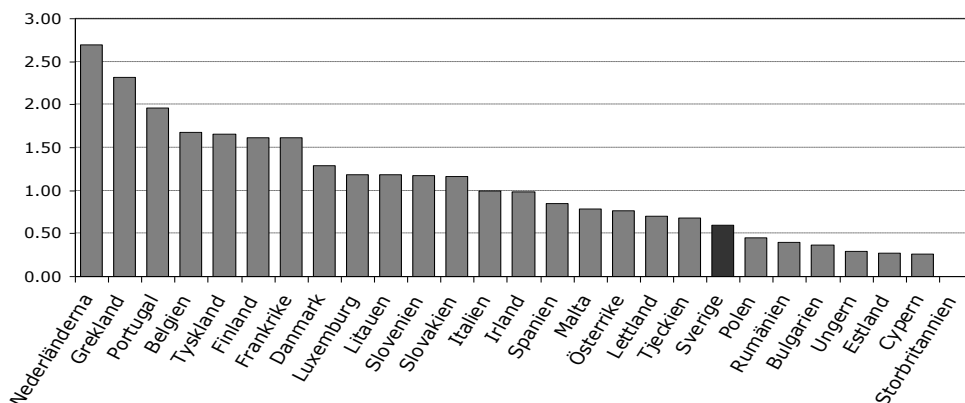
Att skatten på bensen är högre än på diesel är inte unikt för Sverige. I de flesta EU-länder är det likadant, undantaget är Storbritannien där skatten är lika hög på bensen som på diesel (se Figur 8).

Ett förslag till förändring av EU:s energiskattedirektiv är under förhandling bland medlemsstaterna (Europeiska kommissionen, 2011b). Bland annat föreslås att energiskatten succesivt utjämnas mellan bensen och diesel genom att skatten sätts i relation till energiinnehållet, på samma sätt som för uppvärmningsbränslen. Förslaget innehåller också minimiskattenivåer för koldioxidrelaterade skatter respektive skatter på allmän energianvändning.

Minimiskatten för koldioxidrelaterade skatter föreslås till motsvarande 18 öre per kilo CO<sub>2</sub> (20 euro/ton), vilket är i nivå med tidigare förväntningar om det framtida utsläppsrättspriset inom EU ETS men betydligt lägre än den svenska koldioxidskatten på drivmedel (108 öre/kg). Sverige uppfyller alltså detta minimikrav med god marginal.

**Figur 8 Skillnad mellan punktskatten på bensen och diesel i EU**

Kronor per liter



Anm.: Avser april 2012. Växelkurs SEK/EUR = 9.

Källa: Europe's Energy Portal.

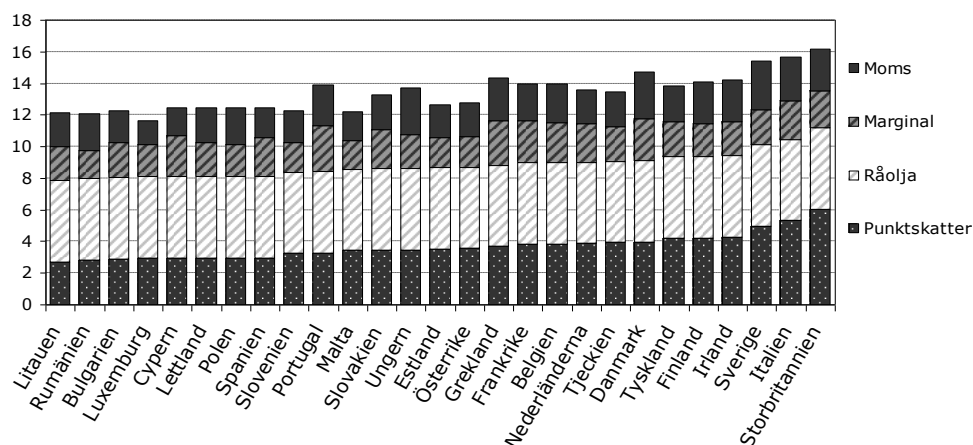
För energiskatten på drivmedel föreslås att en utjämning sker i tre steg. Minimiskattenivån föreslås till motsvarande 31 öre/kWh (9,6 euro/GJ) för bensen, vilket Sverige klarar idag då energiskatten på bensen är ca 34 öre/kWh (se Figur 6). Miniminivån på energiskatten på diesel föreslås till motsvarande 27 öre/kWh från och med 2013, 29 öre/kWh från 2015 och samma nivå som för bensen (31 öre/kWh) från 2018. Energiskatten på diesel i Sverige är betydligt lägre, ca 17 öre/kWh (se Figur 6). Det är en följd av att Sverige har en hög koldioxidskatt.

Om förslaget går igenom kan Sverige på sikt antingen behöva fördubbla energiskatten på diesel (för att nå upp till samma skatt per kWh som på bensen) eller sänka skatten

på bensen. En sänkning av skatten på bensen till samma nivå som på diesel förutsätter att Sverige förhandlar sig fram till en dispens för energiskatten som i så fall inte når upp till EU:s minimikrav. Den sammanlagda punktskatten på diesel (48 öre/kWh, se Figur 7) är högre än summan av EU:s minimikrav på energiskatten och koldioxidskatten (36 öre/kWh). Om skatten på bensen behålls, innebär en fördubbling av energiskatten på diesel en ökning av dieselpriiset med ungefär 1 krona och 50 öre per liter (exklusive moms).

**Figur 9 Dieselpriiset i EU, ordnade efter punktskatternas storlek**

Kronor per liter



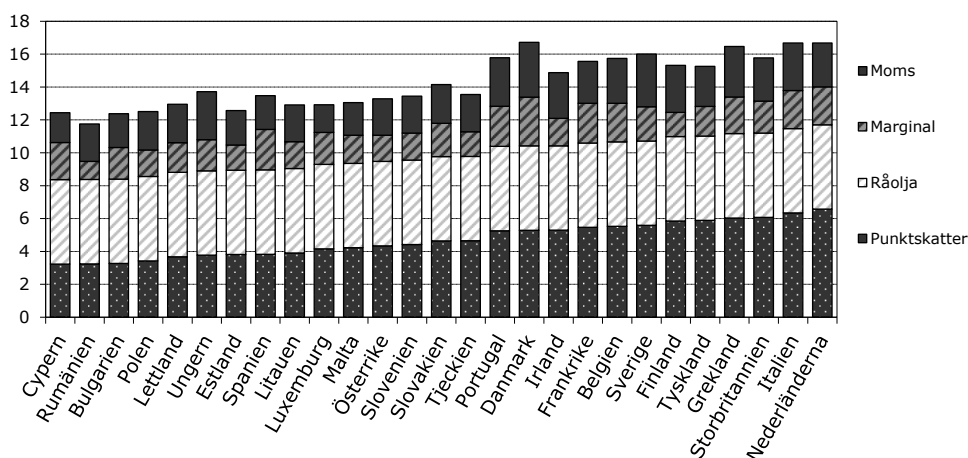
Anm.: Avser april 2012. Växelkurs SEK/EUR = 9.

Källa: Europe's Energy Portal.

Sverige kommer troligen inte ensidigt följa förslaget till förändring av energiskattdirektivet och höja dieselskatten. Endast i två andra EU-länder är punktskatten på diesel högre än i Sverige (se Figur 9). En ensidig höjning innebär att den tunga lastbilstrafiken i större omfattning tankar i andra länder, en form av koldioxidläckage.

**Figur 10 Bensinpriset i EU, ordnade efter punktskatternas storlek**

Kronor per liter



Anm.: Avser april 2012. Växelkurs SEK/EUR = 9.

Källa: Europe's Energy Portal.

Bensinpriset i Sverige ligger på ungefär samma nivå som i många andra nordeuropeiska länder (se Figur 10). Sverige och Danmark har högre moms än de andra länderna. Även försäljningsmarginalerna varierar mellan länderna. Den sammanlagda punktskatten på bensin är som lägst på Cypern, lika hög som det föreslagna minimikravet i EU för 2018. Trots att Sverige utmärker sig med en hög koldioxidskatt så är variationen i den totala punktskatten på bensin mellan länderna inte så stor.

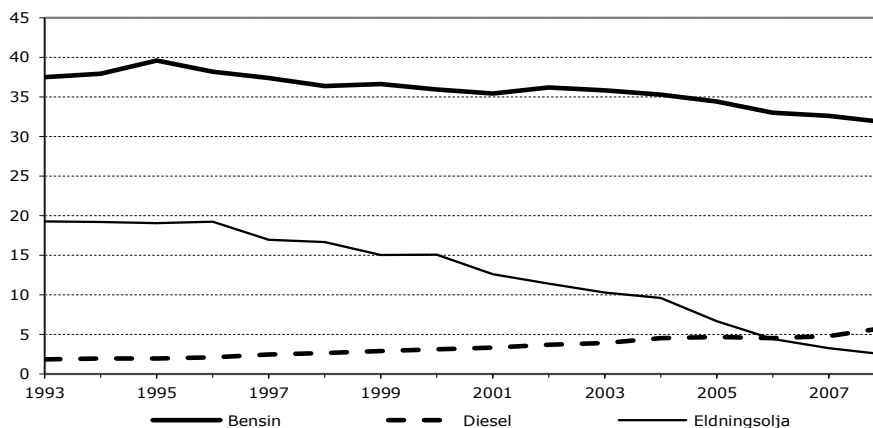
### PUNKTSKATTER ELLER OLJEPRIS – VAD BETYDER MEST?

En intressant fråga är vilken möjlighet punktskatter har att minska utsläppen. Förutom den direkta effekten av att slå in en kil mellan produktionspris och marknadspris kan en punktskatt ha ett signalvärde. En miljöskatt kan till exempel ge konsumenterna ny information om att den beskattade varan inte är bra för miljön vilket kan påverka preferenserna. Ghalwash (2007) finner visst stöd för att klimat- och energiskatter på uppvärmningsbränslen minskar efterfrågan mer än vad som kan förklaras av skattekielens påverkan på priset. Däremot finner han inget sådant samband för drivmedelsskatter. Introduktionen eller höjningen av en energiskatt kan också innebära förväntningar om ytterligare skärpning eller reglering av varan i framtiden, vilket sänker värdet av en investering som är beroende av produkten. Brännlund m.fl. (2011) finner tendenser till att en förändring i koldioxidskatten haft större effekt på industrins koldioxidutsläpp jämfört med en lika stor förändring i producentpriset på energi.

För hushållen har den direkta användningen av fossila bränslen för uppvärmning minskat kraftigt (se Figur 11). Hushållen har ersatt oljeeldning med bland annat el, fjärrvärme och värmepumpar. Likaså har hushållens totala inköp av fossila drivmedel minskat. En del av nedgången i efterfrågan på bensin förklaras av att dieselanvändningen har ökat.

**Figur 11 Hushållens inköp av drivmedel och eldningsolja**

TWh



Källa: SCB.

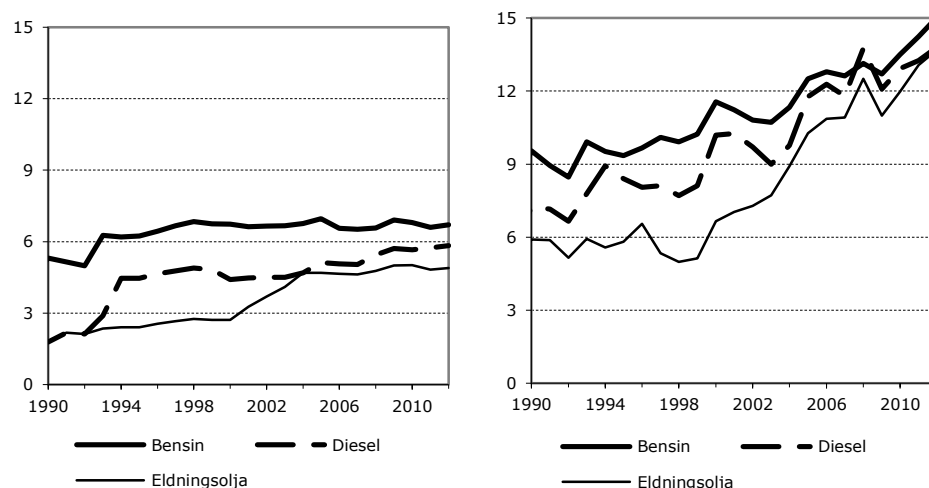
Punktskatterna på eldningsolja har mer än fördubblats sedan början på 1990-talet (se Figur 12, vänster). Detsamma gäller för konsumentpriset (se Figur 12, höger). I reala termer har skatten ökat med ca 3 kr per liter och konsumentpriset med ca 7 kr per liter sedan 1990. Differensen, 4 kr per liter, beror framför allt på en ökning av råoljepriset. Bortsett från eventuella signaleffekter så har punktskatternas och oljeprisets utveckling således haft ungefär lika stor del av förklaringen till den minskade efterfrågan på eld-



ningsolja. Prisutvecklingen är naturligtvis bara en förklaring, hushållens omställning kan också förklaras av att alternativa uppvärmningsmetoder har varit subventionerade (se avsnitt 2.2).

**Figur 12 Punktskatter och konsumentpris på drivmedel och eldningsolja**

Kronor per liter, KPI-justerat



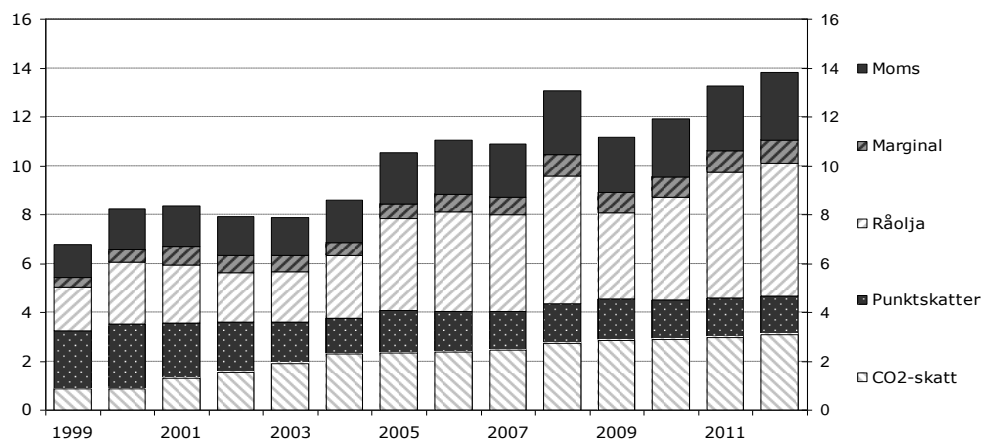
Anm.: Punktskatten (till vänster) redovisas inklusive moms på skatten. Konsumentpriset (till höger) är inklusive total moms. Skatter och priser är justerade för KPI.

Källor: Svenska Petroleum och Biodrivmedel Institutet (SPBI) och SCB.

Punktskatterna är idag lägre på diesel än på bensin, men skillnaden har minskat sedan 1990 (se Figur 12 och Figur 13). Även om hushållens dieselanvändning har ökat har troligen skattehöjningen på diesel dämpat utvecklingen. Fordonsskatten som är högre för dieselbilar än för bensinbilar kan också ha dämpat utvecklingen. Samtidigt har teknikutvecklingen inneburit att dieselbilars prestanda kan konkurrera med bensinbilar och för större bilar är det i praktiken bara dieselbilar som klarar kraven för att klassas som miljöbilar. Miljöbilarna har även rabatterad fordonsskatt.

**Figur 13 Dieselpris i Sverige**

Kronor per liter, KPI-justerat



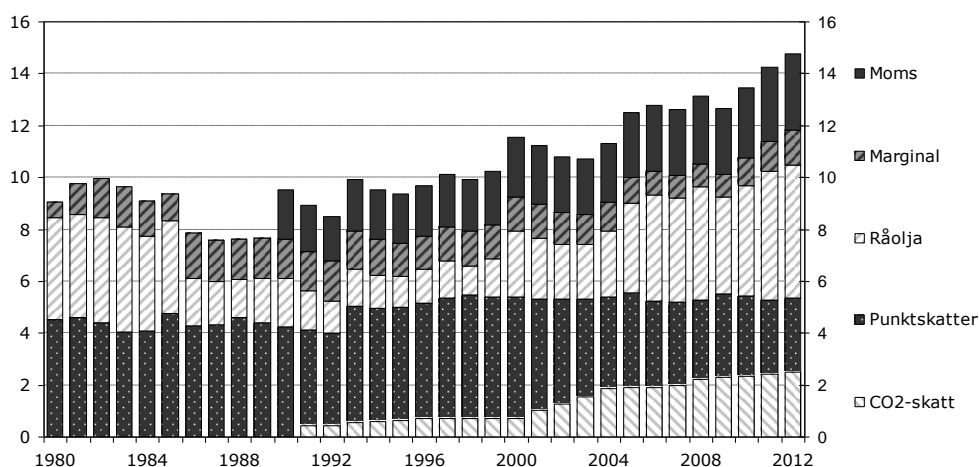
Anm.: Punktskatter avser här andra punktskatter än koldioxidskatt. Årsgenomsnitt förutom 2012 som avser första kvartalet.

Källor: Svenska Petroleum och Biodrivmedel Institutet (SPBI) och Skatteverket.

Sett i ett något längre perspektiv har konsumentpriset på bensin ökat med ca 50 procent sedan 1980, när hänsyn tas till inflationen (se Figur 14). Under perioden 1980–2012 har det vid två tillfällen skett större förändringar i bensinpriset som direkt beror på aktiv politik: dels momsbreddningen 1990, dels bensinskattehöjningen 1993. Som en del av skattereformen 1990–91 breddades skattebasen genom principen att all form av konsumtion skulle beskattas. Moms lades på fler varor än tidigare, däribland bensin. Den 1 mars 1990 höjdes konsumentpriset därmed med 25 procent över en natt. Samtidigt sänktes skatten på arbete och kapital. I skattereformen 1990–91 ingick således en grön skatteväxling, även om detta inte var huvudsyftet (SOU 1997:11).<sup>29</sup>

**Figur 14 Bensinpris i Sverige**

Kronor per liter, KPI justerat



Anm.: Punktskatter avser här andra punktskatter än koldioxidskatt. Årsgenomsnitt förutom 2012 som avser första kvartalet.

Källor: Svenska Petroleum och Biodrivmedel Institutet (SPBI) och Skatteverket.

Koldioxidskatten infördes 1991 på fossila bränslen, samtidigt sänktes bensinskatten<sup>30</sup> i motsvarande grad. Valutaoro och en ekonomisk kris under 1992 tvingade regeringen till ett antal krispaket för att förstärka de offentliga finanserna. Det första paketet innehöll framför allt höjd skatt på bensin och tobak.<sup>31</sup> Den 1 januari 1993 höjdes bensinskatten med 93 öre, vilket höjde försäljningspriset inklusive moms med drygt 1 krona per liter. Valet av bensin och tobak följde lärobokens recept på optimal fiskal beskattning, för dessa varors relativt svaga priskänslighet, även om valet kunde motiveras med omsorg om miljö och hälsa. Sedan 1991 har koldioxidskatten höjts ett flertal gånger, men för bensin har den totala punktskatten varit i stor sett oförändrad under perioden 1993–2012.<sup>32</sup>

<sup>29</sup> Lindmark och Andersson (2010) diskuterar att de stora minskningarna av koldioxidutsläpp i Sverige inträffade innan det fanns en uttalad politik för sådana utsläpp.

<sup>30</sup> Bensinskatten bytte 1995 namn till energiskatt.

<sup>31</sup> Krispaket 1 kom den 20 september 1992, fyra dagar efter att riksbanken höjt marginalräntan till 500 procent. Krispaket 2 och 3 kom den 30 september respektive 19 november, de innehöll sänkt arbetsgivaravgift med 4 respektive 7 procent. Samma dag som krispaket 3 kom släppte riksbanken växelkursen och kronan föll.

<sup>32</sup> Oljepriset föll under hela 1980-talet och således föll även produktionskostnaden för bensin (se Figur 14). Utan införandet av moms på bensin och bensinskattehöjningen 1993 hade bensinpriset fortsatt falla in på mitten av 1990-talet då råoljepriset började öka.

Införandet av koldioxidskatten har med andra ord inte haft något genomslag på bensinpriset. I den jämförelsen har råoljalet varit en viktigare faktor för att förklara förändringar i efterfrågan på bensin. Däremot har koldioxidskattens utveckling inneburit att andelen av den totala punktskatten som är kopplad till fossila koldioxidutsläpp är stor. Därmed finns förutsättningar för att till exempel beskatta biodrivmedel med samma energiskatt, per energiinnehåll, som bensin men ändå ha en klar skattelättnad för biodrivmedel.

## AVSNITTET I KORTHET

- Klimat- och energibeskattningen har renodlats i och med riksdagsbeslutet 2009 om en sammantagen klimat- och energipolitik. Koldioxidskatten är i grunden beräknad som ett enhetligt pris på utsläppen från fossila bränslen utanför EU ETS. Undantagen har minskat och berör en förhållandevis liten del av koldioxidutsläppen.
- Att ta bort de återstående undantagen kan vara ett kostnadseffektivt sätt att i framtiden minska utsläppen utanför EU ETS. Risken för koldioxidläckage bör dock beaktas.
- Utsläppen inom EU ETS undantas numera från koldioxidskatt, med undantag för en mindre del av fjärrvärmeproduktion, och risken för dubbelstyrning minskar.
- Koldioxidskatten i Sverige är högre än utsläppspriset i EU ETS. De förslag som finns för minimiskattnivåer på koldioxidrelaterade skatter inom EU är mer i nivå med utsläppspriset. Det svenska systemet ger stora skillnader i priset på koldioxidutsläpp mellan handlande och icke handlande sektorn.
- Jämfört med oljepriset har koldioxidskatten haft liten inverkan på prisutvecklingen på drivmedel, sett över perioden 1990–2011.
- Ett syfte med den allmänna energiskatten är att energianvändningen ska bli mer effektiv. En förändring sker inom EU för att skatten per energiinnehåll ska vara lika för olika uppvärmningsbränslen och lika för olika drivmedel inom ett land. Det ökar kostnadseffektiviteten för att nå energieffektiviseringsmålet.
- Biobränslen bör omfattas av energiskatt för att styrningen mot energieffektiviseringsmålet ska vara kostnadseffektiv, det kan dock få konsekvenser för förnybarhetsmålet.
- Sverige bör verka inom EU för att drivmedelsskatten harmoniseras och att skatten på diesel och bensin utjämnas.

## 2.2 Subventioner i klimat- och energipolitiken

**Subventioner i klimat- och energipolitiken motiveras bland annat av att skatten på koldioxid inte ensidigt kan sättas högt utan risk för koldioxidläckage. I sådana fall kan subventioner till förnybar energi vara ett komplement. Förutom direkta subventioner är det framför allt två andra stödformer som använts för att öka mängden förnybar energi i Europa: elcertifikat, en kvantitetsbaserad ersättning till producenter av förnybar energi, och feed-in tariffer, en prisbaserad ersättning till förnybar energi. Även om systemen inte är direkt jämförbara visar utvärderingar av de båda systemen att elcertifikaten kostar mer än feed-in tarifferna trots att elcertifikaten teoretiskt sett är kostnadsminimerande.**

### VAD ÄR EN SUBVENTION?

Subventioner kan definieras på olika sätt. I detta avsnitt väljer vi en bred definition hämtad från det internationella energisamarbetsorganet IEA (1999; 2011c). IEA definierar energisubventioner som samtliga åtgärder i energisektorn som sänker kostnaden eller höjer marknadspriset för energiproducenter och/eller sänker marknadspriset för energikonsumenter. Definitionen innebär att subventioner utgör ett vidare begrepp än enbart direkta finansiella transaktioner.<sup>33</sup>

Medan klimat- och energisubventionerna på utgiftssidan av statsbudgeten är relativt enkla att identifiera syns varken skattelättnader<sup>34</sup> eller elcertifikat i statsbudgeten. Eftersom både skattelättnader och elcertifikat påverkar producenternas kostnader och marknadspriser är de relevanta i detta avsnitt. Särskilt intressanta blir de här indirekta stöden om regeringar, så som UNEP (2008) påstår, helst undviker subventioner på statsbudgetens utgiftssida eftersom de är lätta måltavlor för intressegrupper som verkar för att sänka skatterna.

Syftet med detta avsnitt är att ge en översiktlig bild av olika statliga stöd på klimat- och energiområdet, i Sverige och internationellt. Avsnittet inleds med att beskriva hur subventioner kan motiveras utifrån nationalekonomisk teori. Därefter följer en kort beskrivning av internationella subventioner på klimat- och energiområdet. Sedan följer tre delar där ett antal svenska stöd på klimat- och energiområdet beskrivs och där vi även diskuterar de olika stödens för- och nackdelar ur ett nationalekonomiskt perspektiv. Till följd av den relativt komplexa styrmedelsfloran är det emellertid svårt att, inom ramen för den här rapporten, analysera hur stöden fungerar tillsammans.

### DÄRFÖR BEHÖVS SUBVENTIONER

Ett sätt att stimulera till minskade utsläpp av växthusgaser är att sätta ett pris på koldioxid, till exempel genom en skatt (se avsnitt 2.1). Om hushåll och företag får betala för att släppa ut koldioxid kommer utsläppen minska och kolsnål teknikutveckling

---

<sup>33</sup> Det finns både breda och snäva definitioner av vad som utgör en subvention. OECD (2011b) använder "stöd" för att markera ett större omfång av åtgärder än "subvention". Enligt Världshandelsorganisationens (WTO) *Agreement on subsidies and countervailing measures* första artikel, förekommer en "subvention" vid bland annat *i)* finansiella bidrag från staten eller annan offentlig myndighet i form av direkta överföringar av medel (lån, garantier med mera) och *ii)* beskattning lägre än referensskattenivån (till exempel skattelättnader). För mer detaljerad information, se [www.wto.org](http://www.wto.org).

<sup>34</sup> Regeringen kallar skattelättnader för "skatteutgifter" (se till exempel Prop. 2012/13:1). Regeringen menar att skatteutgifterna påverkar budgetens saldo och därför kan jämföras med stöd på budgetens utgiftssida.

stimuleras. Ett problem med att ensidigt sätta en hög skatt på koldioxid i Sverige är risken för koldioxidläckage. Om det finns risk för koldioxidläckage är det svårt att hålla fast vid principen om att marknadsimperfektioner ska bemötas så direkt som möjligt. En bättre lösning kan då i stället vara en kombination av skattelättnader och subventioner till substitut som till exempel förnybar energi (se till exempel Bläsi och Requate, 2010), samtidigt som Sverige verkar för till exempel en sänkning av utsläppstaket i EU ETS.

Ett annat motiv till subventioner är positiva externa effekter som till exempel spridningseffekter. Utveckling av nya metoder och teknik leder till kunskapsspridning som kommer andra än bara investerarna till del, till exempel på grund av att humankapital flyttar mellan företag (Jaffe m.fl., 2005). Genom policy-simuleringar har Fischer och Newell (2008) visat att ett pris på koldioxid är det enskilt minst kostsamma styrmedlet, men att en kombination av skatter och stöd till forskning och utveckling är billigare om det finns två externa effekter som koldioxidutsläpp och kunskapsspridning.

Ytterligare ett motiv är problem med att identifiera och beskatta förorenarna, till exempel på grund av utsläppen är gränsöverskridande eller skedde för länge sedan.

## **INTERNATIONELLA KLIMAT- OCH ENERGISUBVENTIONER**

Subventioner och nedsättningar av skatter till både fossil och förnybar energi förekommer flitigt över hela världen. Utformade på rätt sätt kan subventioner till förnybara teknologier och låg-kol teknologier resultera i både ekonomiska och miljömässiga vinster (IEA, 2011c). Stöd till fossil energi är däremot svårt att motivera eftersom kostnaderna för dessa i allmänhet överstiger nyttorna.

Av flera olika anledningar är det svårt att få en heltäckande bild av de internationella subventionerna på klimat- och energiområdet. Bland annat definierar olika länder subventioner på olika sätt. Olika länder har också olika transparens i sina statsfinanser, vilket innebär att det är svårt jämföra ländernas egna uppskattningar. IEA (2011c) beräknar att subventionerna till fossila bränslen uppgick till totalt 409 miljarder dollar 2010, vilket utgör ungefär fyra gånger så mycket som biståndet från OECD till utvecklingsländerna samma år (OECD, 2012). Oljeprodukter subventionerades mest, med 193 miljarder dollar, medan underprissättning av fossilbaserad el uppgick till 122 miljarder dollar. Subventionerna till kol var däremot relativt små, runt 3 miljarder dollar. Gas subventionerades med 91 miljarder dollar. Stödet till fossil energi ökade med 109 miljarder dollar mellan 2009 och 2010, men är fortfarande lägre än rekordåret 2008 (554 miljarder dollar).

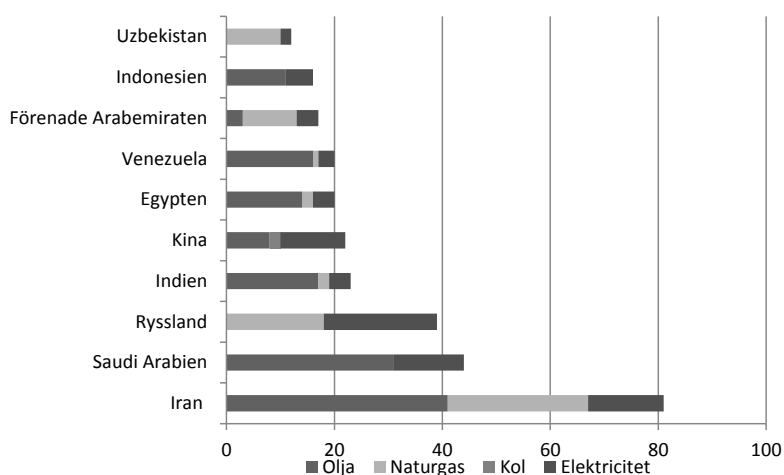
Subventioner till fossil energi förekommer främst i mellanöstern. Iran, Saudi Arabien och Ryssland var 2010 de länder som subventionerade fossil energi mest. Indien, Kina och Egypten hade också relativt stora subventioner, se Figur 15. Bland de 37 länder som ingick i IEA:s undersökning uppgick stödet i genomsnitt till 23 procent av referensmarknadspriset på fossil energi (IEA, 2011c).<sup>35</sup>

---

<sup>35</sup> Det innebär att konsumenterna i dessa länder i genomsnitt betalade 77 procent av det verkliga priset. Subventioner kan finansieras på olika sätt, till exempel genom skatteintäkter eller lån. Vad som gäller för respektive land framgår inte.

**Figur 15 Konsumtionssubventioner för de tio största bidragsgivarna 2010**

Miljarder kronor



Källa: IEA, 2011c och Konjunkturinstitutet.

För att minska utsläppen av växthusgaser finns subventioner till förnybar energi. Det grundläggande syftet med dessa subventioner är att öka den förnybara energins konkurrenskraft. Merparten av subventionerna till förnybar el och biobränslen är produktionssubventioner som höjer priset till producenter. Internationellt sett består subventionerna till förnybar energi främst av stöd till bioenergi, vindkraft, solceller i byggnader och geotermisk energi (IEA, 2011c). När det gäller biodrivmedel är det främst etanol och biodiesel som subventioneras.

År 2010 uppgick subventionerna till förnybar energi till 66 miljarder dollar (IEA, 2011c). Av dessa subventioner gick två tredjedelar till förnybar elproduktion och en tredjedel till biobränslen. Stödet till förnybar energi ökade med 10 procent mellan 2009 och 2010, men subventionerna till förnybar energi utgör ändå bara en sjättedel av subventionerna till fossil energi. IEA (2011c) förutspår att subventionerna till förnybar energi kommer att sjunka i framtiden till följd av att teknologierna för förnybart sprids, samtidigt som priserna på fossil energi kommer att stiga.

#### **KLIMAT- OCH ENERGISTÖD PÅ STATSBUDETENS UTGIFTSSIDA**

I Sverige redovisas samhällets stöd till företag och hushåll på statsbudgetens utgiftssida men, som tidigare nämnts, förekommer även stöd på statsbudgetens inkomstsida i form av skattelättnader och skattebefrielser (beskrivs mer nedan).

I miljöräkenskaperna definieras miljömotiverade subventioner utifrån sitt syfte, inte utifrån den effekt som uppnås.<sup>36</sup> De miljömotiverade subventionerna grupperas i naturresursrelaterade, energirelaterade, utsläppsreducerande och transportrelaterade subventioner samt i miljörelaterat bistånd. I de naturresursrelaterade subventionerna ingår främst ersättningar till jordbruket men också stöd till kalkning, fiskevård och

<sup>36</sup> De miljömotiverade subventionerna ingår i SCB:s miljöräkenskaper som är ett satellitsystem till nationalräkenskaperna. Definitionen av vad som är miljömotiverade subventioner är bredare i miljöräkenskaperna än i nationalräkenskaperna (SCB, 2012).

miljömärkning av produkter. Även ett stöd till hållbara städer, vars syfte är att stödja utvecklingen av stadsmiljöer som bidrar till att minska utsläppen av växthusgaser, ingår i den här gruppen. Bland de energirelaterade subventionerna finns stöd till vindkraft, solkraft, energieffektiviseringar och energiforskning. De utsläppsreducerande subventionerna består av stöd till klimatinvesteringar, både nationellt och internationellt. Bland de transportrelaterade subventionerna finns till exempel premier till miljöbilar. År 2011 uppgick de miljömotiverade subventionerna totalt till drygt 8,2 miljarder kronor. Av de totala miljömotiverade subventionerna utgjorde ca 856 miljoner kronor subventioner till åtgärder inom klimat- och energiområdet (se Tabell 3), vilket motsvarar drygt 10 procent av de totala miljömotiverade subventionerna.

**Tabell 3 Miljömotiverade subventioner på klimat- och energiområdet (exklusive administrationskostnader)**

Miljoner kronor

Utgiftsområde	Subvention	2009	2010	2011
20	Stöd för hållbara städer	0	95	129
21	Stöd för energiteknik/energieffektivisering	161	395	378
21	Stöd för effektivare energianvändning	111	108	107
21	Stöd för vindkraft	195	118	107
21	Stöd för kärnsäkerhet (nationellt)	9	8	6
21	Stöd för energiinvesteringar i offentliga lokaler	690	5	0
21	Stöd för installation av energieffektiva fönster med mera i småhus	62	0	0
21	Stöd för konvertering från direktverkande elvärme	85	124	210
21	Stöd för solvärme	16	16	20
20	Stöd till klimatinvesteringar	245	177	-101
20	Miljöbilspremie	349	41	-
<b>Totalt</b>		<b>1 923</b>	<b>1 087</b>	<b>856</b>

Anm. De klimat- och energipolitiska subventionerna återfinns i statsbudgetens utgiftsområde 20 Allmän miljö- och naturvård och 21 Energi. Stödet för hållbara städer är 0 kr 2009 på grund av att inga bidrag lämnades till investeringar och Stödet till klimatinvesteringar är negativt 2011 på grund av återbetalningar från Klimpprojekt som inte genomförts (personlig kommunikation med SCB, 2012-09-04).

Källa: SCB, 2012.

I Tabell 3 kan noteras att det totala stödet till solvärme är mycket mindre än stödet till vindkraft<sup>37</sup> och att flera av stödens storlek varierar mycket över åren. Variationerna ger ett intryck av att stöden är kortsiktiga och föränderliga. Enligt Mowery m.fl. (2010) bör offentliga satsningar ha långa tidsperspektiv och syfta till teknikutveckling på bred front, vilket innebär att stora variationer inte är speciellt ändamålsenliga. Å andra sidan bör subventionsprogram vara tidsbegränsade för att förhindra uppkomsten av stödberoende (UNEP, 2008).

Nedan beskrivs några budgetbaserade subventioner som har förekommit och förekommer på klimat- och energiområdet i Sverige.

<sup>37</sup> Jämförelsen avser de totala beloppen. Information saknas för att räkna ut subventionen per MWh.

### **Stöd till energiteknik/energieffektivisering**

Stödet till energiteknik och energieffektivisering är den största energirelaterade subventionsposten 2011. Tre anslag är aktuella för 2011: Energiteknik, Energieffektiviseringsprogram och Insatser för uthållig energianvändning. Anslaget till energiteknik ska användas för att stimulera spridningen av vissa energitekniska lösningar (biogas och andra förnybara gaser samt solceller) som ännu inte är kommersiellt konkurrenskraftiga men som bedöms ha positiva effekter på klimatet. Stödet för installation av solceller (SFS 2009:689; Energimyndigheten, 2012a) har till övervägande del delats ut till fysiska personer för installation av sol i småhus. År 2011 uppgick stödet till 60 miljoner kronor.<sup>38</sup> Energieffektiviseringsprogrammet riktar sig främst mot kommuners och länsstyrelserns arbete med energieffektivisering. Insatser för uthållig energianvändning syftar bland annat till att bidra till teknikupphandling för att utveckla och introducera ny energieffektiv teknik på marknaden.

### **Stöd för vindkraft, solvärme och biogas**

Stödet för vindkraft består av två anslag, Planeringsstöd för vindkraft med mera och Stöd för marknadsintroduktion av vindkraft. Syftet med planeringsstödet är att stödja kommuner, länsstyrelser, lokala och regionala samverkansorgan, att genomföra planeringsinsatser för vindkraft och underlätta vindkraftens utveckling. Syftet med stödet till marknadsintroduktion av vindkraft framgår av dess namn.

Subventionerna till solvärme består av Stöd för installation av solvärme. Solvärme används för att värma vatten till tappvarmvatten eller uppvärmning. Stöden till solvärme upphörde sista december 2011 (Boverket, 2012).

Även de naturresursrelaterade subventionerna innehåller stöd som kan bidra till att minska utsläppen av växthusgaser, till exempel investeringsstöd till biogas från stallgödsel i Landsbygdsprogrammet (Jordbruksverket, 2012; Jordbruksverket, 2009). Om biogas framställs genom rötning av gödsel kan metanutsläppen från jordbruket minska, speciellt i södra Sverige, jämfört med traditionell gödselhantering (Höjgård och Wilhelmsson, 2012).<sup>39</sup> Om biogasen används som ersättning för fossila bränslen minskar utsläppen av växthusgaser ytterligare. Produktionen av biogas kan emellertid leda till en ökad transport av gödsel. Nettoeffekten på miljön beror på en mängd antaganden varför den samhällsekonomiska lönsamheten av att stödja biogas behöver utredas mera (Energimyndigheten, 2010; Höjgård och Wilhelmsson, 2012). Hittills uppgår stödet till omkring 90 miljoner kronor.<sup>40</sup>

### **Stöd till klimatinvesteringar**

I det budgetbaserade stödet till klimatinvesteringar 2011 ingår anslagen till Klimatanpassning och Stöd till klimatinvesteringar. Anslaget till Klimatanpassning avser upphandlingar för den nationella markmodellen, höjddatabasen, respektive upphandlingar i samband med kartläggning av skredförutsättningar i Göta Älvdalen. Stödet till klimatinvesteringar kallas också Klimatinvesteringsprogrammet (Klimp) och är en typ av

---

<sup>38</sup> Personlig kommunikation med Energimyndigheten 2012-09-20.

<sup>39</sup> Att metanavgången skiljer sig beroende på klimat tyder på att eventuella produktionssubventioner bör vara geografiskt differentierade.

<sup>40</sup> Personlig kommunikation med Jordbruksverket, 2012-05-14.



statligt investeringsstöd som förekommit kontinuerligt sedan slutet av 1990-talet. Serien av statliga investeringsstöd inleddes 1998 med det Lokala investeringsprogrammet (LIP) som senare följdes av Klimp, Stöd till hållbara städer och Stöd till energieffektiviseringar i offentliga lokaler (OFFrot)<sup>41</sup>. Det totala bidragsbeloppet för investeringsstöden uppgår till sammanlagt runt 12 miljarder kronor, se Tabell 4. Stöden har främst riktats till kommuner som, i konkurrens med varandra, fått ansöka om bidrag till olika utsläppsminskande åtgärder.

**Tabell 4 Statliga investeringsstöd**

Bidrag i miljarder kronor

Investeringsstöd	Syfte	Bidrag	Period
Lokala investeringsprogram (LIP)	Ökad hållbarhet och sysselsättning	6,2	1998–02
Klimatinvesteringsprogram (Klimp)	Minskade växthusgaser, energibesparing och teknikutveckling	2,0	2003–08
Stöd till energieffektiviseringar i offentliga lokaler (OFFrot)	Energi- och miljöpolitiska mål	2,0	2005–09
Konverteringsstöd från el	Miljöanpassad energianvändning och försörjningstrygghet	1,5	2006–10

Källa: Broberg m.fl., 2010.

## Diskussion

Flera av Konjunkturinstitutets utvärderingar av statliga investeringsbidrag visar att det är svårt att fördela sådana subventioner kostnadseffektivt (Vredin Johansson, 2006, 2007, 2010; Samakovlis och Vredin Johansson, 2007; Forslund m.fl., 2008; Broberg m.fl., 2009). Gemensamt är att bidragsprogrammen varit utformade som klumpsummesubventioner till investeringar och att bidragen fördelats i en ansökningsprocess där de sökandes egna uppskattningar av de förväntade utsläppsminskningarna utgjort det viktigaste underlaget för beslutet att bevilja eller avslå bidrag. En sådan tilldelning medför höga administrationskostnader och kan leda till strategiskt beteende hos de sökande. I utvärderingarna har det inte gått att fastställa hur stora utsläppsminskningar bidragen medfört eftersom det varit omöjligt att isolera bidragens effekter från de utsläppsminskningar som andra styrmedel, framför allt koldioxidskatten, åstadkommit. Även om de angivna utsläppsminskningarna verkligen uppnåtts framstår de statliga investeringsbidragen som ett kostsamt styrmedel för att minska koldioxidutsläppen.

Ett annat potentiellt problem med att fördela investeringsbidrag i en ansökningsprocess är svårigheten att i förväg identifiera vinnande teknologier. Genom att ge investeringsbidrag till vissa energislag eller tekniker kan utvecklingen och kommersialiseringen av andra energislag eller tekniker, som ur ett längre perspektiv kan vara mer effektiva både ekonomiskt och miljömässigt, undergrävas.

Flera utvärderingar av investeringsbidragen visar också att en del av åtgärderna skulle ha genomförts även utan stöd (Boverket, 2009; Berglund och Hanberger, 2002; Gullers Grupp Informationsrådgivare AB, 2003). Utöver de svenska studierna visar Kemp (1997) i en utvärdering av ett investeringsbidrag till hushåll för investeringar i tilläggsi-

<sup>41</sup> Stödets fullständiga namn är Stöd till investeringar i energieffektivisering och konvertering till förnybara energikällor i lokaler som används för offentlig verksamhet.

solering i Nederländerna att bidraget bara varit av mindre betydelse för beslutet att tilläggsisolera. Bidraget var snarast ett välkommet tillskott som sänkte kostnaden för hushållen. På motsvarande sätt finns en stor risk att investeringsbidragsprogram som LIP, Klimp, Stöd till hållbara städer med flera inte skapar miljövärden utan bara överför inkomster mellan skattebetalare och investerare. Att subventionera projekt som skulle ha genomförts ändå, troligtvis på grund av att de är lönsamma, innebär bara en omfördelning av inkomster.

När elcertifikaten (som beskrivs mer nedan) infördes 2003 var meningen att de skulle ersätta samtliga tidigare subventioner till förnybar elproduktion (Nilsson m.fl., 2004; Åstrand, 2005; SCB, 2010b). Trots detta finns fortfarande budgetbaserade subventioner i form av planeringsstöd till vindkraft, stöd till marknadsintroduktion av vindkraft och stöd till installation av solceller i Sverige. Frågan är i vilken utsträckning dessa subventioner överlappar (det vill säga korrigerar samma marknadsmisslyckande som) elcertifikatsystemet? Även handelssystemet EU ETS (se avsnitt 2.4) kan beröras av överlappningar. Om till exempel ett företag som ingår i EU ETS får stöd för energieffektiviseringar kan det innebära en överlappning. Det medför att de utsläppsminskningar som uppstår till följd av energieffektiviseringarna inte leder till några verkliga utsläppsminskningar eftersom den totala mängden utsläpp i EU ETS är förutbestämd (se avsnitt 4.3 om rekyleffekten från energieffektiviseringar). Utsläppsminskningar på ett ställe i handelssystemet leder nämligen bara till utsläppsökningar någon annanstans i systemet. Genom att granska Energimyndighetens olika register över stödmottagare, elcertifikatberättigade anläggningar och deltagare i EU ETS kan potentiella överlappningar identifieras men, för att verkligen belägga överlappningar, krävs betydligt mer detaljerad information och analys. Till exempel behövs information om (eller en bedömning av) vilket marknadsmisslyckande stödet avser att korrigera så att de stödbeviljade projektens förmåga att uppnå sitt syfte kan analyseras.

En anledning till att icke-kostnadseffektiva styrmedel som investeringsstöd ofta förekommer är att de är lättare att genomföra politiskt än andra styrmedel (Bye och Bruvoll, 2008). Politiska realiteter leder ibland till eftergifter i miljöpolitiken. Inte sällan motiveras åtgärder som egentligen har helt andra syften av miljöskäl. Även det motsatta gäller, det vill säga när miljöskälen inte räcker, exempelvis vid byggnation av vindkraftverk, motiveras åtgärden av andra skäl, till exempel sysselsättningseffekter (se avsnitt 4.6). Sådana motiveringar kan leda till att direkt olämpliga åtgärder genomförs. Exempelvis skulle LIP bidra både till ökad ekologisk hållbarhet och ökad sysselsättning. De sysselsättningsstillfällena som genererades var emellertid dyrare än om de skapats med traditionell arbetsmarknadspolitik, samtidigt som miljöeffekterna blev mindre än vad som varit möjligt givet en annan fördelning av bidragen (Forsslund m.fl., 2008).

## **KLIMAT- OCH ENERGISTÖD PÅ STATSBUDETENS INKOMSTSIDA**

Stöd förekommer även på statsbudgetens inkomstsida. Nedan beskrivs skattelättnader för fossil och förnybar energi samt skattebefrielse på el som förekommer i Sverige.

### **Lägre skatt för fossila bränslen**

Förutom de lägre energi- och koldioxidskatter som diskuterades i avsnitt 2.1, subventioneras fossilbränsleanvändningen i Sverige även genom andra skattelättnader (Naturvårdsverket, 2012). År 2010 subventionerades till exempel energisektorn med ca 21 miljarder kronor och transportsektorn med ca 25 miljarder kronor (Naturvårdsver-

ket, 2012).<sup>42</sup> Subventionernas storlek är givetvis en funktion av vilka skattelättnader som inkluderas och av vad som anses utgöra referensskattenivåerna (se Bilaga 1 i Naturvårdsverket, 2012).

Konjunkturinstitutets analyser (Broberg m.fl., 2008; Berg och Forsfält, 2012) har visat att minskade nedsättningar av koldioxidskatten i både den icke-handlande sektorn och i jord- och skogsbruket är kostnadseffektiva (se vidare i avsnitt 2.1).

### Lägre skatt för förnybar energi

Enligt lagen om skatt på energi (SFS 1994:1776) ska energiskatt och koldioxidskatt inte betalas på träbränslen.<sup>43</sup> Enligt samma lag får regeringen i särskilda fall helt eller delvis medge befrielse från energiskatt och koldioxidskatt på annat bränsle som framställs av biomassa<sup>44</sup>. Möjligheten till befrielse från skatt gäller även om bränslet ingår som en beståndsdel i annat bränsle. Skattebefrielsen från koldioxidskatt följer av att förbränningen av biobränslen anses vara koldioxidneutral. Skattebefrielsen från energiskatt är emellertid svårare att motivera. Enligt Nilsson m.fl. (2004) kan skattelättnaderna i energi- och koldioxidskatterna förklara en stor del av ökningen av förbränningen av biomassa under 1990-talet.

År 2011 upphörde det generella undantaget från skatteplikt för biogas och ersattes med en möjlighet till avdrag för energi- och koldioxidskatterna på biogas som förbrukats eller sålts som motorbränsle eller som bränsle för uppvärmning (Skatteverket, 2010). Samtidigt begränsades skattebefrielsen för biodrivmedel som låginblandats i bensin respektive i diesel. Skattebefrielsen omfattar energiskatt och koldioxidskatt upp till och med 6,5 volymprocent biodrivmedel i bensin och upp till och med 5 volymprocent biodrivmedel i diesel. I budgetpropositionen för 2013 föreslår regeringen att låginblandning upp till 5 volymprocent biodrivmedel i både bensin och diesel ska fortsätta vara befriade från koldioxidskatt (Prop. 2012/13:1). För att inte hamna i konflikt med EU:s statsstödsregler föreslår regeringen även att låginblandning över 5 volymprocent biodrivmedel ska beskattas med både energiskatt och koldioxidskatt. Eftersom det svenska klimatmålet till 2020 bara avser koldioxidutsläpp från fossila bränslen riskerar en koldioxidskatt på biodrivmedel att ge otydliga signaler om biodrivmedlens koldioxidneutralitet. Att biodrivmedel bör beläggas med energiskatt är i linje med OECD:s (2011c) rekommendationer.

Riksrevisionen (2011) har granskat skattebefrielsen för biodrivmedel och uppskattar skattebortfallet till ungefär två miljarder kronor per år. Det innebär att de utsläppsminskningar som uppnåtts genom skattelättnader kostar ungefär tre kronor per kilo koldioxid, det vill säga betydligt mer än koldioxidskatten.<sup>45</sup> För att uppnå motsvarande

---

<sup>42</sup> Bland annat återfinns koldioxidskattebefriade utsläpp i bandrift, inrikes luftfart (före 2012) och inrikes sjöfart. År 2011 slopades koldioxidskatten för industriälaggningar inom EU ETS och utgör därmed inte längre en skatteavvikelse (Regeringens skrivelse 2011/12:136).

<sup>43</sup> Exempelvis stockar, kubbar, vedträn, flis, spån, briketter, träkol, sågspån och annat träavfall.

<sup>44</sup> Med biomassa avses den biologiskt nedbrytbara delen av produkter, avfall och restprodukter från jordbruk, skogsbruk och därmed förknippad industri, samt den biologiskt nedbrytbara delen av industriavfall och kommunalt avfall (9§, SFS 1994:1776).

<sup>45</sup> Kostnaden per kilo koldioxid beror på hur stora utsläppsminskningar biodrivmedlen antas ge upphov till. Riksrevisionens beräkning bygger på utsläppsvärden från Trafikverkets index över nya bilar klimatpåverkan 2009. Användningen av biodrivmedel kan ha medfört att utsläppen minskat med 0,4-1,1 miljoner ton koldioxidekvivalenter per år 2007-2009. Riksrevisionen (2011) påpekar att en renodlad effektutvärdering inte varit möjlig eftersom det finns flera styrmedel som syftar till att öka användningen av biodrivmedel.

utsläppsminskningar med hjälp av koldioxidskatten hade skatten behövt höjas med mellan 0,40 och 1,20 kr per kilo. Riksrevisionen kritiserar regeringen för att skattebefrielsen varit dyr och inte inneburit långsiktigt stabila förutsättningar för företag och konsument. Skattebefrielsen har lett till en ökad låginblandning av biodrivmedel men har inte varit teknikdrivande.

### **Skattebefrielse på el**

Som en följd av anpassningen till EU:s energiskattedirektiv (som innebär en höjning av skatten på processrelaterad el från 0 till 0,5 öre per kWh) infördes Programmet för energieffektivisering (PFE) i januari 2005. Programmet vänder sig till energiintensiva industriföretag och deltagandet är frivilligt. Genom att arbeta systematiskt med energi-frågor och energieffektiviseringsåtgärder får de deltagande företagen skattebefrielse på el som används i tillverkningsprocesser (Energimyndigheten, 2011f). Varje programperiod är fem år. Under den första perioden hade programmet drygt 100 deltagande företag. Dessa företag använder tillsammans ungefär 30 TWh el per år och den totala skattelättnaden motsvarar därför 150 miljoner kronor per år. Enligt Energimyndigheten (2011f) är åtgärderna i de allra flesta fall mycket lönsamma för företagen då den genomsnittliga återbetalningstiden för åtgärderna är kortare än 1,5 år. I proposition 2012/13:9 föreslår regeringen att PFE ska upphöra<sup>46</sup> vid utgången av 2012 till följd av att EU:s riktlinjer för statligt stöd till miljöskydd förändrats. Förändringarna innebär att stöd i form av nedsättningar av eller befrielser från miljöskatter måste vara nödvändiga och proportionella.

Den korta genomsnittliga återbetalningstiden för PFE-åtgärder (Energimyndigheten, 2011f) pekar på att åtgärderna troligtvis skulle genomförts även utan skattebefrielse. Att subventionera projekt som skulle ha genomförts ändå är inte effektivt.

### **ELCERTIFIKAT OCH FEED-IN TARIFFER**

Förutom budgetbaserade klimat- och energistöd och skattelättnader finns elcertifikat-systemet som specifikt stödjer produktionen av förnybar el i Sverige. Styrmedlet kallas ibland för gröna certifikat.

Systemet med elcertifikat infördes 2003.<sup>47</sup> Målet med systemet är att öka mängden förnybar el med 25 terawattimmar (TWh) till 2020 (Regeringen, 2012). Elcertifikatssystemet innebär att certifikatberättigade producenter av förnybar el får ett elcertifikat för varje megawattimme (MWh) el som de producerar under 15 år. Genom försäljning av elcertifikat får producenterna av förnybar el en ökad intäkt vilket ger incitament till ökad produktion. Efterfrågan på elcertifikat skapas genom kvotplikten som innebär att kvotpliktiga elhandelsföretag måste köpa certifikat i förhållande till sin försäljning och användning av el. För att skapa långsiktighet i marknaden är kvotnivåerna fastställda till 2035.

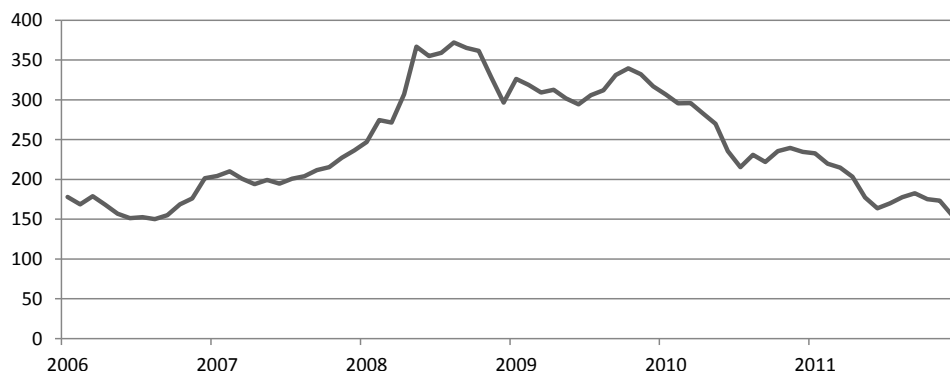
---

<sup>46</sup> Att PFE upphör innebär att företag inte kan ansluta sig till programmet efter sista december 2012 (Prop. 2012/13:9).

<sup>47</sup> Enligt Åstrand (2005) kan införandet av elcertifikat förklaras av fem faktorer: i) ett behov av att förändra stöden till förnybar energi givet statens budgetrestriktion, ii) EU:s regler för statsstöd, iii) positiva förväntningar på systemet och på en EU-harmonisering, iv) preferenser för marknadsbaserade instrument bland nyckelpersoner och v) ett samlat stöd för systemet. Intressant är att M, FP och KD röstade mot förslaget på grund av att de ansåg att systemet var komplext, saknade transparens och behövde utredas ytterligare.

**Figur 16 Pris på elcertifikat**

Kronor per MWh

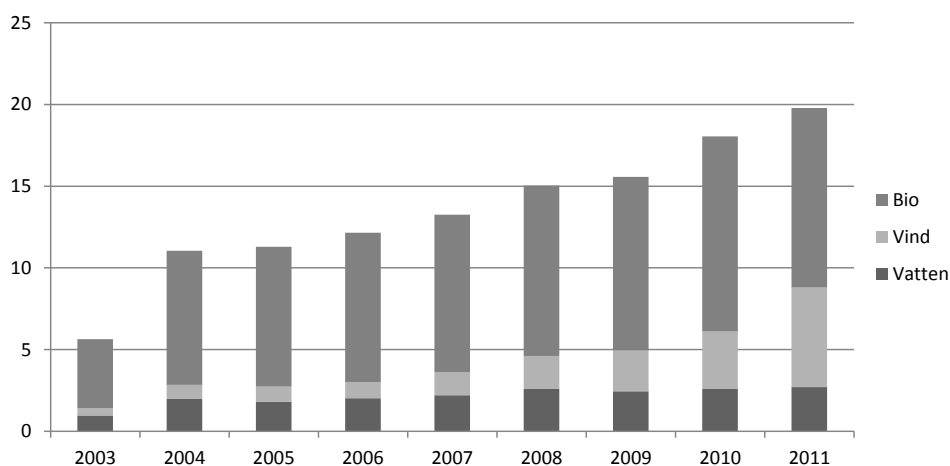


Källa: Svensk Kraftmäklare (SKM) via ekonomifakta, [www.ekonomifakta.se/sv/Fakta/Energi/Styrmedel/Elcertifikat](http://www.ekonomifakta.se/sv/Fakta/Energi/Styrmedel/Elcertifikat).

Stödet till förnybar el, det vill säga certifikatpriset, varierar över tiden men är lika för alla energikällor vid varje tidpunkt eftersom det bestäms av det pris som klarerar efterfrågan och utbud på elcertifikat. Det innebär att elcertifikat uppfyller marginalkostnadsvillkoret för kostnadseffektivitet. Figur 16 visar priset på elcertifikat mellan 2006 och 2011. I genomsnitt har priset legat runt 240 kronor per MWh under perioden motsvarande en intäkt på 24 öre per kWh utöver intäkten från elförsäljningen.

**Figur 17 Utfärdade elcertifikat per energikälla**

Miljoner



Källa: Svensk Kraftmäklare (SKM) via ekonomifakta, [www.ekonomifakta.se/sv/Fakta/Energi/Styrmedel/Elcertifikat](http://www.ekonomifakta.se/sv/Fakta/Energi/Styrmedel/Elcertifikat).

Figur 17 visar det totala antalet utfärdade elcertifikat 2003–2011. Totalt sett har antalet elcertifikat ökat med mer än 300 procent under perioden. De största ökningarna har skett för energikällorna biobränsle och vindenergi. Under 2011 omsatte elcertifikatmarknaden ca 3,7 miljarder kronor<sup>48</sup> vilket storleksmässigt motsvarar fyra gånger så

<sup>48</sup> Givet ett genomsnittspris på 187 kr per certifikat och 19,8 miljoner utfärdade certifikat.

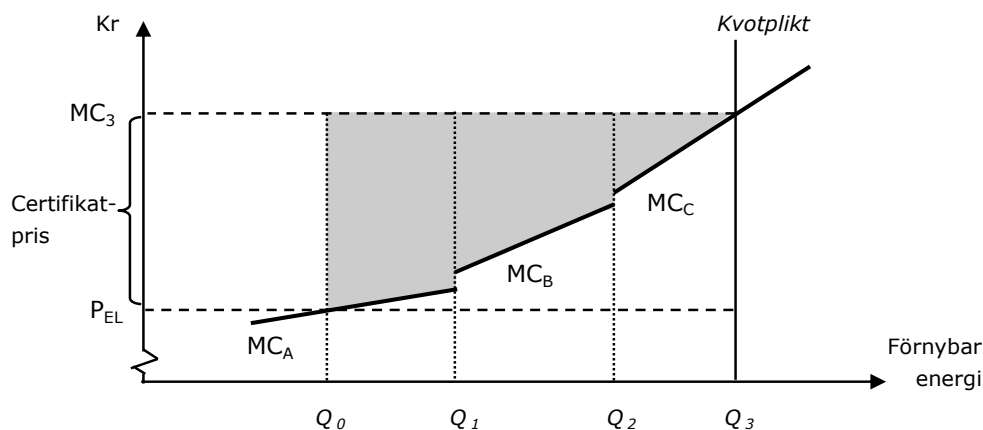
mycket som de budgetrelaterade klimat- och energisubventionerna samma år (jämför med Tabell 4).

Nationalekonomisk teori pekar på att elcertifikat kan vara ett kostnadseffektivt sätt att säkerställa en stabil utveckling mot givna förnybarhetsmål. Via konkurrensen som uppstår både på el- och certifikatmarknaderna drivs även den tekniska utvecklingen framåt. Elcertifikatsystemet bygger på att ersättningen till producenterna av förnybar energi täcker skillnaden i marginalkostnader mellan förnybar och konventionell energi. Eftersom den förnybara energin tillåts komma från flera kraftkällor innebär det att ersättningen till samtliga kraftkällor är lika med ersättningen till den dyraste källan som behövs för att uppfylla kvotplikten. Därmed uppstår ett producentöverskott som kan vara väsentligt för de billigare kraftkällorna. Motsvarande överskott uppstår vid all marginalkostnadsprissättning och är inte unikt för elcertifikatsystemet.

Figur 18 illustrerar resonemanget. Marginalkostnadskurvan för förnybar energi består av flera olika marginalkostnadskurvor, en för varje kraftkälla A, B och C. Alla kraftkällor behövs för att uppfylla kvotplikten ( $Q_3$ ) och ersättningen till kraftkällorna (utöver marknadspriset) blir lika med differensen mellan marginalkostnaden för kraftkälla C och marknadspriset på el ( $MC_C - P_{EL}$ ). Det innebär att A och B får betydligt högre ersättningar än de skulle ha fått om kraftkälla C inte behövts för att uppfylla kvotplikten.

Incitament till ökad produktion av förnybar el kan också skapas genom så kallade feed-in tariffer.<sup>49</sup> Feed-in tariffer garanterar producenterna av förnybar el ett i förväg överenskommet fast pris per MWh, oftast under en i förväg överenskommen tidsperiod. Medan ett elcertifikatsystem bygger på politiskt bestämda kvantiteter, bygger feed-in tariffer på politiskt bestämda priser. Under fullständig kunskap spelar det ingen roll om beslutsfattaren väljer ett pris- eller kvantitetsinstrument – den samhällsekonomiskt optimala mängden förnybar el kommer att nås oavsett vilket instrument som tillämpas. Under ofullständig kunskap kan däremot skillnader uppstå beroende på vilket instrument som tillämpas (se Fakta 1 i avsnitt 1.1). Om, till exempel, marginalkostnaden för förnybar el är *lägre* än vad som antogs när instrumentet infördes innebär det att mängden förnybar el kommer att vara för *hög* med en feed-in tariff och för *låg* med ett kvotssystem (jämför med resonemanget i Weitzman, 1974).

**Figur 18 Prissättning i elcertifikatsystemet**



Källa: Bergeck och Jacobsson, 2010.

<sup>49</sup> Begreppet "feed-in tariffer" används även på svenska, "inmatningstariffer" är en alternativ benämning.

Om feed-in tarifferna sätts lika för alla förnybara kraftkällor uppfyller även feed-in tarifferna kostnadseffektivitetsvillkoret om lika marginalkostnader. I praktiken har emellertid feed-in tarifferna oftast varierat mellan olika förnybara kraftkällor. I till exempel Tyskland och Spanien<sup>50</sup> stöds varje producerad förnybar MWh el med olika belopp beroende på kraftkälla. Ofta görs försök att basera feed-in tarifferna på den specifika produktionskostnaden för en viss typ av förnybar energi (Couture och Gagnon, 2010; Lipp, 2007) vilket innebär att dyra kraftkällor, till exempel solceller, subventioneras mer än billiga, till exempel vattenkraft. En väl utformad feed-in tariff följer därmed den aggregerade marginalkostnadskurvan i Figur 18. Det vill säga, kraftkälla A:s feed-in tariff motsvarar marginalkostnaden vid  $Q_1$ , kraftkälla B:s feed-in tariff motsvarar marginalkostnaden vid  $Q_2$  och så vidare. Svårigheten med feed-in tariffers vars storlek är differentierad utifrån kraftkällan är förstås att avgöra vad som utgör de specifika produktionskostnaderna för varje kraftkälla, samt att följa upp och, vid behov, justera tarifferna (Madlener och Stagl, 2005; van der Linden m.fl., 2005).<sup>51</sup>

## Diskussion

När elcertifikatsystemet infördes fanns förväntningar på att det skulle öka mängden förnybar energi och att konkurrenskraften hos de förnybara energiproducenterna skulle stärkas genom teknisk utveckling.<sup>52</sup>

En utvärdering av det svenska elcertifikatsystemet 2003–2008 pekar på att systemet har ökat mängden förnybar energi i Sverige med ungefär 8,5 TWh<sup>53</sup> – även om det naturligtvis inte går att veta hur mycket förnybar energi som funnits utan elcertifikatsystemet. Samtidigt ansåg 63 procent av kraftvärmeproducenterna att elcertifikatsystemet varit avgörande för deras satsningar på förnybart (Bergek och Jacobsson, 2010). I april 2012 hade den förnybara elproduktionen ökat med 13 TWh sedan elcertifikatsystemet infördes (Energimyndigheten, 2012b).

Jämfört med de uppskattningar av systemets kostnader för konsument som gjordes innan systemet infördes har de verkliga kostnaderna varit högre (tre till åtta gånger högre enligt Bergek och Jacobsson, 2010). Stödet har varit generöst till befintliga anläggningar men har inte lett till att nya och dyrare teknologier (exempelvis havsbaserad vindkraft och solceller) utvecklats. Käberger m.fl. (2004) menar därför att elcertifikatsystemet gett befintliga anläggningar stora övertvinster som inte motsvarar någon ansträngning från deras sida.<sup>54</sup> Transaktionskostnaderna i det svenska elcertifikatsystemet

---

<sup>50</sup> Feed-in tariffen finns i 21 EU-länder och elcertifikat finns i sex EU-länder Fouquet och Johansson, 2008). Enligt Couture och Gagnon (2010) finns feed-in tariffen i uppskattningsvis 63 länder och delstater över hela världen. Elcertifikatsystem finns i 38 länder, delstater och provinser (Lipp, 2007).

<sup>51</sup> En feed-in tariff kan utformas så att den är negativt korrelerad med mängden installerad kapacitet per energikälla (Resch m.fl., 2007; Lipp, 2007). Det vill säga, ju högre total installerad kapacitet desto lägre feed-in tariff. Motivet till en sådan utformning är att spridningseffekten (läroeffekten) antas vara mindre ju högre den installerade kapaciteten är. IEA (2010b) uppskattar läroeffekten av solenergi till 17 procent. Det innebär att om den installerade kapaciteten fördubblas minskar investeringskostnaden med 17 procent. För vattenkraft är motsvarande siffra 1 procent och för vindkraft mellan 7 procent (landbaserad) och 9 procent (havsbaserad).

<sup>52</sup> Bedömningen av elcertifikat kontra feed-in tariffen sker här ur ett nationellt perspektiv. Om något av systemen införs harmoniserat på EU-nivå tillkommer andra aspekter av betydelse för ekonomisk effektivitet och andra utvärderingsaspekter (Ringel, 2006).

<sup>53</sup> Från 6,5 TWh 2002 till 15,0 TWh 2008, en ökning med 131 procent.

<sup>54</sup> Ersättningen från elcertifikaten är förstås lika oavsett om anläggningen är lönsam eller olönsam. "Övertvinster" syftar på den vinst som genereras från elcertifikaten som går utöver den vinst de lönsamma anläggningar hade innan elcertifikaten infördes.

kan också vara avsevärda, minst 185 miljoner kronor 2008 (Bergek och Jacobsson, 2010).

Elcertifikatsystemet är teknikneutralt eftersom flera förnybara energikällor ingår i systemet – vindkraft, solenergi, vågenergi, geotermisk energi, biobränslen och viss vattenkraft – och eftersom subventionen är lika för alla produktionsslag. I praktiken är det främst billiga förnybara energikällor som vind och vatten som har subventionerats genom elcertifikatsystemet (Kåberger m.fl., 2004; Ringel, 2006; Lipp, 2007; Fouquet och Johansson, 2008; OECD, 2011c). Även om teknikneutralitet innebär att alla teknologier får samma stöd innebär det ett implicit val eftersom vissa teknologier – de som kan kostnadskonkurrera på kort sikt – gynnas mer än andra (van der Linden m.fl., 2005; Lipp, 2007). Det innebär att förnybara tekniker som kan ha hög potential på längre sikt förbises. Elcertifikatsystemet fungerar därför mindre bra när det finns en politisk ambition att främja nyare teknologier som ännu inte kan kostnadskonkurrera (Kåberger m.fl., 2004; van der Linden m.fl., 2005).

Genom att analysera patentdata för en panel av 25 OECD länder kommer även Johnstone m.fl. (2010) fram till att kvantitetsbaserade styrmedel (som elcertifikat) ger störst incitament till utveckling av teknik för förnybara energialternativ med låga kostnader som vindenergi medan prisbaserade styrmedel (som feed-in tariffer) ger störst incitament till dyrare teknologier som solceller. För att öka teknikutvecklingen i elcertifikatsystemet föreslår van der Linden m.fl. (2005) att elcertifikaten kompletteras med teknologispecifika investeringsbidrag eller att kvotplikten differentieras mellan teknologier.<sup>55</sup>

I en genomgång av tre olika länders system för förnybar energi visar Lipp (2007) att feed-in tarifferna i Danmark och Tyskland kostar mindre per producerad enhet el jämfört med elcertifikatsystemet i Storbritannien, även om produktionskostnaderna varit likartade i de olika länderna. Det finns flera möjliga förklaringar till detta – även om samtliga bör betraktas som anekdotiska på grund av att det finns landspecifika förutsättningar som inte alltid är möjliga att kontrollera för.<sup>56</sup> En är att systemen i Danmark och Tyskland gett marknaden stabilare prissignaler än det brittiska systemet så att signalen till investerare varit pålitligare. En annan är att de danska och tyska regeringarna varit trovärdigare i sina satsningar på förnybar energi än den brittiska. En tredje är att acceptansen för förnybar energi varit större i Danmark och Tyskland än i Storbritannien. I en jämförelse av tre nordiska länder (Sverige, Norge och Danmark) finner Pettersson och Söderholm (2011) att skillnader i nationella tillståndprocesser kan vara avgörande för hur mycket vindkraft som etableras givet likartade stödssystem.

Även om kraftslagsspecifika feed-in tariffer inte uppfyller marginalkostnadsvillkoret för kostnadseffektivitet verkar de i utvärderingar kostar mindre per enhet förnybar el än systemet med elcertifikat (Europeiska kommissionen, 2005b; Fouquet och Johansson, 2008). Att elcertifikaten är dyrare förklaras av att investerare kräver en riskpremie

---

<sup>55</sup> Eftersom en innovatör inte kan tillgodogöra sig hela vinsten från en framgångsrik innovationsprocess finns en risk att teknikutvecklingen i samhället är lägre än vad som är samhällsekonomiskt optimalt. Teknikutveckling kan därför behöva subventioneras. Exakt hur mycket subventioner – utöver elcertifikatsystemet – som behövs för teknikutveckling är däremot svårt att bedöma (se avsnitt 2.3 om teknikutveckling).

<sup>56</sup> Eftersom styrmedlen inte testats i experiment går det inte att identifiera effekten av ett visst styrmedel (Lipp, 2007). Det går med andra ord inte att avgöra vad som utgör det kontrafaktiska tillståndet utan resultaten är en *kumulativ effekt* av all politik som bedrivits för att öka mängden förnybar energi i dessa länder. Länderjämförelser är därför behäftade med viss "äpplen och päron"-problematik.



– ett elcertifikatpris högre än den specifika produktionskostnaden – för att våga satsa på förnybar energi (Europeiska kommissionen, 2011c). Baserat på utvärderingar av de olika systemen menar Europeiska kommissionen (2008) att väl anpassade feed-in tariffer generellt sett är det mest effektiva sättet att främja produktionen av förnybar el.<sup>57</sup> Ståndpunkten är diametralt motsatt till den kommissionen hade 1999, då ett konkurrensbaserat kvotssystem förespråkades (Europeiska kommissionen, 1999). Omsvängningen tyder på att fler utvärderingar behövs och att sista ordet angående elcertifikat och feed-in tariffer ännu inte är sagt. För mer definitiva policyslutsatser krävs fler detaljerade utvärderingar av de olika systemen.

Sammanfattningsvis har elcertifikat och feed-in tariffer olika för- och nackdelar. Fördelen med det svenska elcertifikatsystemet är att mängden billig förnybar energi ökat snabbt. Nackdelar är dess oförmåga att styra mot diversifiering av förnybar energi och potentiellt höga transaktionskostnader. Fördelen med feed-in tariffer (som de tillämpats i de länder där de studerats) är att de ger stabilare incitament till teknikutveckling. En nackdel med kraftslagsspecifika feed-in tariffer är att det är svårt att bestämma tarifferna. Fel nivå på tarifferna innebär överkompensation och att systemet kan bli kostsamt (Madlener och Stagl, 2005; van der Linden, 2005). I början av 2012 begränsade till exempel Tyskland och Spanien tarifferna till förnybar el på grund av att kostnaderna skjutit i höjden (Spiegel Online International, 2012; Renewable Energy World, 2012; Bloomberg, 2012a; Bloomberg, 2012b). Lägre tariffer innebär en risk för investerare vilket kan innebära att även feed-in tariffer kommer att kräva en riskpremie i framtiden.

Avslutningsvis, i utvärderingssammanhang är det mycket viktigt att känna till *huvudsyftet* med det system som införts. Om syftet är att öka mängden förnybar energi snabbt (i syfte att snabbt minska beroendet av fossila bränslen och kärnkraft) fungerar elcertifikat bättre än kraftslagsspecifika feed-in tariffer. Om syftet däremot är att på lite längre sikt skapa en diversifierad portfölj av förnybara energiteknologier är förhållandet det motsatta. Elcertifikat och kraftslagsspecifika feed-in tariffer kan därför stödja olika delar av en teknologisk marknadsmognad (IEA, 2010a) och bör därför snarare ses som komplement än substitut till varandra. Med justeringar som differentierad kvotplikt i elcertifikatsystemet och flexibla tariffer (till exempel baserade på marknadspriser) kan systemen närma sig varandra.

---

<sup>57</sup> Europeiska kommissionen baserar sin bedömning på två indikatorer, en för effektivitet och en för kostnadseffektivitet. Kostnadseffektivitetsindikatorn relaterar stödet till förnybar energi (belopp oavsett stödförhållande) till den totala produktionskostnaden för den förnybara energin. Ju mindre skillnaden är, desto högre bedöms stödets kostnadseffektivitet (se Annex 3 i Europeiska kommissionen, 2008).

## AVSNITTET I KORTHET

- Ett pris på koldioxid bör vara grunden i klimatpolitiken. Subventioner kan behövas som komplement om det av någon orsak, till exempel risk för koldioxidläckage, inte går att prissätta koldioxid fullt ut.
- I Sverige finns direkta budgetbaserade klimat- och energisubventioner. Dessutom stöds både förnybara och fossila bränslen indirekt via skattelättnader och skattebefrielser. De budgetbaserade stöden till förnybar energi var 2010 mindre än skattelättnaderna för fossila bränslen.
- Statliga investeringsprogram tenderar att vara dyra att administrera och inte bidra till nya utsläppsminskningar utöver vad som skulle skett ändå. Bidragen är dessutom svåra att fördela kostnadseffektivt. Genom att stödja vissa energislag eller tekniker kan utvecklingen och kommersialiseringen av andra energislag eller tekniker, som ur ett längre perspektiv kan vara mer effektiva både ekonomiskt och miljömässigt undergrävas.
- Förnybar el stöds sedan 2003 genom elcertifikatsystemet. Systemet är effektivt för att snabbt öka mängden förnybar energi. Elcertifikat är teknikneutralt och uppfyller marginalkostnadsvillkoret för kostnadseffektivitet då det skapar ett enhetligt pris på den förnybara elen. Systemet har kritiserats för att ge små incitament till teknisk utveckling och för höga transaktionskostnader.
- Flera andra EU länder har i stället använt kraftslagsspecifika feed-in tariffer för att öka andelen förnybar el vilket inneburit att subventionen till den förnybara varierat beroende på kraftkälla.
- Kraftslagsspecifika feed-in tariffer har i empiriska utvärderingar av de system som tillämpats visat sig ge investerare stabilare incitament än elcertifikat. Det har inneburit lägre kostnader för den förnybara energin och större incitament till teknologisk utveckling.
- Ett problem med kraftslagsspecifika feed-in tariffer är att bestämma storleken på ersättningen till olika förnybara kraftkällor. Våren 2012 sänkte Tyskland och Spanien sina ersättningsnivåer till följd av att kostnaderna rusat i höjden. Förändrade ersättningsnivåer kan i framtiden innebära mindre stabila incitament för investerare.
- Med förändringar kan elcertifikat och feed-in tariffer fås att likna varandra. Om kvotplikt införs för olika energislag blir elcertifikatsystemet mer likt systemet med feed-in tariffer. Om feed-in tariffen utformas som ett pålägg på marknadspriset minskar feed-in tariffens prisstabilitet och systemet blir mer likt elcertifikatsystemet.
- Elcertifikat och kraftslagsspecifika feed-in tariffer kan användas för att stödja olika faser i en teknologisk marknadsmognad. Båda systemen kan därför behövas i en innovationsprocess, men vidare utredning behövs för att bättre förstå hur styrmedlen kan kombineras.

## 2.3 Stöd till teknologisk utveckling i klimat- och energipolitiken

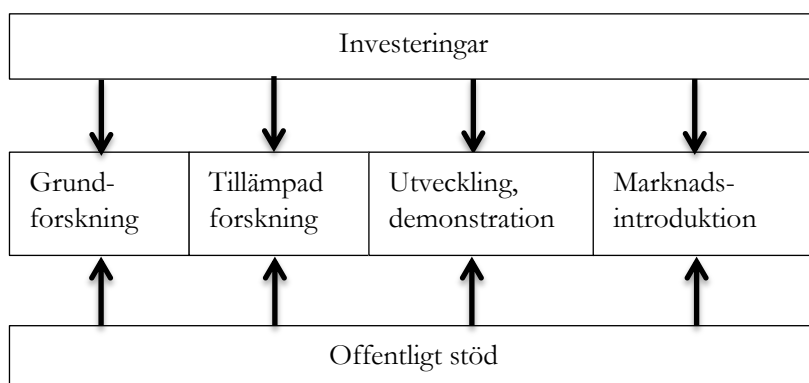
**I ett långsiktigt perspektiv kommer den teknologiska utvecklingen att spela en stor roll för möjligheterna och kostnaderna för att begränsa klimatförändringarna. Offentligt stöd till teknologisk utveckling kan komplettera ett pris på koldioxid för att minska utsläppen av växthusgaser. Hur stödet utformas i praktiken påverkar klimatpolitikens kostnadseffektivitet. I varje skede av innovationsprocessen bör stöd konkret motiveras utifrån de marknadsmisslyckanden som stödet avser att korrigera.**

### INNOVATIONSPROCESSEN

Teknisk utveckling brukar allt sedan Schumpeter (1942) grovt delas in i grundforskning, utveckling och spridning. Inledningsvis uppstår en ny produkt eller process ur grundforskningen, till exempel kiselceller. Därefter utvecklas produkten eller processen så att den kan bli föremål för handel på marknaden, till exempel kiselceller i solpaneler. Det är viktigt att notera att en stor del av grundforskningen aldrig kommersialiseras utan förblir på utvecklingsstadiet. Slutligen sprids produkten eller processen och blir allmänt använd av företag och individer. Figur 19 beskriver innovationsprocessen schematiskt.

**Figur 19 Innovationsprocessen**

Innovationsprocessens delar sker både med FoU-investeringar och offentligt stöd



Grundforskningen kan ske i företag eller i offentlig regi inom universitet och högskolor. Vanligtvis är grundforskningen till stor del offentligt finansierad medan mer tillämpad forskning ofta sker i företagen (Nordhaus, 2011). Den senare typen av forskning kan även delvis finansieras av offentliga medel. Det kan dessutom finnas en stark koppling mellan offentlig och privat forskning (till exempel inom medicinsk forskning).

Ny teknologi kan ibland behöva utvecklas och testas i större skala innan den introduceras på marknaden, något som brukar kallas demonstration (Cohen & Noll, 1991). Demonstration är liksom forskning en investering som görs för att utveckla en ny produkt eller process. Efter att en teknologi har utvecklats och eventuellt demonstrerats vidtar en mer eller mindre i tiden utdragen spridningsprocess genom marknadsintroduktion.

Olika offentliga stöd kan passa olika bra i innovationsprocessens olika faser. I tidiga skeden i utvecklingsprocessen brukar direkt stöd i form av till exempel forskningsmedel dominera. Stöd i den senare delen av processen handlar ofta om insatser för att göra teknologin mer lönsam, till exempel genom subventioner för att höja priset till producent. Den förra typen av stöd kommer vi att kalla stöd till FoU och den senare för marknadsintroduktion. Även om indelningen i viss mån är godtycklig, är den användbar för att diskutera offentliga insatser i olika skeden.

Innovationsprocessen medför att produktionskostnaderna för en ny teknologi sjunker över tiden. Denna så kallade *inlärningskurva* beror på ett antal faktorer (Jaffe m.fl., 2005; Popp m.fl., 2010). Utöver inlärnings- och skaleffekter i produktionen, beror den på direkta forsknings- och utvecklingsinsatser. Det finns dessutom ibland återkopplingar från produktionen till forskning och utveckling, då forskningsinsatser till exempel kan vara föranledda av problem i produktionen.

### **MOTIV FÖR OFFENTLIGA SATSNINGAR PÅ STÖD TILL FORSKNING OCH UTVECKLING**

En indirekt effekt av styrmedel som sätter ett pris på koldioxid är att avkastningen på klimatrelaterad forskning ökar (Nordhaus, 2011). Om det kostar att släppa ut koldioxid skapas incitament att ta fram nya koldioxidsnåla teknologier. Det finns dock mycket som talar för att enbart en skatt eller ett handelssystem inte ger tillräckliga incitament för att få till stånd långsiktig teknisk utveckling. Behovet av åtgärder för att stödja forskning och utveckling motiveras därför i den nationalekonomiska litteraturen (Jaffe m.fl., 2005) av två marknadsmisslyckanden: dels av bristen på ett optimalt globalt pris på koldioxidutsläpp och dels av forskningens kollektiva karaktär.

För det första, utsläpp av växthusgaser ger upphov till en negativ extern effekt men i stora delar av världen motsvaras denna effekt inte av en kostnad i form av koldioxidskatt eller pris på utsläppsrätter. Det innebär att incitamenten för FoU investeringar är svagare än de borde vara. Dessutom råder det osäkerhet kring det framtida priset på koldioxidutsläpp eftersom det delvis, åtminstone indirekt, bestäms i förhandlingar som omfattar många länder. Risk och osäkerhet är inte gynnsamt för teknologisk utveckling.

För det andra, kostsam utveckling av ny teknik måste generera tillräckligt med intäkter för att vara lönsam, vilket kan ta lång tid. Samtidigt finns det en risk att andra aktörer kan tillgodogöra sig den nya teknologin till en låg kostnad. Detta är alltså en form av marknadsmisslyckande. Ny kunskap spillas över från ett företag till ett annat utan ekonomisk kompensation. Denna risk kan ha en återhållande effekt på den tekniska utvecklingen.

Arrow (1962) uttrycker det som att forskning och utveckling har både en privat och en kollektiv dimension. Företag investerar i teknologisk utveckling för att det bidrar till att öka deras vinster, men investeringarna är mindre än vad som är samhällsligt optimalt på grund av att andra företag och konsumenterna kommer att få del av vinsterna. Den här bristen på möjlighet att fullständigt tillgodogöra sig vinsten från egen teknisk utveckling är ett starkt argument för samhällsliga subventioner till forskning och utveckling. Storleksmässigt har den samhällsliga avkastningen från forskning uppskattats till dubbelt så stor som den privatekonomiska avkastningen (Mansfield, 1996). Samhället kan stimulera företagets forskning och utveckling, till exempel genom att stärka

skyddet för uppfinningar genom patent eller genom subventioner till teknisk utveckling och demonstrationsprojekt (Weyant, 2011).

Ju längre bort från grundforskningen som forskningen befinner sig desto större möjligheter har företaget eller forskaren att ekonomiskt tillgodogöra sig vinsterna från forskningen. Störst är möjligheten att tillgodogöras i kommersialiseringsskedet.

Det ligger i forskningens natur att det är en riskabel process – många idéer kommer att förkastas i olika stadier av utveckling. Dessutom är forskning ofta mycket långsiktig – det kan dröja upp till flera decennier innan nya upptäckter går att avsätta på en marknad. Kapitalmarknadsimperfektioner kan påverka företags möjligheter att investera i långsiktiga och riskabla projekt vilket gör att marknaden är mindre benägen att bekosta grundforskning (Stern 2006; Weyant, 2011).<sup>58</sup> Anledningen är att ju mer avlägsen kommersialiseringen av ny teknik är, desto svårare är det att finansiera utvecklingen, även om tekniken har potential att leda till stora utsläppsminskningar på lång sikt. Av denna anledning är statligt stöd till grundforskning viktigt.

Att incitamenten till FoU inom företagen kan vara för små är självklart inte ett problem som enbart rör klimatpolitiken. Problemet är allmänt och samhället har ett antal styrmedel med syfte att minska dessa problem. Det är en förklaring till att mycket forskning sker i offentlig regi, och till att det till exempel finns patentlagstiftning. Nordhaus (2011) argumenterar för att med ett korrekt globalt pris på utsläpp behövs inte andra styrmedel än dessa för att en optimal mängd forskning ska komma till stånd. För att motivera mer stöd till klimatforskning än till andra sektorer i ekonomin krävs att spridningseffekterna är större i detta område.

#### **MOTIV FÖR OFFENTLIGT STÖD TILL MARKNADSINTRODUKTION**

Syftet med stöd till marknadsintroduktion är att subventionera produktion som annars skulle vara olönsam. Förhoppningen är att produktionsprocessen ska leda till lägre produktionskostnader över tiden, framför allt på grund av skalfördelar och inlärningseffekter. Denna inlärningskurva kan motivera en subvention och kan betraktas som en investering i att sänka framtida produktionskostnader. Inlärningseffekter som inte är företagsspecifika är ett marknadsmisslyckande som liknar spridningseffekterna i forskning och utveckling.

Ett flertal studier visar att det finns betydande inlärningseffekter som i princip kan motivera stöd. Inlärningseffekten varierar dock mellan olika typer av förnybar energi. Vindkraft som i stor utsträckning baseras på känd teknologi (propellrar och generatorer) har relativt liten inlärningseffekt, medan solenergi har en större inlärningseffekt (IEA, 2010b). I vilken grad inlärningseffekter motiverar offentligt stöd är dock oklart, då det finns ”betydande svårigheter förknippade med att mäta lär- och skaleffekter på ett fullt ut konsistent sätt, t.ex. att empiriskt separera läreffekter från FoU och exogen teknisk utveckling” (Söderholm, 2012).

Marknaderna för förnybara teknologier för elproduktion är i stor utsträckning globala. Tillverkare från Kina konkurrerar i USA om leverans av vindkraftsanläggningar och i EU om solpaneler. Globala aktörer som Westinghouse och Sanyo är verksamma på

---

<sup>58</sup> Detta är ett exempel på marknadsmisslyckande med asymmetrisk information. Se Jaffe m.fl. (2005) för en övergripande diskussion om klimatåtgärder och teknisk utveckling.

marknaderna för vind och sol. I den mån marknader är globala är också inlärnings-effekter det.

Det är dock viktigt att notera att även om en storskalig satsning på stöd till FoU leder till lägre produktionskostnader för en ny teknologi, så kan kostnaderna fortfarande vara så höga att den nya tekniken är beroende av koldioxidskatter eller utsläppshandel för att kunna konkurrera med fossil produktionsteknologi. Interaktionen mellan utsläppsexternaliteten och spridningseffekter brukar betecknas som en *dubbel externalitet*. I avsaknad av en global skatt på koldioxid kan andra särskilda åtgärder för att främja utveckling och spridning av ny teknik därför vara motiverade (Alfsen och Eskeland, 2007).

Spridningen av ny teknik brukar ske gradvis. Det finns två förklaringar till detta. Valet av ny teknik kan bero på information om den nya tekniken. I den mån information kommer från befintliga användare kommer spridningen av ny teknik då först att öka i takt med att antalet användare ökar för att sedan avta. En långsam spridning som beror på bristfällig information kan vara ett marknadsmisslyckande som motiverar ett offentligt stöd för marknadsintroduktion, till exempel i form av informationsinsatser.

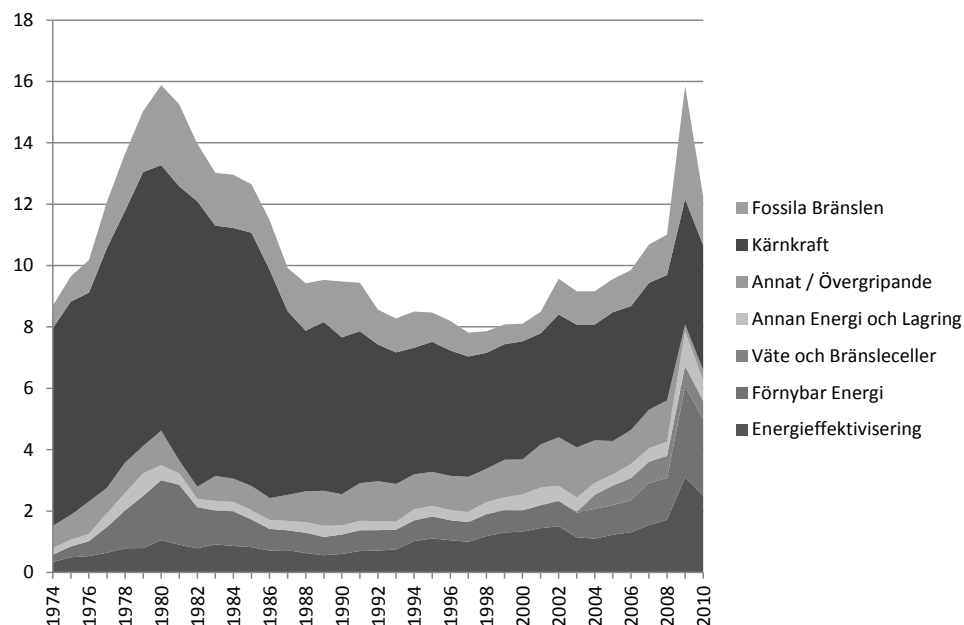
Att spridning tar tid behöver dock inte nödvändigtvis vara ett marknadsmisslyckande. Nya användare, oavsett om de är företag eller individer, är ofta heterogena och värderar den nya tekniken på olika sätt. Den nya tekniken förfinas över tid samtidigt som kostnaden för att tillhandahålla den kan vara fallande över tid och därmed göra det allt mer attraktivt att byta till den nya tekniken.

#### **HUR STORT ÄR DET OFFENTLIGA STÖDET TILL FOU?**

De offentliga anslagen för energirelaterad FoU i världen är relativt små i förhållande till förväntade investeringar. Total global FoU inom förnybara energikällor, såväl offentlig som privat, var 2009 ca 5,6 miljarder dollar, varav den offentliga forskningen utgjorde ungefär hälften (IEA 2010b, sid 296). Den grundläggande forskningen är till större del i offentlig regi och tillämpad utveckling mer i privat regi (Nordhaus 2011). Som Figur 20 illustrerar har ca två tredjedelar av den globala offentliga energiforskningen sedan 1974 varit inom fossila bränslen eller kärnkraft.

**Figur 20 Globala offentliga utgifter för energirelaterad FoU**

Miljarder Euro i 2010-års priser



Källa: IEA.

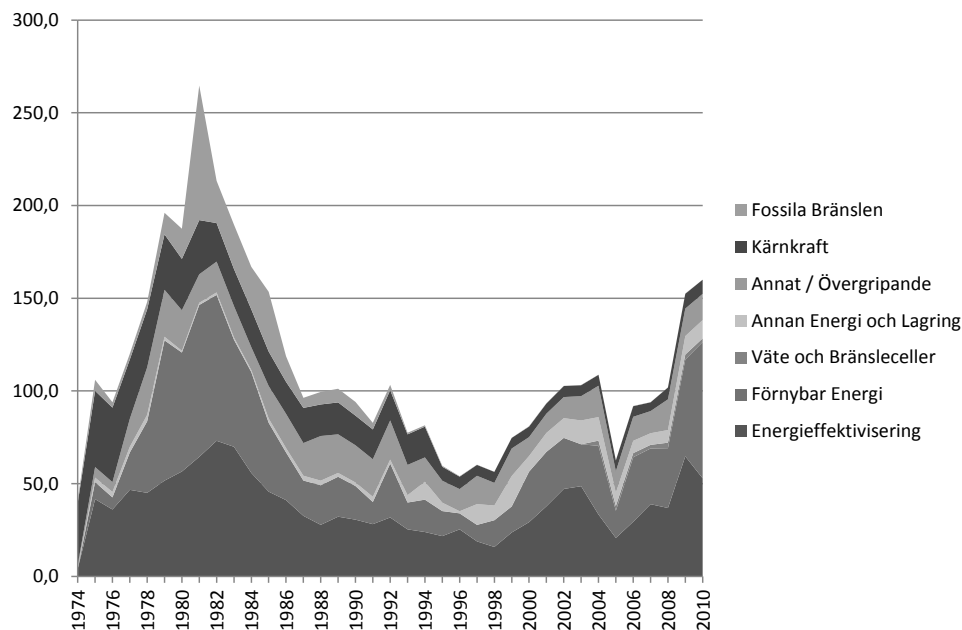
Stora investeringar förväntas de kommande decennierna i energisektorn globalt (IEA, 2011c). Enligt prognos beräknas 16 900 miljarder dollar investeras i kraftanläggningar globalt mellan 2011 och 2035, och i Europa förväntas investeringar inom elkraft uppgå till knappt 2 000 miljarder dollar. De offentliga utgifterna för FoU är således mycket små jämfört med förväntade investeringar – mindre än en halv procent av de förväntade investeringarna de kommande decennierna.<sup>59</sup> Stöd till förnybar energi (genom direkt stöd, stödmekanismer etc.) var 57 miljarder dollar 2009 (IEA 2010, sid 295), vilket är drygt tio gånger mer än global FoU och ca 20 gånger större än offentligt stöd till energiforskning.

Svensk klimatforskning, definierad som forskning om energi, transporter, klimatmodeller och klimatanpassning, uppgick till knappt två miljarder kronor 2010 (Riksdrevisionen, 2012b). Det innebär att klimatforskningen utgjorde omkring 7 procent av statens totala forskningsmedel samma år. Som Figur 21 illustrerar har de offentliga anslagen till energirelaterad FoU i Sverige nästan halverats från slutet av 70-talet till slutet av 90-talet för att därefter öka igen. Regeringen har nyligen föreslagit (Prop. 2012/13:21) att de offentliga anslagen för energiforskning skall förbli relativt oförändrade de kommande åren.

<sup>59</sup> De offentliga utgifterna utgör 0,4 % av de totala investeringarna om de fördelas jämt över perioden.

**Figur 21 Offentliga utgifter för energirelaterad FoU i Sverige**

Miljoner Euro i 2010-års priser



Källa: IEA.

Medan marknadsmisslyckanden motiverar stöd till FoU är en annan fråga hur stor den offentligt finansierade forskningen ska vara. Fördelningen av offentliga forskningsmedel styrs enbart undantagsvis utifrån lönsamhetsberäkningar. Det är svårt att göra en beräkning hur offentliga forskningsmedel ska fördelas mellan olika forskningsdiscipliner (Nordhaus, 2011).

Hur stor den offentliga forskningen bör vara inom förnybar energi borde bero på hur stor dess avkastning är. Dessutom beror det på avkastningen av annan, icke energirelaterad, forskning då en ökad satsning på klimat- och energi forskning innebär att utrymmet för satsningar på annan forskning är mindre. Tyvärr separerar studier av inlärningseffekter sällan effekter från FoU från kostnadsreduktioner som realiserar i driftsättning, vilket innebär att det är oklart vilken typ av insats som är mest motiverad och i vilken omfattning. Det finns således mycket lite empiriskt stöd för hur mycket offentligt stöd energiforskningen borde ha.

Ett antal rapporter har hävdade att det offentliga stödet till FoU bör öka. Enligt IPCC (2007a) behöver det göras stora satsningar på teknisk utveckling för att få till stånd betydande teknikskiften. Stern (2006) påtalar behovet av åtgärder som främjar hela skalan av teknisk utveckling från FoU via demonstrationsprojekt och till de inledande stadierna av spridning av ny teknik. Enligt Stern bör stödet till FoU inom energiområdet åtminstone fördubblas och stödet för spridning av mindre utsläppsintensiva tekniker bör bli minst fem gånger större.

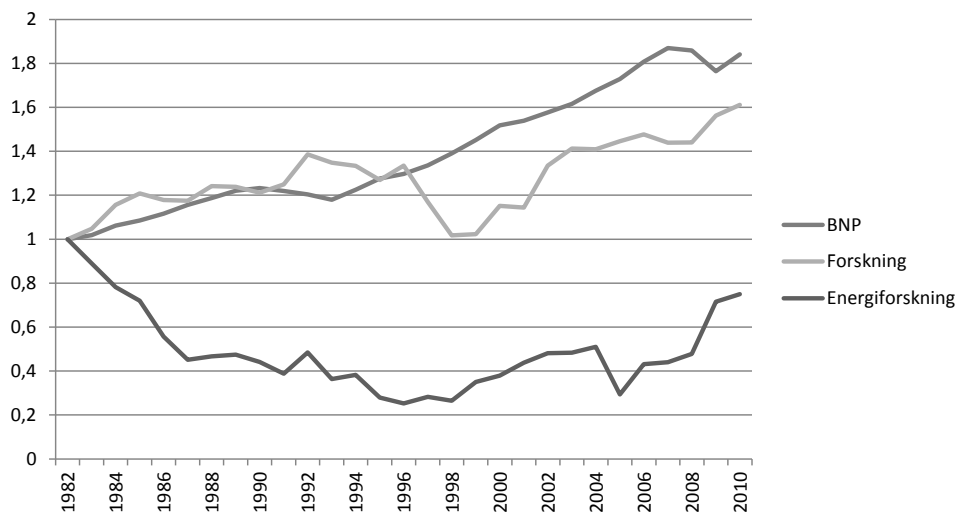
En indikation på att energiforskningen prioriteras lägre än tidigare är att andelen forskningsmedel som rör energiforskning har minskat över tiden i förhållande till annan forskning, både i Sverige och internationellt. 1980 var andelen offentliga anslag för forskning, utveckling och demonstration i energiområdet 12 procent inom OECD länderna. Idag är motsvarande siffra 4 procent (IEA 2012, sid 113). En liknande



minskning har skett i Sverige, från 11 procent 1982 till 4 procent 2010. Jämfört med 1982 har offentliga anslag till FoU i stora drag följt BNP-utvecklingen. Som Figur 22 illustrerar minskade dock energiforskningen i början av åttiotalet från en högre nivå för att sedan återhämta sig något de senaste åren. Samtidigt är denna minskning från ett utgångsår som hade de högsta utgifterna för energiforskning.

**Figur 22 Energiforskningen har minskat i Sverige**

Index 1982=1, fasta priser



Källor: IEA och SCB.

## UTFORMNINGEN AV STÖD TILL FOU OCH MARKNADSINTRODUKTION

Det är viktigt att separera stöd till forskning från stöd till marknadsintroduktion, både konceptuellt och organisatoriskt. De motiveras i stor utsträckning av olika marknadsmisslyckanden, vilket även kan påverka hur de bäst utformas. För att stöd till marknadsintroduktion ska vara motiverat ska det konkret motiveras utifrån de marknadsmisslyckanden som finns. Finns inlärningseffekter på svensk, europeisk eller global nivå? Om den relevanta marknaden för förnybar produktionsteknologi är internationell bör samordning mellan länder i marknadsintroduktion prioriteras. Stöd till mer mogen teknologi bör utformas teknikneutralt, med mer riktat stöd i tidigare skeden av utvecklingsprocessen (IEA, 2010a).

Fokus, samordning och kortsiktighet är inte lika viktiga aspekter i utformningen av stöd till FoU. Forskning är ofta mycket långsiktig och riskabel, med större sannolikhet för misslyckande, vilket innebär att bedömningen av risk kan vara annorlunda än för marknadsintroduktion. Det är viktigt att prioritera forskning där nationell kompetens finns och att klart prioritera några forskningsområden (IEA, 2012 sid 115).

Prioritering av vilka forskningsområden Sverige bör satsa på bör vara relativt långsiktig, då forskningsprocessen är långsiktig. De stora variationerna i offentligt stöd till energiforskning i Sverige över tiden är därför oroväckande. Man kan notera att stödet till forskningen varierar mycket över tiden, och samvarierar mycket med priset på råolja (Söderholm, 2012).

**Figur 23 Icke fossil FoU i Sverige och Råoljepriser**



Råoljepriset är i 1970 års USD, icke fossil FoU är i 2010 års Euro.

Källor: OECD och IEA.

Forskningen på universitet och högskolor har också spridningseffekter på undervisningen. Den genererar kompetens om ett specifikt område både för de som forskar, och för studenter på den institution där forskningen sker. Trots att forskningen i sig i stor utsträckning är global kan det därför vara motiverat att forska i områden där det redan finns industriell kompetens i Sverige. Stöd till forskning om exempelvis värmeväxlare skulle kunna stärka den svenska industrins starka position på den globala marknaden.

Internationell samordning är inte lika viktigt för stöd till FoU som för marknadsintroduktion, då skaleffekter är mindre viktiga i forskningen.<sup>60</sup> Olika former av internationell samordning för att påskynda utveckling och spridning av ny teknik diskuteras av Stern (2006), som framhåller att om enskilda länder inte gör egna prioriteringar finns det risk för att den globala teknikportföljen inte blir tillräckligt diversifierad.

Ett problem som Riksrevisionen (2012b) identifierar i utvärderingen av svensk klimatforskning är att uppföljningen av forskningens omfattning, inriktning och resultat i den undersökta perioden 1994–2010 är otillräcklig. Det är därför oklart i vilken utsträckning klimatforskningen verkligen bidrar till att minska utsläppen av växthusgaser. Den svenska klimatforskningen kritiserar också för att vara undermåligt samordnad, både inom forskningsämnet och i relation till andra klimatstyrmedel. Riksrevisionen rekommenderar därför att regeringen utarbetar en strategi som tydliggör hur klimatforskningen ska bidra till att klimatmålen nås och samordning med andra styrmedel sker.

<sup>60</sup> Inom energiforskningen är forskning om fusionskraft här ett klart undantag.

## FORSKNING ELLER UTVECKLING?

Ska vi subventionera marknadsintroduktion eller satsa på forskning och utveckling? Resurser som används för det ena kan användas för det andra. I och med att det är olika styrmedel som bägge syftar till att sänka kostnaderna för ny förnybar teknologi, bör samhället göra rätt avvägning av de begränsade resurser som finns.

Forskningen utgör en mycket liten del av det offentliga stödet till förnybar energi. I Sverige utgjorde stödet till förnybar forskning 281 miljoner kr 2010. Man kan jämföra det med omsättningen på elcertifikat, som utgjorde 4,6 miljarder kronor samma år.<sup>61</sup> Detta stöd till produktion av förnybar el är mer än sexton gånger större än forskningsanslagen. Omsättningen är även stor i förhållande till globala offentliga utgifter för energirelaterad FoU. Till exempel skulle en beskattning som motsvarar intäkterna av elcertifikat kunna öka den globala budgeten för forskning i förnybar energi med ca 20 procent.<sup>62</sup> Även om statistiken om offentlig finansierad FoU kanske inte innefattar all relevant forskning (IEA, 2011a), illustrerar jämförelsen att ett litet land som Sverige potentiellt skulle kunna påverka forskningen inom förnybar energi globalt.

## AVSNITTET I KORTHET

- Kostnaderna för klimatpolitiken kan bli lägre om styrmedel som prissätter koldioxidutsläppen kompletteras med stöd till FoU.
- Stöd till forskning behövs då företagens innovationer i stor utsträckning kommer även andra till del.
- Stöd till marknadsintroduktion kan vara motiverat på grund av inlärningseffekter och skaleffekter. Då marknader för förnybara produktionsteknologier ofta är globala bör stöd utformas med hänsyn till vad andra länder gör. Det är dock oklart i vilken grad inlärningseffekter motiverar offentliga stöd då det finns stora svårigheter med att mäta dessa effekter.
- Det är oklart om det offentliga stödet till energirelaterad forskning bör öka, då en ökad satsning på klimat- och energiforskning kan tränga ut satsningar på annan forskning.
- Det globala offentliga stödet till energirelaterad FoU är litet i förhållande till stöd till marknadsintroduktion och till förväntade investeringar i ny produktion.
- De globala utgifterna för offentlig forskning i förnybar energi är så små att även ett relativt litet land som Sverige väsentligen skulle kunna öka dem.

---

<sup>61</sup> Energimyndigheten (2011).

<sup>62</sup> De globala utgifterna för forskning i förnybar energi var 2,5 miljarder euro 2010 (IEA, 2010).

## 2.4 Handel med utsläppsrätter

**EU:s utsläppshandelssystem (EU ETS) är det viktigaste styrmedlet för att minska utsläppen av växthusgaser kostnadseffektivt inom Europeiska unionen. Systemet går snart in i sin tredje handelsperiod och genomgår i och med detta ett antal fundamentala förbättringar. För tillfället har systemet vissa problem som uppkommit genom låga prisnivåer genererade av ett överutbud av utsläppsrätter. Olika förslag för att öka priset diskuteras både av kommissionen, enskilda medlemsstater och av intresseorganisationer. Handelssystemet kompletteras med möjligheten för företag och länder att köpa utsläppsreducerande krediter via mekanismen för ren utveckling(CDM). Dessa två system dominerar den globala koldioxidmarknaden och beskrivs i detta avsnitt.**

### **KYOTOPROTOKOLLETS FLEXIBLA MEKANISMER**

I och med undertecknandet av Kyotoprotokollet infördes möjligheten att genomföra och tillgodoräkna sig utsläppsminskningar i andra länder samt att överföra utsläppsrättigheter mellan länder genom internationell utsläppshandel. Dessa möjligheter regleras genom Kyotoprotokollets tre flexibla mekanismer:

- 1) Internationell handel (International Emission Trading – IET) med utsläppsrätter (AAU – Assigned Amount Units) mellan länder som har bindande åtagande.
- 2) Gemensamt genomförande (Joint Implementation – JI). Detta innebär att länder med bindande utsläppsåtaganden får genomföra åtgärder i projektform i andra länder med bindande åtaganden och tillgodoräkna sig dessa utsläppsminskningar för att uppfylla sina egna åtaganden. Utsläppsenheter från JI kallas ERU (Emission Reduction Unit).
- 3) Clean Development Mechanism (CDM)– Mekanismen för ren utveckling. Detta innebär att länder med bindande utsläppsåtaganden får genomföra åtgärder i projektform i länder utan bindande utsläppsåtaganden. Utsläppsreduceringsenheter från CDM kallas CER (Certified Emission Reduction).

Samtliga mekanismer har det gemensamma syftet att förbättra kostnadseffektiviteten genom att skapa förutsättningar för att utsläppsminskande åtgärder vidtas där kostnaderna är lägst, vilket är en viktig princip inom FN:s Klimatkonvention och Kyotoprotokollet. CDM har utnyttjats i betydligt högre grad än de övriga mekanismerna i den första åtagandeperioden 2008–2012. I avsaknad av ett nytt internationellt klimatavtal med bindande åtaganden efter 2012 kommer enbart CDM fortsätta eftersom både JI och IET är beroende av bindande utsläppsåtaganden.

EU var under Kyotoprotokollets förhandlingsprocess negativa till införandet av flexibla mekanismer men trots detta föreslog Europeiska kommissionen, efter undertecknandet av protokollet, att EU skulle införa ett handelssystem för utsläppsrätter som verktyg för att uppfylla de utsläppsminskningar som EU hade åtagit sig. Administrativa styrmedel i form av regleringar var generellt det verktyg som tidigare användes för att styra den gemensamma europeiska miljöpolitiken. Detta eftersom ekonomiska instrument, så som gemensamma miljöskatter, har varit svåra att införa inom EU utan att inkräkta på den nationella suveräniteten inom skatteområdet. Resultatet av de europeiska förhandlingarna ledde 2005 fram till införandet av EU ETS, ett handelssystem för växthusgaser som idag omfattar ca 50 procent av de totala utsläppen av koldioxid inom 30 länder (EU:s 27 medlemsländer samt Island, Liechtenstein och Norge). EU ETS samspelar med mekanismerna i FN-systemet.

I detta avsnitt beskrivs och analyseras CDM och EU ETS eftersom dessa system dominerar den globala koldioxidmarknaden både nu och i en närliggande framtid.

### CDM – CLEAN DEVELOPMENT MECHANISM

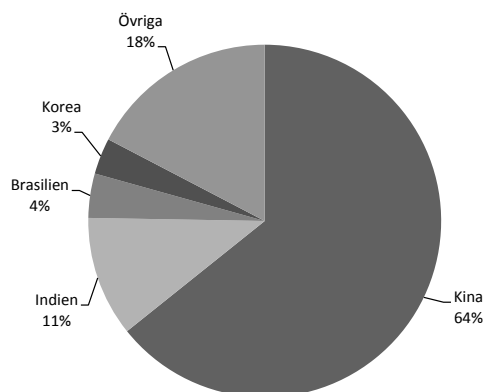
CDM är en projektbaserad mekanism, där utsläppsreducerande projekt genomförs i länder utan bindande utsläppsåtaganden, men finansieras delvis av länder och företag med bindande utsläppsåtaganden. Dessa utsläppsminskningar får sedan räknas av mot investerarens utsläppsåtagande. Projektet måste visa sig bidra till att minska utsläppen i projektlandet i jämförelse med den utsläppsnivå som annars skulle vara fallet, så kallad additionalitet, samt även bidra till hållbar utveckling i värdlandet. Utsläppsreduktionen som projektet bidrar till genererar motsvarande mängd utsläppsreduceringsenheter så kallade CER som mäts i ton CO<sub>2</sub>-ekvivalenter. CER-enheter som ges till de som investerat i projektet kan sedan användas vid redovisningen av utsläppsminskningar i ett land eller utsläppssystem som har bindande utsläppsåtagande. CDM bidrar således till att minska växthusgasutsläppen där de är som billigast och förbättrar därmed kostnadseffektiviteten i utsläppsminskningarna.

CDM är en kompromisslösning och har varit viktig rent förhandlingsmässigt när det gäller att få med utvecklingsländerna i klimatarbetet (Larsson, 2009). Industriländerna bekostar åtgärder i utvecklingsländer och i utbyte deltar utvecklingsländerna i fortsatta förhandlingar om utvecklingen av ett framtida klimatavtal. I ett sådant avtal krävs att utvecklingsländerna har bindande åtaganden för att nå den internationella målsättningen om att begränsa uppvärmningen till 2°C.

#### Administration/organisation

Köpare av utsläppsreduceringarna (CER:s) är stater, företag, eller fonder (som har fått i uppdrag av andra att köpa utsläppsminskningar). De flesta köpare utgörs av privata aktörer från EU:s medlemsländer samt statliga aktörer. Både Världsbanken och andra utvecklingsbanker har startat speciella CDM-fonder som både privata och statliga aktörer kan investera i. Säljaren är den industri eller det företag inom det land där projektet genomförs. CDM domineras för närvarande av projekt i Kina och Indien (se Figur 24). Att så många CDM-projekt genomförs i dessa länder kan förklaras av att länderna är relativt väl utvecklade och har de institutionella förutsättningar som krävs för klimatinvesteringar.

Figur 24 Förväntat antal årliga CER-krediter från CDM per land



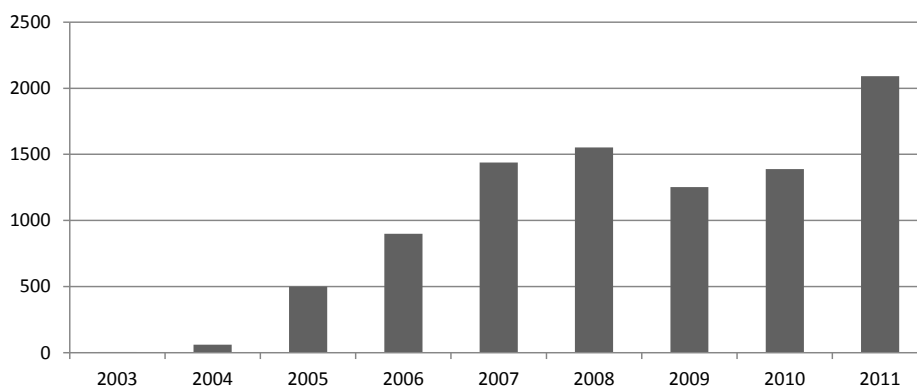
Källa: UNFCCC (2012-05-10).

En internationell styrelse under FN granskar och godkänner CDM-projekt och utfärdar CER efter att projektet godkänts av en oberoende kontrollant. DNA (Designated National Authority) är institutioner i värdlandet respektive investerlandet som ska auktorisera projektdeltagarna och godkänna projekten de medverkar i. Vårdlandets DNA måste dessutom bekräfta att projektet leder till hållbar utveckling. I Sverige är det Energimyndigheten som är ansvarig myndighet och hanterar svenska statens köp av CER:s.

#### CDM:s nuvarande omfattning och framtid

CDM tog verklig fart 2005, då införandet av EU:s utsläppshandelssystem ledde till att också den privata sektorn började investera. Figur 25 visar antal validerade projekt per år. Dessa projekt registreras och implementeras sedan för att slutligen resultera i utsläppskrediter CER. I september 2012 hade mer än en miljard CER genererats och med de projekt som planeras beräknades ca 2,7 miljarder CER:s genereras till slutet av 2012 och ytterligare 6,5 miljarder till 2020.

**Figur 25 Antal validerade CDM-projekt per år**



Källa: UNFCCC.

Mängden utsläppsreduceringar genom CDM-projekt fram till 2012 är ca 30 procent högre än de nivåer som förväntades innan CDM infördes. Detta trots att prognoserna inte tog hänsyn till de transaktionskostnader som registreringen av projekt innebär. CDM kommer att fortsätta efter 2012 oavsett om ett nytt bindande åtagande görs inom förlängningen av Kyotoavtalet. På grund av osäkerheten om bindande klimatavtal efter 2012 har antalet nya projektansökningar minskat i omfattning och den framtida utvecklingen av CDM-marknaden beror till stor del på vad som händer i de internationella klimatförhandlingarna. I dagsläget är det främst aktörer från EU som är köpare på CDM-marknaden.

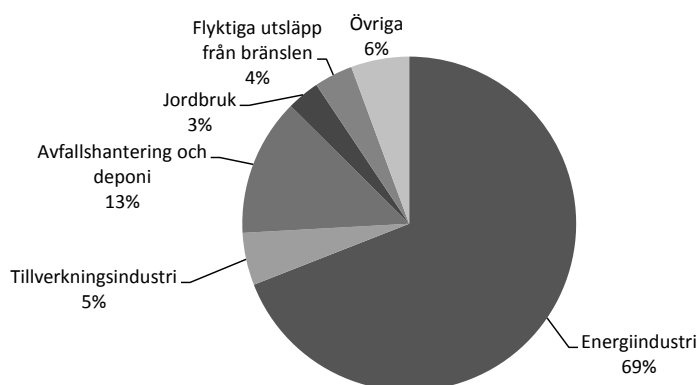
EU förespråkar skapandet av nya marknadsmekanismer, så kallade sektoriella mekanismer, som bygger på att endast utsläppsreduceringar utöver en viss fastställd målnivå för utvecklingsländer kan generera utsläppskrediter. En sådan mekanism skulle kunna leda till ytterligare globala utsläppsreduceringar, utöver de utsläppsminskningar som länderna har åtagit sig eftersom även värdlandet måste uppnå egna utsläppsminskningar för att nå en målnivå inom området som mekanismen täcker. Detta skiljer sig från CDM som endast underlättar för länder med utsläppsmål att uppnå sina mål. EU:s mål är därför att CDM i framtiden riktas mot de minst utvecklade länderna,

medan CDM-projekten i de mer utvecklade länderna gradvis bör ersättas av sektoriella mekanismer.

### Förnybar energi i flertalet CDM-projekt

Nästan 70 procent av det totala antalet CDM-projekt utgörs av elproduktion baserad på förnybar energi (se Figur 26). Cirka 70 procent av den totala utsläppsreduktionen från CDM-projekt består däremot av destruktion av höghaltiga växthusgaser (exempelvis freoner och lustgas) inom industrin. Dessa gaser motsvarar så stora mängder koldioxidequivaler att de, trots att de utgör knappt två procent av det totala antalet projekt, alltså bidrar med nästan 70 procent av projektens totala utsläppsreduktion. Elproduktion baserad på förnybar energi står för nästan 20 procent av total utsläppsreduktion och energieffektivisering för knappt fem procent.

Figur 26 Registrerade antal CDM-projekt uppdelat per verksamhetsområde



Källa: UNFCCC (2012-05-10).

Det svenska CDM-programmet är inriktat på projekt inom förnybar energi och energieffektivisering.<sup>63</sup> En viktig anledning till varför Sverige satsar på dessa typer av projekt är att de anses ge ett tydligare bidrag till hållbar utveckling i värdländerna (Energimyndigheten, 2011h).

### CDM och kostnadseffektivitet

Riksrevisionen (2011) uppskattar att genomsnittspriset för svenska statens köp av utsläppskrediter från CDM-projekt under perioden 2002–2009 ligger mellan 81 och 96 kronor per ton CO<sub>2</sub>e. Denna kostnadsnivå ligger i linje med de skattade internationella kostnaderna (Castro, 2012; UNFCCC, 2011). Kostnaden för utsläppskrediter från CDM kan jämföras med kostnaden för att minska utsläppen genom andra åtgärder. Ett alternativ är att köpa utsläppskrediter från CDM-projekt på andrahandsmarknaden. Sedan 2007 finns det i Norden en andrahandsmarknad där man kan köpa redan utfärdade utsläppskrediter från CDM-projekt. Under perioden 2007–2009 varierade priset mellan ca 8 och 23 euro (motsvarande ca 80 och 230 kronor) per utsläppskredit och genomsnittspriset var ca 15 euro (motsvarande ca 150 kronor). På grund av att svenska staten har köpt utsläppskrediter på förstahandsmarknaden, där

<sup>63</sup> Utveckling och expansion av förnybar energi, så som vattenkraft och biobränslen, bidrar inte entydigt till minskade växthusgaser eftersom ändringar i vattnets cirkulation kan påverka klimatet (Destouni m.fl, 2012).

priserna i genomsnitt var 7 – 13 euro (motsvarande ca 70 – 130 kronor), har man lyckats hålla nere kostnaderna. Anledningen till att priset på andrahandsmarknaden är högre är att köparen inte behöver ta lika stora risker som vid köp av utsläppskrediter i ett tidigt skede av projektutvecklingen genom köpeavtal eller via fonder. Andrahandsmarknaden följer de globala pristrender, speciellt EU ETS. På grund av dagens låga priser inom EU ETS har andrahandsmarknaden i stort sätt avstannat.

Ett annat alternativ är att jämföra kostnaden med att minska utsläppen genom inhemska åtgärder. Kostnaden för att minska utsläppen i Sverige är svår att beräkna men vi gör en jämförelse med den svenska koldioxidskatten, även om det är ett förenklat antagande att skatten speglar kostnaden för att göra ytterligare en åtgärd för att minska utsläppen<sup>64</sup>. Enligt Riksrevisionens beräkningar har den faktiskt uttagna koldioxidskatten på grund av nedsättningar varit i genomsnitt 420 - 550 kronor per ton CO<sub>2</sub>-ekvivalenter, vilket är betydligt högre än kostnaden för utsläppsreduceringar genom CDM-projekt. I Broberg m.fl. (2008) jämförs inköpskostnaden av CDM för att nå 2 Mton CO<sub>2</sub>-reduktion med den BNP-förlust som genereras av det analyserade skatteförslaget (CO<sub>2</sub>-skatt, drivmedelsskatt och kilometerskatt) som ger motsvarande CO<sub>2</sub>-reduktion inom landet. Beräkningarna visar att inköp av CDM ger lägre kostnad. Dessa jämförelser tyder på att CDM varit lyckosamt när det gäller att generera kostnadseffektiva utsläppsreduktioner.

#### **CDM och utsläppsminskningar**

CDM har kritiserats för att inte ha fungerat lika bra när det gäller uppfyllelsen av dess övriga syften nämligen att bidra till klimatkonventionens övergripande mål, det vill säga bidra till en stabilisering av halten av växthusgaser i atmosfären på en nivå som förebygger farlig mänsklig inverkan på klimatsystemet, samt till hållbar utveckling i världsländet (Alexeew m.fl. 2010; Sutter m.fl. 2007)

Syftet att bidra till klimatkonventionens övergripande mål innebär att det är väsentligt att de utsläppsreduktioner som projekten förväntas ge upphov till verkligen realiserar. Om så inte är fallet riskerar utnyttjandet av denna mekanism att leda till ökade globala nettoutsläpp. För att ett projekt ska godkännas måste man kunna bevisa att genomförandet innebär utsläppsminskningar jämfört med om projektet inte hade realiserats. Ansvar för att kontrollera detta ligger på CDM-styrelsen. Additionalitet analyseras utifrån en rad kriterier, bland annat lönsamhet och huruvida projektet redan är gängse praxis eller inte. Flera forskare hävdar att FN godkänner projekt som inte leder till reella utsläppsminskningar (Michaelowa m.fl., 2007; Schneider, 2007). En uppskattning av Schneider (2007) baserad på 93 projekt visar exempelvis att additionaliteten kunde ifrågasättas i 40 procent av de projekt som FN hade godkänt och registrerat. Energimyndigheten (2011a) menar att många av de studier som framfört kritik om bristande additionalitet har genomförts före 2007, vilket inte ger en rättvisande bild av hur bedömningen fungerar idag. Additionalitetsbedömningen har genomgått en stor förändring sedan 2007 och andelen projekt som utsätts för fördjupad granskning har ökat dramatiskt. Lund (2010) menar dock att ett problem är att ansvaret för additionalitetsbedömningen har delegerats från CDM-styrelsen till privata företag som betalas av projektutvecklarna och därmed har ekonomiska incitament att godkänna projekt.

---

<sup>64</sup> I praktiken kommer en koldioxidskatt förmodligen inte bidra till att alla åtgärder med marginalkostnad upp till den givna koldioxidskattenivån införs på grund av bland annat andra marknadsmisslyckanden.



Förutom ifrågasättandet av additionalitetsbedömningens resultat har CDM fått kritik för att bedömningen medför att registreringsprocessen blir utdragen, tar ofta över 1,5 år, och blir dyr. Transaktionskostnaderna för registreringsprocessen är så stora att små projekt har svårt att täcka sina kostnader, många projekt blir därför aldrig av. Den ineffektiva administrationen medför dessutom att utfallet är osäkert. Det är mer riskfyllt att investera i ett projekt som är i ett tidigt utvecklingsstadium. Det finns en osäkerhet om projekten verkligen kommer genomföras, exempelvis av tekniska eller ekonomiska skäl. Dessutom finns en risk att projektet inte godkänns av den nationella projektmyndigheten och därför inte går vidare till FN för slutligt godkännande. När projektet väl gått vidare till FN återstår risken att det inte klarar av de krav som är uppsatta för att bli registrerat.

För att komma tillrätta med detta krävs att byråkratin runt CDM förenklas. Metoderna för att bedöma projektens additionalitet måste standardiseras. CDM-styrelsen måste få utökad kapacitet så att ansökningar kan behandlas mer effektivt. Detta är också en prioriterad del av det reformarbete som beslutats för framtida utveckling av CDM.

### **CDM och läckage**

Det finns två typer av utsläppsläckage, direkt och indirekt läckage (marknadsläckage). Direkt läckage uppkommer om projektet medför att en utsläppsintensiv verksamhet flyttar till ett annat geografiskt område. Indirekt läckage uppkommer om projektet bidrar till att ändra marknadspriser på ett sådant sätt att efterfrågan på en utsläppsintensiv vara ökar. Risken för marknadsläckage har påvisats genom att energieffektivisering skulle kunna leda till lägre energipriser och därmed ökad total energikonsumtion inom ett visst geografiskt område (se avsnitt 4.3). Direkt läckage diskuteras exempelvis av Kolmuss och Lazarus. (2010). Enligt denna studie har 17–22 procent av de utfärdade utsläppskrediterna från CDM-projekt som syftar till att bryta ner lustgas i industrin inte gett några reella utsläppsminskningar. Under finanskrisen 2008–2009 skiftade produktion som bryter ner lustgas från anläggningar som inte är CDM-berättigade till anläggningar som är CDM-berättigade, det vill säga delar av industriprocesser flyttade från industriländer till Kina och Sydkorea för att etablera CDM-projekt och få pengar för att förstöra lustgas. CDM har därmed i vissa fall orsakat direkt utsläppsläckage – och lett till ökade utsläpp globalt. Detta är ett av skälen till att EU har beslutat att från 2013 inte tillåta krediter från projekt som förstör lustgas.

### **Effekt på hållbar utveckling**

Kritiker menar att avvägningen mellan kostnadseffektiva utsläppsreduktioner och hållbar utveckling är ett av problemen med CDM (Olsen, 2007). Eftersom världsländerna definierar kriterierna för vad som bidrar till hållbar utveckling finns en risk att de sätter låga krav för att få projekt godkända. I praktiken har få projekt avvisats med argumentet att de inte bidrar till hållbar utveckling. Forskare hävdar att det finns en konflikt mellan additionalitet och hållbar utveckling (Alexeew m.fl., 2010). Detta beror på att additionalitetsbedömningarna inte tenderar att främja projekt som bidrar till hållbar utveckling. Projekt som syftar till att destruera höghaltiga växthusgaser inom industrin (exempelvis lustgas) samt energieffektiviseringsprojekt anses till stor del additionella men bidrar oftast inte till hållbar utveckling i världsländerna. Projekt för förnybar energi bidrar däremot ofta till hållbar utveckling men är sällan additionella.

Ett sätt att förbättra CDM:s bidrag till hållbar utveckling är att få fler små ”landsbygdsprojekt” att registreras. Dessa projekt har ofta större potential att bidra till hållbar utveckling men har hittills varit svåra att driva igenom på grund av höga transaktionskostnader. I juni 2007 beslutades dock att många små projekt ska kunna samlas i ett program som sedan kan registreras som en enhet. Denna möjlighet skulle kunna öka andelen små projekt med större effekt på hållbar utveckling i världsländerna. I februari 2012 fanns endast 16 registrerade projekt som använt sig av denna möjlighet. Ett annat sätt att främja hållbar utveckling är att skapa en marknad för högkvalitativa projekt genom att kvalitetsmärka projekten. Nussbaumer (2009) jämför utfallet för kvalitetsmärka projekt med projekt utan märkning och konstaterar emellertid att projekten knappt presterar bättre gällande hållbar utveckling än vanliga projekt. Eftersom kvalitetsmärkta utsläppskrediter är dyrare skulle man förvänta sig en större skillnad.

### **Geografisk spridning**

Den geografiska spridningen av CDM-projekt är liten och kritik har framförts om att CDM följer vanliga investeringsmönster det vill säga från industriländer till stora relativt långt utvecklade länder som Kina, Indien och Brasilien, medan mycket få projekt har startats upp i de allra fattigaste regionerna som exempelvis Afrika (Nussbaumer, 2008). Detta begränsar CDM:s effekt på hållbar utveckling globalt eftersom de fattigaste regionerna har svårare att uppnå alla tre dimensionerna i hållbar utveckling (social, ekonomisk och ekologisk hållbarhet). Världsbanken har startat en speciell CDM-fond (Community Development Carbon Fund, CDCF) med målet att fånga upp småskaliga projekt i underprivilegierade områden. Syftet är att främja hållbar utveckling och minska den ojämlika fördelningen av projekt. I oktober 2011 bestod fonden endast av 27 aktiva projekt.

EU har infört restriktioner för hur stater och företag inom EU ska få tillgodoräkna sig utsläppsreduceringar från CDM för att uppnå EU:s klimatmål för perioden 2013–2020: endast CDM-projekt i de minst utvecklade länderna ska kunna tillgodoräknas. Eftersom EU utgör den största köparen av CDM-krediter förväntas detta påverka den geografiska spridningen och förhoppningen är att projekt i de fattigare regionerna i högre grad ska kunna bidra till hållbar utveckling. Projekt i de fattigaste regionerna medför dock generellt en rad svårigheter utöver de som projekt i mer utvecklade länder medför (Energimyndigheten, 2011h). Institutionella och finansiella osäkerheter kan komma att påverka omfattningen av leveranser och utsläppsminskningsenheter samt additionalitet.

### **CDM och teknologiöverföring**

Teknologiöverföring krävs inte formellt av CDM, men förväntningarna var höga på att projekten skulle locka till sig ny teknologi i världsländerna. Det finns uppskattningar om att endast 30–50 procent av alla CDM-projekt leder till teknologiöverföring. Graden av teknologiöverföring varierar mellan olika typer av projekt. Destruktion av industriella gaser och metanavskiljning är de projekt som oftast anges leda till teknologiöverföring medan projekt för förnybar energi mycket sällan anges göra det. Graden av teknologiöverföring har minskat för samtliga världsländer och allra kraftigast i länder där flest CDM-projekt har genomförts. En förklaring är att när flera projekt av samma typ genomförs i ett land minskar graden av teknologiöverföring eftersom tillgång till teknologi har skapats genom tidigare projekt. Detta innebär att en större geografisk spridning av projekten skulle kunna leda till en högre grad av teknologiöverföring.

### **Lågt hängande frukter**

En vanlig kritik mot CDM har varit att i-länderna lägger beslag på de billigaste utsläppsreduktionsmöjligheterna i utvecklingsländerna. Castro (2012) använder skattade reduktionskostnadskurvor för att analysera om de CDM-projekt som redan nu genomförts har lagt beslag på de flesta av lågkostnadsalternativen för koldioxidreduktion (de så kallade lågt hängande frukterna) i världsländerna. Analysen, som innefattar nio länder, pekar på att det fortfarande finns gott om lågkostnadsalternativ i världsländerna och argumentet om lågt hängande frukter är svagt.

### **EU ETS**

EU ETS är europeiska unionens utsläppshandelssystem för växthusgaser. Det huvudsakliga syftet med systemet är att minska utsläppen från energintensiv industri och energiproduktion på ett så kostnadseffektivt sätt som möjligt. Därmed bidrar systemet till att uppfylla EU:s klimatmål. Efter införandet av systemet har ytterligare två målsättningar tillkommit nämligen att ge långsiktiga incitament för innovation och investeringar i koldioxidsnål teknik samt att utsläppsminskningarna ska vara i sådan omfattning att de bidrar till de minskningsnivåer som anses nödvändiga för att undvika farlig klimatförändring. Det sistnämnda kan tolkas som om systemet även ska vara ett medel för att nå EU:s långsiktiga klimatmål.

Utsläppssystemet bygger på att ett tak sätts för de totala utsläppen för företagen som deltar i systemet. Deltagaren får rätt att släppa ut ett ton koldioxid för varje utsläppsrätt. Den totala mängden utsläppsrätter bestäms således i förväg medan priset varierar. Priset på utsläppsrätter, och det ekonomiska incitamentet för företaget att minska utsläppen, bestäms därmed av utbud och efterfrågan. För ett handelssystem motsvarar systemets marknadspris den koldioxidskattenivå som ger motsvarande utsläppsminskning.

Tidsperioden från det att EU ETS infördes har delats upp i två olika handelsperioder där den första perioden var något av en testperiod. Från och med 2013, börjar den tredje handelsperioden. Systemets omfång samt regler har skiljt sig åt mellan de tre handelsperioderna vilket beskrivs i de kommande avsnitten.

### **De två första handelsperioderna**

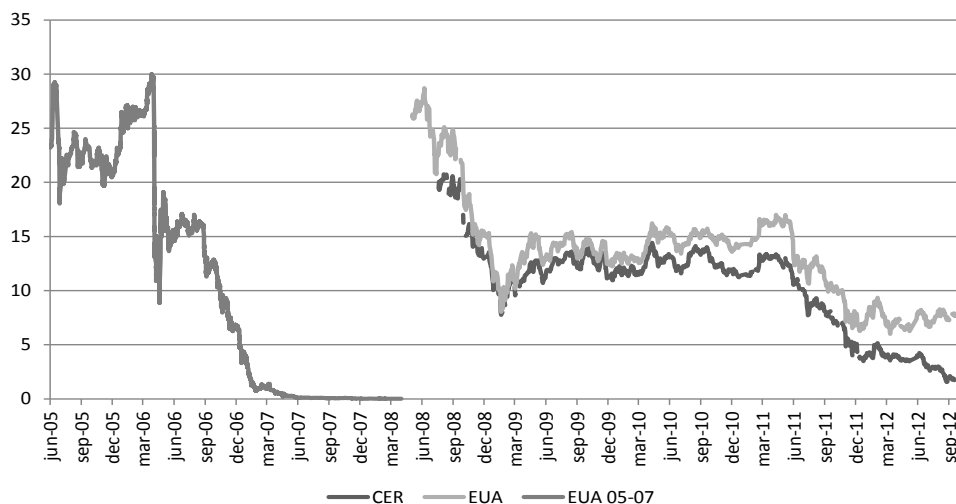
Under den första handelsperioden (2005–2007) handlades endast koldioxid inom systemet. Priset på utsläppsrätter var under det första året högre än vad många parter hade förväntat sig och nådde en topp i början av 2006 på 30 euro per ton. Priset föll sedan dramatiskt i april 2006 då utsläppsrätterna för 2005 redovisades och det framkom att det fanns ett överskott. Priserna fortsatte att vara låga under resterande del av den första perioden (se Figur 27). De utsläppsrätter som utfärdades under första handelsperioden kunde inte sparas till nästkommande period vilket delvis bidrog till de låga priset.

I den andra handelsperioden (2008–2012) utökades systemet till att även inkludera lustgas i några medlemsländer. I denna period omfattar systemet ca 750 svenska anläggningar inom industri- och energiproduktion. Handelssystemet omfattar förbränningsanläggningar med installerad kapacitet över 20 MW samt mindre förbränningsanläggningar anslutna till fjärrvärmenät med en total kapacitet över 20 MW. Övriga anläggningar inom systemet är mineraloljaffinerier, koksverk, järn- och stålindustri,

mineralindustri samt pappers- och massaindustrin. Till skillnad från första perioden kan utsläppsrätterna från andra perioden sparas och användas i tredje perioden.

**Figur 27 Prisutveckling på EUA samt CER**

Euro per ton CO<sub>2</sub>



Källa: [www.bluenext.eu](http://www.bluenext.eu).

I den första och andra handelsperioden fick de svenska industriföretagen gratis tilldelning av utsläppsrätter enligt den nationella allokeringssplanen. Planen var baserad på historiska utsläpp och produktionsprognoser. El- och fjärrvärmesektorn har däremot fått köpa utsläppsrätter för att täcka sina behov av utsläppskrediter. Allokeringssplanen är godkänd av den Europeiska kommissionen men utfärdad av Sverige. Under andra perioden har företagen även rätt att använda så kallade reduktionsenheter via utsläppsminskande projekt, enligt JI och CDM, motsvarande 10 procent av den totala tilldelningen för perioden. Naturvårdsverket beslutar hur många reduktionsenheter varje enskild verksamhetsutövare får överlämna årligen i stället för utsläppsrätter, men det har inte utnyttjats av svenska företag i någon större omfattning.

### Tredje handelsperioden

Den tredje handelsperioden påbörjas 2013 och sträcker sig till 2020. I den tredje perioden kommer ett antal viktiga förändringar att införas. Fler sektorer och fler växthusgaser kommer att omfattas av systemet. Från och med 2013 kommer viss kemiindustri, aluminiumproduktion och kollagring (CCS- Carbon Capture and Storage) inkluderas och för vissa sektorer i handelssystemet inkluderas även utsläppen av lustgas och perflourkolväten. Redan från i år inkluderas även flyget i EU ETS vilket har fått relativt stort medialt intresse. Analyser visar dock att effekterna på samhällsekonomin samt effekterna på utsläppsrättspriset av att inkludera flyget i handelssystemet förväntas vara relativt små (se Anger m.fl. 2010).<sup>65</sup>

Europeiska kommissionen har inför den tredje perioden bestämt ett gemensamt tak för alla utsläpp i stället för de nationella fördelningsplanerna. Taket ska årligen sänkas

<sup>65</sup> Anger och Köhler (2010) menar dock att mer analys bör göras bland annat med fokus på flygbolagens konkurrens förhållande och möjligheten att övervältra kostnaden på konsumenterna.

med en faktor 1,74 procent av genomsnittet av totala antalet utsläppsrätter för medlemsländerna 2008–2012 för att slutligen 2020 ha sänkt den handlande sektorns utsläpp med 21 procent jämfört med 2005 års utsläpp. Det nya beslutet om sänkningstakt (1,74 procent per år) har inte ett slutdatum år 2020 utan sänkningen fortsätter tills dess att ett nytt politiskt beslut tas. Utan en justering av denna taksänkingsbana kommer utsläppen dock inte ner på de nivåer som krävs för att nå 2050-målet<sup>66</sup>.

Ytterligare en förändring inför period tre är att allokeringssprincipen i den tredje handelsperioden ska baseras i huvudsak på auktionering av utsläppsrätter. Elproducenter kommer att få köpa sina utsläppsrätter via auktionering till 100 procent medan industrin samt värmesektorn även i fortsättningen kommer att få delvis fri tilldelning. Denna fria tilldelning kommer dock att baseras på förhandsbestämda produktriktmärken<sup>67</sup> (utsläppsrätt per enhet producerad produkt) justerat för hur utsatt företaget bedöms vara för så kallat kolläckage.<sup>68</sup> Branscher som inte anses vara utsatta för koldioxidläckage får 80 procent av riktmärket 2013 med en efterföljande årlig nedskalning som resulterar i 30 procent av riktmärket 2020. Branscher som anses vara utsatta för kolläckage kommer att få 100 procent av produktriktmärket. Kommissionens plan är att 2013 ska ca 50 procent av det totala antalet utsläppsrätter auktioneras ut. År 2020 ska ca 70 procent auktioneras och 2027 ska alla utsläppsrätter omfattas av auktionering. Slutligen kommer period tre även innebära striktare regler för användandet av internationella krediter. Endast krediter från de minst utvecklade länderna kan användas inom EU.

Fem procent av alla utsläppsrätter kommer att läggas undan i en reserv för nya anläggningar eller flygbolag som träder in i systemet under den tredje perioden. Samma regler kommer att gälla för dessa nya anläggningar som för de som redan är i systemet.

### **Tilldelningsprincip – mycket pengar på spel**

I en ideal värld som innefattar bland annat fullständig information, inga transaktionskostnader och endast rationella aktörer, menar nationalekonomisk teori att valet av tilldelningsprincip i första hand är en fråga om fördelning av förmögenheter och inte effektivitet eftersom företagens beteende inte är beroende av tilldelningsprincipen. Det kan dock ifrågasättas om de nationalekonomiska villkoren uppfylls i verkligheten och därmed kan det finnas anledning att tro att tilldelningsprincipen inte bara påverkar fördelningen av förmögenheter utan även effektiviteten. För att effektiviteten ska påverkas måste företagens beteende förändras beroende av tilldelning. Ellerman m.fl. (2010) har i sin utvärdering av första perioden inte hittat något som tyder på att företagens beteende är beroende av allokeringssprincip. Det långsiktiga beteendet har de dock inte haft möjlighet att utvärdera. Hepburn m.fl. (2006) menar däremot att den metod som hittills använts inom EU ETS för att allokera utsläppsrätter är relativt komplext och att företagen till viss del har haft möjlighet att påverka tilldelningen genom strategiskt agerande. Om de företag som signalerar höga kostnader för utsläppsminskning får en större tilldelning kan det leda till att investeringar i åtgärder för

---

<sup>66</sup> EU har beslutat att senast 2050 ska utsläppen av växthusgaser minska med 80–95 % jämfört med 1990.

<sup>67</sup> Riktmärkena är framtagna av EU-kommissionen och baseras på genomsnittlig prestanda för de tio procent av anläggningarna som är mest effektiva med avseende på utsläpp av växthusgaser i EU inom sin sektor. I produktriktmärket är alla processer och utsläpp inräknade inom systemgränsen för produktriktmärket.

<sup>68</sup> Koldioxidläckage innebär att koldioxidutsläppen inte minskar på global nivå vid en åtgärd inom en viss region utan att utsläppen endast flyttar utanför regionens gränser.

att minska utsläppen minskar och effektiviteten i systemet försämras. Utformningen av den tredje periodens allokeringssprincip har till viss del försökt att åtgärda dessa aspekter och den huvudsakliga tilldelningsprincipen kommer att vara auktionering vilket även stöds av den ekonomiska litteraturen (Cramton m.fl., 2002; Hepburn m.fl., 2006; Dinan m.fl., 2002). Den något längre handelsperioden (sju år i stället för fyra) samt att de utsläppsrätter som fördelas gratis kommer att allokeras baserat på produkt-riktmärken, kommer att resultera i minskad risk för strategiskt beteende.

Ett skifte från gratis tilldelning till auktionering har normalt inte så stor effekt på marginalkostnaden men det påverkar bruttointäkterna för företaget. Detta är konsekvensen av att företaget agerar rationellt och värderar utsläppsrätten utifrån dess alternativvärde vilket motsvarar utsläppsrättspriset på marknaden. Detta innebär att företaget i sitt produktionsbeslut tar hänsyn till alternativvärdet och agerar som om de var tvungna att köpa utsläppsrätten. Gratis tilldelning kan däremot ses som en subvention som hjälper företaget att hålla god balans i räkenskaperna när de får högre kostnader. Hepburn m.fl. (2006) anser att gratis tilldelning endast är en temporär subvention för att stödja företagets balansräkning, medan valet mellan gratis tilldelning och auktionering inte förändrar den långsiktiga konkurrenskraften. Det kan dock bidra till att icke lönsamma företag stannar kvar längre på marknaden än vad de annars skulle ha gjort.

**Tabell 5 Utsläpp av växthusgaser i Sverige**

Miljoner ton CO<sub>2</sub>-ekvivalenter och procent

	2005	2008	2009	2010
Icke handlande sektorn	46,3	43,5	42,2	43,6
Handlande sektorn inom EU ETS	21,1	20,1	17,5	22,7
Totala utsläppen	67,4	63,6	59,7	66,2
Tilldelning EU ETS	22,3	20,8	21,9	23,5

Källa: Naturvårdsverket.

De finansiella tillgångar som omallokeras via utsläppsrätterna är relativt stora. Exempelvis tilldelades de svenska företagen 23,5 miljoner utsläppsrätter under 2010 (se Tabell 5). Värdet av dessa utsläppsrätter kan uppskattas till 3,3 miljarder kronor vid ett genomsnittligt pris motsvarande 16 euro per utsläppsrätt. År 2020 kan värdet av de drygt 1 740 miljoner utsläppsrätter som finns inom EU ETS beräknas till drygt 250 miljarder kronor (vid ett utsläppsrättspris på 16 euro per utsläppsrätt). Om, som beräknat, ca 70 procent auktioneras ut innebär det auktionsintäkter motsvarande 175 miljarder kronor som kan användas till andra ändamål. Av dessa intäkter kommer 88 procent att fördelas mellan medlemsländerna baserat på 2005–2007 års utsläpp inom EU ETS. 10 procent av intäkterna ska fördelas till medlemsländer med låg BNP och resterande 2 procent ska fördelas till de nio medlemsländer som 2005 hade reducerat sina utsläpp med mer än 20 procent jämfört med 1990. Detta innebär att Sverige kommer att tilldelas drygt 1 procent av auktionsintäkterna vilket motsvarar ca 1,7 miljarder kronor. Detta är en relativt liten intäktskälla om man jämför med skatteintäkterna från koldioxidskatten. Om priset på utsläppsrätterna blir lägre än 16 euro<sup>69</sup> per ton blir intäkterna lägre. Medlemsländerna har kommit överens om att 50 procent av dessa intäkter bör användas till klimatåtgärder men det slutliga beslutet ligger hos det enskilda landet.

<sup>69</sup> Energimyndigheten antar att utsläppsrättspriset blir 16€/ton i sin långtidsprognos 2011.

Förutom att ge direkta incitament till företagen innebär auktionering intäkter för staten som direkt kan återföras till ekonomin på olika sätt. Genom att använda auktionsintäkterna för att reducera andra snedvridande skatter kan de samhällsekonomiska kostnaderna av att minska utsläppen reduceras. Genom att exempelvis återföra koldioxidintäkterna till ekonomin genom sänkt skatt på arbete kan välfärdsförlusterna minskas och dessutom påverkas arbetsmarknaden positivt jämfört med ett läge där intäkterna återförs som en klumpsumma. Tidigare analyser (Harrison m.fl., 1999; Hill, 2001; Nilsson, 2004) som baseras på allmän jämviktsmodellering och som avser skatteväxling mellan höjd koldioxidskatt och sänkt arbetsgivaravgift visar att för svensk ekonomi är det välfärdshöjande att återföra koldioxidskatteintäkterna genom sänkt nivå på arbetsgivaravgiften jämfört med att återföra intäkterna via transfereringar direkt till hushållen. Eftersom auktionsintäkter från EU ETS kan jämföras med koldioxidskatteintäkter<sup>70</sup> är det troligt att en återföring av auktionsintäkter via sänkt skatt på arbete minskar de samhällsekonomiska välfärdsförlusterna av handelssystemet.

### **Hur påverkas företagens produktionsbeslut av priset på utsläppsrätter?**

För att analysera företagens agerande inom EU ETS skickade Naturvårdsverket ut en enkät efter första handelsperioden. Studien visar att under första handelsperioden gjorde de svenska företagen planer för att minska sina utsläpp men deras agerande gick inte att koppla till marknadsmekanismen (Naturvårdsverket, 2007). Åtgärder för att minska utsläppen gjordes primärt utifrån tron att priset på utsläppsrätter kommer gå upp i framtiden och inte utifrån de prissignaler som systemet gav. Studien visar även att stor del av utsläppsminskningarna gjordes via investeringar och inte via handel vilket ansågs vara en konsekvens av den stora osäkerheten som präglade den första handelsperioden samt att likviditeten i systemet var relativt låg. Slutsatsen var att åtgärder inom företaget är mer kontrollerbara och innehåller mindre risk än att utsättas för en volatil marknad vilket strider mot intentionerna för handelssystemet.

### **Finns ett behov av att kontrollera prisnivån?**

Fördelen med ett utsläppshandelssystem är att nivån på utsläppen är given av systemets ramar och därmed uppnås alltid det utsatta utsläppsmålet. Eftersom det finns stor osäkerhet kring företagens anpassningskostnader kan vi inte med säkerhet veta att den samhällsekonomiskt effektiva nivån på utsläppen motsvaras av det utsatta utsläppsmålet och därmed kan det finnas anledning att justera ett handelssystem med en säkerhetsventil (safety valve). Att införa en säkerhetsventil innebär att ett pristak och ett prisgolv införs i systemet och därmed förändras handelssystemet så att det blir ett hybridssystem som kombinerar kvantitets- och priskontroll av utsläppen. Ett sådant system anses kunna öka den ekonomiska effektiviteten när det finns osäkerhet om kostnader och nytta med utsläppsminskningar genom att styra utsläppsreduktionen närmare den optimala nivån (Roberts m.fl., 1976; Pizer, 2002).

Den låga prisnivån inom EU ETS (se Figur 27) härrör dock inte från osäkerheten kring företagens anpassningskostnader utan är snarare ett resultat av politiska beslut tagna inom systemet, som exempelvis en generös tilldelning av fria utsläppsrätter i period två, samt andra ekonomiska faktorer av tillfällig karaktär. Europeiska kommissionen (2012b) konstaterar att i stora delar av period två har utbudet av utsläppsrätter

---

<sup>70</sup> 100 procents auktionering är liktydigt med en koldioxidskatt.

inom EU ETS varit större än förväntat på grund av ökad användning av CER (krediter från CDM) samt att den nationella tilldelningen har blivit högre i många länder på grund av att de har använt den reserv av utsläppsrätter till företag som träder in på marknaden. Efterfrågan däremot har varit lägre än förväntad på grund av den ekonomiska krisen som inträffade 2008, och som endast tillfälligt förbättrades under 2010 för att därefter åter påverka de europeiska länderna negativt. Ytterligare en anledning till att efterfrågan på utsläppsrätter varit lägre än förväntat är att åtgärder som genomförts för att uppnå andra europeiska energimål, så som ökat energieffektivisering och ökad användning av förnybara bränslen, minskat efterfrågan på fossila bränslen och därmed efterfrågan på utsläppsrätter. Därmed anser Konjunkturinstitutet att det inte finns något stöd i nationalekonomisk teori för att införa en säkerhetsventil i syfte att höja priset på utsläppsmarkanden i detta skede. Systemet kommer alltid att uppfylla det givna utsläppstaket inom systemets ramar men eftersom ett lågt pris inom EU ETS minskar incitamenten för utvecklingen av mer kolsnål teknik bör detta lösas genom att istället öka satsningarna på forskning och utveckling (se avsnitt 2.3).

Den låga prisnivån inom EU ETS påverkar inte bara innovationsintensiteten och investeringarna utan även förmågan att uppfylla andra relaterade energi- och miljömål. Rogge m.fl. (2011) anser att EU ETS kan vara ett styrmedel för att nå klimatmålet till 2020 men för att nå de mer långsiktiga målen måste det finnas kompletterande instrument för att bland annat stödja införandet av förnybar energi. Detta stöds av Blanco m.fl. (2008) som menar att för att nå förnybarhetsmålet utan exempelvis feed-in tariffer eller gröna certifikat skulle utsläppsrättspriset inom EU ETS behöva vara över 40 euro per ton vilket inte är ett troligt pris fram till 2020 givet den utsläppsrestriktion som har beslutats. För att nå flera mål behövs flera medel och EU ETS bör därför inte användas som styrmedel för att nå andra energipolitiska mål utöver klimatmålet. Om klimatmålet ses som överordnat innebär flera mål inom energi- och miljöpolitiken (där målen omfattar en delmängd av koldioxidreducerande åtgärder) att reduktionen av koldioxid blir mer kostsam än vid endast ett klimatmål (se exempelvis Broberg m.fl. 2010, Böhringer m.fl., 2008 och Palmer m.fl. 2005).

Införandet av de nya syftena, att ge långsiktiga incitament för innovation och investeringar i koldioxidsnål teknik samt att utsläppsminskning ska vara i sådan omfattning att de bidrar till EU:s långsiktiga klimatmål, kan dock bidra till att det finns skäl att intervensera i prisbildningen inom EU ETS. Ett sådant politiskt beslut kan dock inte hämta stöd från teorin om utsläppshandelssystem.

Europeiska kommissionen (2012b) har föreslagit att en viss del av de utsläppsrätter som ska auktioneras ut hålls tillbaka för att höja priset inom EU ETS, så kallad back-loading. Interventionen är inte tänkt att ändra mängden utsläppsrättigheter över tredje perioden utan endast profilen i auktioneringsbanan, det vill säga dra in utsläppsrätter i början av perioden för att sedan öka mängden utsläppsrätter i slutet av perioden. Vi anser dock att en sådan intervention förmodligen inte påverkar priset i någon större omfattning eftersom företag agerar rationellt och framåtblickande när de tar sina beslut. Ytterligare en nackdel med att förändra systemet är att detta inte bidrar till ett transparent och förutsägbart system eftersom effekter av interventionen kommer att påverkas av när och om utsläppsrätterna sätts tillbaka i systemet vilket bör vara klargjort för att inte skapa onödigt osäkerhet på marknaden.

Den låga prisnivån inom EU ETS kan även vara ett tecken på att systemets långsiktiga trovärdighet är låg. Ett sätt att öka denna trovärdighet är att explicit sätta upp ut-



släppsmål för hela perioden fram till 2050 med speciellt fokus perioden fram till 2030. Ett led i detta bör vara att revidera utsläppsbanan för EU ETS så att den är kompatibel med ett framtida utsläppsmål år 2030 som i sin tur leder till utsläppsmålet år 2050. En eventuell åtstramning av utsläppstaket redan efter år 2020 bör påverka prisnivån redan under handelsperiod tre.

### **Kolläckage**

För att kunna utforma ett effektivt utsläppshandelssystem, måste man även beakta att utsläppsminskningarna som åstadkoms genom handelssystemet inte motverkas av utsläppsökningar av företag belägna utanför systemet. En sådan ökning av utsläppen i övriga världen till följd av en åtgärd inom EU kallas kolläckage. Om utsläppen flyttar utomlands så har handelssystemet ingen funktion för den globala minskningen av utsläppen och skulle dessutom fördyra kostnaderna för att minska de globala utsläppen. Hoel (2012) identifierar fyra mekanismer som orsakar kolläckage.

- 1) Läckage via priseffekter på marknaden för fossila bränslen. Detta kan betecknas som en rekyleffekt som uppkommer genom att efterfrågan på fossila bränslen minskar vid införandet av handelssystemet och därmed sjunker priset på fossila bränslen för länder utanför EU ETS med konsekvensen att förbrukning och utsläppen ökar utanför EU ETS.
- 2) Läckage via marknaderna för utsläppsintensiva konkurrensutsatta produkter det vill säga genom industriläckage där produktionen tvingas flytta till länder utanför EU ETS på grund av höga energipriser och tar därmed med sig utsläpp till ett land utanför systemet
- 3) Läckage via interaktion mellan styrmedel som används på olika nivåer. För EU ETS innebär denna mekanism inget läckage utanför systemet utan ger endast läckage inom systemet som uppkommer genom att andra styrmedel påverkar delar av systemet. Ett exempel kan vara gröna certifikat som införs för att minska fossilbränsleanvändningen inom el- och fjärrvärmeproduktionen. Minskningen i el- och fjärrvärmeproduktionen påverkar dock inte utsläppen inom EU ETS eftersom totala utsläppen inom systemet är konstant. Utsläppen flyttar endast till andra delar inom systemet.
- 4) Läckage via värdering av utsläpp. Denna mekanism utgår ifrån att ett land utanför EU ETS påverkas av en reduktion av utsläppen inom EU genom att värderingen av utsläppen förändras. Den optimala utsläppsnivån förändras eftersom världens totala utsläpp minskar och värderingen av utsläppsminskningen beror på världens utsläppsnivå.

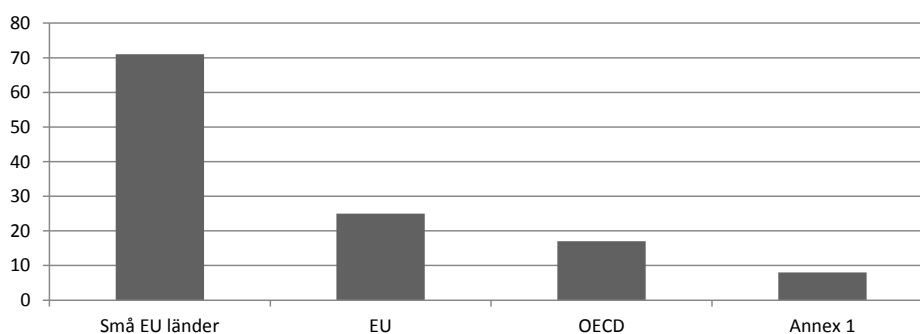
Inom Europeiska kommissionen har främst läckage via marknaderna för utsläppsintensiva konkurrensutsatta produkter diskuterats och kommissionen har identifierat vissa branscher som särskilt utsatta för kolläckage. För dessa branscher finns en risk att EU:s ambitiösa klimatpolitik gör att produktionen flyttar från EU till länder som inte omfattas av några klimatregleringar eller som inte har lika omfattande klimatpolitik. Kommissionen anser att i en situation utan ett internationellt avtal med bindande åtaganden så är gratis tilldelning ett sätt att undvika kolläckage (SEC, 2010). Det kan dock ifrågasättas om gratis tilldelning verkligen ger något skydd mot kolläckage eftersom företagen tar hänsyn till alternativkostnaden associeras med utsläppsrätten (Fisher m.fl., 2012). Om företagen beaktar alternativkostnaden fullt ut kommer detta avspeglas i produktpriserna oavsett om företagen får utsläppsrätterna gratis eller via auktionering.

Det finns olika metoder för att förhindra kolläckage från EU ETS. Justering av priset vid gräns, det vill säga korrigerig av både importpriser och exportpriser med avseende på kostnader för koldioxidutsläpp är den metod som minskar kolläckaget mest effektivt (Böhringer m.fl., 2011; Fisher m.fl., 2012; Monjon m.fl., 2009). Ytterligare metoder för att minska kolläckaget är införandet av importtullar, exportsubventioner samt produktionsrabatter. Alla metoder för att förhindra kolläckage skapar dock ineffektiviteter men trots detta kan införandet motiveras utifrån effektivitetsförbättringar för att komplettera ensidiga åtagande för att minska utsläppen. Böhringer m.fl. (2011) menar att även om gränsjusteringar är mer effektiva kan produktionsrabatter (exempelvis gratis tilldelning av utsläppsrätter) vara mer attraktiva eftersom risken för handelskonflikter minskar.

Hur stor kolläckageeffekten blir beror på storleken på området där klimatpolitiken implementeras, se Figur 28. Eftersom EU ETS inkluderar alla energiintensiva sektorer inom EU kan man anta att läckageproblemen är mindre inom EU ETS än om exempelvis Sverige skulle välja att ensidigt höja koldioxidskatten för motsvarande sektorer. I Figur 28 visas att kolläckageeffekten från en ensidig åtgärd i ett litet EU land förväntas vara mer än dubbelt så stor som effekten av en policyåtgärd som inkluderar hela EU.

**Figur 28 Kolläckage**

Procent



Anm. De har inkluderat modeller som beräknar koldioxidläckage från alla sektorer. Olika modeller använder olika antagande och resultaten ska tolkas med detta i åtanke.

Källor: Copenhagen Economics (2012) baserat på Bollen m.fl. (2011a), Bollen m.fl. (2011b), Antimiani m.fl. (2012), OECD(2009b), Bohlin (2010), Babiker (2005), Martins m.fl. (2000), Böhringer m.fl. (2010), Gerlagh m.fl. (2007), Kuik m.fl. (2003), Burniaux m.fl. (2002) och Copenhagen Economics (2011).

Det som ökar risken för kolläckage anses vara energiintensiteten i produktionen, förmågan att dela upp produktionen och utlokalisera viss verksamhet, samt den relativa energieffektiviteten i produktionen och bränslemixen. Faktorer som begränsar kolläckaget är höga transportkostnader och små transportmöjligheter, hög kapitalintensitet, handelsbarriärer och växelkursrisk samt produktdifferentiering (Copenhagen Economics 2012). Det finns empiriska studier som visar att kostnaderna för att möta miljöregleringar ofta är en relativt liten del av företagens kostnader (Fankhauser m.fl., 2008). Andra ekonomiska och politiska faktorer (som politisk stabilitet) motverkar troligen högre energipriser och ger en orsak till att fortsätta lokalisera i Europa (Fisher m.fl., 2012). Generellt är det vid expansion och reinvesteringar som företagen söker sig till andra länder med lägre miljöambitioner (Wråke, 2009).

### Länkning med andra utsläppshandelssystem

Ett gemensamt pris på koldioxid som inkluderar stora delar av världens utsläpp kan minska kostnaderna för att nå det långsiktiga 2-gradersmålet genom att utsläppen sker där de är som billigast. Därmed kan utsläppsminskningarna ske på ett mer kostnadseffektivt sätt. Europiska kommissionen har tagit ett steg i denna riktning och meddelat att de har för avsikt att länka EU ETS med den australienska koldioxidmarknaden med början redan 2015.<sup>71</sup> Kommissionen måste nu söka mandat av medlemsstaterna för att kunna förhandla om en länkingsöverenskommelse.

## AVSNITTET I KORTHET

- CDM har varit framgångsrikt när det gäller att utveckla en ny marknad för projektbaserade utsläppsreduktioner av växthusgaser: antal projekt har blivit fler än vad som förutspåddes.
- CDM har lyckats generera kostnadseffektiva utsläppsreduktioner.
- CDM-projektens har kritiserats för låg additionalitet. Additionaliteten har dock ökat över tiden genom mer rigorös additionalitetsbedömning. Bedömningen har dock lett till ökade administrativa kostnaderna som förlänger tiden för registreringsprocessen och bör därför förbättras.
- CDM:s effekter på hållbar utveckling i världsländet kan ifrågasättas. Detta kan förbättras med större geografisk spridning av projektet. I och med EU:s beslut att endast tillåta CDM från de minst utvecklade länderna kommer den geografiska spridningen öka och därmed förhoppningsvis även effekten på hållbar utveckling.
- Ökad auktionering inom EU ETS i den tredje handelsperioden är positivt inte bara ur fördelningssynpunkt utan förmodligen även ur effektivitetssynpunkt.
- Fri tilldelning av utsläppsrätter till de branscher som omfattas av kolläckage är ett relativt effektivt sätt att minska läckageeffekterna men ytterligare analyser bör göras eftersom det råder delade meningar om de långsiktiga effekterna av kolläckageåtgärder.
- De auktionsintäkter som kan genereras från EU ETS bör återföras till ekonomin så att de minskar de samhällsekonomiska kostnaderna. Intäkterna kan exempelvis användas för att minska skatt på arbete då detta i ett flertal analyser visat sig minska de samhällsekonomiska kostnaderna.
- Handelssystemet bör inte användas som styrmedel för att uppnå andra mål inom unionen till exempel förnybarhetsmålet.
- Den låga prisen inom EU ETS är delvis en konsekvens av ett överutbud av utsläppsrätter som genererats under period två men systemet har troligtvis även långsiktiga trovärdighetsproblem. Ett sätt att öka trovärdigheten är att sätta upp explicita utsläppsmål för perioden fram till 2030 genom att justera taksänkingsbanan.
- Att länka EU ETS med andra handelssystem som etableras i världen är ett steg mot ett pris på koldioxid och sänker därmed de samhällsekonomiska kostnaderna för att nå 2-gradersmålet.

<sup>71</sup> [http://europa.eu/rapid/press-release\\_IP-12-916\\_en.htm](http://europa.eu/rapid/press-release_IP-12-916_en.htm)

## 2.5 Klimatanpassning

**Två strategier för att möta klimatförändringarna är att minska utsläppen av växthusgaser och att anpassa samhället till de klimatförändringar som inte går att undvika. Medan åtgärder för att minska utsläppen av växthusgaser riktar sig mot orsaken till klimatförändringarna, riktar sig åtgärder för klimatanpassning mot effekterna av klimatförändringarna. I tidigare avsnitt har vi beskrivit ekonomiska styrmedel för att minska utsläppen av växthusgaser. I detta avsnitt fokuserar vi på klimatanpassning, främst ur ett svenskt perspektiv. Vi beskriver kortfattat vilka påfrestningar klimatförändringarna kan innebära för samhället, varför klimatanpassning är viktigt och vem som har ansvar för klimatanpassning i Sverige.**

### KLIMATANPASSNING – VAD OCH VARFÖR?

Medan åtgärder för att minska utsläppen av växthusgaser riktar sig mot orsaken till klimatförändringarna, riktar sig klimatanpassning mot effekterna av klimatförändringarna. Även om beslutsfattarna från och med idag skulle totalförbjuda alla utsläpp av växthusgaser är en del klimatförändringar oundvikliga på grund av den mängd växthusgaser som redan släppts ut i atmosfären (IPCC, 2007a; Klimatanpassningsportalen, 2012). Därför behövs åtgärder för klimatanpassning.

Klimatanpassning definieras som åtgärder som syftar till ”att anpassa samhället till de klimatförändringar vi redan märker av idag och de som vi inte kan förhindra i framtiden” (Klimatanpassningsportalen, 2012). Klimatanpassning kan bestå av en mängd olika åtgärder som kan variera i omfattning och kostnad. Enkla och billiga åtgärder kan till exempel vara övergång till andra grödor och växter i jord- och skogsbruk. Mer komplicerade och dyrare åtgärder kan bestå av förflyttning av bebyggelse och byggande av skyddsvallar. Klimatanpassning kan också bestå av ny eller förändrad lagstiftning, till exempel förändringar i byggnormer och kommunala detaljplaner.

De flesta samhällen och kulturer har historiskt sett varit tvungna att anpassa sig till förändringar i både klimat och väder. Många gånger har anpassningen skett helt utan planering som ett direkt svar på ett visst problem. Planerad klimatanpassning baserar sig däremot på förutspådda klimatförändringar och en uppfattning om människans möjlighet att ingripa för att göra det bästa möjliga av en oundviklig situation.

För varje förväntad negativ effekt av klimatförändringarna finns ett antal sociala, institutionella, teknologiska, marknadsmässiga och/eller beteendemässiga anpassningsåtgärder som kan minska och lindra effekten i fråga. I vissa fall kan exempelvis en försäkringslösning vara ett bra alternativ.<sup>72</sup> Möjligheterna till anpassning varierar naturligtvis mellan geografiska områden, socioekonomiska grupper och över tiden (IPCC, 2007a). En fördel med klimatanpassning framför utsläppsminskningar är att kopplingen mellan kostnaden och nyttan av en åtgärd är tydligare för den som bekostar åtgärden. Motsvarande koppling för en utsläppsminskande åtgärd är både mindre direkt (nyttan uppstår över tid) och mindre tydlig (nyttan är global). Anpassningsåtgärder ger dessutom nytta oavsett vad som orsakar klimatförändringarna.

---

<sup>72</sup> Kostnaderna för klimatrelaterade skador, till exempel översvämningar, förväntas öka i framtiden. Försäkringsbolagen förväntas därför behöva höja och differentiera sina premier. Till exempel diskuteras differentierade premier beroende på villans eller fritidshusets läge (Miljöaktuellt, 2011).

Anpassningsåtgärder kan klassificeras i åtta olika typer av åtgärder med skilda utfall, kostnader och fördelningseffekter, se Tabell 6.

**Tabell 6 Klassificering av anpassningsåtgärder**

Anpassningsåtgärd	Förklaring
Bära förlusten	Ingen anpassning sker. Förlusten får bäras då den uppstår. Lämplig strategi i fall där konsekvenserna är små och sannolikheten för händelsen är låg.
Dela förlusten	Ingen anpassning sker. Förlusten får bäras då den uppstår. Emellertid genomförs insatser för att enskilda inte ska drabbas oproportionerligt. Exempel: Försäkringssystem och katastrofbistånd.
Förändra händelser	Effekterna av klimatförändringarna mildras. Exempel: Hus byggs för att tåla extrema vind- och vattenhändelser.
Förhindra händelser	Händelser till följd av klimatförändringar förhindras. Exempel: Konstbevattningssystem införs i områden med torka. Vallar byggs för att skydda bebyggelse mot översvämning. Dammygge för att reglera en flod.
Ändra lokalisering	Anpassning genom omlokalisering av människor. Exempel: Flyttning från översvämningsområden och områden utsatta för torka.
Förändra användning	Anpassning sker, men inte genom att människor omlokaliseras utan genom att markanvändningen förändras. Exempel: Jordbrukare odlar grödor som är mindre känsliga för torka. Icke odlad mark används för ändamål med mindre känslig markanvändning jämfört med bostäder, till exempel parkeringsplatser.
Forskning	Forskning om klimatförändringarnas effekter i syfte att generera så bra underlag som möjligt för autonom klimatanpassning.
Utbildning, beteenden	Förändra beteenden genom information och utbildning. Exempel: Informationskampanjer om nyttan av att dricka mycket vatten och att hålla sig sval under värmeböljor.

Källor: Burton (1996); Smit m.fl. (2001).

## KLIMATFÖRÄNDRINGAR I SVERIGE

SMHI:s klimatscenarier pekar på att Sveriges årsmedeltemperatur kommer att vara 2,5–4,5 grader högre under perioden 2071–2100 jämfört med perioden 1961–1990 (SMHI, 2012). Temperaturökningen blir antagligen större på vintern än på sommaren till följd av att snötäcket förväntas minska och förändra strålningsbalansen. Klimatförändringarna innebär därmed att vintrarna kan bli kortare, att perioder av värmeböljor kan bli vanligare och att nederbörd eller skyfall kan förekomma oftare (SOU 2007:60). Ökade medeltemperaturer kan leda till direkta hälsoeffekter hos sårbara grupper, exempelvis sjuka. Vägar och byggnader kan översvämmas av skyfall. Ökad nederbörd kan påverka dricksvattenförsörjningen genom att markföroreningar frigörs och sprids på grund av urlakning, ras och skred, eller att vatten- och födoämnesburen smitta blir vanligare till följd av översvämningar. Effekterna på infrastruktur som vägar, järnvägar, VA-system och bebyggelse, kan bli stora eftersom de sällan har planerats och byggts med hänsyn till ett förändrat klimat. Klimatförändringarna kan emellertid även ha positiva effekter i Sverige, till exempel längre odlings- och tillväxtsåonger i jord- och skogsbruk, ökad turism och färre köldrelaterade dödsfall (IPCC, 2001; 2007a).

På grund av politisk stabilitet, en fungerande ekonomi och större tillgångar har utvecklade länder en högre anpassningsförmåga än utvecklingsländer (IPCC, 2001; 2007a). Sårbarheten för klimatförändringar är därför mindre i Sverige än på många andra håll i världen. Trots detta påpekar Klimat- och sårbarhetsutredningen (SOU 2007:60) vikten av att börja förbereda och anpassa Sverige till ett förändrat klimat. Bland annat behövs förebyggande åtgärder för att minska risken för skador på infrastruktur, för att upprätthålla god dricksvattenkvalitet och för att minska risken för smittspridning. Sverige

kan även, till exempel som en del i biståndsarbetet, finansiera klimatanpassning utomlands.

### **KLIMATANPASSNING I RELATION TILL UTSLÄPPSMINSKNINGAR**

Vid en första anblick kan åtgärder för klimatanpassning respektive utsläppsminskningar framstå som substitut till varandra. För det första innebär två olika åtgärdsstrategier i kombination med begränsade resurser alltid en risk för undanträngning av den ena eller andra. Om resurser satsas på utsläppsminskningar finns mindre resurser till anpassning och vice versa. För det andra innebär framgångsrika anpassningsåtgärder att marginalnyttan av utsläppsminskningar minskar och tvärtom. Eftersom det tar lång tid för utsläppsminskande åtgärder att ha effekt är troligtvis utsläppsminskningars effekt på marginalnyttan av anpassningsåtgärder mindre än anpassningsåtgärders effekt på marginalnyttan av utsläppsminskningar. Klein m.fl. (2007) granskar sambandet mellan klimatanpassning och utsläppsminskningar och drar slutsatsen att förhållandet är komplext. En allmän slutsats är att klimatanpassning och utsläppsminskningar interagerar över tid och rum och att båda bör vara del av en övergripande strategi för att möta klimatförändringarna (Ingham m.fl., 2005; Klein m.fl., 2007; Lecocq och Shalizi, 2007).

De senaste årens svårighet att nå enighet i klimatförhandlingarna har också inneburit att en större vikt nu läggs vid klimatanpassning (Agrawala m.fl., 2011). Beslutsfattare efterfrågar därför alltmer analyser av hur mixen av utsläppsminskande åtgärder och anpassningsåtgärder ska se ut, när den ska implementeras, vad den kostar och vilka fördelningsmässiga effekter den innebär.

Givet att beslutsfattare har en låg diskonteringsränta (det vill säga värderar framtida kostnader och nyttor högt) och att det finns en risk för katastrofala klimatförändringar visar optimeringsmodeller<sup>73</sup> att en mix av strategier är välfärdshöjande jämfört med att enbart tillämpa den ena eller andra strategin (Bosello, 2010; Bosello m.fl., 2010; de Bruin m.fl., 2007; 2009). Hur mycket anpassning respektive utsläppsminskningar mixen ska innehålla är emellertid fortfarande en öppen fråga.

Närvaro eller frånvaro av internationella samarbeten för att minska utsläppen av växthusgaser påverkar också resultaten i optimeringsmodellerna. I en analys utan samarbete mellan länder uppstår starka incitament till anpassning och små incitament till utsläppsminskningar, givet en liten risk för katastrofala klimatförändringar. Om internationellt samarbete däremot förekommer är det optimalt med både utsläppsminskning- och anpassningsåtgärder i modellerna (Bosello m.fl., 2011).

De olika effekter utsläppsminskningar respektive klimatanpassning har på kort och lång sikt talar också för att båda strategierna behövs.

---

<sup>73</sup> Så kallade integrated assessment modeller som kombinerar naturvetenskapliga och socio-ekonomiska aspekter på klimatförändringarna i syfte att utvärdera olika styrmedelsalternativ (Kelly och Kolstad, 1998).

## **INTERNATIONELL KLIMATANPASSNING**

Under Klimatkonventionens inledande år fokuserade de internationella förhandlingarna främst på att åstadkomma avtal om bindande utsläppsminskningar. Först i slutet av 2000-talet fick klimatanpassning en större betydelse i förhandlingarna. I Bali Action Plan, som antogs under COP13 2007, identifierades anpassning som en nyckelfaktor för att möta klimatförändringarna. Några år senare, i Cancún 2010, enades länderna om att anpassning ska vara lika högt prioriterat som utsläppsminskningar (FCCC/CP/2010/7/Add.1). Resultatet, det så kallade Cancún Adaptation Framework (CAF), syftar till att stärka arbetet med klimatanpassning genom internationella samarbeten och större gemensamt fokus på anpassningsfrågor. Det övergripande syftet är att minska sårbarheten och att bygga upp en långsiktig förmåga att klara av förändringar (resiliens) framför allt i utvecklingsländer. På COP17 konferensen i Durban 2011 togs ytterligare steg i genomförandet av CAF, då riktlinjer för utformningen av nationella anpassningsplaner bestämdes.

### **Finansiering av internationell klimatanpassning**

Precis som utsläppsbegränsningar innebär anpassning stora kostnader. Världsbanken uppskattar att kostnaderna för klimatanpassning till +2 grader år 2050 ligger mellan 75–100 miljarder dollar per år (Världsbanken, 2010). För att finansiera delar av den nödvändiga anpassningen har två internationella fonder inrättats, Anpassningsfonden (Adaptation Fund) och Den gröna klimatfonden (Green Climate Fund).

Anpassningsfonden inrättades redan vid COP7 i Marrakech 2001. Fondens syfte är att stödja anpassning i utvecklingsländer genom ekonomiska bidrag. Finansieringen utgörs huvudsakligen av intäkter från handeln av CER krediter under CDM (se avsnitt 2.4) och av frivilliga bidrag. Fondens verksamhet är kopplad till Kyotoprotokollets flexibla mekanismer och kunde därför inte komma igång förrän Kyotoprotokollet trädde i kraft 2005. Anpassningsfonden beräknas kunna generera omkring 2 miljarder dollar per år runt 2020 (Fankhauser och Martin, 2010).

Det finns en uppenbar spänning mellan utvecklade länder, som till största delen är ansvariga för klimatförändringarna, och utvecklingsländer, som kommer att drabbas hårdast av klimatförändringarna. I Kyotoprotokollet formuleras spänningen som ”lika men differentierat ansvar”. Många av COP förhandlingarna handlar därför om hur finansiella överföringar från rika till fattiga länder ska gå till. Vid COP16 i Cancún inrättades den gröna klimatfonden i syfte att långsiktigt stödja utvecklingsländers arbete med att minska utsläppen och att anpassa sig till effekterna av klimatförändringarna. Utfästelsen i den gröna klimatfonden innebär att på sikt (från 2020) fördela 100 miljarder dollar per år (FCCC/CP/2010/7/Add.1), men det råder fortfarande osäkerhet om hur fonden ska finansieras.

## **KLIMATANPASSNING I SVERIGE**

Samhällets sårbarhet för klimatförändringar beror dels på hur mycket och hur fort klimatet förändras, dels på hur väl anpassat samhället är för att möta klimatförändringarna. Medan de flesta av samhällets sektorer på ett eller annat sätt berörs av klimatförändringarna, är risken för påverkan särskilt stor i sektorer som har planeringsprocesser med långa tidsperspektiv. Klimatanpassning handlar därför mycket om att fatta långsiktiga beslut under osäkra förutsättningar.

Ansvar för att klimatanpassa samhället är i Sverige fördelat mellan individ, kommun och stat (SOU 2007:60). Därför behövs samverkan mellan myndigheter, länsstyrelser och kommuner. Exempelvis kan nya styrmedel, förändrad lagstiftning eller ny information om klimatförändringarnas effekter leda till beslut om nya eller förändrade investeringar. Klimatförändringar kan även behöva uppmärksammas som en riskfaktor i löpande, till exempel kommunala, verksamhetsbeslut. En tumregel är att om ett beslut är känsligt för förändringar i vädret bör information om förväntade klimatförändringar ingå i beslutsunderlaget. På längre sikt (> 25 år) kan det också vara nödvändigt att beakta flera olika klimatscenarier och socioekonomiska scenarier, eftersom osäkerheten ökar med tidshorizonten. Det är främst relevant för beslut som leder till långa bindningar av kapital och andra resurser, till exempel byggandet av nya bostadsområden eller ny infrastruktur.

Även forskarsamhället behöver delta i klimatanpassningsarbetet. Mellan 2008 och 2011 deltog Konjunkturinstitutet (KI) i forskningsprogrammet Climatools som syftade till att ta fram verktyg för att underlätta klimatanpassning på kommunal nivå ([www.climatools.se](http://www.climatools.se)). KI:s arbete i Climatools resulterade i ett verktyg, Hållbarhetsanalys. Hållbarhetsanalys är en tillämpningsmall för kostnads-nyttoanalys som syftar till att stödja kommunala beslutsfattare och tjänstemän i planering och val av klimatanpassningsåtgärder.<sup>74</sup> Enligt en undersökning (SKL, 2009) upplever kommunerna att det är speciellt svårt att synliggöra nyttorna från klimatanpassningsåtgärder. Hållbarhetsverktyget har testats bland annat i Botkyrka kommun där det visade sig att det ekonomiska värdet (nyttan) av att skydda Tullinge vattentäkt vida översteg kostnaderna för detsamma (Baard m.fl., 2012).

För i princip samtliga typer av anpassningsåtgärder i Tabell 6 behövs information om åtgärdernas förväntade kostnader och nyttor för att kunna fatta väl underbyggda beslut. Verktyg för att identifiera, kvantifiera och ekonomiskt värdera nyttor och kostnader från anpassningsåtgärder är därför en nödvändig förutsättning för ett effektivt klimatanpassningsarbete.

### **Ansvarsfördelning**

Kommunerna ansvarar för en mängd verksamhetsområden som påverkas av klimatförändringarna, till exempel fysisk planering, vatten- och avloppsanläggningar, gator, energi- och avfallsanläggningar, vårdinrättningar och skolor. Givet dessa ansvarsområden är kommunerna skyldiga att ta hänsyn till risker från klimatförändringar i sin planering (SKL, 2012). Kommunernas klimatanpassningsansvar regleras av flera lagar, bland annat plan- och bygglagen (SFS 2010:900), miljöbalken (SFS 1998:808), lagen om skydd mot olyckor (SFS 2003:778), förordningen om kommuners och landstings åtgärder inför och vid extraordinära händelser i fredstid och höjd beredskap (SFS 2006:637) och förordningen om översvänningsrisker (SFS 2009:956).

Länsstyrelserna fick i regeringens proposition En sammanhållen klimat- och energipolitik (Prop. 2008/09:162) ansvaret för att samordna det regionala klimatanpassningsarbetet. För den uppgiften har länsstyrelserna fått sammanlagt 25 miljoner kro-

---

<sup>74</sup> Hållbarhetsanalysen består av tre moduler: *i*) checklista för identifikation, kvantifiering och om möjligt monetarisering av åtgärdernas konsekvenser, *ii*) kostnads-nytto analys eller kostnads-effekt analys (beroende på om nyttorna går att monetarisera), samt *iii*) målkonfliktsanalys. Checklistan är en förutsättning för de två andra modulerna, som kan användas tillsammans eller separat. Kostnads-nytto analysmodulen är kvantitativ medan målkonfliktsanalysen är kvalitativ.



nor per år under perioden 2009–2011. I regeringens budgetproposition för 2012 föreslogs satsningen på länsstyrelsernas arbete med klimatanpassning på lokal och regional nivå att fortsätta till 2015 (Prop. 2011/12:1). I länsstyrelsernas uppgifter ingår att tillhandahålla planeringsunderlag till den kommunala fysiska planeringen och att övervaka om klimatanpassningsåtgärder i en kommun, till exempel för att minska översvämningsrisker, får negativa konsekvenser för andra kommuner.

Ett flertal myndigheter har ansvar för att initiera, stödja och följa upp klimatanpassningsarbetet inom sina ansvarsområden men ingen myndighet har ett övergripande ansvar för klimatanpassningsfrågan. I regeringens budgetproposition för 2012 (Prop. 2011/12:1) föreslogs ett nationellt kunskapscentrum för klimatanpassning vid SMHI. Kunskapscentrat ska, med start 2012, framför allt samla in, sammanställa och tillgängliggöra kunskap som tas fram regionalt, nationellt och internationellt om klimatanpassning.<sup>75</sup> På en myndighetsgemensam portal, Klimatanpassningsportalen, finns information om klimatförändringarna, råd om hur anpassningsplaner kan tas fram och länkar till relevanta rapporter. I budgetpropositionen för 2013 (Prop. 2012/13:1) föreslår regeringen att tre myndigheter<sup>76</sup> tillförs 12 miljoner kronor per år 2013–2016 för att tillgodose de ökande kraven på underlag för klimatanpassningsåtgärder.

## SVENSKA EXEMPEL PÅ SÅRBARA OMRÅDEN

Det är svårt att med säkerhet förutsäga hur Sverige kommer att påverkas av klimatförändringarna. Det finns emellertid ett par händelser i närtid som för tankarna till de risker som kan finnas med ett förändrat klimat – utbrotten av vattenburen smitta i Östersund och Skellefteå. Även om dessa händelser inte går att koppla till klimatförändringarna illustrerar de vilka konsekvenser vattenburen smitta kan få. En annan sårbarhet det svenska samhället kan behöva bemöta är ökad påfrestning på de svenska vattenkraftsdammarna.

### **Cryptosporidium i dricksvattnet i Östersund och Skellefteå**

I november 2010 förorenades råvattnet<sup>77</sup> i Storsjön i Östersund med *Cryptosporidium hominis* (en parasit som nästan bara förekommer i mänsklig avföring), vilket ledde till att mellan 12 000 och 27 000 personer blev sjuka (Östersunds kommun, 2012; Lindberg m.fl., 2011). Smittspårningen pekade ut några tänkbara föroreningskällor men ingen enskild har kunnat fastslås som huvudkälla. En orsak som diskuteras är bräddning (utsläpp av orenat avloppsvatten) till Storsjön till följd av kraftiga skyfall i augusti 2010. Om cryptosporidium fanns i vattnet i augusti och överlevde till höstomblandningen av vattnet (ytvattnet kyls av och sjunker under hösten vilket leder till en omblandning av vattenmassor) kan skyfallen, i kombination med underdimensionerat VA-system vara förklaringen. Även om det inte går att utesluta andra förklaringar är det oroväckande med tanke på att klimatförändringarna förväntas leda till fler och kraftigare skyfall. I februari 2011 förklarades dricksvattnet i Östersund säkert. Kommunen hade då installerat två UV-enheter i vattenverket och spolat distributions-

---

<sup>75</sup> Naturvårdsverket, Boverket, Myndigheten för samhällsskydd och beredskap (MSB), Lantmäteriet, Energimyndigheten och Statens geotekniska institut (SGI) ska enligt propositionen stödja kunskapscentrat.

<sup>76</sup> MSB, SMHI och SGI.

<sup>77</sup> Råvatten är yt- eller grundvatten som efter beredning kan användas som dricksvatten.

systemet för dricksvatten noggrant (SMI, 2011). Samhällskostnaderna för utbrottet har beräknats till 220 miljoner kronor (Lindberg m.fl., 2011).

I april 2011 drabbades omkring 20 000 invånare i Skellefteå av magsmärtor, huvudvärk, diarré, illamående och feber (SMI, 2011). De prover som togs i råvatten och dricksvatten kunde inte påvisa förekomst av cryptosporidium, men kokningsrekommendationer utfärdades ändå eftersom cryptosporidium av samma typ som i Östersund hittats i avföringsprover och avloppsvatten. Precis som i Östersund installerade vattenverket i Skellefteå UV-desinfektion för att döda parasiterna.

Om UV-rening funnits på plats i både Östersund och Skellefteå hade konsekvenserna blivit betydligt mindre, om ens några. I Sverige har ingen översyn av vattenverk och reningsprocesser genomförts sedan i början på 1990-talet (Svenskt vatten, 2012). Det är därför oklart vilken sårbarhet dricksvattenförsörjningen i Sverige har för parasiter, annan vattenburen smitta och övriga risker. I en granskning av regeringens och myndigheternas beredskap för att hantera allvarliga kriser i dricksvattenförsörjningen konstaterar Riksrevisionen (2008) att det finns behov av bättre samordning och planering av beredskapsarbetet. Riksrevisionen rekommenderar därför regeringen att förtydliga uppdragen till vissa myndigheter och att utreda ansvarsfrågor. I en debattartikel i Dagens Samhälle (2012–08–23) meddelade Miljöminister Lena Ek att skyddet av dricksvattentäkter och regler för vattenverksamhet ska ses över i separata utredningar.

#### **Dammsäkerhet i kraftindustrins dammar**

I Sverige finns ungefär 10 000 dammar av olika storlek och ålder (SOU 2012:46). De allra flesta är små och ett dammbrott skulle inte ge upphov till några större konsekvenser. Drygt 200 av dammarna betecknas däremot som ”stora dammar” med en höjd från grund till dammkrön på minst 15 meter (Kommittén, 2011).<sup>78</sup> Omkring 190 av de stora dammarna är vattenkraftdammar, övriga är gruvdammar. Om gruvdammar används för vattentäckning av gruvavfall i efterbehandlingssyfte måste dammarna redan nu vara tillräckligt stabila för att kunna stå emot yttre påverkan under mycket lång tid. De klimatförändringar som diskuteras i ett hundraårsperspektiv är därför bara av marginell betydelse när det gäller gruvdammar (Kommittén, 2011).

Höga vattenflöden i ett hundraårsperspektiv kan däremot leda till stora påfrestningar på den svenska vattenkraftsindustrins dammar. De flesta av de drygt 500 dammar som beräknas medföra de största konsekvenserna vid dammbrott ligger i de reglerade älvarna i Norrland, men även i Svealand och Götaland finns ett antal dammar där dammbrott skulle kunna leda till allvarliga konsekvenser. Med allvarliga konsekvenser avses till exempel förlust av människoliv och utslagning av viktiga samhällsfunktioner (SOU 2012:46). En vanlig orsak till dammbrott är att vatten flödar över dammkrönet. Läckage och instabiliteter i dammen kan också orsaka dammbrott.

Förändringar i höga flöden är den största klimatrelaterade risken när det gäller dammsäkerhet. Enligt Kommittén (2011) förväntas höga flöden att minska i norr och öka i söder. Det innebär att dammarna i södra Sverige generellt sett behöver klimatanpassas mer än de längre norrut. Genom en kartläggning av sårbarheten för höga flöden för drygt 350 av kraftindustrins dammanläggningar har Kommittén visat att endast en

---

<sup>78</sup> ”Kommittén för dimensionerande flöden för dammanläggningar i ett klimatförändringsperspektiv” (i korthet ”Kommittén”) är en samverkansgrupp mellan Svenska Kraftnät, Svensk Energi, SveMin och SMHI.

tredjedel av anläggningarna har goda marginaler för ökade extremflöden. Det innebär att en ansenlig mängd av dammarna måste klimatanpassas på ett eller annat sätt.

I en granskning av säkerheten vid vattenkraftdammar konstaterar Riksrevisionen (2007) att det finns problem och brister. Bland annat bedöms dammägarnas egenkontroll vara för svag och länsstyrelsernas tillsyn av dammarna för begränsad. Riksrevisionen påpekar att det är viktigt att länsstyrelser, som bedriver tillsyn enligt miljöbalken, och kommuner, som bedriver tillsyn enligt lagen om skydd mot olyckor, utvecklar en samsyn av hur tillsynen ska bedrivas. Eftersom frågan om dammsäkerhet styrs av två lagar och involverar ett flertal aktörer, är det extra viktigt att ansvarsförhållanden är tydliga (Svenska kraftnät, 2007).

Utredningen om översyn av de statliga insatserna för dammsäkerhet menar också i sitt betänkande (SOU 2012:46) att länsstyrelsernas tillsyn av dammsäkerheten hittills varit otillräcklig. Utredningen föreslår därför ett antal åtgärder för att förbättra tillsynen och egenkontrollen av dammarna, till exempel en klassificering av dammarnas säkerhet och krav på säkerhetsledningssystem med rapporteringsskyldighet för dammägarna. Givet att åtminstone en del av de förslagna åtgärderna genomförs bör dammsäkerheten i Sverige förbättras avsevärt i framtiden.

De sårbarhetskartläggningar av vattenkraftdammar som genomförts är viktiga ingredienser i svensk klimatanpassning. Om olika sektorerers sårbarheter kartläggs på liknande sätt skapas en möjlighet för beslutsfattarna att prioritera bland olika insatser.

## AVSNITTET I KORTHET

- Klimatanpassning behövs för att de utsläpp av växthusgaser som redan är gjorda medför att en del klimatförändringar är oundvikliga.
- Klimatanpassning och utsläppsminskningar interagerar och båda bör vara del av politiken för att möta klimatförändringarna.
- Klimatanpassning innebär lokala nyttor och kostnader medan utsläppsminskningar innebär globala nyttor och lokala kostnader.
- Områden där det kan bli aktuellt för Sverige med klimatanpassning är till exempel vatten och avlopp, vägar och järnvägar, vård och omsorg och livsmedelshantering.
- Kommunerna är skyldiga att ta hänsyn till risker från klimatförändringar i sin planering eftersom de ansvarar för flera verksamhetsområden som kommer att påverkas av klimatförändringarna.
- För att stödja kommunerna ska länsstyrelserna samordna det regionala klimatanpassningsarbetet. I samverkan med andra myndigheter samlar SMHI in och sprider information om klimatförändringar och klimatanpassning.
- Klimatanpassning i Sverige bör fokusera på att identifiera och reducera samhällets sårbarheter. Investeringar med lång livslängd bör ta hänsyn till att klimatet kommer förändras.
- En förutsättning för kostnadseffektiva anpassningsåtgärder är planeringsunderlag som tar hänsyn till osäkerheter i klimatförändringarna.

## 2.6 Skogsbruk och annan markanvändning

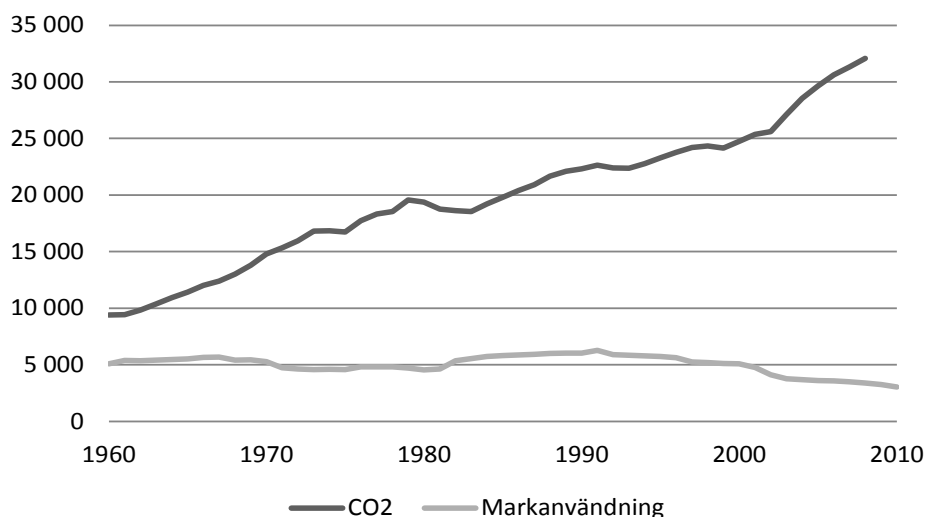
I detta avsnitt beskrivs den sektor som under Klimatkonventionen kallas LULUCF (Land Use, Land Use Change and Forestry), på svenska: markanvändning, förändrad markanvändning och skogsbruk. I ett globalt perspektiv anses förändrad markanvändning på sikt kunna begränsa ökningen av de atmosfäriska halterna av koldioxid. Stora problem, såsom mätning och läckage, återstår dock att lösa för att realisera denna potential. För svenskt vidkommande utgör skogsbruk och annan markanvändning ett förhållandevis stort årligt nettoupptag av växthusgaser, primärt genom våra skogsarealer. Upptag och utsläpp till och från skogsbruk och annan markanvändning inkluderas inte i det svenska utsläppsmålet till 2020. Sverige bör arbeta för ett utökad utrymme för tillgodoräknande av framtida nettoupptag av växthusgaser, givet att problemen kan lösas och effektiva styrmedel kan införas.

### GLOBALT PERSPEKTIV

I Klimatkonventionen delas utsläpp och upptag av växthusgaser upp i olika sektorer beroende på utsläppens och upptagens ursprung. I detta avsnitt beskrivs den sektor som under Klimatkonventionen kallas LULUCF (Land Use, Land Use Change and Forestry). Enligt FN:s klimatpanel definieras denna sektor som en inventering av utsläpp och upptag av växthusgaser som kan hänföras till markanvändning, förändrad markanvändning och skogsbruk direkt orsakade av människor. I den följande texten kommer begreppet skogsbruk och annan markanvändning användas för denna sektor.

**Figur 29 Utsläpp av växthusgaser i världen orsakade av människan**

Miljoner ton koldioxid



Anm. 1: I serien benämnd CO2 ingår endast utsläpp av koldioxid för åren mellan 1960 och 2008. Data kommer från Världsbanken (World development indicators).

Anm. 2: Serien benämnd Markanvändning är resultatet av en modellberäkning, Houghton (2008), av utsläpp som härrör från förändrad markanvändning mellan åren 1960 och 1996 samt komplettering av åren 1997–2009 från Friedlingstein m.fl. (2010).

En stor del av, de av människan orsakade, utsläppen av växthusgaser härstammar från olika former av förändrad markanvändning. Detta framfört allt genom avskogning, till exempel omvandling av skogsmark till jordbruksmark. Som framgår av Figur 29 har

nettobidraget i form av förändrad markanvändning på global nivå varit relativt konstant, eller omkring 5 000 Mton koldioxid per år fram till början av 2000-talet och därefter sjunkande till nuvarande cirka 3 000 Mton koldioxid per år. Osäkerheten i dessa värden är emellertid mycket stor och ligger på plus/minus 50 procent. Utvecklingen av utsläppen av koldioxid från fossila bränslen har däremot stigit kraftigt. Av figuren framgår att utsläpp av koldioxid har ökat från runt 9 000 Mton 1960 till 32 000 Mton 2008, vilket motsvarar en ökning på i genomsnitt 2,6 procent per år.

### **Potential att minska de globala utsläppen**

Förutom att förhindra utsläpp av koldioxid till atmosfären genom minskad avskogning anses skogsbruk och annan markanvändning vara intressant tack vare dess förmåga till nettoppdrag<sup>79</sup> av koldioxid. Den vetenskapliga litteraturen lyfter fram specifikt tre aspekter för att främja ett ökat upptag av koldioxid.

För det första existerar redan i dag kunskap kring hur tillväxthöjande åtgärder<sup>80</sup> och nyplantering av skog vilket kan öka nettoppdraget av koldioxid i skogarna samt öka uttaget av biomassa vilket kan användas för substitution av fossila bränslen och koldioxidintensiva material.

För det andra indikerar studier att ökat upptag av koldioxid i skog och mark kan vara en kostnadseffektiv åtgärd för att reducera halten av koldioxid i atmosfären. Richards och Stokes (2004) estimerar, att det på global nivå, för en kostnad mellan 20 och 280 kronor per ton koldioxid, är möjligt att binda 7 400 Mton atmosfärisk koldioxid per år under ett antal decennier framöver. Detta kan jämföras med kostnader för så kallad CCS-teknologi (Carbon Capture and Storage), när koldioxid avskiljs och lagras direkt vid utsläppskällan, som IEA (2008) estimerar till mellan 210 och 630 kronor per ton koldioxid. I denna jämförelse bör dock tilläggas att beständigheten<sup>81</sup> för CCS är högre än den är vid lagring i skog.

För det tredje finns en relativt stor kapacitet att lagra ytterligare kol i skog och mark. Enligt Cannell (2003) ligger den realistiska potentialen för nettoppdrag av koldioxid i dagsläget mellan 3 700 och 7 400 Mton per år. Lenton (2010) redovisar liknande siffror för dagens potential, men menar att potentialen, med en del åtgärder<sup>82</sup>, till 2050 kan uppgå till mellan 14 000 och 22 000 Mton koldioxid per år och att det till 2100 finns en potential på mellan 22 000 och 51 800 Mton koldioxid per år. Inga kostnader anges dock för hur dessa potentialer kan uppnås.

### **Mätosäkerheter**

Ett praktiskt problem med att inkludera skogsbruk och annan markanvändning i internationella överenskommelser är svårigheter att med hög noggrannhet mäta upptag och utsläpp av växthusgaser i världens skogar. Det existerar system för att bestämma

---

<sup>79</sup> Tillväxten är större än avgången (avverkning och naturlig avgång).

<sup>80</sup> Förädling av plantor, kvävegödsling och användande av snabbväxande arter. Kvävegödsling kan dock orsaka ökad försurning, om inte kvävet fullt ut tas upp av markens organiska material och av träden, samt övergöda sjöar, vattendrag och hav. Försurning och övergödning kan även ge effekter på biologisk mångfald.

<sup>81</sup> Se beständighet under rubriken Mätosäkerheter.

<sup>82</sup> Såsom lagring av träkol eller avskiljning av koldioxid från förbränning av biomassa för att lagra denna i till exempel berggrunden, så kallad BECCS.

arealer av skog med fjärranalys, men konvertering av arealer till volym biomassa och beräkning av mängd kol är behäftade med stora felkällor (Fagan och deFries, 2009; Waggoner, 2009).

Ett relaterat problem är det som brukar benämnas läckage. Om till exempel ett område på ett eller annat sätt skyddas från avskogning, men detta endast innebär att avskogningen flyttas till ett annat område kallas detta läckage. Om till exempel tillräckligt stora arealer skyddas från avverkning kan globala priser på virke stiga så mycket att utvinning av virke blir lönsamt på tidigare ej lönsamma områden och att avverkningen därmed flyttar.

Beständighet är ytterligare en fråga som diskuteras i samband med skogens potentiella förmåga att minska koldioxidhalten. Problemet består i risken att framtida kolförråd minskar, ett temporalt läckage<sup>83</sup>. Analogt till detta temporala läckage diskuteras värdet<sup>84</sup> av att temporärt lagra koldioxid i biologiska kolpooler som skog. Det praktiska problemet blir därmed att hitta det faktiska värdet i kronor och ören av att fördröja utsläpp av koldioxid genom att lagra dem temporärt, se Herzog m.fl., 2003.

#### **KLIMATKONVENTIONEN, KYOTOPROTOKOLLET OCH EU**

Den utsträckning med vilken Sverige kan tillgodoräkna sig nettoupptag av koldioxid inom skogsbruk och annan markanvändning regleras av EU:s klimatpolitik och Kyoto-protokollet medan Klimatkonventionen utgör ett icke-bindande ramverk för dessa två regelverk.

För närvarande har 194 länder anslutit sig till Klimatkonventionen. De länder som benämns Annex-1-länder i Klimatkonventionen redovisar sina utsläpp och upptag av växthusgaser för skogsbruk och annan markanvändning årligen. Det finns möjlighet att använda olika metoder för att beräkna utsläpp och upptag från markanvändningssektorn, vilket innebär att det finns flexibilitet för de Annex-1-länder som inte kommit lika långt vad gäller statistiskt underlag. Det existerar med andra ord information kring utsläpp och upptag av växthusgaser för Annex 1-länderna, men osäkerheten i de rapporterade värdena är betydande.

Medan övriga sektorer under Klimatkonventionen redovisar utsläpp när och var de sker (till exempel vid användning av ett specifikt bränsle i en specifik process), redovisar skogsbruk och annan markanvändning både utsläpp och upptag, till och från så kallade kolpooler. Till exempel är nettot för förändring av kolpoolen Levande biomassa skillnaden mellan tillväxt och avgång (genom avverkning och naturlig avgång). Dessa kolpooler kan vara mycket stora vilket betyder att små relativa fel i beräkningen av *storleken* av en sådan kolpool kan resultera i stora relativa fel i beräkningen av *förändringen* av kolpoolen.

---

<sup>83</sup> Ifall tillväxten i skogen är större än avgången ökar kolförrådet och vi får ett nettoupptag. Om framtida avgång överstiger tillväxten minskar kolförrådet och vi får ett nettoutsläpp. På lång sikt antas att en jämviktsbalans mellan utsläpp och upptag kommer inträda i markanvändningen.

<sup>84</sup> Några exempel på detta är: värdet av att undvika att i förtid skrota realkapital, tidsvärdet av pengar (ekonomisk diskontering), och möjligheten att teknisk utveckling som gör framtida alternativ till fossila bränslen billigare.

## Kyotoprotokollet

Under Kyotoprotokollet bokförs utsläpp och upptag för skogsbruk och annan markanvändning i så kallade aktiviteter. Under Kyotoprotokollets andra åtagandeperiod (2013 till 2017 eller 2020) kommer bokföringsreglerna att förändras. De viktigaste förändringarna är att aktiviteten Skogsbruk blir obligatorisk, att innehållet av kol i träprodukter<sup>85</sup> inkluderas i bokföringen av aktiviteten Skogsbruk och att man inkluderar en mekanism för att hantera naturliga störningar, såsom bränder, stormar och insektsangrepp. Dessutom kommer aktiviteten Skogsbruk att bokföras relativt en referensnivå, det vill säga skillnaden mellan faktiskt upptag av koldioxid och den på förhand fastställda referensnivån. Det land vars Skogsbruk genererar ett större upptag än denna referensnivå bokför ett *nettoupptag* medan landet bokför ett *nettoutsläpp* ifall upptaget är lägre än referensnivån. Det maximala nettoupptag som kan bokföras för aktiviteten Skogsbruk är under andra åtagandeperioden begränsad till ett tak på 3,5 procent av landets totala utsläpp 1990. Om däremot upptaget blir mindre än referensnivån kommer detta nettoutsläpp bokföras full ut.

## Europeiska Unionen

Sveriges åtaganden inom Kyotoprotokollet går genom vårt medlemskap inom den Europeiska Unionen. De svenska åtagandena bestämdes genom en bördefördelning mellan länderna. Under våren 2012 lämnade Europeiska kommissionen (2012a) ett förslag om ett gemensamt regelverk för hur sektorn skogsbruk och annan markanvändning ska hanteras inom ramen för EU:s Klimat- och energipaket. De förslag på bokföringsregler som lämnas stämmer huvudsakligen med bokföringsreglerna för Kyotoprotokollets andra åtagandeperiod.

Förslaget från kommissionen innebär att det från 1 januari 2013 införs ett gemensamt regelverk för redovisning av utsläpp och upptag av växthusgaser från skogsbruk och annan markanvändning. Däremot kommer utsläpp och upptag av växthusgaser från skogsbruk och annan markanvändning inte räknas mot EU:s nuvarande utsläppsmål under Klimat- och energipaketet. Om det däremot skulle ske en upptrappning av EU:s klimatambitioner, menar kommissionen att man ska knyta skogsbruk och annan markanvändning till EU:s utsläppsmål genom ett kompletterande förslag. Hur detta ska ske beskrivs inte i förslaget. Det kan noteras att även om upptag och utsläpp inte bokförs mot EU:s 20-procentmål, så kommer varje medlemsstat att bokföra upptag och utsläpp i enlighet med Kyotoprotokollets andra åtagandeperiod, eftersom varje medlemsstat kommer ratificera en ny åtagandeperiod under Kyotoprotokollet.

## SKOGSBRUK OCH ANNAN MARKANVÄNDNING I SVERIGE

Sverige har stora arealer skog som genererar höga upptag av koldioxid. Upptagen av koldioxid i skogsbruk och annan markanvändning för Sveriges del har varit och är betydande jämfört med de utsläpp som genereras från övriga delar av samhället. Av de växthusgaser som Sverige släppt ut i perioden 1990–2010 har skogsbruk och annan markanvändning bundit upp 53 procent. Den största bidragande faktorn är att tillväxten i skogen varit större än avverkningen trots att avverkningen stadigt ökat under perioden (Skogsstatistisk årsbok 2011).

---

<sup>85</sup> Träprodukter definieras av IPCC som all biomassa som tas tillvara vid avverkning. Virket förädlas till produkter och det kol som bundits i den växande skogen vidarelagras i träprodukterna under olika lång tid beroende på produktens livslängd.

I den fastslagna klimatpropositionen (Prop. 2008/09:162) framgår att upptag och utsläpp till och från skogsbruk och annan markanvändning inte inkluderas i det nationella målet för år 2020. Däremot föreslår regeringen att frågan kan prövas på nytt ifall ett framtida internationell klimatavtal har slutits. Vidare bedömer regeringen att en framtida internationell klimatöverenskommelse bör ge starkare incitament för att främja kolsänkor och hindra avskogning. Strävan bör vara att så stor del som möjligt av växthusgasflödena till och från skog och mark inkluderas. Möjligheten att mäta och verifiera flöden bör vara ett centralt kriterium för att sådana flöden ska inkluderas i en överenskommelse.

Referensnivån i den andra åtagandeperioden under Kyotoprotokollet är för Sverige framräknad baserad på en prognos för 2013–2020 (Referensnivå Sverige, 2011). I prognosen har hänsyn tagits till dagens miljöpolitik, gällande praxis i skogsbruket samt nuvarande tak inom EU ETS.<sup>86</sup> Till exempel är den förväntade ökningen i uttag av skogsbränsle för energiändamål som elcertifikatsystemet väntas ge upphov till inkluderat (Energimyndigheten, 2009). Referensnivån med kolpoolen träprodukter inräknad är beräknad till drygt 41 Mton koldioxid per år.

Om prognosen överskjuts, det vill säga att upptaget av koldioxid blir högre än det prognosticerade, kommer åtagandet endast påverkas med tillgodoräknande av maximalt runt 2,5 Mton koldioxidekvivalenter per år. Dessa 2,5 Mton motsvarar ungefär 3,7 procent<sup>87</sup> av den mängd koldioxidekvivalenter Sverige tilläts släppa ut under Kyotoprotokollets *första åtagandeperiod*.

Eftersom ingen begränsning finns på upptag som underskrider referensnivån kan en underskjutning av prognosen däremot påverka svenska åtaganden i högre grad. För att undersöka hur en ökad efterfrågan på biomassa skulle komma att inverka på kolinnehållet i skogsbrukets kolpooler (även träprodukter) gjordes en känslighetsanalys, se Referensnivå Sverige (2011), där avverkningen antogs öka med 10 procent till 2030. Resultatet indikerar att en ökning av avverkningen med 10 procent skulle ge upphov till en minskning av koldioxidupptaget inom aktiviteten Skogsbruk med 14,5 Mton koldioxid per år, vilket motsvarar ungefär 24 procent<sup>87</sup> av den mängd koldioxidekvivalenter Sverige tilläts släppa ut under den *första åtagandeperioden*. En så pass stor reduktion av upptaget inom aktiviteten Skogsbruk måste kompenseras med en minskning av utsläpp i någon annan sektor och kan därför ha inverkan på Sveriges förmåga att klara sitt åtagande inom Kyotoprotokollets andra åtagandeperiod.

### **Skogen som kolsänka**

Skogens nettoupptag av koldioxid, en så kallad kolsänka, utgör en kollektiv nytthet, vars värde motsvarar summan av alla individers värdering av nyttigheten. På samma sätt som utsläpp av växthusgaser till atmosfären utgör en negativ extern effekt innebär ökade skogstillgångar (via minskad avverkning, plantering, gödsling etc.) en positiv extern effekt genom ökat koldioxidupptag.

---

<sup>86</sup> Endast politiska beslut fattade till och med december 2009 får ingå.

<sup>87</sup> Dessa procentsatser baseras på årliga utsläppskvoter under åtagandeperioden 2008-2012 och är med största sannolikhet undervärderade. Korrekta procentsatser beräknas utifrån utsläppskvoter under åtagandeperioden 2013-2020, men dessa fastställs vid mötet i Qatar (COP 18), vilka ej är tillgängliga i skrivande stund.



Precis som koldioxidutsläppen från förbränning av fossila bränslen har ett pris i den övergripande klimatpolitiken, skulle skogsbruket kunna ersättas för sitt upptag av koldioxid. En sådan kompensation (till exempel ersättning för att inte avverka) skulle gynna klimatet, och komplettera övriga styrmedel genom att denna externa effekt internaliseras på ett effektivt sätt.

I praktiken uppstår givetvis problem med införande av en sådan koldioxidsubvention som ovan nämnda mätproblem, läckage och beständighet, men den skulle också medföra höga administrativa kostnader.

Om de problem som existerar gällande mätning och läckage kan åtgärdas, samt om effektiva styrmedel finns till hands för att skapa individuella incitament för att öka nettoupptaget av koldioxid i skogsbruk och annan markanvändning, bör Sverige arbeta för ett utökat utrymme för tillgodoräknande av framtida kolsänkor.

## AVSNITTET I KORTHET

- I ett globalt perspektiv anses skogsbruk och annan markanvändning på sikt kunna begränsa ökningen av de atmosfäriska halterna av koldioxid, men flera problem återstår att lösa för att realisera denna potential.
- I Sverige utgör skogsbruk och annan markanvändning ett relativt stort upptag av växthusgaser, primärt genom att tillväxten av biomassa är större än avverkad biomassa i våra skogar.
- Upptag och utsläpp till och från skogsbruk och annan markanvändning inkluderas inte i det svenska utsläppsmålet för år 2020.
- En oväntat hög avverkning i skogsbruket kommer försvåra Sveriges förmåga att uppnå målet för Kyotoprotokollets kommande åtagandeperiod.
- Om problemen med mätning och läckage kan åtgärdas samt om effektiva styrmedel finns till hands för att skapa individuella incitament för att öka nettoupptaget av koldioxid i skogsbruk och annan markanvändning, bör Sverige arbeta för ett utökat utrymme för tillgodoräknande av framtida kolsänkor.



### 3 Scenarier för ekonomins och politikens effekter på klimatmålet

**Det svenska klimatmålet 2020 ser ut att nås med nuvarande prognoser för den ekonomiska utvecklingen. I detta kapitel använder vi allmänjämviktsmodellen EMEC för att i olika scenarier analysera utvecklingen efter 2020. Utsläppen av växthusgaser måste fortsätta att minska för att nå regeringens vision om ett samhälle med kraftigt minskade utsläpp 2050. Utifrån olika scenarier visas möjligheten att genom förändringar i koldioxidskatten minska utsläppen och hur den möjligheten påverkas av olika antaganden om den tekniska utvecklingen. I andra scenarier undersöks hur tillgodoräknaende av upptag av koldioxid via skogsbruk kan bidra till att nå regeringens vision. Hur stort bidrag som skogsbruket kan ge beror bland annat på i vilken omfattning skogen avverkas och hur snabbt den växer. I olika scenarier visas de samhälls-ekonomiska konsekvenserna av att öka upptaget av koldioxid i skogsbruket.**

KI:s allmänjämviktsmodell EMEC lämpar sig särskilt väl för att studera effekter på luftföroreningar, kopplade till fossila bränslen och industriprocesser. Vi fokuserar här på miljö kvalitetsmålet ”Begränsad klimatpåverkan” och på koldioxidutsläppen. Etappmålet till 2020 ser för närvarande ut att nås. En eventuell skärpning av klimatpolitiken förväntas inte heller ske före 2015, då en avstämning av de klimat- och energipolitiska målen kommer att göras.<sup>88</sup> En större förändring av klimatpolitiken förväntas inte, men om det sker kommer den inte att ha fått fullt genomslag på ekonomin till 2020. I detta kapitel analyseras därför i första hand effekterna av klimatpolitiken för åren efter 2020.

För perioden mellan 2020 och 2050 finns dock inga fastslagna mål för utsläppen. Som ett räkneexempel antar vi därför att utsläppen ska minska i en jämn takt mellan 2020 och 2050. Vi antar också att utsläppen i Sverige 2050 ska ha minskat med 80 procent jämfört med 1990, i likhet med EU:s färdplan för 2050 (Europeiska kommissionen, 2011a). Vi kan då beräkna ett mål för 2030 vilket utgör grunden för analysen i detta kapitel. Ett aktuellt referensscenario för den långsiktiga ekonomiska utvecklingen och tillhörande utsläppsprognos visar att utan ytterligare åtgärder förväntas inte det beräknade målet nås 2030.

I olika scenarier illustreras möjligheten att genom förändringar i koldioxidskatten nå det beräknade målet 2030 och hur den möjligheten påverkas av olika antaganden om den tekniska utvecklingen. Genom att kombinera resultaten från en skogssektorsmodell med den ekonomiska modellen EMEC kan vi analysera hur målstyrningen påverkas om det nationella målet även inkluderar upptag och utsläpp till och från skogsbruk och annan markanvändning.

---

<sup>88</sup> ”En kontrollstation genomförs år 2015 i syfte att analysera den faktiska utvecklingen av energibalans och kostnader samt klimatpåverkan i förhållande till målen, liksom kunskapsläget vad gäller klimatförändringar. Kontrollstationen gäller inte politikens grundläggande inriktning men kan komma att leda till justering av styrmedel och instrument” (Prop. 2008/09:162).

### 3.1 Allmänjämviktsanalys och EMEC – en översikt

EMEC (Environmental Medium term EConomic model) är Konjunkturinstitutets allmänjämviktsmodell som kontinuerligt utvecklats och använts i utredningssammanhang.<sup>89</sup> Modellen lämpar sig särskilt väl för att studera effekter på den ekonomiska tillväxten och på strukturomvandling av miljöpolitiska styrmedel som syftar till att begränsa luftföroreningar, till exempel koldioxidskatt, eller handel med utsläppsrätter. I detta avsnitt kommer modellen beskrivas översiktligt. För en detaljerad modellbeskrivning se Östblom och Berg (2006).

#### MODELLBESKRIVNING AV EMEC

EMEC är en statisk modell vilket innebär att anpassningsförloppet mellan jämviktslägena inte modelleras. Detta antas vara en acceptabel förutsättning på 10–20 års sikt. Hur stora de långsiktiga förändringarna blir vid en given prisförändring beror på aktörernas känslighet för prisförändringar som representeras av modellens olika elasticiteter. Kraftiga pris- eller skatteökningar kan naturligtvis skapa betydande anpassnings svårigheter vilka på kort sikt kan ge lägre tillväxt och högre arbetslöshet i vissa branscher. Dessa omställningseffekter fångas inte upp av modellen utan resultaten speglar ekonomin på längre sikt, det vill säga, när arbetskraften och företagen helt har anpassat sig till de nya prisförhållandena.

Den ekonomiska tillväxten som genereras i EMEC styrs dels av tillgången på produktionsfaktorer såsom arbetskraft och kapital, dels av teknisk utveckling (energi-, arbets- och kapitalproduktivitetförändringar). Det är möjligt att låta begränsningar för miljöutsläpp, såsom exempelvis det nationella utsläppsmålet för koldioxid, inverka på tillväxtens inriktning. Detta kan ske genom att införa utsläppstak eller genom att handeln med utsläppsrätter modelleras. Eftersom EMEC är en allmänjämviktsmodell kan den fånga upp de återverkningar som sker mellan olika sektorer vid till exempel en skatteförändring och inte bara den direkta påverkan i de berörda sektorerna<sup>90</sup>. Jämfört med partiella modeller fångas därmed de totala samhällsekonomiska konsekvenserna upp på ett mer fullständigt sätt i allmänjämviktsmodeller.

EMEC inkluderar 26 näringslivssektorer och en offentlig sektor. Företagen och hushållen efterfrågar 33 varor och tjänster som insatsvaror samt för investeringar och privat konsumtion. Varor och tjänster används som insats även i den offentliga tjänsteproduktionen. Arbetskraft, material och energi och realkapital är ytterligare insatsfaktorer som krävs i näringslivet och den offentliga sektorn. Hushållens konsumtion och näringslivets aktivitet medför föroreningar och modellen beräknar utsläpp av koldioxid, svaveldioxid och kväveoxider samt partiklar (PM 10 och PM 2,5) från stationära och mobila utsläppskällor, men även utsläpp från industriprocesser. Hushållens och företagens användning av energi är belagd med energiskatt och miljöskatter (koldioxidskatt och svavelskatt). De generella undantag som finns i beskattningen av olika branscher i näringslivet beaktas i de använda skattesatserna, medan vissa mer specifika undantagsregler på företagsnivå är svåra att modellera på grund av modellens aggrege-

---

<sup>89</sup> Se [www.konj.se/miljoekonomi](http://www.konj.se/miljoekonomi) för en aktuell publiceringslista.

<sup>90</sup> Exempelvis kan en höjd skatt på energi minska efterfrågan på de energiintensiva branschernas produkter, både från andra sektorer och från hushållen, och styra om efterfrågan till andra sektors produkter. Samtidigt kan också de icke-energiintensiva branscherna utsättas för en minskad efterfrågan på insatsvaror från de energiintensiva sektorerna.

ringsnivå. De branscher som inkluderas i EU:s utsläppshandelssystem köper utsläppsrätter till ett givet pris.

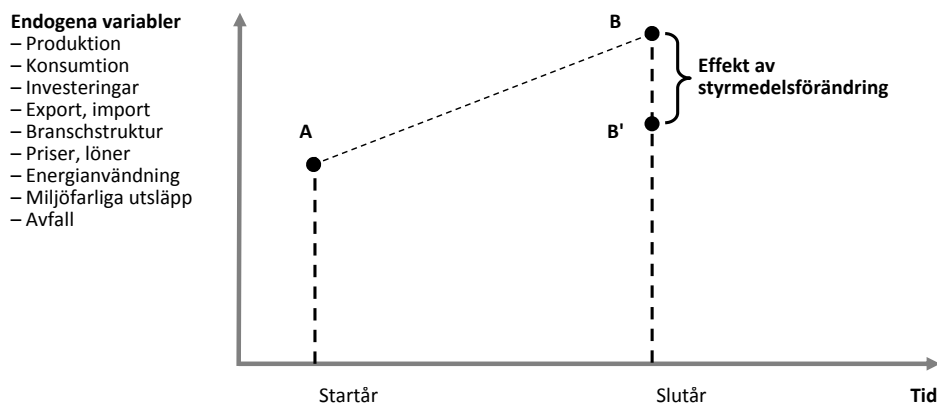
I modellen kan aktörerna påverka koldioxidutsläppen genom att byta till bränsle med lägre kolinnehåll (t.ex. substitution från kol till naturgas) eller till icke-fossila bränslen (biobränslen och el), lägga om produktionen så att mindre energi krävs per producerad enhet eller helt enkelt minska produktionen.

### ANALYSEN I EMEC

Modellens resultat relateras till ett referensscenario som ska spegla utvecklingen av svensk ekonomi på lång sikt. Ett sådant referensscenario kan ses som en möjlig utvecklingsbana givet de antaganden som görs om utvecklingen för produktivitet, arbetsutbud, energieffektivisering och omvärldens utveckling. I alternativa scenarier förändras en eller flera av modellens parametrar, till exempel en skattesats. Modellens respons på en sådan förändring innehåller information om utvecklingen för ekonomin som helhet och för olika sektorer. Exempel på mått som kan redovisas för olika scenarier är produktion, sysselsättning, energianvändning och utsläpp. Resultaten från det alternativa scenariot bör dock tolkas i relation till referensscenariot.

I Figur 30 illustreras tillvägagångssättet. Punkt A anger situationen vid startåret och B anger situationen vid slutåret med oförändrad politik. Punkt B' anger den situation som uppstår om något styrmedel införs eller förändras. Det är skillnaden mellan B och B' som är modellens resultat. Resultatet kan sedan beskrivas i termer av förändringar i modellens endogena variabler som till exempel produktion och sysselsättning i olika sektorer och ekonomin som helhet, hushållens konsumtion av olika varor eller relativprisförändringar mellan varor, tjänster och insatsfaktorer. Av särskilt intresse är hur energianvändning och utsläpp förändras till följd av styrmedelsförändringen.

Figur 30 Analys i EMEC



## 3.2 Referensscenario

Som utgångspunkt för analysen används ett referensscenario som beskriver utvecklingen av svensk ekonomi, med nuvarande politik, fram till år 2030. Referensscenariot är baserat på det långsiktsscenario som Konjunkturinstitutet tidigare har utarbetat. Benämningen scenario, snarare än prognos, används för att betona att framskrivningarna är betingade på olika antaganden. Den långa tidshorisonten innebär naturligtvis att osäkerheten är mycket stor.<sup>91</sup>

### FÖRUTSÄTTNINGAR I REFERENSSCENARIOT

Referensscenariot antas vara förenligt med att finanspolitiken bedrivs så att budgetpolitiska mål är uppfyllda. Skattesatserna antas oförändrade med undantag för de aviserade förändringarna i energi- och klimatskatter som planeras fram till 2015 (se avsnitt 2.1).

Vidare antas att EU:s handelssystem för utsläppsrätter (EU ETS), fram till och med 2030, har samma struktur som 2013 (tredje handelsperioden). År 2030 antas dock att samtliga utsläppsrätter auktioneras ut och priset för utsläppsrätterna antas vara 16 euro per ton koldioxid.<sup>92</sup> Råoljepriset antas stiga något från 2011 års genomsnitt på 111 dollar per fat till 120 dollar per fat år 2030.<sup>93</sup>

### DEN MAKROEKONOMISKA UTVECKLINGEN

Tabell 7 visar utvecklingen av viktiga makroekonomiska variabler 2009–2030. De makroekonomiska variablerna i referensscenariot påverkas i stor grad av den demografiska utvecklingen som antas följa SCB:s befolkningsprognos. Det är den allt långsammare tillväxten av befolkningen fram till år 2030 samt den förändrade åldersstrukturen som påverkar både offentlig konsumtion och arbetsutbud.

Olika arbetsmarknadsrelaterade variabler, såsom sysselsättningsgrad, medelarbetstid med mera, antas i ett långsiktigt perspektiv vara konstanta inom olika grupper av arbetskraften. Antalet arbetade timmar per capita påverkas på lång sikt därmed bara av förändringar i sammansättningen av befolkningen. Sammantaget ökar antalet arbetade timmar med i genomsnitt 0,2 procent per år 2009–2030.

Konjunkturinstitutets bedömning av den långsiktiga produktivitetstillväxten utgår från den historiska utvecklingen 1980–2010 och för ekonomin som helhet ökar därmed produktiviteten med i genomsnitt 1,8 procent per år. Eftersom antalet arbetade timmar endast ökar svagt, stiger BNP bara något snabbare än produktiviteten i ekonomin som helhet. I genomsnitt över perioden 2009–2030 ökar BNP med 2,0 procent per år.

---

<sup>91</sup> En rad olika modeller har använts i arbetet med framskrivningarna i referensscenariot (se Konjunkturinstitutet, 2012a). I de alternativa scenarierna används endast EMEC. Det innebär att variabler, som i referensscenariot beräknats med hjälp av andra modeller, till exempel offentlig konsumtion och arbetskraft, antas inte förändras i de alternativa scenarierna.

<sup>92</sup> 2011 års penningvärde. Källa: Energimyndigheten (2011c).

<sup>93</sup> Brentolja i 2011 års penningvärde. Källa: "New Policy Scenario" i IEA(2011c), där det antas att redan beslutade klimatåtaganden i världen kommer att implementeras.

I referensscenariot faller nettoexporten fram till 2030. Den svenska exporten däremot antas växa med 4,5 procent per år i genomsnitt 2009–2030, vilket är något svagare än den genomsnittliga tillväxten från 1980 till 2010 på 5,2 procent per år.

**Tabell 7 Valda indikatorer**

Årlig procentuell förändring, genomsnitt, fasta priser

	2009–2030
BNP till marknadspris	2,0
Hushållens konsumtionsutgifter	2,8
Offentliga konsumtionsutgifter	0,8
Fasta bruttoinvesteringar	2,6
Export	4,5
Import	5,1
Sysselsättning	0,2

Källor: SCB och Konjunkturinstitutet.

Hushållens konsumtion, som andel av BNP, stiger successivt fram till år 2030. År 2010 är konsumtionsandelen 47 procent och 2030 uppgår den till 56 procent. Även de fasta bruttoinvesteringarna antas öka relativt snabbt. I slutåret 2030, då ekonomin antas vara i konjunkturrell balans bedöms investeringsandelen nå 20 procent av BNP,<sup>94</sup> vilket är den investeringsandel som i ett långsiktigt perspektiv antas vara förenlig med en balanserad utveckling i ekonomin.

### STRUKTUROMVANDLING 2009–2030

Förändringar i efterfrågan och framskrivningar av arbetsproduktiviteten på bransch-nivå genererar en strukturomvandling av ekonomin. I referensscenariot baseras förändringen i arbetsproduktiviteten på genomsnittet av den faktiska utvecklingen under perioden 1980–2008, med undantag för några branscher. Osäkerheten i framskrivningar av arbetsproduktiviteten för varje bransch fram till 2030 är givetvis stor. Tillväxten i förädlingsvärden kommer under perioden att skilja sig kraftigt åt mellan olika branscher. Efterfrågan förskjuts mot en ökad andel tjänster vilket påverkar produktionen och leder till en ökad andel tjänsteproduktion och lägre andel varuproduktion.

Svag efterfrågan och ökad import antas påverka massa- och pappersindustrin negativt. Efterfrågan på stål och andra metaller antas fortsätta att växa vilket gynnar svensk gruvnäring och metallindustrin. Produktionen i järn-, stål- och metallverk samt kemiindustrin ökar sina förädlingsvärdesandelar. Verkstadsindustrin däremot behåller i stort sett samma andel av förädlingsvärdet som under 2000-talet. Den största ökningen sker inom handel och övriga tjänster även om ökningen antas bli långsammare än under de senaste 25 åren. Den ökande tjänsteimporten är en faktor som håller tillbaka tillväxten i tjänstebanscher.

I flera branscher har antalet arbetade timmar, som andel av det totala antalet arbetade timmar i näringslivet, uppvisat en klar trend mellan 1980 och 2008. Andelen timmar inom tjänsteproduktionen ökar medan andelen inom varuproduktionen minskar. Den

<sup>94</sup> Detta är något högre än genomsnittlig investeringsandel för perioden 1980–2011, som var 18,6 procent. Investeringarna, bland annat i form av bostäder, föll tillbaka kraftigt under den djupa lågkonjunkturen på 1990-talet, vilket håller tillbaka genomsnittet för perioden 1980–2011. Konjunkturinstitutet gör bland annat därför bedömningen att investeringsandelen i ett långsiktigt perspektiv kommer att vara något högre.

fortsatt fallande sysselsättningsandelen i industrin till förmån för tjänstenäringen kommer att få en återhållande effekt på den sammantagna produktivitetsutvecklingen i näringslivet, eftersom tjänstenäringen har lägre produktivitetstillväxt än industrin. Tabell 8 sammanställer resultaten för näringslivets branscher i form av tillväxttakter i referensscenariot samt, för jämförbarhetens skull, den historiska tillväxttakten, för arbetade timmar, produktivitet respektive förädlingsvärde.

**Tabell 8 Timmar, produktivitet och förädlingsvärde**

Procentuell förändring, genomsnitt, fasta priser

	Arbetade timmar		Produktivitet		Förädlingsvärde	
	1981- 2008	2009- 2030	1981- 2008	2009- 2030	1981- 2008	2009- 2030
Jordbruk, skogsbruk och fiske	-2,5	-1,4	4,1	2,8	1,5	1,3
Gruvor och mineralbrott	-2,0	-0,3	2,0	2,1	-0,1	1,7
Övrig tillverkningsindustri	-1,7	-1,5	2,5	2,5	0,8	1,0
Jord- och stenvaruindustri	-1,4	-1,2	2,0	2,0	0,6	0,8
Massa-, papper- o grafisk ind.	-1,6	-1,0	2,3	2,3	0,7	1,3
Kemiindustri exkl. raffinaderi	-0,1	-0,6	4,1	4,1	4,0	3,3
Petroleumraffinaderier	0,6	0,1	15,0	4,0	15,9	4,2
Järn-, stål- och metallverk	-1,9	-1,0	3,9	4,0	1,9	3,0
Verkstadsindustri	-0,2	-0,6	5,8	4,1	6,2	3,5
El-, värme-, gas- och VA-verk	0,7	-0,2	1,6	1,5	2,2	1,3
Byggindustri	0,2	0,6	1,0	1,0	1,1	1,6
Landtransporter	0,4	0,4	1,3	1,3	1,7	1,8
Rederier	1,3	0,1	2,3	2,3	3,3	2,4
Flygbolag	-2,1	-0,3	4,2	4,2	0,6	3,9
Stödtjänster, post och tele	0,6	0,1	3,9	3,9	4,4	4,0
Handel och övriga tjänster	1,6	0,5	1,6	1,3	3,3	1,8
Bostäder och fastighetsförv.	1,7	1,4	1,0	1,1	1,7	2,5
<b>Totalt näringslivet</b>	<b>0,4</b>	<b>0,1</b>	<b>2,4</b>	<b>2,2</b>	<b>2,9</b>	<b>2,3</b>

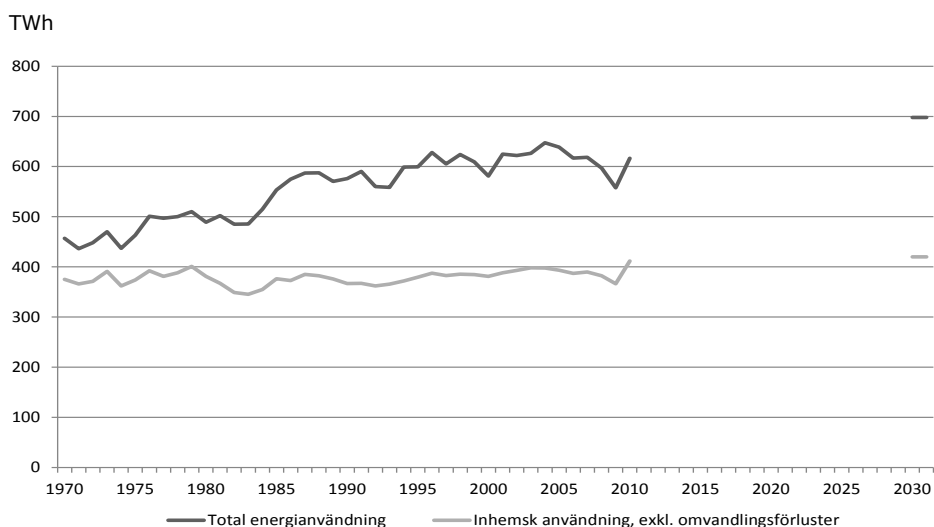
Källor: SCB, EU KLEMS och Konjunkturinstitutet.

### 3.3 Energieffektiviserings- och utsläppsmål 2020

Hur ekonomin utvecklas har stor inverkan på energianvändningen och därmed även på utsläppen av växthusgaser, givet att inga stora teknikförändringar sker. För att minska utsläppen, utan avkall på den ekonomiska tillväxten, måste energianvändningen och utsläppen frikopplas från den ekonomiska aktiviteten.

Den totala energianvändningen har ökat sedan 1970 (se Figur 31). I den totala energianvändningen ingår så kallade omvandlings- och distributionsförluster. Omvandlingsförlusterna är speciellt stora i kärnkraften. Det förklarar en stor del av ökningen under 1980-talet. I skillnaden mellan total energianvändning och inhemsk användning ingår också bunkring i Sverige av utrikes flyg och sjöfart. Sjöfartens bunkring i Sverige ökade mycket under 1990-talet och antas fortsätta öka fram till 2030.



**Figur 31. Energianvändning**

Anm.: En terawattimme (TWh) är lika med en miljard kilowattimmar (kWh). Markeringarna för 2030 är Energimyndighetens prognos, marginaljusterad av Konjunkturinstitutet.

Källor: Energimyndigheten och Konjunkturinstitutet.

### INHEMSK ENERGIANVÄNDNING TILL 2030

Vårt referensscenario utgår ifrån Energimyndighetens bedömning av energisystemets utveckling till 2030. Eftersom de bakomliggande ekonomiska förutsättningarna skiljer sig åt mellan Energimyndighetens långsiktsprogno<sup>95</sup> 2010 och de som redovisats ovan, kommer energianvändningen i vårt referensscenario skilja sig från Energimyndighetens prognos. I praktiken innebär det att energianvändningen på branschnivå marginaljusteras, under antagandet att energieffektiviseringen i branschen inte förändras mellan prognoserna.<sup>96</sup> Exporttillväxten är exempelvis högre i detta referensscenario än i Energimyndighetens scenario vilket ger en högre produktion i den energiintensiva industrin. Ökad produktion i de energiintensiva branscherna ger högre energianvändning under antagandet om given teknisk utveckling. Energianvändningen i övriga delar av ekonomin ökar endast svagt i förhållande till Energimyndighetens prognos. Transporternas energianvändning i förhållande till Energimyndighetens prognos utvecklas något svagare (se Tabell 9).

**Tabell 9 Inhemsk energianvändning**

TWh

	1990	2007	2030
Inhemsk användning, summa	366	392	420 (403)
Varav Industrin	140	156	181 (166)
Transporter	76	93	80 (89)
Bostäder och tjänster m.m.	150	144	160 (148)

Anm.: Exkl. utrikes flyg och sjöfart, omvandlings- och distributionsförluster samt icke-energiändamål. Energimyndighetens prognos 2010 inom parentes.

Källor: Energimyndigheten och Konjunkturinstitutet.

<sup>95</sup> Energimyndighetens långsiktsprogno (Energimyndigheten, 2011c) bygger på ett tidigare utarbetat makroekonomiskt scenario (Berg och Forsfält, 2010).

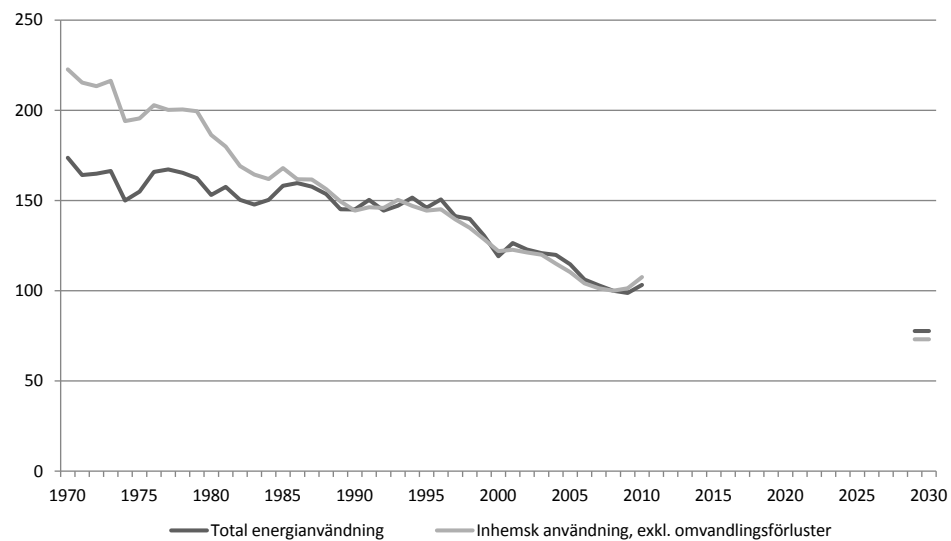
<sup>96</sup> Genom att först justera energieffektiviteten i EMEC-modellen för varje bransch vid användning av en specifik energivara efterliknar vi Energimyndighetens bedömning av den tekniska utvecklingen i varje enskild bransch.

Den inhemska energianvändningen, exklusive omvandlings- och distributionsförluster, ökar med 7 procent mellan 2007 och 2030 i vårt referensscenario. Industrins energianvändning ökar med 16 procent under samma period som en följd av ökad produktion genererad av en växande utländsk efterfrågan på industrins varor (se Tabell 9).

Figur 32 visar energiintensiteten, det vill säga total respektive inhemska energianvändning dividerad med BNP (för respektive år). Dessa kvoter har minskat sedan 1970-talet vilket kan tolkas som att energianvändningen har frikopplats från BNP under perioden 1970–2010.

**Figur 32 Energiintensitet (Energianvändning/BNP)**

Index 2008=100



Anm. Markeringarna för 2030 är Energimyndighetens prognos, marginaljusterad av Konjunkturinstitutet.

Källor: Energimyndigheten, SCB och Konjunkturinstitutet.

Det svenska energieffektiviseringsmålet är uttryckt som att energiintensiteten, mätt utifrån total energianvändning, ska minska med 20 procent mellan 2008 och 2020. I figuren innebär det en minskning från 100 till 80. Detta mål kommer troligtvis inte att nås utan ytterligare åtgärder (Energimyndigheten, 2011c). Den totala energianvändningen växer förvisso långsammare än BNP och energiintensiteten faller med drygt 22 procent till 2030 (se Figur 32). En effekthöjning planeras i kärnkraftverken, vilket leder till att omvandlingsförlusterna växer snabbare än den slutliga användningen. Till 2020 bedöms för närvarande energiintensiteten, inklusive omvandlingsförluster, att vara ca 15 procent lägre än 2008. Bedömningen är dock osäker. Utfallet av energiintensiteten beror på hur BNP utvecklas till 2020, för närvarande finns det en stor osäkerhet i BNP-prognosen på grund av osäkerheter i den europeiska ekonomin. Exempelvis skulle en svagare BNP-utveckling än prognostiserat förmodligen öka energiintensiteten, då energianvändningen är mindre volatil än produktionen.

#### UTSLÄPP AV VÄXTHUSGASER 2020

Etappmålet för Begränsad klimatpåverkan innebär att utsläpp av växthusgaser för Sverige år 2020 ska vara 40 procent lägre än utsläppen år 1990 och gäller för de verksamheter som inte omfattas av EU:s system för handel med utsläppsrätter (EU ETS). Detta innebär att utsläppen av växthusgaser år 2020 ska vara ca 20 miljoner ton koldi-

oxidekvivalenter lägre än 1990 års utsläppsnivå. Minskningen sker främst genom utsläppsreduktioner i Sverige och genom flexibla mekanismer, som mekanismen för ren utveckling (CDM) (se avsnitt 2.4).

Växthusgasutsläppen påverkas av den ekonomiska aktiviteten, vilket möjliggör att utsläppen kan modelleras i den ekonomiska modellen EMEC. Det är främst utsläpp av koldioxid som är direkt kopplade till den ekonomiska aktiviteten genom förbränning av fossila bränslen samt industriprocesser. Referensscenariots koldioxidutsläpp avviker från Naturvårdsverkets utsläppsprognos från 2011 i och med att energianvändningen skiljer sig från den prognos som Energimyndigheten tidigare publicerat och som Naturvårdsverket baserar sina prognoser på.<sup>97</sup>

I vårt referensscenario är koldioxidutsläppen 2020, utanför EU ETS, 0,5 miljoner ton lägre än i Naturvårdsverkets prognos. De lägre utsläppen beror framför allt på en svagare efterfrågan på landsvägstransporter i vårt referensscenario. Med utgångspunkt från den justerade prognosen bedömer vi att 2020-målet nås med beslutade styrmedel.<sup>98</sup>

### 3.4 Utsläpp av växthusgaser efter 2020

För perioden efter 2020 finns ännu inga kvantitativa mål för de svenska utsläppen av växthusgaser. Nuvarande prognoser pekar på att det svenska klimatmålet till 2020 kan nås om en tredjedel av utsläppsminskningen sker i utlandet via flexibla mekanismer (se Naturvårdsverket, 2011b). Utsläppen i Sverige 2020, utanför EU ETS, kommer i så fall att ha minskat med ca 27 procent (2/3 av 40 procent) från 1990.

EU har som målsättning att senast 2050 minska utsläppen av växthusgaser med 80–95 procent jämfört med 1990. En del av utsläppsminskningen får ske utanför EU:s gränser, via koldioxidmarknaderna. Utsläppen inom EU bör dock minska med 80 procent enligt kommissionen. För att nå dit har man inom EU kommit fram till att ”inhemska utsläppsminskningar i storleksordningen 40 procent och 60 procent jämfört med 1990 års nivåer skulle vara kostnadseffektivt 2030 respektive 2040” (Europeiska kommissionen, 2011a). Med nuvarande mål för utsläppen 2020 innebär det att den önskade utsläppsbanan blir linjär mellan 2020 och 2050.<sup>99</sup>

---

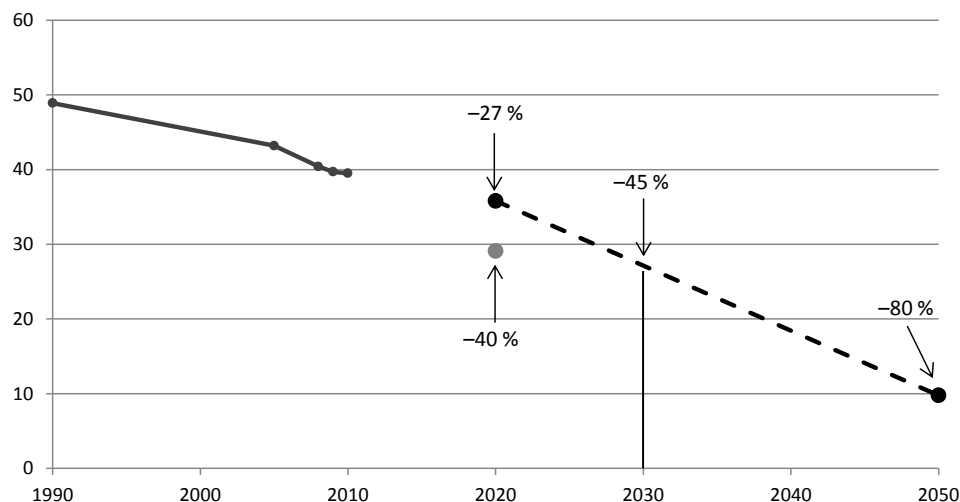
<sup>97</sup> Utsläppen från ett visst bränsle i en viss bransch justeras procentuellt lika mycket som den procentuella skillnaden mellan bränsleanvändningen i branschen i vårt referensscenario och Energimyndighetens långsiktsprogno. Om exempelvis oljeanvändningen ökar med 1 procent i jordbruket jämfört med Energimyndighetens prognos kommer utsläppen från olja i jordbruket i vårt scenario vara 1 procent högre än i Naturvårdsverkets utsläppsprognos.

<sup>98</sup> Naturvårdsverket (2011b) beräknar ett intervall kring utsläppsprognosen, 2020-målet täcks av detta intervall även om deras punktskattning inte når målet.

<sup>99</sup> Utsläppsminskningen per år motsvarar 2 procent av 1990 års utsläppsnivå. Om utsläppsmålet 2020 skjuts över antas att målnivåerna 2030–50 inte ändras, utsläppsminskningen 2020–30 kan i så fall bli lägre än 2 procent per år.

**Figur 33 Utsläpp av växthusgaser, i Sverige, utanför EU ETS**

Miljoner ton CO<sub>2</sub>e



Anm.: Målet för 2020 innebär att de inhemska utsläppen 2020, utanför EU ETS, är minst 27 procent lägre än utsläppen 1990. Resterande minskning upp till 40 procent sker via flexibla mekanismer (CDM). År 2050 antas utsläppen ha minskat med 80 procent. För att nå denna nivå 2050 i en jämn takt ska de inhemska utsläppen 2030 vara 45 procent lägre än 1990 års nivå.

Källor: Naturvårdsverket och Konjunkturinstitutet.

För att kunna analysera den ekonomiska utvecklingens inverkan på svensk klimatpolitik efter 2020 antas här att utsläppen utanför EU ETS, i likhet med de europeiska målen, ska ha minskat med 80 procent 2050 i förhållande till 1990 års nivå. Hur stor Sveriges börda inom EU blir vet vi inte idag, inte heller hur stor del av utsläppsminskningen som måste ske inom landet. De möjligheter som finns idag att få tillgodoräkna sig klimatinvesteringar i andra EU-länder och i CDM kan till exempel mycket väl finnas kvar 2050. I beräkningarna nedan har vi, för enkelhetens skull, antagit att CDM endast kommer att användas för åtgärder utöver 80 procentsmålet. Det ska inte tolkas som att vi förordar inhemska åtgärder, det är enbart ett räkneexempel. Hur stor andel som CDM bör utgöra år 2050 bör avgöras från ett kostnadseffektivitetsperspektiv och bero på om det kommer till ett globalt klimatavtal. Vi antar också att utsläppen minskar lika mycket varje år. Det beräknade målet är således att de inhemska utsläppen, utanför EU ETS, bör ha minskat med 45 procent 2030 jämfört med 1990, för att nå det antagna 80-procentmålet 2050 (se Figur 33).

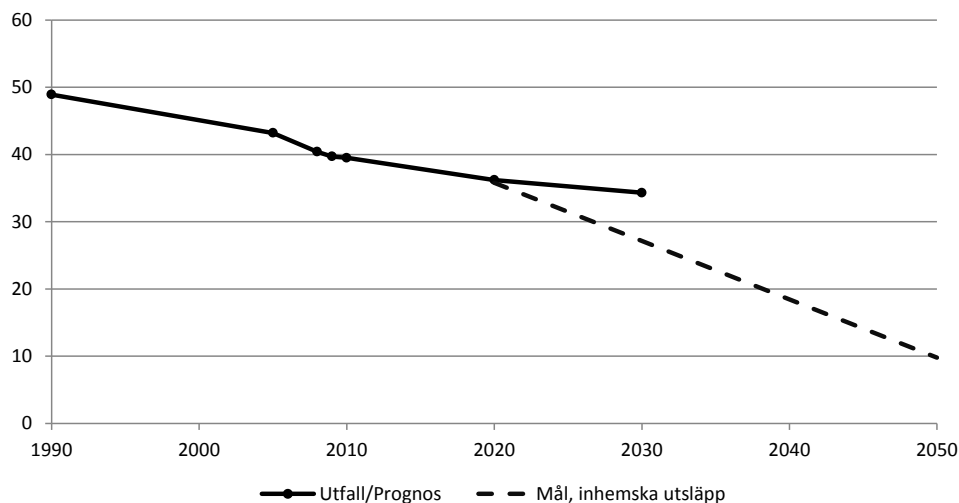
Omräknat i ton innebär det svenska beräknade målet att de inhemska utsläppen utanför EU ETS bör minska till 27 miljoner ton koldioxidekvivalenter 2030 (se Figur 33). Det vill säga minska med 9 miljoner ton mellan 2020 och 2030 för att nå det beräknade målet. Inom EU bedömer man att det under denna period finns störst potential till utsläppsminskningar inom transportsektorn, och för att minska utsläppen av växthusgaser i transportsektorn behöver bränsleeffektiviteten förbättras (Europeiska kommissionen, 2011a).

Biobränslen skulle kunna användas som alternativa bränslen inom luftfart och i tunga lastbilar, men i stor skala först efter 2030 enligt kommissionen. Avskiljning och lagring av koldioxid är också åtgärder som antas komma efter 2030. Kommissionens analys visar att jordbrukssektorn till 2050 kan minska utsläppen av växthusgaser med 42–49 procent jämfört med 1990. En betydande minskning har redan skett, och ytterligare minskningar är genomförbara under de kommande 20 åren. I Sverige finns dock enligt

Naturvårdsverket (2012b) inte lika stor potential att minska jordbrukets utsläpp som i övriga Europa. I det följande scenariot antas utsläppen av andra växthusgaser än koldioxid (vilka härrör till största delen från jordbruket) vara oförändrade 2020–2030. Figur 34 visar prognosen för koldioxidutsläppen utanför EU ETS och hur den förhåller sig till vårt beräknade mål.

**Figur 34 Utsläpp av växthusgaser, i Sverige, utanför EU ETS**

Miljoner ton CO<sub>2</sub>e



Anm. Exklusive flyg. Naturvårdsverkets prognos justerad med nya ekonomiska förutsättningar.

Källor: Naturvårdsverket och Konjunkturinstitutet.

Prognosen till 2030, med beslutade styrmedel, innebär att utsläppen minskar med ca 2 miljoner ton mellan 2020 och 2030. Det får till följd att det finns ett behov av att minska utsläppen med ytterligare 7 miljoner ton till 2030 för att nå det beräknade målet (27 miljoner ton).

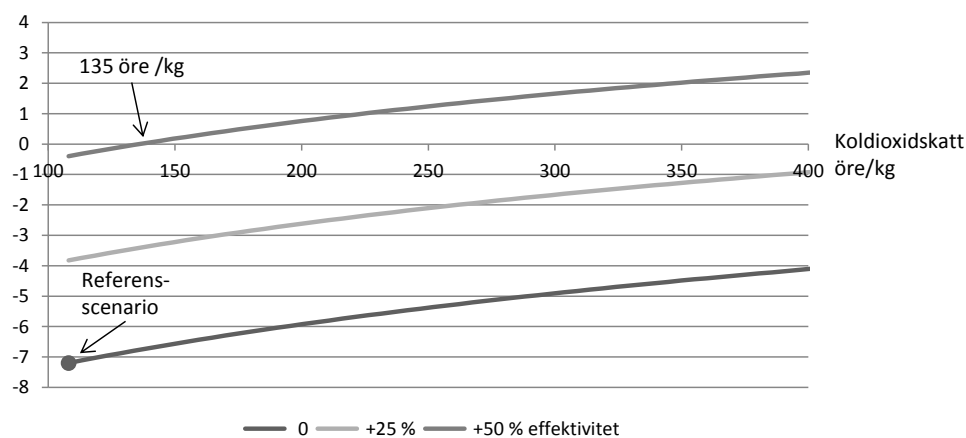
### 3.5 Styrmedel och teknik mot 2030

Den i särklass största delen av utsläppen av växthusgaser utanför EU ETS kommer från transporter (se avsnitt 2.1). Det är inte bara körsträckorna som påverkar utsläppen. För att minska utsläppen av växthusgaser i transportsektorn behöver bränsleeffektiviteten förbättras (Europeiska kommissionen, 2011a). Här visas modellresultaten från att förändra den generella nivån på koldioxidskatten (för hela ekonomin) vid olika antaganden om bränsleeffektiviteten i transportsektorn.

Figur 35 visar utsläppsgapet mellan de faktiska utsläppen och det beräknade målet för utsläppen 2030. Figuren visar resultaten från olika scenarier, vid olika nivåer på koldioxidskatten (visas på den horisontella axeln) och olika antaganden om drivmedlens effektivitet (visas som skift i kurvan). Den nedre kurvan visar fallet då bränsleeffektiviteten utvecklas som i referensscenariot. Koldioxidskatten är i referensscenariot 108 öre per kilo koldioxid. Figuren visar hur mycket utsläppen förväntas minska om den generella nivån på koldioxidskatten höjs.

**Figur 35 Utsläppsgap 2030, till följd av förändringar i koldioxidskatt och bränsleeffektivitet**

Miljoner ton CO<sub>2</sub>



Anm. Den horisontella axeln visar den generella nivån på koldioxidskatten, utgångsläget är 108 öre/kg CO<sub>2</sub>. I referensscenariot är utsläppen drygt 7 miljoner ton högre än målet. Kurvorna representerar olika utvecklingstakter av bränsleeffektiviteten i vägtransporter: 0, 25 resp 50 procent högre effektivitet i jämförelse med referensscenariot.

Källa: Konjunkturinstitutet.

För att nå det beräknade 2030-målet behöver utsläppen minska med ca 7 miljoner ton utöver minskningen i referensscenariot. Figuren visar att det blir svårt att åstadkomma det enbart genom att höja koldioxidskatten. För att illustrera effekten höjs skattesatsen upp till 400 öre per kilo, modellens resultat visar att en så stor skatthöjning inte är tillräcklig för att sluta gapet.<sup>100</sup> En förklaring till den förhållandevis svaga utväxlingen är att 2030 bedöms hushållen i stort sett ha slutat med oljeeldning, den energiintensiva industrin ingår i EU ETS och att priskänsligheten för bensin och diesel är förhållandevis låg.

En förutsättning för att kunna nå det beräknade utsläppsmålet 2030 är att det sker en teknikförändring som ligger utanför referensscenariots bedömningar. Om bränsleeffektiviteten skulle bli högre än vad som bedöms i referensscenariot skulle denna kunna bidra tillräckligt för att nå det beräknade 2030-målet. En procent högre effektivitet innebär att transporttjänsten ökar med en procent för en given mängd drivmedel. Figuren visar att om exempelvis drivmedlens effektivitet blir 50 procent högre än i referensfallet skulle en koldioxidskatt på 135 öre per kilo göra att gapet till det beräknade målet sluts. I referensscenariot antas att genomsnittsbilen drar ca 0,5 liter per mil 2030. Allt annat lika innebär 50 procent effektivisering från referensscenariot en minskning av bränsleförbrukningen i genomsnittsbilen från ca 0,5 till 0,3 liter per mil.<sup>101</sup> Bränsleförbrukningen måste således minska med ca 60 procent från dagens genomsnittsbil i Sverige som använder 0,78 liter bensin per mil. Detta kan ske genom bränslesnålare tekniker eller att fler bilar i fordonsflottan använder tekniker som inte

<sup>100</sup> En fyra gånger så hög koldioxidskatt motsvarar en bensinprishöjning från 15 kr per liter till 24 kr inklusive moms (koldioxidskatten är 2,51 kr per liter bensin 2012). En så stor förändring av skatten gör att modellens resultat ska tolkas med försiktighet. Gapets storlek ska därför ses som illustrativt. Vid stora förändringar blir vissa antaganden kritiska, till exempel antagandet att andra exogena variabler inte påverkas av skatteförändringen i modellen.

<sup>101</sup> EU:s målsättning för 2020 är att nya bilar får släppa ut högst 95g CO<sub>2</sub> per km, vilket motsvarar en bränsleförbrukning på ca 0,4 liter per mil.

släpper ut koldioxid. För att det beräknade målet ska nås med beslutade styrmedel krävs således en omfattande effektivitetshöjning.

Enligt Trafikverkets (2012a) analys är det inte tillräckligt med teknisk utveckling för att nå regeringens vision för 2050. Det behövs förändringar av resvanorna för att uppfylla visionen. Det motsäger inte resonemanget här, förändringar av resvanorna är en möjlig respons till högre skatt på drivmedel. Det vill säga, ett konkret exempel på vilket sätt skatten påverkar utsläppen i praktiken.

Historiskt sett har bränsleeffektiviteten i bilmotorer ökat avsevärt över tiden. Med hur mycket beror på hur man mäter. År 2005 var bränsleåtgången per effekt (hästkraft) ca 40 procent lägre jämfört med 20 år innan (Lindgren, 2010). Under samma period ökade effekten i bilmotorerna vilket innebär att bränsleåtgången per mil för genomsnittet av nya bilar inte minskade. Den genomsnittliga bilen blev snabbare, och tyngre. Det är en form av ”rekyleffekt” (se avsnitt 4.3). Lindgren (2010) beräknar förbrukningen per mil, justerad för viktökningen. Det visar att i genomsnitt minskade bränsleåtgången med ca 30 procent mellan 1985 och 2005, vilket motsvarar 40 procents effektivisering.

I modellresultaten antas att det inte finns något samband mellan skattenivå och teknisk utveckling. Det är ett orealistiskt antagande, framför allt vid stora förändringar i skatten. I avsnitt 2.3 diskuteras sambandet mellan priset på koldioxid och teknisk utveckling. Ett annat kritiskt antagande är att teknikutveckling antas komma som ”manna från himlen”, utan någon kostnad. I avsnitt 4.4 ges en utförligare diskussion om innebörden av detta förenklande antagande och vilka konsekvenser det får jämfört med andra antaganden om hur den tekniska utvecklingen sker.

### 3.6 Skogsbruk och annan markanvändning

I detta avsnitt studeras hur ett ökat nettoupptag<sup>102</sup> av koldioxid i skogsbruket kan underlätta för den icke-handlande sektorn att uppnå ett givet utsläppsmål. För att analysera denna fråga länkar vi resultaten från en skogssektormodell till allmänjämviktsmodellen EMEC och studerar effekterna på ekonomin. Denna länkning är naturligtvis en mycket förenklad koppling mellan biologiska och ekonomiska modeller.

En förutsättning är att skogsbruk och annan markanvändning tillåts bidra till det beräknade klimatmålet för 2030. En annan förutsättning är att det finns en överenskommelse om hur flöden av koldioxid till och från skogen ska mätas och verifieras. Hur stor del av dessa flöden som får bokföras har stor betydelse. Här antas att skogssektorns nettoupptag av koldioxid kommer att bokföras relativt en referensnivå (som under Kyotoprotokollets andra åtagandeperiod, men utan tak, se avsnitt 2.6).

#### **ALTERNATIVA SCENARIER FÖR SKOGENS NETTOUPPTAG AV KOLDIOXID**

Naturvårdsverket (2012a) redovisar i olika scenarier hur framtida avverkning och koldioxidupptag kan komma att utvecklas i skogsbruket. Scenarierna utgörs av ett bas-scenario samt tre alternativa scenarier; ”Miljö”, ”Produktion” samt

---

<sup>102</sup> Tillväxten i skogen, minus avgången (avverkning och naturlig avgång).

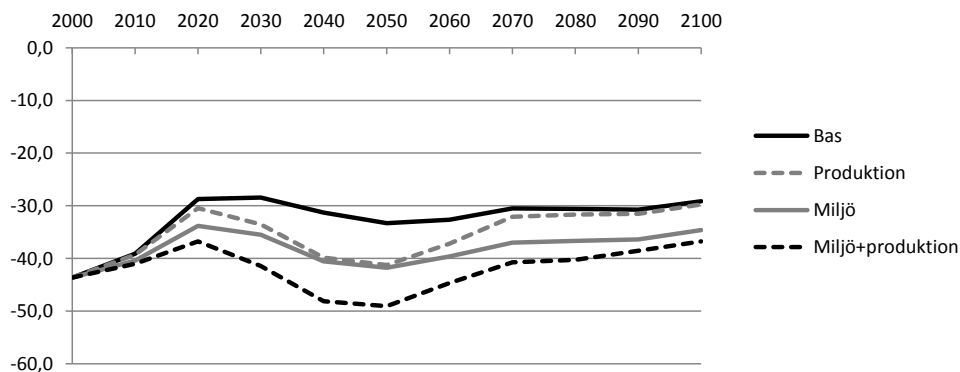
”Miljö+Produktion”, vilka resulterar i ökade nettoupptag av koldioxid jämfört med basscenariot. Scenarierna beskrivs enligt följande:

1. Basscenariot beskriver utvecklingen förutsatt nuvarande skogsskötsel, beslutad miljöpolitik till år 2010 och en sannolik förändring av klimatet. Naturvårdsverkets basscenario för skogsbruket antas vara i linje med antaganden för skogsbruket i det ekonomiska referensscenariot som presenterats ovan.
2. ”Miljö” syftar till att belysa utvecklingen förutsatt att miljöambitionerna är höjda till en nivå som bedöms kunna leda till att man kan uppfylla de övergripande miljö kvalitetsmålen, framför allt Levande skogar, vilket innebär ökade skogsarealer med formellt skydd eller frivillig avsättning.
3. ”Produktion” syftar till att belysa potentialen för och effekterna av en ökad virkesproduktion givet rimliga, men höga, investeringsnivåer i skogsbruket. I jämförelse med basscenariot så innebär detta att åtgärder som normalt anses gynna produktionen av virke tillämpas i större utsträckning än i nuläget medan miljöambitionerna är på samma nivå som i basscenariot.
4. ”Miljö+Produktion” innebär en sammanslagning av förutsättningarna för scenarierna ”Miljö” och ”Produktion”.

De årliga nettoupptagen av koldioxid för de olika scenarierna under perioden 2000–2100 visas i Figur 36.

**Figur 36 Prognos för årliga nettoupptag av koldioxid i sektorn Skogsbruk och annan markanvändning i olika scenarier**

Miljoner ton CO<sub>2</sub>e



Källor: Naturvårdsverket och Konjunkturinstitutet.

Skilnaderna mellan de alternativa scenariernas nettoupptag och bassceniots nettoupptag, i skogsbruket, utgör de årligt bokförda upptagen för de alternativa scenarierna.<sup>103</sup> Av figuren framgår att dessa skillnader förändras över tiden. I början av perioden är skillnaderna små, men växer fram till 2050 (störst skillnad på ca 20 miljoner ton koldioxid ger ”Miljö+Produktion”) för att avta mot slutet av perioden. Att använda sig av de höga talen 2050 vore att överdriva skogsbrukets långsiktiga nettoupptag av koldioxid. I beräkningarna nedan används i stället medelvärdet för perioden 2020–2100, för respektive scenario, som en uppskattning av det långsiktiga nettoupptaget 2050. Medelvärdet för basscenariot antas här användas som referensnivå i bokföringen.

<sup>103</sup> En mindre mängd utsläpp från övrig markanvändning ingår också i bokföringen.



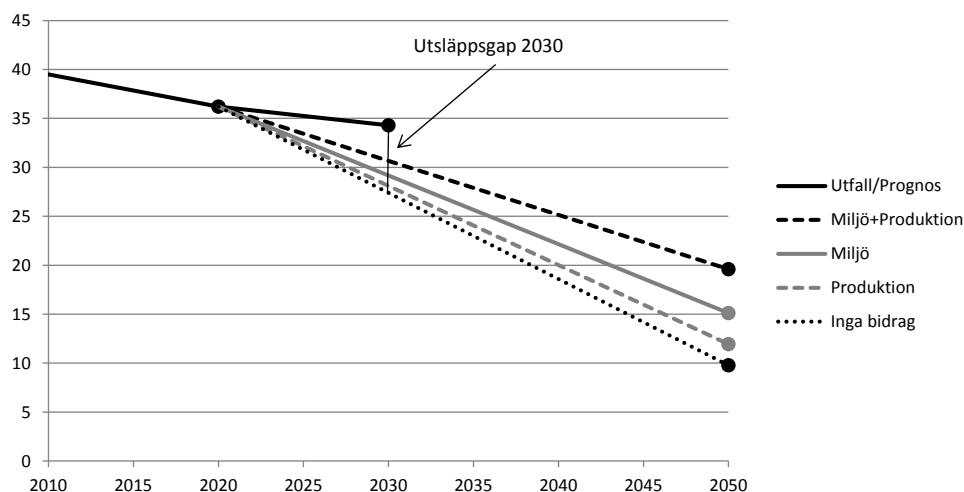
ringen. De bokförda upptagen av koldioxid 2050 i våra kalkyler blir därmed 5, 2 och 10 miljoner ton för scenarierna ”Miljö”, ”Produktion” respektive ”Miljö+Produktion”.

### KONSEKVENSER FÖR 2030-MÅLET

För att få en uppfattning av hur mycket skogsbruk och annan markanvändning kan bidra till att nå det beräknade 2030-målet, avsätts först de bokförda mängderna upptagen koldioxid för de olika scenarierna på 2050-målet. I de alternativa scenarierna minskar kravet på utsläppsminskningar i övriga delar av ekonomin utanför EU ETS. Om inga bidrag ges från skogsbruk och annan markanvändning är det bokförda värdet noll och 2050-målet för den icke-handlande sektorn är oförändrat, det vill säga den antagna minskningen med 80 procent från 1990. Det visas som punkter 2050 i Figur 37. Från nivåerna 2050 dras sedan linjer till 2020-målet och därefter avläses utfallen för det beräknade 2030-målet med bidragen från skogsbruk och annan markanvändning som scenarierna ger. Tillvägagångssättet illustreras i Figur 37 där de högre linjerna representerar lägre reduktionsnivåer. Dessa linjer är tänkta linjer kring vilka svensk ekonomi långsiktigt behöver anpassa sig, vad gäller utsläpp av klimatgaser i den icke-handlande sektorn, för att uppnå 2050-målet i de olika scenarierna. Eftersom bidragen från skogsbruk och annan markanvändning är ett medelvärde över perioden 2020-2100 kan dessa bidrag anses hållbara även efter 2050.

**Figur 37 Utsläpp av växthusgaser för icke-handlande sektorn för att uppnå klimatmålet för 2050, då skogsbruk och markanvändning antas ge bidrag**

Miljoner ton CO<sub>2</sub>e



Källor: Naturvårdsverket och Konjunkturinstitutet.

De, längs linjerna, avlästa värdena år 2030 beskriver förändringar i det beräknade 2030-målet med olika bidrag från skogsbruk och annan markanvändning längs vägen mot 2050-målet. I scenariot ”Miljö+Produktion”, vars långsiktiga medelvärde av kolnlagring är högst, får exempelvis den icke-handlande sektorn släppa ut drygt 30 miljoner ton koldioxidekvivalenter år 2030 vilket kan jämföras med ett utsläppsmål utan bidrag från skog och annan markanvändning som motsvarar utsläpp av 27 miljoner ton koldioxidekvivalenter.

De tänkta bidragen i form av kolinlagring från skogsbruk och annan markanvändning år 2030 uppgår för de alternativa scenarierna till ca 2 miljoner ton för ”Miljö”, ca 1 miljoner ton för ”Produktion” och ca 3 miljoner ton koldioxidekvivalenter för ”Miljö+Produktion”. Som framgått tidigare är gapet mellan prognosen och det beräknade 2030-målet drygt 7 miljoner ton koldioxidekvivalenter. Därmed kommer det krävas ytterligare åtgärder utöver dessa tänkta bidrag från skogsbruk och annan markanvändning för att Sverige ska kunna uppnå det beräknade 2030-målet.

### **STYRMEDEL KAN ÖKA SKOGENS NETTOUPPTAG**

Som framgår av Figur 37 kan skogsbruk och annan markanvändning underlätta anpassningen för den övriga ekonomin. Det krävs dock åtgärder som riktas till förändringar i skogsbruket för att uppnå de ökade nettoupptagen. Dessa åtgärder påverkar skogsbrukets produktion och har även en effekt på samhället som helhet. För att modellera förändringen i skogsbrukets produktion används informationen angående förändrad avverkning för de alternativa scenarierna (Naturvårdsverket, 2012a) vilket antas påverka produktionen i skogsbruket i motsvarande grad. När de alternativa scenarierna jämförs med det ekonomiska referensscenariot år 2030 ökar avverkningen med 5 procent för ”Produktion”, minskar avverkningen med 5 procent för ”Miljö” samt minskar avverkningen med 1 procent för ”Miljö+Produktion”. De kostnader som de ändrade produktionsmönstren innebär kommer sprida sig till övriga delar av ekonomin i olika grad beroende på branschernas ömsesidiga beroenden. Hur åtgärder inom skogsbruket påverkar andra delar av ekonomin kan inte illustreras av partiella modeller utan det krävs en allmänjämviktsmodell. Genom att ta dessa siffror över avverkningsförändringar som givna kan vi skapa en koppling mellan en skogssektormodell och en modell över svensk ekonomi, det vill säga EMEC.

I scenariot ”Miljö” innebär ökade avsättningar till reservat samt frivilliga avsättningar att den totala skogsarealen blir mindre produktiv jämfört med basscenariot eftersom delar av skogsarealen undantas från produktion. I EMEC-modellen justeras därmed skogsbrukets kapitalproduktivitet tills dess att produktionsvärdet minskar lika mycket som avverkningen, det vill säga 5 procent. För scenariot ”Produktion” antas att skogsägare behöver stimulans för att utföra de förändringar i skogsskötseln som innebär högre investeringsnivåer i skogsbruket och som genererar en ökad avverkning med 5 procent. Denna stimulans modelleras i EMEC genom att subventionera branschen skogsbruk tills dess att produktionen ökar med 5 procent.

När båda dessa åtgärder kombineras, i scenariot ”Miljö+Produktion”, fås en minskning av produktionen i skogsbruket på strax under 1 procent.

### **STRUKTURUMVANDLING OCH DE MAKROEKONOMISKA EFFEKTERNA**

De åtgärder som introduceras i de alternativa scenarierna påverkar inte bara skogsbruket utan får återverkningar på resten av ekonomin. Tabell 10 visar de procentuella förändringarna i produktionen för olika branscher, jämfört med referensscenariot. Resultaten visar att förutom skogsbruket påverkas även massa- och pappersindustrin av åtgärderna för att öka kolinlagringen. Trävaruindustrin, som utgör en del av den sammansatta branschen övrig industri, påverkas även den relativt mycket eftersom skogsråvaran används som insatsvara i denna bransch. Resultaten påvisar också de starka kopplingarna som finns mellan skogsbruk, i form av skogsavfall, och fjärrvärmeverken. Övriga delar av näringslivet påverkas endast marginellt av förändringar i skogsbruket.

### Tabell 10 Produktionsvärde i några näringslivsbranscher

Procentuell förändring jämfört med referensscenariot år 2030

	Miljö	Produktion	Miljö+Produktion
Skogsbruk	-5,0	5,0	-0,9
Massa- och pappersindustrin	-1,8	1,2	-0,4
Övrig industri	-1,5	1,0	-0,3
Jordbruk	-0,6	0,4	-0,2
Fjärrvärmeverk	-0,4	0,3	-0,1

Källa: Konjunkturinstitutet.

Åtgärderna som krävs för att förändra bidraget till det beräknade klimatmålet från skog och annan markanvändning ger inte enbart strukturella effekter på ekonomin utan har även viss inverkan på makroekonomin. Tabell 11 visar att åtgärder för att öka nettoinlagringen av koldioxid i skogen genom avsättningar eller genom subventioner för att öka produktionen ger en kostnad i form av en negativ inverkan på BNP.

### Tabell 11 Makroekonomiska indikatorer

Procentuell förändring jämfört med referensscenariot år 2030

	Miljö	Produktion	Miljö+Produktion
Privat konsumtion	-0,11	-0,05	-0,17
Offentlig konsumtion	0,00	0,00	0,00
Investeringar	-0,02	0,04	0,02
Export	-0,12	0,01	-0,12
Import	-0,08	0,00	-0,08
BNP, baspris	-0,09	-0,01	-0,11

Källa: Konjunkturinstitutet.

För att relatera dessa kostnader till andra styrmedel beräknas effekterna av att minska utsläppen i lika stor omfattning som i respektive scenario, men genom att höja den generella nivån på koldioxidskatten i modellen. Kostnaderna i form av minskad produktion (BNP) blir högre i fallet då koldioxidskatten höjs för att uppnå samma utsläppsminskning som i scenarierna jämfört med åtgärder för att öka nettoupptaget i skogen.

En stringent analys av dessa scenarier kräver en dynamisk skogssektormodell som kan fånga dels den biologiska dynamiken i skogen, dels de viktigaste sambanden inom skogssektorn samt även en länkning av skogssektorn till en allmänjämviktsmodell, se Furtenback (2011). I en sådan modell skulle en jämförande samhällsekonomisk intäkts- och kostnadsanalys vara möjlig över de olika scenariernas ekonomiska livstid. EMEC, som är en statisk modell utan biologisk modellering av skogen, uppfyller inte fullt ut dessa krav, men kan ändå utgöra ett komplement till intäkts- och kostnadsanalyser gjorda i partiella modeller då potentiella allmänjämviktseffekter och strukturomvändningar kan fångas upp.

## KAPITLET I KORTHET

- Klimatmålet till 2020 ser ut att nås med nuvarande bedömning av den ekonomiska utvecklingen och med befintliga (nivåer på) styrmedel.
- Energieffektiviseringsmålet 2020 nås inte utan ytterligare åtgärder.
- För att nå regeringens vision om ett samhälle 2050 med kraftigt minskade utsläpp av växthusgaser kan utsläppen utanför EU ETS behöva minska med så mycket som 25 procent mellan 2020 och 2030, något som inte förväntas ske med nuvarande styrmedel.
- En utveckling som leder till att visionen 2050 uppnås kräver skärpta styrmedel och snabb teknikutveckling efter 2020.
- Åtgärder inom skogsbruket kan bidra till att uppnå ett framtida klimatmål, genom ökat nettoupptag av koldioxid.
- I ett första försök att länka resultat från en skogssektormodell med EMEC-modellen indikerar beräkningarna att åtgärder inom skogsbruket kan vara kostnadseffektiva, men ytterligare analyser behövs.

## 4 Fördjupningsanalys

### 4.1 Kan hållbar utveckling mätas?

**Från politiskt håll finns ett återkommande önskemål om att kunna mäta hållbar utveckling, nu senast från regeringens framtidskommission.<sup>104</sup> Försöken att mäta hållbar utveckling har varit många, det har också begreppen varit. Först diskuterades hållbar utveckling, sedan grön tillväxt och nu pratas det om grön ekonomi. Syftet med detta avsnitt är att besvara frågan om hållbar utveckling verkligen kan mätas och i så fall hur. I avsnittet görs en översikt över arbeten som gjorts såväl nationellt som internationellt. Vi diskuterar FN:s miljöräkenskapsarbete och det svenska miljöräkenskapsuppdraget, Världsbankens beräkningar av genuint sparande, OECD:s arbete med grön tillväxt samt den så kallade Stiglitz-kommissionen.**

#### BAKGRUND

Sedan 2002 har Sverige en strategi för hållbar utveckling som innehåller ekonomiska, miljömässiga och sociala målsättningar (Skr. 2001/02:172, 2003/04:129, 2005/06:126). Eftersom hållbar utveckling är ett övergripande mål för regeringens politik, är det intressant att utvärdera i vilken utsträckning målet uppnås. För att kunna utvärdera politiken behöver vi kunna mäta om utvecklingen är hållbar eller inte.

I samhällsdebatten används ibland bruttonationalprodukten (BNP) som ett mått på välfärd, men att använda BNP som ett välfärdsmått är olyckligt av flera skäl. Exempelvis avspeglas inte miljöskador eller användningen av naturresurser i BNP trots att dessa på sikt kan ha stor betydelse både för produktionen och för människors välfärd.<sup>105</sup> För att kunna kombinera ekonomisk tillväxt med ett hållbart utnyttjande av naturresurser krävs en bättre förståelse av förhållandet mellan ekonomi och ekologi.

#### Vad är hållbar utveckling?

Insikten om att ekonomisk utveckling och miljömässiga aspekter inte kan behandlas separat var bakgrunden till att Brundtlandkommissionen<sup>106</sup> inrättades av Förenta Nationerna (FN) 1983. Kommissionen skapades för att hantera oron för den ökade miljöförsämringen och dess konsekvenser för ekonomisk och social utveckling. Enligt Brundtland-rapporten handlar en hållbar utveckling till stor del om fördelningen av resurser inom och mellan generationer (FN, 1987). En av de mest citerade definitionerna av hållbar utveckling antogs av kommissionen ”Hållbar utveckling är den utveckling som tillgodoser dagens behov utan att äventyra kommande generationers möjligheter att tillgodose sina behov”. Hur man ska mäta hållbar utveckling diskuterades emellertid inte av kommissionen. Ett försök att konkretisera definitionen är en samhällsutveckling som innebär en icke-fallande intertemporal välfärd, det vill säga att framtida generationers välfärd inte ska vara lägre än dagens (Li och Löfgren, 2010).

---

<sup>104</sup> BNP håller inte måttet längre, Svenska Dagbladet 2011-08-10.

<sup>105</sup> Andra brister i BNP som välfärdsmått är till exempel att hushållsarbete, värdet av fritid och inkomstfördelning inte beaktas på ett adekvat sätt.

<sup>106</sup> Formellt Världskommissionen för miljö och utveckling.

Sedan begreppet hållbar utveckling myntades har många försökt omsätta begreppet i praktiken. De tidiga diskussionerna om hållbar utveckling utgick från två synsätt på hur olika typer av kapital kan ersätta varandra: svag och stark hållbarhet. Begreppet svag hållbarhet härstammar från Hartwick's regel som innebär att om avkastningen av användningen av icke-förnybara resurser investeras i förnybart kapital kan samhällets konsumtionsnivå hållas konstant över tiden (Hartwick, 1977).<sup>107</sup> Med andra ord innebär svag hållbarhet att alla former av kapital är mer eller mindre utbytbara med varandra. Detta synsätt gör det möjligt att uttömma en kapitalstock, till exempel en naturresurs, så länge som det kan kompenseras av en ökning i någon annan kapitalstock. Stark hållbarhet, å andra sidan, innebär att alla kapitalstockar måste hållas intakta och kan därmed inte substitueras mot varandra (Daly och Cobb, 1989; Daly, 1990).

Flera sätt att mäta hållbar utveckling har föreslagits. I detta avsnitt kommer välfärds-måtten grön nettonationalprodukt (Weitzman, 1976) och genuint sparande (Pearce och Atkinson, 1993), som är potentiella indikatorer på svag hållbarhet att studeras. Vi börjar dock med att beskriva hur nationalräkenskaper har kompletterats med så kallade miljöräkenskaper för att kunna studera samband mellan miljö och ekonomi.

## **MILJÖRÄKENSKAPER**

Nationalräkenskaper utgör grunden för att beräkna BNP. En välkänd brist i nationalräkenskaper är att det bland annat inte beaktar konsekvenserna av miljöförstöring och utarmningen av naturresurser. Detta har varit ett växande problem ända sedan utvecklingen av systemet på 1940-talet (Smith, 2007). Vid FN:s konferens i Rio de Janeiro 1992 rekommenderades därför att miljöräkenskaper skulle utvecklas som ett komplement till nationalräkenskaper för att utvärdera och styra utvecklingen mot ett mer hållbart samhälle.

### **FN:s miljöräkenskapsarbete**

År 1993 publicerade FN sin handbok för miljöräkenskaper, SEEA 1993 (FN, 1993). Även om den ansågs vara ett blygsamt steg framåt för att inkludera miljön i nationalräkenskaper så var den det första försöket att ta fram gemensamma riktlinjer (Smith, 2007). SEEA 1993 publicerades som en uppsättning internationella rekommendationer snarare än som en internationell standard. Som en följd behövde länder som redan hade etablerat miljöräkenskapsprogram inte nödvändigtvis anpassa sina beräknings-sätt. Uppföljaren, SEEA 2003, publicerades gemensamt av FN, IMF, OECD, Världsbanken och Eurostat. Den ger en vägledning till en komplett uppsättning miljöräkenskaper både i fysiska och monetära termer. FN:s statistiska kommission har under 2012 beslutat att göra delar av handboken till en internationell standard. Detta kommer att öka trycket på länder att anpassa sig till de metoder som rekommenderas för att ta fram miljöräkenskaper.

---

<sup>107</sup> Detta innebär att ekonomin följer en bana som är förenlig med Brundtlandkommissionens definition av hållbar utveckling.

### **SEEA:s olika delar**

Miljöräkenskaperna kan delas upp i fyra kategorier av konton:

- Flödeskonton som följer nationalräkenskapernas struktur och ger information på branschnivå över användningen av energi och material som insatsvaror i produktionen och uppkomsten av föroreningar och avfall.
- Utgifter för att skydda miljön och förvalta naturresurserna. Dessa konton identifierar utgifter för industrin, staten och hushållen.
- Konton för naturresurser. Dessa konton inkluderar exempelvis skogar och fiskbestånd mätt i fysiska och monetära termer.
- Värdering av icke-marknadsprissatta nyttigheter och miljöjusterade välfärds-mått som grön nettonationalprodukt (NNP) och genuint sparande.

Den sista kategorin är av mer experimentell karaktär. När handboken skulle skrivas så fanns inget konsensus kring hur en grön NNP skulle beräknas och ännu mindre konsensus kring om det skulle göras överhuvudtaget. Bristen på samsyn var så stor att flera av länderna som deltog ville exkludera avsnittet från handboken (FN m.fl., 2003).

### **Miljöräkenskaper i Sverige**

År 1992 fick Statistiska centralbyrån (SCB), Naturvårdsverket och Konjunkturinstitutet i uppdrag av regeringen att utveckla miljöräkenskaper – var och en inom sitt område. SCB fick i uppdrag att utveckla fysiska miljöräkenskaper det vill säga ett statistiskt system som kopplar samman miljöstatistik med ekonomisk statistik. Naturvårdsverket skulle utveckla indikatorer och index som kan ge en samlad bild av tillståndet i de svenska ekosystemen och dess förändringar. Konjunkturinstitutet skulle utveckla metoder för monetära miljöräkenskaper och miljöekonomiska modeller som kan användas för samhällsekonomiska konsekvensanalyser. Bakgrunden till regeringsuppdraget var utredningen (SOU 1991:37–38) ”Räkna med miljön!” som föregicks av en internationell debatt som tog fart när Brundtlandkommissionens rapport kom 1987.

Naturvårdsverket avrapporterade sin del av uppdraget, ett miljöindexsystem, i en rapport 1993 (Naturvårdsverket, 1993). Konjunkturinstitutet fann efter ca 10 års utvecklingsarbete att det, på grund av svårigheter som diskuteras nedan, inte var realistiskt att försöka ta fram ett välfärdsmått i form av grön NNP (Samakovlis 2008, 2010). Mot bakgrund av Konjunkturinstitutets erfarenheter skedde en inriktningsförändring vilken fastställdes i regleringsbrevet för år 2005. Förändringen innebar att Konjunkturinstitutet frångick de monetära miljöräkenskaperna för att i stället fokusera på samhällsekonomiska analyser som syftar till att förbättra beslutsunderlaget för svensk miljöpolitik. SCB har fortsatt arbetet med att ta fram fysiska miljöräkenskaper, vilket motsvarar de tre första kontona i FN:s handbok för miljöräkenskaper som beskrivits ovan.

### **BERÄKNINGAR AV VÄLFÄRDSMÅTT**

Det har, som tidigare nämnts, diskuterats huruvida de monetära miljöräkenskaperna skulle kunna användas för att räkna fram en grön NNP. Ett annat välfärdsmått är det genuina sparandet som Världsbanken beräknar för ett stort antal länder. I detta avsnitt diskuteras fördelar och nackdelar med dessa mått.

### Grön NNP

Nettonationalprodukten beräknas som BNP, minus kapitalförslitning av realkapital (mänskligt producerat kapital) såsom byggnader och maskiner. Men konsumtion av ”icke-marknadsprissatta” nyttigheter som till exempel miljö kvalitet och värdet av förändringar i naturkapitalet såsom vatten och luft ingår inte. Tanken med grön NNP var att konstruera ett välfärdsått som bättre beskriver användningen av ekonomins alla resurser inklusive varor och tjänster från det ekologiska systemet. Grön NNP beräknas därför som:

$$\text{Grön NNP} = \text{konsumtion} + \text{nettoinvesteringar i realkapital} - \text{löpande miljöskador} + \text{nettoförändringar i naturkapitalen}$$

Weitzman (1976) visar att grön NNP, under ideala förhållanden, är direkt proportionell mot nuvärdet av den framtida välfärden. Det innebär att information som finns vid mättillfället är tillräcklig för att kunna mäta framtida välfärd och därmed avgöra om utvecklingen är hållbar (Aronsson, 1998).

Det är få länder som har försökt räkna ut en grön NNP. De länder som har försökt har gjort det för något specifikt år eller någon enstaka tidsperiod. Tyskland, Japan, Mexiko och Sverige har fokuserat på enstaka år, medan Costa Rica, Indonesien, Korea och Filippinerna har beräkningar för en viss tidsperiod. Det råder stora skillnader i analysernas täckning och värderingsmetoder. Vad man väljer att inkludera beror på landets naturresurstillgångar, föroreningsproblem och datatillgång. Vissa länder inkluderar bara marknadsprissatta varor och tjänster medan andra länder försöker värdera icke-marknadsprissatta sådana. Sammantaget gör detta att grön NNP-beräkningarna inte kan jämföras mellan länder (Samakovlis 2008, 2010).

Konjunkturinstitutet har, under åren 1992–2004, utvecklat metoder för att ta fram monetära miljöräkenskaper, bland annat genom ett aktivt deltagande i arbetet med FN:s handbok för miljöräkenskaper. Försök har också gjorts för att beräkna en partiell grön NNP för Sverige. Analyserna, som omfattar både teoretiska och empiriska studier, har främst fokuserat på kväve- och svavelutsläppens skadeverkningar. Andra studier fokuserar på hälsoeffekter från luftföroreningar, naturkapitalets avkastning av ekosystemtjänster och hur värderingsmetoder ska användas i miljöräkenskaperna. I Tabell 12 visas beräkningar för två separata år. Den miljöjustering som görs i form av naturkapitalförslitning och miljöskador uppgår endast till 0,7 procent 1993 och 0,6 procent 1997 av NNP och vägs upp av öknings i andra poster. Att grön NNP är högre 1997 än 1993 skulle kunna tolkas som att utvecklingen var hållbar. Viktiga poster som växthuseffekten, minskad biodiversitet etc. saknas emellertid i beräkningarna.

Gemensamt för alla försök att räkna ut grön NNP, såväl i Sverige som internationellt, är att de är inte heltäckande och behäftade med stor osäkerhet.



**Tabell 12 Grön NNP för Sverige 1993 och 1997**

Miljoner kronor, 1997 års priser

	1993	1997
Konsumtion	1 314 601	1 372 220
Handelsbalansnetto	78 011	161 823
Investeringar	209 854	244 700
Kapitalförslitning	-222 529	-212 600
Skogslagerökning	6 230	5 670
Gruvuttag	-1 250	-1 250
Naturkapitalförslitning	-5 780	-5 420
Miljöskador	-3 400	-3 300
Grön NNP	1 375 737	1 561 843

Anm.: Kostnader från miljöskador omfattar endast buller och hälsa.

Källor: Konjunkturinstitutet och SOU 2000:7.

### Genuint sparande

Det genuina sparandet är värdet av de nettoinvesteringar som inkluderas i grön NNP och mäter välfärdsförändringen över ett kort tidsintervall.<sup>108</sup>

I praktiken utgår Världsbankens beräkningar av genuint sparande från nationalräkenskaperas bruttosparande (BNP minus konsumtion) som sedan justeras med hänsyn till kapitalförslitning, utbildningsutgifter (som ett mått på humankapitalinvesteringar), nettoförändringar av naturkapitalstockarna (energi, mineraler, skog) och löpande miljöskador. Dessa beräkningar utförs för ca 200 länder men, för jämförbarhetens skull, begränsas det som ingår i beräkningarna. Som exempel kan nämnas att måttet enbart inkluderar ett begränsat urval marknadsprissatta varor och tjänster och att koldioxidutsläpp är den enda miljöskada som inkluderas. Ett fullständigt välfärdsmått på genuint sparande bör egentligen inkludera värdet av alla förändringar i kapitalstockarna. Det genuina sparandet beräknas som:

$$\text{Genuint sparande} = \text{Bruttosparande} - \text{realkapitalförslitning} + \text{utbildningsutgifter} - \text{naturkapitalförslitning} - \text{miljöskador}$$

I Tabell 13 visas beräkningar för länder indelade i inkomstgrupper (låg, medel, hög), för världen som helhet och för Sverige. Uttömningen av naturkapital är högre för låg- och medelinkomstländer. Utbildningsutgifterna är högre i höginkomstländer. Det genuina sparandet för Sverige är högt i ett internationellt perspektiv. Ett negativt genuint sparande tolkas vanligtvis som minskad välfärd och ihållande negativa värden som att utvecklingen är ohållbar.

En ofta framförd kritik är att utbildningsutgifterna så starkt påverkar det genuina sparandet (Pillarsetti, 2005). Utbildningsutgifter är inte heller något bra mått på investeringar i humankapital eftersom det inte mäter avkastningen på utbildning (Aronsson m.fl., 1997).

<sup>108</sup> Det vill säga genuint sparande är endast ett lokalt mått på hållbarhet.

**Tabell 13 Genuint sparande 2008**

Procent av bruttonationalinkomsten

Region/land	Brutto sparande	Kapital förslitn.	Netto sparande	Utbildning	Naturkapital	CO <sub>2</sub>	Genuint sparande
Inkomst	(+)	(-)	(=)	(+)	(-)	(-)	(=)
Låg	25,9	7,9	18,0	3,4	9,8	0,7	11,0
Medel	31,6	10,9	20,7	3,3	10,2	0,8	13,0
Hög	18,5	13,8	4,7	4,6	2,2	0,2	6,9
Sverige	27,1	12,5	14,6	6,4	0,4	0,1	20,5
Världen	20,9	13,0	7,9	4,2	4,4	0,4	7,4

Källa: Världsbanken (2012b).

**Teoretiska och empiriska svårigheter**

Att praktiskt konstruera monetära miljöräkenskaper möter flera svårigheter. De teoretiska begränsningarna har att göra med de starka antaganden som behövs för att man ska kunna tolka grön NNP som ett exakt välfärdsåtgång. Dessa antaganden utgörs bland annat av att ingen teknologisk utveckling sker och att inga marknadsmisslyckanden förekommer, båda omständigheter som inte håller i verkligheten.<sup>109</sup> Vad gäller de empiriska svårigheterna måste man för varje miljöskada och naturkapital fastställa kvantitativa och kvalitativa förändringar. Här är datatillgången långt ifrån tillfredsställande. Det finns också stora kunskapsluckor vad gäller orsakssambanden mellan koncentrationen av föroreningar i luft, vatten och jord och deras påverkan på natur och hälsa. Härtill kommer svårigheterna att väga samman och sätta pris på miljöskadorna och förändringar i naturkapitalen. En del av de faktiska skadorna kan kostnadsbestämmas med hjälp av marknadspriser, till exempel korrosionsskador, skador på fisk och växande gröda. Svårare är det med skador såsom påverkan på människors hälsa, och förlusten av arter. Kostnaden för sådana skador försöker man uppskatta genom betalningsviljestudier. Sådana studier kan till exempel innebära att hushållen tillfrågas hur mycket de är villiga att betala för att en viss aspekt av miljön inte ska försämrats.<sup>110</sup> Mycket förenklat innebär beräkningen av en grön NNP utifrån dagens empiriska underlag ett antagande om att betalningsviljestudier, oftast utförda för små geografiska områden i Sverige, är representativa för hela landet, att dessa värderingar appliceras på osäkra naturvetenskapliga samband för varje miljöskada och naturkapitalstock samt att en aggregering sker för att slutligen justera NNP. Det är uppenbart att dessa ackumulerade osäkerheter kraftigt bidrar till att begränsa möjligheterna att komma fram till ett heltäckande och internationellt jämförbart NNP-mått.

**NYA INITIATIV ATT MÄTA HÅLLBAR UTVECKLING**

På senare tid är det framför allt två initiativ att försöka mäta hållbar utveckling som rönt stor uppmärksamhet: den så kallade Stiglitz-kommissionen och OECD:s arbete med grön tillväxt.

<sup>109</sup> När man släpper dessa antaganden beror välfärden på tiden. Det är därför välfärdsåtgång i imperfekta marknadsekonomier har framåtblickande termer (Aronsson och Löfgren, 1995). Den informationen finns redan i skuggpriserna i en perfekt marknadsekonomi, vilket är anledningen till att vi i en sådan ekonomi kan mäta välfärd med variabler som är observerbara vid måttillfället.

<sup>110</sup> Betalningsviljestudier används annars oftast i kostnadsnyttoanalyser när det gäller specifika objekt (till exempel ett visst skogsområde) eller projekt (till exempel ett visst vägbygge). De är också bättre lämpade att använda i sådana sammanhang.

### **Stiglitz-kommissionen**

År 2008 tillsatte den dåvarande franska presidenten Sarkozy den så kallade Stiglitz-kommissionen vars uppgift var att analysera BNP:s begränsningar som välfärdsått och föreslå alternativa eller komplementära ått (Stiglitz m.fl., 2009). Kommissionen bestod av fem ekonomipristagare till Alfred Nobels minne och ett tjugotal andra experter på området.

Ett av kommissionens huvudbudskap är att nationalräkenskaperna behöver utvecklas så att de bättre speglar de strukturella förändringar som präglar utvecklingen i en modern ekonomi. Kommissionen menar att den växande andelen av komplexa varor och tjänster gör mätningen av produktion och ekonomisk utveckling svårare än tidigare. Det finns många produkter vars kvaliteter är mångdimensionella och förändras snabbt. Detta är tydligt för varor, som bilar och datorer, men ännu tydligare för tjänster (hälsovård, utbildning, information och kommunikationsteknologi). I vissa sektorer är ökad produktion mer en fråga om ökad kvalitet än ökad kvantitet. Att fånga kvalitetsförändringar är en enorm utmaning som är viktig för att kunna mäta välfärd.

Rapporten lyfter fram behovet att flytta fokus från produktion till välfärd, inkomst, konsumtion och tillgångar. Sammanlagt lämnar kommissionen tolv rekommendationer. De diskuterar bland annat behovet av att ta fram objektiva och subjektiva indikatorer på välbefinnande för att mäta individers livskvalitet. På miljöområdet rekommenderas en pragmatisk inställning till att mäta hållbarhet. De anser att en bedömning av om utvecklingen är hållbar kräver en hel panel av väl valda fysiska indikatorer. De menar att en monetär indikator visserligen kan ha sin plats i en sådan indikatorpanel men då bör den utgå från marknadsprissatta kapitalstockar.

Sammanfattningsvis menar kommissionen att gå från ått på produktion till välfärd innebär:

*”Att utveckla ett statistiksystem som kompletterar ått på marknadsaktivitet med ått på människors välbefinnande och ått på hållbarhet. Ett sådant system måste av nödvändighet bestå av flera ått eftersom inget enskilt ått kan fånga något så komplext som hållbar utveckling. Frågan om aggregering är viktig, men underordnad upprättandet av ett brett statistiksystem som fångar så många av de relevanta dimensionerna som möjligt”.<sup>111</sup>*

### **OECD:s arbete med grön tillväxt**

Enligt OECD handlar grön tillväxt om att främja ekonomisk tillväxt och utveckling samtidigt som vi försäkrar att naturtillgångarna kan fortsätta att tillhandahålla de resurser och miljö tjänster som vårt välbefinnande bygger på. Det handlar också om att främja investeringar och innovation som kommer att stödja hållbar tillväxt och ge upphov till nya ekonomiska möjligheter (OECD, 2011e).

För att kunna följa utvecklingen mot grön tillväxt krävs en uppsättning indikatorer som baseras på internationellt jämförbara data. Dessa måste inlemmas i ett begreppsmässigt ramverk och väljas ut enligt väl specificerade kriterier. I slutändan måste de kunna skicka tydliga budskap till beslutsfattare och allmänhet (OECD, 2011e).

---

<sup>111</sup> Egen översättning av Stiglitz m.fl. (2009) sidan 12.

Fyra områden, med tillhörande indikatorer, har valts för att fånga huvuddragen i grön tillväxt:

- **Miljö- och resursproduktivitet** för att bland annat fånga behovet av en effektiv användning av naturkapital. Exempel på indikatorer är koldioxid-, energi-, material-, vatten- och multifaktorproduktivitet<sup>112</sup>.
- **Ekonomiska och miljömässiga tillgångar** för att återspegla att minskad tillgång medför risker för tillväxten och för att hållbar tillväxt kräver att kapitalbasen ska hållas intakt. Exempel på indikatorer är färskvatten, skogs- och fisktillgångar, mineraler, land, jord, djurliv.
- **Miljö- och livskvalitet** för att fånga miljöhälsoeffekter. Exempel på indikatorer är miljöhälsoproblem och kostnader, exponering för miljörisker och ekonomiska förluster, tillgång till rening av dricks- och avloppsvatten.
- **Ekonomiska möjligheter och politiska lösningar** för att urskilja politikens möjligheter till grön tillväxt. Exempel på indikatorer är investeringar i FoU och patent, miljörelaterade innovationer, produktion av miljövaror och tjänster, internationella finansiella flöden av vikt för grön tillväxt, miljörelaterad beskattning, energipriser, vattenpriser och kostnadstäckning.

Den gröna tillväxtens flerdimensionella karaktär kräver således ett stort antal indikatorer för att kunna spegla alla aspekter. De omkring 25 indikatorer som nämns under de fyra områdena ovan är inte alla mätbara idag utan kräver vidare utveckling innan de kan implementeras.

En stor indikatorpanel riskerar emellertid att inte kunna leverera ett lika entydigt budskap till beslutsfattarna, som ett sammansatt välfärdsmått skulle kunna göra. Fördelen med ett mer lätt kommunicerat mått måste dock vägas mot värderingsproblemet när olika typer av miljöpåverkan ska vägas ihop och aggregeras. Därför förslår OECD en mindre uppsättning huvudindikatorer som är representativa för en bredare uppsättning gröna tillväxtfrågor. Det viktiga men svåra arbetet med att välja ut dessa indikatorer kvarstår dock (OECD, 2011e).

#### **HUR SKA VI GÖRA?**

Vad vi mäter formar det vi gemensamt strävar efter att uppnå. Om vi mäter fel saker eller missförstår våra mått kan vi lätt hamna fel. Att ta fram ett sammansatt välfärdsmått, baserat på så osäkra uppskattningar som diskuterats här, leder till ett ofullständigt och oprecist mått som blir svårhanterligt ur policysynpunkt. Trots att det numera finns en teoretisk grund att stå på är de empiriska svårigheterna så stora att det är orealistiskt att anta att vi inom överskådlig framtid skulle kunna producera ett heltäckande välfärdsmått.

Det är därför bättre att följa OECD:s och Stiglitz-kommissionens rekommendationer att ta fram en panel med indikatorer. SCB:s fysiska miljöräkenskaper utgör en utmärkt plattform för detta. SCB har redan tagit fram uppsättningar av hållbarhetsindikatorer i olika sammanhang (SCB 2003, 2007), men ingen lösning är utan problem. Indikatoransatsen utgår från att vissa resurser är särskilt viktiga för en hållbar utveckling. Vad som är viktigt för framtida generationer är svårt för dagens generation att avgöra.

---

<sup>112</sup> Multifaktorproduktivitet mäts som förändring i produktion som inte kan förklaras av förändring i kombinationen av insatsfaktorer, och används ibland som synonym till totalfaktorproduktivitet (OECD, 2011e).

Eftersom man inte väger ihop indikatorerna så innebär indikatoransatsen implicit att alla indikatorer måste utvecklas i rätt riktning för att utvecklingen ska vara hållbar, så kallad stark hållbarhet. Det är inte realistiskt att tro att en försämrad utveckling avseende en indikator inte kan vägas upp av en förbättring i en eller flera andra. Därför bör man vara försiktig i tolkningen av indikatorerna och inte tolka en negativ utveckling av en indikator som att den totala utvecklingen är ohållbar.

Svårigheterna att ta fram ett heltäckande välfärdsmått innebär inte att vi ska sluta att värdera och analysera miljöpåverkan – tvärtom. Det finns idag ett stort behov av ett samhällsekonomiskt underlag till miljöpolitiken. SCB:s fysiska miljöräkenskaper där miljödata hänförs till olika typer av verksamheter – privat konsumtion, offentlig förvaltning och näringsliv utgör en viktig insatsfaktor till miljöekonomiska modeller som i sin tur kan användas för att utvärdera alternativa sätt att bedriva miljöpolitik. Sammanfattningsvis har Sverige goda möjligheter att belysa samband mellan ekonomi och miljö samt utvärdera olika former av miljöpolitik.

## AVSNITTET I KORTHET

- Hållbar utveckling är den utveckling som tillgodoser dagens behov utan att äventyra kommande generationers möjligheter att tillgodose sina behov.
- Sedan 2002 har Sverige en strategi för hållbar utveckling som innehåller såväl ekonomiska som miljömässiga och sociala målsättningar.
- Flera sätt att mäta hållbar utveckling har föreslagits. Välfärdsmåttan nettonationalprodukt och genuint sparande är fast rotade i ekonomisk teori och potentiella indikatorer på så kallad svag hållbarhet. Avståndet från teori till praktiska välfärdsräkningar är dock fortfarande långt.
- Gemensamt för alla försök att mäta hållbar utveckling med ett sammansatt välfärdsmått, som nettonationalprodukt och genuint sparande, är att de är ofullständiga och behäftade med stor osäkerhet.
- I dagsläget är det bättre att mäta hållbar utveckling med en väl vald uppsättning av indikatorer i stället för med en sammansatt indikator.
- Eftersom en försämrad utveckling av en indikator kan vägas upp av en förbättrad utveckling av en annan indikator ska man vara försiktig i tolkningen av indikatorerna och inte tolka en försämring som att den totala utvecklingen är ohållbar.

## 4.2 Sverige behöver riktlinjer för värdering av koldioxid

**Bakom varje beslut om ambitionsnivåer för klimatpolitiken eller vid genomförandet av utsläppsreducerande åtgärder ligger implicit en värdering av koldioxidutsläppen. Sveriges klimatmål till 2020 uttrycker exempelvis hur stora nationella uppoffringar riksdagen är beredd att ställa sig bakom för att begränsa koldioxidutsläppen. Kostnaden för denna uppoffring utgör den koldioxidvärdering som bör avspeglas i det praktiska arbetet med samhällsekonomiska analyser. I dagsläget saknas formella riktlinjer för hur koldioxid bör värderas. Myndigheter har i vissa fall använt olika värderingar i sina analyser vilket försvårar analysernas jämförbarhet. Kommuner sätter upp regionala klimatmål med olika ambitionsnivå, vilket leder till att koldioxidutsläpp värderas olika över landet. Sammantaget får detta konsekvenser för hur utsläppsreducerande åtgärder och projekt prioriteras, och den svenska klimatpolitiken förlorar i kostnadseffektivitet. Det är därför av stor vikt att nationella riktlinjer tas fram så att myndigheters och kommuners klimatarbete kan fungera mer effektivt. Eventuella avvikelser från principen om enhetligt pris på koldioxidutsläpp i sektorer eller regioner bör vara nationellt förankrade. I detta avsnitt diskuteras två principer för att värdera koldioxid.**

### TVÅ PRINCIPER FÖR VÄRDERING AV KOLDIOXID

Värdering av koldioxid handlar om att försöka synliggöra värdet av den miljöförbättring som minskade koldioxidutsläpp resulterar i. För att kunna bestämma ambitionsnivån i klimatpolitiken utifrån samhällsekonomisk effektivitet behövs någon form av värdering, så att värdet av och kostnaden för att minska utsläppen kan jämföras. Så länge värdet av minskade utsläpp överstiger kostnaderna kan utsläppsreducerande åtgärder motiveras. Värdering kan också användas i samhällsekonomiska projektkalkyler och åtgärdsförslag. Syftet med att införa ett värde (pris) på koldioxidutsläpp är att beslutsfattare på ett konsistent sätt kan identifiera kostnadseffektiva åtgärder och projekt. Det finns två huvudsakliga ansatser för att värdera koldioxidutsläppen:

- 1) *Skadekostnadsansatsen*; värdet baseras på uppskattningar av den marginella skadekostnaden av ytterligare koldioxidutsläpp i atmosfären.
- 2) *Skuggprisansatsen*; värdet beräknas utifrån uppskattningar av den marginella reduktionskostnaden förknippad med ett givet utsläppsreduktionsmål.

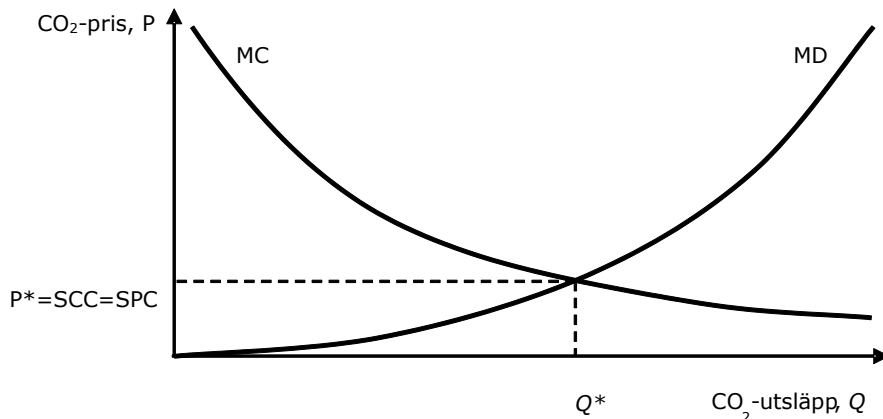
Under vissa omständigheter kommer dessa metoder att resultera i samma värdering av koldioxid. I Figur 38 visas, en förenklad bild av, hur den optimala reduktionsnivån fastställs där skadekostnaden av ytterligare en enhet koldioxidutsläpp,  $MD$ , är lika stor som reduktionskostnaden av ytterligare en enhet koldioxid,  $MC$ .<sup>113</sup> Givet att den optimala reduktionsnivån har kunnat fastställas kommer alltså skadekostnadsansatsen (som mäter marginella skadekostnaden vid den optimala reduktionsnivån,  $SCC =$  Social Cost of Carbon) och skuggprisansatsen (som mäter marginella reduktionskostnaden vid den optimala reduktionsnivån,  $SPC =$  Shadow Price of Carbon) resultera i samma värdering av koldioxid. Eftersom växthuseffekten är ett globalt problem innebär detta att skadekostnaden och reduktionskostnaden bör beräknas globalt. Ett ex-

---

<sup>113</sup> I figuren visas utsläpp, det är dock stocken av koldioxid i atmosfären, snarare än utsläppen i en enskild period, som orsakar temperaturförändringar och välfärdseffekter. Det globala klimatmålet uttrycks därför som ett stabiliseringsmål (mängden koldioxid i atmosfären bör begränsas till en viss nivå), och vad detta mål innebär i termer av utsläppsreducering beräknas med naturvetenskapliga samband. Figuren utgör en förenkling av förhållandet mellan koldioxidutsläpp och skada, i verkligheten kan det exempelvis finnas tröskleffekter i form av irreversibla förändringar i naturen.

empel på ett styrmedel som skulle kunna resultera i samma skuggpris är ett internationellt system för överlåtbara utsläppsrätter som täcker samtliga koldioxidutsläpp, givet att taket sätts i enlighet med den optimala nivån av utsläpp.

**Figur 38 Samband mellan skadekostnad (MD), reduktionskostnad(MC) och pris på koldioxid (P).**



Det finns flera orsaker till varför detta samband inte är uppfyllt i praktiken. För närvarande finns ingen internationell marknad för samtliga koldioxidutsläpp från vilken ett pris (värde) på koldioxid skulle kunna hämtas.<sup>114</sup> Det råder en betydande osäkerhet i uppskattningarna av framförallt skadekostnaderna, vilket innebär att det är svårt att identifiera det optimala reduktionsmålet med en tillfredsställande nivå av säkerhet. Reduktionsmål fastställs i praktiken utifrån flera olika faktorer: naturvetenskaplig och ekonomisk vetenskap, etiska principer och olika avvägningar till följd av internationella förhandlingar. Detta kan resultera i stora olikheter mellan länders klimatåtaganden. Utan ett sektorsövergripande internationellt system för överlåtbara utsläppsrätter kommer detta även att innebära stora olikheter i enskilda länders reduktionskostnader.

### Skadekostnadsansatsen

Skadekostnadsansatsen försöker uppskatta nuvärdet av effekten av ett extra ton koldioxid (eller dess ekvivalent) som släpps ut i atmosfären. Detta innebär att man försöker beräkna skillnaden i framtida skada orsakad av en marginell förändring av en given referensbana för utsläppen. En förändring av utsläppen i en viss tidsperiod påverkar koncentrationen i atmosfären (och därmed skadan) många år framöver. Värdet av denna marginella förändring av utsläpp skattas genom att i varje period beräkna skillnaden mellan skadan i referensfallet och skadan efter förändringen av utsläppen. Summan över samtliga tidsperioder ger det sammanlagda värdet av den marginella utsläppsförändringen.

För att uppskatta den marginella skadekostnaden måste en simuleringsmodell användas som kan länka utsläpp av koldioxid till förändringar i samhällets välfärd (uttryckt i termer av motsvarande förändring i konsumtion). Så kallade Integrated Assessment

<sup>114</sup> Det internationella klimatarbetet regleras via Kyotoprotokollet, där långt ifrån alla länder deltar. Kyotoprotokollet tillåter deltagande länder att handla kvotenheter med varandra genom internationell utsläppshandel (IET) och att genomföra utsläppsreducerande åtgärder i andra länder och tillgodoräkna sig utsläppsminskningen (Clean Development Mechanism, CDM och Joint implementation, JI). Båda typer av handel är dock begränsad och många av CDM-projekten är förknippade med problem (se Avsnitt 2.4).

Models (IAMs)<sup>115</sup> försöker integrera klimat- och ekonomisk modellering för att uppskatta välfärdseffekter av klimatförändringarna. Det arbetet inkluderar en kedja av modellantaganden på flera olika nivåer, både ekonomiska och naturvetenskapliga, och mycket långsiktiga prognoser (över 100 år). Några av de huvudsakliga osäkerheterna i denna typ av modeller är:

- *Klimatkänslighet* (naturvetenskaplig osäkerhet: hur förändras medeltemperaturen till följd av en fördubbling av stocken av koldioxidutsläpp)<sup>116</sup>
- *Diskonteringsräntan* (ekonomisk osäkerhet)<sup>117</sup>
- *Skadefunktionen* (både naturvetenskaplig och ekonomisk osäkerhet: hur ser länken mellan temperaturförändringar och välfärdseffekter ut?)<sup>118</sup>
- Modellernas oförmåga att hantera *risk för katastrofer* (naturvetenskaplig och ekonomisk osäkerhet)<sup>119</sup>
- *Naturkapitalets substituerbarhet* (ekonomisk osäkerhet: perfekt substitution kan ofta ifrågasättas då naturen är en avgörande produktionsfaktor)<sup>120</sup>
- *Iske-marknadsprissatta effekter* (både naturvetenskaplig och ekonomisk osäkerhet: dessa effekter underskattas eller utelämnas ofta helt i analyserna)<sup>121</sup>

Skadekostnadsansatsen är den enda värderingsmetod som kan bidra till att ta fram den samhällsekonomiskt effektiva ambitionsnivån i klimatpolitiken. Detta eftersom ansatsen syftar till att uppskatta både marginella reduktionskostnader och marginella skadekostnader av ytterligare koldioxidutsläpp för att kunna väga dessa mot varandra. Givet osäkerheterna i skattningarna av skadekostnaden bör dock resultaten tolkas med försiktighet. Omfattningen av osäkerhet kan utgöra ett argument mot att sätta långsiktiga mål baserade på uppskattningar genom skadekostnadsansatsen. I praktiken sätts de internationella klimatmålen utifrån fastställandet av en ”kritisk nivå” av acceptabel temperaturökning (2°C), motsvarande en halt av koldioxid i atmosfären på 450-550 ppm.<sup>122</sup> Denna kritiska nivå baseras huvudsakligen på IPCC:s sammanställning av befintlig klimatforskning, där naturvetenskaplig forskning har stor vikt och resultaten från IAM-analyser endast utgör ett av flera underlag.

### Skuggprisansatsen

Skuggprisansatsen utgår ifrån en given klimatpolitik och försöker fastställa vilken marginalkostnad för koldioxidreducerande åtgärder som leder till att vi når de fastlagda

---

<sup>115</sup> De mest kända modellerna är PAGE (Hope 2006), DICE (Nordhaus och Boyer 2000), RICE (Nordhaus och Yang 1996) och FUND (Tol 1997). I en sammanställning framgår att nästan 90 procent av de vetenskapligt granskade skadekostnadsskattningarna baseras på varianter av dessa fyra modeller (Tol, 2008).

<sup>116</sup> Se exempelvis Lenton m.fl. (2008) om risken för ”tipping points” och Roe m.fl. (2007).

<sup>117</sup> Diskonteringsräntans värde har länge diskuterats i den vetenskapliga litteraturen och efter Stern-rapporten (2006) fick denna debatt stort fokus. Se exempelvis Dasgupta (2006), Mendelsohn (2006), Nordhaus (2007) och Weitzman (2007).

<sup>118</sup> Val av funktionsform har visat sig vara avgörande, speciellt vid stora temperaturökningar. Se exempelvis Hanemann (2008), Sherwood m.fl. (2010) och Weitzman (2010).

<sup>119</sup> Modellernas oförmåga att hantera denna risk kan påverka modellresultaten. Se Weitzman (2009, 2010, 2011), Nordhaus (2011a, 2011b), Ackerman m.fl. (2010, 2011) och Dietz (2011).

<sup>120</sup> Sterner m.fl. (2008) visar att om klimatförändringarna leder till att jordbruksprodukter blir relativt dyrare kommer skadekostnaden att öka jämfört med det fall där det inte sker några relativprisförändringar.

<sup>121</sup> Se Stern (2006), Sterner m.fl. (2008) och Watkiss m.fl. (2008).

<sup>122</sup> IPCC (2007a).



målen. Värderingsprincipen garanterar att målen nås på ett kostnadseffektivt sätt eftersom projekt och åtgärder bedöms utifrån den kostnad som krävs för att nå måluppfyllelse. För att beräkna kostnaden för måluppfyllelse måste uppskattningar av marginella reduktionskostnader definieras mot en given referensbana och ett mål i termer av minskade utsläpp specificeras. Marginella reduktionskostnadskurvor kan baseras på olika typer av energi-, klimat- och ekonomiska modeller där definitionen av kostnader är det som främst skiljer kostnadsskattningarna åt. De respektive modellerna har olika fördelar och nackdelar och båda typer av kostnadsskattningar är förknippade med osäkerhet. Uppskattningarna av den marginella reduktionskostnaden är dock betydligt mindre osäkra än uppskattningarna av den marginella skadekostnaden.<sup>123</sup> Givet den resursinsats som krävs för att uppskatta marginella reduktionskostnader kan värdering utifrån observerade priser på koldioxid vara ett alternativ i praktiken. Det är en variant av skuggprisansatsen som bygger på att man utnyttjar befintliga priser på koldioxid, med förhoppningen om att dessa priser speglar de marginalkostnader som krävs för att nå de uppsatta målen. Det finns två alternativ att titta närmare på, dels marknadspriset i EU:s utsläppshandelssystem och dels nivån på koldioxidskatten.

#### *Marknadspriset på utsläppsrätter för koldioxid*

För anläggningar som ingår i EU:s utsläppshandelssystem (EU ETS) finns ett reduktionsmål som successivt kommer att skärpas utifrån bedömningar om hur mycket dessa anläggningar bör bidra till EU:s övergripande mål för år 2020. Inom detta system kommer priset på utsläppsrätter spegla den marginalkostnad för åtgärder som behövs för att nå det övergripande målet för anläggningar som är med i systemet. Detta marknadspris motsvarar alltså skuggpriset på koldioxid som motsvarar måluppfyllelse inom den handlande sektorn i samtliga medlemsländer<sup>124</sup>. Eftersom Sverige, liksom de flesta andra medlemsländer, har satt upp ett nationellt mål för de sektorer som inte inkluderas inom EU ETS, den icke-handlande sektorn, behöver detta marknadspris inte vara det skuggpris som motsvarar nationell måluppfyllelse i den icke-handlande sektorn.

#### *Koldioxidskatten*

För den icke-handlande sektorn finns ett nationellt reduktionsmål till år 2020. Verksamheterna inom den icke-handlande sektorn betalar koldioxidskatt. För att koldioxidskatten skulle kunna utgöra en bra grund för värdering av koldioxid i nationella projektkalkyler och åtgärdsförslag måste skattenivån spegla den marginalkostnad för utsläppsreducerande åtgärder som behövs för att nå det nationella klimatmålet. Det finns flera anledningar till att ifrågasätta om så verkligen är fallet. Ett skäl är att den svenska koldioxidskatten justeras i efterhand beroende på hur det går med måluppfyllelsen vilket är en konsekvens av osäkerhet om hur reduktionskostnaden utvecklas över tiden.<sup>125</sup> Dessutom finns för den icke-handlande sektorn överlappande styrmedel som även syftar till att bidra till klimatmålet. Det kan också finnas problem med att se

---

<sup>123</sup> Dietz m.fl. (2010) konstaterar att spridningen av skattade värden på marginella skadekostnader i litteraturen var tio gånger större än spridningen av marginella reduktionskostnader. Detta trots att de skattade reduktionskostnaderna baseras på ett stort antal modeller av olika slag (energisystemmodeller (bottom-up), allmän jämviktsmodeller (top-down) samt hybridmodeller).

<sup>124</sup> I dagsläget är dock priset väldigt lågt på grund av ett stort utbud av sparade utsläppsrätter i kombination med låg efterfrågan på grund av den lågkonjunktur som råder i Europa.

<sup>125</sup> SOU 2008/09:162.

koldioxidskatten som en genuin skatt på koldioxid. Detta eftersom höjningar i koldioxidskatten har kombinerats med sänkningar i energiskatten, vilken internaliserar andra externa effekter utöver koldioxidutsläpp (Nilsson m.fl., 2009). Sammantaget är det därför tveksamt om koldioxidskatten kan utgöra en bra grund för värdering enligt skuggprisansatsen.

## VÄRDERING AV KOLDIOXID I PRAKTIKEN

### Internationella erfarenheter av koldioxidvärdering

Skadestadsansatsen utgår från ett strikt välfärdsperspektiv och har ett starkt teoretiskt stöd i den ekonomiska litteraturen.<sup>126</sup> Enligt Tol (2008) ligger de vetenskapligt granskade skadestadsansatserna inom ett intervall om -0,01–1,13 kr/kg koldioxid.<sup>127</sup> Denna metod har legat till grund för praktisk tillämpning i samhällsekonomiska analyser i exempelvis Storbritannien och USA samt inom EU genom de harmoniserade riktlinjerna för transportprojekt (HEATCO).<sup>128</sup> De senaste årens debatt om osäkerheten i skattade skadestadsansatser har dock medfört förändrade rekommendationer för praktisk tillämpning. Skuggprisansatsen diskuteras mer än tidigare som en alternativ värderingsmetod.<sup>129</sup>

I flera länder finns nationella riktlinjer för hur samhällsekonomiska analyser bör genomföras utan att riktlinjerna innefattar principer för värdering av miljöförändringar. I Norge pågår en diskussion om hur man i samhällsekonomiska konsekvensanalyser ska värdera miljöförändringar, inte minst koldioxidutsläpp.<sup>130</sup>

I USA har riktlinjer för värdering av koldioxid nyligen (år 2010) tagits fram baserat på skadestadsansatsen. Detta är första gången nyttosidan av utsläppsreduceringar av koldioxid lyfts in i USA:s klimatpolitik, men man har fått kritik för att inte ha utnyttjat erfarenheter från andra länder.<sup>131</sup>

I Storbritannien baserades riktlinjerna fram till år 2008 på skadestadsansatsen. Sedan år 2008 har nya riktlinjer tagits fram baserade på skuggprisansatsen.<sup>132</sup> Beräkningar av marginalkostnader som motsvarar Storbritanniens klimatåtaganden har använts som grund för värderingen av koldioxid. Vägledningen innehåller nivåer för värdering på både kort och lång sikt. Eftersom en rad verksamheter i Storbritannien deltar i EU ETS medan man har ett nationellt mål för den icke-handlande sektorn, har Storbritannien valt att på kort sikt tillämpa två olika värderingar för koldioxid. Ett

---

<sup>126</sup> Se exempelvis Pearce (2003), Tol (2005, 2008), Brännlund (2009) och Nordhaus (2011a).

<sup>127</sup> I studien presenteras intervallet USD -2,3 – 590/ton kol (1 ton C = 3,67 ton CO<sub>2</sub>, växelkurs 7 SEK per USD).

<sup>128</sup> HEATCO (2005), Clarkson m.fl. (2002), DEFRA (2005, 2007). Interagency Working Group on Social Cost of Carbon (2010), Watkiss (2005). I Storbritannien användes fram till 2008 GBP 25/ton CO<sub>2</sub>e för utsläppsreduktioner i kortsiktiga projekt. För utsläppsreduktioner som uppkommer 2050 användes GBP 60/ ton CO<sub>2</sub>e (motsvarar ca 0,30 kr/kg CO<sub>2</sub>e respektive 0,70 kr/kg CO<sub>2</sub>e vid växelkursen 11 SEK per GBP). HEATCO:s rekommenderade värden ligger nära värdena för Storbritannien. I USA rekommenderas ett värde för 2010 på USD 21/ton CO<sub>2</sub>e (motsvarar ca 0,14 kr/kg CO<sub>2</sub>e med växelkursen 7 SEK per USD).

<sup>129</sup> Se exempelvis Ackerman m.fl. (2011) samt Dietz m.fl. (2010).

<sup>130</sup> Se NOU 2009:16 där principer för värdering diskuteras utan att specifika riktlinjer tas fram.

<sup>131</sup> Se exempelvis Ackerman och Stanton (2011).

<sup>132</sup> Se DECC/DEFRA (2009) och DECC (2009). Skattade marginella reduktionskostnadskurvor utvecklade av Committee on Climate Change har använts som grund för detta arbete.

värde baserat på marknadspriset på utsläppsrätter tillämpas för värdering av koldioxidutsläpp inom den handlande sektorn (ca 0,30 kr/kg CO<sub>2</sub>e), och en annan värdering baserad på beräkningar av åtgärdskostnader för projekt och åtgärder inom den icke-handlande sektorn (ca 0,70 kr/kg CO<sub>2</sub>e). För långsiktiga projekt (från och med 2030) utgår man ifrån att det kommer att finnas ett internationellt handelssystem på plats och tillämpar därför en enhetlig värdering av koldioxid baserad på beräkningar av globala åtgärdskostnader, oavsett sektor (ca 0,80 kr/kg CO<sub>2</sub>e för år 2030 respektive drygt 2 kr/kg CO<sub>2</sub>e för år 2050).<sup>133</sup> Storbritannien motiverar ändrade riktlinjer med de stora osäkerheter som är förknippade med skattningar av den marginella skadekostnaden. Ett annat motiv är att skuggprisansatsen, om den tillämpas internationellt i syfte att motivera enskilda projekt och åtgärder, ökar chanserna att nå de fastställda internationella klimatmålen jämfört med skadekostnadsansatsen. Även Frankrike har nyligen föreslagit att skuggprisansatsen ska ligga till grund för att bestämma nivå på koldioxidskatten och för värdering av koldioxid i projekt inom transportsektorn.<sup>134</sup>

### **Nationella erfarenheter av koldioxidvärdering**

Inom miljömålsarbetet har behovet av samhällsekonomiska konsekvensanalyser lyfts fram exempelvis i SOU 2009:83 och i regeringens proposition ”Svenska miljömål – för ett effektivare miljöarbete” (Prop. 2009/10:155). Trots detta finns inte några nationella riktlinjer för *hur* myndigheter ska göra detta. Behovet av att ytterligare utveckla metoder och förbättra underlag på området är därför stort. Värdering av miljöeffekter, som exempelvis nyttan av minskade koldioxidutsläpp, utgör en del inom konsekvensanalysen där bristen på riktlinjer ofta poängteras, både av myndigheter och av forskare.<sup>135</sup>

En enkätundersökning till svenska myndigheter studerar vilka kalkylvärden myndigheter använder i sina analyser.<sup>136</sup> För värdering av koldioxid använder flera myndigheter ASEK-värdet på 1,50 kr/kg CO<sub>2</sub><sup>137</sup>, eftersom ASEK-värdena är väletablerade och reviderats vid flera tillfällen. Dessa värden är framtagna för att användas för trafiksektorns analyser. Enkätsvaren visar dock att även myndigheter utanför trafikområdet använder ASEK-värdena.<sup>138</sup> Luftfartsverket använder priset på utsläppsrätter inom EU ETS, ett värde som är betydligt lägre än ASEK-värdet. I Trafikverksutredningen (SOU 2009/31) framfördes att analysen av vilket värde av koldioxid som ska användas i projektkalkyler bör göras av någon annan instans än Trafikverket själva.

### **BEHOV AV NATIONELLA RIKTLINJER FÖR VÄRDERING AV KOLDIOXID**

Ambitionsnivån för Sveriges klimatpolitik bygger på principen om att Sverige bör ta sin del av ansvaret så att den internationellt accepterade målsättningen om att begränsa

---

<sup>133</sup> En växelkurs på 11 SEK per GBP har använts för att räkna om värdena. (GBP 25/ton CO<sub>2</sub>e för den handlande sektorn, GBP 60/ton CO<sub>2</sub>e för den icke-handlande sektorn samt GBP 70/ton CO<sub>2</sub>e för år 2030 samt GBP 200/ton CO<sub>2</sub>e för år 2050).

<sup>134</sup> Se DECC (2009) och Rocard (2009).

<sup>135</sup> Se Kinell m.fl. (2009) och Naturvårdsverket (2011a).

<sup>136</sup> Se Kinell m.fl. (2009).

<sup>137</sup> ASEK, Arbetsgruppen för samhällsekonomiska kalkyler, bildades av representanter från de tidigare trafikverken samt SIKA (nu Trafikanalys). Ett syfte med ASEK-arbetet har varit att ta fram enhetliga kalkylprinciper och kalkylvärden som ska tillämpas inom transportsektorn för att analyserna ska bli jämförbara.

<sup>138</sup> Inom ramen för studien av Kinell m.fl. (2009) klargjorde SIKA att koldioxidvärdet inte är lämpligt att använda inom andra sektorer än just transportsektorn.

klimatpåverkan till en genomsnittlig temperaturökning på 2°C kan nås.<sup>139</sup> De projekt och åtgärder som till lägsta kostnad uppnår den nationella ambitionsnivån bör genomföras för att garantera att ambitionsnivån nås på ett kostnadseffektivt sätt. Det vore därför rimligt att bygga vidare på skuggprisansatsen för att ta fram nationella riktlinjer för värdering av koldioxid. För att garantera kostnadseffektiviteten bör projekt och åtgärder väljas ut oberoende av i vilket geografiskt område eller i vilken sektor de genomförs: varje enhet koldioxidutsläpp orsakar samma skada oavsett lokalisering eller sektor. En kostnadseffektiv strategi vore därför att ta fram det skuggpris som motsvarar den nationellt fastlagda ambitionsnivån och låta detta skuggpris utgöra värderingen av koldioxidutsläpp i samhällsekonomiska analyser av föreslagna projekt och åtgärder i samtliga geografiska områden samt sektorer.

### **Sektorsspecifika och regionala mål**

Förekomsten av en disaggregerad målstruktur, som sektorsspecifika och regionala klimatmål, innebär avsteg från kostnadseffektiviteten eftersom man då frångår principen om att de mest effektiva åtgärderna bör väljas ut.<sup>140</sup>

För de anläggningar i Sverige som ingår i EU ETS finns ett fastställt reduktionsmål som utgörs av systemets tak för koldioxidutsläpp. För den icke-handlande sektorn gäller däremot det nationella klimatmålet. En konsekvens av detta är att skuggprisansatsen resulterar i olika värderingar av koldioxid i den handlande respektive den icke-handlande sektorn. Detta innebär att åtgärder inte kommer att fördelas på ett kostnadseffektivt sätt. När det gäller den icke-handlande sektorn finns en skrivelse (Regeringen, 2008) om att Sverige *bör* sträva efter att ha en fossilfri fordonsflotta år 2030, vilket kan tolkas som ett sektorsspecifikt mål för transportsektorn.<sup>141</sup> Då ett sektorspecifikt mål innebär en avvikelse från principen om kostnadseffektivitet bör det specifika målet kunna motiveras utifrån andra principer.

Förutom sektorsspecifika mål förekommer regionala klimatmål i Sverige. De regionala målen är inte fastställda av regeringen utan sätts upp av kommunerna i form av ambitioner för det egna geografiska området. Dessa mål överensstämmer inte alltid med det nationella klimatmålet. Medan vissa kommuner inte satt upp något klimatmål vill många kommuner ”gå före” genom att anta mer långtgående klimatmål.<sup>142</sup> Detta får till följd att åtgärder inom angränsande geografiska områden prioriteras olika. Det finns en risk för att de satsningar som görs av kommuner som vill gå före inte fungerar tillfredsställande om inte alla kommuner har liknande ambitioner. Ett exempel på en sådan satsning är infrastruktur inom transportområdet, exempelvis biogastankställen, laddstolpar för elbilar och parkeringsnormer.<sup>143</sup> Eftersom transporter rör sig över

---

<sup>139</sup> Se Kapitel 2 om Sveriges ambitionsnivå i klimatpolitiken.

<sup>140</sup> Det kan finnas skäl att avvika från principen om enhetligt koldioxidpris. En anledning kan vara skillnader i konkurrenssituation mellan sektorer vilket innebär olika risk för koldioxidläckage (se t. ex. Mandell 2008, 2010).

<sup>141</sup> I trafikverkets regleringsbrev för 2011 framgår också att ”Trafikverket ska utarbeta förslag till årsvisa mål för minskad miljöpåverkan utifrån miljö kvalitetsmålen för klimat, buller, luft och biologisk mångfald...”.

<sup>142</sup> I Naturskyddsföreningens undersökning ”Klimatindex 2010” svarar 222 av 290 kommuner på frågor om kommunens klimatarbete. 175 kommuner har ett sektorsövergripande klimatmål. Mer än hälften av kommunerna (124 st) har satt upp mål för det geografiska området. 37 kommuner har geografiska (regionala) klimatmål om minst 40 procents minskning av växthusgaser till år 2020.

<sup>143</sup> Se resonemang i debattartikel ”Kraftigare styrmedel krävs om kommuner, landsting och regioner ska bli fossilfria!”, <http://hd.se/ledare/2010/12/16/kraftigare-styrmedel-kravs/>.

kommungränserna bör det finnas en nationell uppbackning om hur sådana utsläppsreducerande satsningar ska värderas och prioriteras.

## AVSNITTET I KORTHET

- I Sverige finns inga generella riktlinjer för hur koldioxid bör värderas i samhällsekonomiska kalkyler.
- Bristen på riktlinjer har lett till att myndigheter använder olika värderingar i sina analyser, vilket försämrar kostnadseffektiviteten och analysernas jämförbarhet.
- Kommuner sätter själva upp regionala klimatmål med olika ambitionsnivåer, vilket leder till att koldioxidutsläpp värderas olika i olika kommuner. Vilket inte är kostnadseffektivt.
- För att öka klimatpolitikens kostnadseffektivitet behövs nationella riktlinjer för värdering av koldioxid. Eventuella avvikelser från principen om enhetligt pris i olika sektorer eller regioner bör vara nationellt förankrade.
- Det finns två huvudsakliga värderingsprinciper för koldioxid. På grund av osäkerheten i skadekostnadsansatsen har skuggprisansatsen fått allt större genomslag internationellt. Skuggprisansatsen utgår ifrån givna klimatmål och fastställer vilken marginalkostnad för koldioxidreducerande åtgärder som leder till att vi når målen. Sverige bör därför ta fram nationella riktlinjer för värdering av koldioxid utifrån skuggprisansatsen.

### 4.3 Leder energieffektivisering till energibesparing?

**Energieffektivisering har blivit ett ledord i klimat- och energipolitiken. Ofta används begreppet synonymt med minskad energianvändning och förväntas leda till minskad miljöpåverkan och förbättrad försörjningstrygghet. Men det är inte säkert att energieffektivisering får de effekter som förväntas. Energieffektivisering kan stimulera ny energiefterfrågan som motverkar effektiviseringens energibesparande potential. Den så kallade rekyleffekten som uppstår kan helt eller delvis eliminera syftet med åtgärderna. Rekyleffekten har länge varit känd, men storleken på effekten är omtvistad. Om rekyleffekten är hög blir stöd till energieffektivisering dyra eftersom energiefterfrågan, och indirekt koldioxidutsläppen, inte dämpas i den utsträckning som förväntats. I detta avsnitt analyseras rekyleffektens betydelse för klimat- och energipolitiken.**

#### BAKGRUND

Från ett strikt ekonomiskt perspektiv kan rekyleffekten ses som en oproblematiserad ekonomisk dynamik som följer av teknologisk utveckling. En ekonomiskt motiverad energieffektivisering leder till tillväxt och högre välfärd. Rekyleffekten blir ett problem när det finns restriktioner för den ekonomiska tillväxten i form av klimat- och energipolitiska mål. Frågan blir då om styrmedel som stimulerar energieffektivisering bidrar till att målen kan nås till lägsta möjliga kostnad för samhället.

Från politiskt håll framställs energieffektivisering ofta som ett billigt sätt att både minska utsläppen av växthusgaser och öka försörjningstryggheten. Flera politiska åtgärder har de senaste åren genomförts för att förbättra energieffektiviteten i Sverige, till exempel förbudet mot glödlampor, reglering av stand-by teknik, programmet för energieffektivisering i industrin (PFE), investeringsstöd och informationsinsatser. Sedan 2009 har Sverige även ett energieffektiviseringsmål (se inledningen till kapitel 2). Goda intentioner leder emellertid inte alltid till goda resultat. Det finns sedan länge analyser som visar att energieffektivisering inte nödvändigtvis minskar energianvändningen, i synnerhet inte den globala energianvändningen på lång sikt. Redan 1865 problematiserades energieffektivisering av den brittiske ekonomen Stanley Jevons som menade att kolanvändningen skulle öka i takt med att energieffektiviteten i industrin förbättrades (Jevons paradox). Detta för att energieffektivisering leder till ökade användningsmöjligheter för kolet. I dag beskrivs paradoxen i termer av ”backfire”, vilket kan översättas med baktändning, en rekyleffekt på över 100 procent. Om energieffektiviseringsåtgärder baktänder verkar de kontraproduktivt inom klimat- och energipolitiken.

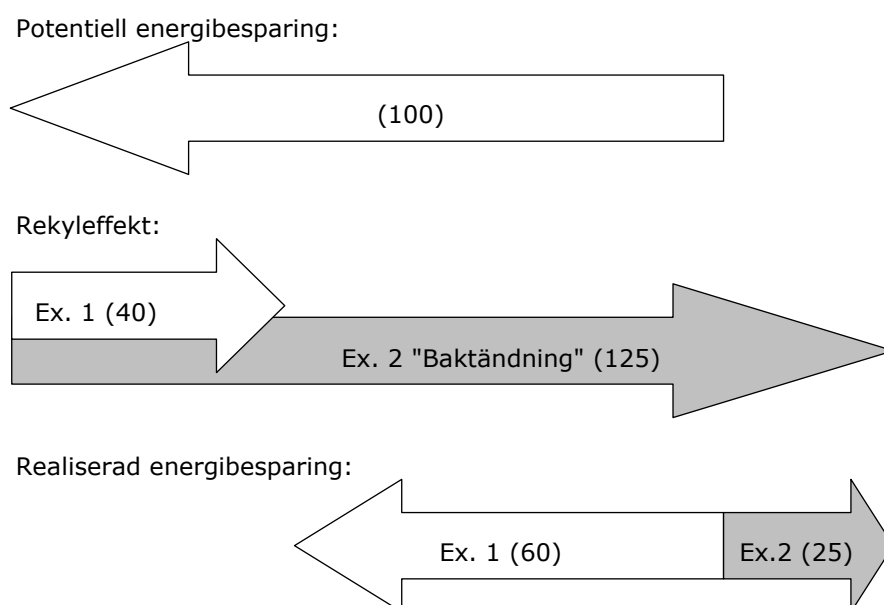
I forskningslitteraturen är det allmänt accepterat att energianvändare efterfrågar mer varor och tjänster när en förbättrad energieffektivitet medför minskade kostnader. Energieffektivisering innebär: (1) att hushåll och företag kan konsumera samma mängd energitjänster<sup>144</sup> till en lägre kostnad och (2) att energitjänster blir relativt billigare än andra varor och tjänster. Med andra ord, energieffektivisering medför initialt en ekonomisk besparing vilket möjliggör en ökad konsumtion (inkomsteffekt), samtidigt som de ekonomiska incitamenten att konsumera fler energitjänster stärks relativt andra varor och tjänster (substitutionseffekt). För företagen blir det relativt billigare att

---

<sup>144</sup> Tjänster som energin bidrar med, till exempel värma byggnader, driva maskiner, transportera gods.

använda energi i produktionen, vilket innebär lägre styckkostnader. Detta möjliggör lägre slutvarupriser på energiintensiva varor och tjänster, vilket stimulerar konsumtionen av dem. Ekonomiska drivkrafter ser till att energieffektiviseringen verkar genom ekonomin i flera led, där produktion, konsumtion, faktorefterfrågan och investeringar påverkas. I slutändan medför energieffektivisering en strukturomvandling och en förändrad energianvändning. Rekyleffekten utgör skillnaden mellan potentiell och realiserad energibesparing (se Figur 39). I exempel 1 är rekyleffekten mindre än 100 procent och bidrar till minskad energianvändning. I exempel 2 är rekyleffekten större än 100 procent och leder till ökad energianvändning. Rekyleffektens storlek beror på vilken energitjänst som effektiviseras och hur energieffektiviteten förbättras.

**Figur 39 Rekyleffekten**



### DEN DIREKTA REKYLEFFEKTEN

Rekyleffekten kan definieras i termer av direkta och indirekta effekter som tillsammans utgör den ekonomiövergripande rekyleffekten. Den direkta rekyleffekten verkar, som beskrivits, genom inkomst- och substitutionseffekter men avser endast efterfrågan på den energitjänst (till exempel belysning, transporter och värme) som effektiviserats. När exempelvis energieffektivisering leder till att uppvärmningskostnaderna minskar kan det leda till att vi höjer temperaturen, ökar den uppvärmda ytan eller värmer husen under längre perioder.

### Vad påverkar rekyleffektens storlek?

Energieffektivitet avser förhållandet mellan produktion av energinytta (ljus, kraft, temperatur) och energianvändning. För vissa energitjänster kan det vara svårt att mäta energinyttan, det gör det också svårt att uppskatta rekyleffekten. Inom transportområdet mäts energinytta som fordons-, person- eller tonkilometrar. För uppvärmning av bostäder mäts energinyttan i termer av värmekomfort per kvadratmeter eller genomsnittlig inomhustemperatur. För att alla anpassningar i efterfrågan på energi ska beaktas krävs ett övergripande mått på energinyttan. En annan svårighet med att mäta rekyleffekter är att de kan verka under lång tid. Det kan ta lång tid för konsumenter

och producenter att ändra sina beteenden. Om rekyleffekten studeras under för kort tid riskerar man att underskatta den. Samtidigt innebär det långa tidsperspektivet att många andra faktorer påverkar efterfrågan på energitjänster och det blir svårt att isolera energieffektiviseringens effekt på efterfrågan. Det finns några faktorer som generellt påverkar den direkta rekyleffektens storlek:

- Rekyleffekten förväntas vara större för energitjänster som kräver mycket energi i förhållande till andra insatsfaktorer, eftersom energieffektivisering får en större inverkan på kostnaden för sådana energitjänster.
- Rekyleffekten förväntas vara större för hushåll med låga inkomster eftersom hushåll med höga inkomster förväntas ha en mer mättad efterfrågan (Milne och Boardman, 2000; Hong, 2006). Marginalnyttan av en energitjänst antas vara avtagande. För vissa energitjänster kan marginalnyttan till och med bli negativ, till exempel om inomhustemperaturen överstiger den optimala.
- Rekyleffekten för tidsintensiva energitjänster, som bilresor, förväntas vara mindre för hushåll med höga inkomster (Sorell och Dimitropoulos, 2008; Small och van Dender, 2007; Greene, 2012). Alternativkostnaden<sup>145</sup> för tid bestäms av inkomsten. Ju högre inkomst desto dyrare blir vår tid. Motsvarande resonemang gäller också för boyta. Energieffektivare kylskåp betyder inte nödvändigtvis att vi skaffar större eller fler kylskåp.
- Rekyleffekten förväntas vara relativt stor för energieffektiviseringar som skapar nya konsumenter som innan effektiviseringen inte hade råd att köpa energitjänsten (Roy, 2000; van den Bergh, 2011).
- Rekyleffekten förväntas vara mindre för energitjänster som innebär andra indirekta kostnader, eftersom kostnaden för energitjänsten då inte faller lika mycket vid energieffektivisering (Sorell och Dimitropoulos, 2008). Rekyleffekten förväntas vara större då energieffektivisering även innebär andra förbättringar, till exempel med avseende på design, komfort eller tidseffektivitet (Binswanger, 2001).

#### **Direkt rekyleffekt för hushållens persontransporter med bil**

De flesta analyser av den direkta rekyleffekten berör hushållens energianvändning, där persontransporter med bil är den energitjänst som har analyserats mest. Den direkta rekyleffekten kan uppskattas genom att ekonometriskt analysera data över efterfrågan på enskilda energitjänster eller energi. Genom att modellera energieffektivisering som en prisförändring kan elasticiteter för efterfrågan på energitjänster, eller energi, skattas och sedan användas som approximationer av den direkta rekyleffekten (se Fakta 3). Elasticiteterna anger hur mycket energianvändningen förändras procentuellt då energieffektiviteten förbättras (eller priset faller) med en procent. Den totala bränsleförbrukningen för biltransporter är en funktion av:

- Bilparkens storlek
- Antal fordonskilometrar per bil
- Bränsleförbrukning per kilometer

Rekyleffekten verkar genom alla dessa faktorer. Eftersom olika anpassningar till prisförändringar slår igenom på efterfrågan i olika takt skiljer man på kort- och långsiktig direkt rekyleffekt. Den kortsiktiga fångar effekter som sker inom ett år, till exempel

---

<sup>145</sup> Alternativkostnaden utgörs av värdet av den bästa alternativa användningen av en resurs.



byte av transportmedel. På lång sikt förändras bilparken och infrastrukturen. Goodwin m.fl. (2004) har sammanställt analyser av egenpriselasticiteter för persontransporter med bil. Egenpriselasticiteten för *bränsleförbrukning* uppgår i genomsnitt till -0,25 på kort sikt och till -0,64 på lång sikt. En elasticitet på -0,25 innebär att 25 procent av energibesparingen från energieffektiviseringen tas tillbaka av rekyleffekten. Egenpriselasticiteten för *fordonskilometrar* uppgår till -0,10 på kort sikt och till -0,29 på lång sikt.<sup>146</sup>

Skattningar av långsiktiga egenpriselasticiteter för svensk efterfrågan på fordonsbränsle och persontransporter, baserat på data fram till 1997, hamnar i intervallet -0,10 och -0,15 (Brännlund, 1997; Hansson-Brusewitz, 1997; Brännlund och Nordström, 2004; Brännlund m.fl., 2007). Baserad på data för perioden 1972–2006, estimeras långsiktiga egenpriselasticiteter till -0,49 för bensin och -0,32 för diesel (Dargay, 2008).

### FAKTA 3

#### Hur den direkta rekyleffekten kan uppskattas

Den ekonomiska ansatsen utgår från en produktionsfunktion för hushållens produktion av energitjänster. Produktionen av energinyttan från en energitjänst ( $S$ ) antas vara en funktion av energi ( $E$ ), teknisk utrustning ( $C$ ), tid ( $L$ ) och andra resurser ( $M$ ),  $S=f(E, C, L, M)$ . Energieffektiviteten ( $T$ ) ges av kvoten,  $T=S/E$ .

Den direkta rekyleffekten kan identifieras med hjälp av två elasticiteter. Den första är elasticiteten för energierfterfrågan med avseende på energieffektivitet,  $\varepsilon_T(E)$ , som säger hur mycket energierfterfrågan förändras då energieffektiviteten förbättras.

$$\varepsilon_T(E) = \frac{\partial E}{\partial T} \times \frac{T}{E}$$

Den andra är elasticiteten för efterfrågan på energinytta med avseende på energieffektivitet,  $\varepsilon_T(S)$ , som säger hur mycket efterfrågan på energitjänsten förändras då energieffektiviteten förbättras.

$$\varepsilon_T(S) = \frac{\partial S}{\partial T} \times \frac{T}{S}$$

Givet att energierfterfrågan förändras proportionerligt med efterfrågan på energitjänsten gäller  $\varepsilon_T(E) = \varepsilon_T(S) - 1$ , där  $\varepsilon_T(S)$  är ett direkt mått på rekyleffekten (Sorrell och Dimitropoulos, 2008). Om  $\varepsilon_T(S) > 0$  är rekyleffekten positiv, om  $\varepsilon_T(S) > 1$  kommer energieffektivisering att öka energiförbrukningen. På grund av bristfällig statistik ersätts ofta  $\varepsilon_T(S)$  med egenpriselasticiteten för efterfrågan på en energitjänst eller efterfrågan på energi (Binswanger, 2001).

<sup>146</sup> Egenpriselasticiteter för bränsleförbrukning är generellt högre än för fordonskilometrar (Goodwin m.fl., 2004; Sorrell m.fl., 2009; Hymel m.fl., 2010). Högre bränslepriser leder inte bara till färre fordonskilometrar utan även till bränslesnålare körning, kortade resvägar och ökat nyttjande av energieffektiva bilar (Rouwendal, 1996).

### **Direkt rekyleffekt för bostadsuppvärmning**

Det är mer komplicerat att mäta den direkta rekyleffekten för bostadsuppvärmning. För det första kan fastigheter värmas upp med flera energislag och ha kompletterande uppvärmningskällor, vilket gör statistiken på energianvändningen mindre exakt. För det andra är det problematiskt att jämföra olika energislag med varandra på grund av värmeförluster som uppstår när energi konverteras. Det är också svårt att fånga energitjänsten värmekomfort i termer av genomsnittlig inomhustemperatur, eftersom det bara är en av flera faktorer som bestämmer värmekomforten.

I översiktsstudier dras slutsatsen att den långsiktiga egenpriselasticiteten för bostadsuppvärmning uppgår till mellan -0,10 och -0,30 (Greening m.fl., 2000; Sorrell m.fl., 2009). Denna uppskattning grundar sig på studier för den amerikanska energifterfrågan. Den direkta rekyleffekten för uppvärmning förväntas vara större bland fattigare hushåll eftersom de antas ligga längre ifrån önskad värmekomfort (Hong, 2006).

För Sverige har egenpriselasticiteter för olje- och elanvändningen i småhus uppskattats till -2,4 respektive -0,3 (Dargay, 2008) och för olja, el och fjärrvärme till -0,79, -0,24 respektive -0,05 (Brännlund m.fl., 2007). Egenpriselasticiteterna för enskilda energislag ger begränsad information om rekyleffekten eftersom de, utöver förändringar i efterfrågan på värmekomfort, även fångar effekter av energieffektivisering och konvertering till andra energislag.<sup>147</sup> Nässén m.fl. (2008) estimerar långsiktiga egenpriselasticiteter för den specifika energianvändningen (slutanvända kWh/m<sup>2</sup>/år) i Sverige till -0,3 för småhus och -0,8 för flerfamiljshus. Den kortsiktiga elasticiteten fångar anpassningen som sker inom ett år, den långsiktiga fångar hela anpassningen. På grund av bristfällig statistik finns få skattningar av rekyleffekten för andra energitjänster än transporter och uppvärmning. För vitvaror förväntas rekyleffekten vara nära noll, eftersom energikostnaderna är små i förhållande till insatserna av kapital, yta och tid. Högre rekyleffekter väntas för energieffektiv belysning och luftkonditionering (Greening m.fl., 2000; Sorrell m.fl., 2009).

### **DEN EKONOMIÖVERGRIPANDE REKYLEFFEKTEN**

Den ekonomiövergripande rekyleffekten utgörs av den direkta rekyleffekten och en rad indirekta effekter som kan delas upp i:

- sekundära rekyleffekter i form av inkomst- och substitutionseffekter
- allmänjämviktseffekter i form av strukturomvandling
- genomgripande förändringar i samhällsstrukturen, till exempel med avseende på teknisk utveckling, preferenser och institutioner.

I van den Bergh (2011) identifieras 14 mekanismer genom vilka den ekonomiövergripande rekyleffekten verkar (se Fakta 4).

### **Inkomst- och substitutionseffekter**

Effekterna av att en energitjänst görs energieffektivare kommer att spilla över på *andra* varor och tjänster. Inkomsteffekten uppkommer eftersom energieffektivisering medför en ökad realinkomst. Detta möjliggör ökad konsumtion, vilket stimulerar energief-

---

<sup>147</sup> Från 1970 har oljeuppvärmningen minskat kraftigt medan el- och fjärrvärme ökat (SOU 2008:25).

terfrågan eftersom alla varor och tjänster är förknippade med energianvändning i något led av sina livscyklar. Exempelvis medför en effektivare värmepump lägre uppvärmningskostnader för fastighetsägaren, som kan använda det frigjorda kapitalet för att konsumera andra energitjänster eller varor. Energieffektivisering innebär också att energitjänster blir billigare relativt andra varor och tjänster. Om varorna är substitut kommer substitutions- och inkomsteffekterna att verka i motsatta riktningar. Om varorna är komplementär är substitutionseffekten positiv och förstärker inkomsteffekten. Exempelvis kan konsumtionen av biltillbehör förväntas öka då bilresorna blir fler.

## FAKTA 4

### Energieffektivisering kan leda till:

1. En ökad efterfrågan på energitjänster eftersom de blir billigare.
2. En ökad efterfrågan på bättre prestanda och fler funktioner, till exempel klimatanläggningar i bilar, eftersom de blivit billigare.
3. Ökad konsumtion av andra energitjänster och varor- och tjänster i allmänhet. Detta medför större indirekt energianvändning.
4. Förändringar i sammansättningen av faktorefterfrågan (på kapital, arbetskraft, mark, råvaror och energi) som följer av att faktorer är utbytbara och komplementära med varandra. Detta påverkar energianvändningen eftersom faktorer måste produceras och/eller transporteras.
5. En strukturomvandling i ekonomin till energiintensiv konsumtion och produktion. De lägre energikostnaderna får effekter på konsumtion och produktion, transporter och investeringar. Effekterna bestäms genom simultana anpassningar på interaktiva marknader för varor- och tjänster, produktionsfaktorer och finansiella tillgångar. Detta är en allmänjämviktseffekt.
6. Lägre energipriser som stärker strukturomvandlingen. Om de initiala energibesparingarna är stora kan det leda till lägre energipriser och i slutändan till lägre priser på energiintensiva varor och tjänster.
7. Ökad totalfaktorproduktivitet och totalproduktion i ekonomin, vilket skapar utrymme för ökad konsumtion, ökade investeringar och fler transporter.
8. Ökade investeringar och ökad kapitalackumulation, vilka får långsiktiga effekter på produktivitet och produktionsnivå.
9. Lärande och investeringar i FoU som stimulerar nya uppfinningar och teknikspridning. Detta påverkar i förlängningen de varor och tjänster som kommer att konsumeras och de processer som används vid deras tillverkning.
10. Förändringar i preferenser då energikostnader och teknik förändras. Detta påverkar vilka varor och tjänster som efterfrågas.
11. Indirekt energianvändning vid förnyelse av teknisk utrustning. Produktion, transport och installation av all ny teknisk utrustning kräver energi.
12. Tidsbesparingar, till exempel genom byte till en modern hushållsapparat, vilket gör att mer tid kan spenderas på energikrävande aktiviteter.
13. Materiella förändringar i ett led av en varus livscykel som får konsekvenser för energianvändningen i andra led.
14. Att landets komparativa fördelar påverkas vilket leder till förändringar i internationella handelsmönster och omlokalisering av produktion som i sin tur leder till ändrade transportmönster.

### Allmänjämviktseffekter

När nationella mål inom energi- och miljöpolitiken står i fokus bör energieffektivisering analyseras i ett ekonomiövergripande perspektiv, det vill säga hur energieffektiviseringens effekter sprider sig i ekonomin och vilka återverknings effekter det får. För att visa hur allmänjämviktseffekter uppstår kan en generell förbättring av energieffektiviteten i industrin utgöra ett exempel. En sådan förbättring kommer initialt att leda till minskad energiefterfrågan. Företagen kommer emellertid att efterfråga fler energitjänster då dessa blir billigare. Då billigare energitjänster ersätter dyrare produktionsfaktorer minskar den genomsnittliga produktionskostnaden. Minskade kostnader för industrin kan i viss utsträckning föras över till slutkonsumenterna, till exempel stål- och pappersprodukter. Den lägre kostnaden för energi och de därmed lägre priserna på energiintensiva produkter innebär i sin tur en höjning av de reala inkomsterna, vilket gör att den privata konsumtionen ökar. Eftersom energieffektiviseringen gör energitjänsterna billigare relativt andra varor och tjänster kommer resurser att flyttas till aktiviteter som är mer energiintensiva. Eftersom energiintensiva sektorer i Sverige verkar på en internationell marknad kommer exporten att öka. BNP blir högre då ekonomin som helhet blir mer produktiv. Dessa återverknings effekter leder till förändrad industristruktur och förändrad energianvändning i ekonomin.

För att fånga alla relevanta återverknings effekter krävs allmänjämviktsmodeller (se Avsnitt 3.1). Det har endast gjorts ett tiotal allmänjämviktsanalyser av rekyleffekten från energieffektivisering i industrin. Inga generella slutsatser kan dras eftersom vissa antaganden, som är avgörande för resultaten, skiljer sig åt mellan studierna. De mest jämförbara analyserna har gjorts för Skottland (Hanley m.fl., 2006, 2009; Anson och Turner, 2009; Turner och Hanley, 2011) och Storbritannien som helhet (Allan m.fl., 2007, 2009; Turner, 2009). Trots det uppvisar uppskattningar av rekyleffekten en stor variation, från 14 till 175 procent (Allan m.fl., 2007; Hanley m.fl., 2009). Det är i synnerhet skillnader i antaganden om elsektorn som bidrar till att rekyleffekten blir större för Skottland. Energieffektivisering medför ett lägre elpris, dels för att efterfrågan på el initialt minskar och dels för att produktionskostnaderna i den energiintensiva elsektorn minskar. I den skotska modellen antas att billig el kan exporteras till resten av Storbritannien där elpriset är högre. I den skotska elsektorn stiger därför den relativa lönsamheten, kapital strömmar till och den installerade effekten ökar. När elsektorn växer efterfrågas mer kol och gas. Rekyleffekten blir därmed större på lång sikt.

Risken för baktändning är störst vid:

- energieffektiviseringar i energiintensiv energiproduktion
- energieffektivisering av energiintensiva industriella processer
- effektivisering av tekniker som har många användningsområden och därför får stora spridningseffekter

Den ekonomiövergripande rekyleffekten verkar under en lång tid i en komplex anpassningsprocess. Det är svårt, kanske omöjligt, att fånga alla effekter. Vissa menar därför att den ekonomiövergripande rekyleffekten underskattas (van den Bergh, 2011). Hur utvecklingen av attityder, institutioner och teknologier förändras i framtiden till följd av energieffektivisering är dock ytterst oklart. Det är inte uteslutet att sådana förändringar mildrar rekyleffekten.

## REKYLEFFEKTENS POLICYRELEVANS

Frågan är om styrmedel som stimulerar energieffektivisering bidrar till en kostnadseffektiv uppfyllelse av klimat- och energipolitiska mål. Huruvida så är fallet beror dels på hur mycket det kostar att förbättra energieffektiviteten och dels på åtgärdernas effekter, som beror på rekyleffektens storlek.

Storleken på rekyleffekten skiljer sig mellan energitjänster och mellan sektorer. Internationella litteraturöversikter visar en direkt rekyleffekt för uppvärmning och persontransporter på 30 procent, kanske närmare 10 procent för transporter (Sorell m.fl., 2009; Dimitropoulos, 2007). För övriga energitjänster finns få skattningar. Men man kan förvänta sig höga (låga) rekyleffekter för energitjänster vars energikostnader står för en stor (liten) del av totalkostnaden. Den direkta rekyleffekten reflekterar bland annat inte hur inkomst- och substitutionseffekter påverkar konsumtionen av andra varor och tjänster. Den reflekterar inte heller effekter på investeringar, konkurrenskraft och branschstruktur. För en fullständig bild måste den ekonomiövergripande rekyleffekten beaktas. Det finns tyvärr för få analyser av den ekonomiövergripande rekyleffekten för att kunna uppskatta dess storlek, men i nästa avsnitt görs en analys av den ekonomiövergripande rekyleffekten i Sverige.

Rekyleffektens storlek beror på hur energieffektiviteten höjs. Många av skattningarna av den ekonomiövergripande rekyleffekten analyserar en kostnadsfri energieffektivisering. Dessa simuleringar kan approximera en energieffektivisering som sker över tid på grund av teknologisk utveckling. Ett alternativt scenario är då energieffektivisering innebär högre kapitalkostnader eller högre drifts- och underhållskostnader. I dessa fall blir spridningseffekterna mindre, vilket gör att rekyleffekten blir mindre. Energieffektivisering som drivs fram av regleringar som till exempel byggnormer och standarder för bilar, maskiner och apparater förväntas medföra andra kostnader för energianvändarna som håller tillbaka den ekonomiövergripande rekyleffekten. Energieffektivisering som sker på grund av energiskatter ökar kostnaden för energianvändningen, vilket också håller tillbaka rekyleffekten. Ju mindre lönsam en åtgärd är desto mindre blir rekyleffekten, allt annat lika. När energieffektivisering sker på grund av information eller främjandet av frivilliga åtgärder riskerar rekyleffekten att bli hög. Subventioner till energieffektiviseringsåtgärder innebär lägre kostnader för energianvändaren och ger därmed upphov till en större rekyleffekt. Detta utgör ett argument för att inom miljöpolitiken vara försiktig med subventioner till energieffektiviseringsåtgärder. Att tillhandahålla information som hjälper energianvändare att göra effektiva val kan dock vara effektivt om det finns marknadsmisslyckanden kopplade till energianvändningen (till exempel informationsasymmetrier) som, om de internaliseras, skulle kunna bidra till att minska kostnaden för klimatpolitiken. Analyser som finner höga rekyleffekter brukar rekommendera att åtgärder som stimulerar energieffektivisering måste kompletteras med ekonomiska styrmedel, i form av skatter, som håller uppe energikostnaderna (Brännlund m.fl., 2007; Hanley m.fl., 2009; van den Berg, 2011). Om energieffektiviseringsåtgärderna redan från början är kostsamma mildras rekyleffekten och nödvändigheten av ett kompletterande styrmedel blir då mindre.

En annan typ av rekyleffekt uppstår med anledning av det europeiska systemet för handel med utsläppsrätter. Systemet begränsar den totala rekyleffekten av teknisk energieffektivisering inom den handlande sektorn, eftersom det finns ett tak för de totala utsläppen inom sektorn. Däremot kommer rekyleffekten av klimatpolitisk energieffektivisering inom den handlande sektorn att vara 100 procent. Det vill säga sådana styrmedel påverkar inte utsläppen, utan endast priset på utsläppsrätter. Om ener-

gieffektivisering innebär minskade utsläpp frigörs utsläppsrätter. Det ökade utbudet av utsläppsrätter pressar ner priset, vilket stimulerar efterfrågan. I slutändan omfördelas endast utsläppsrätterna mellan olika aktörer i systemet (van den Bergh, 2011).

Även om det, utifrån befintlig forskning, är svårt att bestämma storleken på den ekonomiövergripande rekyleffekten är vetenskapen om att dess existens ett tillräckligt skäl för att försöka begränsa dess storlek. Rekyleffekten är en relevant faktor att beakta såväl vid utformningen av miljömål som vid valet av styrmedel. Är den liten eller stor och kan den motverkas med kompletterande åtgärder? Att ta rekyleffekten på allvar innebär att försöka göra energieffektiviseringsåtgärder mer effektiva. Det innebär också en analys av nettoeffekten av styrmedel för energieffektivisering och en jämförelse med alternativa strategier för att nå klimat- och energipolitiska mål.

## AVSNITTET I KORTHET

- Rekyleffekten uppstår då energieffektivisering leder till ny energiefterfrågan som motverkar effektiviseringens energibesparande potential.
- Den direkta rekyleffekten är förmodligen relativt liten, mindre än 30 procent, för de flesta energitjänster.
- Den ekonomiövergripande rekyleffekten kan däremot vara stor, särskilt vid energieffektivisering av energiintensiv energiproduktion och av energiintensiva industriella processer. Rekyleffekten riskerar således att vara stor där energianvändningen och den potentiella energibesparingen är stor.
- Rekyleffektens storlek beror på hur energieffektiviteten förbättras. Subventioner till energieffektivisering innebär lägre kostnader för energianvändaren vilket leder till större rekyleffekt. Det är därför ineffektivt att subventionera ny energieffektiv teknik, men att tillhandahålla information som hjälper energianvändare att göra effektiva val kan vara effektivt.

## 4.4 Den ekonomiövergripande rekyleffekten i Sverige

**En omfattande energieffektivisering i ekonomin kan få betydande positiva makroekonomiska effekter vilket i sin tur kan motverka syftet med energieffektiviseringen. Hur stor den slutliga energieffektiviseringen blir, i förhållande till den implementerade energieffektiviseringen, mäts av den ekonomiövergripande rekyleffekten. För att uppskatta storleken på den svenska ekonomiövergripande rekyleffekten av en generell energieffektivisering i produktionen har Konjunkturinstitutets allmänjämviktsmodell EMEC använts. Resultaten visar att den ekonomiövergripande rekyleffekten i Sverige beror på en rad faktorer, bland annat energieffektiviseringens omfattning (hur stor del av ekonomin som effektiviserar), hur arbetsmarknaden modelleras samt om energieffektiviseringen innebär en kostnad eller inte.**

### INLEDNING

I föregående avsnitt konstaterades att potentiell energibesparing i form av energieffektivisering inte alltid leder till lika stor realiserad energibesparing beroende på den direkta och indirekta rekyleffekten. Den indirekta, ekonomiövergripande rekyleffekten, har i tidigare studier visat sig vara relativt stor, se exempelvis Allan m.fl. (2007) och Hanley m.fl. (2009) men det finns inga studier som har analyserat effekten för svensk ekonomi. Syftet med denna studie är därför att undersöka hur stor den ekonomiövergripande rekyleffekten är för den svenska ekonomin vid en generell energieffektivisering i produktionen. En uppskattning av den ekonomiövergripande rekyleffekten i Sverige kan bidra med viktig information om energieffektiviseringens konsekvenser vilket är intressant eftersom energieffektivisering står högt på dagens politiska agenda. Frågan är således om energieffektivisering leder till energibesparing och i så fall hur stor denna besparing kan tänkas vara. Vi studerar även hur energiefterfrågan förändras i ekonomin och vilka indirekta effekter som energieffektiviseringen ger och hur dessa indirekta effekter påverkar ekonomin.

Den ekonomiövergripande rekyleffekten utgörs av den direkta rekyleffekten samt en rad indirekta effekter som kan delas upp i följande tre komponenter (Greening m.fl., 2000):

1. Sekundära rekyleffekter i form av inkomst- och substitutionseffekter
2. Allmänjämviktseffekter i form av strukturomvandling
3. Genomgripande förändringar i samhällets struktur så som till exempel teknisk utveckling, förändrade preferenser och utveckling av institutioner.

För att kvantifiera och analysera den svenska ekonomiövergripande rekyleffekten används Konjunkturinstitutets allmänjämviktsmodell EMEC. Modellen kan fånga den direkta rekyleffekten samt de två första indirekta komponenterna. Den tredje komponenten kan modellen inte ta hänsyn till eftersom förändringar i preferenser och institutioner samt påverkan på teknisk utveckling antas vara exogent och förändras därmed inte i de olika scenarierna.

### ENERGIEFFEKTIVISERING OCH REKYLEFFEKT

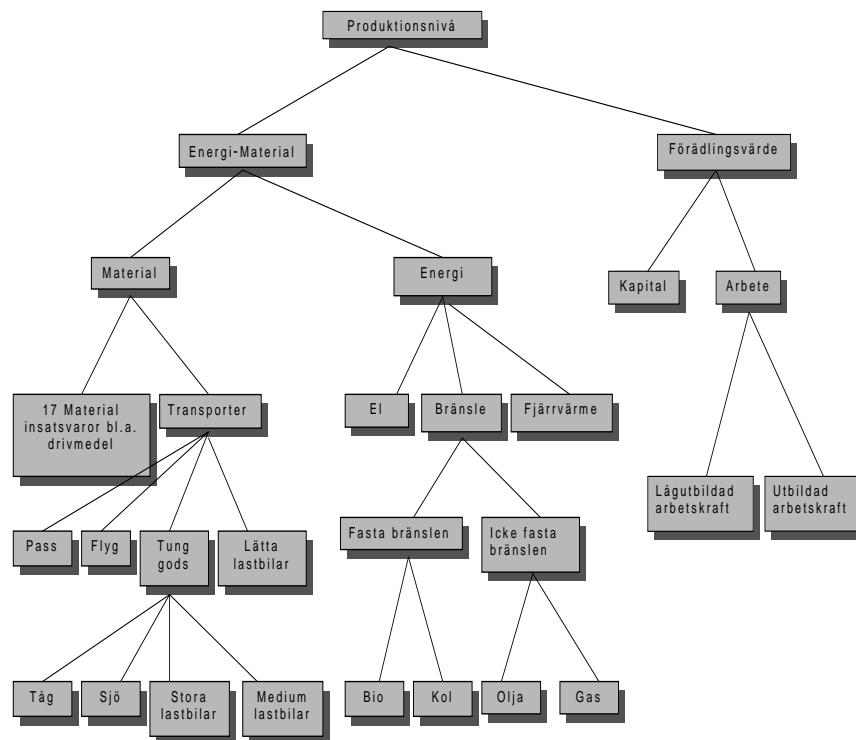
Analysen av den ekonomiövergripande rekyleffekten innebär att vi undersöker effekten på den svenska ekonomin av en förbättrad resursproduktivitet inom ramen för allmänjämviktsmodellen EMEC. Vi följer i stora drag den analys som gjorts av ibland annat Allan m.fl. (2007) och Hanley m.fl. (2009). Ett gemensamt antagande i alla scena-

rier är en permanent förändring i energieffektivisering motsvarande fem procent i produktionen. Detta innebär att om energi i fysiska termer<sup>148</sup> identifieras som E, energinytta som  $\mu$ <sup>149</sup>, och graden av energieffektivisering som  $\rho$ , så gäller att:

$$\mu = (1 + \rho) \cdot E \quad (1)$$

Energieffektivisering introduceras på detta sätt i modellen för den sammansatta varan energi (se Figur 40) samt för drivmedel (en av de 17 materialvarorna) som används inom näringslivet och offentlig produktion. Detta innebär att för varje enhet energi som efterfrågas som insatsvara behövs nu energinyttan  $\mu$  vilket förväntas ge lägre pris på nyttgjord energi vilket generellt kommer att sänka marginalkostnaden för produktionen och öka den ekonomiska aktiviteten. Detta kan exempelvis innebära bättre optimerad användning av produktionsmaskiner så att mindre mängd energi behövs för att producera lika mycket som innan effektiviseringen trädde i kraft.

**Figur 40 Produktionsfunktionen i EMEC**



Ekvation 1 beskriver den potentiella besparingen men energieffektivisering kommer även generera direkta och indirekta effekter som exempelvis inkomsteffekter men även effekter på faktorefterfrågan som i sin tur påverkar reallön och efterfrågan på investeringar<sup>150</sup>. Därmed kommer den slutliga energiefterfrågan, efter de långsiktiga allmänjämviktseffekterna, skilja sig från energiefterfrågan när endast de direkta effekterna studeras.

<sup>148</sup> T.ex. kWh, BTU eller PJ.

<sup>149</sup> Energinytta defineras i avsnitt 4.3.

<sup>150</sup> Modellen antar att priset på kapital är givet.



Vi definierar den ekonomiövergripande rekyleffekten i procent som<sup>151</sup>:

$$\text{Rekyleffekt} = \left(1 - \frac{\Delta EA_{\text{realiserad}}}{\Delta EA_{\text{potentiell}}}\right) \cdot 100 \quad (2)$$

Där  $\Delta EA_{\text{realiserad}}$  är den realiserade procentuella förändringen i energianvändning som modellresultaten ger och  $\Delta EA_{\text{potentiell}}$  är den procentuella förändringen i energianvändning givet den energieffektiviseringen som antas innan modellkörningen. Det vill säga om hela ekonomin energieffektiviseras med 5 procent och detta leder till en minskning av energianvändningen med 3 procent är rekyleffekten 40 procent.

## SCENARIER

Våra tre energieffektiviseringsscenarioer visar att omfattningen av energieffektiviseringen, i form av antal branscher som berörs, inverkar på rekyleffektens storlek. Detta eftersom energieffektiviseringen även påverkar andra centrala ekonomiska variabler så som reallönen, vilket i sin tur har stor inverkan på energianvändningen genom inkomsteffekten för hushållen. I tidigare analyser av bland annat Hanley m.fl. (2009) har det framkommit att energiproducerande branscher har en avgörande roll för rekyleffektens storlek. För att avgöra om detta även gäller för svensk ekonomi har vi valt att studera ett scenario där alla branscher energieffektiviserar samt ett scenario som exkluderar de energiproducerande branscherna. Det tredje energieffektiviseringsscenariot avgränsas till att endast gälla energieffektivisering i den energiintensiva industrin eftersom tidigare svensk politik har avgränsats till att gälla dessa branscher via PFE-programmet<sup>152</sup>.

De tre scenarierna är således:

Scenario 1: Det sker en 5 procentig energieffektivisering i alla varu- och tjänsteproducerande branscher i den svenska ekonomin.

Scenario 2: Det sker en 5 procentig energieffektivisering i alla varu- och tjänsteproducerande branscher i den svenska ekonomin förutom i de energiproducerande branscherna: el-, gas- och fjärrvärmeverk samt raffinaderier.

Scenario 3: Det sker en 5 procentig energieffektivisering i den energiintensiva industrin: gruvdrift, jord- och stenvaruindustrin, massa- och pappersindustrin, kemisk industri, järn- och stålindustrin samt metallindustrin.

I alla scenarier antas energieffektiviseringen vara permanent och ske utan kostnad. Det är svårt att hävda att en generell energieffektivisering utan kostnad är en realistisk bild av hur energieffektivisering kommer till stånd men det kan ses som en ytterlighet gällande kostnaden för energieffektivisering. Det verkar dock finnas flera energieffektiviseringsåtgärder som är lönsamma för företagen. Det framkommer bland annat i Energimyndighetens utvärdering av PFE-programmet att många åtgärder inom programmet handlar om behovsstyrning (som varvtalsreglering) eller optimering. Sådana åtgärder

---

<sup>151</sup> Samma definition som i Allan m.fl. (2007).

<sup>152</sup> Program för energieffektivisering i energiintensiv industri.

gärder har oftast en kort återbetalningstid och vissa kräver ingen investering alls.<sup>153</sup> I alternativa scenarier kommer vi studera effekten av en fiktiv kostnad för energieffektivisering av samma storlek som de minskade kostnaderna från energieffektivisering. Därmed modelleras även den andra kostnadsytterligheten, det vill säga att ingen ekonomisk vinning görs av energieffektiviseringen. Givetvis kan en situation uppstå där energieffektivisering kostar mer än den kostnadsänkning som energieffektiviseringen ger vilket kan ske vid exempelvis en reglering. I ett sådant fall påverkas produktionen negativt och energiförbrukningen minskar. Analysen i detta avsnitt avgränsas dock till att studera fallet då energieffektivisering endast sker så länge det är lönsamt för företagen.

Eftersom EMEC-modellen är en statisk allmänjämviktsmodell är det de långsiktiga effekterna som vi avser att studera. Det vill säga effekterna av energieffektiviseringen då ekonomin har anpassat sig, via prisjusteringar, så att jämvikt råder på alla marknader i ekonomin. Analysen har som utgångspunkt det referensscenario som beskrivs i Konjunkturinstitutet (2012a). De tre energieffektiviseringsscenarierna jämförs sedan med referensscenariots utfall i slutåret för att bedöma energieffektiviseringarnas effekter på ekonomin.

## SCENARIORESULTAT

En femprocentig energieffektivisering som införs utan kostnader för samhället innebär att all energi i produktionen blir effektivare. Den direkta effekten av effektiviseringen blir att för varje producerad enhet krävs det fem procent mindre mängd energi. Denna minskning av resursbehovet innebär en kostnadsänkning, vilket i sin tur betyder att marginalkostnaden för att producera blir lägre och därmed sjunker priserna, allt annat oförändrat. Med givna resurser kan ekonomin nu producera mer och därmed ökar BNP. De enskilda produktpriserna i de energieffektiviserande branscherna behöver nödvändigtvis inte sjunka eftersom andra faktorer i ekonomin påverkas av den ökade produktionen och av förändringar i relativpriser mellan olika varor. Energieffektiviseringen gäller de energivaror som explicit modelleras i EMEC, det vill säga: olja, kol, gas, biobränsle, el, fjärrvärme, bensin och diesel.

I energieffektiviseringsscenarierna har vi valt att modellera det totala arbetsutbudet som givet men antalet arbetade timmar per sysselsatt kan variera beroende på relativpriset mellan fritid och arbete. När reallönen stiger i förhållande till konsumtionsvaror väljer hushållen att bjuda ut fler timmar och därmed kan även antalet arbetade timmar öka i ekonomin. Ökningen är dock begränsad av det totala antalet personer i arbetskraften och antalet timmar som varje person kan bjuda ut per dag. I alternativa scenarier kommer vi även studera effekterna av andra sätt att modellera arbetsmarknaden.

Tabell 14 visar att när alla branscher energieffektiviserar kommer den sammanlagda produktionen att stiga. Givet att energieffektiviseringen sker utan kostnad kan produktionen använda givna resurser mer effektivt. Ökad produktion ger en ökad efterfrågan på arbetade timmar och kapital. Kapitalet kan öka, givet ett exogent avkastningskrav, genom investeringar. Utbudet av arbetskraft däremot kan endast öka givet att reallönen ökar. Högre reallön ökar marginalkostnaden för produktion och påverkar

---

<sup>153</sup> <http://www.energimyndigheten.se/sv/Foretag/Energieffektivisering-i-foretag/PFE/Om-PFE/Resultat-fran-programmet/Eleffektivisering-per-atgardstyp/>

därmed branschens marginalkostnad i motsatt riktning jämfört med effekten av energieffektiviseringen.

Branscher med hög energiintensitet, som gynnas mest av energieffektiviseringen, har även relativt få arbetade timmar per produktionsenhet och gynnas därmed relativt andra branscher av höjda reallöner. Därmed sker en strukturomvandling mot energiintensiva företag. Den ökade reallönen påverkar även hushållens inkomst positivt och leder till ökad konsumtion. Ökad konsumtion innebär ökad energianvändning trots att hushållen inte initialt påverkas av energieffektiviseringen.

Givet allmänjämviktseffekterna kommer priserna på de energiintensiva företagens varor att sjunka. Däremot ökar marginalkostnaden något för till exempel tjänstebanschen som använder relativt sett lite energi men relativt mycket arbetskraft vilket ger ökade kostnader på grund av ökad reallön. De sänkta marginalkostnaderna för de energiintensiva branscherna stimulerar exporten för dessa branscher eftersom priset på svenska varor minskar relativt utländska varor.<sup>154</sup>

**Tabell 14 Makroekonomiska effekter av en kostnadsfri energieffektivisering motsvarande fem procent i produktionen av varor och tjänster**

Procentuell förändring jämfört med referensscenariot år 2035

	Scenario 1 All varu- och tjänsteproduktion energieffektiviserar	Scenario 2 All varu- och tjänsteproduktion exkl. energiproducenter energieffektiviserar	Scenario 3 Energiintensiv produktion energieffektiviserar
BNP	1,2	1,2	0,5
Export	1,1	1,0	0,6
Import	0,8	0,8	0,4
Privat konsumtion	1,3	1,3	0,4
Offentlig konsumtion	0,0	0,0	0,0
Investeringar	1,3	1,3	0,6
Arbetade timmar	0,2	0,2	0,1
Reallön	1,0	1,0	0,6

Anm: Offentlig konsumtion är exogent given i EMEC.

Källa: Konjunkturinstitutet.

Tabell 15 presenterar både den ekonomiövergripande och de branschvisa rekyleffekterna. Den ekonomiövergripande rekyleffekten beräknas enligt ekvation 2 där den realiserade och den potentiella energianvändningen inkluderar hela ekonomins energianvändning. Detta innebär exempelvis att när den energiintensiva industrin energieffektiviserar med 5 procent blir den givna energieffektiviseringen i hela ekonomin inklusive hushållen 0,8 procent eftersom energiintensiv industri endast utgör en delmängd av total energianvändning. Detta jämförs sedan med de långsiktiga förändringarna i energianvändning för hela ekonomin efter att alla sektorer har anpassat sig till de nya förhållandena. De branschvisa rekyleffekterna beräknas utifrån den potentiella och den realiserade energianvändningen i respektive bransch.

<sup>154</sup> Världsmarknadspriserna antas oförändrade vilket innebär att energieffektiviseringen endast sker i Sverige.

Den ekonomiövergripande rekyleffekten blir, beroende på vilka branscher som energieffektiviserar i respektive scenario, 46, 39 och 73 procent (se Tabell 15). Trots att hushållen i modellen inte påverkats direkt av energieffektiviseringen ökar inkomsterna för hushållen via ökade reallöner. Om man bortser från inkomsteffekten för hushållen genom att inte inkludera hushållens energianvändning i rekyleffektens kalkyl kommer den ekonomiövergripande rekyleffekten att vara något lägre och motsvarar 32, 27 och 57 procent för respektive scenario vilket visar att hushållens inkomsteffekt är betydande för rekyleffektens storlek.

De branschvisa resultaten av rekyleffekten visar att massa- och pappersindustrin utmärker sig med en rekyleffekt på över 100 procent i alla scenarioalternativ, en så kallad baktändning. I och med branschens höga energiintensitet kommer en energieffektiviseringen att innebära kraftigt sänkta marginalkostnader och därmed ökad efterfrågan på branschens varor både på hemmamarknaden och på exportmarknaden. Den ökade produktionen samt substitutionen mot mer energi i produktionen på grund av den relativt sett billigare insatsvaran energi, ökar den totala energianvändningen i jämförelse med referensscenariot för denna bransch.

Energibranscherna, el-, värme och gasverk samt raffinaderier energieffektiviserar i scenario 1 där all svensk produktion ingår men till skillnad från övriga branscher kommer efterfrågan på deras varor att sjunka markant, eftersom de producerar varan som alla branscher nu kan använda effektivare och därmed efterfråga i mindre omfattning. Det är viktigt att komma ihåg att energieffektivisering i dessa scenarier endast sker för de bränslen som modelleras i EMEC. Därför kommer el- och fjärrvärmeproduktionen endast påverkas av effektivisering av energi vid användning av olja, biobränsle, kol, gas och el. Kärn-, vatten-, och vindkraft påverkas därmed inte direkt av energieffektiviseringen. Resultaten visar att minskningen i efterfrågan på energivaror är större än de energiproducerande branschernas inkomsteffekt från energieffektivisering och därmed är energibranschernas rekyleffekt negativ eller nära noll. Det innebär att energiproducenterna i scenario 1, använder mindre mängd energi som insatsvara både på grund av minskad produktion och på grund av ökad energieffektivisering. Detta skiljer sig från resultaten av en energieffektivisering i Skottlands industri (Hanley m.fl. 2009) där energianvändningen bland energiproducenterna ökar kraftigt som en följd av minskade marginalkostnader i energibranscherna. Detta blir inte fallet för den svenska ekonomin eftersom svensk elproduktion inte är beroende av fossila bränslen i samma grad som den skotska elproduktionen. Svensk elproduktion utmärker sig genom stora andelar av vattenkraft och kärnkraft där ingen energieffektivisering sker i dessa scenarier.

I scenario 3, där endast den energiintensiva industrin energieffektiviserar, är rekyleffekten för nästan alla de energiintensiva branscherna<sup>155</sup> något lägre än i övriga scenarier. Detta är en följd av en mindre inkomsteffekt i ekonomin som helhet vilket genererar lägre efterfrågan för de varor som de energiintensiva branscherna producerar i jämförelse med övriga scenarier. Reallönen ökar inte heller lika markant i detta scenario jämfört med scenarier där större del av ekonomin påverkas av energieffektiviseringen.

---

<sup>155</sup> Med undantag för kemiindustrin.

**Tabell 15 Rekyleffekt, som följd av en kostnadsfri energieffektivisering motsvarande fem procent i produktionen av varor och tjänster**

Procent

	Scenario 1 All varu- och tjänstproduktion energi-effektiviserar	Scenario 2 All varu- och tjänstproduktion exkl. energiproducenter energieffektiviserar	Scenario 3 Energiintensiv produktion energi- effektiviserar
Jordbruk	17	16	
Fiske	20	20	
Skogsbruk	46	46	
Gruvdrift	13	9	7
Övrig industri	17	10	
Jord- och stenvaruindustri	57	52	48
Massa- och pappersindustri	138	131	127
Läkemedelsindustrin	1	-7	
Kemisk industri	43	34	36
Järn- och stålindustri	34	33	31
Metallvaruindustri	11	9	5
Verkstadsindustri	7	-2	
Raffinaderier	1		
Elproducenter	-35		
Fjärrvärmeverk	1		
Gasvaruproducenter	-129		
Vatten- och avloppsverk	12	13	
Byggnadsindustrin	25	24	
Transportindustrin, järnväg	18	17	
Transportindustrin, passagerare	18	18	
Transportindustrin, lastbil	22	22	
Transportindustrin, sjö	45	45	
Transportindustrin, flyg	58	58	
Transportindustrin, tjänster	15	13	
Tjänstebanscher	15	10	
Bostadssektor	32	12	
Offentlig sektor	5	-8	
Ekonomiövergripande rekyleffekt	46	39	73
Ekonomiövergripande rekyleffekt exkl. hushållens energianvändning.	32	27	57

Källa: Konjunkturinstitutet.

I scenario 3, där endast energiintensiv industri energieffektiviserar, påverkas den totala energianvändningen i ekonomin betydligt mindre (se Tabell 16) än i de övriga scenarierna eftersom energiintensiv produktion endast utgör en del av den totala produktionen. I scenario 1, där all varu- och tjänstproduktion energieffektiviserar, kommer el- och fjärrvärmepriserna att vara lägre än i scenario 2 där energibranscherna är exkluderade från energieffektiviseringen. Detta får till följd att den slutliga energianvändning-

en ökar mer i scenario 1 än i scenario 2. Energibranschernas minskade energianvändning, som en följd av energieffektivisering, minskar även den totala energianvändningen jämfört med scenariot där energiproducenterna inte energieffektiviserar.

Koldioxidutsläppen följer i stort sett minskningen av den totala energianvändningen. I scenario 1, där all produktion energieffektiviserar, är dock minskningen av koldioxidutsläpp större än minskningen i total energianvändning. Detta är en konsekvens av att elpriset är lägre i detta scenario vilket leder till en viss substitution från fossila bränslen till el.

### Tabell 16 Energianvändning

Procentuell förändring jämfört med referensscenariot år 2035

	Scenario 1 All varu- och tjänsteproduktion energieffektiviserar	Scenario 2 All varu- och tjänsteproduktion exkl. energiproducenter energieffektiviserar	Scenario 3 Energiintensiv produktion energieffektiviserar
Total energianvändning	-1,9	-1,9	-0,2
-insatsvara	-3,4	-3,3	-0,5
-slutlig användning	1,6	1,2	0,4
Total elanvändning	-2,1	-1,9	-0,1
-insatsvara	-3,4	-3,3	-0,3
-slutlig användning	1,2	1,2	0,4
Koldioxidutsläpp	-2,2	-1,6	-0,2

Källa: Konjunkturinstitutet.

### OLIKA ANTAGANDEN FÖR ARBETSMARKNADEN

Resultaten ovan visar att kopplingen till arbetsmarknaden, via reallönen, är en viktig komponent för rekyleffektens storlek. I tidigare analyser av rekyleffekten (Turner 2009, Allan m.fl. År 2007 och Hanley m.fl. 2009) har olika antaganden om arbetsmarknaden analyserats och konstaterats ha effekt på rekyleffektens storlek. Slutsatsen från dessa studier visar att ju mer flexibelt arbetsutbudet är desto högre rekyleffekt.

I EMEC finns tre möjligheter att studera arbetsmarknaden. I de tre energieffektiviseringsscenarierna som presenterades i föregående avsnitt antas att det totala antalet arbetande individer i ekonomin är givet men att individerna, utifrån reallönens förändring, anpassar antalet arbetade timmar. Högre reallön gör att fritid blir relativt sett dyrare och därmed väljer individen att arbeta fler timmar. Detta är vårt basalternativ. En annan möjlighet är att låta utbudet av arbetade timmar var helt oelastisk och exogent givet på samma nivå som i referensfallet. Under detta antagande är utbudet av antalet arbetade timmar konstant oavsett hur reallönen utvecklas. Scenarier med detta angreppssätt kallar vi för fix. Slutligen kan även arbetsutbudet vara fullständigt elastiskt så att reallönen inte påverkas alls. Detta angreppssätt kallar vi för flex.

Vi tillämpar antagandena för arbetsmarknaden på scenario 2 där all produktion exklusive energiproducenterna energieffektiviserar med 5 procent. Tabell 17 ger de makroekonomiska effekterna av olika antaganden om arbetsmarknaden.

**Tabell 17 Makroekonomiska effekter av en kostnadsfri energieffektivisering motsvarande fem procent i varu- och tjänsteproduktionen exklusive energiproducenter.**

Procentuell förändring jämfört med referensscenariot år 2035 förutom för rekyleffekten som är angiven i procent

	Basalternativ	Fix	Flex
BNP	1,2	1,0	2,8
Export	1,0	0,8	2,6
Import	0,8	0,6	1,9
Privat konsumtion	1,3	1,1	2,6
Offentlig konsumtion	0,0	0,0	0,0
Investeringar	1,3	1,1	3,2
Arbetade timmar	0,2	0,0	1,5
Reallön	1,0	1,1	0,0
Koldioxidutsläpp	-1,6	-1,8	-1,0
Ekonomiövergripande rekyleffekt	39%	33%	82%
Ekonomiövergripande rekyleffekt exkl. hushållens energianvändning	27%	24%	54%

Anm: Offentlig konsumtion är exogent given i EMEC.

Källa: Konjunkturinstitutet.

Resultaten visar att om arbetsutbudet kan öka utan att reallönen ökar så kommer effekten av energieffektiviseringen resultera i en kraftig rekyleffekt. Scenario flex ger högre produktion och konsumtion på grund av sänkta marginalkostnader till följd av effektiviseringen i energianvändningen. Skillnaden mellan att låta arbetsutbudet vara beroende av en substitutionselasticitet mellan arbete och fritid (basalternativet) och ett scenario där arbetsutbudet är helt oelastiskt (fix) är inte lika markant. Vid exogent givna arbetade timmar (fix) kommer lönen öka något mer än i basalternativet och därmed dämpas rekyleffekten något.

#### RESULTAT AV ATT IMPLEMENTERA EN KOSTSAM ENERGIEFFEKTIVISERING

Fram till och med detta avsnitt har all energieffektivisering antagits ske gratis. I detta avsnitt antas i stället att den 5 procentiga energieffektiviseringen sker till en kostnad. Hur stor en sådan kostnad blir är förmodligen olika för de olika branscherna och det finns ingen information om kostnadens storlek. Vi vet dock att energieffektiviseringsåtgärden inte kommer att implementeras om kostnaden överstiger den vinst som branschen får från energieffektiviseringsåtgärden såvida energieffektiviseringen inte tvingats fram. Vi antar därför, som ett extremfall, att kostnaden för energieffektiviseringen blir lika hög som minskningen i energikostnaden innan allmänjämviktseffekterna har beräknats. Eftersom vi inte med säkerhet vet vilken typ av kostnader som energieffektiviseringen åstadkommer kommer vi göra tre olika antaganden. I det första fallet kommer den ökade energieffektiviseringen att ge en kostnadsökning i form av lägre arbetsproduktivitet i bransch  $i$  ( $\beta_{i,L}$ ) och vara lika med:

$$\beta_{i,L} = 0,05 \cdot \left( \frac{EU_i}{AK_i} \right) \quad (3)$$

Där  $EU_i$  är energiutgifterna för bransch  $i$  i referensscenariot och  $AK_i$  är arbetskostnaderna i referensscenariot för bransch  $i$ .

I det andra fallet kommer kostnadsökningen istället vara i form av lägre kapitalproduktivitet i bransch  $i$  ( $\beta_{i,K}$ ) och vara lika med:

$$\beta_{i,K} = 0,05 \cdot \left(\frac{EU_i}{KU_i}\right) \quad (4)$$

Där  $KU_i$  är kapitalkostnaderna i referensscenariot för bransch  $i$ .

Slutligen anges kostnaden i form av lägre produktivitet för förädlingsvärdet för att avspegla att kostnaderna för energieffektivisering oftast handlar om en mix av kapital och arbetskraftskostnader. Minskningen i produktivitet för förädlingsvärdet i bransch  $i$  ( $\beta_{i,FV}$ ) antas vara:

$$\beta_{i,FV} = 0,05 \cdot \left(\frac{EU_i}{FV_i}\right) \quad (5)$$

Där  $FV_i$  är förädlingsvärdet i referensscenariot för bransch  $i$ .

Tabell 18 visar att när en kostnad för energieffektivisering införs via en minskad produktivitet i arbete, kapital eller för förädlingsvärdet kommer rekyleffekten minska avsevärt. Effekterna på övriga ekonomin blir även de avsevärt lägre och i fallen med sänkt arbets- och kapitalproduktivitet blir effekterna på BNP till och med negativa jämfört med referensscenariot. Allan m.fl. (2007) visar också att rekyleffekten blir negativ vid införandet av en kostnad för energieffektivisering via sänkt arbetsproduktivitet ( $\beta_{i,L}$ ).

**Tabell 18 Makroekonomiska effekter. Energieffektivisering med 5 procent sker till en kostnad för all varu- och tjänsteproduktion exklusive energiproducenter**

Procentuell förändring jämfört med referensscenariot år 2035

	Energi-effektivisering Utan kostnad	Energi-effektivisering Kostnad via sänkt arbets- produktivitet	Energi-effektivisering Kostnad via sänkt kapital- produktivitet	Energi-effektivisering Kostnad via sänkt produktivitet i förädlingsvärdet
BNP	1,2	-0,2	0,2	0,5
Export	1,0	-0,6	-0,3	0,2
Import	0,8	-0,3	-0,1	0,2
Privat konsumtion	1,3	0,3	0,3	0,6
Offentlig konsumtion	0,0	0,0	0,0	0,0
Investeringar	1,3	-0,2	0,8	0,7
Arbetade timmar	0,2	0,1	0,0	0,1
Reallön	1,0	0,4	0,2	0,6
Rekyleffekt	39%	-10%	-5%	8%
Ekonomiövergripande rekyleffekt exkl. hushållens energianv.	27%	-13%	-7%	2%

Anm: Offentlig konsumtion är exogent given i EMEC.

Källa: Konjunkturinstitutet.

### REKYLEFFEKTENS STORLEK

Resultaten från modellanalysen visar att rekyleffektens storlek varierar beroende på omfattningen av energieffektiviseringen, det vill säga vilka branscher som energieffektiviserar. När endast den energiintensiva industrin effektiviserar får vi högre rekyleffekt än om större delar av produktionen energieffektiviserar.



Skillnaden i storleken på rekyleffekten mellan scenario 1, där all varu- och tjänsteproduktion energieffektiviserar, och scenario 2, där energiproducenterna exkluderas, är inte så stor för svensk ekonomi eftersom svensk elproduktion till stora delar består av kärnkraft och vattenkraft som i dessa simuleringar inte energieffektiviserar. Rekyleffekten blir dock något högre i fallet där all produktion energieffektiviserar eftersom energipriserna påverkas av energieffektiviseringen och blir något lägre i detta scenario.

I analysen av olika de alternativa scenarierna har vi utgått från scenario 2 där all produktion exklusive energiproducenterna energieffektiviserar. Beroende på val av arbetsmarknadsantaganden och kostnad för energieffektivisering kommer rekyleffektens storlek att variera mellan -10 procent till 82 procent vilket är ett relativt brett intervall. Vi anser dock att detta intervall kan reduceras genom att ta fram de scenarier som vi anser vara de mest troliga.

Av de tre scenarier som beskriver arbetsmarknaden anser vi att vårt basalternativ, det vill säga där det totala arbetsutbudet är givet men antalet arbetade timmar kan variera beroende på relativpriset mellan fritid och arbete, är det scenario som ger den mest realistiska bilden av arbetsmarknaden även om detta också är en förenklad bild. Slutligen har analysen visat att om energieffektiviseringen införs med en kostnad blir rekyleffekten betydligt mindre än om energieffektiviseringen kommer som manna från himlen. Eftersom energieffektivisering oftast innebär en kombination av ny teknik och justeringar av befintlig teknik som kräver högre insats av både kapital och arbetskraft, anser vi att kostnaden bör läggas både på arbete och kapital. Detta sker i fallet då produktiviteten i förädlingsvärdet förändras.

Sammanfattningsvis visar de scenarier som vi anser vara de mest realistiska att en femprocentig energieffektivisering inom svensk varu- och tjänsteproduktion (exklusive energiproduktionen) ger en ekonomiövergripande rekyleffekt inom intervallet 8–39 procent vilket är i nedre delen av det intervall som exempelvis Allan m.fl. (2007) identifierat för Storbritannien.

## AVSNITTET I KORTHET

- Den svenska ekonomiövergripande rekyleffekten varierar beroende på antaganden om energieffektiviseringens omfattning, arbetsmarknadens funktions-sätt och om energieffektiviseringen kommer med en kostnad eller inte.
- De branschspecifika rekyleffekterna varierar kraftigt. Massa- och pappersindustrin utmärker sig med en rekyleffekt på över 100 procent.
- Arbetsmarknaden påverkar resultaten bland annat via höjda reallöner som ökar marginalkostnaden för produktion och därmed minskar inkomsteffekten och rekyleffektens storlek.
- Om kostnaden för energieffektiviseringen modelleras som ett extremfall, där produktiviteten försämras för förädlingsvärdet, blir rekyleffekten betydligt mindre än om energieffektiviseringen sker gratis.
- Resultaten visar att om svensk varu- och tjänsteproduktion (exklusive energiproduktionen) energieffektiviserar med 5 procent är ett troligt intervall för den ekonomiövergripande rekyleffekten 8 – 39 procent.

## 4.5 Interaktion mellan de klimat- och energipolitiska målen

**Mål för energieffektivisering och ökad förnybarhet ökar kostnaden att uppnå mål för minskade utsläpp av växthusgaser till 2020. För att vara motiverade bör de ha andra syften än utsläppsmålet. Det är dock oklart på vilket sätt dessa mål bidrar till att minska effekterna av de marknadsmisslyckanden som har identifierats. I detta avsnitt studeras hur de klimat- och energipolitiska målen interagerar och sätter gränser för hur energianvändningen kan se ut 2020.**

### DE KLIMAT- OCH ENERGIPOLITISKA MÅLEN I SVERIGE

Klimatpolitiken i Sverige och i EU har likartad utformning, med tre huvudsakliga klimat- och energipolitiska mål. De huvudsakliga målen i Sverige till 2020 kan sammanfattas på följande vis:<sup>156</sup>

- 50 procent förnybar energianvändning till 2020.
- 20 procent ökad energieffektivitet
  - Målet uttrycks som ett sektorsövergripande mål om minskad energintensitet på 20 procent mellan 2008 och 2020.
- 40 procent minskning av klimatgaser, i den icke-handlande sektorn till 2020
  - Två tredjedelar av dessa minskningar ska ske i Sverige.

Utsläppsmålet till 2020 kan betraktas som ett etappmål för att uppnå de betydande reduktioner i utsläpp av växthusgaser till 2050 som EU har enats om för att begränsa den globala ökningen av medeltemperaturen till två grader (se avsnitt 3.4). Målens utformning har åter blivit aktuell i och med diskussionerna i EU om mål efter 2020. Syftet med detta avsnitt är att analysera hur de klimat- och energipolitiska målen till 2020 interagerar. Dessa mål interagerar också med andra miljömål. Till exempel kan ett högt ställt förnybarhetsmål, med intensivare skogsbruk, påverka målet levande skogar. En sådan analys är viktig, men ligger dock utanför ramen för denna studie.

### MARKNADSMISSLYCKANDEN OCH STYRMEDEL

Det går inte, i någon större utsträckning, att tala om interaktioner mellan mål utan att göra det i förhållande till styrmedel. Interaktioner mellan mål uppstår i strävan att uppfylla dem. Utan åtgärder för att uppfylla målen, återstår enbart en rent principiell interaktion. Interaktionen består i att ett styrmedel påverkar flera mål, eller att flera styrmedel påverkar ett mål.

Till skillnad från styrmedel påverkar inte de klimat- och energipolitiska målen individers eller företags incitament eller möjlighet att agera. Målen utgör en gemensam ambitionsnivå för vad politiska eller administrativa beslut ska åstadkomma till ett visst datum genom olika styrmedel. Målformuleringen påverkar styrmedlens ambitionsnivå till exempel genom valet av andel förnybar el inom elcertifikatsystemet, skattenivån för koldioxid eller energi, eller andelen förnybart i drivmedel.

---

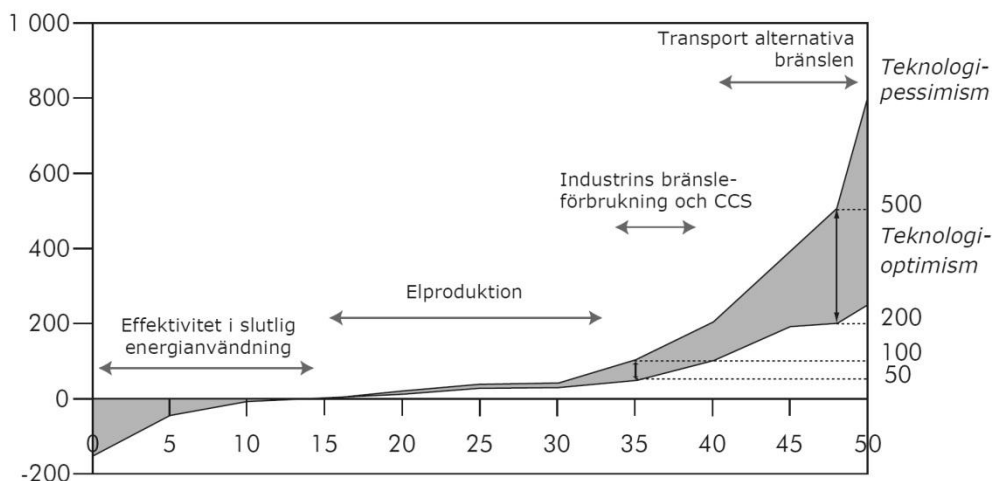
<sup>156</sup> I proposition 2008/09:162, sidan 13. Det finns dessutom mål till 2020 om 10 procent förnybar energi i transportsektorn, samt andra långsiktiga prioriteringar och visioner.

Det marknadsmisslyckande som ligger till grund för klimatpolitiken är utsläppsexternaliteten – att varje ytterligare utsläpp av koldioxid påverkar allas välfärd negativt genom att det ökar den globala uppvärmningen. Detta marknadsmisslyckande motiverar styrmedel som till exempel koldioxidskatter och handel med utsläppsrätter.

Utsläppsexternaliteten är dock inte det enda marknadsmisslyckandet som kan vara relevant för utformningen av klimat- och energipolitiken. Marknadsmisslyckanden kan uppstå på många olika sätt: genom bristfällig information, avsaknaden av marknader, andra externaliteter eller kollektiva varor.

För att minska förbrukningen av fossila bränslen krävs att ett antal åtgärder vidtas. I linje med IEA (2008) kan åtgärder för att minska utsläppen illustreras utifrån storleken på utsläppsminskningen och kostnaden för denna. I Figur 41 illustreras schematiskt hur kostnader för utsläppsreduktioner beror på olika åtgärder. Hur stora utsläppsreduktioner som i praktiken kan åstadkommas med olika åtgärder är osäkert, illustrerat av det skuggade området i figuren. Vilka åtgärder som är lämpliga att vidta i Sverige ska inte närmare diskuteras i det här avsnittet. Utgångspunkten är snarare att principiellt diskutera hur marknadsmisslyckanden och styrmedel interagerar.

**Figur 41 Åtgärder och kostnader för att minska utsläppen av växthusgaser**  
Marginalkostnad (USD/t CO<sub>2</sub>). Utsläppsreduktioner 2050 jämfört med referens (Gt CO<sub>2</sub>/år).



Källa: IEA (2008) , sid 81. Översättning Konjunkturinstitutet.

Många åtgärder skulle vidtas om utsläppen av koldioxid var prissatta högre. Dessa illustreras av åtgärder mitt i och till höger i figuren. Enligt många bedömare<sup>157</sup> finns ett antal åtgärder, framför allt i energiefterfrågan, som skulle vara direkt samhällsekonomiskt lönsamma om de vidtogs. Att dessa åtgärder, illustrerade till vänster i figuren, inte kommer till stånd, beror på ett antal marknadsmisslyckanden.<sup>158</sup> Ett högre pris på koldioxidutsläpp kan i viss mån leda till att sådana åtgärder vidtas. Det är dock tveksamt om en högre skatt skulle vara tillräcklig i och med att åtgärderna inte vidtas trots att de är lönsamma även utan högre koldioxidskatt. Det kan därför vara motiverat med andra styrmedel som är direkt inriktade på dessa marknadsmisslyckanden.

<sup>157</sup> Stern (2006), IEA (2010), Hood (2011).

<sup>158</sup> En översikt över dessa marknadsmisslyckanden finns i Söderholm (2012).

För att utsläppsreduktionerna ska kunna nå det långsiktiga tvågradersmålet kommer det enligt många bedömare att krävas att ett antal teknologier utvecklas, som nu är relativt kostsamma.<sup>159</sup> Det innebär att insatser bör vidtas för att sänka kostnaden för nya förnybara teknologier, illustrerade till höger i figuren, för att inte priset på energi ska bli allt för högt. Att offentliga insatser för att öka utbudet kan krävas beror på andra marknadsmisslyckanden än på efterfrågesidan. Framför allt är det spridnings-effekter i forskning och utveckling och skalfördelar i produktionen som gör att offentligt stöd till FoU och till produktion kan vara motiverat för att reducera kostnaderna för produktion av förnybar energi på sikt. Dessa frågor diskuteras i avsnitt 2.3.

### **Marknadsmisslyckanden i energiefterfrågan**

Utöver de marknadsmisslyckanden som berör utveckling och spridning av ny teknologi, finns det andra skäl till offentliga insatser när det gäller energieffektivisering. Främst bland dessa är att den potentiella köparen av energibesparande teknologi har små eller inga incitament att spara energi. Det finns ett antal energimarknader där den som väljer teknologi inte sammanfaller med den som betalar för energianvändningen vilket kan leda till att incitamenten att investera i ny teknologi blir för låga.

Ett exempel på denna typ av marknadsmisslyckande är användningen av varmvatten i flerfamiljshus. I de flesta flerfamiljshus, såväl bostadsrätter som hyresrätter, saknas individuell mätning av lägenhetens varmvattenanvändning. Bostadsinnehavaren betalar en andel av den totala kostnaden för varmvatten snarare än för den individuella förbrukningen. Det innebär att den boende har mycket små incitament att spara på varmvatten, då enbart en liten del av besparingen tillfaller lägenhetsinnehavaren. På samma sätt är incitamenten små att inte vädra för mycket eller att hålla en lägre inomhustemperatur.

Ett annat exempel är fastighetsägarens val av investeringar i energibesparing i hyresfastigheter. Fastighetsägaren beslutar om energibesparingar, men hyresgästen betalar för energikostnader enligt bruksvärdesprincipen. På en hyresmarknad med bristfällig konkurrens leder detta till att incitamenten till energisparåtgärder är för låga. Fastighetsägarens incitament att spara energi är små då uppvärmningskostnader övervältras på de boende. Sådana svaga incitament (eng. *split incentives*) utgör en grund till varför offentliga insatser för energieffektivisering kan vara motiverade.<sup>160</sup> Hyresgästen som betalar för energin kan inte själv välja energibesparingsnivå och fastighetsägaren har små eller inga incitament att vidta åtgärder.<sup>161</sup>

Det finns också informationsproblem som gör att energieffektiviteten kan vara lägre än den optimala. Köparen kan ha svårt att informera sig om energianvändningen då valet av alternativ görs. Energieffektiviseringsutredningen påpekade att energi är en ”osynlig” konsumtionsvara. Många har liten kunskap om hur mycket energi de faktiskt konsumerar och hur de på ett effektivt sätt skulle kunna minska sin konsumtion. För konsumenten är det svårt att se hur enskilda apparaters energiprestanda påverkar den totala energiförbrukningen.

---

<sup>159</sup> Scenarier för att uppnå tvågradersmålet i (IEA 2011) utgår från användning av bland annat koncentrerad solkraft och koldioxidlagring (CCS). Se även MacKay (2009).

<sup>160</sup> Se till exempel Energieffektiviseringsutredningen (SOU 2008:25), sid 63.

<sup>161</sup> Se Söderholm (2012) för en översikt av empiriska studier kring svaga incitament.

### **Dubbla externaliteter kan ge synergier mellan styrmedel**

De flesta av de marknadsmisslyckanden som presenterades i föregående avsnitt gör att insatser för att minska utsläppen av växthusgaser blir dyrare än de annars skulle ha varit. Denna interaktion brukar benämnas som en förekomst av *dubbla externaliteter*. Stöd till FoU gör exempelvis att kostnaden för utsläppsminskningen blir lägre, medan ett högre pris på utsläpp ger större incitament till forskning och utveckling. Styrmedel som motverkar andra externaliteter än utsläppsexternaliteten kan således samverka i att uppnå utsläppsmålet. Effekten av två samverkande styrmedel för att lösa dubbla marknadsmisslyckanden kan kallas för synergi, om förekomsten av två styrmedel ger en lägre kostnad än summan av vart och ett för sig.

### **ÖVERSKRIDS UTSLÄPPSMÅLET?**

En slags målkonflikt som kan uppstå är om olika mål inte samtidigt kan uppfyllas utan att något mål överskrids. Det kan uppstå då för många mål sätts i förhållande till de parametrar som politiken kan påverka för att uppfylla målen.

Den grundläggande interaktionen mellan de klimat- och energipolitiska målen är lättast att diskutera i ett förenklat sammanhang. Analysen utan dessa förenklande antaganden är relativt likartad men lite mer komplicerad. Vi bortser från uppdelningen i handlande och icke-handlande sektor, i linje med hur de övergripande målen är specificerade på europeisk nivå. Dessutom gör vi ett förenklat antagande att kärnkraftsproduktion, export av el och icke energirelaterade utsläpp är exogent givna. BNP-utvecklingen antas också vara given.

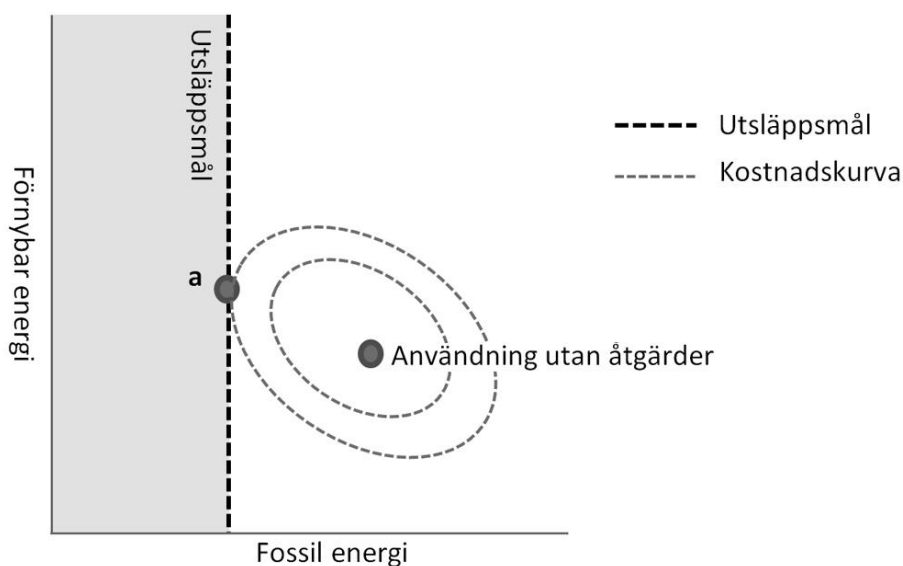
Förutom kärnkraft, är all energi antingen förnybar eller fossil. Det innebär att utsläppsreduktioner från energianvändning, i en ekonomi med en given mängd kärnkraft, antingen består i att man minskar energianvändningen, byter från fossilt till förnybart, eller en kombination av dessa. Utsläppsmålet uppnås definitionsmässigt genom energibesparing och/eller ökad förnybarhet. Därmed finns det en stark koppling mellan de tre klimat- och energipolitiska målen.

Den streckade vertikala linjen i Figur 42 illustrerar utsläppsmålet. Alla kombinationer i det skuggade området till vänster om denna uppnår mer ambitiösa utsläppsmål. Utan åtgärder är förbrukningen av fossil energi i slutåret för hög i jämförelse med utsläppsmålet. Att förändra utfallet innebär i regel att kostsamma åtgärder måste vidtas. Kostnaden för att uppnå någon kombination av fossil och förnybar energianvändning skall ses som den totala nettokostnaden för samhället att med optimala styrmedel uppnå en förändrad energianvändning. Kostnaden bör således innefatta till exempel dynamiska effekter av styrmedel på konkurrenskraften av förnybar produktionsteknologi. Allt större förändringar innebär ökade kostnader, illustrerat av ovalerna i figuren. Med en lämplig kombination av styrmedel kan förändringar i fossil och förnybar energianvändning uppnås till lägsta möjliga samhällsekonomiska kostnad vid någon punkt **a**.<sup>162</sup>

---

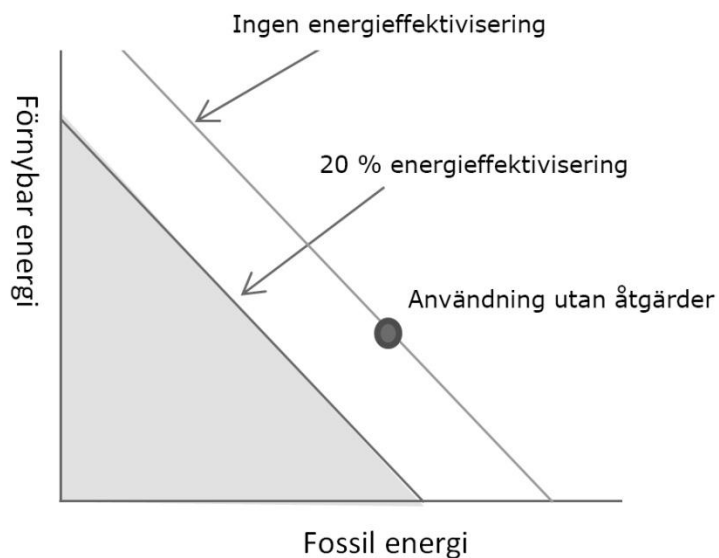
<sup>162</sup> Analysen är likartad även om optimala åtgärder innebär en samhällsekonomisk vinst snarare än en kostnad (till exempel genom avhjälpan av andra marknadsmisslyckanden). Det kan innebära att den optimala punkten **a** eventuellt inte är på randen av det område som uppfyller utsläppsmålet. I och med att de andra målen utgör begränsningar i beslutsmängden utgör de fortfarande en kostnad i och med att de sätter begränsningar i valet av optimal kombination av förnybar och fossil energi.

**Figur 42 Utsläppsmål**



Energieffektivitet är ett mått på energianvändningen. I Figur 43 illustreras de kombinationer av fossil och förnybar energi som uppnår samma energieffektivitet som i startåret, samt med en energieffektivisering på 20 procent. Energieffektiviseringsmålet är ett slags energibesparingsmål, i jämförelse med ett prognossenario för slutåret eller jämfört med ett startår.<sup>163</sup> Den skuggade triangeln beskriver de kombinationer av fossil och förnybar energianvändning som överträffar målet på 20 procents energieffektivisering i förhållande till prognos.

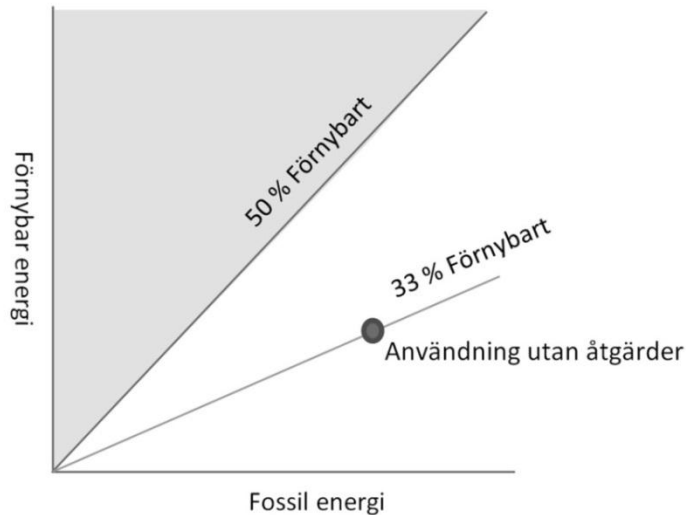
**Figur 43 Energieffektivisering**



<sup>163</sup> Mål för energieffektivisering kan utformas på lite olika sätt. För att illustrera principerna på enklast möjliga vis utgår vi här från Europeiska kommissionens sätt att definiera energieffektivisering i Energieffektiviseringsdirektivet (2012/27/EU). En analys utifrån den svenska formuleringen är likartad. Referenspunkten för energieffektivisering är dock den energiförbrukning som skulle råda i slutåret om energiförbrukningen steg proportionellt mot BNP.

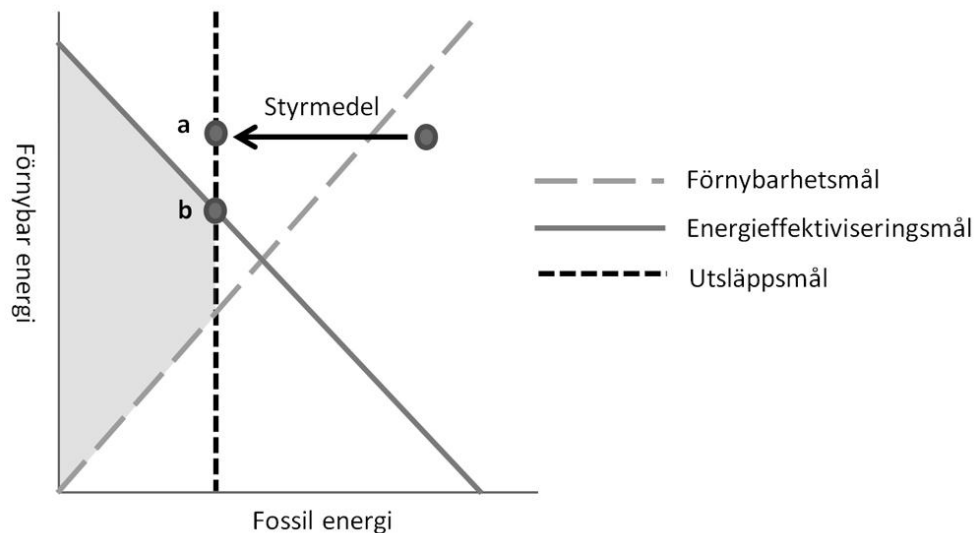
Förnybarhetsmålet begränsar också vilka kombinationer av fossil och förnybar energi som är tillåtna i slutåret. I Figur 44 används enligt prognos dubbelt så mycket fossil energi som förnybar utan åtgärder för att minska utsläppen, vilket innebär att andelen förnybart är 33 procent. Ett förnybarhetsmål specificerat som en förnybarhetsgrad på 50 procent innebär att minst lika mycket förnybar energi som fossil energi ska användas i slutåret. Alla kombinationer i den skuggade triangeln överträffar detta förnybarhetsmål.

**Figur 44 Förnybarhet**



I denna förenklade värld finns ett enkelt samband mellan utsläppsreduktioner å ena sidan och energieffektivisering och förnybarhet å andra sidan. Varje förändring i energianvändningen kan beskrivas som en specifik kombination av energieffektivisering och förnybarhet. Kvantitativa mål för förnybarhet och energieffektivitet utgör begränsningar för vilka kombinationer av dessa som är tillåtna. I Figur 45 är det skuggade området som samtidigt överträffar samtliga tre mål.

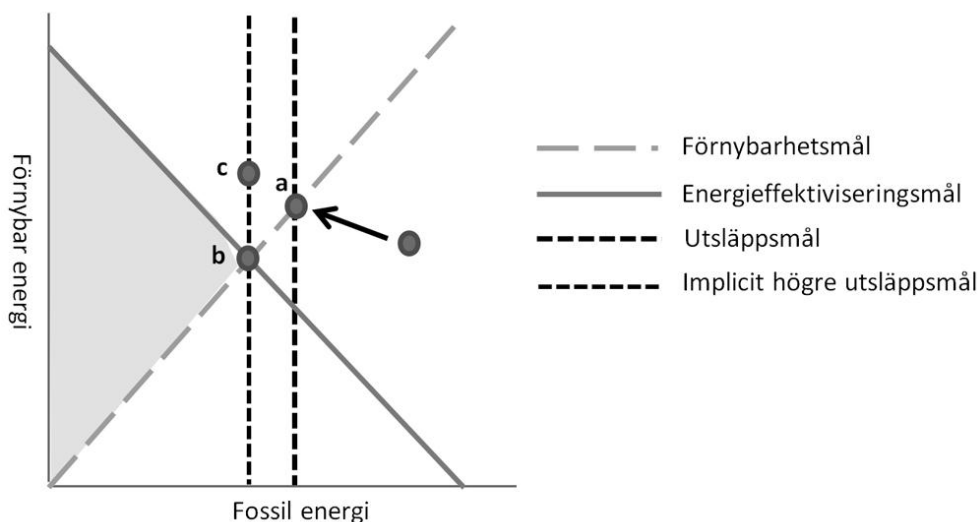
**Figur 45 Förnybarhets- och energieffektiviseringsmålen begränsar valmöjligheten**



Förnybarhets- och energieffektiviseringsmål ger upphov till kostnader utöver de som krävs för att uppnå utsläppsmålet om de i praktiken begränsar hur utsläppsmålet nås. Om punkt **a** i Figur 45 ovan var den som medförde lägst kostnader för att uppnå enbart utsläppsmålet, innebär energieffektiviseringsmålet en begränsning i handlingsfrihet som medför högre kostnader.<sup>164</sup> Förnybarhetsmålet begränsar inte valet av punkt **a**. Vid punkt **b** uppfylls både utsläpps- och energieffektiviseringsmålen till en högre kostnad. Denna högre kostnad kan enbart motiveras utifrån andra syften energieffektiviseringsmålet har än att uppfylla utsläppsmålet.

I Figur 46 har vi den motsatta situationen, med högt ställda förnybarhets- och energieffektiviseringsmål. I det skuggade området är både förnybarhetsmålet och energieffektiviseringsmålet uppfyllda. Att dessa mål uppfylls innebär att utsläppsmålet också är uppfyllt. I denna situation är utsläppsmålet aldrig bindande. Till skillnad från den föregående situationen påverkar utsläppsmålet aldrig vilka kombinationer av åtgärder som uppfyller målen. För att uppnå energieffektiviserings- och förnybarhetsmål måste utsläppsmålet överskridas. Att uppnå detta högre, implicit definierade, utsläppsmål sker dock till en högre kostnad än om enbart detta högre utsläppsmål fanns, i och med att de andra målen sätter begränsningar för hur utsläppsmålet kan uppnås (punkt **b** snarare än **c**). Dessa kostnader måste motiveras utifrån de andra syften som energieffektiviserings- och förnybarhetsmålen har än att uppnå utsläppsmålet 2020.

**Figur 46 Utsläppsmålet överskrids för att uppnå de andra målen**



#### **Utsläppsmålet i Europa överskrids om de andra målen uppfylls**

Man skulle kunna hävda att de tre målen skulle kunna varit satta för att exakt bestämma utsläppsmål och i vilken grad det ska åstadkommas genom ökad förnybarhet och genom energieffektivisering. Vid tidpunkten då målen sattes skulle de tre målen enligt prognos sammanfalla i slutåret och tillsammans exakt ange hur energianvändningen skulle se ut i slutåret. Givet hur prognoser utvecklas, kan detta sedan över

<sup>164</sup> Att bindande restriktioner generellt sett ger upphov till kostnader följer från allmän optimeringslära.



tiden ge upphov till en situation där målen inte sammanfaller. Att något mål med nödvändighet överskrids skulle då bero på att prognoser är osäkra.

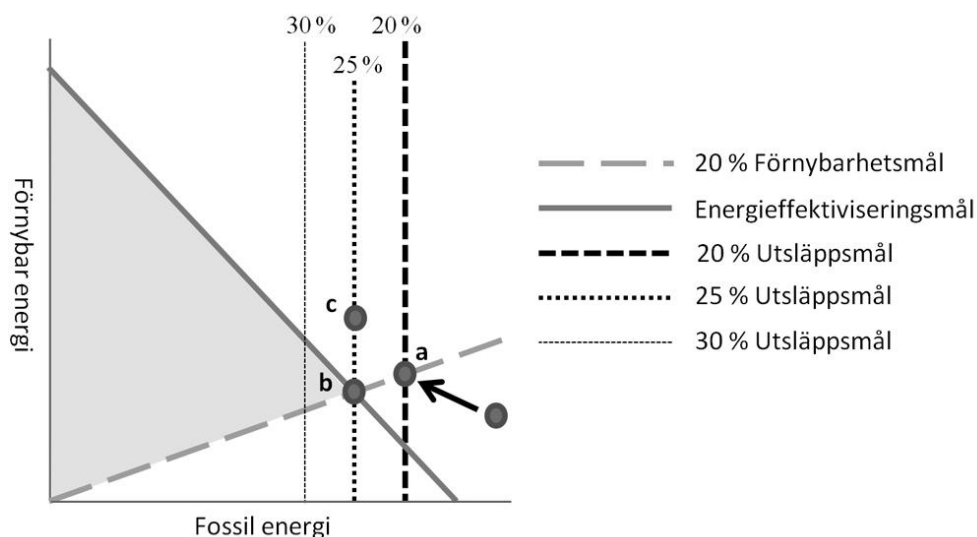
Det finns dock inte mycket som tyder på att så skulle vara fallet. Om syftet var att specificera utfallet exakt räcker det med att specificera två mål: ett utsläppsmål och ett förnybarhetsmål som dock inte får överskridas. EU beslutade 2008 att de gemensamma målen till 2020 var att minska utsläppen med 20 procent, med 20 procent energieffektivisering och 20 procent förnybar energianvändning. Det är dock knappast sannolikt att det mest kostnadseffektiva sättet att minska utsläppen med 20 % till 2020 var med exakt samma procentuella mål för energieffektivisering och förnybarhet.

På europeisk nivå kommer utsläppsmålet överskridas om de andra målen uppfylls enligt gällande prognoser för måluppfyllnad. De gemensamma 20/20/20 målen kan inte uppfyllas exakt enligt Europeiska kommissionen (2011a):

*”Om EU lever upp till den aktuella politiken, även åtagandet att nå 20 % förnybara energikällor och 20 % energieffektivisering 2020, skulle EU kunna överträffa det nuvarande tjugoprocentmålet för utsläppsminskningar och nå 25 % minskning 2020.”*

I Figur 47 illustreras sambanden. Enligt kommissionens prognos kommer EU med de åtgärder som vidtagits att uppfylla utsläpps- och förnybarhetsmålen, men inte energieffektiviseringsmålet. Det motsvarar punkt **a** i illustrationen. Genom att vidta åtgärder för att uppfylla energieffektiviseringsmålet skulle man enligt Kommissionen kunna uppfylla alla tre målen vid punkt **b**, med en utsläppsminskning på 25 procent.

**Figur 47 Utsläppsmålet i Europa överskrids**



Kommissionens resonemang kring målinteraktionen illustrerar att det faktum att utsläppsmålet måste överskridas för att uppnå de andra målen inte var givet vid förhandlingarna 2008. Då diskuterades också ett utsläppsmål på 30 procent, med oförändrade förnybarhets- och energieffektiviseringsmål på 20 procent (Jordan och Rayner, 2010). I detta fall skulle utsläppsmålet inte behöva överskridas för att uppnå de andra målen.

Om syftet är att uppnå ett högre utsläppsmål, är det dock ineffektivt att göra det genom att uppnå energieffektiviseringsmålet. Genom att revidera utsläppsmålet kan man uppnå samma utsläppsminskning vid punkten **c** till lägre kostnad. För att det ska vara optimalt att vidta **enbart** ytterligare energieffektiviserande åtgärder måste dessa åtgärder ha lägre kostnader än att öka förnybarheten.

### **Utsläppsmålet överskrids även i Sverige om de andra målen uppfylls**

En analys av hur de svenska målen i praktiken interagerar liknar väsentligen analysen i det föregående avsnittet. Utsläpps- och förnybarhetsmålen till 2020 är enligt prognos på god väg att uppfyllas även i Sverige.<sup>165</sup> Energieffektiviseringsmålet verkar även här vara det mål som är svårast att uppfylla. Enligt konsekvensbedömningen i Energimyndighetens ”Långsiktsprogno 2010” kommer energiintensiteten att minska med drygt 13 procent mellan 2008 och 2020.<sup>166</sup> Att uppfylla målet med 20 procents lägre energiintensitet är också något som bedöms leda till att utsläppsmålet överskrids enligt Konjunkturinstitutets rapport till Expertgruppen för Miljöstudier (Broberg m.fl., 2010).

Givet prognosens förutsättningar är det knappast möjligt att uppnå förnybarhets- och energieffektiviseringsmålen utan att utsläppsmålet överskrids. I praktiken framstår tre möjliga alternativ:

1. Att inte uppnå energieffektiviseringsmålet.
  - Alternativt kan man ändra det nationella effektiviseringsmålet, till exempel genom att definiera energieffektivisering i slutlig användning snarare än i primärenergianvändning.
2. Att uppnå ett högre, implicit definierat, utsläppsmål än det fastställda.
3. Att inte öka produktionen av kärnkraft från nuvarande nivå.

Att utsläppsmålet överskrids innebär att kostnaderna ökar för att uppnå de fastställda målen till 2020.

Förhoppningsvis kommer teknisk utveckling sänka kostnaderna för att minska utsläppen. Men eftersom vi inte känner till den optimala banan för utsläppsminskningar fram till 2050 kan vi inte med säkerhet veta om kostnaderna för att minska utsläppen ökar eller minskar över tiden. Om syftet med att uppnå ett högt ställt energieffektiviseringsmål är att få till stånd större utsläppsminskningar till 2020, är det mer kostnads-effektivt att revidera utsläppsmålet.

### **SAMBANDET MELLAN DE KLIMAT- OCH ENERGIPOLITISKA MÅLEN OCH GRUNDPELARNÄR SVAGT**

Förnybarhets- och energieffektiviseringsmålen utgör restriktioner i hur utsläppsmålet kan nås. Sådana begränsningar kan vara motiverade om energieffektivisering och ökad förnybarhet också syftar till att uppnå andra grundläggande mål än de utsläppsminskningar utsläppsmålet kräver.

---

<sup>165</sup> Enligt Naturvårdsverkets rapportering och Energimyndighetens Långtidsprognos 2010.

<sup>166</sup> Prognosen är dock relativt osäker enligt Energimyndigheten (”Energiindikatorer 2011”, sid 14).

För att förstå syftet med dessa mål finns det två grundläggande frågor som bör besvaras:

- Vilka syften har energieffektiviserings- respektive förnybarhetsmålet utöver att uppfylla utsläppsmålet?
- Behövs begränsningar av hur utsläppsmålet uppfylls i form av mål för energieffektivisering eller förnybarhet för att uppnå dessa andra syften?

Den svenska energipolitiken – och därmed även basen för klimatpolitiken – ska bygga på samma tre grundpelare som energisamarbetet i EU. Politiken syftar till att förena:<sup>167</sup>

- Ekologisk hållbarhet
- Konkurrenskraft
- Försörjningstrygghet

Ekologisk hållbarhet omfattar inte bara minskad klimatpåverkan, utan hela miljömålssystemet. Ökad förnybarhet kan till exempel inverka negativt på miljömålet levande skogar. Energieffektivisering kan till exempel innebära en minskad förbränning av fossila såväl som förnybara bränslen, vilket kan bidra till att uppfylla miljömålet frisk luft. Det är dock svårt att mäta och utvärdera vilken effekt de klimat- och energipolitiska målen har på hela miljömålssystemet.

Försörjningstrygghet är ett uttalat grundläggande mål som påverkas av energieffektivisering och ökad förnybarhet. Det är dock inte självklart att kvantitativa mål är nödvändiga för att uppnå högre försörjningstrygghet. Ett utsläppsmål uppnås i stor utsträckning genom energieffektivisering eller ökad förnybarhet. Det innebär att även med enbart ett utsläppsmål kan försörjningstryggheten öka. Det är svårt att se på vilket sätt kvantitativa mål för energieffektivisering och förnybarhet bidrar till att öka försörjningstryggheten jämfört med enbart ett kvantitativt mål för utsläpp.

Den avgörande frågan är hur politiken utformas för att uppfylla målen till lägsta samhällsekonomiska kostnad. Detta sker genom att åtgärder utformas för att motverka marknadsmisslyckanden i utbudet eller efterfrågan av energi. Om åtgärder för energieffektivitet och förnybarhet riktas mot andra misslyckanden än utsläppsexternaliteten kan synergieffekter uppnås.

Förekomsten av marknadsmisslyckanden i förnybar teknologi eller i energiefterfrågan innebär inte nödvändigtvis att alla styrmedel som syftar till att öka förnybarheten eller energieffektivisering är motiverade. Även om utsläppsminskningar förutsätter någon slags kombination av ökad förnybarhet och energieffektivisering, bör styrmedel bedömas utifrån om de kostnadseffektivt motverkar specifika marknadsmisslyckanden.

I och med att kopplingen mellan förnybarhets- och energieffektiviseringsmål och marknadsmisslyckanden inte är enkel, kan insatser inte motiveras enbart utifrån att de leder till måloppfyllelse. En svårighet är att de marknadsmisslyckanden som motiverar styrmedel utöver koldioxidskatter inte är direkt kvantitetsrelaterade. Mycket av den forskning som sker i offentlig regi är mycket långsiktig och osäker. Kvantitetsbaserade mål på medellång sikt riskerar att premiera relativt säker teknologi över potentiellt sett mindre kostsam teknologi på lång sikt.

---

<sup>167</sup> Prop. 2008/09:163, sid 10.

## AVSNITTET I KORTHET

- Kvantitativa mål för energieffektivisering och förnybarhet ökar kostnaden för att uppnå utsläppsmålet till 2020. Denna höjda kostnad måste motiveras med de andra syften dessa mål har än att uppnå utsläppsmålet.
- Det finns marknadsmisslyckande på utbudssidan (förnybarhet) och efterfrågesidan (energieffektivisering).
- Åtgärder som minskar andra marknadsmisslyckanden kan ge synergier med koldioxidskatten och EU:s utsläppshandelssystem, i och med att man minskar en dubbel externalitet.
- För att uppnå synergier bör styrmedel utformas utifrån de specifika marknadsmisslyckanden som finns, snarare än enbart utifrån direkt måluppfyllelse av kvantitativa mål för förnybarhet eller energieffektivisering.

## 4.6 Gröna jobb – vad är det och finns de?<sup>168</sup>

**Om miljöpolitiken skapar eller tränger undan arbetstillfällena har diskuterats sedan miljöpolitiken introducerades på 1970-talet. Frågan har fått förnyad aktualitet till följd av de krispaket som lanserades världen över i syfte att mildra konsekvenserna av finanskrisen. En ansevärd del av krispaketen påstås nämligen kunna skapa nya, gröna, jobb. Förhoppningen är att miljöpolitiska åtgärder ska leda till en bättre miljö, men även till kvalificerade arbetstillfällena. I detta avsnitt beskriver vi de ”gröna” jobben och ”miljösektorn” i Sverige genom unika data på individnivå. Vi finner bland annat att de gröna jobben förekommer oftare i glesbygd än i storstäder och att det är vanligare med män på gröna arbetsställen. Även om sysselsättningen ökat något mellan 2003 och 2008 är andelen sysselsatta på gröna arbetsställen i Sverige fortfarande låg, omkring 1,5 procent.**

### GRÖNA INTERNATIONELLA KRISPAKET

Den finansiella krisen som utbröt hösten 2008 utgjorde startskottet för den djupaste ekonomiska recessionen sedan den stora depressionen i början på 1930-talet. Krisens effekter har spritts som ringar på vattnet och påverkat både miljö och människor. Under 2009 och 2010 ökade arbetslösheten och tillväxten var i många länder svag (OECD, 2011a; 2011f). En positiv effekt av den minskade ekonomiska aktiviteten var emellertid att utsläppen av växthusgaser tillfälligt minskade (Peters m.fl., 2012).

Som en reaktion på den finansiella krisen valde flera länder, till exempel USA, Kina, Sydkorea och länderna i EU, att lansera finansiella stimulanspaket. I USA uppgick stimulansåtgärderna till 972 miljarder dollar, Kinas återhämtningsplan motsvarade åtgärder om drygt 580 miljarder dollar och Sydkoreas 38 miljarder dollar (Strand och Toman, 2010). En del av stimulanspaketen syftade till åtgärder och investeringar i järnvägar, förnybar energi och elnät. En förhoppning med de stimulansåtgärder som lanserades till följd av finanskrisen var att ny ”grön” sysselsättning skulle skapas. I Kina beräknades till exempel varje 100 miljarder dollar gröna investeringar generera 600 000 nya arbetstillfällen (UNEP, 2009). I Sydkorea förväntades den nationella planen för grön tillväxt generera 960 000 nya jobb mellan 2009 och 2012 (OECD, 2011d) och i USA förväntades två miljöörelaterade beslut<sup>169</sup> skapa 1,7 miljoner nya arbetstillfällen (UNEP, 2009). Sverige satsade under 2009-2010 175 miljoner euro på gröna stimulansåtgärder (OECD, 2009). Därutöver gavs en statlig kreditgaranti på högst 20 miljarder kronor till fordonsindustrin för lån i Europeiska investeringsbanken för omställningar till grön teknologi (Riksgälden, 2012).

I juni 2009 undertecknade Sverige tillsammans med 33 andra länder OECD:s deklaration för grön tillväxt (OECD, 2009). Ett mål med deklarationen var att stärka satsningarna på grön tillväxt som svar på den finansiella krisen för att illustrera att ekonomisk tillväxt är förenligt med miljöhänsyn. På Rio+20 mötet 2012 etablerades ”grön ekonomi” som ett internationellt begrepp<sup>170</sup>, även om det fortfarande inte finns någon internationellt accepterad definition av vad som utgör en grön ekonomi (UNDESA,

---

<sup>168</sup> Avsnittet har författats tillsammans med Nikolay Angelov, Institutet för arbetsmarknads- och utbildningspolitisk utvärdering (IFAU).

<sup>169</sup> American Recovery and Reinvestment Act (ARRA) och American Clean Energy Security Act (ACES).

<sup>170</sup> Se regeringens hemsida, [www.regeringen.se/sb/d/3807](http://www.regeringen.se/sb/d/3807).

2012). Andra signalord som förekommer men som saknar internationellt accepterade definitioner är *grön tillväxt*, *låg-kolutveckling* och *hållbar ekonomi* (UNDESA, 2012). I detta avsnitt använder vi en definition av gröna jobb – väl medvetna om dess bristande exakthet.

Syftet med den här fördjupningen är att undersöka vilken typ av sysselsättning som finns i miljösektorn<sup>171</sup> (en operationell definition ges nedan) och vilka kvalifikationer som krävs för sysselsättning i den här sektorn. För att underlätta omställningen på arbetsmarknaden, till exempel genom arbetsmarknadspolitiska åtgärder, är det viktigt att känna till vilken typ av arbetstillfällen som försvinner och vilken typ av arbetstillfällen som tillkommer till följd av en omställning mot en grön ekonomi. Ett sekundärt syfte är att diskutera hur nettosysselsättningen i ett land kan påverkas av gröna stimulansåtgärder. Omställningen mot en grön tillväxt innebär rimligen även att en del arbetstillfällen försvinner.

### **VAD ÄR GRÖNA JOBB?**

För att få en uppfattning om vilka effekter gröna stimulanspaket och andra satsningar har på sysselsättning, ekonomi och miljö vill beslutsfattarna och övriga intressenter kunna följa utvecklingen på dessa områden med hjälp av statistik. Olika försök att definiera miljösektorn och de gröna jobben har därför gjorts. Vi presenterar tre definitioner nedan.

#### **FN, OECD och Eurostat**

Huvudinitiativet på området består av Eurostats (2009) och FN:s (2011) definition av sektorn för miljövaror och -tjänster, den så kallade EGSS (Environmental Goods and Services Sector). Definitionen utgår från de ekonomiska aktiviteternas syfte och bygger på tidigare samarbete mellan OECD och Eurostat (OECD/Eurostat, 1999). Baserat på de vanliga nationalräkenskaperna identifieras de transaktioner vars huvudsyfte anses vara att minska miljöpåverkan eller att öka effektiviteten i användningen av naturresurser (FN, 2011: 1.110). Tanken är att EGSS ska inlemmas som standard i FN:s system för miljöräkenskaper (se avsnitt 4.1). I Sverige arbetar Statistiska centralbyrån (SCB) utifrån Eurostats handbok (2009) för insamling av miljöstatistiken. Handboken beskriver vilka miljöområden som olika arbetsställen ska delas in i (SCB, 2012a).<sup>172</sup>

#### **UNEP, ILO och ITUC**

FN:s miljöprogram UNEP (2008a; 2008b), International Labour Organization (ILO) och International Trade Union Confederation (ITUC) fokuserar i ett gemensamt initiativ (Green Jobs Initiative) på att uppskatta, analysera och stödja gröna jobb. Gröna jobb definieras som sysselsättning i jordbruk, tillverkning, byggnation, installation och underhåll, samt i forskning och tekniska, administrativa och serviceverksamheter, som

---

<sup>171</sup> Begreppen "miljösektorn" och "gröna sektorn" används omväxlande och synonymt i detta kapitlet.

<sup>172</sup> Statistiska centralbyrån följer Eurostats definition. I Eurostat (2009) presenteras följande generella definition av miljösektorn: *Industrin för miljövaror och tjänster består av aktiviteter som producerar varor och tjänster som mäter, förebygger, begränsar, minimerar eller återställer miljöförstöring till vatten, luft och jord samt även problem som är relaterade till avfall, buller och ekosystem. Detta innefattar även renare teknologier samt varor och tjänster som minskar miljörisiker eller minimerar utsläpp och resursanvändning* (SCB, 2012b).

bidrar väsentligt till att bevara eller återställa miljökvalitet (UNEP, 2008b, s. 35-36).<sup>173</sup>

## **US BLS**

I USA har Bureau of Labor Statistics (BLS, 2012) utvecklat ett ramverk för att samla in information om gröna jobb. Enligt BLS definition av gröna jobb består de gröna jobben dels av sysselsättning i sektorer som tillhandahåller varor eller tjänster som är till nytta för miljön eller som bevarar naturresurser, dels av sysselsättning som innebär att produktionsprocesser blir mer miljövänliga eller mer naturresurssnåla. Målet är att kunna följa hur antalet gröna jobb utvecklas över tiden samt att få information om i vilka sektorer de gröna jobben finns, vilka kvalifikationer som krävs och hur den geografiska spridningen av sysselsättningen ser ut.

## **Kritik**

Enligt en rapport till Nordiska ministerrådet (Bruvoll och Ibenholt, 2012) är det svårt – om ens möjligt – att särskilja de jobb, företag och sektorer som är gröna från de som inte är det till följd av att alla aktiviteter innebär någon grad av miljöpåverkan. Deras slutsats är därför att den befintliga miljö- och ekonomistatistiken är fullt tillräcklig för policyanalyser och att försöken med att definiera gröna sektorer och gröna jobb bara resulterar i produktion av data av dålig kvalitet. Grön tillväxt handlar om i vilken riktning hela ekonomin, inte bara den ibland kreativt definierade gröna sektorn, utvecklas. Det innebär att detaljerad data på till exempel utsläpp till vatten och luft, produktion och sysselsättning är tillräckliga för att få en uppfattning om olika sektors utveckling över tid (Bruvoll och Ibenholt, 2012). Även OECD (2011e) menar, trots de definitioner som finns, att avgränsning, mätning och tolkning av miljövaror och -tjänster är problematiskt.

## **GRÖNA JOBB I SVERIGE OCH INTERNATIONELLT**

I Figur 48 visas andelen sysselsatta i miljösektorn enligt FN, OECD och Eurostats definition för ett antal EU-länder och USA år 2007. För varje land visas enbart sysselsättningen i de sektorer som helt och hållet räknas som gröna (ISIC 27, 41, 90) vilket innebär att den totala gröna sysselsättningen är underskattad. Störst är den gröna sysselsättningen i Tjeckien och Ungern, runt 2 procent, medan den är lägst i Sverige och USA, drygt 0,5 procent.

En hypotes är att antalet sysselsatta i sektorn för miljövaror och -tjänster i olika länder beror på arbetsproduktiviteten i de olika länderna. När man jämför arbetsproduktiviteten (mätt som BNP per arbetad timme 2011)<sup>174</sup> för länderna i figuren framgår att Ungern har den lägsta arbetsproduktiviteten och Norge den högsta. En negativ korrelation (-0.59) mellan antalet sysselsatta i gröna sektorer och arbetsproduktiviteten är statistiskt säkerställd (5 procents risknivå). Det innebär att vi inte kan förkasta att storleken på den gröna sektorn i ett land är relaterad till en sämre arbetsproduktivitet, men mycket mer analys behövs för att kunna dra slutsatser om orsakssamband.

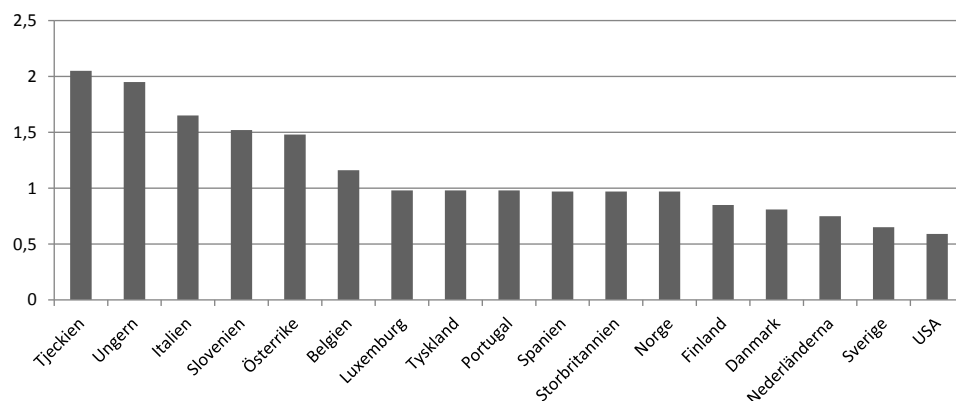
---

<sup>173</sup> Detta inkluderar jobb som hjälper till att skydda och återställa ekosystem och biologisk mångfald, minska energiförbrukningen, minska kolberoendet i ekonomin samt minimera eller undvika att alla former av avfall och föroreningar uppstår (UNEP, 2008b).

<sup>174</sup> <http://stats.oecd.org/Index.aspx?DatasetCode=LEVEL> (2012-11-08).

**Figur 48 Andel sysselsättning i EGSS av den totala sysselsättningen för ett antal EU-länder, 2007**

Procent



Anm. Sysselsättning i EGSS definieras här som International Standard Classification of all Economic Activities, ISIC 27 (återvinning); 41 (vattenförsörjning); och 90 (avfallsrening, avfallshantering och sanering o.d.).

Källor: OECD (2011e) och Konjunkturinstitutet.

#### **HUR PÅVERKAR KRISPAKETEN SYSSELSÄTTNINGEN PÅ KORT OCH LÅNG SIKT?**

Miljöskatter och miljösubventioner innebär ändrade relativpriser som, i sin tur, kan leda till förändringar i ett lands konsumtions-, produktions- och handelsmönster. All miljöpolitik utgör därför en grund för strukturomvandlingar, det vill säga förändringar av ekonomins grundläggande struktur och inriktning. Även om strukturomvandlingar ofta medför nödvändiga förändringar finns en risk att strukturell arbetslöshet följer. Den strukturella arbetslösheten uppstår när det saknas efterfrågan på den typ av arbetskraft som finns på marknaden.

I allmänhet har en strukturomvandling två effekter på sysselsättningen i ett land: arbete tillkommer och arbete försvinner. Anta till exempel att skatten på koldioxid höjs. Om höjningen leder till en ökad efterfrågan på biobränslen kan nya arbetstillfällen skapas i skogsindustrin, till exempel jobb i förädlingen av skogsråvara till pellets och briketter. Då den ökade efterfrågan på biobränslen sannolikt leder till en minskning av efterfrågan på fossila bränslen kommer jobb i fossilbränsleproduktionen att försvinna. Arbetslösheten behöver emellertid inte påverkas alls om antalet nya jobb är lika många som antalet förlorade jobb och om samma kompetens behövs för de nya och gamla jobben.

Även om vissa regioner, sektorer och individer kan drabbas hårt av strukturella förändringar på kort sikt tycks effekten av miljöpolitik på nettosysselsättningen på lång sikt vara noll eller endast svagt positiv (OECD, 1997; Lundmark och Söderholm, 2004; SOU 2007:36; GHK m.fl., 2007; ECORYS, 2008). Följaktligen finns få vetenskapliga belägg för att miljöpolitiken överhuvudtaget påverkar sysselsättningen på lång sikt.<sup>175</sup>

Även bland förespråkarna av en grön ekonomi finns en insikt om att satsningar på gröna jobb inte är en mirakelkur för arbetsmarknaden. UNEP (2011, s. 468) skriver till

<sup>175</sup> På lång sikt beror sysselsättningen på arbetsmarknadens funktionssätt, lönebildningens och arbetsutbudets utveckling snarare än på om offentliga medel satsas i några sektorer (Sterner m.fl., 1998; Lundmark och Söderholm, 2004).



exempel att en grön ekonomi generellt sett inte kan förväntas skapa jobb på lång sikt. På en välfungerande arbetsmarknad kommer en ökad efterfrågan på arbetskraft i den gröna sektorn att pressa upp lönerna och leda till en överföring av arbetskraft till sektorn. Arbetstillfällena i den gröna sektorn kan därför tränga undan arbetstillfällena i andra sektorer vilket innebär att nettosysselsättningen i ekonomin inte behöver påverkas. Världsbanken (2012a) menar att miljöpolitik bara kan leda till en ökad nettosysselsättning om andra ineffektiviteter, till exempel matchningsproblem och bristen på kvalificerad arbetskraft, löses. En politik för grön tillväxt utgör, med andra ord, inte ett substitut för en god tillväxtpolitik.

När man funderar på miljösektorns potential att skapa nya arbeten är det inte bara kvantiteten jobb som är av intresse, utan även karaktären på de arbetstillfällena som genereras. Europeiska kommissionen (2005a), till exempel, hävdar att den största effekten av miljöpolitiken är på arbetskraftens sammansättning snarare än på dess storlek. I dagsläget finns dessvärre inte så mycket kunskap om vilka kvalifikationer som krävs för att arbeta i den gröna sektorn eller om vilken typ av arbetstillfällena som sektorn erbjuder (Renner m.fl., 2008).

#### **VILKA EGENSKAPER HAR JOBB I DEN GRÖNA SEKTORN INTERNATIONELLT?**

Gröna jobb kan omfatta ett brett spektrum av kompetenser och egenskaper. Speciellt i världens fattigare länder finns flera typer av gröna jobb som är både smutsiga och farliga. Återvinning och avfallshantering kan till exempel innebära både oönskade och ohälsosamma jobb (Medina, 2005; Cointreau, 2006). En fransk studie som refereras till i OECD (1997) visar att arbetstillfällena i miljösektorn i allmänhet inte är speciellt kvalificerade. Eftersom flest arbetstillfällena finns i branscherna för insamling, bortskaffande och återvinning av avfall är mer än en tredjedel av de sysselsatta lågutbildade och lågavlönade. Till följd av tekniska framsteg är däremot arbetstillfällena i den så kallade "clean tech"<sup>176</sup> industrin ofta mer högutbildade och högbetalda (Världsbanken, 2008).

I en senare OECD-rapport (OECD, 2004) sammanställs uppgifter om den miljörelaterade sysselsättningen som samlats in genom enkäter och andra källor som Eurostat, Europeiska kommissionen, enskilda konsulter och forskningsinstitut. Även om informationen inte är helt jämförbar mellan länder, finner OECD till exempel att den högsta andelen utländska arbetare finns i avfallshantering och att andelen kvinnliga anställda är lägre inom miljösektorn än i andra sektorer av ekonomin.

#### **VILKA EGENSKAPER HAR ARBETSTAGARE I DEN GRÖNA SEKTORN I SVERIGE?**

För att undersöka hur anställda i den gröna sektorn skiljer sig från anställda i övriga sektorer använder vi SCB:s klassificering av gröna arbetsställen (FN, OECD och Eurostats definition).<sup>177</sup> En detaljerad beskrivning av klassificeringen finns i SCB (2010b). Miljöklassningen följer delvis branschklassificeringen av företag enligt SNI-

---

<sup>176</sup> "Clean tech" industrin inkluderar varor och tjänster som ökar produktiviteten och som minskar resursanvändningen.

<sup>177</sup> SCB har sedan 2000 arbetat med att bygga upp en databas över miljöföretag. Populationen baseras på arbetsställen och bestod 2010 av drygt 15 000 arbetsställen (ett företag kan bestå av ett eller flera arbetsställen). I databasen klassificeras varje arbetsställe dels efter dess miljöområde men även utifrån hur stor andel av verksamheten som kan betraktas som miljörelaterad. SCB arbetar utifrån Eurostats manual (Eurostat, 2009) vid insamlandet av statistiken. I manualen finns beskrivet vilka miljöområden som arbetsställena ska delas in i.

indelningen och flera branscher klassas helt och hållet som gröna. Följande SNI-branscher klassas till exempel helt och hållet som gröna: Regummering (SNI 2211), Avloppsrening (SNI 37), Avfallshantering och återvinning (SNI 38), Sanering (SNI 39) samt Partihandel med avfallsprodukter och skrot (SNI 4677) (SCB, 2012b). För att även hitta miljöarbetsställen inom branscher som inte antas vara helt gröna använder SCB information från till exempel SCB:s Energistatistik, KRAV, olika branschorganisationer och andra källor.

I analysen nedan använder vi data på miljöarbetsställen för åren 2003-2008. Arbetsställen klassas som gröna eller övriga, och i miljöklassningen finns även en uppgift om varje arbetsställes gröna andel när det gäller omsättning, export och sysselsättning. Vi har individdata för alla anställda i varje arbetsställe. Dessa individdata kommer från årstabellerna i LISA<sup>178</sup>, som innehåller information om kön, ålder, arbetsinkomst, bostadskommun, och utbildning. Förutom dessa variabler har vi även information om individerna är anställda på ett grönt arbetsställe. Denna koppling mellan SCB:s klassificering av gröna arbetsställen och individdata från LISA har, så vitt vi känner till, inte genomförts tidigare i Sverige, och är unik även internationellt.

Vi är intresserade av att studera vad som karakteriserar de anställda på gröna arbetsställen (operationaliserat som anställda på gröna arbetsställen vägt med varje arbetsställes gröna andel) jämfört med anställda i övriga sektorer (arbetsställen som inte är gröna). Vår population består av sysselsatta personer mellan 15 och 74 år vilket motsvarar 4,41 miljoner sysselsatta år 2008.

**Tabell 19 Sysselsatta vid gröna respektive övriga arbetsställen**

Tusental

År	Gröna	Övriga	Totalt	Andel gröna (%)
2003	61	4 068	4 129	1,48
2004	62	4 104	4 166	1,49
2005	64	4 115	4 179	1,53
2006	66	4 218	4 284	1,54
2007	67	4 327	4 394	1,52
2008	68	4 344	4 412	1,54

Källor: LISA (SCB) och Konjunkturinstitutet.

I Tabell 19 visas antalet sysselsatta i miljösektorn och i övriga sektorer under perioden 2003-2008. Andelen sysselsatta inom miljösektorn har legat stadigt runt 1,5 procent.

<sup>178</sup> Longitudinell integrationsdatabas för sjukförsäkrings- och arbetsmarknadsstudier.

**Tabell 20 Sysselsatta män och kvinnor och könsfördelning vid gröna arbetsställen**

Tusental respektive procent

År	Arbetsställe	Män (1 000)	Kvinnor (1 000)	Män (%) i grön sektor	Kvinnor (%) i grön sektor
2003	Grönt	47	14	2,20	0,70
	Övrigt	2 093	1 975		
2004	Grönt	47	15	2,16	0,75
	Övrigt	2 124	1 980		
2005	Grönt	48	15	2,21	0,75
	Övrigt	2 128	1 987		
2006	Grönt	50	16	2,24	0,78
	Övrigt	2 181	2 037		
2007	Grönt	51	16	2,22	0,76
	Övrigt	2 243	2 084		
2008	Grönt	51	17	2,21	0,81
	Övrigt	2 253	2 091		

Källor: LISA (SCB) och Konjunkturinstitutet.

Tabell 20 visar att en större andel män jobbar på gröna arbetsställen än motsvarande andel för kvinnor (2,21 och 0,81 procent bland män respektive kvinnor år 2008, och ingen större förändring över tid). Män är med andra ord överrepresenterade, vilket troligen beror på att en väsentlig del av de gröna arbetsställena finns i mansdominerade branscher, såsom exempelvis avfallshantering och regummering.

**Tabell 21 Sysselsatta i storstäder respektive övriga landet och vid gröna och övriga arbetsställen**

Tusental respektive procent

År	Arbetsställe	Storstäder (1 000)	Övriga landet (1 000)	Storstäder (%)	Övriga landet (%)
2003	Grönt	13	48	1,11	1,62
	Övrigt	1 159	2 909		
2004	Grönt	13	49	1,11	1,64
	Övrigt	1 160	2 944		
2005	Grönt	14	50	1,19	1,67
	Övrigt	1 166	2 949		
2006	Grönt	26	40	1,27	1,79
	Övrigt	2 027	2 191		
2007	Grönt	27	40	1,27	1,76
	Övrigt	2 093	2 234		
2008	Grönt	27	41	1,26	1,81
	Övrigt	2 117	2 227		

Anm. Storstäder utgörs av de lokala arbetsmarknaderna i Stockholm-Solna, Göteborg och Malmö-Lund (SCB, 2012c).

Källor: LISA (SCB) och Konjunkturinstitutet.

I Tabell 21 visas fördelningen av sysselsatta i storstäder respektive övriga landet. Som storstäder räknas de lokala arbetsmarknaderna i Stockholm-Solna, Göteborg och Malmö-Lund (se SCB (2012c) för de kommuner som ingår i respektive lokal arbetsmarknad). Tabellen visar att bosatta i storstäder är något underrepresenterade när det gäller sysselsättning på gröna arbetsställen. Knappt 1,3 procent av de sysselsatta i

Stockholm-Solna, Göteborg och Malmö-Lund arbetade på gröna arbetsställen år 2008, medan motsvarande siffra för övriga landet var drygt 1,8 procent.

I en regressionsanalys kan vi analysera sambandet mellan sannolikheten att vara anställd på ett grönt arbetsställe och ett antal olika variabler när övriga variabler hålls konstanta. Det är viktigt att påpeka att analysen är beskrivande. Skattningarna utgör inga orsakssamband, men för att kunna uttala oss bättre om eventuella skillnader mellan anställda vid gröna och övriga arbetsställen vill vi kunna konstanthålla för ett antal relevanta variabler. Innan vi redovisar resultaten presenteras beskrivande statistik över anställda i den gröna sektorn och övriga anställda i Tabell 22.<sup>179</sup>

#### Tabell 22 Beskrivning av sysselsatta i den gröna samt övriga sektorn år 2008

Medelvärden och standardavvikelser i parentes

Variabel	Grön sektor	Övrig sektor
Ålder (år)	43,0 (12,8)	42,5 (13,0)
Inkomst (kronor)	331 234 (211 532)	270 157 (212 383)
Utbildning (år)	12,5 (2,5)	12,4 (2,4)

Källor: LISA (SCB) och Konjunkturinstitutet.

De båda grupperna verkar inte skilja sig särskilt mycket åt, förutom när det gäller årsinkomst som är väsentligt högre för anställda inom miljösektorn, 331 000 kronor jämfört med 270 000 kronor, en statistiskt säkerställd skillnad (på en procents-nivån).

För att undersöka om denna skillnad består när vi kontrollerar för ålder och utbildning skattar vi en linjär sannolikhetsmodell, med en beroende variabel som antar värdet 1 om individen arbetar på ett grönt arbetsställe, och 0 annars. Resultaten redovisas i Tabell 23. För att underlätta presentationen använder vi kategoriska variabler för ålder (1/0 om personen är äldre/yngre än genomsnittsåldern i populationen) och inkomst (1/0 om inkomsten ligger över/under medianinkomsten). Modellen skattas på ett 10 procentigt slumpmässigt urval ur en total population med 25,6 miljoner observationer av data på alla sysselsatta individer under perioden 2003 till 2008.<sup>180</sup>

Interceptet i Tabell 23 visar en sannolikhet på cirka 5,9 procent att en man med för-gymnasial utbildning kortare än 9 år, med inkomst lägre än medianinkomsten och yngre än genomsnittet är anställd på ett grönt arbetsställe – oavsett om arbetsstället definieras som helt eller delvis grönt. Tabell 23 bekräftar att kvinnor är underrepresenterade i den gröna sektorn även när man kontrollerar för övriga variabler. Kvinnor har cirka tre procentenheters lägre sannolikhet att jobba på ett grönt arbetsställe än män. Att bo i en storstad innebär cirka två procentenheters lägre sannolikhet att jobba i den gröna sektorn. När det gäller inkomst visar resultaten att individer med en inkomst över medianinkomsten har ungefär tre procentenheters högre sannolikhet att jobba i den gröna sektorn jämfört med personer som tjänar mindre än medianinkomsten. Ytterligare ett intressant resultat är att individer med forskarutbildning har ungefär tre procentenheters högre sannolikhet att arbeta i den gröna sektorn jämfört med perso-

<sup>179</sup> För att lättare kunna tolka skattade parametrar låter vi individens sektorstillhörighet vara en kategorisk variabel med värdet ett om individen jobbar på ett grönt arbetsställe, och noll annars. Till skillnad från analysen i Tabell 19–21 använder vi här inte respektive arbetsställes gröna andel.

<sup>180</sup> Att modellen skattas på ett urval innebär en snabbare skattning men har ingen effekt på resultaten.

ner med förgymnasial utbildning kortare än 9 år. Resultaten gäller för tiden 2003-2008 och eventuella konsekvenser av svenska gröna stimulanspaket finns alltså inte med.

**Tabell 23 Sannolikheten att arbeta på ett grönt arbetsställe**

Parameterskattningar och t-värden

	Parameter <sup>1</sup>	t-värde
Intercept	0,0589 ***	76,27
Kvinna	-0,0334 ***	-123,37
Storstad	-0,0192 ***	-69,87
Inkomst>median	0,0301 ***	104,42
Ålder>genomsnittsålder	-0,000538	-1,95
Förgymnasial utbildning 9-10 år	-0,00201 *	-2,53
Gymnasial utbildning	-0,00450 ***	-6,41
Eftergymnasial utbildning<2 år	0,00562 ***	6,11
Eftergymnasial utbildning≥2 år	-0,00489 ***	-6,73
Forskarutbildning	0,0318 ***	16,78
Okänd utbildning	-0,0176 ***	-9,73
Antal observationer	2 556 333	
R <sup>2</sup>	0,016	

<sup>1</sup> \* p<0.05, \*\* p<0.01, \*\*\* p<0.001

Anm. Parametrarna bygger på en linjär sannolikhetsmodell och skattas med OLS. Årsfixa kontroller ingår i skattningen. Referensalternativet när det gäller utbildning är den lägsta nivån enligt SUN (Förgymnasial utbildning kortare än 9 år).

Källa: Konjunkturinstitutet.

## DISKUSSION

Hur selektiva satsningar i utvalda sektorer påverkar nettosysselsättningen i ett land är svårt att utvärdera. Selektiva åtgärder som inte förbättrar arbetsmarknadens funktions-sätt eller stimulerar arbetsutbudet kan inte väntas ge upphov till några långsiktiga positiva sysselsättningseffekter. Ur det perspektivet förefaller lanseringen av gröna stimu-lansåtgärder som en mirakelkur för arbetsmarknaden vilseledande. Givet de stora gränsdragningsproblem som oundvikligen är förknippade med alla försök att definiera gröna sektorer och gröna jobb är det dessutom tveksamt om det finns något värde i använda skraddarsydd statistik för kontroll och uppföljning. Den befintliga svenska miljö- och ekonomistatistiken är sannolikt tillräcklig för de flesta sysselsättningsrelate-rade policyanalyser men – givet de politiska förhoppningar som finns på till den gröna sektorn – är det viktigt att även fortsättningsvis kritiskt granska sektorns utveckling med hjälp av den statistik som står till buds.

Sammanfattningsvis visar våra analyser att den gröna sektorn i Sverige utgör en liten andel av den totala sysselsättningen, runt 1,5 procent. Sysselsättningen har visserligen ökat något mellan 2003 och 2008 men ökningstakten pekar inte på några dramatiska förändringar i sektorn framöver. Det är med andra ord lite som talar för att miljösek-torn kommer att vara av avgörande betydelse för sysselsättningen i Sverige i framtiden, även om en längre tidsserie av data skulle behövas för att analysera utvecklingen efter finanskrisen 2008. Det finns en del skillnader mellan de sysselsatta i den gröna och övriga sektorn. De här skillnaderna kvarstår i en analys där vi kontrollerar för samtliga variabler. För att dra slutsatser av policyintresse behövs emellertid mer detaljerade analyser. När det gäller underrepresentationen av kvinnor kan det till exempel vara intressant att undersöka om den beror på att en stor del av de gröna arbetsstäl-

lena finns inom traditionellt mansdominerade sektorer som avfallshantering, regumering etc.

Givet definitionen av gröna jobb och befintlig statistik ser vi fortsatta möjligheter till analys av de gröna jobben och miljösektorn. Med en bättre beskrivning av arbetskraften skulle, till exempel, KI:s allmänjämviktsmodell EMEC kunna användas för att analysera hur olika policyförändringar såsom skatter och subventioner påverkar antalet och förhållandet mellan övriga och gröna jobb i samhället på lång sikt.

## AVSNITTET I KORTHET

- Finanskrisen 2008 innebar svag ekonomisk tillväxt och ökad arbetslöshet. För att mildra effekterna har regeringar världen över satsat på gröna jobb som del i de finanspolitiska stimulanspaketen.
- Det finns ingen universell definition av vad som utgör ett grönt jobb men FN, OECD och Eurostat har enats om en definition som SCB tillämpar.
- Satsningar på gröna jobb har två effekter på sysselsättningen: arbetstillfällen tillkommer och arbetstillfällen försvinner. Nettoeffekten på lång sikt är sannolikt liten.
- Den gröna sektorn sysselsatte 1,5 procent av alla individer mellan 15 och 74 år i Sverige 2008.
- Medellönen är signifikant högre i den gröna sektorn än i övriga sektorer.
- Sysselsättningen i den gröna sektorn är lägre i storstäder, definierade som de lokala arbetsmarknaderna i Stockholm-Solna, Göteborg och Malmö-Lund.
- Trefjärdedelar av de sysselsatta i den gröna sektorn är män.
- För att förstå mer vad som karakteriserar den gröna sektorn och de gröna jobben behövs fler och djupare analyser.

## 5 Vetenskapliga rådets utblick

**Konjunkturinstitutets vetenskapliga råd lämnar här en utblick över vad de tror kommer att bli intressant för svensk miljöpolitik framöver. Tanken är att några av dessa idéer ska fångas upp i kommande miljöekonomiska rapporter.**

Årets rapport har klimatpolitik som tema. Det finns flera skäl till detta. Det första är naturligtvis att det är en av de största miljöutmaningarna vi står inför. För det andra griper det över alla samhällsområden, och för det tredje är det ett globalt problem där olika länders utsläpp och utsläppsminskningar inte kan separeras. Sammantaget innebär detta, och en del annat, att politiken måste gripa över alla samhällssektorer och över alla länder. Vidare innebär det att om inte politiken utformas på ett ändamålsenligt sätt och på ett sätt som överensstämmer med problemet så riskerar vi att inte hitta någon lösning som är rimlig sett ur ett samhällsekonomiskt (och miljömässigt) perspektiv.

### MÅLBESTÄMNING

Liksom inom andra politikområden så är klimatpolitikens viktigaste frågeställningar dels vilket mål man ska sätta, dels hur man ska nå det klimat- eller utsläppsreduktionsmål som man bestämmer sig för. I årets rapport behandlas den första frågan, det vill säga målfrågan, enbart konceptuellt, eller teoretiskt. Frågan hur vi når våra mål analyseras däremot utförligt även på det empiriska planet. Man kan säga att årets rapport i huvudsak behandlar frågan om ”kostnadseffektivitet”, det vill säga hur vi ska nå ett givet mål till minsta möjliga kostnad, och om den svenska politiken är kostnadseffektiv eller inte, eller i vart fall går i den riktningen.

Det kan tyckas naturligt att en rapport som behandlar svensk politik fokuserar på frågan om kostnadseffektivitet med tanke på att målet, iallafall delvis, bestäms utanför det svenska politiksystemet. Icke desto mindre finns det skäl att i framtida rapporter mer i detalj studera själva målbestämningen, inte minst med tanke på att Sverige har som uttalad ambition att gå före i klimatpolitiken i meningen att våra mål skall vara ambitiösare än omvärldens. En fråga som då naturligen måste lyftas är vad värdet av en sådan ambitiösare målsättning är, om ett sådant värde finns, i förhållande till eventuella kostnader. Frågan tangeras visserligen i årets rapport i samband med diskussionen om utsläpp på hemmaplan kontra utsläppsminskningar i andra länder, men någon systematisk analys finns inte, vilket inte heller syftats till i årets rapport. Det finns en omfattande litteratur inom den miljöekonomiska forskningen, vilken antyder att de ekonomiska argumenten för ett enskilt land eller enskilt företag att gå före i klimatpolitiken är få.

I en nyligen utkommen rapport konstaterar Professor Michael Hoel att det i grunden finns två skäl till att gå före. Det första är vad han kallar ”indirekta effekter”, vilket i allt väsentligt är de ekonomiska effekterna av värdet av att gå före, och det andra är vad han kallar ”moraliska skyldigheter”. Den slutsats han drar är att de ”indirekta effekterna” är minst sagt osäkra.<sup>181</sup>

---

<sup>181</sup> Hoel, M (2012), *Klimatpolitik och ledarskap – vilken roll kan ett litet land spela?*, Expertgruppen för miljöstudier (EMS), 2012:3, Stockholm.

Här anser rådet att det i kommande rapporter finns skäl att fortlöpande följa forskningen på området. Vidare anser rådet att det finns skäl till en fördjupad studie av hur enskilda länders, eller grupper av länder, initiativ till extra åtaganden påverkar andra länder, och/eller ländergrupper, samt hur det påverkar utfall i klimatförhandlingar. Här anser rådet att även det statsvetenskapliga perspektivet bör innefattas tydligare.

Ett annat skäl till att i en framtida rapport studera även målbestämningen mer explicit är att valet av målnivå inte självklart kan separeras från valet av styrmedel och åtgärder. Som visas i kapitel 1 skall miljömålet i teorin sättas så att miljövärdet på marginalen precis balanseras av marginalkostnaden för förbättringen. Detta bygger dock på att reduktionsåtgärder rangordnas efter kostnader och att de åtgärder som har lägst kostnader vidtas först. Vilka åtgärder som först vidtas beror dock på vilka styrmedel som väljs och hur de används. Exempelvis kan valet av ett visst styrmedel innebära att man väljer en teknologi som innebär högre reduktionskostnader än vad som skulle varit fallet om ett annat styrmedel valts. Att kostnaden blir högre än vad den skulle kunna vara innebär att det mål som sattes inledningsvis inte balanserar kostnad och nytta. Som visas i årets rapport innebär de förändringar av koldioxidskatten som följer av 2009 års klimatproposition att kostnadseffektiviteten ökar, beroende på att koldioxidskatten blir mer likformig inom Sverige.<sup>182</sup> Vidare så har Konjunkturinstitutet i en tidigare granskning av Klimatberedningens analys (Konjunkturinstitutet, Specialstudie nr 18, 2008) visat att utsläppsreduktioner i andra länder, via s.k. flexibla mekanismer, kan ske till betydligt lägre kostnader än om reduktionen sker med inhemska åtgärder. CDM kan också bidra med teknikutveckling och tekniköverföring till utvecklingsländer, vilket i förlängningen leder till större möjligheter att på lång sikt uppnå större utsläppsreduktioner till lägre kostnad. Sammantaget innebär detta att målbestämningen inte kan separeras från valet av styrmedel, sett ur ett samhällsekonomiskt perspektiv.

Kopplat till valet av målnivå och utformningen av styrmedel i klimatpolitiken och behovet av mer kunskap och utredningsarbete är skogens och markanvändningens roll i klimatpolitiken, samt frågan om hur klimatpolitiken interagerar med styrmedel för att nå andra politiska mål.

## **SKOGENS OCH MARKANVÄNDNINGENS ROLL I MILJÖPOLITIKEN**

Vad gäller skogen och markanvändningen är det framförallt två frågor där mer och ny kunskap behövs, och där Konjunkturinstitutet i framtida rapporter kan spela en viktig roll.

Den första frågan gäller bokföringsprinciper för den koldioxid som är bunden till skog och mark. Hur skall förändringar i skogstillväxt beräknas? Hur skall skörd av skog (och annat biologiskt växande material) kopplas till bokföringen av växthusgaser? Det finns ett mycket stort behov av fördjupning, inte minst vad gäller konsekvensanalyser av de politiska förslag som nu diskuteras, relativt nuvarande och en ur klimatsynpunkt korrekt bokföringsprincip. Tjugo till tjugofem procent av de globala utsläppen av växthusgaser kan hänföras till förändrad markanvändning. Det betyder att en klimatpolitik som syftar till ett effektivt resursutnyttjande inte kan bortse från markens och

---

<sup>182</sup> I rapporten analyseras effektiviteten i termer av förändringar i BNP. Således betyder ökad effektivitet att målet kan nås med en mindre minskning av BNP.



skogens roll. Inte minst för ett land som Sverige med stora skogstillgångar är detta en central fråga, vilken scenarierna i avsnitt 3.6 tydligt visar.

Den andra frågan är, givet korrekt bokföringsprincip, hur styrmedel ska utformas så att en klimatpolitik där även skog och mark ingår blir så effektiv som möjligt. Idag finns inget färdigt system för hur koldioxid från exempelvis skog skall krediteras och debiteras. EU har dock nyligen presenterat olika förslag på införlivande av mark som kolsänka (LULUCF-sektorn) vilka kan vara intressanta att analysera. Förslagen innebär att LULUCF-sektorn utgör en del av utsläppsmarknaden, ingår som åtgärd för icke-handlande sektorerna, eller blir en helt egen marknad. En annan, i vart fall nationell, möjlighet är att förändra koldioxidskatten så att den blir mer symmetrisk. Dagens koldioxidskatt innebär de facto att de som investerar i skog missgynnas, relativt de som minskar användningen av fossila bränslen. De som minskar användningen av fossila bränslen får en lägre skattebörd, eller kan sälja utsläppsrätter, medan skogsägaren inte får betalt (negativ skatt) för bindningen av koldioxid. Hur man skulle utforma ett styrmedelssystem baserat på skatt i praktiken som även innefattar skog och produkter som kommer från skogen är långt ifrån klart. Här krävs ytterligare arbete av såväl teoretisk som empirisk natur. Dock bör man vara klar över att många av de praktiska problem som finns med att införliva skogen i koldioxidskattesystemet återkommer i fallet med att införliva skogen i en utsläppsmarknad.

#### **KLIMATPOLITIKENS INTERAGERANDE MED ANNAN POLITIK**

Det finns även behov att studera närmare hur styrmedel som inte direkt syftar till utsläppsreduktioner påverkar möjligheter och kostnader för att uppnå klimatmålet. Idag är klimatpolitiken till stor del uppbyggd kring EU-ETS och den inhemska koldioxidskatten. Givet ett mål att reducera utsläppen i handlande respektive inhemska sektor så finns det i princip inte behov av några ytterligare styrmedel. Tvärtom så kommer ytterligare styrmedel som exempelvis klimatsubventioner, stöd till energieffektivisering etc. att leda till en fördyring av klimatpolitiken, dvs. målet nås inte till minsta kostnad. Som dock påpekas i avsnitt 2.2 och 2.3 så kan det finnas andra skäl att subventionera klimatåtgärder. Det vanligaste skälet är att det finns imperfektioner kopplade till införandet av ny teknik, samt att det finns informationsbrister av olika slag. Som också påpekas i årets rapport torde detta dock inte vara unikt på klimat- och energiområdet, och frågan om behov av extra samt riktade subventioner till FoU inom just denna sektor bör därför belysas ytterligare.

En annan fråga som bör analyseras, kopplat till diskussionen ovan, är vad konsekvenserna blir, vad gäller kostnader, för att uppnå klimatmålet när styrmedel införs som inte direkt riktar sig mot utsläppsreduktioner. Speciellt intressanta styrmedel i detta sammanhang är kvotpliktssystemet för förnybar energi, och därmed tillhörande elcertifikatsmarknad, samt styrmedel som införs för att tvinga fram så kallade energieffektiviseringsåtgärder. Bland forskare och experter finns det en ganska bred enighet om att elcertifikatssystemet är ett effektivt styrmedel om syftet är att till lägsta kostnad öka andelen förnybar energi i energisystemet. Certifikatssystemet är teknikneutralt, vilket är en styrka om det inte finns några specifika preferenser för en viss typ av förnybar energi. Ofta jämförs certifikatssystemet (det svenska) med andra typer av stödssystem för förnybar energi. Den vanligaste jämförelsen som görs är med så kallade ”feed in” tariffsystem. Sådana system innebär att en producent av förnybar el får en subvention per producerad energienhet (utöver försäljningspriset). I Tyskland, exempelvis, används ”feed in” tariffer. Givet att tariffen är enhetlig och teknikneutral så innebär det

att den kvantitet förnybar energi som blir resultatet uppnås till minsta möjligaste kostnad. Under fullständig säkerhet om kostnader för att producera förnybar energi kan man enkelt visa att samma resultat uppnås med ett kvotpliktssystem som det svenska. Med andra ord skulle det i sådana fall inte spela någon roll vilket av systemen man väljer.<sup>183</sup> I verkligheten är osäkerhet om framtida kostnader dock ett faktum, vilket innebär att valet mellan de båda systemen inte är givet på förhand. I avsnitt 2.2 redogörs för ett antal studier där de olika systemen analyseras och värderas. Problemet är att det är svårt att göra jämförelser då systemen skiljer sig åt mellan olika länder i ett flertal dimensioner. I Sverige, exempelvis, har vi ett teknikneutralt kvotssystem som syftar till att få in den billigaste förnybara energin, medan man i exempelvis Tyskland har ett ”feed in” system med olika tariffer beroende på typen av förnybar energi. Att jämföra effektiviteten av de båda systemen är då inte helt enkelt eftersom målen per definition inte är jämförbara. En intressant frågeställning som dock bör utredas vidare är i vilken grad olika styrsystem för att öka produktionen av förnybar energi påverkar teknisk utveckling, och därmed framtida kostnader.

En mycket viktig frågeställning som bör belysas i kommande rapporter är kostnadseffektiviteten i uppfyllandet av andra miljömål, samt hur dessa interagerar med varandra. Frågan är också kopplad till diskussionen ovan om målbestämningen. Finns det synergier mellan olika miljömål, eller finns det konflikter. Ett mycket närliggande exempel är uppfyllande av målet ”begränsad klimatpåverkan” och målet ”levande skogar”. Uppfyllelse av klimatmålet har inneburit att skogen och skogsmarken fått en alltmer central betydelse ur energisynpunkt. Incitamenten för ökat uttag av skog för energiändamål har ökat kraftigt under en längre tid, och kommer att göra så även fortsättningsvis. Förutom strukturomvandlingseffekter inom skogsindustrin så leder det till ett allt intensivare skogsbruk i flera dimensioner. De totala avverkningarna ökar, avverkningsrester tas tillvara, och intresset för intensivodling av skog med ökad gödsling och nya trädslag ökar. Exempelvis har intresset för skörd av stubbar ökat kraftigt under senare tid. En effekt av detta är att det tenderar till en biologisk och ekologisk utarmning av skogsmiljön, vilket motverkar möjligheterna att uppnå målet ”levande skogar”.<sup>184</sup> Det finns idag inte tillräcklig kunskap om den här typen av helhetseffekter av en viss politik. Exempelvis kan man inte utesluta att målet för begränsad klimatpåverkan skulle sättas annorlunda om man hade haft bättre kunskap om konsekvenserna på skogsindustri, ekonomi, och andra miljömål. Ett viktigt arbete i kommande rapporter är därför att mer systematiskt, och med en helhetssyn, analysera olika mål och styrmedel för att nå målen. Men detta kräver i sin tur ett mer långsiktigt forskningsarbete på att utveckla modeller och metoder.

#### **BEHOV AV ATT UTVÄRDERA STYRMEDEL KONTINUERLIGT OCH SYSTEMATISKT**

Sammantaget anser det vetenskapliga rådet att det finns ett behov av ett systematiskt och kontinuerligt arbete som syftar till att utvärdera styrmedel, inte minst när nya styrmedel införs, eller när existerande styrmedel förändras. Detta har även påpekats i Riksrevisionens rapport ”Klimatrelaterade skatter, vem betalar?” (RiR 2012:1). Riksrevisionen pekar på att det saknas en samlad och tydlig bild för att kunna bedöma om de klimatrelaterade skatterna i kombination med andra styrmedel är kostnadseffektiva.

---

<sup>183</sup> Detta ur effektivitetssynpunkt. Ur fördelnings- och finansieringssynpunkt kan de olika systemen dock slå olika, inte minst beroende på hur subventionssystemen finansieras.

<sup>184</sup> Se Geijer m.fl. (2012). ”Is Stump Harvesting a Remedy for the Climate Crisis or a Curse for Biodiversity? An Interdisciplinary Study of Conflicting Goals”, CERE Working Paper 2012:5, Umeå Universitet.

Här kan Konjunkturinstitutet spela en viktig roll, men det förutsätter att det skapas resurser för forskning och utvecklingsarbete såväl inom myndigheten som för samarbete med andra forskningsorganisationer.

I årets rapport är temat ”klimat och klimatpolitik”. Det betyder dock inte att klimatproblemet är det enda viktiga miljöproblemet. Snarare återspeglar valet av klimatpolitik det fokus som legat på klimatfrågan en längre tid i hela samhället, men även att det finns en relativt välutvecklad verktygslåda tillgänglig för att analysera klimatfrågan. En rimlig slutsats från det vetenskapliga rådet är att verktyg för att analysera andra miljömål, och samspelet dem emellan måste utvecklas. Återigen måste detta ske långsiktigt och med kontinuitet.

Vidare anser rådet att arbetet med att utveckla nationalräkenskaperna så att de bättre fångar människors välfärd nu och i framtiden bör fortsätta. I årets rapport pekas på en rad svårigheter i detta arbete, inte minst av praktisk/empirisk natur. Det vetenskapliga rådet är enigt om att det är stora praktiska svårigheter med att utveckla räkenskaper som på ett bättre sätt fångar upp välfärdsförändringar. Det är ett mödosamt arbete förknippat med ett flertal svårigheter som måste lösas i samarbete med experter från de naturvetenskapliga disciplinerna. Det vetenskapliga rådet tror heller inte det är möjligt att lösa de praktiska/empiriska frågorna inom de resursramar som för närvarande finns tillgängliga. Det behövs dock mer arbete även kring principerna för en mer välutvecklad bokföring, och även om vägen till praktisk tillämpning är lång och mödosam så ser det vetenskapliga rådet ett värde av fortsatt arbete.

#### **MER DJUPBLODADE ANALYSER**

Slutligen anser det vetenskapliga rådet att den årliga rapporten kommande år bör kompletteras med en mer djuplodande rapport inom något specifikt miljöpolitiskt område, skriven av en ledande expert på just det området. Ett exempel på en sådan rapport kan vara ”skogens roll i klimatpolitiken”, ett annat ”målkonflikter i miljöpolitiken”. Syftet med en sådan rapport är dels att få en specifik fråga belyst på ett utförligare sätt än vad som annars är möjligt, dels att den kan peka ut intressanta och viktiga områden för kommande rapporter.

Ovan har vi diskuterat ett antal områden där det vetenskapliga rådet anser att fortsatt utvecklingsarbete krävs, och vad som bör belysas i kommande årliga rapporter. Förutom det som nämnts vill det vetenskapliga rådet påpeka vikten av ett vetenskapligt angreppssätt på de frågor som analyseras. Ett vetenskapligt råd är ett sätt att arbeta med detta, ett annat är att ytterligare fördjupa forskningssamarbete med andra forskningsorganisationer inom det miljöekonomiska området.

## SAMMANFATTNING

Sammanfattningsvis anser det vetenskapliga rådet att fortsatt utvecklingsarbete behövs inom följande områden.

### Markanvändning och skogens roll i klimat- och miljöpolitiken

- Det behövs en dynamisk skogssektormodell som kan fånga dels den biologiska dynamiken i skogen, dels de viktigaste sambanden inom skogssektorn.
- Skogssektorn bör länkas till en allmänjämviktsmodell som möjliggör kopplingar mellan skogssektorn och övriga sektorer
- Analys av interaktion mellan klimatmål och andra miljömål relaterade till skog och markanvändning, såsom bevarad biodiversitet, ingen övergödning, levande sjöar och vattendrag, och hav i balans.

### Styrmedel för att uppnå mål för förnybar energi

- Det behövs en fördjupad analys och utvärdering av det svenska elcertifikatsystemet, samt jämförelser med andra stödsystem som ”feed in” tariffer
- Det behövs ytterligare forskning om hur elcertifikat och ”feed in” tariffer påverkar teknisk utveckling.
- Det behövs utredas och analyseras vilka kostnaderna för förnybar energi är på kort och lång sikt, och hur dessa är kopplade till olika typer av styrmedel
- Den allmänjämviktsmodell som nu används måste utvecklas för att på ett väsentligt bättre sätt fånga upp och beskriva energisektorn och dess marknader.

### Grön ekonomi

- Forskningen och utvecklingsarbetet kring principer för hållbar utveckling bör fortsätta, med visst fokus på empiriska tillämpningar
- Fortsätta utveckla det långsiktiga arbetet med att mäta hållbar utveckling. Ett första steg i detta kan vara att på ett bättre sätt inkludera förändringar i skogens värden, inte minst med avseende på växthusgaser, i räkenskaperna.
- Utveckla analysen av ”gröna jobb”. Inte minst innebär detta ett arbete med definitioner och arbete med att göra data tillgängligt. För närvarande saknas bra data, delvis beroende på att det inte finns några entydiga definitioner. Här bör man även kritiskt analysera om det överhuvudtaget är möjligt, eller ens önskvärt, att försöka definiera och analysera vad ”gröna jobb” är.
- Kontrastera ”partiella” analyser av effekter av miljöpolitik på utvecklingen av ”gröna jobb” (givet att vi kan definiera vad detta är) mot en analys som på ett korrekt sätt fångar allmänjämvikts- och undanträngningseffekter.

# Referenser

- Aaheim, A och K Nyborg (1995), "On the Interpretation and Applicability of a Green National Product", *Review of Income and Wealth*, 41(2): 57–71.
- Ackerman, F och E Stanton (2011), "Climate Risks and Carbon Prices: Revising the Social Cost of Carbon", *Economics for Equity and Environment*.
- Ackerman, F, E Stanton och R Bueno (2010), "Fat Tails, Exponents, and Extreme Uncertainty: Simulating Catastrophe in DICE", *Ecological Economics*, 69(8): 1657–1665.
- Agrawala, S, F Bosello, C Carraro, E de Cian och E Lanzi (2011), "Adapting to Climate Change: Costs, Benefits and Modelling Approaches", *International Review of Environmental and Resource Economics*, 5: 245–284.
- Alexeev, J, L Bergset, K Meyer, J Petersen, L Schneider och C Unger (2010), "An Analysis of the Relationship Between the Additionality of the CDM Projects and their Contribution to Sustainable Development", *International Environmental Agreements: Politics, Law and Economics*, 10: 233–248.
- Alfsen K och G Eskeland, (2007), *A Broader Palette: The Role of Technology in Climate Policy*, Expertgruppen för miljöstudier (EMS), 2007:1, Stockholm.
- Allan, G, M Gilmartin, P McGregor, J Kim Swales och K Turner (2009), "Modelling the Economy-Wide Rebound Effect", *Energy Efficiency and Sustainable Consumption* (Herring och Sorrell), kapitel 4: 67–98.
- Allan, G, N Hanley, P McGregor, K Swales och K Turner (2007), "The Impact of Increased Efficiency in the Industrial Use of Energy: A Computable General Equilibrium Analysis for the United Kingdom", *Energy Economics*, 29: 779–798.
- Anger, A och J Köhler (2010), "Including Aviation Emissions in the EU ETS: Much ado about Nothing?", *Transport Policy*, 17: 38–46.
- Anson, S och K Turner (2009), "Rebound and Disinvestment Effects in Refined Oil Consumption and Supply Resulting from an Increase in Energy Efficiency in the Scottish Commercial Transport Sector", *Energy Policy*, 37: 3608–3620.
- Antimiani, A, V Costantini, C Martini och L Salvatici. (2012), "Cooperative and Non-Cooperative Solutions to Carbon Leakage", Department working papers of Economics 136, University Roma Tre.
- Aronsson, T (1998), "Bör vi försöka utvidga nettonationalprodukten till en välfärdsindikator?", *Ekonomisk Debatt*, 4: 255-257.
- Aronsson, T och K-G Löfgren (1995), "National Product Related Welfare Measure in the Presence of Technological Change, Externalities and Uncertainty", *Environmental and Resource Economics*, 6: 321–332.
- Aronsson, T, P-O Johansson och K-G Löfgren (1997), *Welfare Measurement, Sustainability and Green National Accounting*, Edward Elgar, Cheltenham, UK och Lyme, USA.
- Arrow, K (1962), "Economic Welfare and the Allocation of Resources for Invention, The Rate and Direction of Innovative Activity", UMI, <http://www.nber.org/chapters/c2144.pdf> (2012–03–20).
- Baard, P, M Vredin Johansson, H Carlsen och K Edvardsson Björnberg (2012), "Scenarios and Sustainability: Tools for Alleviating the Gap between Municipal Means and Responsibilities in Adaptation Planning", *Local Environment*, kommande.
- Babiker, M (2005), "Climate Change Policy, Market Structure, and Carbon Leakage", *Journal of International Economics*, 85: 421-445.
- Bauer, B och R Fischer-Bogason (2011), "Voluntary Agreements and Environmental Labelling in the Nordic Countries", TemaNord 2011:538, Nordiska ministerrådet, Köpenhamn.
- Baumol, W J och W E Oates (1988), *The Theory of Environmental Policy*, Cambridge University Press, Cambridge.
- Bellander, T (2012), [www.ki.se/ki/jsp/polopoly.jsp?d=29711&l=sv](http://www.ki.se/ki/jsp/polopoly.jsp?d=29711&l=sv) (2012-10-31).
- Berg, C och T Forsfält (2010), "Samhällsekonomiska scenarier för Energimyndighetens långsiktsprognos 2010", Fördjupnings-PM nr 7, Konjunkturinstitutet, Stockholm.
- Berg, C och T Forsfält (2012), "Samhällsekonomiska effekter av energi- och koldioxidskatteförändringar som beslutades av riksdagen 2009", Fördjupnings-PM nr 10, Konjunkturinstitutet, Stockholm.

- Bergek, A och S Jacobsson (2010), "Are Tradable Green Certificates a Cost-Efficient Policy Driving Technical Change or a Rent-Generating Machine? Lessons from Sweden 2003–2008", *Energy Policy*, 38: 1255–1271.
- Berglund E och A Hanberger (2002), "LIP och lokalt miljöarbete", Evaluation Report 12, Centrum för Utvärderingsforskning, Umeå universitet.
- Betz, R och M Sato (2006), "Emissions Trading: Lessons Learnt from the 1st Phase of the EU ETS and Prospects for the 2nd Phase", *Climate Policy*, 6: 351–359.
- Binswanger, M (2001), "Technological Progress and Sustainable Development: What about the Rebound Effect", *Ecological Economics*, 36: 119–132.
- Blanco, M I och G Rodrigues (2008), "Can the Future EU ETS Support Wind Energy Investments?", *Energy Policy*, 36: 1509–1520.
- Bloomberg (2012a), <http://www.bloomberg.com/news/2012-01-27/spain-suspends-subsidies-for-new-renewable-energy-plants.html> (2012-09-17).
- Bloomberg (2012b), <http://www.bloomberg.com/news/print/2012-05-29/spain-ejects-clean-power-industry-with-europe-precedent-energy.html> (2012-09-17).
- BLS (2012), <http://www.bls.gov/green/#overview> (2012-11-13).
- Bläsi, A och T Requate (2010), "Feed-In Tariffs for Electricity from Renewable Energy Resources to Move Down the Learning Curve?", *Public Finance and Management*, 10 (2): 213-250.
- Bohlin, L (2010), "Climate Policy within an International Emission Trading System – A Swedish case", i avhandlingen *Taxation of Intermediate Goods: A CGE Analysis*, Örebro Universitet.
- Bollen, J, P Koutstaal och P Veenendaal (2011a), "Trade and Climate Change", CPB Netherlands Bureau for Economic Policy Analysis.
- Bollen, J, P Koutstaal och P Veenendaal (2011b), "Do Border Measures Affect Carbon Leakage", Paper presented at the 14th Annual Conference on Global Economic Analysis "Governing Global Challenges: Climate Change, Trade, Finance and development", Venice, June 16-18, 2011.
- Bosello, F (2010), "Adaptation, Mitigation and 'Green' R&D to Combat Global Climate Change. Insights from an Empirical Integrated Assessment Exercise", FEEM Working Paper 22.2010.
- Bosello, F, C Carraro och E de Cian (2010), "Climate Policy and the Optimal Balance between Mitigation, Adaptation and Unavoided Damage", FEEM Working Paper 32.2010.
- Bosello, F, C Carraro och E de Cian (2011), "Adaptation Can Help Mitigation: An Integrated Approach to Post-2012 Climate Policy", FEEM Working Paper 69.2011.
- Bovenberg, A L och L H Goulder (1996), "Optimal Taxation in the Presence of Other Taxes: General-Equilibrium Analyses", *The American Economic Review*, 86: 985–1000.
- Boverket (2009), "Sammanställning av bidragseffektiviteten från Energimyndighetens underlag 2009–11–29", Boverket, Karlskrona.
- Boverket (2012), <http://www.boverket.se/Bidrag--Stod/Villa/Solvarmestod-nytt/> (2012-05-15).
- Broberg, T, T Forsfält och G Östblom (2010), *Målet för energieffektivisering fördyrar klimatpolitiken*, Expertgruppen för miljöstudier (EMS), 2010:4, Stockholm.
- Broberg, T, J Forslund och E Samakovlis (2009), "En utvärdering av kostnadseffektiviteten i stödet till energinvesteringar i offentliga lokaler", Specialstudie nr 22, Konjunkturinstitutet, Stockholm.
- Broberg, T, E Samakovlis och J Forslund (2010), "Investeringsstöd – ett överskattat styrmedel i politiken", *Ekonomisk Debatt*, 38: 17–26.
- Broberg, T, E Samakovlis, M Sjöström och G Östblom (2008), "En samhällsekonomisk granskning av Klimatberedningens handlingsplan för svensk klimatpolitik", Specialstudie nr 18, Konjunkturinstitutet, Stockholm.
- Bruvoll, A och K Ibenholt (red). (2012), "Measuring Green Jobs? An Evaluation of Definitions and Statistics for Green Activities", TemaNord 2012:534, Nordiska ministerrådet, Köpenhamn.
- Brännlund, R (1997), "Hushållens energifterfrågan", SOU 1997:11, underlagsrapport.
- Brännlund, R (2009), *Växthusgasernas samhälleliga kostnad: Vilket kalkylvärde skall användas?*, Bil Sweden, Stockholm.
- Brännlund, R och B Kriström (2012), *Miljöekonomi*, Studentlitteratur, Lund.

- Brännlund, R och J Nordström (2004), "Carbon Tax Simulations Using a Household Demand Model", *European Economic Review*, 48: 211–233.
- Brännlund, R, J Nordström och T Ghalwash (2007), "Increased Energy Efficiency and the Rebound Effect: Effects on Consumption and Emissions", *Energy Economics*, 29: 1–17.
- Brännlund, R, T Lundgren och P-O Marklund (2011), "Environmental Performance and Climate Policy", CERE Working Paper 2011:6, Umeå Universitet.
- Burniaux, J-M och T P Truong (2002), "GTAP-E, and Energy-Environmental Version of GTAP", GTAP Technical Papers, 18.
- Burton, I (1996), "The Growth of Adaptation Capacity: Practise and Policy", i Smith, J, N Bhatti, G Menzulin, R Benioff, M I Budyko, M Campos, B Jallow och F Rijsberman (red), *Adapting to Climate Change: An International Perspective*, Springer-Verlag, New York.
- Bye, T och A Bruvold (2008), "Multiple Instruments to Change Energy Behaviour: The Emperor's New Clothes?", *Energy Efficiency*, 1: 373–386.
- Böhringer, C, C Fischer och K E Rosendahl (2011), "Cost-Effective Unilateral Climate Policy Design: Size Matters", Discussion Paper 11–34, Resource for the Future, Washington DC, USA.
- Böhringer, C, C Fischer och K E Rosendahl (2010), "The Global Effects of Sub global Climate Policies", Discussion Paper 10-48, Resources for the future, Washington DC, USA.
- Böhringer, C, U Moslener och H Koschel (2008), "Efficiency Losses from Overlapping Regulation of EU Carbon Emissions", *Journal of Regulatory Economics*, 33: 299–317.
- Cannell, M G R (2003), "Carbon Sequestration and Biomass Energy Offset: Theoretical, Potential and Achievable Capacities Globally, in Europe and the UK", *Biomass and Bioenergy*, 24: 97–116.
- Carlman, I och S Westerlund (2007), "Miljörätt – basboken", Institutet för miljörätt IMIR, Version 2.0. <http://www.imir.com/pdf-filer/bb2-0.pdf> (2012–04–11).
- Castro, P (2012), "Does the CDM Discourage Emission Reduction Targets in Advanced Developing Countries?", *Climate Policy*, 12: 198–218.
- Clarkson, R och K Deyes (2002), "Estimating the Social Cost of Carbon Emissions", The Public Enquiry Unit, H.M. Treasury, Working Paper 140, London, UK.
- Coase, R (1960), "The Problem of Social Costs", *The Journal of Law and Economics*, 3: 1–44.
- Cohen, L & R Noll (1991), *The Technology Pork Barrel*, The Brookings Institution, Washington DC, USA.
- Cointreau, S (2006), "Occupational and Environmental Health Issues of Solid Waste Management. Special Emphasis on Middle- and Lower-Income Countries", The International Bank for Reconstruction and Development/The World Bank.
- Copenhagen Economics (2011), "Carbon Leakage from Danish Energy Taxes - The Challenges of Domestic Climate Policy", Copenhagen, Denmark.
- Copenhagen Economics (2012), "Carbon Leakage from a Nordic Perspective", TemaNord 2012:502, Nordiska ministerrådet, Köpenhamn.
- Couture, T och Y Gagnon (2010), "An Analysis of Feed-In Tariff Remuneration Models: Implications for Renewable Energy Investment", *Energy Policy*, 38: 955–965.
- Cramton, P och S Kerr (2002), "Tradable Carbon Permit Auctions: How and Why to Auction Not Grandfather", *Energy Policy*, 30: 333–345.
- Daly, H E (1990), "Toward Some Operational Principles of Sustainable Development", *Ecological Economics*, 2:1–6.
- Daly, H E och J B Cobb (1989), *For the Common Good: Redirecting the Economy toward Community, the Environment and a Sustainable Future*, Beacon, Boston, MA.
- Dargay, J (2008), "Effects of Taxation on Energy Efficiency", Bilaga 5, SOU 2008:25.
- Dasgupta, P (2006), "Comments on the Stern Review's Economics of Climate Change", Department of Economics, Cambridge University, [www.econ.cam.ac.uk/faculty/dasgupta/STERN.pdf](http://www.econ.cam.ac.uk/faculty/dasgupta/STERN.pdf)
- de Bruin, K C, R B Dellink och R S J Tol (2007), "AD-DICE: An Implementation of Adaptation in the DICE Model", FEEM Working Paper 51.2007.
- de Bruin, K C, R B Dellink och S Agrawala (2009), "Economic Aspects of Adaptation to Climate Change. Integrated Assessment Modelling of Adaptation Costs and Benefits", Environment Working Papers 6, OECD.

- DECC (2009), "Carbon Valuation in UK Policy Appraisal: A Revised Approach", Department of Energy and Climate Change.
- DECC/DEFRA (2009), "Making the Right Choices for the Future. An Economic Framework for Designing Policies to Reduce Carbon Emission".
- DEFRA (2005), "The Social Cost of Carbon Review – Methodological Approaches for Using SCC Estimates in Policy Assessment".
- DEFRA (2007), "The Social Cost of Carbon and the Shadow Price of Carbon: What they are, and How to Use them in Economic Appraisal in the UK".
- Destouni, G, F Jaramillio och C Prieto (2012), "Hydroclimatic Shifts Driven by Human Water Use for Food and Energy Production", *Nature Climate Change Letters*, publicerad online 21 oktober 2012.
- Dietz, S och E Neumayer (2004), "Genuine Savings: a Critical Analysis of its Policy-Guiding Value", *International Journal of Environment and Sustainable Development*, 3: 276–292.
- Dietz, S (2011), "High Impact, Low Probability? An Empirical Analysis of Risk in the Economics of Climate Change", *Climatic Change*, 108: 519–541.
- Dietz, S och S Fankhauser (2010), "Environmental Prices, Uncertainty and Learning", *Oxford Review of Economic Policy*, 26:2.
- Dinan, T och D L Rogers (2002), "Distributional Effects of Carbon Allowance Trading: How Government Decisions Determine Winners and Losers", *National Tax Journal*, 55: 199–221.
- ECORYS (2008), "Environment and Labour Force Skills. Overview of the Links between the Skills Profile of the Labour Force and Environmental Factors", [http://ec.europa.eu/environment/enveco/industry\\_employment/pdf/labor\\_force.pdf](http://ec.europa.eu/environment/enveco/industry_employment/pdf/labor_force.pdf) (2012-11-13).
- Egenhofer, C, M Alessi, A Georgiev och N Fujiwara (2011), "The EU Emissions Trading System and Climate Policy towards 2050. Real Incentives to Reduce Emissions and Drive Innovation", Centre for European policy studies (CEPS), special report.
- Ellerman, D, F Convery, och C de Perthuis (2010), *Pricing Carbon – The European Union Emission Trading Scheme*, Cambridge University Press.
- Ellison D, M Lundblad och H Petersson (2011), "Carbon accounting and the climate politics of forestry", *Environmental Science and Policy*, 14: 1062–1078.
- Energimyndigheten (2009), "Långtidsprognos 2008", ER2009:14, Statens energimyndighet, Eskilstuna.
- Energimyndigheten (2010), "Förslag till en övergripande biogasstrategi. Slutrapport", ER2010:23.
- Energimyndigheten (2011a), "Det svenska klimatmålet till 2020 – bidrag från internationella insatser", ER2011:9.
- Energimyndigheten (2011b), "Elcertifikatsystemet 2011".
- Energimyndigheten (2011c), "Energiindikatorer 2011".
- Energimyndigheten (2011d), "Energiläget 2011".
- Energimyndigheten (2011e), "Långsiktsprogno 2010", ER2011:03.
- Energimyndigheten (2011f), "Programmet för energieffektivisering. Erfarenheter och resultat efter fem år med PFE", ET 2011:01.
- Energimyndigheten (2011g), "Samarbetsmekanismer enligt förnybarhetsdirektivet".
- Energimyndigheten (2011h), "Sveriges CDM och JI-program - Rapport 2010", ER2011:2.
- Energimyndigheten (2012a), [www.energimyndigheten.se/Hushall/Aktuella-bidrag-och-stod-du-kan-soka/Stod-till-solceller/](http://www.energimyndigheten.se/Hushall/Aktuella-bidrag-och-stod-du-kan-soka/Stod-till-solceller/) (2012-05-15).
- Energimyndigheten (2012b), [www.energimyndigheten.se/sv/Press/Pressmeddelanden/Elcertifikatsystemet-har-bidragit-med-13-TWh-fornybar-el/](http://www.energimyndigheten.se/sv/Press/Pressmeddelanden/Elcertifikatsystemet-har-bidragit-med-13-TWh-fornybar-el/) (2012-06-04).
- Europeiska kommissionen (1999), "Electricity from Renewable Energy Sources and the Internal Electricity Market", Commission Working Paper, SEC (99) 470.
- Europeiska kommissionen (2005a), "Commission Staff Working Document on the Links between Employment Policies and Environment Policies", SEC (2005) 1530.
- Europeiska kommissionen (2005b), "The Support of Electricity from Renewable Energy Sources", Communication from the Commission, COM (2005) 627 final.



- Europeiska kommissionen (2008), "The Support of Electricity from Renewable Sources", Commission Staff Working Document, COM (2008) 19 final, Brussels 23.1.2008, SEC (2008) 57.
- Europeiska Kommissionen (2011a), "Färdplan för ett konkurrenskraftigt utsläppsnät samhälle 2050", KOM(2011) 112 slutlig.
- Europeiska kommissionen (2011b), "Förslag till rådets direktiv om ändring av direktiv 2003/96/EG om en omstrukturering av gemenskapsramen för beskattning av energiprodukter och elektricitet", KOM(2011) 169 slutlig, Bryssel, 2011.
- Europeiska kommissionen (2011c), "Review of the European and National Financing of Renewable Energy in Accordance with Article 23(7) of Directive 2009/28/EC", Commission Staff Working Document, COM (2011) 31 final, Brussels 31.1.2011, SEC (2011) 131 final.
- Europeiska kommissionen (2012a), "Förslag till Europaparlamentets och rådets beslut om bokföringsregler och handlingsplaner för utsläpp och upptag av växthusgaser till följd av verksamheter i samband med markanvändning, förändrad markanvändning och skogsbruk", COM(2012) 93 final, Bryssel den 12.3.2012
- Europeiska kommissionen (2012b), "Information Provided on the Functioning of the EU Emissions Trading System, the Volumes of Greenhouse gas emission allowances auctioned and freely allocated and the impact on the surplus of allowances in the period up to 2020". COM(2012) SWD(2012) 234 final.
- Europe's Energy Portal, [www.energy.eu](http://www.energy.eu)
- Eurostat (2009), "The Environmental Goods and Services Sector. A Data Collection Handbook", [http://epp.eurostat.ec.europa.eu/cache/ITY\\_OFFPUB/KS-RA-09-012/EN/KS-RA-09-012-EN.PDF](http://epp.eurostat.ec.europa.eu/cache/ITY_OFFPUB/KS-RA-09-012/EN/KS-RA-09-012-EN.PDF) (2012-10-18).
- Fagan, M och R DeFries. (2009). "Measurement and Monitoring of the World's Forests: A Review and Summary of Remote Sensing Technical Capability, 2009–2015", Resources for the future, Washington, DC.
- Fankhauser, S och N Martin (2010), "The Economics of the CDM Levy: Revenue Potential, Tax Incidence and Distortionary Effects", *Energy Policy*, 38:357–363.
- Fankhauser, S, F Seheiler och N Stern (2008), "Climate Change, Innovation and Jobs", *Climate Policy*, 8:421–429.
- FCCC/CP/2010/7/Add1, "Report of the Conference of the Parties on its sixteenth session, held in Cancun from 29 November to 10 December 2010 Addendum Part Two: Action Taken by the Conference of the Parties at its Sixteenth Session". <http://unfccc.int/resource/docs/2010/cop16/eng/07a01.pdf> (2012–04–20).
- Fischer, C och R G Newell (2008), "Environmental and Technology Policies for Climate Mitigation", *Journal of Environmental Economics and Management*, 55: 142–162.
- Fisher, C och A Fox (2012), "Comparing Policies to Combat Emission Leakage: Border Carbon Adjustments versus Rebates", *Journal of Environmental Economics and Management*, kommande.
- FN (1987), "Rapport från World Commission on Environment and Development", General Assembly Resolution 42/187, 11 December 1987.
- FN (1993), "Handbook of National Accounting – Integrated Environment and Economic Accounting", Series: F, No. 61, Sales number: 93.XVII.12, New York.
- FN (2011), "Revision of the System of Environmental-Economic Accounts (SEEA)", United Nations Committee of Experts on Environmental Economic Accounting (UNCEEA) Statistics Division/Department of Economic and Social Affairs, United Nations, Draft Version for Second Round of Global Consultation, October 2011, <http://unstats.un.org/unsd/envaccounting/secarev/Chapters/chapter1v4.pdf> (2012-11-12).
- FN, Europeiska kommissionen, IMF, OECD och Världsbanken (2003), "Handbook for Integrated Environmental and Economic Accounting", FN, New York.
- Forslund, J, E Samakovlis och M Vredin Johansson (2008), "Is it Wise to Combine Environmental and Labour Market Policies? An Analysis of a Swedish Environmental Subsidy Programme", *Ecological Economics*, 65: 547–558.
- Fouquet, D och T B Johansson (2008), "European Renewable Energy Policy at Crossroads – Focus on Electricity Support Mechanisms", *Energy Policy*, 36: 4079–4092.
- Friedlingstein, P, R A Houghton, G Marland, J Hackler, T A Boden, T J Conway, J G Canadell, M R Raupach, P Ciais och C Le Quéré (2010). "Update on CO2 emissions", *Nature Geoscience*, 3.

- Furtenback, Ö (2011), "Dynamic CGE-Model with Heterogeneous Forest Biomass: Applications to Climate Policy", CERRE Working Paper 2011:10, Umeå Universitet.
- Gerlagh, R och O Kuik (2007), "Carbon leakage with international technology spillovers", FEEM Working paper 33.2007.
- Ghalwash, T (2007), "Energy Taxes as a Signaling Device: An Empirical Analysis of Consumer Preferences", *Energy Policy*, 35: 29–38.
- GHK, Cambridge Econometrics och Institute for European Environmental Policy (2007), "Links between the Environment, Economy and Jobs", [http://ec.europa.eu/environment/enveco/industry\\_employment/pdf/ghk\\_study\\_wider\\_links\\_report.pdf](http://ec.europa.eu/environment/enveco/industry_employment/pdf/ghk_study_wider_links_report.pdf) (2012-11-13).
- Goodstein, E (2003), "The Death of the Pigouvian Tax? Policy Implications from the Double-Dividend Debate", *Land Economics*, 79: 402–414.
- Goodwin, P, J Dargay och M Hanly (2004), "Elasticities of Road Traffic and Fuel Consumption with Respect to Price and Income: A Review", *Transport Reviews*, 14: 275–292.
- Goulder, L H, I W H Parry, R C Williams III och D Burtraw, (1999), "The Cost-Effectiveness of Alternative Instruments for Environmental Protection in a Second-Best Setting", *Journal of Public Economics*, 72: 329–360.
- Greene, D (2012), "Rebound 2007: Analysis of U.S. Light-Duty Vehicle Travel Statistics", *Energy Policy*, 41: 14-28.
- Greening, L A, D L Greene och C Difiglio (2000), "Energy Efficiency and Consumption – the Rebound Effect – a Survey", *Energy Policy*, 28: 389–401.
- Gullers Grupp Informationsrådgivare AB (2003), "Information om Klimp: en intervjuundersökning bland ansökare", Gullers Grupp Informationsrådgivare AB, Stockholm.
- Hanemann, W M (2008), "What is the Economic Cost of Climate Change?" eScholarship. Berkeley, CA: UC Berkeley. [http://repositories.cdlib.org/are\\_uch/1071/](http://repositories.cdlib.org/are_uch/1071/)
- Hanley, N D, P McGregor, J Swales och K Turner (2009), "Do Increases in Energy Efficiency Improve Environmental Quality and Sustainability?", *Ecological Economics*, 68: 692–709.
- Hanley, N, J F Shogren och B White (1997), *Environmental Economics in Theory and Practice*, Oxford University Press, New York.
- Hanley, N, P McGregor, J Swales och K Turner (2006), "The Impact of a Stimulus to Energy Efficiency on the Economy and the Environment: A Regional Computable General Equilibrium Analysis", *Renewable Energy*, 31: 161–171.
- Hansson-Brusewitz, U (1997), "Höjd koldioxidskatt och höjd skatt på elektrisk kraft: effekter på hushållens välfärd konsumtion", SOU 1997:11, underlagsrapport.
- Hardin, G (1968), "The Tragedy of the Commons", *Science*, 162: 1243–1248.
- Harrison, G W och B Kriström (1999), "General Equilibrium Effects of Increasing Carbon Taxes in Sweden", i I-M Gren och R Brännlund (red.), *Green Taxes – Economic Theory and Empirical Evidence from Scandinavia*, Cheltenham Edward Elgar.
- Hartwick, J M (1977), "Intergenerational Equity and the Investing of Rents from Exhaustible Resources", *The American Economic Review*, 67: 972–974.
- HEATCO (2005), Developing Harmonised European Approaches for Transport Costing and Project Assessment. Specific Support Action. PRIORITY SSPP 3.2: The development of tools, indicators and operational parameters for assessing sustainable transport and energy systems performance (economic, environmental and social). Deliverable 5, Proposal for Harmonised Guidelines.
- Hepburn, C, M Grubb, K Neuhoff, F Matthes och M Tse (2006), "Auctioning of EU ETS phase II allowances: how and why?", *Climate Policy*, 6: 137–160.
- Herzog H, K Caldeira, och J Reilly (2003), "An issue of permanence: Assessing the Effectiveness of Temporary Carbon Storage", *Climatic Change*, 59: 293–310.
- Hill, M (2001), *Essays on Environmental Policy Analysis: Computable General Equilibrium Approaches Applied to Sweden*, doktorsavhandling, Nationalekonomiska institutionen, Handelshögskolan i Stockholm.
- Hoel, M (2012), *Konsekvenser av en ambitiös klimatpolitik i ett litet land*, Expertgruppen för miljöstudier (EMS), 2012:3, Stockholm.

- Hong S H, T Oreszczyn och I Ridley (2006), "The Impact of Energy Efficient Refurbishment on the Space Heating Fuel Consumption in English Dwellings", *Energy and Buildings*, 38: 1171–1181.
- Hood (2011), "Summing up the Parts", IEA Information Paper.
- Hope, C W (2006), "The Marginal Impact of CO<sub>2</sub> from PAGE2002: An Integrated Assessment Model Incorporating the IPCC's Five Reasons for Concern", *Integrated Assessment Journal*, 6: 19–56.
- Houghton, R A (2008), "Carbon Flux to the Atmosphere from Land-Use Changes: 1850–2005", *TRENDS: A Compendium of Data on Global Change, Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, U.S. Department of Energy, Oak Ridge, USA.*
- Hymel K M, K A Small och K van Dender (2010), "Induced Demand and the Rebound Effect in Road Transport", *Transportation research Part B*, 44: 1220–1241.
- Höjgård, S och F Wilhelmsson (2012), "Biogas Production from Manure", Working Paper 2012:1, Agri-food economics centre.
- IEA (1999), "Looking at Energy Subsidies: Getting the Prices Right", i *World Energy Outlook 1999*, International Energy Agency, Paris.
- IEA (2006), *CO<sub>2</sub> Capture & Storage, IEA Energy Technology Essentials.*
- IEA (2007), *Climate Policy Uncertainty and Investment Risk.*
- IEA (2008), *Energy Technology Perspectives 2008.*
- IEA (2010a), *Energy Technology Perspectives 2010.*
- IEA (2010b), *World Energy Outlook 2010.*
- IEA (2011a), *IEA Guide to Reporting Energy RD&D Budget/Expenditure Statistics*, 30 June 2011 edition.
- IEA (2011b), *Key World Energy Statistics.*
- IEA (2011c), *World Energy Outlook 2011.*
- IEA, (2012), *Energy Technology Perspectives 2012.*
- Ingham, A, J Ma och A M Ulph (2005), "Can Adaptation and Mitigation be Complements?", Working paper 79, Tyndall Centre for Climate Change Research.
- Interagency Working Group on Social Cost of Carbon (2010), "Social Cost of Carbon for Regulatory Impact Analysis Under Executive Order 12866", Final Rule Technical Support Document (TSD): Energy Efficiency Programme for Commercial and Industrial Equipment: Small Electric Motors. Appendix 15A. Washington, DC: U.S. Department of Energy.  
[http://www1.eere.energy.gov/buildings/appliance\\_standards/commercial/pdfs/sem\\_finalrule\\_appendix15a.pdf](http://www1.eere.energy.gov/buildings/appliance_standards/commercial/pdfs/sem_finalrule_appendix15a.pdf)
- IPCC (2001), "Third Assessment Report: Climate Change 2001 (TAR)", Intergovernmental Panel on Climate Change.
- IPCC (2007a), *IPCC Fourth Assessment Report, the Synthesis Report.*
- IPCC (2007b), *Mitigation of Climate Change, Working Group III Report to IPCC Fourth Assessment Report.*
- Jaffe, A B, R G Newell och R N Stavins (2005), "A Tale of Two Market Failures: Technology and Environmental Policy", *Ecological Economics*, 54: 164–174.
- Jamet, S (2011), "Enhancing the cost-effectiveness of climate change mitigation policies in Sweden", Economics Department Working Papers, Nr. 841, OECD, Paris.
- Johansson-Stenman, O och Å Löfgren (2008), "EU:s klimatpolitik från ett välfärdsperspektiv – kostnads-effektivitet, fördelningseffekter och upplevd rättvisa", i Cramér, P, S Gustavsson och L Oxelheim (red), *EU och den globala klimatfrågan*, Europaperspektiv 2008, Santéus.
- Johnstone, N, I Haščič och D Popp (2010), "Renewable Energy policies and Technological Innovation: Evidence Based Patent Counts", *Environmental and Resource Economics*, 45: 133–155.
- Jordan, A. och T. Rayner (2010), "The Evolution of Climate Policy in the European Union: An Historical Overview", kapitel 3 i *Climate change policy in the European Union*, Cambridge University Press.
- Jordbruksverket (2009), [www.jordbruksverket.se/download/18.62af51191240430af4d80002754/Genomf%C3%B6randestrategi+-+biogasf%C3%B6.pdf](http://www.jordbruksverket.se/download/18.62af51191240430af4d80002754/Genomf%C3%B6randestrategi+-+biogasf%C3%B6.pdf) (2012–08–31).
- Jordbruksverket (2012), [www.jordbruksverket.se/amnesomraden/mojligheterpalandsbygden/landsbygdsprogrammet/vadarlandsbygdsprogrammet.4.7a446fa211f3c824a0e8000171998.html](http://www.jordbruksverket.se/amnesomraden/mojligheterpalandsbygden/landsbygdsprogrammet/vadarlandsbygdsprogrammet.4.7a446fa211f3c824a0e8000171998.html) (2012–05–11).

- Kelly, D L och C D Kolstad (1998), "Integrated Assessment Models for Climate Change Control", <http://128.111.225.6/papers/wp31-98.pdf> (2012-06-01).
- Kemp, R (1997), *Environmental Policy and Technical Change. A Comparison of the Technological Impacts of Policy Instruments. New Horizons in Environmental Economics*, Edward Elgar, Cheltenham.
- Kinell, G, T Söderqvist och L Hasselström (2009), "Monetära schablonvärden för miljöförändringar", rapport 6322, Naturvårdsverket.
- Klein, R J T, S Huq, F Denton, T E Downing, R G Richels, J B Robinson och F L Toth (2007), "Inter-Relationships Between Adaptation and Mitigation" i Parry, M L, O F Canziani, J P Palutikof, P J van der Linden och C E Hanson (red), *Climate change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge university press, Cambridge.
- Klette, T J, J Moen och Z Griliches (2000), "Do Subsidies to Commercial R&D Reduce Market Failures? Microeconomic Evaluation Studies", *Research Policy*, 29: 471-495.
- Klimatanpassningsportalen (2012), [www.smhi.se/klimatanpassningsportalen](http://www.smhi.se/klimatanpassningsportalen), (2012-05-08).
- Kolmuss, A och M Lazarus (2010), "Industrial N2O Projects Under the CDM: Adipic Acid – A Case of Carbon Leakage?", Working Paper WP-US-1006, Stockholm Environment Institute.
- Kolstad, C D (2000), *Environmental Economics*, Oxford University Press, New York.
- Kommittén (2011), "Damsäkerhet och klimatförändringar. Slutrapport från Kommittén för dimensionerande flöden för dammanläggningar i ett klimatförändringsperspektiv. December 2011", Svenska Kraftnät, Svensk Energi, SveMin och SMHI i samverken i Kommittén för dimensionerade flöden för dammar i ett klimatförändringsperspektiv.
- Konjunkturinstitutet (2012a), "Svensk ekonomi ett långsiktsscenario fram till år 2035", Specialstudie nr 30, Konjunkturinstitutet, Stockholm.
- Konjunkturinstitutet (2012b), "Yttrande på promemorian Vissa skattefrågor inför budgetpropositionen 2013", 8 maj 2012, Dnr: 6-10-12.
- Kuik, O och R Gerlagh (2003), "Trade Liberalization and Carbon Leakage", *The Energy Journal*, 24: 97-120.
- Käberger, T, T Sterner, M Zamanian och A Jürgensen (2004), "Economic Efficiency of Compulsory Green Electricity Quotas in Sweden", *Energy and Environment*, 15: 675-697.
- Larsson, G. (2009), "Köp av utsläppsminskningar utomlands". Fores Studie 2009:5
- Lecocq, F och Z Shalizi (2007), "Balancing Expenditures on Mitigation and Adaptation to Climate Change: An Exploration of Issues Relevant to Developing Countries", Policy Research Working Paper 4299 Världsbanken.
- Lenton T M (2010), "The potential for land-based biological CO2 removal to lower future atmospheric CO2 concentration", *Carbon Management*, 1: 145-160.
- Lenton, T M, H Held, E Kriegler, J W Hall, W Lucht, S Rahmstorf och J Schellnhuber (2008), "Tipping Elements in the earth's climate system", *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105: 1786-1793.
- Li, C-Z och K-G Löfgren (2010), *Att mäta välfärd och hållbar utveckling*, Expertgruppen för miljöstudier (EMS) 2010:3, Stockholm.
- Lindberg, A, J Lusua och B Nevhage (2011), "Cryptosporidium i Östersund vintern 2010/2011. Konsekvenser och kostnader av ett stort vattenburet sjukdomsutbrott", Totalförsvarets forskningsinstitut och Livsmedelsverket, Användarrapport, FOI-R-3376-SE.
- Lindgren, E (2010), "A Dark Side of Car Ownership: Perspectives on the Rebound Effect in Sweden 1950-2007", i avhandlingen *Sambällsförändring på väg, Perspektiv på den svenska bilismens utveckling mellan 1950 och 2007*, Umeå Universitet.
- Lindmark, M och L F Andersson (2010), "Unintentional Climate Policy: Swedish Experiences of Carbon Dioxide Emissions and Economic Growth 1950-2005", CERE Working Paper 2010:14, Umeå Universitet.
- Lipp, J (2007), "Lessons for Effective Renewable Electricity Policy from Denmark, Germany and the United Kingdom", *Energy Policy*, 35: 5481-5495.
- Lund, E (2010), "Dysfunctional Delegation: Why the design of the clean Development Mechanism's Supervisory System is Fundamentally Flawed", *Climate Policy*, 10: 277-288.

- Lundmark R och P Söderholm (2004), *Brännbott om svensk skog – en studie om råvarukonkurrensens ekonomi*, SNS Förlag, Stockholm.
- MacKay, D (2009), *Sustainable Energy*, UIT Cambridge.
- Madlener, R och S Stagl (2005), “Sustainability-Guided Promotion of Renewable Electricity Generation”, *Ecological Economics*, 53: 147–167.
- Mandell, S (2008), “Optimal Mix of Emissions Taxes and Cap-and-Trade”, *Journal of Environmental Economics and Management*, 56: 131–140.
- Mandell, S (2010), “Steering the European Transport Greenhouse Gas Emissions under Uncertainty”, *Journal of Transport Economics and Policy*, 44: 1–16.
- Mansfield, E (1996), “Contributions of New Technology to the Economy” i Smith, B L R och C E Barfield (red), *Technology, R&D, and the Economy*, The Brookings Institution and the American Enterprise Institute, Washington DC.
- Martins, J O och J-M Burniaux (2000), “Carbon Emission Leakages – A General Equilibrium View”, Working Paper No 242, OECD, Paris.
- Medina, M (2005), “Serving the Unserved: Informal Refuse Collection in Mexico”, *Waste Management and Research*, 23: 390–397.
- Mendelsohn, R O (2006), “A critique of the Stern Report”, *Regulation*, 29: 42–46.
- Michaelowa, A och P Purohit (2007), “Additionality determination of Indian CDM project developers outwit the CDM executive board?”, University of Zurich.
- Miljöaktuellt (2011), ”Försäkringsbolagens tuffa klimatmatch”, 38: 32–35.
- Milne, G och B Boardman (2000), “Making Cold Homes Warmer: The Effect of Energy Efficiency Improvements in Low-Income Homes”, *Energy Policy*, 28: 411–424.
- Monjon, S och P Quirion, (2009), “Addressing Leakage in the EU ETS: Results from the CASE II Model”, Working paper March 16 2009, Climate Strategies.
- Mowery, D C, R R Nelson och B R Martin (2010), “Technology Policy and Global Warming: Why New Policy Models are Needed (or Why Putting New Wine in Old Bottles Won’t Work)”, *Research Policy*, 39: 1011–1023.
- Naturskyddsföreningen (2010), *Klimatindex 2010 – ranking av kommunernas klimatarbete*.
- Naturvårdsverket (1993), ”Ett svenskt miljöindexsystem”, Rapport 4219, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket (2004), ”Ekonomiska konsekvensanalyser i myndigheternas miljöarbete – Förslag till förbättringar”, Rapport 5398, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket (2007), ”Företagsstrategier för utsläppshandel och klimatåtaganden – En enkätstudie av företagens agerande och attityder inom ramen för EU’s system för handel med utsläppsrätter”, Rapport 5579, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket (2009), ”Bruk och missbruk av naturens resurser”, Monitor 21, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket (2011a), *Plattform för sambällsekonomska analys i miljömålsystemet – en förstudie*.  
<http://miljomal.nu/Global/27-samhallsekonomska%20analyser/plattformen-forstudie.pdf>
- Naturvårdsverket (2011b), “Report for Sweden on Assessment of Projected Progress in Accordance with Article 3.2 under Council Decision No 280/2004/EC on a Mechanism for Monitoring Community Greenhouse Gas Emissions and for Implementing the Kyoto Protocol, March 2011”, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket (2011c), [www.naturvardsverket.se/sv/Start/Klimat/Utslapp-av-vaxthusgaser/Prognoser/Prognoser-for-Sveriges-utslapp-av-vaxthusgaser/](http://www.naturvardsverket.se/sv/Start/Klimat/Utslapp-av-vaxthusgaser/Prognoser/Prognoser-for-Sveriges-utslapp-av-vaxthusgaser/).
- Naturvårdsverket (2012), ”Potentiellt miljöskadliga subventioner. Förstudie från 2005 – uppdaterad 2011”, Rapport 6455, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket (2012a), ”Underlag för LULUCF-sektorn, Färdplan 2050”.
- Naturvårdsverket (2012b), ”Färdplan 2050”, kommande.
- Nilsson, C (2004), *Studies in Environmental Economics: Numerical Analysis of Greenhouse Gas Policies*, doktorsavhandling, Nationalekonomiska institutionen, Handelshögskolan i Stockholm.
- Nilsson, J-E och R Pyddoke (2009), *Höghastighetsjärnvägar – ett klimatpolitiskt sticspår*, Expertgruppen för miljöstudier (EMS), 2009:3, Stockholm.

- Nilsson, L J, B Johansson, K Åstrand, K Ericsson, P Svenningsson och P Börjesson (2004), "Seeing the Wood for the Trees: 25 Years of Renewable Energy Policy in Sweden", *Energy for Sustainable Development*, 8: 67–81.
- Nordhaus, W (2007), "A Review of the Stern Review on the Economics of Climate Change", *Journal of Economic Literature*, 45: 686–702.
- Nordhaus, W (2011), "Designing a friendly space for technological change to slow global warming", *Energy Economics*, 33: 665–673.
- Nordhaus, W (2011a), "Estimates of the Social Cost of Carbon: Background and Results from the RICE-2011 Model", Cowles Foundation Discussion Paper no 1826.
- Nordhaus, W (2011b), "The Economics of Tail Events with an Application to Climate Change", *Review of Environmental Economics and Policy*, 5: 240–257.
- Nordhaus, W and Z Yang (1996), "A Regional Dynamic General-Equilibrium Model of Alternative Climate-Change Strategies", *American Economic Review*, 86: 741–765.
- Nordhaus, W och J Boyer (2000), *Warming the world: Economic models of global warming*. Cambridge, MA, MIT press.
- NOU (2009:16), *Globale miljøutfordringer – norsk politikk. Hvordan bærekraftig utvikling og klima bedre kan ivaretas i offentlige beslutningsprosesser*, www.regjeringen.no
- Nussbaumer, P (2009), "On the Contribution of Labelled Certified Emission Reductions to Sustainable Development: A Multi-Criteria Evaluation of CDM Projects", *Energy Policy*, 37:91–101.
- Nässén, J, F Sprei och J Holmberg (2008), "Stagnating Energy Efficiency in the Swedish Building Sector – Economic and Organisational Explanations", *Energy Efficiency*, 36: 3814–3822.
- OECD (1997), *Environmental Policies and Employment*, OECD, Paris.
- OECD (2004), *Environment and Employment: An Assessment*.
- OECD (2009a), *Green Growth: Overcoming the Crisis and Beyond*.
- OECD (2009b), *The Economics of Climate Change Mitigation Policies and Options for Global Action Beyond 2012*.
- OECD (2011a), "Evolution of GDP" i *OECD Factbook 2011-2012: Economic, Environmental and Social Statistics*.
- OECD (2011b), *First-Ever OECD Inventory of Support to Fossil-Fuel Production or Use*.
- OECD (2011c), *OECD Economic Surveys, Sweden*.
- OECD (2011d), *Towards Green Growth. A Summary for Policy Makers*.
- OECD (2011e), *Towards Green Growth: Monitoring Progress, OECD Indicators*.
- OECD (2011f), "Unemployment rates" i *OECD Factbook 2011-2012: Economic, Environmental and Social Statistics*.
- OECD (2012), [http://stats.oecd.org/Index.aspx?DatasetCode=ODA\\_DONOR](http://stats.oecd.org/Index.aspx?DatasetCode=ODA_DONOR) (2012–05–08).
- OECD/Eurostat (1999), *The Environmental Goods & Services Industry. Manual for Data Collection and Analysis*.
- Olsen, K H (2007), "The Clean Development Mechanisms Contribution to Sustainable Development: A Review of the Literature", *Climatic Change*, 84: 59–73.
- Palmer, K, och D Burtraw (2005), "Cost-effectiveness of Renewable Electricity Policies", *Energy Economics*, 27: 874–894.
- Pearce, D (2003), "The Social Cost of Carbon and its Policy Implications", *Oxford Review of Economic Policy*, 19: 362–384.
- Pearce, D och G Atkinson (1993), "Capital Theory and the Measurement of Sustainable Development: An Indicator of Weak Sustainability", *Ecological Economics*, 8: 103–108.
- Peters G P, G Marland, C Le Quéré, T Boden, J G Canadell och M R Raupach (2012), "Rapid Growth in CO2 Emissions after the 2008-2009 Financial Crisis", *Nature Climate Change*, 2: 2–4.
- Pettersson, M och P Söderholm (2011), "Reforming Wind Power Planning and Policy: Experiences from the Nordic Countries", *CESiifo DICE Report 4*.
- Pezzey, J och C Withagen (1995), "The Rise, Fall and Sustainability of Capital-Resource Economies", *Scandinavian Journal of Economics*, 100: 513–527.
- Pigou, A C ([1920] 1932), *The Economics of Welfare*, 4th edition, MacMillan, London.

- Pillariseti, J R (2005), "The World Bank's Genuine Savings Measure and Sustainability", *Ecological Economics*, 55: 599–609.
- Pirttilä J och M Toumala (1997), "Income Tax, Commodity Tax and Environmental Policy", *International Tax and Public Finance*, 4: 379–393.
- Pizer, W A (2002), "Combining Price and Quantity Controls to Mitigate Global Climate Change", *Journal of Public Economics*, 85: 409–435.
- Popp, D, R Newell och A Jaffe (2010), "Energy, the Environment, and Technological Change", i B Halland och N Rosenberg (red), *Handbook of the Economics of Innovation- Vol-II*, kapitel 21, North Holland
- Prop. 1987/88:50, *Om trafikpolitiken inför 1990-talet*.
- Prop. 2000/01:130, *Svenska miljömål – delmål och åtgärdsstrategier*.
- Prop. 2008/09:162, *En sammanhållen klimat- och energipolitik: Klimat*.
- Prop. 2008/09:163, *En sammanhållen klimat- och energipolitik – Energi*.
- Prop. 2009/10:41, *Vissa punktskattefrågor med anledning av budgetpropositionen för 2010*.
- Prop. 2009/10:155, *Svenska miljömål – för ett effektivare miljöarbete*.
- Prop. 2011/12:1, *Budgetpropositionen för 2012*.
- Prop. 2012/13:1, *Budgetpropositionen för 2013*.
- Prop. 2012/13:9, *Program för energieffektivisering och vissa andra frågor*.
- Prop. 2012/13:21, *Forskning och innovation för ett långsiktigt hållbart energisystem*.
- Referensnivå Sverige (2011), "Submission of information on forest management reference levels by Sweden", [http://unfccc.int/files/meetings/ad\\_hoc\\_working\\_groups/kp/application/pdf/awgkp\\_sweden\\_2011.pdf](http://unfccc.int/files/meetings/ad_hoc_working_groups/kp/application/pdf/awgkp_sweden_2011.pdf)
- Regeringen (2012), <http://www.regeringen.se/sb/d/2448/a/67185> (2012–02–06).
- Regeringens skrivelse (Skr.) 2001/02:172, *Nationell strategi för hållbar utveckling*.
- Regeringens skrivelse (Skr.) 2003/04:129, *En svensk strategi för hållbar utveckling – ekonomisk, social och miljömässig*.
- Regeringens skrivelse (Skr.) 2005/06:126, *Strategiska utmaningar – En vidareutveckling av svensk strategi för hållbar utveckling*.
- Regeringens skrivelse (Skr.) 2010/11:108, *Redovisning av skattentgifter 2011*.
- Regeringens skrivelse (Skr.) 2011/12:136, *Redovisning av skattentgifter 2012*.
- Regeringskansliet (2004), "Sammanställning av remissvaren på Miljömålsrådets rapport Miljömålen – allas vårt ansvar (M2004/622/MK)".
- Renewable Energy World (2012), <http://www.renewableenergyworld.com/rea/news/article/2012/02/germany-slashes-fits-subsidies-in-an-effort-to-rein-in-solar-power-installations> (2012–09–17).
- Renner, M, S Sweeney och J Kubit (2008), "Green Jobs. Working for People and the Environment", *Worldwatch Report no 177*.
- Resch, G, T Faber, R Haas, C Huber, M Ragwitz, A Held, P E Morthorst, S Grenaa Jensen, R Coenraads, M Voogt, G Reece, I Konstantinaviciute och B Heyder (2007), "Recommendations for Implementing Effective and Efficient Renewable Electricity Policies", OPTRES, Assessment and Optimisation of Renewable Energy Support Schemes in the European Electricity Market, Intelligent Energy for Europe, European Commission.
- Richards, K R och C Stokes (2004), "A Review of Forest Carbon Sequestration Cost Studies: A Dozen Years of Research", *Climatic Change*, 63: 1.
- Riksgälden (2012), [www.riksgalden.se/omriksgalden/Garantier-och-utlaning/Vara-garantier/Kreditgarantier/](http://www.riksgalden.se/omriksgalden/Garantier-och-utlaning/Vara-garantier/Kreditgarantier/) (2012-11-12).
- Riksrevisionen (2005), "Miljömålsrapporteringen – för mycket och för litet", RiR 2005:1, Riksrevisionen, Stockholm.
- Riksrevisionen (2007), "Säkerheten vid vattenkraftdammar", RiR 2007:9.
- Riksrevisionen (2008), "Dricksvattenförsörjning – beredskap för stora kriser", RiR 2008:8.
- Riksrevisionen (2011), "Biodrivmedel för bättre klimat. Hur används skattebefrielsen?", RiR 2011:10.

- Riksrevisionen (2011), "Klimatinsatser utomlands – statens köp av utsläppskrediter", RiR 2011:8.
- Riksrevisionen (2012a), "Klimatrelaterade skatter – Vem betalar?", RiR 2012:1.
- Riksrevisionen (2012b), "Svensk klimatforskning – vad kostar den och vad har den gett?", RiR 2012:2.
- Ringel, M (2006), "Fostering the Use of Renewable Energies in the European Union: The Race between Feed-In tariffs and Green Certificates", *Renewable Energy*, 31: 1–17.
- Roberts, M J och M Spence (1976), "Effluent Charges and Licenses under uncertainty", *Journal of Public Economics*, 5: 193–208.
- Rocard, M (2009), "Rapport de la Conference des Experts et de la Table Ronde sur la Contribution Climat et Energie", Paris, Ministere de l'Ecologie, de l'Energie, du Developpement Durable et de la Mer, de l'Economie, de l'Industrie et de l'Emploi.
- Roe, G H och M B Baker (2007), "Why is Climate Sensitivity So Unpredictable?", *Science*, 318: 629–632.
- Rogge, K S, M Schneider och V H Hoffmann (2011), "The Innovation Impacts of the EU Emission Trading System – Findings of Company Cases Studies in the German Power Sector", *Ecological Economics*, 70: 513–523.
- Rosendahl, K E och J Strand (2011), "Carbon Leakage from Clean Development Mechanism", *The Energy Journal*, 32: 27–50.
- Rouwental, J (1996), "An Economic Analysis of Fuel Use per Kilometre by Private Cars", *Journal of Transport Economics and Policy*, 30: 3–14.
- Roy, J (2000), "The Rebound Effect: Some Empirical Evidence from India", *Energy Policy*, 28: 433–438.
- Samakovlis, E (2008), "How are Green National Accounts Produced in Practice?", Working Paper no 105, Konjunkturinstitutet, Stockholm, och publicerad i Aronsson T och K-G Löfgren (red) *Handbook of Environmental Accounting*, Edward Elgar Publishing, Cheltenham.
- Samakovlis, E och M Vredin Johansson (2007), "En soppa med Klimp? Utvärdering av kostnadseffektiviteten i klimatinvesteringsprogrammen", *Ekonomisk Debatt*, 35: 31–43.
- Sandmo, A (1975), "Optimal Taxation in the Presence of Externalities", *Swedish Journal of Economics*, 77: 86–98.
- SCB (2003), "Indikatorer för hållbar utveckling – baserade på miljöekonomisk och social statistik", MIR 2003:3, Statistiska Centralbyrån, Stockholm.
- SCB (2005), "Administrativa styrmedel på miljöområdet – hur kan de infogas i miljöräkenskaperna?", Rapport 2005:1.
- SCB (2007), "Miljöekonomiska indikatorer i statsbudgeten 1995–2006", MIR 2007:2.
- SCB (2010a), "Miljörelaterade skatter, subventioner och utsläppsätter", MIR 2010:2.
- SCB (2010b), "Miljöräkenskaper – Miljösektorns omfattning", [www.scb.se/Statistik/MI/MI1301/\\_dokument/MI1301\\_BS\\_2009\\_Miljosektorn.pdf](http://www.scb.se/Statistik/MI/MI1301/_dokument/MI1301_BS_2009_Miljosektorn.pdf) (2012-10-18).
- SCB (2012), [www.scb.se/Pages/TableAndChart\\_\\_\\_\\_\\_271558.aspx](http://www.scb.se/Pages/TableAndChart_____271558.aspx) (2012-02-07).
- SCB (2012a), [www.scb.se/Pages/TableAndChart\\_\\_\\_\\_\\_206293.aspx](http://www.scb.se/Pages/TableAndChart_____206293.aspx) (2012-08-24).
- SCB (2012b), [www.scb.se/Pages/TableAndChart\\_\\_\\_\\_\\_257463.aspx](http://www.scb.se/Pages/TableAndChart_____257463.aspx) (2012-10-11).
- SCB (2012c), [www.scb.se/Pages/Standard\\_\\_\\_\\_\\_174504.aspx](http://www.scb.se/Pages/Standard_____174504.aspx) (2012-11-13).
- Schneider, L. (2007), "Is the CDM Fulfilling Its Environmental and Sustainable Development Objectives? An Evaluation of the CDM and Options for Improvement", Öko-Institut, Berlin.
- Schumpeter, J A (1942), *Capitalism, Socialism and Democracy*, Harper and Brothers.
- SEC(2010) 85/3, "Commission staff working document accompanying the communication from the European commission Analysis of options to move beyond 20% greenhouse gas emission reductions and assessing the risk of carbon leakage. Background information and analysis Part II", European Commission.
- SFS 1994:1776, *Lag om skatt på energi*.
- SFS 1998:808, *Miljöbalk*.
- SFS 2003:778, *Lag om skydd mot olyckor*.
- SFS 2006:637, *Förordning om kommuners och landstings åtgärder inför och vid extraordinära händelser i fredstid och höjd beredskap*.



- SFS 2009:689, *Förordning om statligt stöd till solceller*.
- SFS 2009:956, *Förordning om översvämningsrisker*.
- SFS 2010:185, *Förordning med instruktion för Trafikverket*.
- SFS 2010:900, *Plan- och bygglag*.
- Sherwood, S C och M Huber (2010), "An Adaptability Limit to Climate Change due to Heat Stress", *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107: 9552–55.
- Skatteverket (2010), "Förändringar avseende beskattning av bränsle och elektrisk kraft som träder i kraft den 1 januari 2011", [www.skatteverket.se](http://www.skatteverket.se) (2012-11-13).
- Skatteverket (2011), *Skatter i Sverige – Skattestatistisk årsbok 2011*.
- SKL (2009), "Läget i landet. En enkätundersökning om klimatanpassning i den fysiska planeringen. Sammanställning och presentation av resultat", [http://www.borlange.se/upload/51\\_389/SKL.%20Klimatarbete%20i%20kommunerna%202009.pdf](http://www.borlange.se/upload/51_389/SKL.%20Klimatarbete%20i%20kommunerna%202009.pdf) (2012-05-18).
- SKL (2012), [www.skl.se/vi\\_arbetar\\_med/tillvaxt\\_och\\_samhallsbyggnad/plan/klimatanpassning](http://www.skl.se/vi_arbetar_med/tillvaxt_och_samhallsbyggnad/plan/klimatanpassning). (2012-05-08).
- Skogsstatistisk årsbok* (2011), Skogsstyrelsen, [www.skogsstyrelsen.se](http://www.skogsstyrelsen.se).
- Small, K A och K van Dender (2007), "Fuel Efficiency and Motor Vehicle Travel: The Declining Rebound Effect", *The Energy Journal*, 28: 25–51.
- SMHI (2012), [www.smhi.se/kunskapsbanken/klimatscenarioer-1.3\\_850](http://www.smhi.se/kunskapsbanken/klimatscenarioer-1.3_850) (2012-05-18).
- SMI (2011), "Cryptosporidium i Östersund. Smittskyddsinstitutets arbete med det dricksvattenburna utbrottet i Östersund 2010–2011", Smittskyddsinstitutet, Solna.
- Smit, B, O Pilosofa, I Burton, B Challenger, S Huq, R Klein och G Yohe (2001), "Adaptation to Climate Change in the Context of Sustainable Development and Equity", i J J McCarthy, O F Canziani, N A Leary, D J Dokken och K S White (red), *Climate Change 2001: Impacts, Adaptation and Vulnerability, Contribution of the Working Group II to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*.
- Smith, R (2007), "Development of the SEEA 2003 and Its Implementation", *Ecological Economics*, 61: 592–599.
- Sorrell, S och J Dimitropoulos (2008), "The Rebound Effect: Microeconomic Definitions, Limitations and Extensions", *Ecological Economics*, 65: 636–649.
- Sorrell, S, J Dimitropoulos och M Sommerville (2009), "Empirical Estimates of the Direct Rebound Effect: A Review", *Energy Policy*, 37: 1356–1371.
- SOU 1991:37–38, *Räkna med miljön! Förslag till natur- och miljöräkenskaper*, betänkande av Miljöräkenskapsutredningen.
- SOU 1997:11, *Skatter, miljö och sysselsättning*, slutbetänkande från Skatteväxlingskommittén.
- SOU 2000:7, *Långtidsutredningen 1999/2000*, Bilaga 7.
- SOU 2007:36, *Bioenergi från jordbruket – en växande resurs*.
- SOU 2007:60, *Sverige inför klimatförändringarna – bot och möjligheter*, slutbetänkande av Klimat- och sårbarhetsutredningen.
- SOU 2008:24, *Svensk klimatpolitik*, betänkande av Klimatberedningen.
- SOU 2008:25, *Ett energieffektivare Sverige*, delbetänkande av Energieffektiviseringsutredningen.
- SOU 2009/31, *Effektiva transporter och samhällsbyggande – en ny struktur för sjö, luft, väg och järnväg*, huvudbetänkande från Trafikverksutredningen.
- SOU 2009:83, *Miljömålen i nya perspektiv*, betänkande av Utredningen om miljömålssystemet.
- SOU 2012:15, *Plan för framtagandet av en strategi för långsiktigt hållbar markanvändning*, delbetänkande av Miljömålsberedningen.
- SOU 2012:46, *Dammsäkerhet – Tydligare regler och effektiv tillsyn*, betänkande av Utredningen om översyn av de statliga insatserna för dammsäkerhet.
- Spiegel Online International (2012), [http://www.spiegel.de/international/germany/solar-subsidy-sinkhole-re-evaluating-germany-s-blind-faith-in-the-sun-a-809\\_439.html](http://www.spiegel.de/international/germany/solar-subsidy-sinkhole-re-evaluating-germany-s-blind-faith-in-the-sun-a-809_439.html) (2012-09-17).
- Stern, N (2006), *The Economics of Climate Change – The Stern Review*, Cabinet Office, HM Treasury, London.

- Sterner, T, B Johansson och O Johansson-Stenman (1998), "Skall vi köra på sprit?", *Ekonomisk Debatt*, 26:603–616.
- Sterner, T. och U M Persson (2008), "An Even Sterner Review: Introducing Relative Prices into the Discounting Debate", *Review of Environmental Economics and Policy*, 2: 61–76.
- Stiglitz, J E, A Sen, J-P Fitoussi (2009), "Report by the Commission on the Measurement of Economic Performance and Social Progress", [www.stiglitz-sen-fitoussi.fr/documents/rapport\\_anglais.pdf](http://www.stiglitz-sen-fitoussi.fr/documents/rapport_anglais.pdf) (2012-11-16).
- Strand, J och M Toman (2010), *Green Stimulus, Economic Recovery, and Long-Term Sustainable Development*, The World Bank, Washington D.C.
- Sutter, C och J C Parreño (2007), "Does the Current Clean Development Mechanism (CDM) Deliver Its Sustainable Development Claim? An Analysis of Officially Registered CDM projects", *Climatic Change*, 84: 75–90.
- Svenska Dagbladet* (2012), "Dieseldriven bil rena miljöboven", 21 maj 2012.
- Svenska kraftnät (2007), "Dammsäkerhet – egenkontroll och tillsyn. Handbok", [www.svk.se/om-oss/var-verksamhet/Dammsakerhet/Egenkontroll-och-tillsyn-/](http://www.svk.se/om-oss/var-verksamhet/Dammsakerhet/Egenkontroll-och-tillsyn-/) (2012-07-23).
- Svenska Petroleum och Biodrivmedel Institutet (SPBI), [www.spbi.se](http://www.spbi.se)
- Svenskt vatten (2012), [www.svenskvatten.se/Vattentjanster/Dricksvatten/Vattenverk-och-reningsprocesser/Reningsprocesser/UV/](http://www.svenskvatten.se/Vattentjanster/Dricksvatten/Vattenverk-och-reningsprocesser/Reningsprocesser/UV/) (2012-05-08).
- Söderholm, P (2012), "Ett mål flera medel", Naturvårdsverket rapport 6491.
- Söderholm, P och H Hammar (2005), "Kostnadseffektiva styrmedel i den svenska klimat- och energipolitiken? Metodologiska frågeställningar och empiriska tillämpningar", Specialstudie nr 8, Konjunkturinstitutet, Stockholm.
- Tietenberg, T H och L Lewis (2008), *Environmental and Natural Resource Economics*, Pearson Addison Wesley, Boston.
- Tol, R S J. (1997), "On the Optimal Control of Carbon Dioxide Emissions – An Application of FUND", *Environmental Modelling and Assessment*, 2: 151–163.
- Tol, R S J (2005), "The Marginal Damage Costs of Carbon Dioxide Emissions: An Assessment of the Uncertainties", *Energy Policy*, 33: 2064–2074.
- Tol, R S J (2008), "The Social Cost of Carbon: Trends, Outliers and Catastrophes", *Economics: The Open-Access, Open-Assessment E-Journal*, 2: 2008–25.
- Trafikverket (2012a), *Delrapport transporter – underlag till färdplan 2050*.
- Trafikverket (2012b), *Sambällsekonomiska principer och kalkylvärden för transportsektorn: ASEK 5, Preliminär version 2*.
- Trafikverkets regleringsbrev 2011, [www.esv.se/Verktyg--stod/Statsliggaren/Regleringsbrev/?RBID=13562](http://www.esv.se/Verktyg--stod/Statsliggaren/Regleringsbrev/?RBID=13562)
- Turner, K (2009), "Negative Rebound and Disinvestment Effects in Response to an Improvement in Energy Efficiency in the UK Economy", *Energy Economics*, 31: 648–666.
- Turner, K och N Hanley (2011), "Energy Efficiency, Rebound Effects and the Environmental Kuznets Curve", *Energy Economics*, 33: 709–720.
- UNDESA (2012), "A Guidebook to the Green Economy. Issue 1: Green Economy, Green Growth, and Low Carbon Development – History, Definitions and a Guide to Recent Publications", Division for Sustainable Development, UNDESA.
- UNEP (2008), "Reforming Energy Subsidies. Opportunities to Contribute to the Climate Change Agenda", United Nations Environment Programme, Division of Technology, Industry and Economics.
- UNEP (2008a), "Background Paper on Green Jobs", United Nations Environment Programme, [www.unep.org/labour\\_environment/pdfs/green-jobs-background-paper-18-01-08.pdf](http://www.unep.org/labour_environment/pdfs/green-jobs-background-paper-18-01-08.pdf) (2012-10-08).
- UNEP (2008b), "Green Jobs: Towards Decent Work in a Sustainable Low-Carbon World", United Nations Environmental Programme, [www.unep.org/labour\\_environment/features/greenjobs.asp](http://www.unep.org/labour_environment/features/greenjobs.asp) (2012-11-13).
- UNEP (2009), "Global Green New Deal. An Update for the G20 Pittsburgh Summit", UNEP, [http://www.unep.org/pdf/G\\_20\\_policy\\_brief\\_Final.pdf](http://www.unep.org/pdf/G_20_policy_brief_Final.pdf) (2012-11-12).

- UNEP (2011), "Towards a Green Economy: Pathways to Sustainable Development and Poverty Eradication".
- UNFCCC (2011), "Benefits of the clean development mechanism 2011", United Nations Framework Convention on Climate Change.
- Waggoner P (2009), "Forest inventories: Discrepancies and uncertainties.", Resources for the future, Disc. Pap. 09–29, Washington, DC.
- van den Bergh, J C J M (2011), "Energy Conservation More Effective with Rebound Policy", *Environmental and Resource Economics*, 48: 43–58.
- van der Linden N H, M A Uyterlinde, C Vrolijk, L J Nilsson, J Khan, K Åstrand, K Ericsson och R Wisser (2005), "Review of International Experience with Renewable Energy Obligation Support Mechanisms", Energieonderzoek Centrum Nederland, ECN-CC-05-025.
- Warming, J (1911), "Om grundrente af fiskegrunde", *Nationaløkonomisk tidskrift*, 49: 499–05.
- Watkiss, P (2005), "The Social Cost of Carbon (SCC) Review – Methodological Approaches for Using SCC Estimates in Policy Assessment", *AEA Technology*, November 2005.
- Watkiss, P och T E Downing (2008), "The social cost of carbon: valuation estimates and their use in UK policy", *Integrated Assessment* 8: 85–105.
- Weitzman, M L (1974), "Prices vs. Quantities", *The Review of Economic Studies*, 41: 477–491.
- Weitzman, M L (1976), "On the Welfare Significance of National Product in a Dynamic Economy", *The Quarterly Journal of Economics*, 90: 156–162.
- Weitzman, M L (2007), "A Review of the Stern Review on the Economics of Climate Change", *Journal of Economic Literature*, 45: 703-724.
- Weitzman, M L (2009), "On Modeling and Interpreting the Economics of Catastrophic Climate Change", *The Review of Economics and Statistics*, 91: 1–19.
- Weitzman, M L (2010), "What is the 'Damages Function' for Global Warming – and What Difference Might It Make?", *Climate Change Economics*, 1: 57–69.
- Weitzman, M L (2011), "Fat-Tailed Uncertainty in the Economics of Catastrophic Climate Change", *Review of Environmental Economics and Policy*, 5: 275–292.
- Weyant, J P (2011), "Accelerating the Development and Diffusion of New Energy Technologies: Beyond the 'Valley of Death' ", *Energy Economics*, 33: 674–682.
- Vredin Johansson, M (2006), "Are Carrots as Good as the Sticks? Ex Ante Efficiency of a Swedish Environmental Subsidy Programme", *European Environment*, 16: 89–107.
- Vredin Johansson, M (2007), "Incentives and Outcomes: Evaluation of a Swedish Environmental Subsidy Programme", *Journal of Environmental Management and Planning*, 50(3): 343–362.
- Vredin Johansson, M (2010), "En utvärdering av det ekonomiska stödet till åtgärder för att främja hållbara städer", Specialstudie nr 23, Konjunkturinstitutet, Stockholm.
- Wråke, M (2009), *European Energy Policy in Transition: Critical Aspects of Emission Trading*, doktorsavhandling, Nationala ekonomiska institutionen, Göteborgs universitet.
- Världsbanken (2008), "Global Development Report. MDGs and the Environment. Agenda for Inclusive and Sustainable Development", The International Bank for Reconstruction and Development/The World Bank, Washington D.C.
- Världsbanken (2010), "The Cost to Developing Countries of Adapting to Climate Change. New Methods and Estimates. Consultation Draft", The World Bank Group.
- Världsbanken (2012a), "Inclusive Green Growth: the Pathway to Sustainable Development".
- Världsbanken (2012b), [www.web.worldbank.org](http://www.web.worldbank.org) (2012-11-16).
- Åstrand, K (2005), "Examining the Influences of EU Policy on Instrument Choice: The Selection of a Green Certificate Trading Scheme in Sweden", *Policy and Society*, 24: 100–128.
- Östblom, G och C Berg (2006), "The EMEC Model: Version 2.0", Working Paper nr 96, Konjunkturinstitutet, Stockholm.
- Östersunds kommun (2012), "Vattenburet utbrott av *Cryptosporidium* i Östersund. November-december 2010".



## Bilaga: Naturvårdsverkets reservation

Naturvårdsverket anser att rapporten är en utmärkt redovisning av hur olika styrmedel i klimatpolitiken kompletterar varandra. Rapporten ger en god sammanfattning av de viktigaste ekonomiska styrmedel i Sverige som påverkar storleken på utsläpp av växthusgaser. Bl.a. om koldioxidprisets betydelse för minskade utsläpp och betydelsen av kompletterande styrmedel för att komma till rätta med marknadsmisslyckanden som priset inte korrigerar för. Analysen av klimatpolitiska styrmedel saknar dock det långsiktiga perspektiv som är nödvändigt för att kunna åstadkomma en kostnadseffektiv lösning på klimatförändringarna. Denna brist gör att Naturvårdsverket har avvikande mening mot en del slutsatser i rapporten. Det gäller bland annat målinteraktion mellan klimatmål och energipolitiska mål och att energipolitiska mål fördyrar klimatpolitiken. Naturvårdsverket anser också att andra styrmedel än ekonomiska är otillräckligt behandlade i rapporten.

Det är vitalt att utgå från klimatförändringarnas långsiktighet när klimatpolitiken analyseras för att inte komma till slutsatser som kortsiktigt kan motiveras men långsiktigt blir ineffektivt. De åtgärder och omställningar vi idag behöver stimulera är de som skapar förutsättningar för låga utsläpp till år 2050 och 2100. Parterna till klimatkonventionen har enats om målet att människans påverkan på den globala medeltemperaturerna ska understiga två graders ökning jämfört med förindustriell tid. Tvågradersmålet ingår som övergripande mål i Sveriges klimatmål beslutat av Riksdagen. EU har deklarerat målet att EU:s utsläpp ska minska med 80–95 procent relativt 1990 års nivå som en del av de utvecklade ländernas ansvar att bidra till tvågradersmålet. Sveriges regering har uttryckt en vision att Sverige år 2050 inte ska ha några nettoutsläpp av växthusgaser i atmosfären.

### **ENERGIPOLITISKA MÅL OCH ÖKADE KOSTNADER**

Enligt Konjunkturinstitutets analys om målinteraktion mellan klimat- och energipolitiska mål 2020, kommer klimatpolitikens etappmål till 2020 att klaras med viss marginal om åtgärder vidtas för att klara energieffektivitetsmålet. En slutsats som dras av detta är att förnybarhets- och energieffektiviseringsmålen fördyrar klimatpolitiken. Naturvårdsverket anser att det inte finns någon grund för att dra en sådan slutsats. Till 2050 borde Sverige göra mycket större utsläppsreduktioner än vad som är beslutat för etappmålet 2020 för att vi ska ta vår del av det globala ansvaret att begränsa klimatförändringarna. Sveriges etappmål 2020 för växthusgasutsläpp baseras inte på någon analys av vilken utsläppsreduktion till 2020 som är kostnadseffektiv i ett längre tidsperspektiv. Därför går det inte att säga att ett överskridande av målet fördyrar klimatpolitiken. Om utsläppen minskar mer till år 2020 än etappmålet anger underlättas de reduktioner som krävs i perioden efter 2020. En politik som ger låga utsläpp tidigt bidrar mer till minskade klimatförändringar jämfört med att vänta och göra minskningar längre fram i tiden. De utsläpp vi gör idag blir kvar i atmosfären långt mer än ett århundrade. Det är de totala utsläppen från idag till år 2050 som bestämmer halten växthusgaser i atmosfären år 2050.

### **ENERGIPOLITIKENS SYFTEN**

Rapporten förminskar energipolitikens syften med energieffektiviseringsmål och förnybarhetsmål till att enbart vara för att minska utsläppen av växthusgaser. Det är tydligt angivet i propositionen ”En sammanhållen klimat- och energipolitik – Energi

(2008/09:163)” att målen syftar till att förena ekologisk hållbarhet med stärkt konkurrenskraft och försörjningstrygghet.

Förnybar energi är en viktig komponent i regeringens samlade satsning för en väg ut ur importberoendet av fossil energi och för minskad klimatpåverkan. Energieffektivisering bidrar till effektivare resursanvändning, inklusive energi, vilket utgör grunden för hållbar utveckling. Målsättningen är att bryta sambandet mellan ekonomisk tillväxt och ökad användning av energi och råvaror. Energieffektivisering bidrar förutom till minskade växthusgasutsläpp i transporter och industri och till minskad belastning på ett flertal miljömål även till en tryggare energiförsörjning och sänkta energikostnader för företag och hushåll. Det är enligt Naturvårdsverkets mening, mycket väsentligt att målens olika syften tas in i analysen och slutsatserna om mål kan anses vara överflödiga.

#### **DIFFUSA UTSLÄPP**

Ett pris på utsläpp av växthusgaser är det centrala styrmedlet för att styra mot minskade utsläpp. Men, det förekommer ett antal marknadsmisslyckande där priset har en begränsad påverkan på utsläppsnivån. Det motiverar bl.a. statligt stöd till forskning och utveckling vilket också föredömligt redovisas i rapporten. Ett område som helt bortses från i rapporten är diffusa utsläpp av växthusgaser. En dominerande del av metan- och lustgasutsläpp samt koldioxidutsläpp från markanvändning sker i form av diffusa utsläpp där svårigheter att mäta och verifiera utsläppen hindrar att dessa utsläpp prissätts. Ska dessa utsläpp kunna minska och andra marknadsmisslyckanden kunna korrigeras för behöver klimatpolitiken kompletteras med styrmedel som regleringar, subventioner och rådgivning.

Naturvårdsverket, Stockholm  
Särskilt yttrande, 2012-12-03  
Ärendenr. NV-05812-12