



LUND UNIVERSITY

Klimatpolitiska styrmedels funktion och möjliga effekter

Johansson, Bengt

2004

[Link to publication](#)

Citation for published version (APA):

Johansson, B. (2004). *Klimatpolitiska styrmedels funktion och möjliga effekter*. (IMES/EESS rapport 56). Miljö- och energisystem, LTH, Lunds universitet.

Total number of authors:

1

General rights

Unless other specific re-use rights are stated the following general rights apply:

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

Read more about Creative commons licenses: <https://creativecommons.org/licenses/>

Take down policy

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

LUND UNIVERSITY

PO Box 117
221 00 Lund
+46 46-222 00 00



LUND
UNIVERSITY

Department of Technology and Society
Environmental and Energy Systems Studies

Klimatpolitiska styrmedels funktion och möjliga effekter

Bengt Johansson

Rapport No. 56

December 2004

ISSN 1102-3651
ISRN LUTFD2 / TFEM--04 / 3047-SE + (1-90)
ISBN 91-88360-74-1

Dokumentutgivare/Organization, Dokumentet kan erhållas från/ The document can be obtained through LUNDS UNIVERSITET Miljö- och energisystem Gerdagatan 13 SE-223 62 Lund, Sverige Telefon: int+46 46-222 86 38 Telefax: int+46 46-222 86 44	Dokumentnamn/Type of document
	Rapport
	Utgivningsdatum/Date of issue
	December 2004
	Författare/Author(s)
	Bengt Johansson

Dokumenttitel och undertitel/Title and subtitle
Klimatpolitiska styrmedels funktion och möjliga effekter

Abstrakt/Abstract
<p>Rapporten innehåller en beskrivning av olika styrmedel med klimatpolitisk inriktning och en analys av hur dessa kan påverka olika aktörer. Fokus ligger på effekterna för industriföretag och el- och värmeproduktionssektorn.</p> <p>Effekten på industrin påverkas av hur starka styrmedel som införs, hur de olika styrmedelssystemen ser ut i detalj, till exempel vilka framtida tilldelningsmetoder som används i ett utsläppshandelssystem samt karaktärsitika hos olika industrisektorer och företag. Vid val av styrmedel uppkommer ibland en konflikt mellan att uppnå effektiv utsläppsreduktion utan att alltför hårt hota industrins konkurrenskraft. Ett skattesystem utan undantagsregler och ett system med handel med utsläppsrätter med tilldelning baserat på auktionering har goda förutsättningar att leda till att de mest kostnadseffektiva åtgärderna genomförs men försämrar, om styrmedlet inte genomförs globalt, företagets internationella konkurrenskraft. System för handel med utsläppsrätter med intensitetsbaserad tilldelning och reglering genom individuell prövning har inte samma potential för högsta effektivitet men kan kombinera strikta miljökrav med lägre merkostnader för företagen.</p> <p>Inom el- och värmesektorn påverkas förutsättningarna för förnybar energi av såväl energiskatter, handel med utsläppsrätter som systemet med elcertifikat. För att biobränslekraftvärme skall kunna konkurrera med naturgasbaserad kraftvärme behövs högre priser på utsläppsrätter än vad som antas inom EU:s handelssystem under den första handelsperioden. Alternativt erfordras att någon form av beskattning av fossila bränslen bibehålles inom el- och värmesektorn.</p>

Omfång/Number of pages	Språk/Language	ISRN
90	Svenska	ISRN LUTFD2 / TFEM--04 / 3047--SE + (1-90)
ISSN		ISBN
ISSN 1102-3651		ISBN 91-88360-74-1

Intern institutionsbeteckning/Department classification
Rapport No. 56

Förord	3
Sammanfattning	5
1. Klimatfrågan och dess utveckling	10
2. Rapportens syfte, utgångspunkter och struktur	12
3. Introduktion till klimatstyrmedel	15
4. Kyotoprotokollets flexibla mekanismer	21
5. Koldioxid- och energiskatter i klimatpolitiken	30
6. ”Gröna” certifikat	34
7. Samspel mellan olika marknadsbaserade ekonomiska styrmedel	36
8. Miljöregleringar	39
9. Frivilliga avtal	43
10. Andra typer av styrmedel	45
11. Industrin	48
12. Effekter för el- och värmeproduktion av olika styrmedelskonstruktioner	66
13. Långsiktiga eller kortsiktiga styrmedel	76
14. Avslutande diskussion	79
Referenser	82
Appendix A. Kalkylförutsättningar	88

Förord

Föreliggande rapport har utarbetats inom ramen för projektet ”Åtgärders och styrmedels funktion inom ramen för de flexibla mekanismerna”. Syftet med projektet är att analysera hur de flexibla mekanismerna och andra klimatstyrmedel kan bidra till att förändra energisystemet i en uthållig riktning. Denna rapport ger en överblick över befintliga styrmedel, diskuterar generellt hur dessa kan bidra till att minska utsläppen av växthusgaser i olika sektorer, samt analyserar mer i detalj konsekvenserna av olika styrmedelsval inom industrisektorn och el- och värmesektorn. Rapporten baserar sig delvis på andra rapporter och artiklar som utarbetats inom ramen för projektet. Linn Takeuchi Waldegren och Max Åhman har på så sätt bidragit även till innehållet i denna rapport. Värdefulla synpunkter har också erhållits av professor Lars J Nilsson.

Projektet har finansierats av Energimyndigheten genom dess forskningsprogram för internationell klimatpolitik.

Sammanfattning

Bakgrund och syfte

Klimatfrågan har under de senaste femton åren vuxit till en av de viktigaste miljöfrågorna och olika regelverk har vuxit fram på global, regional och nationell nivå för att minska utsläppen av klimatpåverkande gaser. Syftet med denna rapport är att analysera förutsättningarna för olika styrmedel att på ett effektivt sätt bidra till minskade utsläpp av växthusgaser. Utgångspunkten är ett förväntat behov att minska utsläppen av växthusgaser radikalt under de kommande 50 åren. Skattningar har visat att det för Sveriges del kan röra sig om reduktioner på 60-70%.

Rapporten innehåller en introduktion och strukturering av olika styrmedel och en beskrivning av de viktigaste klimatrelaterade styrmedlen. Därefter görs en analys hur dessa styrmedel kan påverka olika aktörer med fokus på industrisektorn och el- och värmesektorn. Särskilt analyseras hur incitamenten för utsläppsreduktion påverkas av styrmedlens konstruktion och detaljutformning. Utgångspunkt i de reella styrmedelskonstruktioner som skapas och konsekvenserna av dessa snarare än i ideal styrmedelskonstruktioner som har mycket små möjligheter att implementeras. Slutligen diskuteras hur de olika tidsperspektiv som är knutna till klimatfrågan påverkar förutsättningarna att utvärdera effekten av olika styrmedel.

Klimatpolitiska styrmedel

En traditionell uppdelning av styrmedlen är i regleringar, ekonomiska styrmedel och information. Man skiljer också ofta på marknadsbaserade och icke marknadsbaserade styrmedel. Under det senaste decenniet har en trend mot allt större utnyttjande av marknadsbaserade ekonomiska styrmedel kunnat skönjas.

Klimatkonventionen och Kyotoprotokollet har skapat ett ramverk för den internationella klimatpolitiken men fungerar också som en central del av EU:s och Sveriges klimatpolitik. Kyotoprotokollet införde dels restriktioner på de industrialiserade ländernas utsläpp, dels verktyg, de flexibla mekanismerna, för att uppnå ländernas åtaganden till en lägre kostnad. Dessa består dels av de projektbaserade mekanismerna (JI och CDM) och handel med utsläppsrätter.

En nyckelfråga för de projektbaserade mekanismerna är hur man skall kunna säkerställa att de utsläppskrediter som dessa ger upphov till motsvarar verkliga utsläppsminskningar. Om inte riskerar de projektbaserade mekanismerna, särskilt CDM, att skada miljöintegriteten hos Kyotoprotokollet. De utsläppsminskningar som uppstår inom CDM projekt innebär ju inte i

sig själva ytterligare minskningar av de globala utsläppen om utsläppskrediterna används för att möjliggöra högre utsläpp i de industrialiserade länderna. Däremot sänks kostnaderna. Om det ställs ut utsläppskrediter som till en del inte motsvarar verkliga utsläppsminskningar innebär det att den reella miljöeffekten till och med kan bli negativ som en följd av de projektbaserade mekanismerna. Skapandet av ett regelverk som å ena sidan säkerställer projektens additionalitet men som samtidigt begränsar de byråkratiska hindren för genomförande är av central betydelse för att de projektbaserade mekanismerna skall kunna bli framgångsrika.

Inom EU har ett system med handel med utsläppsrätter införts och träder i kraft den 1:e januari 2005. I systemet ingår endast en begränsad del av EU:s utsläpp av växthusgaser. Under de första två handelsperioderna sker tilldelningen av utsläppsrätter huvudsakligen genom gratis tilldelning. Tilldelningen har för den första perioden varit generös, för Sveriges del motsvarar den en ökning av utsläppen mellan 1990 och 2005/2007 med cirka 55%. Omfattande tilldelning till handlande sektorer kommer att leda till att övriga delar av samhället tvingas till mycket kraftiga utsläppsminskningar.

Parallellt med de flexibla mekanismerna verkar i Sverige andra styrmedel som tar marknadsmekanismerna till hjälp för att minska utsläppen av växthusgaser. Viktigast är koldioxidskatten och energiskatten som under det senaste decenniet bland annat lett till en kraftig ökning av bioenergianvändningen. Den verkliga konstruktionen med olika former av skattereduktioner har dock lett till att marginalkostnaderna för utsläppsminskningar inte utjämnats inom samhället, något som normalt är ett av huvudargumenten för marknadsbaserade styrmedel. År 2003 infördes också ett system med handelsbara elcertifikat för att stödja introduktionen av förnybar elproduktion. Utsläppshandelssystemet, skattesystemet och elcertifikatssystemet kommer att interagera med varandra på olika sätt.

Parallellt med de marknadsbaserade styrmedlen verkar fortfarande miljöbalken som ett instrument för att minska utsläppen, främst hos större punktkällor. Även om möjligheterna att sätta utsläppsgränser för koldioxid försvinner som en följd av EU:s utsläppshandelsdirektiv kan utsläppen fortsatt påverkas bland annat genom de krav på energieffektivitet som finns i såväl EU:s IPPC-direktiv som miljöbalken

Information om möjligheter att minska utsläppen av koldioxid är av stor betydelse för olika styrmedels effektivitet. Kännedom om möjliga åtgärder ger ökade möjligheter att reagera på olika klimatstyrmedel vilket kan leda till att ”koldioxidkostnaden” kan hållas på en lägre nivå. Ökad kunskap och klimatproblemet och åtgärdsalternativ kan också förväntas förstärka acceptansen för andra styrmedel.

Klimatpolitiska styrmedel inom industrin

När energi- och klimatpolitiska styrmedel införs i industrin uttrycks i många sammanhang en oro att industrin skall förlora in konkurrenskraft med andra länder. Det innebär i sin tur att styrmedlen ofta konstrueras på ett sådant sätt att miljöeffekten reduceras.

Effekten på industrin påverkas av hur starka styrmedel som införs, hur de olika styrmedelssystemen ser ut i detalj, bland annat vilka framtida tilldelningsmetoder som kommer att användas i ett utsläppshandelssystem samt olika karaktäristika hos industrisektorer och företag. För industriföretagen är det stor skillnad om man diskuterar förutsättningarna för fortsatt produktion i befintliga anläggningar eller om man diskuterar förutsättningarna för nyinvesteringar. Flera av de energiintensiva branscherna är ytterst kapitaltunga vilket kan leda till stor skillnad i produktionskostnader för nya anläggningar (där kapitalkostnaderna måste täckas) och i befintliga anläggningar (där produktion kan motiveras om de rörliga kostnaderna täcks). Även marknadsstrukturen har betydelse där det på oligopolmarknader i större grad är möjligt att överföra kostnader till konsumenten än på en perfekt konkurrensutsatt marknad. Såväl marginalkostnaden för utsläpp som totalkostnaderna har betydelse för företagets investeringar men bedöms ha olika vikt om det gäller kortsiktiga produktionsbeslut och beslut om utsläppsminskningar eller om det gäller mer strategiska produktionsbeslut.

Koldioxidskatter ger goda möjligheter att ge incitament för kostnadseffektiva utsläppsminskningar och är väl förenligt med ”Polluter Pays Principle”. Nackdelen, om man önskar skydda sin industri, är att de leder till ökade kostnader för företagen även för utsläpp som man inte till låga kostnader kan åtgärda. En metod som hittills använts för att ”skydda” den energiintensiva industrin är skattenedsättningar när den totala skattesumman överstiger en viss del av försäljningsvärdet (0,8% och 1,2%-reglerna). Denna metod har en grundläggande brist genom att marginalkostnaden för utsläppen och därmed incitamentet för utsläppsminskningar är låg medan totalkostnaden för företagen kan vara betydande. Det är till och med så att produktionsminskningar gynnas framför energieffektiviseringar och bränslekonverteringar.

Systemet med handel med utsläppsrätter har principiella likheter med skattesystemet i och med att det etablerar ett koldioxidpris som möter företagen i deras beslutssituationer. Om systemet baseras på auktionering kommer det också att leda till att företagen måste betala för samtliga utsläppsrätter. En gratis tilldelning av utsläppsrätterna innebär en ekonomisk fördel för företagen. Om en strikt grand-fathering metod används för tilldelning (dvs nya anläggningar erhåller inte några gratis utsläppsrätter) blir incitamentet för utsläppsminskningar detsamma som om auktionering används. Om nya anläggningar erhåller gratis utsläppsrätter kommer nettokostnaden för deras utsläpp att vara lägre än priset på utsläppsrätter, eftersom

utsläppsrätterna endast erhålles ifall verksamhet och därmed hörande utsläpp kommer till stånd.

Incitamenten för åtgärder är tätt kopplade till vilka principer kommande tilldelningar kommer att följa. Om man till exempel kommer att fortsätta med grand-fathering men flyttar fram basåret för att få bättre överensstämmelse mellan tilldelning och verkliga utsläpp minskar incitamenten att reducera utsläppen eftersom en utsläppsminskning leder till mindre tilldelning i framtiden. Detta skulle innebära att risken inte blir så stor för att industriföretagen minskar produktionen men samtidigt att effektiviseringar och bränslekonverteringar inte heller kommer att gynnas. Gratis intensitetsbaserad tilldelning där tilldelningen av utsläppsrätter styrs av företagets produktion kan kombinera starka incitament för teknikförbättringar samtidigt som den begränsar utsläppshandelssystemets negativa påverkan på produktionen.

Reglering av utsläppen med hjälp av individuell prövning skulle kunna ha en fortsatt roll att spela om man önskar begränsa risken för produktionsminskningar inom industrin. Detta beror på att kostnaden från företagets sida begränsas till de åtgärder som man måste genomföra och genom att kraven kan definieras utifrån den aktuella produktionen. För att minimera kostnaderna för ett regleringsinriktat angreppssätt skulle kraven kunna baseras på ett ekonomiskt kriterium om vilka åtgärder som bör genomföras.

En kostnad på koldioxidutsläppen kommer att slå olika hårt mot olika sektorer. De koldioxidintensiva sektorerna jord- och stenvaruindustrin, stålindustrin och raffinaderier kommer att få kraftigt ökade produktionskostnader som resultat av sina direkta utsläpp. Med en koldioxidkostnad på 10 öre/kg CO₂ skulle motsvara en genomsnittlig ökning av produktionskostnaderna i sektorerna motsvarande 0,5% av produktionsvärdet och vid 30 öre/kg CO₂ en ökning motsvarande 1,5-3% av produktionsvärdet. Andra sektorer, som framför allt massa- och pappersindustrin, påverkas främst genom ökade elpriser. En koldioxidkostnad på elproduktionen om 10 öre/kg CO₂ skulle för massa- och pappersindustrin kunna leda till produktionskostnadsökningar motsvarande i genomsnitt knappt 1% av produktionsvärdet och en värdering på 30 öre/kg CO₂ en produktionskostnadsökning motsvarande cirka 2,5%.

Klimatpolitiska styrmedel inom el- och värmesektorn

Inom el- och värmeproduktionssektorn samverkar handel med utsläppsrätter, koldioxidskatter och elcertifikat och påverkar tillsammans produktionsvalen i systemen. Idag är biobränsle i många fall det ekonomiskt mest fördelaktiga alternativet för fjärrvärmeproduktion. Ett införande av ett system med handelsbara utsläppsrätter kommer att leda till ökade elpriser vilket gynnar naturgasbaserad kraftvärmeproduktion som producerar större andel el än värme. Om

den totala intäkten för biobränslebaserad el (el+elcertifikat) bestäms av produktionskostnaden av alternativ förnybar elproduktion minskar också intäktsskillnaden per producerad mängd el mellan biobränslebaserad kraftvärme och naturgasbaserad kraftvärme. Om koldioxidskatten tas bort krävs en pris på utsläppsrätter på 30-35 öre/kg CO₂ för att biobränslebaserad kraftvärmeproduktion skall kunna konkurrera med naturgasbaserad kraftvärme.

Styrmedel på kort och lång sikt

Mycket av resonemangen kring styrmedels kostnadseffektivitet handlar om huruvida dessa leder till att de minst kostsamma åtgärderna genomförs. Det finns åtminstone två skäl att ha ett långsiktigt perspektiv kring dessa frågeställningar. För det första har många investeringar i infrastruktur lång livslängd och om de baseras på dagens klimatambitioner och därtill hörande koldioxidkostnader kan investeringsvalet leda till ökade kostnader på sikt när utsläppskraven skärps. För det andra spelar teknikutveckling en avgörande roll för vilka möjligheter det finns på sikt att klara långtgående klimatåtaganden. Om investeringar i ny teknik leder till teknikutveckling och kostnadsreduktioner genom lärande kommer de första investeringarna, sedda separat, kosta mer än vad de ger i miljöförbättringar och andra fördelar och därmed inte anses vara kostnadseffektiva sett på objektnivå. Om investeringen bidrar till långsiktiga kostnadsminskningar kan dock investeringarna vara kostnadseffektiva på systemnivå under förutsättning att kostnaderna för de första investeringarna understiger vinsterna som erhålles med hjälp av den förbättrade tekniken vid en senare tidpunkt. Det faktum att läreffekter sänker kostnader innebär samtidigt att de som investerar först i princip ”subventionerar” kommande investerare. En nyckelfråga är hur man kan komma förbi dessa faktorer och hur de eftersökta läreffekterna kan komma till stånd.

1. Klimatfrågan och dess utveckling

Klimatfrågan har vuxit fram som den kanske mest betydelsefulla miljöfrågan under de senaste femton åren. Jämfört med andra miljöproblem har frågan flera speciella egenskaper som gör den svårhanterad både ur ett vetenskapligt och politiskt perspektiv.

Klimatfrågan är genuint global. Effekten på klimatet är oberoende av var utsläppen av växthusgaser sker. Det innebär att ett lands åtgärder för att minska utsläppen i allmänhet har endast marginell betydelse för det egna landets klimatsituation. Det skiljer sig på så sätt ifrån den lokala och regionala kopplingen mellan utsläpp av till exempel kväveoxider, flyktiga organiska ämnen och partiklar och luftkvalitet med därav följande hälsoeffekter för vilka nationella åtgärder har en mycket stor betydelse. På nationalstater baserade beslutsordningar får stora svårigheter att själva kunna lösa de problem som finns inom klimatområdet.

Den globala aspekten innebär å andra sidan att många länder kan utsättas för stora klimatförändringar utan att de själva i någon större grad har bidragit med utsläppen. Historiskt sett har de industrialiserade länderna svarat för den helt dominerande andelen av utsläppen även om utsläppskvantiteterna varierar kraftigt bland såväl de industrialiserade länderna som utvecklingsländerna. Till exempel är per capita utsläppen av växthusgaser cirka 3 gånger större i USA än i Sverige medan utsläppen i Sydafrika är cirka 5 gånger större per capita än utsläppen i Nigeria (Naturvårdsverket, 2004). Klimatfrågan är nära knuten till utvecklingsfrågor och en fortsatt ekonomisk utveckling i utvecklingsländerna kommer att innebära att dessas utsläpp av växthusgaser inom något decennium kan förväntas överstiga utsläppen i de industrialiserade länderna (Naturvårdsverket, 2004). Utvecklingsländerna ser från sitt håll med oro på risken att eventuella restriktioner på utsläppen av växthusgaser kan leda till att deras möjligheter att utvecklas förhindras.

En ytterligare faktor som skiljer klimatfrågan från många andra miljöfrågor är att miljöeffekterna består lång tid efter det att utsläppen sker. Detta väcker såväl etiska frågeställningar som rent metodologiska problem när olika åtgärder och styrmedel skall utvärderas.

Den globala aspekten har inneburit ett behov att skapa ett internationellt ramverk för att hantera klimatfrågan. Klimatkonventionen från 1992 innebar en viktig bas från vilken sedan dess det internationella klimatarbetet har vidareutvecklats. Kyotoprotokollet från 1997 innehöll bland annat kvantifierade åtaganden om utsläppsbegränsningar för de industrialiserade länderna samt internationella styrmedel i form av de tre flexibla mekanismerna utsläppshandel, gemensamt genomförande (JI) och mekanismen för ren utveckling (CDM). Under de första åren av 2000-talet har det stått klart att några viktiga länder inte kommer att ratificera

protokollet, bland annat USA och Australien. Ryssland beslutade om ratificering i oktober 2004 efter en lång tid av osäkra besked. En ratificering av Ryssland blev efter USA:s nej nödvändig för att protokollet skulle träda i kraft.¹ Diskussioner har också börjat föras, både i Sverige och internationellt, om vad som skall hända efter Kyotoperiodens slut (2012).

De tre flexibla mekanismerna infördes med syfte att öka kostnadseffektiviteten i Kyotoprotokollet genom att styra åtgärder för att minska utsläppen till områden där kostnaderna är lägst. De teoretiska fördelarna med de flexibla mekanismerna kommer dock att få sin praktiska prövning när systemen skall implementeras i en miljö där det redan finns ett stort antal styrmedel som påverkar utsläppen av växthusgaser, där systemens geografiska och sektoriella avgränsningar kan påverka effektiviteten hos styrmedlet samt där administrativa svårigheter kan påverka styrmedlens träffsäkerhet och effektivitet. Det huvudsakliga syftet med denna rapport, att analysera olika klimatstyrmedels möjligheter att bidra till en effektiv och accepterad klimatpolitik, är därför av stor betydelse.

¹ För att protokollet skall träda ikraft erfordras att annex I länder motsvarande 55% av utsläppen i annex I år 1990 ratificerar protokollet. Utsläppen från USA och Australien motsvarade år 1990 tillsammans 36% av annex I ländernas utsläpp, se tabell 4.1. Motsvarande andel för Ryssland var 17%.

2. Rapportens syfte, utgångspunkter och struktur

Rapportens syfte är att analysera förutsättningarna för olika klimatpolitiska styrmedel att på ett effektivt sätt bidra till minskade utsläpp av växthusgaser. Fokus läggs på koldioxid från energisystemet (inklusive transporter) och processer. Utgångspunkten är ett förväntat behov av att minska utsläppen av koldioxid och andra växthusgaser radikalt under de kommande 50 åren. Skattningar har visat att det för Sveriges del kan innebära åtaganden om att minska utsläppen med 60-70% fram till mitten av detta sekel (Naturvårdsverket, 2004). Detta kommer att kräva kraftiga förändringar av det sätt vi använder energi både vad gäller effektivitet och val av energislag. Även förändringar av produktions- och konsumtionsmönster kan bli resultatet av de ökade kostnader som restriktionen att släppa ut växthusgaser kan leda till.

Perspektivet är både nationellt och internationellt. Studien utgår till stor del från de förutsättningar som finns i Sverige vad gäller industristruktur, tekniknivå och politisk kontext. Samtidigt är det för en global fråga som klimatfrågan av central betydelse att relatera möjliga åtgärder i Sverige till vilka möjligheter som finns i andra länder. Eftersom många verksamheter agerar på en internationell, konkurrensutsatt marknad är det också viktigt att relatera nationella styrmedel till den situation som råder på internationell nivå.

Den viktigaste utgångspunkten för värderingen av om ett styrmedel är klimateffektivt är att det bidrar till reduktioner av utsläppen av växthusgaser. Detta gör att särskilt intresse läggs på hur styrmedel förväntas påverka olika aktörers val av investeringar och beteendemönster.

En annan viktig utvärderingsgrund är styrmedlets kostnadseffektivitet. Ju effektivare utsläppsreduktionerna kan ske desto striktare utsläppsmål kan nås för samma ekonomiska uppoffring, alternativt blir kostnaderna för en viss bestämd reduktion lägre. För kostnadseffektivitet är det av betydelse vilka åtgärder som blir genomförda, vilka administrativa kostnader ett styrmedel kan orsaka samt vilka kostnader som uppkommer genom olika störningar i ekonomin på grund av det föreslagna styrmedlet.

Ingen värdering av vilken ambitionsnivå för klimatpolitiken som är rimlig görs i denna rapport. Detta är en mycket komplex fråga där osäkerheterna längs hela kedjan från utsläpp till miljöeffekt är mycket stora. I rapporten tas i stället utgångspunkt i de mål som beslutats på internationell och nationell nivå. Det är viktigt att vara medveten om att en stor del av de kostnader som uppkommer som ett resultat av klimatpolitiken beror på att åtgärder måste genomföras för att uppnå målet och inte av valet av styrmedel i sig. Ett val av rätt styrmedel kan dock leda till att kostnaderna kan hållas på en lägre nivå genom att de styr så att de billigaste åtgärderna genomförs i första hand.

En aspekt som ofta glöms bort när styrmedel analyseras från ett tekniskt-ekonomiskt perspektiv är den politiska realiteten. Politiker har ofta många andra mål än effektiv klimatpolitik att ta hänsyn till. Det kan till exempel vara regionalpolitik och fördelningspolitik. Olika maktstrukturer och särintressen kan ha förmågan att påverka styrmedlens utseende i enlighet med de egna intressena. Flera av de mest effektiva styrmedlena uppfattas inte heller som legitima av olika skäl.

På global nivå är möjligheterna att implementera generella effektiva styrmedel små på grund av bland annat intressekonflikter mellan länder med olika ekonomisk struktur, utvecklingsnivå och politiska prioriteringar. Det innebär att styrmedlen i sin ideala form sällan kommer till stånd. Ekonomiska styrmedel kan till exempel begränsas till vissa sektorer eller kan differentieras på ett sådant sätt att effektiviteten minskas. I denna studie tas utgångspunkt i de reella styrmedelskonstruktioner som skapas och konsekvenserna av dessa snarare än i ideal styrmedelskonstruktioner som har mycket små möjligheter att implementeras.

Möjligheterna att snabbt förändra energisystemet begränsas av systemets inneboende tröghet. Investeringar i kapitaltunga anläggningar kan ha livslängder på många decennier. Nya tekniker har svårt att konkurrera eftersom möjligheterna att sänka kostnaderna genom skalfördelar hindras av den befintliga teknikens dominans. Vanor och beteendemönster är inte helt reversibla och kan vara svåra att ändra när de väl manifesterats. Allt detta innebär sammantaget att ett agerande som innebär att vänta och se kan leda till att ökade uppoftningar på längre sikt.

Samtidigt är inte energisystemet statiskt. Nya energitekniker ger nya möjligheter att producera energitjänster med avsevärt mindre miljöpåverkan idag. Värderingar kan även tänkas förändras vilket kan innebära att man i framtiden uppfattar att de uppoftningar som behöver göras för att uppnå långsiktiga klimatmål som mindre betungande än dagens värderingar gör gällande.

En viktig distinktion när styrmedel analyseras är att skilja på mål och medel. Många styrmedel kan styra mot olika politiska mål samtidigt och det kan vara svårt att prioritera dessa olika mål. Ibland kan ett ifrågasättande av ett visst styrmedel i praktiken snarare vara ett ifrågasättande av målet med styrmedlet. Till exempel har kritik av vissa klimatstyrmedel snarare handlat om kritik av befintliga klimatåtaganden. I andra fall kan man vid ifrågasättandet av ett styrmedel vända sig mot målets inriktning i sig, till exempel att gynna förnybara ener-

gikällor, i stället för att minska utsläppen av klimatgaser.² Som nämnts tidigare kommer frågan om de långsiktiga målens lämplighet inte att analyseras i denna rapport. Utgångspunkten är i stället, i enlighet med den politiska inriktningen i Sverige och EU, att utsläppen på lång sikt måste minskas kraftigt för att klimatförändringarna skall vara acceptabla.

Inte heller kommer vi att ifrågasätta olika styrmedels målsättningar i sig. Däremot kommer de olika styrmedlens förutsättningar att bidra till minskade utsläpp av växthusgaser att analyseras utan att ta ställning om detta mål är viktigare än andra explicita eller implicita mål som ställs upp för olika styrmedel.

Utöver direkta klimatpolitiska styrmedel finns det många andra politiska beslut som påverkar förutsättningarna att minska utsläppen av växthusgaser. Det kan röra sig om avregleringen av el- och gasmarknaderna på EU nivå som bland annat påverkar vilka styrmedel som kan användas i energisektorn, EU:s gemensamma jordbrukspolitik (CAP) som bestämmer det ramverk som styr förutsättningarna för att öka bioenergiproduktion, och internationella handelsregler (Nilsson och Nilsson, 2004). I denna studie ligger inte fokus på den typen av politiska beslut.

Rapporten börjar med en introduktion till styrmedel och en beskrivning av de viktigaste styrmedlen som används för minska klimatpåverkan från energisystemet. Därefter flyttas fokus till hur olika styrmedel kan förväntas träffa olika aktörer och hur deras incitament för att genomföra åtgärder kan påverkas av styrmedlens konstruktion.

² Exempel på detta argumentationssätt återfinns bland annat hos Håkansson (2003) som ifrågasätter systemet med gröna certifikat eftersom författaren anser att målet att öka förnybar energi inte är lämpligt utan att fokus i stället bör ligga på specifika externa effekter. Liknande argument återfinns även i Kåberger m fl. (2004).

3. Introduktion till klimatstyrmedel

Syftet med styrmedel är att påverka samhället i önskvärd riktning. Eftersom avsändaren i allmänhet är offentliga organ kan man också se dem som sätt att genomföra politiska intentioner. Effektiva styrmedel leder till att olika anpassningsåtgärder genomförs. Syftet med klimatpolitiska styrmedel är i allmänhet att minska utsläppen av växthusgaser från samhället.³ Detta kan ske på ett antal olika sätt bland annat:

- Ersätta koldioxidintensiva energislag med mindre koldioxidintensiva. Det kan till exempel röra sig om att ersätta konventionell fossil energi med förnybar energi, eller att utnyttja fossila bränslen med koldioxidlagring.
- Effektivisera energianvändningen genom installation av mer effektiv utrustning (t ex energieffektiva fordon, lampor, processsystem, maskiner etc)
- Minska energianvändningen genom effektivare användning av utrustning (t ex mer energieffektiv körning av ett fordon, reglering av ventilation)
- Minska energianvändningen genom att minska användningen av energitjänster (t ex genom minskad belysning, minskade transportmängder).
- Minskad konsumtion av varor där växthusgaser släpps ut vid olika led i varuproduktionen.

De styrmedel som kan sättas in är av olika typ. Det finns flera sätt att dela in dessa. En vanlig indelning är i de tre kategorierna regleringar, ekonomiska styrmedel och information (Vedung, 2002).⁴

Regleringar som kan påverka energisystemet är bland annat miljöprövningar med utsläppskrav enligt miljöbalken, reglering av utsläppsnivåer från fordon, energistandarder på apparater etc. Ekonomiska styrmedel som används är bland annat energi- och koldioxidskatter, investeringsbidrag för förnybar energi, bidrag till konvertering av uppvärmningssystem. System med handel med utsläppsrätter respektive elcertifikat kan också med skäl kategoriseras som ekonomiska styrmedel även om systemen innefattar regleringar av utsläppskvantiteter respektive kvoter för förnybar el. För den enskildes investeringsval innebär systemen dock att dessa styrs av det pris som systemen ger upphov till på en marknad.

³ Man kan även tänka sig klimatpolitiska styrmedel som är inriktade på anpassningsåtgärder. Den typen av styrmedel kommer dock inte behandlas mer här.

⁴ I till exempel van der Doelen (1998) skiljer man på information från propaganda vilka tillsammans klassificeras under begreppet kommunikativa styrmedel.

Stöd till forskning, utveckling och demonstration (FUD) svarar för en stor del av de energiinriktade bidrag som betalas ut. Till exempel uppgick bidraget till forskning, utveckling och demonstration i 1997 års energipolitiska program till drygt 700 miljoner kronor per år vilket var mer än vad som avsattes för direkta investeringsstöd för tillgängliga tekniska lösningar (Prop 1996/97:84). En skillnad mellan stöd till FUD och övriga investeringsbidrag är att FUD-stödet inte direkt påverkar energisystemets struktur utan detta sker först indirekt när ny teknik blir konkurrenskraftig och kan tränga sig in på marknaden.

Informationsinsatser i Sverige har skett bland annat i form av allmänna kampanjer om miljöproblem eller om betydelsen av att hushålla med energin för att nå olika mål. Informationsverksamhet om mer specifika åtgärdsalternativ har också skett via lokala energirådgivare och i form av märkning av till exempel elektrisk utrustning.

Van der Doelen (1998) inkluderar frivilliga avtal under sitt begrepp juridiska styrmedel (där även olika former av regleringar ingår). Det finns olika typer av frivilliga avtal och åtaganden. Lyon och Maxwell (2003) delar in dem i i) unilaterala åtaganden, ii) offentliga frivilliga avtal samt iii) förhandlade frivilliga avtal.⁵ De två senare innebär någon form av överenskommelse mellan stat och näringsliv, antingen aggregerat eller på företagsnivå som innebär att näringslivet gör ett åtagande om en miljöinsats. Ofta sker detta genom att företag explicit eller implicit befrias från åtaganden (nuvarande eller förväntade) i form av regleringar och/eller beskattning.

Den grova indelningen av styrmedel kan delas upp ytterligare. Vedung (2002) delar upp regleringar i påbud och förbud. Förbud kan i sin tur delas in i absoluta förbud och villkorliga förbud. Absoluta förbud gäller undantagslöst. I vissa fall kan förbud medge möjligheter till dispenser för att inte förbuden skall leda till orimliga konsekvenser. Förbud med villkor kan också innebära tillståndstvång vilket inte syftar till att förbjuda verksamheten i sig. Verksamheten blir i stället tillåtlig om uppsatta villkor följs. Denna typ av styrmedel är vanlig i många länder för större anläggningar som bedriver miljöskadlig verksamhet. Den finns reglerad i bland annat miljöbalken. En svagare variant av tillståndsprövning innebär anmälningsplikt genom vilken en verksamhet tillåts först om verksamhetsbedrivaren anmäler verksamheten till en myndighet

⁵ På engelska unilateral, public voluntary och negotiated agreements. Det första alternativet innefattar självreglerande beteende och faller utanför denna rapport definition på styrmedel. I offentliga frivilliga avtal går företagen med på program mål som uppsatts av den reglerande myndigheten och kan i respons få t ex tekniska assistans, skattenedsättningar eller god publicitet. I de förhandlade avtalen bestämmer myndigheten och företagen eller industrigruppen gemensamt mål och medel.

De ekonomiska styrmedlen kan separeras i pålagor och tillskott. Pålagor är till exempel skatter och avgifter och exempel på tillskott är investeringsbidrag och stöd till forskning och utveckling. En ytterligare principiell indelning av styrmedlen kan vara om marknader tas till hjälp för att bestämma var olika åtgärder skall genomföras eller om dessa beslut fattas genom en centralt reglerad process. Ekonomiska styrmedel kan såväl vara marknadsbaserade (till exempel skatter och handel med utsläppsrätter⁶), varvid valet av anpassningsåtgärd delegeras till enskilda aktörer, som riktade mot specifika åtgärder (till exempel i form av investeringsstöd för vissa typer av teknik). Regleringar är i allmänhet riktade mot vissa typer av åtgärder och det ligger i dess karaktär att marknadens allokeringmekanismer inte används. Dock kan regleringar vara mer eller mindre detaljerade och variera beroende på vilken detaljnivå regleringen skall ske. Detaljerade regler kan specificera vilka tekniska lösningar som skall användas medan mer övergripande regleringar (som t ex utsläppsgränser) kan överlåta till den enskilda aktören att bestämma hur de krav som ställs skall uppnås.

Styrmedel skapas på olika nivåer och med olika mottagare. På global nivå skapar Klimatkonventionen och Kyotoprotokollet ett regelverk inom vilka nationalstaterna verkar. Åtaganden om utsläppsminskningar åläggs de olika staterna (och EU) och det är sedan upp till de olika länderna att tillse att man uppnår sina åtaganden. Staterna kan också välja att klara sina åtaganden genom att använda de flexibla mekanismerna.

På EU nivå finns regelverk som direkt påverkar olika aktörer i form av fördrag och förordningar. Vanligare inom miljöområdet är dock styrning genom direktiv⁷ vilka ålägger medlemsstaterna att införa vissa regelverk men som även öppnar för vissa typer av stöd som annars kunde vara svåra att hantera inom ramen för befintligt EU regelverk.

Slutligen har staterna möjligheter att implementera nationella styrmedelssystem till exempel i form av skatter, investeringsstöd etc. EU-medlemskapet innebär dock för det enskilda landet att dessa styrmedels förenlighet med bland annat EU:s regler om statsstöd regelmässigt testas.

Utvärdering av olika styrmedel kan göras både på mer övergripande nivå som på individuellt styrmedelnivå. Viktiga utvärderingsmått är i denna rapport miljöeffekt och kostnadseffektivitet. Det finns många andra utvärderingsgrunder som är av betydelse från styrmedels-

⁶ Ett system med handel med utsläppsrätter kan ses som en kombination av reglering och marknadsbaserat styrmedel. Regleringen sker på en övergripande nivå (internationell, nationell etc.) där totala utsläpp regleras utifrån konventioner etc. För det enskilda företaget blir den reella effekten ett ekonomiskt styrmedel eftersom det inte kommer att finnas några begränsningar på vilka utsläpp som kan accepteras.

⁷ Till exempel direktivet om stöd för förnybar elproduktion, direktivet om handel med utsläppsrätter samt direktivet om minimiskatter på energi.

synpunkt som till exempel politisk acceptans och legitimitet, se Tabell 3.1. Flera av dessa kommer att diskuteras i rapporten men huvudfokus faller på miljöeffekt och kostnadseffektivitet.

Tabell 3.1. Typ av värdekriterier för bedömning av styrmedel (Vedung, 2002).

Substanskriterier	Ekonomiska kriterier
Måluppfyllelse (effectiveness)	Kostnader
Uppfyllelse av adressaternas mål	Produktivitet
Uppfyllelse av personalens mål	Effektivitet
Uppfyllelse av intressenternas mål	Demokratikriterier
Relevans, problemrelevans	Tilltro
Hållbarhet (uthållighet)	Legitimitet
Förutsägbarhet	Transparens
Bieffekter	Rättssäkerhet
Förenlighet med andra offentliga insatser	Participation

För en kostnadseffektiv klimatpolitik är det önskvärt att åtgärder genomförs där det är billigast, det vill säga där man får mest miljönytta för pengarna. För att uppnå detta är det i sin tur önskvärt att olika aktörer möter samma marginalkostnader för sina utsläpp av växthusgaser.⁸ Ur denna synpunkt är det mindre viktigt vilken total kostnad en aktör får för sina utsläpp. För effektivitet bör samtliga utsläppskällor globalt möta samma marginalkostnader.

Olika styrmedel kräver olika stor kunskap hos regleraren. Om fullständig kunskap om all åtgärdsalternativ skulle finnas hos den som reglerar skulle regleringssystem och marknadsbaserade system inte skilja sig åt i fråga om kostnadseffektivitet. I verkligheten är det i princip omöjligt för regleraren att ha kunskap om vilka åtgärdsalternativ som finns hos de olika aktörerna och hur de värderas hos dessa (vilket är ett viktigt kriterium för om åtgärderna bör genomföras). Genom de marknadsbaserade styrmedlen är det tänkt att valet av anpassningssätt delegeras till dem som förväntas känna till sina åtgärdsalternativ bäst.⁹

Polluter Pays Principle (PPP) är en grundläggande princip för miljöpolitiken både i Sverige och inom EU. Principen kan ha olika betydelse alltifrån att förorenaren skall betala för nödvändiga åtgärder till att de därutöver även skall betala för de skador som företagets miljöpåverkan orsakar om kraven på åtgärder inte är tillräckliga för att eliminera hela effekten. Kim (2000) benämner den första principen ”Standard PPP” och den andra för ”utökad (ex-

⁸ Detta gäller just för växthusgaser eftersom miljöproblemet är globalt och miljöeffekten är oberoende av var utsläppsminskningen sker. För andra föroreningar gäller det däremot inte alltid. Då kan miljöeffekten variera betydligt beroende på var utsläppen sker och det finns därför skäl att differentiera kostnaderna för att släppa ut en viss mängd av en förorening beroende på tid och plats för utsläppet.

⁹ Detta är en sanning med modifikation. Många aktörer är omedvetna om de möjliga åtgärder som finns för att minska utsläppen. I vissa fall kan den kunskapen finnas hos centrala aktörer. Informationsinsatser kan därför vara en viktig hjälp för att de ekonomiska styrmedlen skall leda till att kostnadseffektiva åtgärder genomförs.

tended) PPP”. Valet av tolkning av PPP påverkar inte självklart beteendet hos den enskilde aktören men innebär olika fördelning av resurser.¹⁰

Av central betydelse i diskussionen kring lämpliga styrmedel är det faktum att vissa sektorer agerar under en hård internationell konkurrens. Möjligheten att klara ekonomiska styrmedel påverkas av möjligheterna att övervältra kostnader på kunder. Nationella och regionala styrmedel kan om de inte är konstruerade på ett lämpligt sätt riskera att bidra till att produktion, i större grad än vad som kan motiveras av komparativa fördelar, flyttas till länder som inte möter motsvarande styrmedel. Detta är en effekt som i klimatsammanhang ofta benämns läckage.

Det finns ett flertal faktorer som har betydelse för vilken respons ett styrmedel kan förväntas ha på olika aktörer. Några av dessa sammanfattas nedan:

- Åldersstruktur hos anläggningar och utrustning. Många av de åtgärder som står till buds kan enbart få lönsamhet om investeringar måste genomföras av någon annan anledning. Många tekniker och produkter har en livslängd som överstiger 20 år. Det gäller till exempel vissa industriprocesser, elproduktionsanläggningar, byggnadsstommar, fönster etc. Ersättning av anläggningarna blir aktuella då de rörliga kostnaderna (inklusive renoveringsbehov) överstiger de totala kostnaderna för nya anläggningar eller som ett resultat av att förändringar i efterfrågan skapar ett behov av att förändra produktsortimentet etc. Vissa produkter och apparater såsom till exempel glödlampor och datorer har en betydligt kortare livslängd och förutsättningarna att på kort sikt förändra energianvändningen för dessa är, sett utifrån tidsaspekten, bättre. Det är däremot inte säkert att det är möjligt i praktiken eftersom mindre fokus kan läggas på energiaspekten i sådana mindre långsiktiga investeringar. Om en klimatstrategi följer den inneboende dynamiken i energisystemet finns det större förutsättning att en klimatomställning kan genomföras effektivt och till lägre kostnader.
- Investeringskriterier. En betydelsefull faktor är vilka kriterier aktörerna har för sina investeringar i energirelaterad teknik. Dessa kan förväntas skilja sig åt mellan olika aktörer (industri och hushåll) och typ av investering (t ex processteknik kontra belysningsutrustning). Skillnaden kan till exempel ligga i

¹⁰ Värt att observera att PPP på samma sätt inte leder till några generella effektivitetsvinster jämfört med ett system där den drabbade betalar för att undvika skador. Detta alternativ går dock emot de flestas rättsmedvetande och kan därför svårligen läggas till grund för en politiskt förankrad princip.

om direkta livscykelkalkyler genomförs eller enklare beslutskriterier används. Det kan också skilja sig i vilka avskrivnings- och avkastningskriterier som används.

- Informationsnivå. Ett avgörande krav för att åtgärder skall kunna genomföras är att det finns tillräcklig information. Vissa styrmedel såsom energistandarder kräver ingen kunskap hos energikonsumenten men däremot information hos regleraren. För att ekonomiska styrmedel skall ha önskad effekt förutsätts att konsumenterna har kunskap om sina anpassningsmöjligheter

4. Kyotoprotokollets flexibla mekanismer

4.1. Kyotoprotokollet

I Kyotoprotokollet under FN:s klimatkonvention avtalades om specificerade utsläppsreduktioner för de så kallade annex I länderna. Dessa länder innefattade i princip OECD-länderna samt de så kallade "Economies in transition" (huvuddelen av de före detta Warszawapakts-länderna). Annex I ländernas utsläppsreduktioner sammanfattas i Tabell 4.1.

Tabell 4.1. Annex I ländernas utsläpp 1990, exklusive markanvändning, samt deras utsläppsåtaganden för perioden 2008-2012 enligt Kyotoprotokollet. För EU-länderna används de åtaganden som beslutats i EU:s interna bördefördelning, se tabell 4.2. Källa: Kyotoprotokollet och UNFCCC (2003).

Land	Utsläpp av växthusgaser 1990 Mton	Åtagande 2008-2012. Basår 1990 ^a =100
Totalt annex I	18 340	95
USA	6 139	93
Australien	425	108
Kanada	608	94
Japan	1 187	94
Ryssland	3 040	100
Ukraina	919	100
Polen	564	94
Totalt EU	4 199	92
Varav Sverige	73	92

a. En del "Economies in transition" har andra basår än 1990.

Inom EU genomfördes i anslutning till protokollet en intern bördefördelning mellan länderna. Som utgångspunkt för den interna bördefördelningen användes bland annat analyser som utgått från den så kallade triptykmetoden där förutsättningarna för utsläppsminskningar i tre olika sektorer beräknades med likformiga metoder för de olika EU-länderna (se t ex Ringius, 1997 och Phylipsen et al. 1998). Åtagandena enligt EU:s bördefördelning varierar kraftigt mellan de olika länderna från -28% för Luxemburg till +27% för Portugal, se Tabell 4.2.

Kyotoprotokollet innehåller tre flexibla mekanismer som samtliga syftar till att klimatåtagandena kan uppnås till en lägre kostnad än utan mekanismerna. De tre mekanismerna som kommer att diskuteras i det följande är:

- Handel med utsläppsrätter
- Gemensamt genomförande (JI)
- Mekanism för ren utveckling (CDM)

Annex I länderna tilldelas så kallade Assigned Amount Units (AAUs) motsvarande de utsläppsmängder som ländernas åtaganden enligt Kyotoprotokollet representerar. Om de verkliga utsläppen i ett land under kyotoperioden överstiger denna utsläppsmängd möjliggör mekanismerna att landet ifråga köper AAUs från ett land som har överskott alternativt införskaffar utsläppskrediter som härrör från de projektbaserade mekanismerna (ERU eller CER) eller sänkaktiviteter (RMU).

Tabell 4.2. EU:s bördefördelning för att nå det gemensamma åtagandet -8% (UNFCCC, 2003, EEA,2002)

Land	Utsläpp av växthusgaser 1990 Mton	Åtagande 2008-2012. Index. Utsläpp 1990=100
Belgien	141	92,5
Danmark	69	79
Tyskland	1213	79
Grekland	105	125
Spanien	288	115
Frankrike	568	100
Irland	53	113
Italien	508	93,5
Luxemburg	13	72
Nederländerna	210	94
Österrike	78	87
Portugal	61	127
Sverige	73	104
Finland	77	100
Storbritannien	744	87,5
EU-15	4200	92

4.2. Handel med utsläppsrätter – på globala och EU nivå

4.2.1. Principiell struktur

Den typ av system med handel med utsläppsrätter som kommer att diskuteras i det följande baseras på att ett totalt utsläppsutrymme definieras genom någon form av reglering. Detta utsläppsutrymme allokeras till olika aktörer (nationer eller företag) enligt någon metod (t ex auktionering eller baserat på historiska utsläpp).¹¹ Aktörerna förväntas kunna redovisa utsläppsrätter motsvarande de utsläpp som aktören är ansvarig för. Aktörer som har lätt att genomföra utsläppsminskningar gör detta och kan därmed uppnå sina mål. Aktörer som kan minska sina utsläpp ytterligare kan frigöra utsläppsrätter som kan försälas på marknaden. Dessa kan inköpas av nationer/företag som inte har tillgång till billiga åtgärder för att uppnå sina åtaganden.

¹¹ Det är inte självklart att tågorningen är denna. Skapandet av utsläppsutrymmet kan ske med en bottom-up metod. Till exempel skedde fördelningen enligt Kyotoprotokollet inte utifrån någon väldefinierad totalkvantitet utan var ett resultat av förhandlingar. På samma sätt skapas utsläppsutrymmet inom EU:s handelssystem i många länder till stor del baserat på uppskattade behov i de handlande sektorerna.

Handelssystemet under Kyotoprotokollet baserar sig i ett första skede på handel mellan stater. Det innebär att det inte är självklart att det måste finnas ett system för handel med utsläppsrätter på nationell nivå för att fördela utsläppsåtagandena utan nationerna kan i princip använda sig av andra verktyg för att klara dessa. I flera länder förbereds dock olika former av system för handel med utsläppsrättigheter. Inom EU införs ett system för handel med utsläppsrättigheter som skall tas i drift från och med 1 januari 2005. I fortsättningen av rapporten kommer fokus ligga på detta system eftersom det är det system som framför allt kommer att möta svenska aktörer under de kommande åren.

EU:s system för handel med utsläppsrätter baseras redan från början på handel mellan företag. Till den första handelsperioden ingår endast ett begränsat antal utsläppskällor i systemet nämligen större energianläggningar, järn- och stålindustrin, pappers- och massaindustrin samt mineralindustrin (EU, 2003).¹² Tilldelning av utsläppsrätter baseras på ett antal kriterier som redovisas i direktivet om handelsbara utsläppsrätter (EU, 2003). De olika nationerna bestämmer dock detaljerna i tilldelningsmetodiken i sin nationella allokeringsplan. Den första handelsperioden i EU system pågår mellan 2005-2007. Den därpå följande perioden kommer att vara mellan 2008 och 2012 och motsvarar därmed den period för vilken åtagandena enligt Kyotoprotokollet gäller.

Priset på utsläppsrätter bestäms teoretiskt av marginalkostnaderna för att uppnå det uppsatta utsläppsåtagandet. Mängden tilldelade utsläppsrätter kommer därmed att vara avgörande för vilket pris som utsläppsrätterna kommer att få liksom kostnaderna för möjliga åtgärder att minska utsläppen. Valet av tilldelningsmetoder kan under vissa förutsättningar påverka vilka åtgärder som blir lönsamma att genomföra och kan därmed också påverka prisnivån. Olika tilldelningsmetoder diskuteras i det följande.

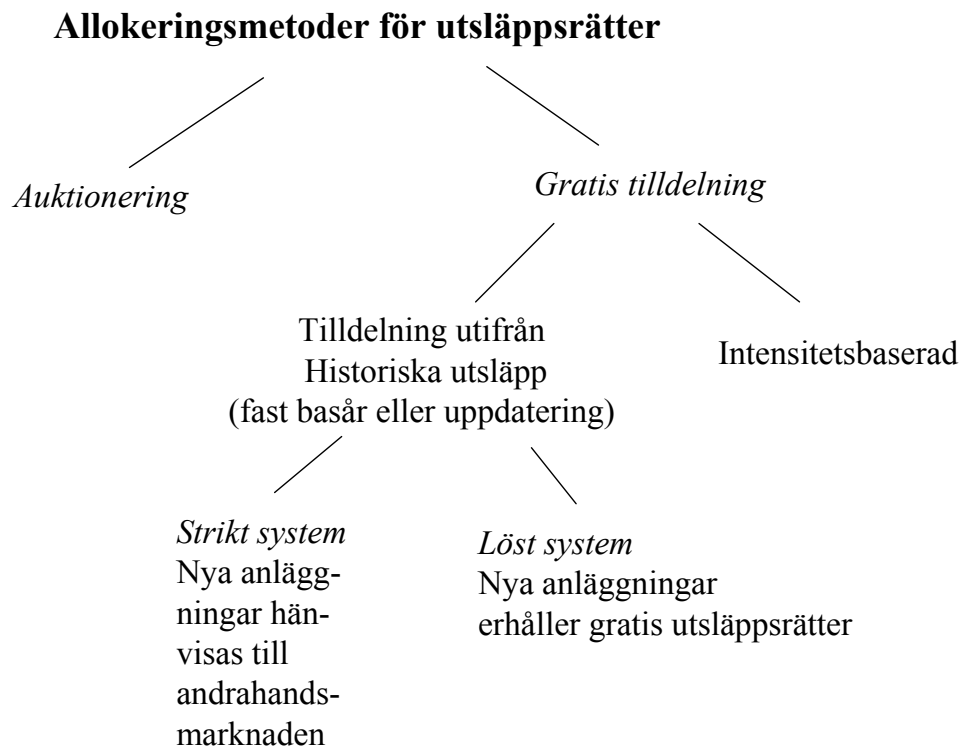
4.2.2. Metoder för allokering av utsläppsrätter

Den klassiska distinktionen av metoder för allokering av utsläppsrätter går mellan auktionering och gratis tilldelning. En principskiss för olika tilldelningsmetoder redovisas i Figur 4.1. Inom det EU-gemensamma systemet är möjligheten till auktionering begränsad och under den första perioden måste 95% av utsläppsrätterna delas ut gratis. Under perioden 2008-2012 är motsvarande andel 90%.

Radow Jr och Radov (2002) gör en distinktion genom att dela upp metoderna för gratis tilldelning i historisk tilldelning och uppdatering. Det senare innebär att allokering för fram-

¹² Värt att notera är att de anläggningar som ingår i systemet samtliga är sådana som tidigare reglerats med olika former av tillståndssystem.

tida perioder påverkas av den framtida utvecklingen av verksamheten. En ytterligare distinktion gäller i vilken grad tilldelningen av utsläppsrätter skall ta sin utgångspunkt i *utsläpp* från verksamheten eller i verksamhetens *produktion* av olika varor. I det senare fallet kopplas produktion till tilldelade utsläppsrätter genom någon form av utsläppsintensiteter. Detta alternativ kommer i det följande kallas intensitetsbaserad tilldelning (i vissa fall används den engelska beteckningen benchmarking). Radov och Radov (2002) sorterar i sin analys in intensitetsbaserad tilldelning under begreppet uppdatering. I denna text kommer dock uppdatering uteslutande användas i relation till emissionsbaserad tilldelning och ses som en variant av den historiska tilldelningen. Den intensitetsbaserade metoden behandlas separat som en alternativ tilldelningsmetod.



Figur 4.1. Principskiss över olika möjliga metoder för tilldelning av utsläppsrätter.

Tilldelning genom auktionering innebär att staten säljer utsläppsrätter genom ett auktionsförfarande till de aktörer som är intresserade. Därefter kan transaktioner ske mellan företag för att utjämna skillnaden mellan tillgång och behov av utsläppsrätter. Av detta skäl kan priset på auktionerade utsläppsrätter förväntas hamna på nivåer som i stort sett motsvarar marknadspriset på utsläppspriser.

Auktionering innebär att samtliga utsläpp kommer att leda till direkta kostnader för förorenaren. Effekten kommer på detta sätt för det enskilda företaget att likna en skatt även om den exakta nivån kan vara svårare att förutse. Auktionering ger en tydlig incitaments-

struktur och det finns inget behov av att i detalj analysera olika sektorer för att ge en rimlig tilldelning. Samtliga utsläppskällor möter samma marginalkostnad för sina utsläpp och utsläppskostnaden internaliseras fullständigt förutsatt att bubblans storlek motsvarar samhällets värdering av klimatproblemets allvar. Det blir i stället marknaden som kommer att fördela utsläppsrätterna mellan förorenarna. Inte heller finns det några skäl att använda sig av olika metoder för att särskilja befintliga och nya anläggningar eller att justera allokeringen efter redan genomförda åtgärder i sektorerna. Auktionering av utsläppsrätter kommer att ge en intäkt till samhället som antingen kan användas till olika angelägna ändamål eller minska skatter som har en negativ inverkan på den ekonomiska utvecklingen.

Gratis tilldelning kan ske utifrån olika principer. En vanlig metod är historisk tilldelning, ofta kallad grandfathering, där företagens historiska utsläpp ligger till grund för tilldelningen. En strikt historisk tilldelning innebär att befintliga företag gynnas på bekostnad av nytillkomna anläggningar eftersom dessa inte är berättigade till gratis utsläppsrätter. Detta hanteras ofta med hjälp av särskilda tilldelningsregler för nya anläggningar. Dessa särregler kan leda till effektivitetsproblem hos systemen vilket kommer att diskuteras senare. Gratis tilldelning ger låga genomsnittliga kostnader för utsläpp i företaget men marginalkostnader för utsläppen som motsvarar marknadspriset på utsläppsrätterna. Detta gäller även om företaget fått tillräcklig tilldelning för sina business-as-usual utsläpp. Det finns i detta fallet alltid en möjlighet att minska produktionen eller effektivisera energianvändningen och sälja utsläppsrätterna på marknaden.

Uppdatering innebär att tilldelningsbasen förändras för framtida tilldelningsperioder beroende av hur utsläppen förändras. I ett system med historisk tilldelning kan det innebära att man ändra basåret för den historiska tilldelningen. Någon form av uppdatering torde vara rimlig för att tilldelningsgrunden någorlunda skall motsvara de verkliga utsläppen från de verksamheter som är i funktion. Det huvudsakliga problemet med uppdatering är att åtgärder som minskar utsläppen leder till minskad tilldelning. Det innebär i sin tur att den intäkt som åtgärderna kan leda till i form av försäljning av överblivna utsläppsrätter försvinner så snart tilldelningen förskjuts till år som infaller efter det att åtgärden genomförts.¹³ Uppdatering minskar därmed incitamenten för utsläppsminskningar.

¹³ Detta faktum liknar den invändning som riktats mot den historiska tilldelningen i allmänhet eftersom hänsyn inte tas till företag som gjort tidiga åtgärder. Ur fördelningssynpunkt är det riktigt. Ur effektivitetssynpunkt är det dock en grundläggande skillnad om man vid investeringstillfället tar hänsyn till sådana framtida tilldelningsgrunder (vilket gäller för systemet med uppdatering) eller om man vid beslutstillfället inte är medveten om sådana faktorer.

Ett alternativ till uppdatering som baserar sig utsläpp ett visst år kan vara att basera kommande tilldelningar på tidigare tilldelningsnivåer och därefter bestämma kommande utsläppsrätter utifrån dessa. Till exempel kan man, utgående från tidigare tilldelade mängder, bestämma en faktor med vilken de tidigare mängderna skalas ner för kommande period. Fördelen med denna metod är att man kan undvika en direkt koppling mellan beteende och framtida tilldelning, samtidigt som det möjliggör ett inkluderande av nya anläggningar i ett standardförfarande. Nya anläggningar får sin första tilldelning enligt någon form av särregel, men räknas därefter som befintliga anläggningar och erhåller utsläppsrätter i relation till tidigare tilldelningar på samma sätt som tidigare befintliga anläggningar.¹⁴

En annan princip för gratis tilldelning är intensitetsbaserad tilldelning (benchmarking). Den innebär att tilldelningen bestäms av produktionsnivån (ton stål, MWh nyttiggjord energi etc) och en utsläppsintensitet (kg/ton, kg/MWh) som är oberoende av det aktuella företagets utsläpp. Genom att justera den specifika tilldelningen t ex genom en proportionell nedskalning kan man säkerställa att de totala utsläppen ryms i den en gemensam utsläppsbubbla. Den stora fördelen med denna allokeringmetod är att marginalkostnaderna för att öka produktionen (eller marginalnyttan att minska produktionen) blir betydligt lägre än vid historisk tilldelning även om den specifika tilldelningen sätts på en relativt låg nivå. Samtidigt bibehålls incitamenten för effektiviseringar och bränslekonverteringar på en hög nivå.

Den allokering som redovisats i de nationella allokeringssplanerna inför EU:s första handelsperiod har till största delen varit baserad på gratis tilldelning baserat på historiska utsläpp (Betz et al, 2004). Vissa länder som till exempel Sverige har även för vissa utsläppslag (råvarurelaterade utsläpp) tilldelat företag utsläppsrätter fullt ut efter deras förväntade utsläpp.

4.2.3 Diskussion av systemets effektivitet

För att systemet skall vara effektivt som miljöstyrmedel erfordras att tilldelningen blir tillräckligt snäv. Processen inom EU visar på att nationella intressen för att skydda sin industri fått dominera och att det finns en tendens att allokera stora mängder utsläppsrätter vilket leder till sjunkande priser och därmed minskade incitament för utsläppsminskningar .

Orsaken till att det varit möjligt att dela ut så pass stora mängder utsläppsrätter är att stora delar av utsläppen inom EU kommer från sektorer som inte ingår i handelssystemet. Den övergripande måluppfyllelsen i enlighet med Kyotoprotokollet får då hanteras inom dessa sektorer eller genom inköp av utsläppsrätter från länder utanför EU. Frikostig allokering till

¹⁴ Denna metod motsvarar i figur 4.1 är en lös variant av tilldelning utifrån historiska utsläpp utan uppdatering.

den handlande sektorn kan leda till ökade kostnader eftersom dyrare åtgärder genomförs utanför den handlande sektorn än vad som varit tillgängligt inom den icke handlande sektorn (se till exempel Energimyndigheten och Naturvårdsverket (2004a)).

Oklarhet i hur allokeringen kommer att gå till under kommande perioder försvårar för aktörerna att agera och planera sina långsiktiga investeringar på ett optimalt sätt. Storleken på framtida tilldelningar kommer att påverka priserna på utsläppsrätter och det faktum att denna är okänd innebär osäkerheter om lönsamheten för olika åtgärder. Denna osäkerhet kommer att finnas oavsett om auktionering eller gratis tilldelning används som tilldelningsprincip. Det är också oklart vilka metoder som kommer att användas för kommande tilldelning vilket också kan påverka företagens strategiska beteende.

4.3 De projektbaserade mekanismerna¹⁵

De två projektbaserade mekanismerna JI och CDM ingår som en del i Kyotoprotokollet och detaljerna i dessa har utvecklats under den tid som förflutit därefter. Mekanismerna möjliggör för annex I länderna att klara sina utsläppsåtaganden till lägre kostnader genom att införskaffa utsläppskrediter från JI och CDM projekt vilka kan kompensera för uteblivna nationella utsläppsminskningar. Genom det så kallade länkdirektivet är det också möjligt för företag som ingår i EU-systemet för handel med utsläppsrätter att införskaffa utsläppskrediter på motsvarande sätt.

En förutsättning för att projekten skall öka kostnadseffektiviteten i den globala klimatstrategin är att det finns åtgärder som kan genomföras till lägre kostnad jämfört med nationella åtgärder samtidigt som de administrativa kostnaderna för styrmedlen kan hållas låga. Det är dessutom av central betydelse att utsläppskrediterna verkligen motsvarar verkliga utsläppsminskningar som uppkommit i värdländerna genom projekten. Utöver det rent klimatstrategiska syftet med de projektbaserade mekanismerna finns tydligt nämnda målsättningar att till exempel CDM skall bidra till hållbar utveckling och teknikspridning.

¹⁵ Detta avsnitt baserar sig till stor del på Takeuchi-Waldegren (2004).

De två mekanismerna har vissa grundläggande likheter men också viktiga skillnader:

- Båda mekanismerna är kopplade till olika utsläppsminskande projekt. De utsläppsminskningar som säkerställs genererar utsläppskrediter, i fallet JI kallas de ERU, och i fallet CDM, CER. Båda dessa typer av krediter kan användas av annex I länderna för att klara sina åtaganden enligt Kyotoprotokollet.
- JI kan endast genomföras i länder som har utsläppsåtaganden enligt Kyotoprotokollet medan genomförandet av CDM skall genomföras i icke-annex I länder som alltså inte har några utsläppsåtaganden.
- För att generera utsläppskrediter gäller för både JI och CDM att utsläppsminskningarna skall vara additionella, det vill säga att de inte skulle ha skett om CDM/JI projektet inte genomförts. Skillnader i regelverket mellan JI och CDM innebär dock att additionalitet är av olika vikt för dessa två instrument. För att beräkna de additionella utsläppsminskningarna behöver man ett referensfall som speglar vad som skulle hänt om inte projektet genomförts. För att redovisa de förväntade utsläppen i detta referensfall skapar man en så kallad referensbana (baseline).
- En korrekt bedömning av ett projekts och utsläppsminskningarnas additionalitet är central för ett CDM projekts miljöintegritet skall bibehållas. Utsläppskrediterna innebär att annex I länderna får minskade krav på utsläppsminskningar i motsvarande omfattning. Om fler utsläppskrediter skapas än vad de additionella utsläppsminskningarna motiverar leder det till att miljöintegriteten skadas.
- En korrekt bedömning av ett projekts och utsläppsminskningarnas additionalitet är inte lika viktigt för ett JI projekts miljöintegritet. Orsaken är att det annex I land, vari JI-projektet genomförs, måste minska sin tillgång på AAUs i motsvarande grad som utsläppskrediter utställs. Det innebär att frågan om referensbana och additionalitet främst blir en ekonomisk fråga mellan investerare och mottagare. Av detta skäl kan regelverket vad gäller additionalitet och baselines vara enklare för JI än för CDM. Om det finns brister i utsläppsredovisningarna i mottagarlandet kan det dock finnas en risk att miljöintegriteten minskar. För sådana länder är kraven högre även för JI-projekt vad gäller att säkerställa additionalitet.

Mycket arbete har lagts på att säkerställa miljöintegriteten och ett helt regelverk har utvecklats för hanteringen av såväl JI som CDM, se till exempel Takeuchi Waldegren (2004) för en

aktuell översikt över hur additionalitet och baselines hanteras inom Kyotoregelverket. En hel del utvecklingsarbete pågår också för att skapa adekvata metoder för att definiera baselines för olika åtgärdsområden. Ett önskemål är att i så stor grad som möjligt standardisera metodiken för att minska de administrativa kostnaderna. Detta gäller särskilt mindre projekt eftersom de administrativa kostnaderna annars kan bli alltför höga.

I verkligheten kan säkerställande av miljöintegriteten stå i motsatsställning till ett önskemål om låga administrativa kostnader. Alltför rigorösa regler kan leda till att projekten inte genomförs. Därför argumenteras i vissa sammanhang för förenklade regelverk och mindre noggrann kontroll av projektens additionalitet eftersom det anses vara bättre med små minskningar i många projekt än att inga projekt alls genomförs.

Alltför förenklade regelverk kan dock leda till skapande av utsläppskrediter som inte svarar till motsvarande utsläppsminskningar inom projektet. Dessa krediter leder till att färre minskningar behöver ske i annex I länderna och kan innebära att de globala utsläppen ökar som ett resultat av projekten i stället för minskar.

I själva verket är det så att de projektbaserade mekanismerna inte i sig leder till ytterligare utsläppsminskningar utöver vad som bestämts utifrån Kyotoprotokollet. Den totala minskningen är på förhand bestämd utifrån de åtaganden som länder kommit överens om och dessa åtaganden driver i sin tur efterfrågan på utsläppskrediter från exempelvis CDM och JI projekt. Däremot sänks kostnaderna för att uppnå utsläppsåtaganden då möjlighet ges till att exploatera billigare åtgärder utomlands.

Mekanismerna kan också, genom att de kan ge öppningar för billigare åtgärder, leda till att länderna med utsläppsåtaganden kan tänkas ta på sig strängare utsläppsåtaganden vilket på sikt torde leda till mindre globala utsläpp. En positiv effekt kan också uppkomma genom att det sker en teknikspridning från investerarländerna till värdländerna.

5. Koldioxid- och energiskatter i klimatpolitiken

Koldioxid- och/eller energiskatter används i många länder men nivåerna och principerna för beskattning skiljer sig åt, se till exempel SNED (2003) för en beskrivning av ett urval länder. Generellt beskattas bränslen som används i transportsektorn högre än i andra sektorer. Den historiska grunden för detta kan förmodligen finnas i den stabila skattebasen men på senare tid har i Sverige även en önskan att internalisera transporternas externa kostnader fungerat som en motivationsgrund för en högre skattebelastning än i andra sektorer.

De flesta länder med höga skattenivåer har liksom Sverige en differentiering av skattenivåerna mellan industri och andra konsumenter. Motiveringen till detta är att skydda industrins konkurrensförmåga gentemot andra länder där företagen möter inga eller mycket låga skattenivåer.

5.1 Det svenska energiskattesystemet

Energi har i Sverige varit beskattat sedan 1950-talet då de första bensinskatterna infördes. Syftet med beskattningen var till en början främst fiskal. Med den ökade bilismen var drivmedel en stabil skattebas som ökade trots de prisökningar som skattehöjningarna innebar. Under 1970-talet och som en respons på de två oljekriserna följde kraftiga skattehöjningar på samtliga oljeprodukter med syfte att minska oljeberoendet i samhället. Denna skatteförändring gav tillsammans med den expanderande kärnkraften också önskad effekt med kraftigt minskad användning av oljeprodukter samtidigt användningen av el och kol ökade.

I slutet av 1980-talet föreslog en statlig utredning ett ökat inslag av miljöbeskattning. För energisystemets del ledde förslaget till att såväl koldioxid- som svavelskatt infördes. Dessutom infördes en kväveoxidavgift för större förbränningsanläggningar. Kväveoxidavgiften betalas i proportion till kväveutsläppen och återbetalas till de i systemet ingående företagen i proportion till den nyttiggjorda energin (värme och el).

Under 1990-talet har koldioxidavgiften successivt höjts och är i dag ungefär tre gånger så hög som när den introducerades. De olika skattekomponenterna är differentierade mellan olika sektorer, se Tabell 5.1. Energiskatterna är dessutom olika stora per energienhet för de olika bränslena. Bränslen som används för elproduktion är befriade från såväl energi- som koldioxidskatt. För bränslen som används vid tillverkningsprocessen i industrin, växthusnäringen, jordbruk, skogsbruk och vattenbruk tas ingen energiskatt ut och dessutom en lägre koldioxidskatt (motsvarande cirka 19 öre/kg CO₂). Det skall observeras att bränslen som ej används för uppvärmning och motordrift är helt skattebefriade inom industrin. Enligt särskilda

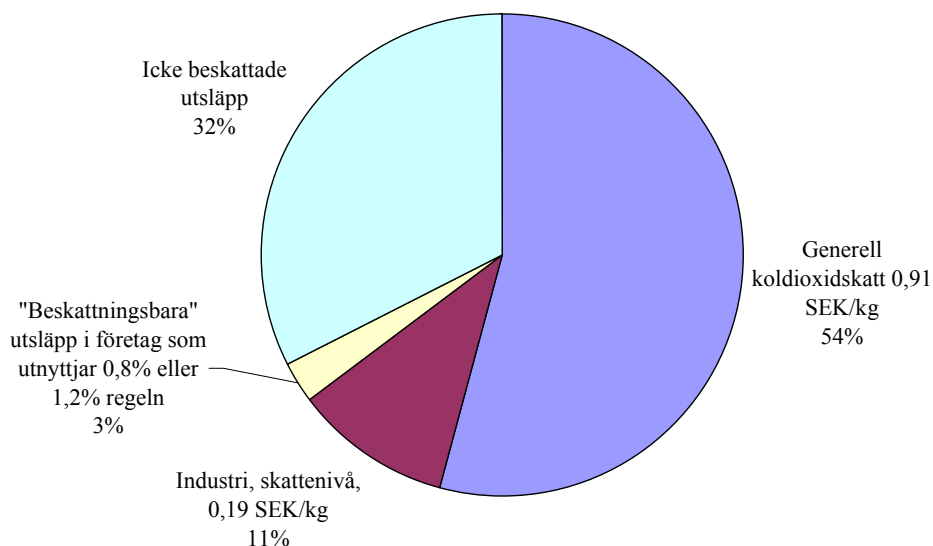
nedsättningsregler kan dessutom skatt som överstiger 0,8 % av försäljningsvärdet sättas ned. Av den överskjutande delen betalas 24 % i skatt. Den s.k. 1,2-procentregeln för cement- kalksten- och glasindustrin innebär att den totala skatten får uppgå till högst 1,2 % av försäljningsvärdet. Bränslen som används för värmedelen i kraftvärmeverk belastas med koldioxidskatt motsvarande industrins skattenivå.

Tabell 5.1 Svenska koldioxid- och energiskatter gällande från och med 1 januari 2004.

	Koldioxidskatt kr/kg CO ₂	Energiskatter omräknat till koldioxidskatt kr/kg CO ₂				
		Kol	Naturgas	Olja	Diesel	Bensin
Generell nivå (Bostäder, service etc., fjärrvärme, drivmedel)	0,91	0,13	0,11	0,26	0,25	1,17
Industri ^a	0,19	0	0	0	0	0
Elproduktion	0	0	0	0	0	0

a. Drivmedel som används inom industrin skattas i enlighet med den generella nivån. Fordon som används inom gruvindustrin är dock berättigade till en lägre skattenivå motsvarande industrins energianvändning.

Det existerande skattesystemet innebär kraftigt differentierade skattenivåer för olika utsläpp av koldioxid. Endast cirka 50% av utsläppen beskattas med den generella nivån, Figur 5.1.



Figur 5.1. Koldioxidskatter fördelat på olika utsläppskällor i Sverige 2001 fördelat på dagens skattenivåer. De totala utsläppen var cirka 55 Mton. En grov skattning baserad på Näringsdepartementet (2001), Naturvårdsverket (2003), Energimyndigheten (2003) och SNED (2003).

5.2. Skattesystemet och dess olika syften¹⁶

Beskattning har flera syften förutom att fungera som styrmedel för att minska miljöbelastningen. Beskattning är ju inte minst det sätt på vilken offentlig verksamhet i allmänhet finansieras men skattesystemet kan också vara ett medel för att utjämna inkomstskillnader i samhället.¹⁷ Önskemål på skattesystemet kan förutom att leda till minskad miljöpåverkan vara att minimera risken för snedvridningar i ekonomin (skatteklar och liknande), små administrativa kostnader, och god fördelningspolitisk profil. Det är minst sagt komplicerat att uppnå samtliga dessa mål samtidigt som skattesystemet hålls enkelt och transparent.

Utgångspunkten för ett effektivt styrsystem med avseende på växthusgaser tas ofta i en skatt som direkt appliceras på växthusgasutsläppen från en källa. I vissa fall kan skatter som är approximationer av dessa direkt utsläppsrelaterade skatter vara att föredra. Orsaker till detta kan till exempel vara höga administrativa kostnader för att mäta de verkliga utsläppen, se t ex Smith (1996). Exempel på detta är koldioxidskatten på bensin och andra fossila bränslen som inte baseras på direkt uppmätta utsläpp av koldioxid utan på kolinnehållet i bränslen. Eftersom koldioxidavskiljning idag inte används är denna skatt en mycket god approximation av en skatt på verkliga emissioner. I en framtid med en expanderad beskattning (eller andra ekonomiska styrmedel) av klimatgaser kan man förvänta sig en fortsatt beskattning baserad på approximationer av de verkliga utsläppen på grund av stora mätproblem.¹⁸

Ett problem med koldioxidskatter kan vara att dessa visserligen leder till minskade utsläpp i landet där skatten appliceras men ökade utsläpp på andra ställen genom att verksamhet flyttas eller att nyinvesteringar sker i länder där miljöskatten saknas eller är på betydligt lägre nivå. Detta är en del av det fenomen som brukar kallas för carbon leakage. Responsen på detta problem är ofta att skattenivåerna för dessa sektorer sätts på en betydligt lägre nivå än vad som skulle varit fallet i annat fall. I sin tur innebär det att priset på de koldioxidintensiva produkter inte ökar i den grad som skulle vara effektivt. Ett sätt att bibehålla en påverkan på kvantiteten av den miljöpåverkande produkten vore att införa en särskild skatt för konsumtionen av produkten vilken då kan fungera som en approximation av en koldioxidskatt. Den stora nackdelen med denna styrning att förändringar i produktionsprocessen som minskar utsläppen av växthusgaser inte uppmuntras.

¹⁶ För en bred diskussion kring miljöskatternas roll se bl a Määttä (1997).

¹⁷ Se till exempel Devreux (1996).

¹⁸ En beskattning av metanavgången från boskap kan till exempel baseras på antalet djur och en beskattning av kolavgången på organogena jordar på mängden odlad organogen mark. Sådana approximationer kommer endast att påverka kvantitet (dvs antalet djur eller odlad areal) men ej metoderna som boskapen uppföds med eller vilka odlingsmetoder som används.

Ofta görs försök att skilja på fiskala skatter och miljöstyrande skatter, se till exempel SNED (2003). De miljöstyrande skatterna syftar till att leda till förändrat beteende medan de fiskala skatterna helst placeras på ett sådant sätt att anpassningen till skatten blir så liten som möjligt. Det är dock inte möjligt att helt skilja på dessa aspekter. Miljöskatter leder i allmänhet till skatteintäkter under långa perioder eftersom anpassningsmöjligheterna på kort sikt ofta är begränsade. De fiskala skatterna påverkar även miljön även om det inte är den huvudsakliga betydelsen.

6. "Gröna" certifikat

System för "gröna" certifikat har diskuterats i många olika länder men har endast införts i ett begränsat antal länder (Eurelectric, 2004). Syftet med certifikatsystemen är att öka mängden förnybar energi i elsystemet. Som motivering för en sådan expansion finns både en vilja att minska utsläppen av växthusgaser och diversifiera energitillförseln. I EG-direktivet om förnybar elproduktion (EU, 2001a) stipuleras en expansion av förnybar elproduktion och det har definierats mål för olika länder vad gäller sådan produktion. I Europeiska kommissionens (2001) grönbok om trygg energiförsörjning lyfts också förnybar energi fram som ett viktigt område för att säkra försörjningen. Gröna certifikat nämns på EU nivå som ett intressant styrmedel och är också en acceptabel form av stödsystem enligt EU:s regler för statsstöd (EU, 2001b). Alternativa stödformer som används inom EU är fastprissystem, investeringsstöd och upphandlingssystem för förnybar elproduktion (Eurelectric, 2004). För en jämförelse av olika typer av stödsystem, se till exempel Langniss (2003).

6.1 Principer för det svenska elcertifikatsystemet

Det svenska certifikatsystemet som infördes 1 maj 2003 (SFS 2003:113) baserar sig på en kvotplikt som är lagd på konsumenterna vilket innebär att de skall inneha elcertifikat motsvarande en bestämd andel av elkonsumtionen. Om det inte är fallet åläggs konsumenten en straffavgift, den så kallade kvotpliktsavgiften.¹⁹ För de flesta konsumenterna hanteras kvotplikten av elleverantören. Den elintensiva industrin är befriad från kvotplikt.

Elcertifikat tilldelas el från vindkraft, biomassa, solenergi, geotermi, torv och ny vattenkraft. Den tilldelas också befintlig vattenkraft under 1500 kW, ny vattenkraft, samt andra anläggningar vars elproduktion ökar som resultat av modernisering och ombyggnad av befintliga vattenkraftverk. En stor del av Sveriges förnybara elproduktion, den storskaliga befintliga vattenkraften, faller dock utanför systemet.

Syftet med systemet är att öka produktionen av el från förnybara energikällor med 10 TWh/år 2002-2012 vilket uppnås genom att kvoten ökar över tiden, se Tabell 6.1. Genom att de olika producenterna konkurrerar på en certifikatsmarknad är det tänkt att kostnaden för den nya elproduktionen skall hållas nere.

¹⁹ Avgiften uppgår till 150 procent av det volymvägda medelvärdet av certifikatpriset under perioden 1 april beräkningsåret till 31 mars påföljande år. Kvotpliktsavgifterna för 2004 och 2005 skall inte överstiga 175 respektive 240 kronor per år.

Tabell 6.1. Kvotplikt elcertifikat som andel av elkonsumention (SFS 2003:113).

Beräkningsår för kvotplikt	Antal elcertifikat per förbrukad MWh el
2003	0,074
2004	0,081
2005	0,104
2006	0,126
2007	0,141
2008	0,153
2009	0,160
2010	0,169

För producenten av el från förnybara energikällor innebär systemet att intäkten består av två delar, nämligen intäkten från försåld el och intäkten från certifikaten. Intäkten från försåld elektricitet bestäms av priset på elmarknaden medan certifikatsintäkten påverkas av kostnaderna för konkurrerande förnybara elproduktionstekniker.

De fördelar som har lyfts fram med elcertifikatsystemet är att det:

- Leder till att de mest kostnadseffektiva produktionsanläggningarna kommer att komma till stånd
- Avlastar statsbudgeten från kostnader för stöd till förnybar elproduktion

Några aspekter av systemet som ansetts vara negativa, jämfört det tidigare existerande stödsystemet med investeringsbidrag, är:

- Ökad risk för investerarna kan leda till ökade kostnader på grund av högre räntor etc.
- Kan leda till onödigt kompensation för vissa anläggningar som har begränsat behov av stöd.
- Risk att diversiteten inom den förnybara elproduktion minskar eftersom endast de mest kostnadseffektiva alternativen får stöd. Det kan leda till att teknikutvecklingen hos övriga system avtar.
- Risk att straffavgiften är alltför låg och att därför elleverantörerna hellre betalar denna än köper elcertifikat. Det kommer i så fall att leda till att expansionen av förnybar energi inte kommer att bli så omfattande som har tänkt. Den första utvärderingen av systemet visar på att detta delvis blev fallet (Energimyndigheten, 2004).

Även om elcertifikat kan skapa de ekonomiska förutsättningarna för att expandera förnybar elproduktion kan det finnas det andra hinder, t ex tröga beslutsprocesser och lokaliseringskonflikter.

7. Samspel mellan olika marknadsbaserade ekonomiska styrmedel

7.1 Handel med utsläppsrätter och skatter likheter och olikheter

Vissa aspekter med att styra med skatter och avgifter påminner om hur handel med utsläppsrätter fungerar. Båda överlåter beslutsfattandet till den enskilda aktören om hur en anpassning till styrmedlet skall ske. Anpassningen kan vara att betala för fortsatta utsläpp eller att minska utsläppen genom till exempel tekniska åtgärder, förändrat beteende eller minskad produktion.

Den stora skillnaden mellan systemen ligger i hur måluppfyllelse sker och den säkerhet som olika aktörer kommer att leva under. I ett system med skatter som huvudsakligt styrmedel kan regleraren inte med säkerhet fastställa om ett utsläppsmål kommer att uppnås. Man får utgå från olika projektioner och bedömningar av den effekt som skatten kan komma att ha. Om man vill vara säker på att uppnå målen får man vara inställd på att justera skattenivåerna över tiden. Med ett system med utsläppsrätter kan måluppfyllelsen i princip garanteras förutsatt att tillräckliga sanktionsavgifter finns som tillser att överträdelse inte sker.

Med en skatt som styrsystem vet samhällets olika aktörer å andra sidan åtminstone på kort sikt vilka kostnader som åläggs dem från statens sida. Man kan då genomföra de anpassningsåtgärder som är lämpliga. Skattesystemets utveckling har dock inte präglats av någon större stabilitet eller säkerhet varför den fördel skattesystemet har vad gäller förutsägbarhet kan vara en chimär. En iakttagelse är dock att justeringar av energi- och koldioxidskatter i Sverige och andra länder med få undantag enbart skett i riktning uppåt.

Med ett system med handel med utsläppsrätter kan priset förväntas fluktuera beroende på bland annat vädersituation, konjunktur etc. Det kan dock förväntas att olika system för värdesäkring kommer att introduceras som ett led att stabilisera prisbildningen

7.2 Samspel mellan elcertifikat och klimatstyrmedel

Elcertifikatsystemet har flera syften, varav minskade utsläpp av växthusgaser är ett. För att uppnå klimatmålet är ett system med elcertifikat mindre effektivt än ett system som direkt sätter ett pris på utsläppet av växthusgaser eftersom endast en form av åtgärd (expansion av förnybar energi) gynnas.²⁰ Det ger endast begränsat incitament för till exempel energieffektivisering eftersom effekten på konsumenternas elpris är betydligt mindre än vad till exempel en koldioxidskatt skulle leda till. Helhetsbilden kompliceras ytterligare av att

²⁰ För en diskussion kring elcertifikatsystemets effektivitet som klimatstyrmedel se t ex Kåberger m fl. (2004).

marknadspoten på el indirekt kan förväntas sjunka något som en följd av det ökade utbudet av el som elcertifikatsystemet leder till.

Den framtida effekten av elcertifikatsystemet går inte att analysera separat utan att även ta hänsyn till såväl energiskattesystemet som det system med handel med utsläppsrätter som från och med 2005 kommer att starta inom EU.²¹ Dessa leder på olika sätt till att de ekonomiska förutsättningarna för de olika anläggningar som ingår i elcertifikatsystemet påverkas. Systemet påverkas även av den allmänna utveckling på elmarknaden och balansen mellan elanvändning och eltillförsel.

Elcertifikatsystemet innebär att olika förnybara energislag konkurrerar med varandra och att de alternativ som har lägst kostnader kommer att vara de som expanderar. I realiteten är det framför allt biobränslekraftvärme (inklusive industriellt mottryck), vindkraft och vattenkraft som är de möjliga alternativen på kort sikt. Ett väl fungerande elcertifikatsystem skulle i princip säkerställa den totala kvantiteten av denna elproduktion men andra styrmedel kommer att påverka fördelningen mellan olika produktionstekniker.

Till exempel kommer koldioxidkostnaden på naturgasbaserad elproduktion att påverka hur stor andel av den förnybara elproduktion som kommer att härröra från biobränslekraftvärme. En mer detaljerad analys hur certifikat-, skatte-, och utsläppshandelssystemen tillsammans kommer att påverka konkurrenskraften för olika bränslen i fjärrvärmesystemen redovisas i avsnitt 12.

7.3. Att styra mot ökad förnybar energi med olika styrmedel - fördelningsaspekter

Ett system med handel med utsläppsrätter eller koldioxidskatter kan leda till ökad användning av förnybara energikällor som en effekt av att priset på de konkurrerande fossila energikällorna ökar. Certifikatsystemet leder till ökad användning av förnybara energikällor genom att dessa erhåller extra intäkt genom att konsumenterna överför resurser till producenterna av förnybar energi.

Om syftet med styrmedlen enbart vore att uppnå klimatmålet kan man som ovan argumentera för att handel med utsläppsrätter och koldioxidskatter är effektivare eftersom det leder till flera olika anpassningsåtgärder, t ex energieffektivisering och strukturförändringar. Elcertifikatsystemet gynnar enbart en anpassningsåtgärd.

²¹ Samspel mellan elcertifikat och ett system med utsläppsrätter analyseras bl a av Morthorst (2001), Grenaa-Jensson och Skytte (2003) och Nordleden (2003a)

En faktor som ibland glöms bort är dock fördelningsaspekterna av ett styrmedel. I Johansson (2003) redovisas ett exempel där det antas att 10 TWh el införs antingen 1) som en effekt av att elpriserna höjs som en följd av ökad CO₂ värdering (via utsläppsrätter eller skatt) eller 2) genom användning av elcertifikat. I fall 1 krävs förmodligen att elpriset höjs med minst 10-15 öre/kWh för att den förnybara elen skall bli konkurrenskraftig. I fall 2 erfordras ett certifikatpris på samma nivå för att driva fram motsvarande effekt. Med det förenklade antagandet att ökade elpriser på kort sikt har relativt begränsad effekt på efterfrågan och den totala efterfrågan i Sverige är cirka 150 TWh skulle fall 1 kunna ge ökade elkostnader för konsumenterna på grund av ökade elpriser i storleksordningen 15-22 miljarder kronor/år, i fall 2 skulle kostnaderna öka med cirka 1-1,5 miljarder kronor. Den senare merkostnaden speglar en reell merkostnad för producenten varför elcertifikatsystemet torde ge begränsade resursöverföringar mellan konsument och producent. Däremot skulle 13-21 miljarder kronor/år av de resurser som för från konsument till producenter vara sådana som ej motsvarar extra kostnader för företagen.

8. Miljöregleringar

8.1 Prövning och tillstånd för verksamheter

Miljöprövning av olika typer av verksamheter har spelat en central roll inom miljöpolitiken i många länder. Inom EU ställer IPPC-direktivet (EU, 1996) på en övergripande nivå krav på att länderna prövar anläggningar och ger tillstånd.

I Sverige är miljöbalken (SFS 1998:808) det grundläggande miljöpolitiska regleringsinstrumentet. Miljöbalken reglerar ansvarsförhållandena inom ett flertal miljöområden. Bland annat regleras förhållanden för miljöfarliga verksamheter. Där ställs krav på tillstånd för att bedriva verksamhet och proceduren för att erhålla dessa villkor beskrivs. För att verksamhet skall få bedrivas erfordras att bästa möjliga teknik skall användas. Dock finns det ekonomiska restriktioner genom att utnyttjandet av bästa teknik inte får vara orimligt dyrt. Vid denna bedömning skall särskilt beaktas nyttan av skyddsåtgärder och andra försiktighetsmått jämfört med kostnaderna för sådana åtgärder.²² Rimlighetsbedömningen skall utgå från branschförhållanden och inte den aktuella verksamhetsutövarens betalningsförmåga (Prop 1997/98:45). För större anläggningar (typ A-anläggningar) ger miljödomstolen tillstånd och beslutar om villkor. För mindre anläggningar (typ B-anläggningar) är det länsstyrelsen som fattar dessa beslut.

De krav med koppling till klimatfrågan som hittills har kunnat ställas på anläggningar är bland annat utsläppsgränser, krav på att i största möjliga grad använda förnybara energikällor, krav på energieffektivisering etc. En del av dessa möjligheter försvinner i och med införandet av systemet med handel med utsläppsrätter (EU, 2003). I direktivet står direkt att utsläppsgränser inte får krävas för anläggningar som ingår i handelssystemet. I övrigt bedöms det vara möjligt för länderna att fortsatt ställa krav på åtgärder som indirekt leder till minskade utsläpp av växthusgaser (Juridiska institutionen, 2003)

Miljöregleringar av verksamheter har varit mycket effektiva för att minska utsläpp av lokalt betydelsefulla föroreningar under en tid då punktkällor varit de viktigaste utsläppskällorna. När det gäller att minska utsläppen av växthusgaser har diskussionen under det senaste decenniet pekat på de nackdelar regleringsapproachen har jämfört med de ekonomiska styrmedlen:

²² Miljöbalken, 2 kapitlet, 7:e paragrafen.

- De ekonomiska styrmedlen ger incitament till kontinuerliga förbättringar medan regleringen inte ger några incitament för att genomföra ytterligare åtgärder mellan provningstillfällena.
- Vid provningsförfarandet är regleraren beroende av den detaljkunskap som företaget besitter vilket kan leda till att vissa möjliga åtgärder inte kommer till reglerarens kännedom och som därför inte kommer att ingå i regleringskraven.
- De administrativa kostnaderna kan vara relativt höga. Dessa kostnader uppkommer såväl hos regleraren som hos den reglerade. Det är dock rimligt att anta att den relativa betydelsen av dessa kostnader, jämfört med miljökostnaden, avtar ju större anläggningar provningen gäller. Merkostnaden att inkludera klimataspekten i en provning som ändå genomförs med avseende på övriga miljöeffekter kan också vara mindre.

8.2 Andra typer av regleringar

Det finns flera andra typer av regleringar som har använts och fortfarande används för att påverka energianvändningen och därmed även indirekt påverkar utsläppen av koldioxid. Exempel på detta är till exempel energistandarder för apparater och fordon liksom energiregleringar i form av byggregler.

Minimumstandarder för energieffektivitet hade år 2002 införts på apparater i 17 länder plus EU och applicerats på mer än 35 produkter (Nadel, 2002). Utvärderingar av dessa har visat på substantiella reduktioner av energianvändningen i USA och framsteg även i andra länder. De har visat sig vara kostnadseffektiva för konsumenterna och har lett till begränsad negativa effekter i form av ökade produktionskostnader för tillverkarna (Nadel, 2002). Liknande slutsatser kom Schiellerup (2002) fram till med avseende på kyl/frys-standarder i England, där den ökade energieffektiviteten som erhöles genom de effektiviseringsstandarder som infördes 1999 inte ledde till ökade priser på produkterna.

Nadel lyfter fram fyra marknadsimperfectioner som standarder försöker hantera:

- Tredjepartsbeslutsfattare. Den som köper utrustningen är inte den som betalar för energikonsumtionen.
- Panikinköp, då nyckelprodukter går sönder ges begränsad tid till genomtänkta ekonomiska analyser av livscykelkostnaderna för investeringen, jfr Lars (2002).²³

²³ Man kan naturligtvis ifrågasätta att denna typ av livscykelkostnadsanalyser görs i andra sammanhang heller. Ofta är energiaspekten inte någon beslutsfaktor överhuvudtaget vid inköp och kunskapen om till exempel standby förluster begränsad.

- Missledande eller otydlig information om energiprestanda hos produkten.
- Höga initialkostnader för energieffektiva produkter på grund av små produktserier.

Nadel identifierar också fyra fall där standarder inte är tillämpliga om:

- De mest energieffektiva alternativen inte är tillämpliga i alla applikationer
- Effektiviseringsåtgärder är särskilt lönsamma och kan förväntas bli genomförda utan standarder
- Tekniken är stadd i så snabb förändring att standarderna snabbt blir obsoleta.
- Utvecklingen av energieffektiviteten hos vissa produkter varit så stor att förutsättningarna att ytterligare minska energianvändningen är mycket liten.

I princip finns det två metoder att sätta standarder, ett statistiskt angreppssätt samt ett teknikbaserat. Med det statistiska angreppssättet utgår man från energianvändningen i befintliga apparater och standarden sätts på en nivå som skär bort de minst energieffektiva alternativen. Det teknikbaserade angreppssättet utgår från en analys av de teknisk-ekonomiska förutsättningarna för att för att förbättra energieffektiviteten. Den senare metoden kräver mer tid och resurser än det statistiska angreppssättet men ger å andra sidan i allmänhet tuffare standarder.

Normer används i många länder för att styra energianvändningen i framför allt nya byggnader. Utvärderingar visar att sådana normer har varit effektiva i att minska energianvändningen i byggnader (Kjellsson och Westling, 2002). Svenska byggnormer har till exempel lett till en avsevärt förbättrad isolerstandard (Neij och Öfverholm, 2002). Samtidigt visar studier på att det är en diskrepans mellan den energianvändning som beräknats och den verkliga användningen. Skillnaderna kan bero på tekniska brister, bristande samverkan mellan teknik och brukare samt brukarberoende beteendeskilnader (Elmroth, 2002). Det första problemet skulle delvis kunna avhjälpas med förbättrade verifieringsmetoder som säkerställer att byggnaden verkligen har de prestanda som utlovats.²⁴

Inom transportsektorn har CAFE-reglerna i USA varit ett viktigt och omdebatterat verktyg för att reglera energianvändningen i transportsektorn. CAFE-reglerna innebar att krav ställdes på bilföretagen att den genomsnittliga bränsleförbrukningen i deras sålda personbilar inte

²⁴ Adekvata verifieringsmetoder torde vara nödvändiga även om man önskar förlita sig helt på marknadsbaserade styrmedel. För en husköpare skall kunna göra ett rationellt val och för att investeringar i energieffektiv teknik skall få något genomslag vid försäljning av en byggnad erfordras tillförlitlig energiinformation. Jämfört med mer standardiserade industriprodukter torde byggnader uppvisa större spridning i energiprestanda vilket försvårar för konsumenter att självständigt ta hänsyn till energieffektivitetsfrågor.

skulle överstiga en viss nivå. Under perioden har som CAFE-reglerna har varit i användning har den specifika drivmedelsanvändningen i personbilar minskat betydligt men det diskuteras hur stor del av denna minskning som kan tillskrivas regleringen och hur mycket som beror av ökade drivmedelspriser (se t ex Greene, 1998, för en översikt av olika argument). Ett problem med reglerna har varit att de varit riktade mot personbilar samtidigt som privatpersoners fordon i allt större grad är sådana som klassificeras som lätta lastbilar och därmed faller utanför det reglerade området.

Minskningar av energianvändningen genom regleringar innebär att de rörliga kostnaderna för att använda energin minskar. Det finns då en risk att konsumtionen av energitjänsten som varit utsatt för regleringen ökar och en viss del av energibesparingen äts upp. Om effektiviseringen totalt sett lett till minskade kostnader (dvs summan av rörliga och fasta kostnader minskat) uppkommer också en inkomsteffekt som innebär att konsumtionen av andra produkter ökar. Denna så kallade reboundeffekt innebär att den totala effekten av en reglering av energianvändningen kan förväntas vara mindre än den direkta effekten av den minskade specifika energianvändningen. Storleksordningen på denna effekt beror på hur priskänslig konsumtionen av energitjänsten är och på vilket sätt de frigjorda resurserna sker.

9. Frivilliga avtal

Frivilliga avtal kan vara av flera olika slag. Lyon och Maxwell (2003) skiljer på tre olika slags avtal nämligen:

- Unilaterala avtal vilken är en form av självreglerande agerande som initieras av företag eller företagsgrupper.
- Offentliga frivilliga avtal, där företag går med på att uppfylla program mål som etablerats av en reglerande myndighet. Som ersättning kan de få tekniskt stöd, skattenedsättningar etc. I Sverige är det nyligen införda programmet för energieffektivisering ett exempel på denna typ av avtal (Regeringens proposition 2003/04:170).
- Förhandlade avtal där myndighet och företag tillsammans utvecklar målen och medlen för att nå dem. De genomförda dialogprojekten inom byggnads- och livsmedelsbranschen kan ses som sådana avtal (Miljövårdsberedningen 2000a och 2000b).

Syftet med avtalen kan vara att vinna lättnader i befintliga styrmedel, undvika försämringar i form av nya styrmedel eller förbättra företagets eller branschens miljörykte.

I ett flertal länder har frivilliga avtal införts som komplement eller ersättning för andra styrmedel se till exempel Krarup och Ramesohl (2002). Syftet med de frivilliga överenskommelser från statens sida kan vara att ge företag incitament att minska utsläppen eller energianvändningen utan att lägga på företagen en ytterligare finansiell börda. I vissa fall kan de fungera som stöd för att befria konkurrensutsatt industri från styrmedel som bedöms kunna skada deras konkurrensförmåga. De frivilliga avtalen kan slutas på såväl företags- som branschnivå och innebära åtaganden att minska utsläppen av växthusgaser och/eller minska energianvändningen inom företaget eller branschen, eller att minska energianvändningen eller utsläppen från vissa produkter. Ett exempel på det senare är ACEA-överenskommelsen om minskade koldioxidutsläpp från nya fordon som slutits mellan EU och bilindustrin.

Den direkta miljöeffekten och kostnadseffektiviteten hos frivilliga avtal kan påverkas av ett antal olika faktorer bland annat:

- Stringensen hos de åtaganden som företagen tar på sig. För att avtalen skall ha någon miljöeffekt erfordras att företagen tar på sig att genomföra åtgärder *utöver* vad de skulle gjort utan avtal. I de fall krav ställs på att genomföra åtgärder med återbetalningstid upp till en viss nivå innebär det till exempel att denna nivå bör vara högre än vad företaget normalt sett använder sig av i sina beslut

- De sanktionsmöjligheter som finns om åtagandena inte genomförs.
- Det administrativa insatsen som erfordras för att genomföra avtalet.

Utöver de mer direkt reglerade målen för minskad miljöpåverkan finns en del ”mjuka” vinster som kan erhållas med frivilliga avtal. Det kan röra sig om förbättrade insikter om vinster med ny teknik för energibesparing, ökade möjligheter för interaktion och benchmarking mellan likasinnade företag, förbättrad relation mellan myndigheter och myndigheter och industri samt en högre grad av motivation för företagens miljö- och energiansvariga (Hanks och Steeneroth Sillén, 1999).

Kombinationen frivilliga avtal och skattereduktion har varit i bruk i Danmark under flera år. Björner och Jenssen (2002) visar att man teoretiskt bör kunna få större miljöeffekt med ett system med frivilliga avtal kombinerat med skattenedsättning än med enbart skatter som styrmedel. Orsaken är att företaget i princip i ett avtal kan gå med på utsläppsminskningar som kostar mer än energikostnaden inklusive skatter utan att förlora ekonomiskt på detta. Detta beror på att företaget genom avtalet får betala avsevärt mindre för den energi som fortsatt måste köpas efter effektiviseringen. Björner och Jenssens (2002) empiriska undersökningar indikerar också att det danska systemet med frivilliga avtal har haft en substantiell effekt på energianvändningen i industrin.

Johannsen (2002) har också analyserat det danska systemet med frivilliga avtal i kombination med villkorade skattenedsättningar. Han ser ett flertal fördelar med systemet: genom att avtalen sluts med enskilda företag förhindras free-riders, systemet är flexibelt över tid och avtalen har effekt på företagets beteende. Ett antal nackdelar identifieras dock också av Johannsen nämligen att de administrativa kostnaderna är höga och att påverkan på innovation och nätverksbildning är låg

Det danska (och det svenska) systemet är konstruerat på ett sådant sätt att det i teorin leder till att de mest kostnadseffektiva åtgärderna genomförs eftersom avtalen baserar sig på att åtgärder med en viss pay-pack period (liksom det svenska systemet) skall genomföras snarare än på att olika företag skall genomföra lika stora åtaganden. I verkligheten pekar Johannsen på att asymmetrisk information innebär att konsulterna som genomför kartläggningen är beroende från de företag som skall skriva avtal. Detta kan innebära att inte alla möjliga utsläppsreduktioner kommer fram.

10. Andra typer av styrmedel

10.1 Investeringsbidrag

Olika former av investeringsbidrag har använts i många sammanhang för att påverka samhället i en önskvärd riktning. Inom det svenska energisystemet har det använts bland annat för att stödja energieffektiviseringsåtgärder i byggnader (se t ex Neij och Öfverholm, 2002), konvertering mellan olika uppvärmningssystem och stöd till förnybar elproduktion. Dessutom har under det senaste decenniet bredare lokala investeringsprogram (LIP och KLIMP) existerat vilka till stor del gått till energirelaterade investeringar.

Från en investerares synpunkt kan det finnas fördelar med investeringsbidrag jämfört med olika former av driftsstöd eller skattedifferentieringar eftersom investeringsbilderna blir säkrare.²⁵ Investeringsbidraget erhålles i början av ett projekts livslängd och det finns i princip inte någon osäkerhet i hur stödet påverkar anläggningens ekonomi. Detta skiljer sig från driftbidrag, stödsystem med gröna certifikat och olika former av skatteincitament som kan förändras under anläggningens livslängd och adderar till de osäkerheter i intäkts- och kostnadsflöden som bestäms av energipriser etc.

Vissa system med investeringsbidrag är väldigt specifika och går till väl definierade åtgärder såsom konvertering av elvärme till fjärrvärme, eller byggnation av vindkraftverk. Fördelen med denna typ av stöd kan vara att effekterna kan vara lätta att verifiera och måluppfyllelse kan lätt uppnås. Som en del av en bredare klimatstrategi har de dock den nackdelen att de, till skillnad från till exempel koldioxidskatter, begränsar de anpassningsåtgärder som gynnas av systemet. Det leder till att systemet i princip bör vara mindre effektivt än de bredare systemen koldioxidskatter eller handel med utsläppsrätter.

Andra system, såsom de nu aktuella lokala klimatinvesteringsprogrammen, har inte som utgångspunkt att specifika tekniska lösningar skall användas. Det bör i princip leda till att denna typ av investeringsstöd är effektivare än de mer teknikinriktade stöden. Samtidigt blir det mer komplext att fördela stöden eftersom ett val måste ställas mellan projekt av helt olika karaktär. I klimatinvesteringsprogrammen är klimatnyttan ett viktigt kriterium liksom kostnadseffektiviteten. För denna typ av investeringsstöd blir därför frågan om referensbana central på ett likartat sätt som det är det för de projektbaserade mekanismerna. En grundläggande fråga när det gäller investeringsstöd är huruvida projekten skulle komma till stånd utan inve-

²⁵ Till exempel visar Anderson och Newell (2004) i en amerikansk studie att företagen är 40% mer känsliga för förändringar i initiala kostnader än årliga förändringar och menar att det kan motivera subventioner för att stödja effektiv energiteknik snarare än ökade energipriser.

steringsstödet. Om det är fallet bör visserligen åtgärden vara kostnadseffektiv men stödssystemet, sett med stödgivarens perspektiv, ineffektivt eftersom det inte bidrar till det önskade målet utan enbart innebär en transferering från stödgivaren till mottagaren.

En intressant aspekt är huruvida stödet indirekt bidrar till ytterligare åtgärder än enbart ekonomiska förändringarna motiverar. En fråga är till exempel om stödets betydelse till största delen är som informationsbärare genom att ett ekonomiskt stöd mycket tydligare än allmänna uppmaningar gör klart för aktören att det stödda handlingsalternativet existerar och är önskvärt, se till exempel Rapp och Selmer (1985). En annan fråga är huruvida stöden ger spin-off effekter genom att åtgärder identifieras i samband med en ansökningsprocess och sedan genomförs oavsett det ekonomiska stödet. Nya arbetsformer som leder till effektivare miljöarbete kan också resultera i miljöeffekter utöver de direkt mätbara.²⁶

10.2 Information

Information skiljer sig från regleringar genom att adressaterna av detta styrmedel inte är tvingade att ta till sig fakta eller följa de råd och rekommendationer som ges (Vedung, 1996). De belönas eller straffas inte heller materiellt av att man genomför eller inte genomför åtgärder vilket skiljer dem från ekonomiska styrmedel. Vedung (1996) skiljer på sex typer av offentlig information, tabell 10. 1.

Tabell 10.1. Sex typer av offentlig information (Vedung, 1996).

-
1. Massmedial och personlig
 2. Hämmande och främjande
 3. Löpande och i kampanjform
 4. Allmän och riktad
 5. Envägs och växelverkande
 6. Uppsökande och uppsökt
-

I den svenska klimatstrategin från 2002 ingick en kampanj som skulle öka befolkningens kunskap om klimatförändringarna med en tanke att det därefter skulle vara möjligt att gå vidare med andra typer av styrmedel.²⁷ Utifrån klassificeringen av informationskampanjen kan klimatkampanjen klassificeras som massmedial, främjande, i kampanjform, allmän, envägs och uppsökande. Syftet med klimatkampanjen var däremot inte direkt att initiera förändringar även om en hel del information pekade på vilka möjligheter som finns att minska utsläppen av växthusgaser.

Historiskt har olika former av informationsverksamhet används i Sverige för att påverka energianvändningen och val av energiteknik. Vedung (1999) redovisar ett urval sådan infor-

²⁶ Analyser av denna typ av effekter som resultat av LIP-programmen redovisas i Berglund och Hanberger (2003) och Sköllerhorn och Hanberger (2004).

²⁷ Utifrån Vedung (1996) kan man lämpligen hänföra denna typ av inställning till en legitimeringsteoretisk syn på när information kan vara befogad.

mationsverksamhet nämligen de informationsprogram som genomfördes av energisparkommittén, ”Ekonomisk panndrift” kampanjen 1975-1984, informationsverksamhet genom kommunala energirådgivare och bränsledeklarationer för nya fordon. Systemet med kommunala energirådgivare finns fortfarande kvar (se till exempel Energimyndigheten, 2002 för en aktuell uppföljning). Systemen med energimärkning har utvidgats till att gälla bland annat vitvaror.

Information definieras ofta som ett svagare styrmedel än regleringar och ekonomiska styrmedel. För att det skall vara möjligt att anpassa sig till exempel till ett ekonomiskt styrmedel är det dock nödvändigt att känna till vilka anpassningsmöjligheter som finns. Därför kan information vara nödvändigt för att de ”starkare” styrmedlen skall fungera väl. Risken är annars att man måste ”ta i” alltför mycket med de ekonomiska styrmedlen för att uppnå de eftersträlvade målen.

För att ett informativt styrmedel skall ge effekt underlättar det om det finns ett sammanfallande allmän- och egenintresse (Vedung, 1996). Styrmedel som är riktade och anpassade för en viss målgrupp är också viktiga. Att vara informerad men inte vara i situationen att ändra sitt beteende leder inte till förändringar. Det kan därför vara effektivt att identifiera när möjlighetsutrymme (Svane, 2002) uppstår och sprida riktad information då.

10.3 Stöd till forskning och utveckling

Stöd till forskning och utveckling ger inte direkt effekt på energisystemet. Till yttermera visso är sådant stöd ett centralt styrmedel i många länder. Även i Sverige har stöd till stora satsningar gjorts på utveckling av ny energiteknik. Till exempel avsattes i samband med det energipolitiska beslutet 1997 5,6 miljarder kronor till forskning, utveckling och demonstration inom energiområdet. Forskning och utveckling är ett strategiskt område eftersom den är nödvändig för att hitta långsiktiga tekniska lösningar som kan bidra till att lösa klimatproblematiken till en lägre kostnad. I denna rapport behandlas dock inte effekterna av forskning och utveckling vidare.

11. Industrin

11.1 Industriföretags möjliga respons på klimatpolitiska styrmedel

Industriföretagen har flera olika sätt de kan reagera på klimatpolitiska styrmedel:

- Effektivare energianvändning
- Konvertering till mindre koldioxidintensiva energislag
- Minskad produktion av koldioxidintensiva produkter
- Överföring av kostnaderna till konsumenterna. Detta kan vara möjligt om de dominerande aktörerna utsätts för liknande styrmedel. Detsamma gäller åtminstone till en del om företagen verkar på en monopol-/oligopolmarknad.
- Reducering av företagets vinster. Detta alternativ kan vara en trolig kortsiktig respons men om vinsterna långsiktigt minskas finns en risk att framtida investeringar minskar.

Företagen kan förväntas påverkas såväl av de marginalkostnader som styrmedlen lägger på företagen som av de totala kostnaderna. Marginalkostnaderna är av stor betydelse för de beslut om effektiviseringar och produktionsökningar/minskningar som sker inom befintliga anläggningar. Om företaget ställs inför valet att lägga ner anläggningen/nyinvestera torde de totala kostnader som företaget möter som resultat av styrmedlen vara av stor betydelse.

Olika företag kan förväntas reagera olika på styrmedlen. För de energiintensiva företagen har förändringar i energipriserna stor betydelse för verksamheten och energifrågan spelar i dessa företag en central roll. Intresset för och kunskapen om möjliga åtgärder för att minska utsläppen kan därför förväntas vara relativt goda. I mindre energiintensiva sektorer är kunskapen om möjliga åtgärder mer begränsad men samtidigt är energikostnadernas betydelse för företagets lönsamhet inte så betydelsefulla.

Många av de energiintensiva industrierna är kapitaltunga och styrmedel kan därför inte förväntas leda till snabba förändringar i produktionens struktur och omfattning. Många av de energieffektiviseringsmöjligheter som finns är knutna till förändrade produktionsmetoder vilket kräver mer genomgripande förändringar av produktionen. För att fortsatt produktion skall motiveras i befintliga anläggningar fordras det att intäkterna täcker de rörliga kostnaderna samt ger en rimlig vinst. I expansiva sektorer där alternativet till produktion i den befintliga anläggningen är nyinvesteringar är det inte särskilt sannolikt att ökade kostnader för koldioxid

kommer att slå ut produktionen helt och hållet. För att nya anläggningar skall kunna konkurrera med befintliga krävs att de rörliga kostnaderna i befintliga anläggningar överstiger de totala kostnaderna i de nya anläggningarna. När man står inför valet att göra större nyinvesteringar eller öka produktionskapaciteten kan styrmedlen däremot förväntas vara av större betydelse för företagen.

Inom vissa branscher finns flera olika prisnivåer samtidigt. Inom cementindustrin säljs till exempel cement på hemmamarknaden för ett pris på cirka 600-700 kr/ton medan priset på spotmarknaden är mindre än hälften, en nivå som tycks vara tillräcklig för fortsatt produktion (Åhman, 2004). Det indikerar att en viss del av produktionen kan vara mycket känslig för kostnadshöjningar som en följd av införda styrmedel medan andra delar av produktionen kan förväntas klara betydande kostnadshöjningar.

För många företag är energiinvesteringar sekundära. Det primära för företagen är att tillverkningsprocesserna fungerar och alla investeringar som riskerar att störa produktionen innebär risker internt i företagen (Andersson, 1994) Här kan man förmodligen finna en förklaring till att tekniker som verkar ekonomiskt fördelaktiga inte införs. Gynnsamma skattningar av kostnaderna för sådana tekniker kan vara baserade på antagandet om full funktionalitet medan osäkerheten om de fungerar i verklig drift är ett hinder för att implementera tekniken i verkligheten. Det finns även exempel på motsatsen där genomgripande energieffektiviseringar kan genomföras tack vare att det finns positiva samordningsvinster.²⁸

Det har ibland antagits att industrin använder sig av andra avkastningskrav för energiinvesteringar än för andra investeringar vilket skulle vara ett hinder för genomförandet av åtgärder. Svenska empiriska indikerar dock att kraven på energiinvesteringar inte skiljer sig mycket från genomsnittskraven i de flesta företagen, se t ex Yard (1987) och Andersson (1994). Däremot har man funnit att företag ofta använder sig av investeringsberäkningar baserade på återbetalningstider i stället för kalkylräntebaserade metoder. Korta återbetalningstider (1,5-3 år) implicerar höga avkastningskrav på investerat kapital, i synnerhet om investeringarna har lång livslängd. De kalkylräntenivåer som används i olika företag varierar mellan 10-20% i industriföretag och är höga jämfört med de nivåer som används i olika former av samhällsekonomiska kalkyler (för noggrannare beskrivning av investeringskriterier se t ex Yard (1987) och Andersson (1994)). De korta återbetalningstiderna och högre kalkylräntorna för-

²⁸ Pye och McKane (2000) visar i ett antal fallstudier att icke-energirelaterade intäkter i samband med energieffektiviseringsåtgärder överstiger värdet av den inbesparade energin. Worrell et al. (2003) analyserade 70 fallstudier av energieffektiviseringsprojekt. I 52 av dessa hade vinster som inte bestod av energibesparingar kvantifierats. Dessa icke-energirelaterade vinster översteg de vinster som energibesparingarna stod för i energieffektiviseringsprojektet.

klaras delvis varför många åtgärder som verkar lönsamma, när beräkningar av livscykelkostnader görs med en samhällsekonomisk kalkylränta, inte är det om beräkningarna görs med företagets interna kalkylförutsättningar.²⁹

För att företagen överhuvudtaget skall reagera på priset är det av stor betydelse att företagen känner till vilka möjligheter de har att minska utsläppen av växthusgaser. På många håll inte finns denna kunskap.³⁰ Bristande kunskap om åtgärdsalternativ har betydelse när val av styrmedel görs. Mycket av utgångspunkten i dagens preferens för ekonomiska/marknadsbaserade styrmedel framför regleringar är att företagen vet bäst vilka möjligheter de har att genomföra åtgärder. Om så inte är fallet kan andra typer av styrmedel spela en effektiv roll för att övervinna dessa informationsbrister på ett effektivt sätt (standarder, prövningar, information). Med detta perspektiv kan även system med frivilliga avtal med krav på energikartläggningar och åtgärdsanalyser fungera som effektiva styrmedel för information även om *kraven* på åtgärder inte är särskilt långtgående.³¹

11.2 Teoretiska effekter av olika styrmedel i industrin

11.2.1 Fullkostnadsalternativ

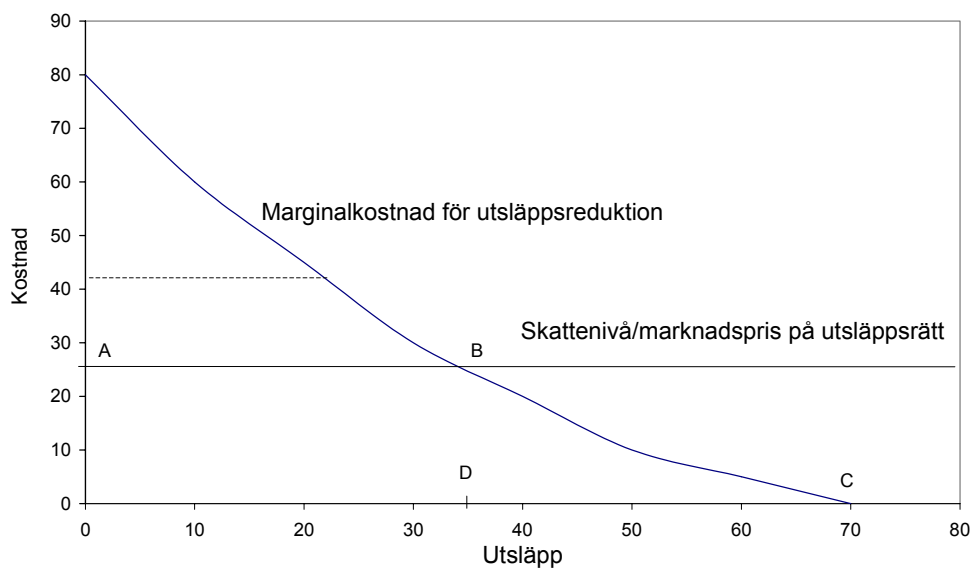
En koldioxidskatt utan nedsättningsregler hanterar i princip såväl önskemålen om en utjämning av marginalkostnaden mellan olika aktörer som ett totalkostnadsansvar för utsläppen. Principiellt motsvarande effekt fås med ett system med handel med utsläppsrätter där dessa rätter auktioneras ut. I detta fall vet man dock inte i förväg vilka kostnader för utsläppen som företaget kommer att möta eftersom det sammanhänger med åtgärdsalternativen i övriga sektorer. I teorin förväntas företag genomföra åtgärder som kostar mindre än skattenivån alternativt priset på utsläppsrätter, se figur 11.1.³² Olika anpassningsåtgärder som effektiviseringsåtgärder, konverteringsåtgärder samt förändringar i produktionskvantiteter kommer att ges samma incitament.

²⁹ En investering om 100 Mkr ger vid 4% realränta samma årliga kapitalkostnad som en investering på 46 Mkr om realräntan i stället är 15% förutsatt en livslängd på 20 år.

³⁰ Se till exempel Eklund (1991). Bergmash och Strid (2004) uppskattar att cirka 70% av de företag som har en drivkraft att effektivisera energianvändningen saknar nödvändig kompetens för detta.

³¹ Det gäller ju t ex det föreslagna svenska systemet i vilken de åtgärder som måste genomföras begränsas till sådana som har en återbetalningstid på 3 år (Regeringens proposition, 2003/04:170)

³² På många företag ser kostnadskurvan för utsläppsreduktion annorlunda än vad den heldragna linjen i figur 11.1 indikerar. I många fall kan de huvudsakliga utsläppen av växthusgaser komma från en fossilbaserad värmepanna. I så fall kan olika former av effektiviseringsåtgärder någorlunda väl approximeras med en kontinuerlig kurva med stigande marginalkostnader. När kostnaden för att fortsätta använda fossila bränslen överstiger icke-fossila alternativ kan det tänkas att samtliga utsläpp genom bränslekonvertering försvinner i ett slag. Det vill säga marginalkostnaden för att minska utsläppen från x till 0 blir konstant. Detta illustreras med den streckade linjen i figur 11.1.



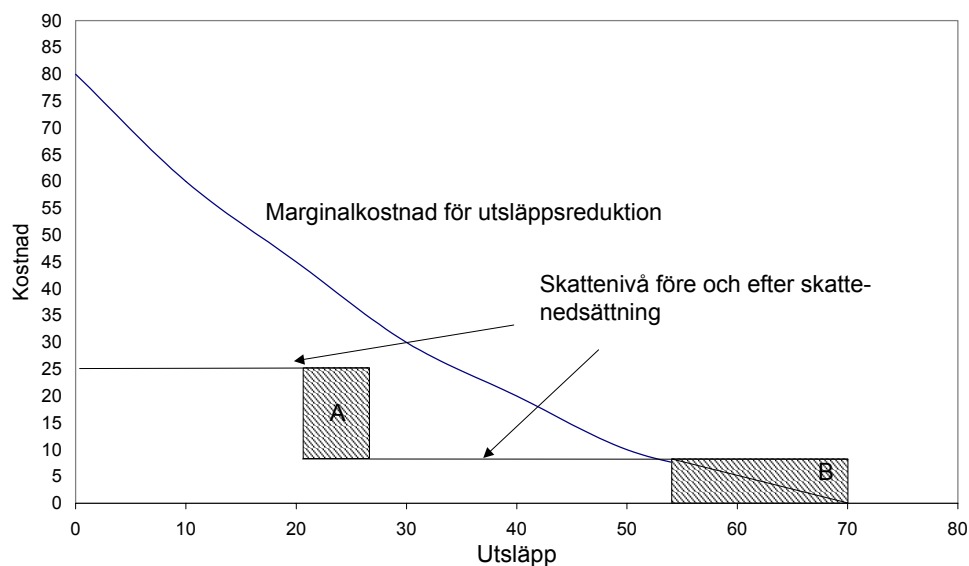
Figur 11.1. Principskiss över hur ett skattestyrmiddel utan nedsättning alternativt ett system med handel med utsläppsrätter baserat på auktionsbaserad tilldelning kan förväntas påverka utsläpp och kostnader för ett företag. Den streckade linjen visar hur marginalkostnaden kan se ut om, vid en viss kostnadsnivå, en total konvertering iväg från fossila bränsle kan genomföras.

11.2.2. Skattesystem med nedsättningsregler

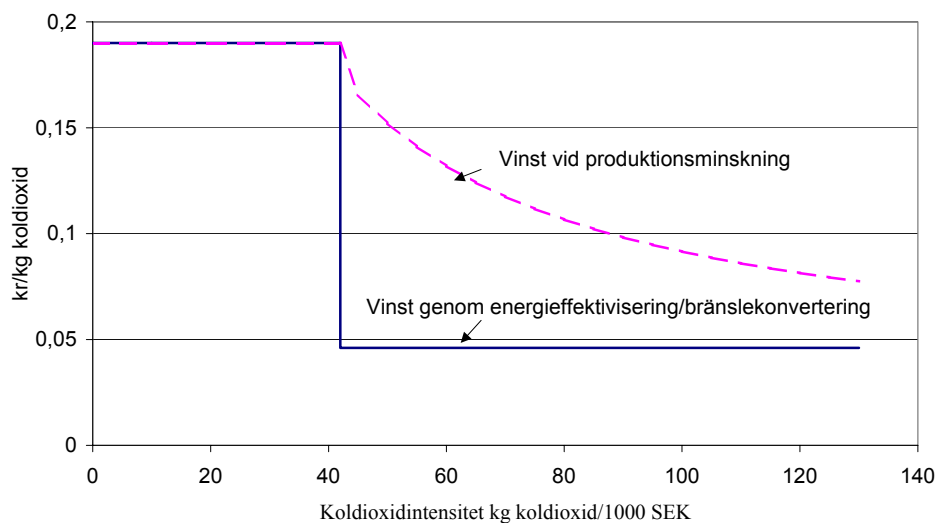
För att skydda energiintensiva industrier för konkurrens har som tidigare nämnts begränsningsregler införts i flera länder. Detta innebär att ett skattenivåerna sänks eller försvinner vid skattenivåer över en viss andel av företagets produktionsvärde, se figur 11.2. I Sverige innebär ett passerande av nedsättningsgränsen att marginalkostnaden för utsläppen minskar drastiskt (vid 0,8% gränsen med 76%, vid 1,2% gränsen med 100%)

Ett system med nedsättningsregler leder till att incitamenten att minska utsläpp inom företaget minskar kraftigt. Marginalkostnaderna för utsläpp kommer därför att skilja sig åt mellan olika företag beroende på utsläppsintensiteten (kg/kr), vilket kommer att ge olika incitament för utsläppsreduktion. Det kommer i sin tur minska förutsättningen för effektiv utsläppsreduktion. En negativ effekt för företaget är att det, trots skattenedsättningen, kan belastas av relativt höga totalkostnader vilket påverkar företagets allmänna ekonomiska status.

En särskild egenhet hos ett system med nedsättningsregler är att det finns större incitament för produktionsminskning än effektivisering och bränslekonvertering. Detta beror på att brytpunkten för den lägre skattesatsen sjunker om produktionen minskar. I figur 11.2 illustrerar den skuggade ytan B den ekonomiska vinsten av att minska utsläppen genom effektivisering eller bränslekonvertering medan ytorna A och B tillsammans motsvarar den ekonomiska vinsten av att minska utsläppen genom produktionsminskning.



Figur 11.2. Principskiss över hur ett skattestyrmiddel med nedsättning kan förväntas påverka utsläpp och kostnader för ett företag.

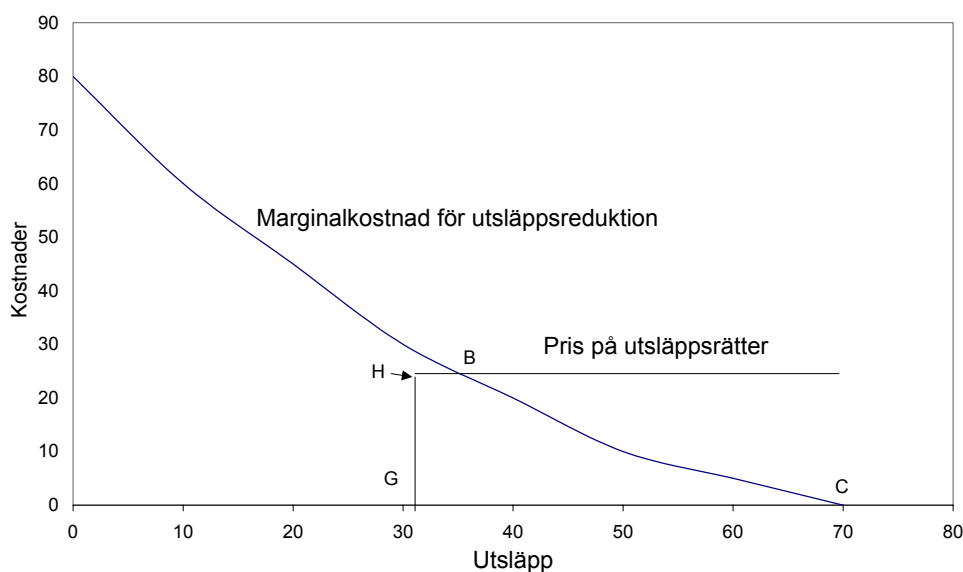


Figur 11.3. Marginalvinst av att minska koldioxidutsläppen genom produktionsminskning respektive energiefektivisering/bränslekonvertering. Med dagens koldioxidskatter för industrin motsvarar 0,8% gränsen utsläppsnivån 40 kg/kr.

I figur 11.3 illustreras samma effekt på ett annat sätt. Marginalvinsten av att minska utsläppen genom produktionsminskningar är högre än för effektiviseringar och bränslekonverteringar. Skillnaden är som störst för företag som hamnar precis ovanför brytpunkten. För riktigt koldioxidintensiva företag är skillnaden mindre.

11.2.3. Handel med utsläppsrätter – system med gratis tilldelning baserat på historiska utsläpp.

Tidigare diskuterades konsekvenserna av ett system med handel med utsläppsrätter baserat på auktionering. Dagens EU system baserar sig till största delen på gratis tilldelning och är i huvudsak baserat på historiska utsläpp. Ett sådant system har både likheter och skillnader med auktioneringssystemet vad gäller incitamentsstruktur. Det finns en grundläggande likhet med auktionering i att även de gratis tilldelade utsläppsrätterna har ett värde vilket innebär att det, trots att företaget inte betalat något för utsläppsrätterna, finns en alternativkostnad att släppa ut koldioxid som motsvarar utsläppspriset. Sålunda är kostnaderna för att *inte* minska utsläppen i princip lika med de som gäller för auktionering, under förutsättning att framtida tilldelning till företaget är oberoende av eventuella utsläppsminskningar. Till skillnad mot systemet med auktionering leder systemet till relativt sett låga totala direkta kostnader för företagen men höga marginalkostnader, se figur 11.4.³³ En annan aspekt är att befintliga och nya anläggningar har olika förutsättningar att få sig utsläppsrätter gratis tilldelade.



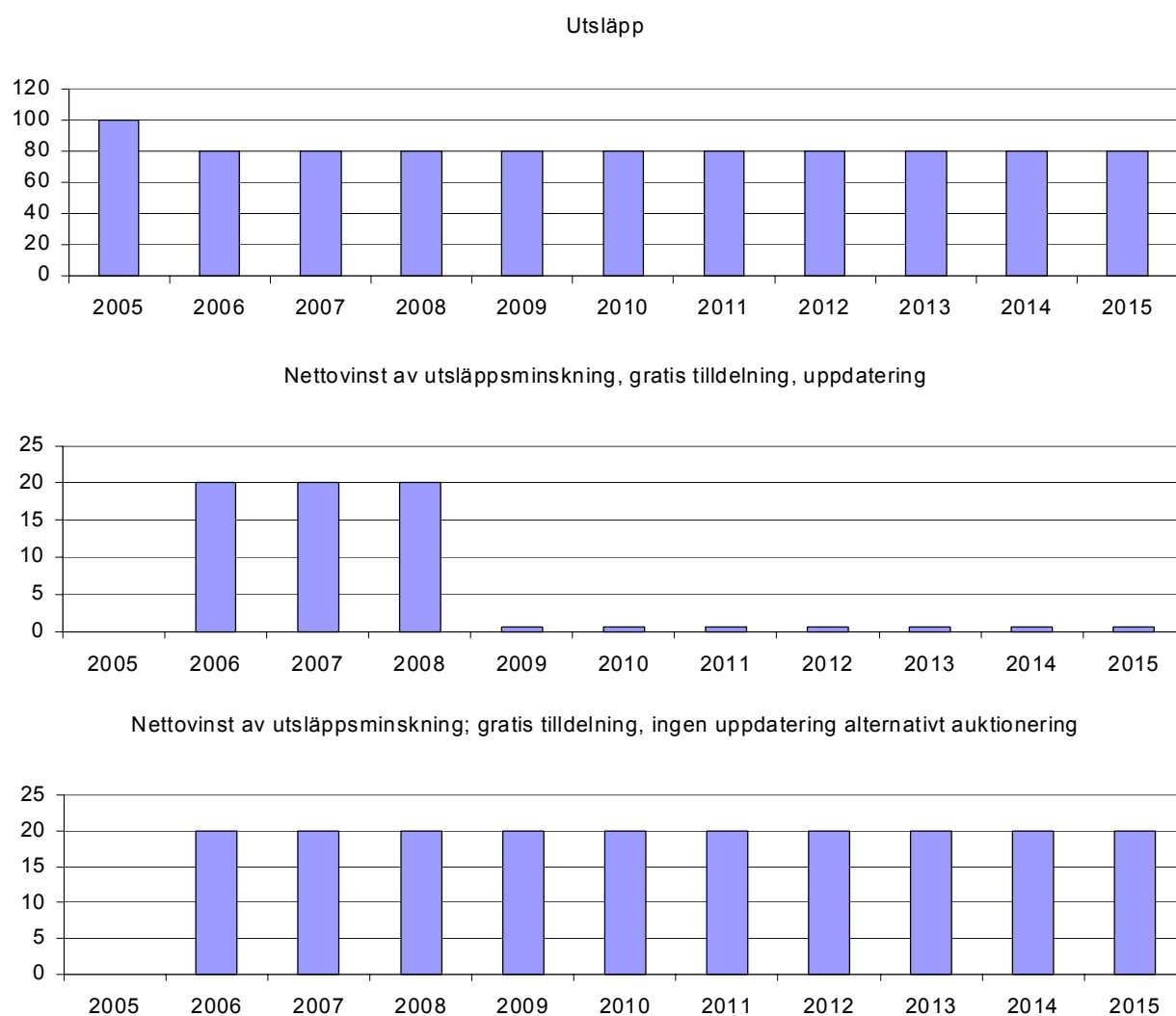
Figur 11.4. Principskiss över hur ett system med handel med utsläppsrätter påverkar ett företag. Hel linje motsvarar direkta kostnader för utsläpp – streckad linje de alternativkostnader företaget har för att man inte minskar utsläppen.

Denna skillnad mellan befintliga och nya anläggningar används ibland som motivering för att ge även nya anläggningar gratis utsläppsrätter i relation till deras förväntade utsläpp. Detta kommer att göra att kostnaden för att släppa ut koldioxid i dessa anläggningar, vid invester-

³³ I figuren antas att tilldelningen är något lägre än företagets utsläpp vilket åtminstone på sikt är sannolikt i ett system när utsläppen måste minskas kraftigt.

ingstillfället kan beräknas vara lägre än priset på utsläppsrätter eftersom företaget för rådighet över utsläppsrätterna endast om man bygger sin anläggning.

En strikt historisk tilldelning riskerar att skapa en stor diskrepans mellan tilldelade utsläppsrätter och verkliga utsläpp. För att minska denna diskrepans är det möjligt att ett företag som minskar sina utsläpp (t ex genom produktionsminskningar eller effektiviseringar) inte erhåller utsläppsrätter i samma grad i framtiden som om det inte genomfört åtgärden. En sådan ”uppdatering” minskar incitamenten för att genomföra åtgärder där man normalt sett räknar med långa avskrivningstider. Denna effekt illustreras i figur 11.5. Effekten i sin tur blir att vissa åtgärder försvinner ur åtgärdsarsenalen med ökade priser på utsläppsrätter som följd. En ökad diskrepans som beror på styrmedlets konstruktion kan då också uppkomma mellan priset på utsläppsrätter och marginalkostnaden för att uppnå ett visst klimatmål.



Figur 11.5. Illustration av skillnad i ekonomisk vinst av en utsläppsminskning (överst) i ett system där basåret ändras till 2007 (mitten), för tilldelning efter 2009, och i ett system där basåret bibehålles (nederst). För samtliga år är den tilldelade mängden 98% av basårets utsläpp. Investeringens ekonomiska livslängd antas vara 10 år.

Systemet ger incitament både för att minska utsläppen genom såväl minskad produktion som genom effektivisering och konvertering från fossil till förnybar energi.

11.2.4. Handel med utsläppsrätter och intensitetsbaserad tilldelning

Intensitetsbaserad tilldelning skulle likställa gamla och nya anläggningar samtidigt som den bibehåller incitamenten för utsläppsminskningar. Den kommer dock främst att ge incitament för utsläppsminskningar genom effektiviseringar av energianvändningen och bränslekonverteringar som minskar utsläppsintensiteten (kg/kr). Den ger inte motsvarande incitament för att minska utsläppen genom produktionsminskningar. Orsaken till detta är att tilldelningen är proportionell mot produktionen men oberoende av den faktiska utsläppsintensiteten i företaget. Eftersom tilldelningen av utsläppsrätter beror av produktionsnivån innebär det att utsläppsminskningar som beror av produktionsminskningar inte frigör utsläppsrätter för försäljning vilket däremot blir fallet om utsläppsintensiteten sjunker.

Om den tilldelade mängden (TM) är lägre än business-as-usual utsläppen (BAUU) kommer det att finnas ett visst incitament för produktionsminskningar eftersom man i business-as-usual fallet skulle vara tvungen att köpa en viss mängd utsläppsrätter på marknaden. Det ekonomiska incitamentet (EI) för att minska utsläppen genom produktionsminskningar kan uppskattas till:

$$EI=(1-TM/BAUU)* P_{UR}$$

där P_{UR} är priset på utsläppsrätter. Om till exempel den tilldelade mängden motsvarar 80% av BAU utsläppen och priset på utsläppsrätter är 10 öre/kg CO₂ blir incitamentet för att minska utsläppen genom produktionsminskningar 2 öre/kg CO₂. Om det skulle ha använts en intensitetsbaserad tilldelning i Sverige i de sektorer som täcks av EUs utsläppshandelssystem, och den totala tilldelade mängden skulle tillåtas vara 4% högre än 1990 skulle det innebära att den tilldelade mängden skulle bli cirka 2/3 av BAU utsläppen och incitamentet för att minska utsläppen genom produktionsminskningar skulle vara cirka 3 öre/kg CO₂ att jämföra med incitamentet för energieffektiviseringar på cirka 10 öre/kg CO₂.

Med ett intensitetsbaserat angreppssätt finns det en risk att den totala tilldelade mängden överstiger det övergripande utsläppsmål ett land har satt upp, om den verkliga produktionsut-

vecklingen överstiger gjorda projektioner. Det kan hanteras genom att skala ned intensiteterna så att den totala tilldelade mängden står i överensstämmelse med dessa övergripande mål.

Med en tilldelningsmetod som är kopplad till produktionsnivåer finns det ingen direkt koppling mellan verkliga emissioner och tilldelad mängd. Det betyder att tilldelningen är oberoende av det bränsle som används i en anläggning. För energisektorn, där tilldelningsgrunden kan vara nyttig energi (värme och el), bör biobränsleeldade anläggningar erhålla lika många utsläppsrätter som fossilbaserade anläggningar om man önskar säkerställa att ett handelssystem ger den biobränsleeldade anläggningen samma fördelar som ett skattesystem skulle ha gjort.

Ett problem med intensitetsbaserad tilldelning är svårigheten att definiera relevanta produktionsindikatorer, som accepteras i de olika sektorerna och som inte skapar ineffektiva produktionsförändringar för att erhålla extra utsläppsrätter. Ett annat problem med intensitetsbaserad tilldelning är att det skapar ett begränsat genomslag av koldioxidkostnader på produktpriserna och bidrar därmed inte till att konsumtionen av koldioxidintensiva produkter minskar.³⁴

11.2.5 Ett system baserat på individuell prövning motsvarande miljöbalkens krav

Det finns i princip två olika och delvis motsägande principer som används för att bestämma villkor kopplade till miljötillstånd. En är principen att bästa möjliga teknik/bästa tillgängliga teknik skall användas, en princip som liknar en form av teknikstandard. En andra princip är att villkoren skall sättas utifrån ekonomiska överväganden. En sådan princip är att ett krav inte skall vara ekonomiskt orimligt, jämför till exempel miljöbalkens 2 kapitel, 7 paragraf. Denna princip liknar ur vissa aspekter ett ekonomiskt styrmedel genom att den öppnar för att mer åtgärder skall genomföras i företag som har många billiga åtgärder tillgängliga. Den huvudsakliga skillnaden mellan reglering och ekonomiska styrmedel är då vem som beslutar om utsläppsminskningar, företaget eller regleraren. Skillnaden i effektiviteten mellan reglerings-systemet jämfört med ett system med ekonomiska styrmedel blir delvis en fråga om tillgänglighet på information.

Den spridda negativa inställningen gentemot reglering bland många ekonomer baseras på de teoretiska ineffektiviteter som ett system baserat på gemensam teknik-/utsläppsstandarder skulle ge upphov till. Ett villkor att de föreslagna åtgärderna skall vara ekonomiskt rimliga

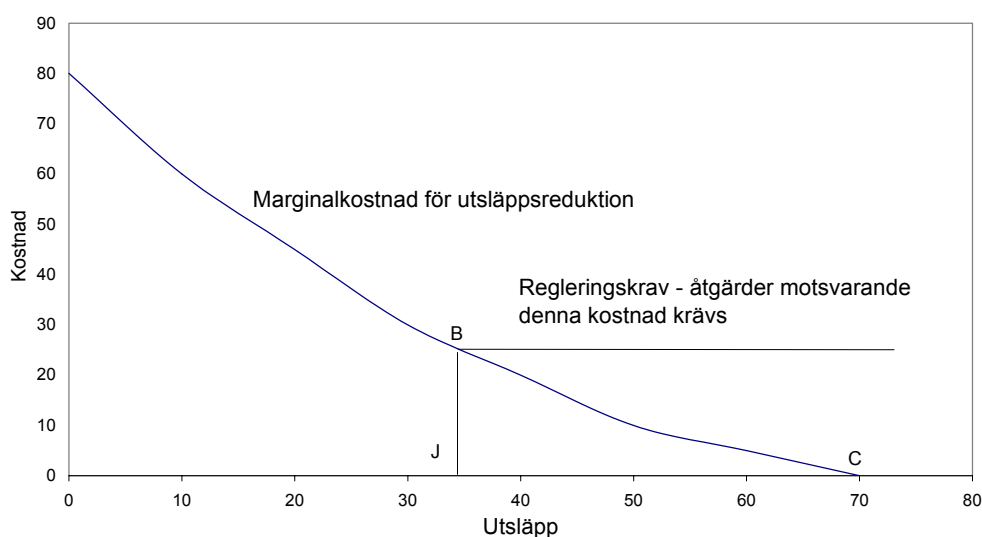
³⁴ För vidare diskussion om för och nackdelar med intensitetsbaserad tilldelning jämfört med absoluta cap-and-trade system, se Kuik och Mulder (2004).

kan dock ge utrymme för ett marginalkostnadsperspektiv. I detta fall kan den potentiella ineffektiviteten hos regleringssystemet kondenseras till följande punkter:

- Höga administrativa kostnader för systemet
- Små incitament för kontinuerliga förbättringar i företaget
- Antagande om bättre kunskap om åtgärdsalternativ inom företaget än hos regleraren.

Det första problemet kan reduceras genom enklare tillståndsrutiner medan det andra problemet fördrar någon form av kompletterande ekonomiska styrmedel.

För företaget är den huvudsakliga fördelen med regleringssystemet att det endast behöver betala för åtgärder att minska utsläppen men inte för resterande utsläpp, se figur 11.6



Figur 11.6. Principskiss över hur ett system med reglering påverkar ett företag.

Det kan diskuteras om reglering genom tillståndsprövning leder till större utsläppsminskningar än ekonomiska styrmedel. Om lägre kalkylräntor, längre återbetalningstider och högre värdering av utsläppen används av regleraren i de ekonomiska beräkningarna än vad som används av företagen i deras investeringskalkyler skulle det kunna leda till större utsläppsreduktioner. Detta kan till exempel vara fallet om man inte lyckas införa skatter som är tillräckligt höga eller utsläppsbubblor som är tillräckligt snäva för att skapa ett pris som speglar marginalkostnaderna för att nå långsiktiga utsläppsmål. Regleraren kan också argumentera för ett livscykelkostnadsperspektiv till skillnad från företag som ofta använder sig av återbetalningstider som är betydligt kortare än den ekonomiska livslängden.

Å andra sidan kan det finnas asymmetrisk information vilket gör regleraren beroende av information från företaget angående tillgängliga möjligheter för utsläppsminskningar. Av det

skälet kan regleraren förbli omedveten om åtgärder som företaget tycker är onödigt dyra men som i lagens mening kan anses vara ekonomiskt rimliga.

De företag som är särskilt känsliga för ökade koldioxidkostnader använder sin energi huvudsakligen i kapitalintensiva processer med lång livslängd. De stora effektivitetsvinsterna kan åstadkommas framför allt när nyinvesteringar sker. För dessa företag, i vilka de strategiska beslutstillfällena inte är så frekventa kan individuell prövning vara relativt effektivt eftersom den kan ge viss press på utsläppsminskningar samtidigt som totalkostnaderna är begränsade.³⁵

11.2.6 En sammanfattande jämförelse av de olika regleringssystemen

Ett system med skatter utan nedsättningsregler och ett system med handel med utsläppsrätter baserat på auktionering ger likartade incitament för utsläppsminskningar. Huruvida de från ett företags perspektiv ger samma incitament beror på vald skattenivå och hur stor mängd utsläppsrätter som släpps ut på marknaden av staten.

Ett system med handel med utsläppsrätter baserat på gratis tilldelning ger samma incitament som ett system baserat på auktionering förutsatt att inga anpassningar av tilldelningen som är beroende av utsläppsutvecklingen görs över tiden.³⁶ I praktiken är det svårt att tänka sig ett system som fortsätter att ge utsläppsrätter till företag som lagt ner sin produktion. För att få med nya anläggningar i systemet är det också möjligt att basåret som den historiska tilldelningen baseras på justeras i tiden. Om detta blir fallet kommer det värde minskade utsläpp har i form av frigjorda utsläppsrätter vara tidsbegränsad. Långsiktiga förändringar och investeringar kommer inte att få samma incitament som under ett system med auktionering. Det kommer i sin tur leda till att kortsiktigare men dyrare åtgärder behöver genomföras för att uppnå det övergripande klimatmålet och priserna på utsläppsrätter kan förväntas bli högre. Priset på utsläppsrätter kommer därmed inte direkt avspegla marginalkostnaderna för att uppnå önskade utsläppsreduktioner.

³⁵ Ett företag med årliga utsläpp av koldioxid om 100 kton har utsläpp som är värda cirka 10 miljoner kronor årligen vid ett antaget utsläppspris om 10 öre/kg CO₂. På fem år motsvarar detta 50 miljoner kronor. Om man kan tänka sig att acceptera en administrativ kostnad om 5% skulle det innebära att det skulle vara acceptabelt med en prövningskostnad om cirka 2,5 miljoner kronor under en 5 års period. Detta gäller den merkostnad prövningen av koldioxidutsläppen skulle innebära. Företaget måste ändå genomföra en stor del av prövningsförfarandet eftersom det inte finns några alternativa styrmedel för mycket av företagets övriga miljöpåverkan. Reglering av koldioxidutsläppen via villkor i tillstånden innebär inte något ytterligare kontrollbehov jämfört med marknadsbaserade styrmedel som handel med utsläppsrätter. Även det senare styrmedlet är också i behov av noggrann kontroll av utsläppen för att säkerställa systemets integritet.

³⁶ Däremot är det möjligt att genomföra en allmän nedjustering av den tilldelade mängden om man önskar en skärpt miljöstyrning.

Som ett exempel kommer ett företag som står inför valet att investera i sin anläggning för att fortsätta sin produktion under de kommande 20 åren att påverkas olika om ett system med utsläppsrätter baseras på gratis tilldelning med uppdatering av basåret eller om det baseras på auktionering. I det första fallet skulle en nedläggning frigöra ett antal utsläppsrätter för försäljning för ett litet antal år, vilket skulle motsvara det bidrag handelssystemet ger till företagets nedläggning. På sikt erhåller företaget inga utsläppsrätter för den nedlagda anläggningen. I systemet med auktionering skulle företaget genom nedläggning av anläggningen slippa köpa utsläppsrätter under hela den tänkta perioden.

Ett system med intensitetsbaserad gratis tilldelning ger olika stora incitament för att minska utsläppen genom produktionsminskningar jämfört med effektiviseringar eller bränslekonverteringar. Incitamenten för effektiviseringar och bränslekonverteringar blir betydligt högre än incitamenten för att minska produktionen.

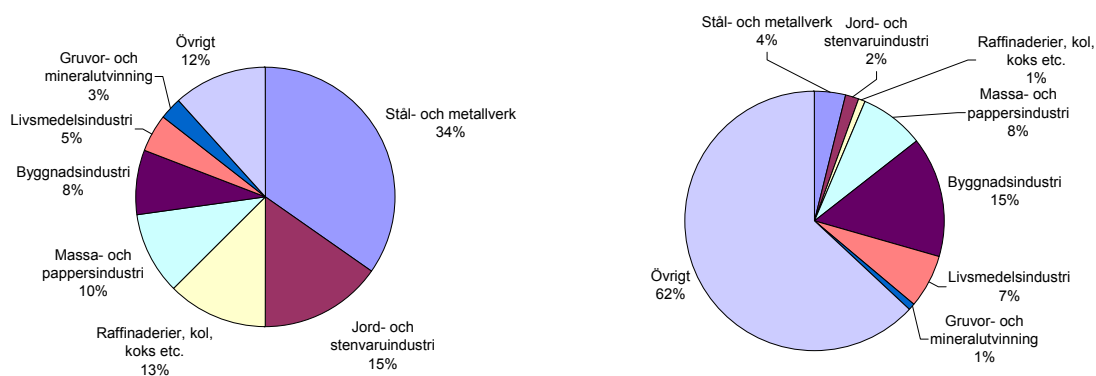
Detsamma gäller för ett styrmedel baserat på tillståndsgivning med villkor. Incitament för utsläppminskningar genom tekniska åtgärder kan hållas höga medan incitamenten för produktionsminskningar är betydligt mindre. Den stora skillnaden mot övriga system är det informationsbehov som regleraren behöver ha om olika aktörers åtgärdsomöjligheter. Dessutom är dynamiken mindre eftersom prövningen sker med relativt långa tidsavstånd.

11.3. Konsekvenser för olika industrisektorer av klimatpolitiska åtgärder – en övergripande beskrivning

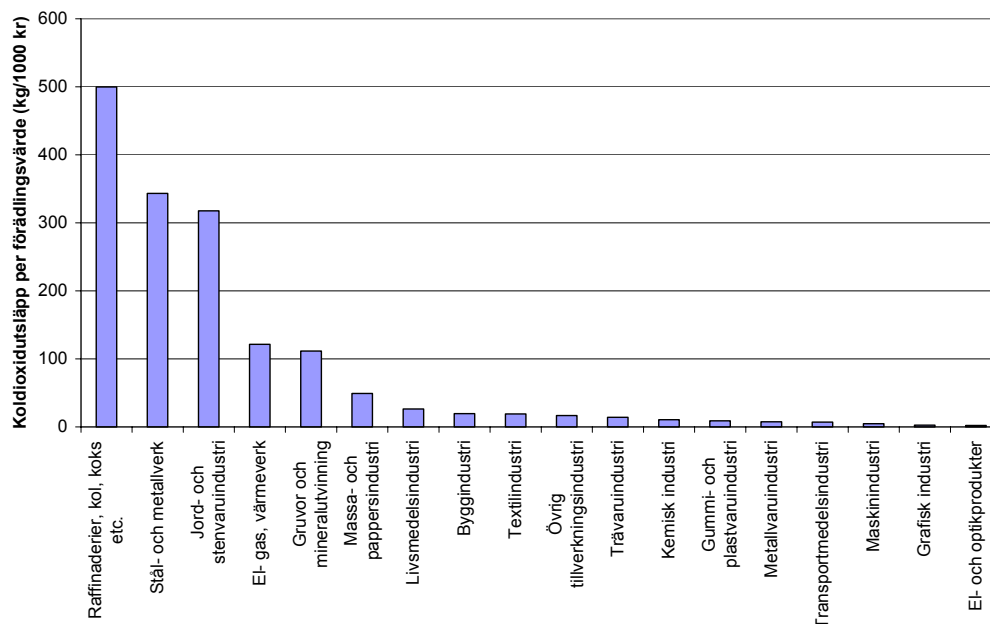
Effekterna av styrmedel för att minska utsläppen av växthusgaser påverkas som beskrivits ovan av hur styrmedlen konstrueras. I ett tidigt skede kommer det att vara naturligt att försöka skapa styrmedel som skyddar känsliga branscher från ett fullt genomslag av styrmedlen. På sikt kan man av flera skäl räkna med att koldioxidkostnaden kommer att internaliseras alltmer hos aktörerna men effekten kommer att skilja sig kraftigt åt mellan olika branscher. En viktig förklaringsfaktor är att koldioxidintensiteten skiljer sig kraftigt åt mellan olika branscher men möjligheten att minska utsläppen kan också skilja sig mellan olika sektorer. Även icke koldioxidintensiva branscher kan påverkas av de ökade kostnaderna genom ökade elpriser som en följd av att den fossila elproduktionen belastas med kostnader för sina utsläpp.

11.3.1. Utsläpp av koldioxid från industrin i Sverige- en övergripande beskrivning

Utsläppen av koldioxid från den svenska industrin³⁷ motsvarade år 2000 cirka 25% av de totala svenska koldioxidutsläppen. Utsläppen dominerades av järn- och stålindustrin, figur 11.7. De specifika utsläppen varierade från mindre än 10 kg/1000 kr till uppemot 500 kg CO₂/1000 kr förädlingsvärde, figur 11.8. Högst specifika utsläpp återfanns hos raffinaderier följt av stål- och metallverk och jord- och stenvaruindustrin.



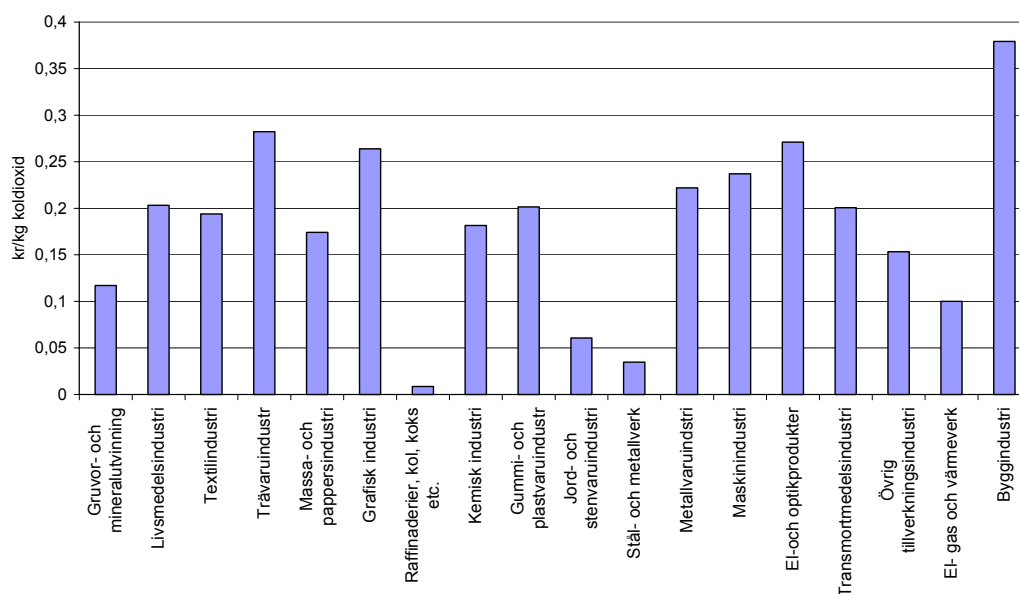
Figur 11.7. Utsläpp av koldioxid från den svenska industrin inkl byggindustri fördelat på sektorer 2000 samt förädlingsvärde (Källa: SCB:s miljöräkenskapers databas samt SCB (2003)).



Figur 11.8. Genomsnittliga koldioxidutsläpp per förädlingsvärde för de olika svenska industrisektorerna samt byggindustrin och el- och värmeproduktion. Källa: SCB:s miljöräkenskaper samt SCB (2003).

³⁷ I den definition som används i det följande inkluderas förutom tillverkningsindustri (SNI 15-37) även Byggnadsindustri (SNI 45) samt gruvor och mineralutvinningsindustri (SNI 10-14).

Den största delen av utsläppen kommer från användningen av fossila bränslen för värmeproduktion och motordrift. Dessa bränslen belastas i dagens läge med koldioxidskatt. En stor del av utsläppen är dock så kallade processrelaterade utsläpp där bränslet används som reduktionsmedel alternativt frigörs från råvaran i processen. Denna faktor bidrar, tillsammans med de existerande skattenedsättningsregler till att den genomsnittliga CO₂ skatten varierar betydligt mellan sektorerna, figur 11.9. Vissa sektorer har högre genomsnittliga koldioxidskatter än vad som nominellt gällde för bränslen använda inom industrin (18 öre/kg CO₂). Det beror på att drivmedel som används inom industrin beskattas motsvarande den generella skattenivån.³⁸ Värt att notera är att byggindustrin som redovisas som industri i figuren skattemässigt inte räknas som industri.



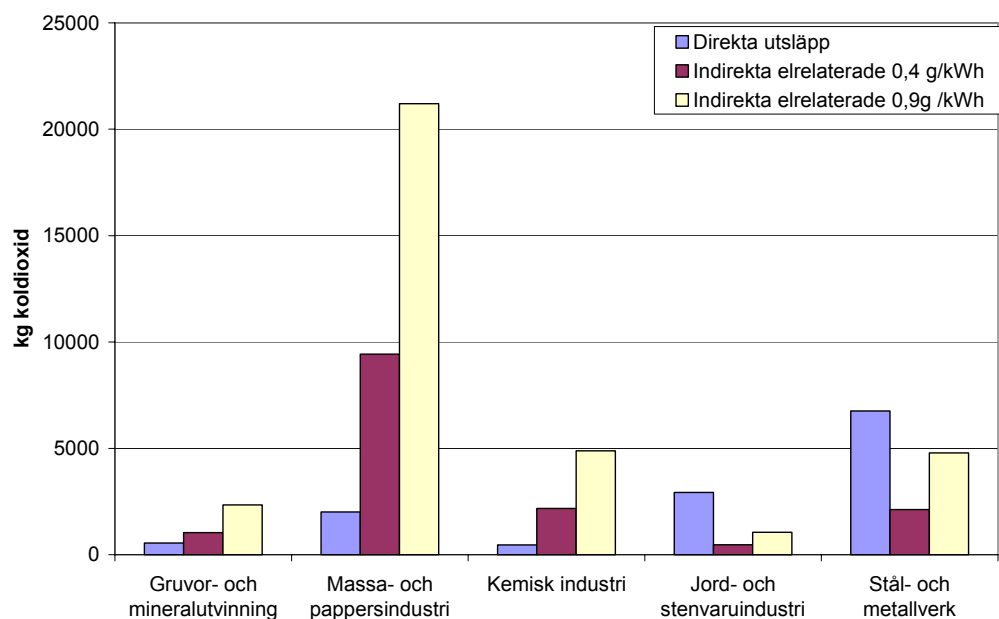
Figur 11.9 Koldioxidskatt per utsläppsenhet år 2000 för olika industrisektorer samt el- och värmesektorn. Källa: SCB. Miljöräkenskaperbasen databas samt SCB (2003).

För många branscher kan den indirekta effekten av en internaliserad koldioxidkostnad i elpriset vara väl så ekonomiskt betydelsefull som en intern kostnad på utsläppen inom branschen. I figur 11.10 redovisas direkta och indirekta utsläpp av koldioxid för ett urval industrisektorer där de indirekta utsläppen från elanvändningen antas vara 0,9 respektive 0,4 kg/kWh. Detta baserar sig på antagandet att marginalproduktionen av el består av kolbaserad respektive naturgasbaserad kondenskraft. Det är denna marginalproduktion som på sikt i stor grad kan förväntas bestämma framtida elpriser. Det är dock värt att påpeka att dessa indirekta utsläpp inte direkt speglar den miljöpåverkan som en sektors elanvändning leder till eftersom en

³⁸ Idag 91 öre/kg CO₂, år 2000 från vilken data i figur 11.9 härrör 36 öre/kg CO₂.

stor del av elproduktionen är koldioxidneutral. Den skall enbart tolkas som en indikation av hur känsliga de olika sektorerna kan vara för ökade elproduktionskostnader som en följd av en koldioxidvärdering i elproduktionssektorn.

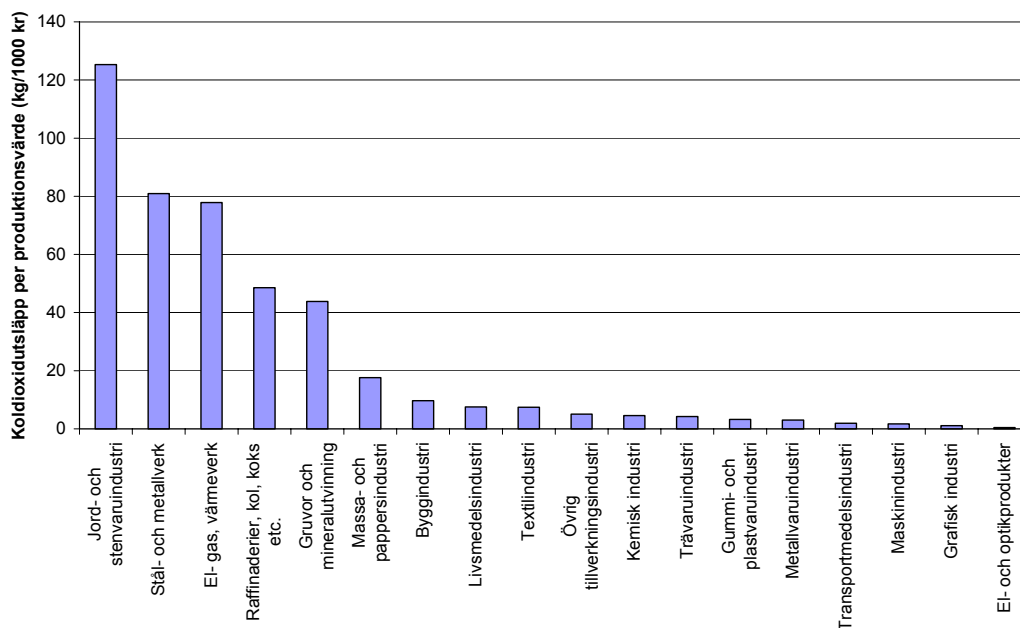
Såväl gruvindustrin, och massa- och pappersindustrin som den kemiska industrin kan förväntas vara mer känslig för styrmedel i elproduktionssektorn än för ökade kostnader för de direkta utsläppen inom sektorerna. För stål- och metallverk och jord- och stenvaruindustrin är de direkta utsläppen dock mer betydelsefulla främst på grund av de stora processutsläppen.



Figur 11.10. Direkta utsläpp av koldioxid för ett urval industrisektorer samt indirekta utsläpp av koldioxid från dessa sektors elanvändning. De indirekta utsläppen beräknas med en antagen emissionsfaktor om 0,4 respektive 0,9 kg/kWh (Källa: Miljöräkenskapernas databas, SCB (2003) samt Energimyndigheten och SCB (2003).

11.3.2 Konsekvenser för olika sektorer och produkter

Ökade koldioxidkostnader kan förväntas leda till ökade produktionskostnader vilket i sin tur kan påverka företagets konkurrenssituation. En direkt bedömning av effekten är dock svår att göra eftersom konkurrenssituationen beror av så många ytterligare aspekter. Risk för kraftigt ökade produktionskostnader på grund av ökade koldioxidkostnader indikeras av höga utsläpp som andel av produktionsvärdet snarare än förädlingsvärdet. Vissa råvaruintensiva branscher som t ex raffinaderier har mycket höga koldioxidintensiteter när de mäts i relation till förädlingsvärde men de är avsevärt lägre när de relateras till produktionsvärdet, figur 11.11. Högst utsläpp per produktionsvärde har jord- och stenvaruindustrin följt av stål- och metallverk.



Figur 11.11 Genomsnittliga koldioxidutsläpp per produktionsvärde för de olika svenska industrisektorerna samt byggnadsindustrin och el- och värmeproduktion. Källa: SCB:s miljöräkenskaper samt SCB (2003).

I tabell 11.1 redovisas möjliga effekter för produktionskostnaderna av att en antagen koldioxidkostnad appliceras. Förändringarna relateras till dagens situation då en stor del av utsläppen redan belastas med en koldioxidkostnad. Såväl direkta kostnader för interna utsläpp som indirekta kostnader som en följd av att koldioxidkostnader ökar priset på el redovisas.³⁹ Tre nivåer på koldioxidvärdering studeras nämligen 10 öre/kg CO₂, 30 öre/kg CO₂ och 1 kr/kg CO₂. Den lägre nivån ligger på en nivå som motsvarar uppskattade priser på utsläppsrätter inom EU:s handelssystem. Denna nivå leder till minskade direkta kostnader för ett flertal sektorer vilket beror på att denna nivå understiger dagens skattenivå. För vissa sektorer där små andelar av utsläppen är beskattade innebär det dock en betydande höjning. För de flesta sektorer med minskade direkta kostnader ger ökade elkostnader en nettoeffekt som leder till ökade totala kostnader.

Med en koldioxidkostnad på 10 öre/kg CO₂ ökar produktionskostnaden med mindre än 1% i samtliga sektorer även om den indirekta effekten räknas in. Med en koldioxidkostnad på 30 öre/kg CO₂ blir den direkta effekten för de mest känsliga branscherna en kostnadshöjning motsvarande 2-3% av produktionsvärdet. Den indirekta effekten är i vissa elintensiva sektorer som gruvindustrin och massa- och pappersindustrin i samma storleksordning. En koldioxidkostnad om 1 kr/kg CO₂ ökar produktionskostnaderna med drygt 10% för jord- och stenvaruindustrin. För massa och pappersindustrin skulle den totala effekten kunna vara i samma

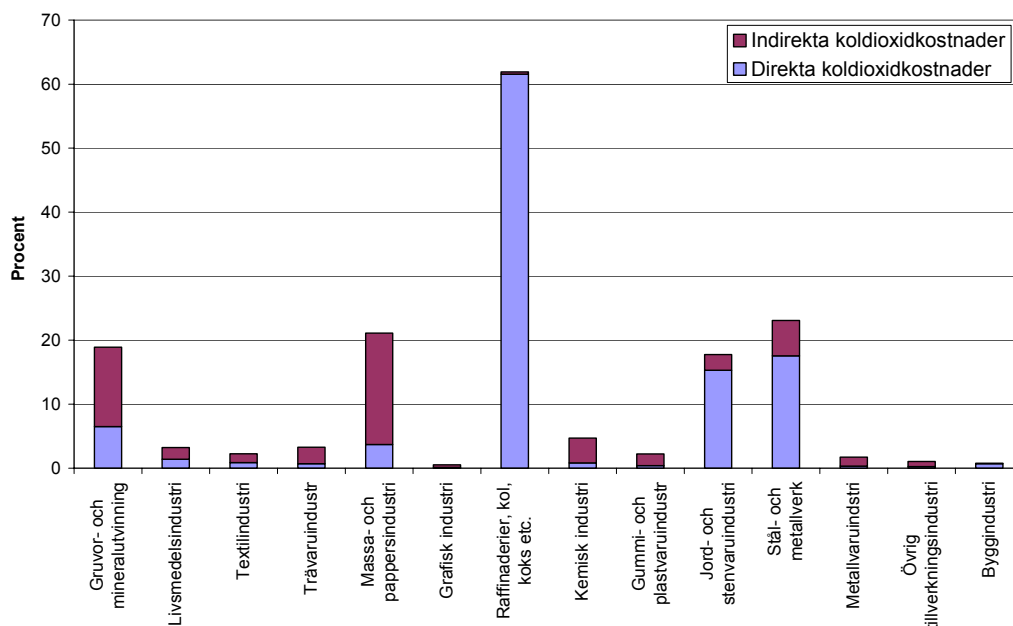
³⁹ Här används det förenklade antagandet att elproduktionen sker med naturgas med specifika koldioxidutsläpp om 0,4 kg/kWh.

storleksordning om koldioxidvärderingen skulle få fullt genomslag i elpriset. Detta är dock mindre sannolikt eftersom fossila elproduktionstekniker utan koldioxidavskiljning knappast skulle vara konkurrenskraftiga vid så höga koldioxidkostnader.

Känsligheten för ökade koldioxidkostnader kan jämföras med de totala kostnaderna för arbetskraft i de olika sektorerna, se figur 11.12. En koldioxidkostnad om 30 öre/kg CO₂ skulle för raffinaderisektorn motsvara en ökning av produktionskostnaderna som motsvarar en 60%-ig ökning av arbetskraftskostnaderna. Det är dock här värt att notera att i den sektorn svarar lönekostnaderna för en mycket liten del av totalkostnaderna. För fyra sektorer (gruvor och mineralutvinning, massa- och pappersindustrin, jord- och stenvaruindustrin samt stål- och metallverk) skulle kostnaderna motsvara cirka 20% av lönekostnaderna. För övriga sektorer motsvarar kostnaderna mindre än 5% av de totala lönekostnaderna.

Tabell 11.1 Kostnadsförändringar på grund av förändrad koldioxidkostnad. Värderna redovisas som procent av produktionskostnaden. Direkt effekt är baserat på kostnader för egna utsläpp, den indirekta effekten är indirekta kostnader beroende på ökade elkostnader på grund av ökad koldioxidvärdering.

	Koldioxidkostnad 10 öre/kg		Koldioxidkostnad 30 öre/kg		Koldioxidkostnad 1 kr/kg	
	Direkt effekt	Indirekt effekt	Direkt effekt	Indirekt effekt	Direkt effekt	Indirekt effekt
Gruvindustri	-0,07	0,83	0,80	2,49	3,87	8,31
Livsmedelsindustri	-0,08	0,10	0,07	0,30	0,60	1,01
Textilindustri	-0,07	0,12	0,08	0,35	0,60	1,16
Trävaruindustri	-0,08	0,15	0,01	0,45	0,30	1,49
Massa- och pappersindustri	-0,13	0,82	0,22	2,47	1,45	8,24
Grafisk industri	-0,02	0,03	0,00	0,10	0,08	0,32
Raffinaderier etc	0,44	0,0	1,42	0,01	4,81	0,03
Kemisk industri	-0,04	0,21	0,05	0,64	0,37	2,14
Gummi- och plastvaruindustri	-0,03	0,15	0,03	0,45	0,26	1,50
Jord- och stenvaru	0,49	0,20	3,00	0,60	11,8	2,01
Stål- och metallverk	0,53	0,25	2,15	0,76	7,81	2,54
Metallvaruindustri	-0,04	0,13	0,02	0,38	0,24	1,26
Övrig tillverkning	-0,02	0,05	0,01	0,05	0,12	0,49



Figur 11.12. Koldioxidkostnad för olika branscher relaterat till lönekostnader (egentlig lön och kollektiva avgifter) vid en antagen kostnad om 30 öre/kg CO₂. Beräkningarna utgår från data år 2000.

Kalkylerna ovan är gjorda utifrån att koldioxidkostnaden får fullt genomslag för de olika sektorerna. Som diskuterats i avsnitt 11.2 kommer konsekvenserna för sektorerna bland annat att påverkas av vilka tilldelningsregler av utsläppsrätter som använts. Som visats skulle bland annat ett system med handel med utsläppsrätter kombinerat med intensitetsbaserad tilldelning av utsläppsrätter samtidigt kunna ge kraftiga incitament för utsläppsminskningar genom effektivisering och konvertering av bränslen men inte ge motsvarande incitament för produktionsminskningar. Det innebär i sin tur att med ett sådant tilldelningssystem skulle effekterna på produktionskostnaderna bli avsevärt lägre än vad som indikeras i Tabell 11.1 ,även om utsläppsbubblan krymps så att koldioxidvärderingen höjs till, låt säga, 30 öre/kg CO₂. Detta gäller de direkta utsläppen. Det blir däremot betydligt svårare för ett enskilt land att skydda sin industri mot ökade kostnader på grund av de indirekta effekter som uppkommer genom ökade elkostnader. Med en internationell elmarknad kommer produktionskostnader och priser att i stor grad påverkas av hur andra länder agerar. Med andra ord kan det mycket väl vara så att de elberoende företagen är mer känsliga för klimatpolitiken än de företag har stora egna koldioxidutsläpp.

12. Effekter för el- och värmeproduktion av olika styrmedelskonstruktioner

El- och värmeproduktionen påverkas idag av en kombination av styrmedel. Värmeproduktionen belastas av såväl energi- och koldioxidskatter. Energianläggningar med en tillförd effekt större än 20 MW ingår från och med 1 januari 2005 i EU:s system för handel med utsläppsrätter. Förnybar elproduktion gynnas också av systemet för elcertifikat som bidrar till extra inkomster för producenter av förnybar el utöver elpriset. Konstruktionen av de olika styrmedlen påverkar tillsammans konkurrenssituationen för de olika produktionssystemen. Skattesystemet och systemet för elcertifikat är nationella styrmedel⁴⁰ medan effekten av systemet med handel med utsläppsrätter till stor del påverkas av beslut som fattas i övriga EU-länder. Bland annat är det av stor betydelse hur stor mängd utsläppsrätter som tilldelas den handlande sektorn. Elpriset som idag bestäms på en internationell marknad påverkar naturligtvis också konkurrenssituationen mellan de olika energislagen.

Konkurrensen sker dels på en konkurrensutsatt elmarknad dels på en mindre konkurrensutsatt värmemarknad.⁴¹ Nya anläggningar skall konkurrera med befintliga anläggningar vars investeringskostnader är så kalla sunk costs, vilka inte påverkar valet att fortsätta produktionen i anläggningen. Både el- och värmemarknaden handlar med fysiska produkter som i sig direkt innebär en nytthet för konsumenterna. På marknaderna för elcertifikat och utsläppsrätter handlas det i stället med produkter som används för att myndigheters regleringskrav blir uppfyllda.⁴²

Skattenivåer beslutas direkt av riksdagen. Priset på utsläppsrätter bestäms av antalet utdelade utsläppsrätter samt kostnaderna för att genomföra utsläppsminskande åtgärder. Priset på elcertifikat påverkas av kvotpliktens storlek, elpriset och marginalkostnaden för nytillkommande produktionsanläggningar.⁴³

⁴⁰ Vissa restriktioner finns för hur skattenivåerna kan sättas på grund av existerande minimiskatter.

⁴¹ På värmemarknaden finns konkurrens mellan olika uppvärmningssätt men marknaden är lokal. Inom fjärrvärmesystemen finns inte heller någon konkurrens mellan olika aktörer.

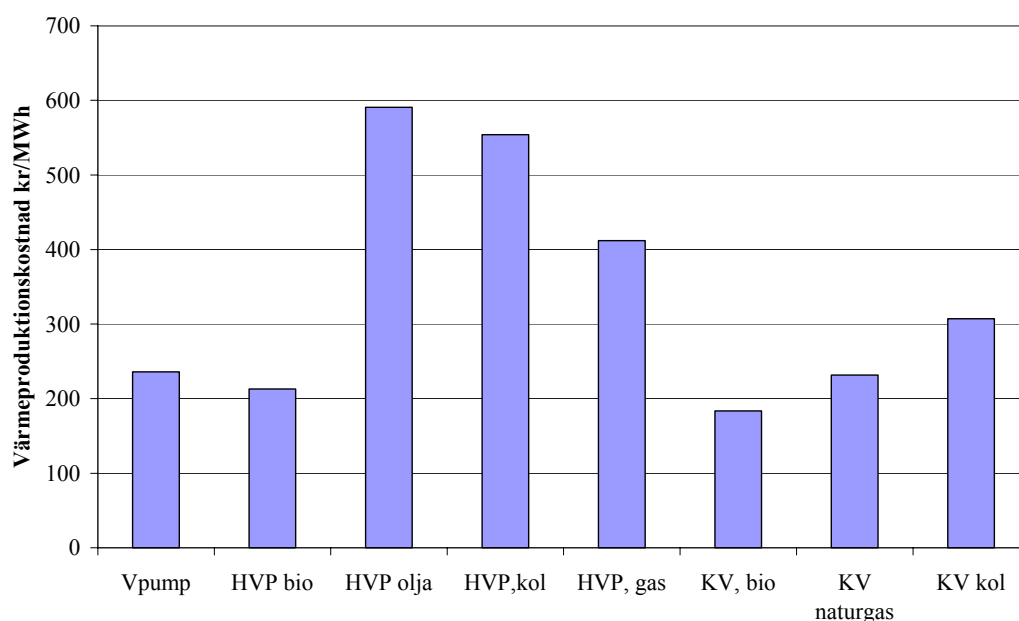
⁴² Krav på att inneha elcertifikat motsvarande en viss andel av elkonsumtionen alternativt krav på att inneha utsläppsrätter motsvarande utsläpp.

⁴³ För att det skall vara ekonomiskt genomförbart att investera i nya anläggningar erfordras att summan av elpriset och certifikatpriset överstiger summan av kapitalkostnader och rörliga kostnader för den nya anläggningen.

12.1 Biobränslenas konkurrenskraft

Av de förnybara elproduktionsteknikerna är konkurrenssituationen för biomassa i kraftvärmeanläggningar mest komplex. Medan intäkterna för till exempel en vindkraftsanläggning bestäms av summan av elpriset och certifikatspriset påverkas ekonomin hos en biomassebaserad kraftvärmeanläggning, förutom av dessa faktorer också av ersättningen för den producerade värmen. Produktionskostnaden för alternativa värmeproduktionstekniker (inklusive fossil kraftvärme) kommer därför att vara av betydelse för den totala ekonomin hos biobränsleanläggningar.

Med dagens (2004) skatter och avgifter samt priser på el och elcertifikat har biomassanläggningarna en god konkurrenskraft med de fossilbaserade alternativen, se figur 12.1.⁴⁴ Det alternativ som bäst kan konkurrera med biobränslesystemen är värmepumpar. Biobränslebaserade kraftvärmeanläggningar har god konkurrenskraft med de rena värmeproduktionsanläggningarna vilket till stor del beror på intäkten för elcertifikat. Utan denna intäkt skulle värmeproduktionskostnaderna öka med cirka 60 kr/MWh och kostnaden för biobränslekraftvärmen skulle då passera kostnaderna för naturgasbaserad kraftvärme.



Figur 12.1. Värmeproduktionskostnader för 50 MW anläggningar med dagens skatter och priser på el. Kalkylförutsättningar redovisas i appendix A. Biobränslekraftvärme förutsätts även ha intäkter från elcertifikat motsvarande skillnaden mellan produktionskostnaderna i vindkraftanläggningar och elpris.

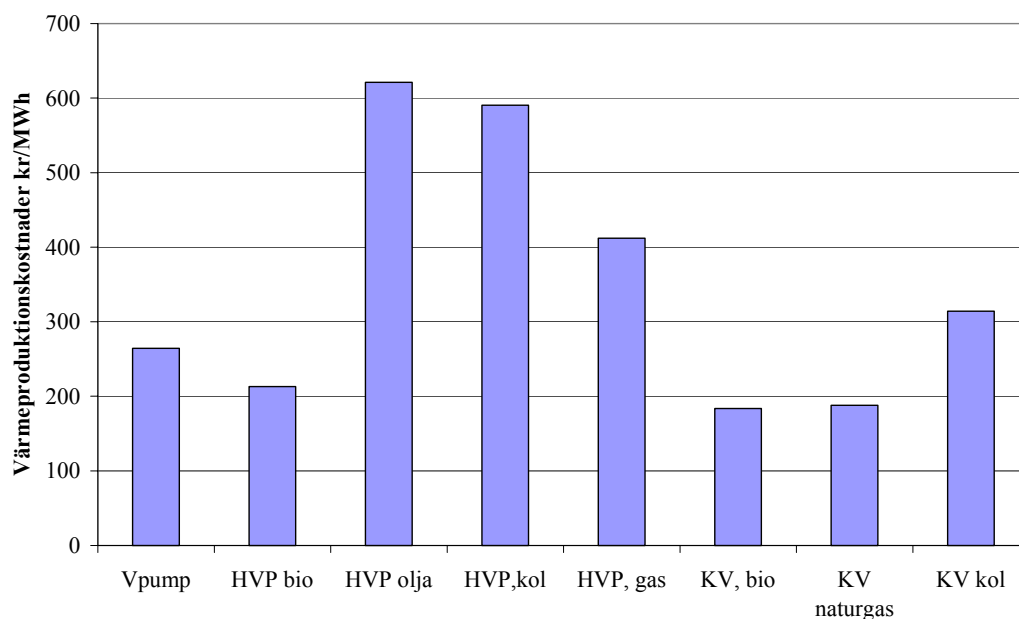
⁴⁴ Priset på el antas i kalkylen vara 250 kr/MWh och priset på elcertifikat 150 kr/MWh. Samtliga kalkylförutsättningar redovisas i appendix A. Under det elcertifikatsystemets första år har priset på elcertifikat varit mycket högt och en relativt stor del av kvotplikten har inte uppfyllts. En anledning till de höga priserna är att nya investeringar inte hunnit komma till stånd under den korta period som systemet varit i drift.

Från och med den 1 januari 2005 kommer anläggningarna att möta det nya systemet med handel med utsläppsrätter. Det är fortfarande oklart hur beskattningssystemet kommer att påverkas av detta. Uppskattningar pekar på att systemet kommer att leda till priser på utsläppsrätter runt 10 öre/kg CO₂. En sådan koldioxidvärdering skulle leda till ökade produktionskostnader för en naturgasbaserad kondensanläggning motsvarande 3-4 öre/kWh. Med bibehållna skattenivåer innebär handelssystemet ökade bränslekostnader för de fossilbaserade alternativen. Intäkterna ökar samtidigt i de fossilbaserade kraftvärmeanläggningarna. För de biobränsleeldade produktionen bör teoretiskt intäkterna inte påverkas nämnvärt eftersom ökade elpriser bör leda till sjunkande certifikatpriser. Det värde (summan av intäkten för el och elcertifikat) som el producerad i biobränslekraftvärmeanläggningar får bör i stället i princip styras av produktionskostnaderna i alternativa förnybara anläggningar. I följande beräkningar antas intäkten till biobränslekraftvärme anläggningarna bestämmas av produktionskostnaderna i vindkraftsanläggningar som här satts till 40 öre/kWh.⁴⁵

Med bibehållen beskattning förstärks konkurrenskraften för biobränslen jämfört med de fossilbaserade värmealternativen men förändras knappast alls jämfört med de fossilbaserade kraftvärmealternativen, figur 12.2.⁴⁶ De ökade bränslekostnaderna för de fossilbaserade anläggningarna kompenseras av att skillnaden i intäkt för biobränslebaserad el jämfört med fossilbaserad el krymper med de ökande elpriser som antas bli resultatet av utsläppshandelsystemet.

⁴⁵ Uppskattningen baseras på Barring et al. (2003) där produktionskostnaden för landbaserad vindkraft beräknas vara 37,6-40,5 öre/kWh medan motsvarande kostnad för havsbaserad vindkraft beräknas vara 41,3 öre/kWh.

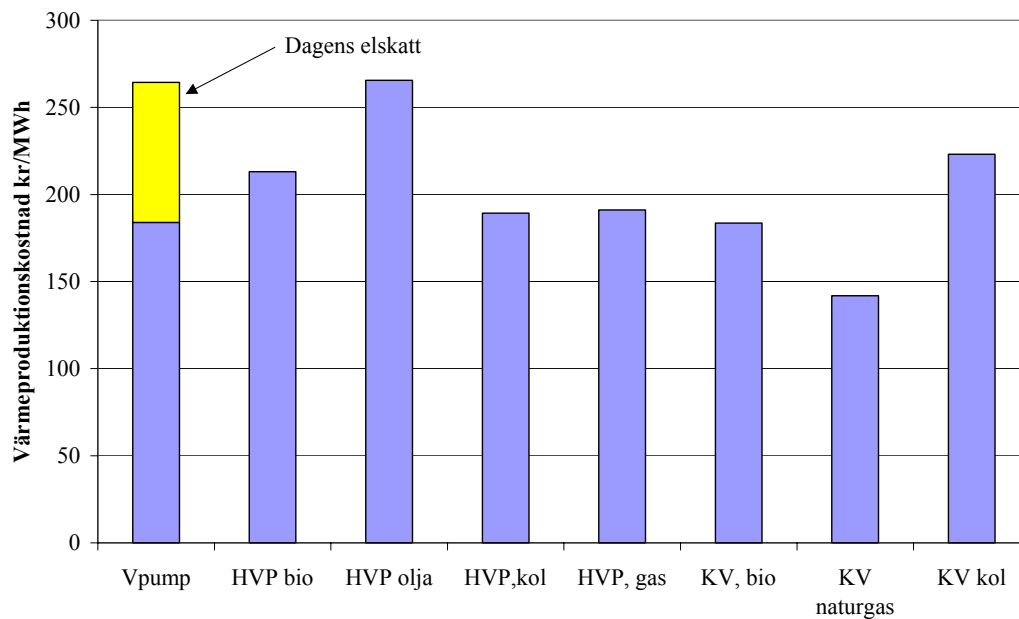
⁴⁶ Jämfört med naturgaskraftvärmen försämrats konkurrenskraften till och med jämfört med förhållandena i figur 12.1 trots att koldioxidkostnaden ökar. Denna något förvånade effekt beror främst på att elkostnaden skiljer sig mer mellan beräkningarna i figur 12.1 och 12.2 än vad koldioxidkostnaden motiverar. Detta beror på att aktuellt elpris använts i figur 12.1, medan i figur 12.2 och fortsättningsvis ett antagande om att ny naturgaskondens styr elpriset har använts, något som kan vara rimligt på längre sikt.



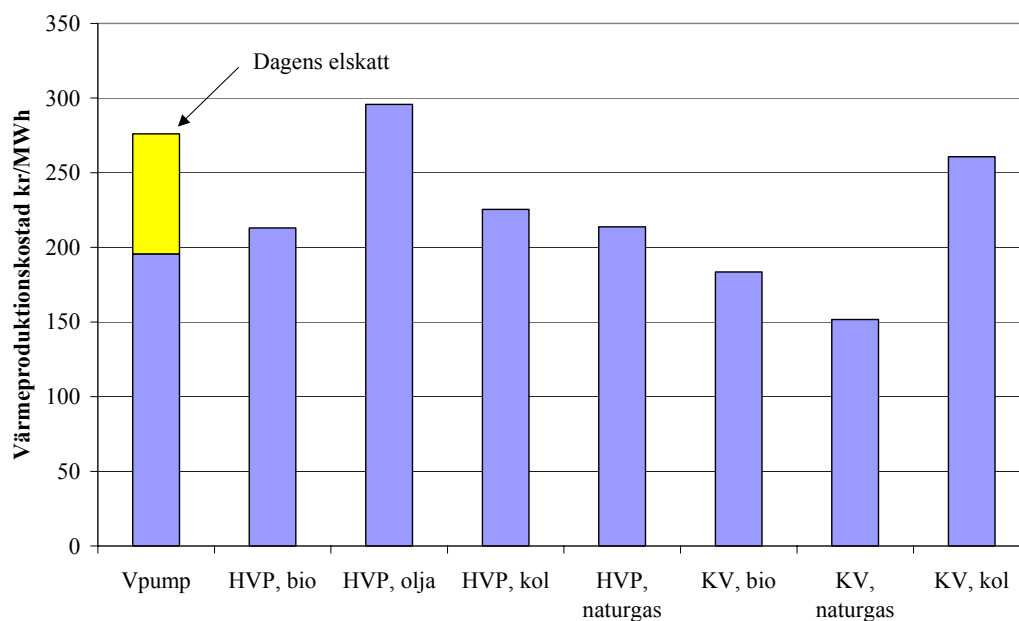
Figur 12.2. Värmeproduktionskostnader för 50 MW anläggningar med dagens skatter samt en antagen kostnad för utsläppsrätter på 10 öre/kg. Kalkylförutsättningar redovisas i sin helhet i appendix A.

Om energi- och koldioxidskatter på bränslen tas bort i fjärrvärmesystemet kommer inte biobränslebaserade värmeanläggningar att kunna konkurrera med fossilbaserade anläggningar vid en koldioxidvärdering om 10 öre/kg CO₂, se figur 12.3. Inte heller den förnybara kraftvärmeproduktionen har någon vidare konkurrenskraft om elpriset styrs av kostnaden för ny marginalproduktion som belastas med en koldioxidkostnad om 10 öre/kg CO₂. Ju högre elpriser desto större fördel har naturgasens höga alfavärde samtidigt som värdet på elcertifikaten sjunker. Vid 20 öre/kg CO₂ är kostnadsrelationen mellan naturgas- och biobränslekraftvärme av denna orsak ungefär densamma som vid 10 öre/kg CO₂, se figur 12.4. De ökade bränslekostnaderna för den naturgasbaserade kraftvärmeproduktionen kompenseras av att elpriset samtidigt ökar.

Det är först när koldioxidvärderingen når en så hög nivå att alternativ koldioxidneutral elproduktion blir konkurrenskraftig utan det stöd som elcertifikat medför som även biobränslealternativet kan konkurrera med naturgas, se figur 12.5. Ytterligare koldioxidkostnader ökar i detta läge produktionskostnaderna i de fossilbaserade kraftvärmeverken medan intäkterna för den försålda elen inte längre ökar. Detta kommer att inträffa vid en koldioxidkostnad på cirka 30 öre/kg CO₂. När koldioxidkostnaden passerar 35 öre/kg CO₂ passerar produktionskostnaden för den naturgasbaserade kraftvärmeproduktionen produktionskostnaden för den biobränslebaserade kraftvärmeproduktionen. Värt att notera är att hela ovanstående resonemang baserar sig på det förenklade antagandet att ökade koldioxidkostnader får fullt genomslag på elpriset.

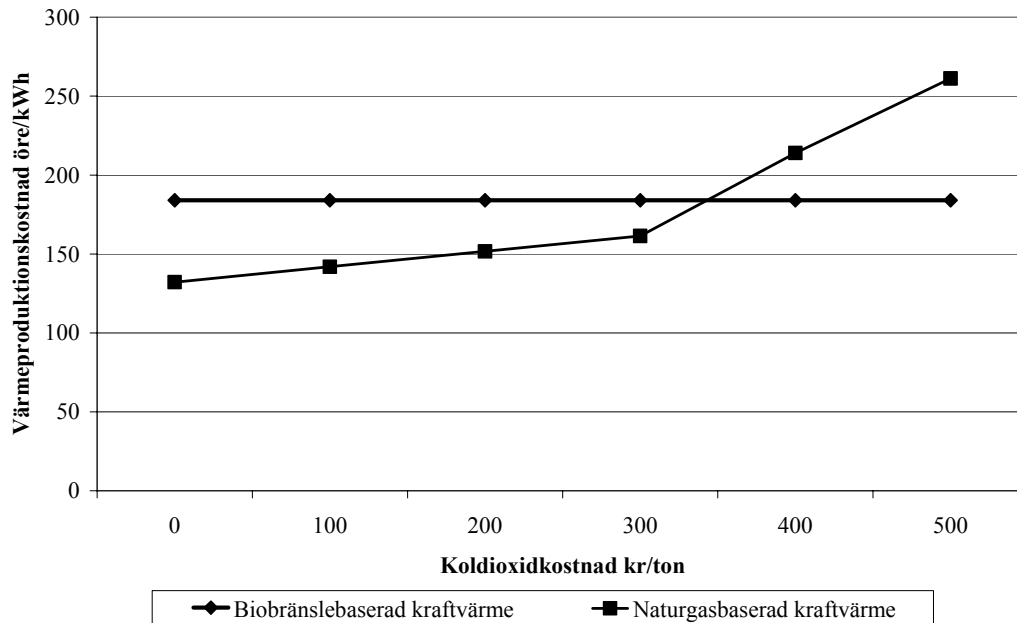


Figur 12.3. Värmeproduktionskostnader för 50 MW anläggningar med borttagen energi- och koldioxidskatt på bränslen samt en antagen kostnad för utsläppsrätter på 10 öre/kg CO₂. För värmepumpar redovisas kostnaden såväl utan som med bibehållen elkonsumentsskatt. Kalkylförutsättningar redovisas i sin helhet i appendix A.



Figur 12.4.

Värmeproduktionskostnader för 50 MW anläggningar med borttagen energi- och koldioxidskatt på bränslen samt en antagen kostnad för utsläppsrätter på 20 öre/kg CO₂. För värmepumpar redovisas kostnaden såväl utan som med bibehållen elkonsumentsskatt. Kalkylförutsättningar redovisas i sin helhet i appendix A.

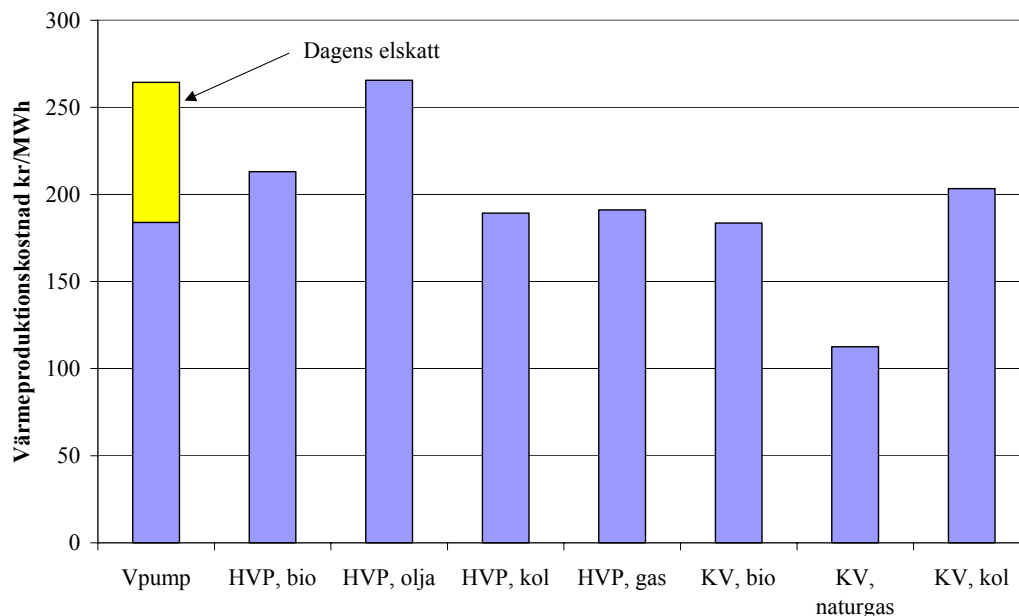


Figur 12.5. Värmeproduktionskostnaden för biobränslebaserad och naturgasbaserad kraftvärmeproduktion som funktion av koldioxidkostnad under förutsättning att elpriset styrs av produktionskostnaden för naturgas. Vid ett elpris på över 40 öre/kWh (motsvarande en koldioxidkostnad på cirka 30 öre/kg) kommer alternativ koldioxid-neutral produktion in och elpriset antas vara stabilt 40 öre/kWh.

Ett särskilt problem som kan minska incitamenten för biobränslebaserad kraftvärme ytterligare är om tilldelningen till nya fossilbaserade anläggningar sker med utgångspunkt i deras förväntade utsläpp. För att inte ett sådant systemet skall urarta måste det finnas en koppling till att anläggningen verkligen byggs och tas i drift. De utsläppsrätter som delas ut gratis på grundval av framtida förväntade utsläpp kommer i realiteten kosta 0 kr/kg CO₂ eftersom möjligheterna att realisera värdet genom att inte producera något i anläggningen måste förutsättas vara begränsad. Sådana tilldelningsregler innebär försämrade möjligheter för biomassebaserad kraftvärme att konkurrera med fossilbaserad kraftvärme i ett system med handel med utsläppsrätter än vad en skatt på motsvarande nivå som utsläppsrättspriset skulle leda till.

I det svenska systemet har innebär reglerna för tilldelning att en ny naturgasbaserad kraftvärmeanläggning kan förväntas erhålla cirka 60% av sitt behov gratis medan det motsvarande för en kolbaserad anläggning är cirka 40%. Den genomsnittliga verkliga kostnaden för koldioxidutsläppen blir med ett pris på utsläppsrätter om 10 öre/kg CO₂, 4 respektive 6 öre/kg CO₂. Effekterna på kostnadsbilden där en sådan regel tillämpas samtidigt som priset på utsläppsrätter antas vara 10 öre/kg CO₂ illustreras i figur 12.6. I detta fall blir kostnadsbilden för den naturgasbaserade anläggningen mycket fördelaktig i jämförelse med den biomassebaserade.

För att kompensera den snedvridning som gratis tilldelning innebär för nya anläggningar skulle en kompletterande koldioxidskatt kunna fungera. För att ge ett reell utsläppskostnad för en ny naturgasbaserad anläggning som motsvarar 10 öre/kg CO₂ skulle det erfordras en koldioxidskatt på 6 öre/kg CO₂ (Värt är att notera att 10 öre/kg CO₂ ligger nära dagens genomsnittliga skattenivå i en naturgasbaserad anläggning där bränsle som används för elproduktion inte är beskattad medan el för värmedelen möter en koldioxidskatt om cirka 19 öre/kg CO₂). Som visades i Figur 12.3 är en koldioxidkostnad via ett utsläppshandelssystem om 10 öre/kg CO₂ inte tillräcklig för att den biobränslebaserade kraftvärmeproduktionen skall bli lika konkurrenskraftig som den är idag. Det beror på att elpriset förväntas stiga i samband med att systemet med handel med utsläppsrätter (och därmed värdet på elcertifikaten förväntas minska) vilket leder till en relativ förbättring för den naturgasbaserade anläggningen.



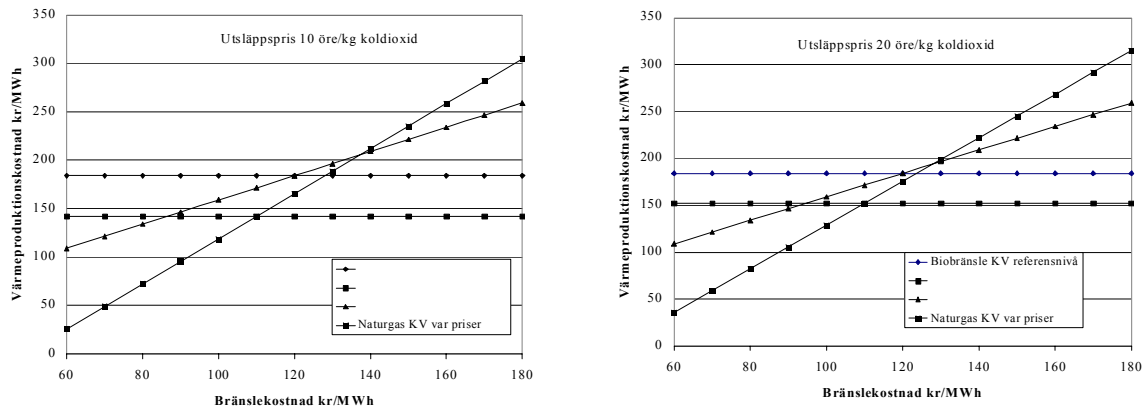
Figur 13.6.

Värmeproduktionskostnader för 50 MW anläggningar med borttagen energi- och koldioxidskatt på bränslen samt en antagen kostnad för utsläppsrätter på 10 öre/kg. Gratis tilldelning till nya fossilbaserade kraftvärmeanläggningar enligt NAP ger en genomsnittlig kostnad om 4 öre/kg för naturgas och 6 öre/kg för kol. Kalkylförutsättningar redovisas i sin helhet i appendix A.

12.2 Känslighetsanalys

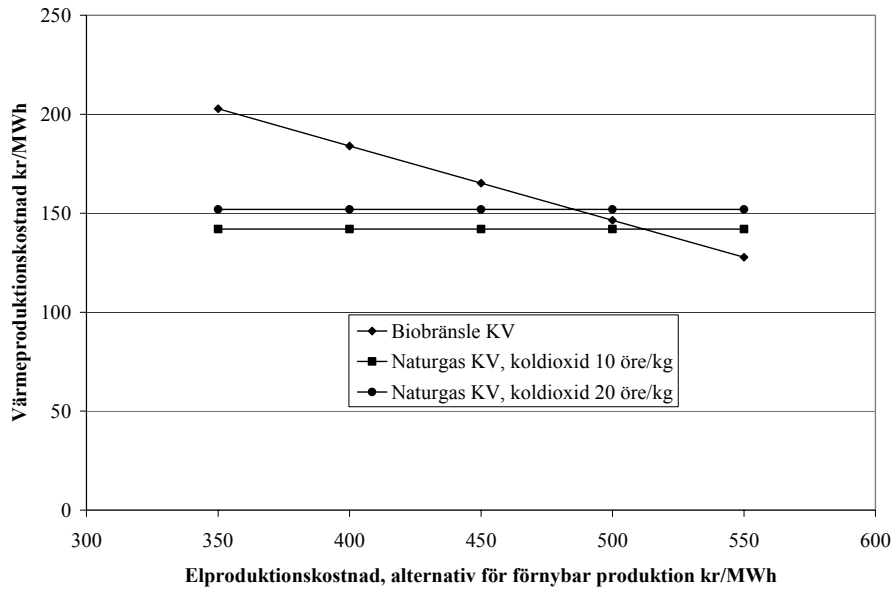
Den typ av beräkningar som gjorts ovan är känslig för de antaganden som gjorts. För att studera vilken betydelse dessa antaganden har genomförs ett antal känslighetsanalyser. Känslighetsanalysen koncentreras till biomassebaserade och naturgasbaserade kraftvärmeanläggningar

Gjorda antaganden om bränslekostnader varierar i figur 12.7. En prishöjning på naturgas om 20 kr/MWh alternativt en prissänkning på biobränsle på 30 kr/MWh skulle göra att biobränsleanläggningarna skulle bli konkurrenskraftiga med den naturgasbaserade kraftvärmeanläggningen



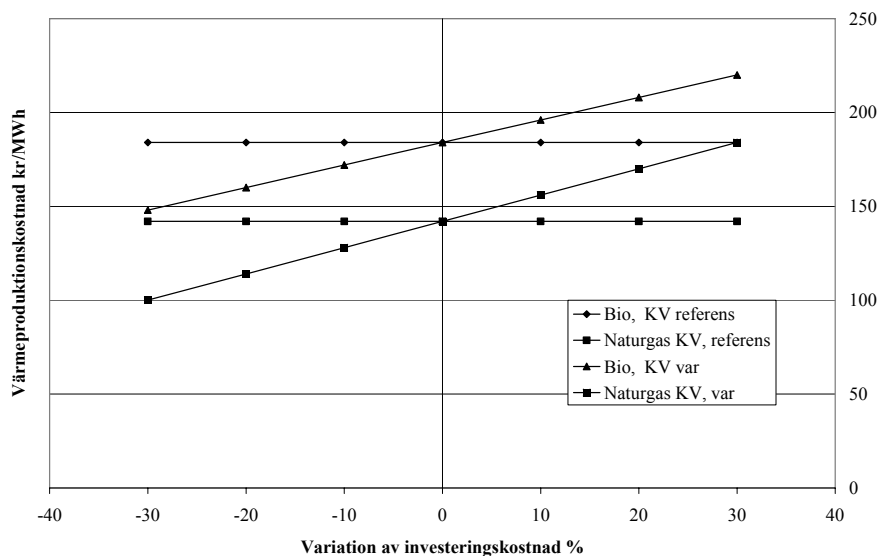
Figur 12.7. Värmeproduktionskostnad hos biobränslebaserad och naturgasbaserad kraftvärme som funktion av bränslekostnader. Produktionskostnaden baseras i den vänstra figuren på ett pris på koldioxidutsläppen om 10 öre/kg CO₂ och i den högra figuren på ett pris på koldioxidutsläppen om 20 öre/kg CO₂. Referensnivån för priset på biobränsle är 120 kr/MWh för naturgas 110 kr/MWh.

I figur 12.8 varierar produktionskostnaderna för konkurrerande förnybara tekniker och därmed den intäkt som erhålles för den elektricitet som produceras i de biobränslebaserade produktionsanläggningarna. För att biobränslekraftvärmens skulle bli konkurrenskraftig med den naturgasbaserade kraftvärmens erfordras att elcertifikatspriset stiger betydligt jämfört med referensfallet. En produktionskostnad för alternativa förnybara tekniker på 49-52 öre/kWh skulle krävas om den biobränslebaserade kraftvärmens skulle vara konkurrenskraftig vid en koldioxidvärdering på 10-20 öre/kg CO₂.



Figur 12.8. Värmeproduktionskostnad som funktion av elproduktionskostnaden för alternativ förnybar elproduktionsteknik. Denna antas bestämma elkrediteringen i den biobränsleeldade kraftvärmeanläggningen.

Kraftvärmeanläggningar är investeringstunga. I figur 12.9 varierar investeringskostnaderna. För att alternativa antaganden om investeringskostnader skall ha någon betydelse för rangordningen mellan biobränslekraftvärme och naturgasbaserad kraftvärme erfordras förändringar i någon av anläggningarnas kostnad med minst 30%.



Figur 12.9. Värmeproduktionskostnad för biobränslebaserad och naturgasbaserad kraftvärme som funktion av procentuella förändringar av investeringskostnaden. Som referens ges produktionskostnaden i basfallet för motsvarande anläggningar.

12.3 Energibolagens investeringsbeslut

I beskrivningen ovan beskrivs hur de ekonomiska förutsättningarna för olika anläggningar påverkas av olika styrmedel. Det tycks utifrån dessa kalkyler som att biobränsleanläggningarna kommer att få relativt svårt att konkurrera med framför allt naturgasbaserad kraftvärme om dagens skatter försvinner.

Energibolagens investeringar är avhängiga inte bara av dagens ekonomiska förutsättningar utan också av förväntningarna för framtiden. Fortfarande är det oklart hur utvecklingen av handelssystemet kommer att se ut. Osäkerheten ligger bland annat i huruvida framtida tilldelningar kommer att ske gratis eller om andra tilldelningssystem kommer att införas. Den totala EU bubblans storlek bestämmer priset och det är minst sagt oklart hur tilldelningens storlek ser ut. En annan osäkerhet kan vara vilken politisk respons en ökad användning av fossil energi kan få. En möjlig respons är att man justerar styrmedlen så att den förnybara energin åter stärks. Om man tror på en sådan utveckling kan investeringar i fossil energi te sig mindre attraktiva. I en studie om beslutsfattande i energibolag menade flera respondenter att det kunde tas för givet att gröna produktionsmetoder kommer att ges en långsiktigt fördelaktig behandling (Nordleden, 2003).

13. Långsiktiga eller kortsiktiga styrmedel⁴⁷

Det finns åtminstone två faktorer som gör att det krävs ett långsiktigt tänkande vid analys av åtgärdsalternativ inom energisystemet. För det första har många investeringar i systemet mycket lång livslängd och dessa kan blockera möjligheterna att införa mer effektiv teknik. Den andra faktorn är kopplad till behovet av teknikutveckling.

Kostnader för åtgärder beror till stor del när dessa genomförs. Investeringar i ny energieffektiv teknik är betydligt mer kostsam om den innebär att fungerande teknik måste ersättas. Till exempel kan energieffektiva fönster vara lönsamma att investera i om det sker vid nödvändigt byte av befintliga fönster men låter svårt betala sig om byte skall ske enbart av energieffektiviseringsskäl. Det gäller med andra ord att utnyttja möjlighetsutrymmena när de visar sig (se t ex Svane, 2002 för en utvecklad beskrivning av begreppet). Lämplig information och andra styrmedel kan, rätt konstruerade, se till att dessa strategiskt viktiga åtgärder genomförs.

Fokus på ett kortsiktigt miljömål kan innebära att framgång nås genom att utnyttja ”lätta” åtgärder. Dessa kan dölja en underliggande utveckling som potentiellt försvårar att uppnå mer långsiktiga mål. Kortsiktigt kan till exempel biodrivmedel bidra betydligt för att dämpa utsläppsökningar från transportsektorn och därmed möjliggöra en fortsatt transporttillväxt och fortsatt utveckling av stora och motorstarka fordon. I ett längre perspektiv kan en sådan fortsatt transporttillväxt emellertid vara problematisk då det inte är möjligt att tillgodose sektorn med förnybara energibärare utan att energianvändningen minskas kraftigt.

Infrastrukturinvesteringar och lokaliseringsfrågor har ofta kortsiktigt relativt begränsad effekt på det totala transportarbetet men allteftersom olika aktörer anpassar sig efter de nya transportförutsättningarna kan de långsiktigt kan ha stor betydelse för hur transportarbetet utvecklas

På kort sikt kan även en expansion av naturgasnätet vara attraktiv för att ersätta kol och olja. Då klimatmålen skärps finns det inte självklart utrymme för denna ökade naturgasanvändning och en utbyggd infrastruktur kan fungera som ett hinder mot biobränslen eftersom nätet när det väl är byggt är en sunk cost.⁴⁸

⁴⁷ Denna text baserar sig till stor del på Johansson (2004) som gjorts inom ramen för Naturvårdsverkets och Energimyndighetens arbete med kontrollstation 2004.

⁴⁸ Sunk cost är en kostnad som inte kan återvinnas till någon större del. I investeringstunga tekniker innebär de att det blir en stor skillnad mellan totalkostnaden som avgör beslut om investering och driftskostnaden som bestämmer om man skall fortsätta använda anläggningen när den väl är byggd.

Om koldioxidintensiva beteendemönster utvecklas finns det skäl att anta att dessa är svårare att ändra än till exempel valet av teknik. Exempel på sådana beteendemönster kan vara en utökad andel ”vanebilister”⁴⁹ eller ett ökning av långväga turism. Det finns inte skäl att förvänta sig att denna utveckling är reversibel. Om energianvändning och utsläpp ökar om priset på energi av någon anledning sjunker, kan man inte självklart räkna med att man återgår till den tidigare nivån om priset återgår till det ursprungliga, vilket ofta förutsätts i ekonomiska modeller. Orsaken till att en sådan återgång inte kommer att ske är att investeringar i teknik med utgångspunkt i den lägre prisnivån låser strukturen eftersom kostnaderna att investera i en bättre teknik blir alltför höga. Detsamma kan förväntas gälla olika vanor och beteendemönster som kräver högre priser för att återgå till det tidigare utgångsläget.

Skärpta utsläppskrav kan förväntas öka utsläppskostnaden även om den tekniska utvecklingen i viss mån kan ha motsatt effekt. När långsiktiga investeringar planeras finns det skäl att ta hänsyn till dessa förändringar för att man inte skall bygga in sig i lösningar som på lång sikt kan vara mer kostsamma. Det innebär att en investerare bör ta hänsyn till de förändringar i absoluta och relativa energipriser som kan förväntas under de närmaste decennierna för att man skall försäkra sig att det är de mest kostnadseffektiva åtgärderna som genomförs. Möjligheten att göra denna typ av bedömningar skiljer sig åt mellan olika aktörer och ett sätt att hantera osäkerheten kan vara att använda sig av en hög kalkylränta för investeringarna. Detta kan i sin tur innebära att allt för lite investeras i energieffektiva energilösningar.

För att klara de kortsiktiga klimatmålen behövs ingen ny teknik. Genom att utnyttja befintliga tekniska lösningar kan nationerna klara de åtaganden som man gjort för det närmaste decenniet. Det kan då vara rationellt att helt och hållet fokusera på teknikspridning. De flexibla mekanismerna ger en god förutsättning för att sprida befintlig teknik till länder med lägre teknisk standard. På längre sikt krävs dock teknisk utveckling eftersom dagens tekniska lösningar inte räcker för att klara långtgående utsläppsreduktioner. Det är osannolikt att de flexibla mekanismerna kommer att bidra till en sådan utveckling eftersom denna nya teknik i ett initialskede kommer att vara mer kostsam än den befintliga tekniken. Sannolikheten att tekniken kommer att utvecklas och fostras i de mindre tekniskt utvecklade länderna är små. Därför krävs det, för framgångsrik teknisk utveckling, att efterfrågan på dessa tekniska lösningar skapas i de industrialiserade länderna. I en långsiktig strategi är det viktigt att en balans skapas mellan teknikspridning och teknikutveckling.

⁴⁹ För en diskussion kring vanebilismens orsaker se till exempel Steen et al. (1997).

En annan central faktor är behovet av teknikutveckling. Ny energiteknik behöver oftast någon form av skyddad arena för att kunna utvecklas från prototypstadium till kommersiell teknik. Ökad användning av tekniken leder till lärprocesser som minskar produktionskostnaderna för tekniken vilket kan göra den mer konkurrenskraftig. Dessa processer innebär i sin tur att kostnaderna för att genomföra klimatpolitiken kan reduceras.

Ibland diskuteras skillnaden mellan kortsiktig och långsiktig kostnadseffektivitet och ofta handlar diskussion i stort om de frågor som behandlats ovan. Det kan diskuteras om begreppen kortsiktig och långsiktig kostnadseffektivitet är särskilt väl valda för att beskriva problematiken. Snarare än i ett motsatsförhållande mellan kostnadseffektivitet på kort respektive lång sikt går distinktionen mellan kostnadseffektivitet sedd på objektnivå respektive systemnivå samt mellan kostnadseffektivitet för olika aktörer och samhället som helhet. Om investeringar i ny teknik leder till teknikutveckling och kostnadsreduktioner genom lärande kommer de första investeringarna, sedda separat, kosta mer än vad de ger i miljöförbättringar och andra vinster och därmed inte anses vara kostnadseffektiva sett på objektnivå. Om investeringen bidrar till långsiktiga kostnadsminskningar kan dock investeringarna vara kostnadseffektiva på systemnivå under förutsättning att kostnaderna för de första investeringarna understiger vinsterna som erhålles med hjälp av den förbättrade tekniken vid en senare tidpunkt. Det faktum att läreffekter sänker kostnader innebär samtidigt att de som investerar först i princip subventionerar kommande investerare. En nyckelfråga är hur man kan komma förbi dessa faktorer och hur de eftersökta läreffekterna kan komma till stånd.

14. Avslutande diskussion

När klimatpolitikens för- och nackdelar diskuteras blandas ofta effekterna av de åtaganden som görs samman med effekterna av ett visst styrmedel. Valet av ett lämpligt styrmedel kan påverka kostnaderna för att uppnå ett visst klimatmål genom att i större utsträckning lämpliga åtgärder genomförs. Men väl så viktigt för kostnaderna är valet av ambitionsnivå för klimatpolitiken. Ju högre ambitionsnivå ju högre kostnader kan förväntas. I denna rapport har diskussionen tagit sin utgångspunkt i en förväntan om att en ambitiös klimatpolitik kommer att drivas under de kommande decennierna och att kraftiga utsläppsminskningar, åtminstone jämfört med de förhållanden som kan betecknas som business-as-usual.

Timingen för åtgärder och styrmedel är av central betydelse för klimatpolitikens effektivitet. Att anpassa förändringsprocessen så att den i största möjliga mån följer de investeringsmönster som råder, förbättrar förutsättningarna att hålla kostnaderna på en rimlig nivå.

De marknadsbaserade/ekonomiska styrmedlen står högt i kurs idag på grund av deras förutsättningar att leda till att de mest kostnadseffektiva åtgärderna genomförs. Som illustrerats i tidigare avsnitt är det inte helt enkelt att konstruera sådana system på ett effektivt sätt i en omgivning där endast en del länder eller sektorer har tagit på sig utsläppsreduktioner. Att driva en kraftfull klimatpolitik med målsättning att de mest kostnadseffektiva åtgärderna genomförs, samtidigt som näringslivets konkurrenskraft inte påverkas negativt är troligen inte möjligt med ett enda styrmedel. Det ofta beskrivna önskemålet om ett mål/ett styrmedel torde vara svårt att genomdriva i praktiken så länge inte de ekonomiska styrmedlen helt och hållet kan utbredas över samtliga konkurrentländer.

Samtidigt kan det vara värt att poängtera att en effektiv klimatpolitik inte kan förväntas bevara de bestående konsumtions- och produktionsmönstren. Styrmedel för att minska utsläppen av växthusgaser kommer att öka kostnaderna för utsläpp, och som en följd av det ge koldioxidintensiva industrisektorer sämre förutsättningar. Konsumtionen av varor och tjänster kan i sin tur förväntas förskjutas mot mindre koldioxidintensiva områden. Det är bara på kortare sikt som det kan finnas särskilda skäl att skydda de koldioxidintensiva sektorerna om dessa hotas på grund av styrmedel i viktiga konkurrentländer inte är tillräckligt skarpa. Om sådana justeringar görs, har flera olika alternativ redovisats i rapporten som skapar incitament för tekniska förbättringar samtidigt som inte produktionsminskningar understöds.

Informationsbrister kan motivera att marknadsbaserade styrmedel kompletteras med olika informationsinsatser (direkt information, ekonomiska stöd som informationsbärare, regler-

ingar som effektiv överförare av standardiserad teknik/kunskap). Regleringar kan också inom väl valda områden fungera som komplement till ekonomiska styrmedel.

Möjligheten att med fostra ny miljöeffektiv teknik helt och hållet inom de marknadsbaserade systemen kan också ifrågasättas. Under perioder kan dessa erfordra ett större ekonomiskt stöd än vad de marknadsbaserade systemen kan leverera. Stöd till nischmarknader i form av investeringsstöd, driftsstöd och skattesubventioner kan fungera som brygga mellan forskningsprojekt och konkurrenskraftig teknik

För att påverka industriföretag finns goda möjligheter att såväl med skatter som handel med utsläppsrätter ge incitament för åtgärder för utsläppsminskningar. För att detta skall vara möjligt är det viktigt att systemet leder till att det uppstår en kostnad för att släppa ut koldioxid. Långsiktigt är en minskad global konsumtion och därmed produktion av koldioxidintensiva varor en förväntad och eftersträvd effekt av styrmedel inom klimatområdet och samhällets resurser är då tänkta att bli överförda till mindre koldioxidintensiva branscher. I ett system som endast är regionalt finns det en risk att produktionen i de anläggningar som möter klimatstyrmedel minskar i större grad än deras koldioxidintensitet motiverar. Huruvida detta blir fallet beror på ett flertal faktorer:

- Dels beror effekten av styrmedelskonstruktionen. Ett handelssystem med intensitetsbaserad tilldelning ger till exempel en mindre effekt på produktionsnivåer än ett system med auktionering eller en klassisk grandfathering tilldelning. Av avgörande betydelse för vilka konsekvenser ett system med utsläppsrätter kommer att ha är i vilken mån framtida tilldelning beror av framtida utsläppsnivåer. Om så är fallet minskar incitamenten att minska utsläppen betydligt.
- Dels beror effekten på hur produktpriset förhåller sig till produktionskostnaden. Oligopolliknande marknader innebär att försäljningspriset i vissa fall ligger klart över produktionskostnaden vilket möjliggör ökade produktionskostnader utan att produktionen måste minska. Liknande relation mellan pris och produktionskostnad kan finnas i en expanderande marknad där det inte finns någon nämnvärd ytterligare produktionskapacitet i befintliga anläggningar. I kapitaltunga branscher kommer priserna teoretiskt att ligga betydligt över vad produktionskostnaderna är i befintliga anläggningar vilket gör att fortsatt produktion kan motiveras även om produktionskostnaderna ökar som ett resultat av ökade kostnader för koldioxidutsläpp. Däremot kan eventuella nyinvesteringar begränsas.
- Möjligheterna att minska utsläppen varierar från bransch till bransch och anläggning till anläggning.

- Sist men inte minst är koldioxidkostnadens nivå av stor betydelse. Denna bestäms av skattenivåer eller på relationen mellan storleken på det utsläppsutrymme som definieras i ett handelssystem och tillgängliga åtgärdsalternativ.

Referenser

- Anderson S. T. och Newell R. G. 2004. Information programs for technology adoption: the case of energy-efficiency audits, *Resource and Energy Economics*, **26**, 27-50.
- Andersson B. 1994. *Investeringar och energianvändning. Studier av industriföretagens initiering och bedömning av energiinvesteringar*. BAS, Göteborg, Sverige.
- Björner T-B, Jenssen H. H. 2002. Energy taxes, voluntary agreements and investment subsidies – a micro-panel analysis of the effect on Danish industrial companies' energy demand. *Resource and Energy Economics*, **24**, 229-249.
- Berglund E. och Hanberger A. 2003. *LIP och lokalt miljöarbete – en jämförande studie mellan kommuner som fått och inte fått statligt investeringsstöd*, Umeå Centre for Evaluation Research. Umeå.
- Bergmash M. Strid M. 2004. *Energitjänster på en avreglerad marknad. För en effektivare energianvändning?* Handelshögskolan, Göteborgs universitet, Göteborg.
- Betz. R., Eichhammer W. and Schleich J. 2004. Designing national allocation plans for EU emissions trading. *Energy and Environment*, **15**, 375-426.
- Bärring M., Nyström O., Nilsson P-A, Olsson F., Egard M., Jonsson P. 2003. *El från nya anläggningar 2003. Jämförelse mellan olika tekniker för elgenerering med avseende på kostnader och utvecklingstendenser*. Elforskrapport 03:14. Elforsk AB, Stockholm.
- Devereux M. P. (Ed.). 1996. *The Economics of Tax Policy*. Oxford University Press, Oxford, England.
- Doelen van der F. C. J. 1998. The "Give and Take" Packaging of Policy Instruments: Optimizing Legitimacy and Effectiveness, in Bemelmans-Videc M-L., Rist R. C, Vedung E. (Eds.) *Carrots, Sticks and Sermons, Policy Instruments & Their Evaluation*, Transaction Publishers, New Brunswick (USA) and London (UK).
- EEA (European Environment Agency). 2002. *Analysis and comparison of national and EU-wide projections of greenhouse gas emissions*, EEA, Köpenhamn.
- Eklund S-A. 1991. *Från idé till investering. Energianvändning och möjlig elhushållning inom främst icke-elintensiv industri, Slutrapport från uppdrag 2000-industri*, Vattenfall, 162 87 Vällingby.
- Elmroth A. 2002. Energianvändning i teori och praktik i flerbostadshus. I Energimyndigheten, Naturvårdsverket, Boverket. *Effektivare energi i bostäder. En antologi om framtidens styrmedel*. Energimyndighetens förlag, Eskilstuna.

Energimyndigheten. 2002. *Bidrag till kommunal energirådgivning. Uppföljning av 2002 års stödgivning*. ER 2:2004, Energimyndigheten, Eskilstuna.

Energimyndigheten. 2003. *Uppdatering av statistik och förutsättningar. Prognos över utsläppen av koldioxid i energisektorn*, ER 9:2003. Eskilstuna, Sweden.

Energimyndigheten och SCB. 2003. *Årliga energibalanser 2000-2001*. Statistiska meddelanden EN 20 SM 0301. Statistiska centralbyrån, Stockholm.

Energimyndigheten. 2004. *Översyn av elcertifikatsystemet*. Delrapport etapp 1. Eskilstuna.

Energimyndigheten och Naturvårdsverket. 2004a. *Flexibla mekanismer och mål i klimatpolitiken*. Delrapport 3 i Energimyndighetens och Naturvårdsverkets underlag till kontrollstation 2004.

Energimyndigheten och Naturvårdsverket. 2004b. *Utvärdering av styrmedel i klimatpolitiken*. Delrapport 2 i Energimyndighetens och Naturvårdsverkets underlag till kontrollstation 2004.

EU. 1996. Council Directive 96/61/EC of 24 September 1996 concerning integrated pollution prevention control. *Official Journal of the European Union* L257, 26-40.

EU. 2001a. Europaparlamentets och rådets direktiv 2001/77/EG av den 27 september 2001 om främjande av el producerade från förnybara energikällor på den inre marknaden för el. *Europeiska gemenskapens officiella tidning*, 27.10.2001.

EU. 2001b. Community guidelines on State aid for environmental protection. 2001/C 37/03. *Official Journal of the European Communities*, 3.2.2001.

EU. 2003. Directive 2003/87/EC of the European Parliament and of the Council of October 2003 establishing a scheme of greenhouse gas emission allowance trading within the community and amending Council Directive 96/61/EC. *Official Journal of the European Union*, L275, 32-46.

Eurelectric (Union of the electricity industry). 2004. *A Quantitative Assessment of Direct Support Schemes for Renewables*, 1 st edition, January 2004. www.eurelectric.org.

Europeiska kommissionen. 2001. *Green Paper. Towards a European Strategy for the Security of Supply*, Office for Official Publications of the European Communities. Luxembourg.

Greene D. L. 1998. Why CAFE worked, *Energy Policy*, **26**, 595-613.

Grenaa Jensen S., Skytte K. Simultaneous attainment of energy goals by means of green certificates and emission permits, *Energy Policy*, **31**, 63-71.

Hanks J. och Steneroth Sillén M. 1999. *Introducing Voluntary Environmental Agreements for Industrial Energy Efficiency in Sweden*, Internationella institutet för industriell miljöekonomi, Lunds universitet, Lund.

- Håkansson C. 2003. Gröna certifikat – ett bakvänt och ineffektivt system, *Ekonomisk Debatt*, **31 (6)**, 32-36.
- Johannsen K. S. 2002. Combining voluntary agreements and taxes – an evaluation of the Danish agreement scheme on energy efficiency in industry, *Journal of Cleaner Production*, **10**, 129-141.
- Johansson B. 2004. Vad innebär de långsiktiga målen för åtgärder och styrmedel? PM 2004-06-29. Naturvårdsverket.
- Juridiska institutionen. 2003. Handel med utsläppsrätter – förenlighet med miljöbalkens krav, Juridiska institutionen, Göteborgs universitet, bilaga i, SOU 2003:120, *Handel för bättre klimat – tillstånd, tilldelning mm.* Fritzes, Stockholm
- Kim, H-J. 2000. Subsidy, Polluter Pays Principle and Financial Assistance among Countries, *Journal of World Trade*, **34**, 115-141.
- Kjellsson E. och Westling H. Aktuella styrmedel – en internationell överblick. I Energimyndigheten, Naturvårdsverket, Boverket. *Effektivare energi i bostäder. En antologi om framtidens styrmedel.* Energimyndighetens förlag, Eskilstuna.
- Krarup S., Ramesohl S. 2002. Voluntary agreements on energy efficiency in industry – not a golden key, but another contribution to improve climate policy mixes, *Journal of Cleaner Production*, **10**, 109-120.
- Kuik O. and Mulder M. 2004. Emission trading and competitiveness: pros and cons of relative and absolute schemes, *Energy Policy*, **32**, 737-745.
- Kåberger T., Sterner T., Zamanian M. Jürgensen A. 2004. Economic Efficiency of Compulsory Green Electricity Quotas in Sweden. *Energy & Environment*. **15**, 675-679.
- Langniss O. 2003. *Governance Structures for Promoting Renewable Energy Sources.* Dissertation. Environmental and Energy Systems Studies, Lund University.
- Lars J. 2002. Quo vadis småhusägare? i *Effektivare energi i bostäder. En antologi om framtidens styrmedel.* Energimyndigheten, Naturvårdsverket, Boverket.
- Lyon T. P. och Maxwell J. W. 2003. Self-regulation, taxation and public voluntary environmental agreements, *Journal of Public Economics*, **87**, 1453-1486.
- Miljövårdsberedningen. 2000a. *Tänk nytt, tänk hållbart! – att bygga och förvalta för framtiden - En rapport från miljövårdsberedningens dialogprojekt Bygga/Bo.* Miljödepartementet, Stockholm.
- Miljövårdsberedningen. 2000b. *Tänk nytt, tänk hållbart! –en dagligvarukedja för framtiden En rapport från miljövårdsberedningens dialogprojekt framtida handel.* Miljödepartementet, Stockholm.

- Morthorst P. E. 2001. Interactions of a tradable green certificate market with a tradable permits market, *Energy Policy*, **29**, 345-353.
- Määttä K. 1997. *Environmental taxes. From an economic idea to a legal institution*. Kauppakaari OY, Finnish Lawyers Publishing, Helsingfors.
- Nadel S. 2002. Appliance and equipment efficiency standards. *Annu. Rev. Energy Environ.* **27**, 159-192.
- Naturvårdsverket. 2003. *Sweden's GHG Inventory 2001*. Stockholm Sweden
- Naturvårdsverket. 2004. *Post Kyoto*. Redovisning av regeringsuppdrag om framtida internationellt klimatarbete, dnr 126-376-03Hk, Stockholm.
- Neij L. och Öfverholm E. 2002. Teknikens bidrag till effektivare energianvändning, I Energimyndigheten, Naturvårdsverket, Boverket. *Effektivare energi i bostäder. En antologi om framtidens styrmedel*. Energimyndighetens förlag, Eskilstuna.
- Nilsson M, Nilsson L. J. Evolving dilemmas and opportunities for climate policy integration in the EU, Working Paper för EFIEA Conferences "Towards a long-term European strategy on climate change policy" 30-21 August 2004, The Hague, Netherlands.
- Nordleden. 2003a. *Nordleden. Slutrapport för etapp 2*. Nordleden, www.nordleden.nu, Mölndal.
- Nordleden. 2003b. *Aktörernas drivkrafter för investeringar i energisystemet*. Rapport 2003:6. Nordleden, www.nordleden.nu, Mölndal.
- Näringsdepartementet. 2001. Svar på Kommissionens frågor i ärende om statligt stöd NN 3/2001 – förlängning av energiskatteordningen. Promemoria 2001-09-14.
- Phylipsen G. J. M., Bode J. W., Blok K., Merkus H., Metz B. 1998. A triptych sectoral approach to burden differentiation: GHG emissions in the European bubble, *Energy Policy*, **26**, 929-943.
- Pye M. and McKane A. 2000. Making a stronger case for industrial energy efficiency by quantifying non-energy benefits, *Resources, Conservation and Recycling*, **28**, 171-183.
- Radov Jr D. and Radov D. B. 2002. *Evaluation of Alternative Initial Allocation Mechanisms in a European Union Greenhouse Gas Emissions Allowance Trading Scheme*, National Economic Research Associates, Prepared for DG Environment, European Commission, Bruxelles.
- Rapp B., Selmer J. 1985. Impact of organizational factors on energy conservation measures, *Energy Policy*, October, 1985, 437-444.
- Regeringens proposition 2003/04:170. *Program för energieffektivisering*, Stockholm.

- Ringius L. 1997. *Differentiation, Leaders and Fairness. Negotiating Climate Commitments in the European Community*, Cicero Rapport: 1997:8, Oslo.
- SCB. 2003. *Nationalräkenskaper 1996-2001*. Statistiska meddelanden NR 10 SM 0201, Statistiska centralbyrån, Stockholm.
- Schiellerup P. 2002. An examination of the effectiveness of the EU minimum standard on cold appliances: the British case, *Energy Policy*, **20**, 327-332.
- SFS. 2003:113. *Lag om elcertifikat*.
- SNED (Skattenedsättningsutredningen). 2003. *Svåra skatter*, SOU 2003:38. Fritzes, Stockholm.
- Sköllerhorn E. och Hanberger A. 2004. *LIP och lokalt miljöarbete – en fördjupad studie av sju kommuner*, Umeå Centre for Evaluation Research. 2004.
- Smith S. 1996. Taxation and the Environment, in Devereux M. P. (Ed.). *The Economics of Tax Policy*. Oxford University Press, Oxford, England.
- Steen et al. 1997. *Färder i framtiden. Transporter i ett bärkraftigt samhälle*. KFB-rapport 1997:7.
- Svane Ö. 2002. Från sparkrav till möjlighetsutrymme. Bebyggelsen, miljömålen och energin, i Boverket, Energimyndigheten, Naturvårdsverket. *Effektiva energi i bostäder. En antologi om framtidens styrmedel*. Eskilstuna.
- Takeuchi-Waldegren L. 2004. *The Project Based Mechanisms of the Kyoto Protocol – Credible Instruments, 'Safety Valves' or Challenges to the Integrity of the Kyoto Protocol*. Preliminär version 2004-12-07. Avdelningen för miljö- och energisystem, Lunds universitet.
- UNFCCC (United Nations Framework Convention on Climate Change). 2003. *National Communications from Parties Included in Annex I to the Convention. National Greenhouse Gas Inventory Data from Annex I Parties for 1990 to 2001. Note by the Secretariat*. Bonn, Tyskland.
- Vedung E. 1996. *Informativa styrmedel*. Statsvetenskapliga institutionen, Uppsala universitet.
- Vedung E. 1999. Constructing effective government information campaigns for energy conservation and sustainability: Lessons for Sweden, *International Planning Studies*, **3**, 237-251.
- Vedung E. 2002. Styrmedel, i *Effektiva energi i bostäder. En antologi om framtidens styrmedel*. Energimyndigheten, Naturvårdsverket, Boverket.
- Worrell E., Laitner J. A., Ruth M., and Finman H. 2003. Productivity benefits of industrial energy efficiency measures, *Energy*, **28**, 1081-1098.

Yard S. 1987. *Kalkyllogik och kalkylkrav samband mellan teori och praktik vid kravställandet på investeringar i företag*. Lund University Press, Lund.

Åhman M. 2004. *Cement- och kalkindustrin - konsekvenser av EUs system för handel med utsläppsrätter*. Miljö- och energisystem, Lunds tekniska högskola, Lund.

Appendix A. Kalkylförutsättningar

Kalkylförutsättningar

Produktionskostnaderna i kapitel 12 beräknas för anläggningar med antagen effekt om 50 MW. Kostnaderna beräknas med hjälp av annuitetsmetoden med en antagen realränta om 6%. Driftstiden beräknas till 4500 timmar/år. Gjorda antaganden för investeringskostnader, driftskostnader och verkningsgrader för de olika anläggningarna redovisas i tabell A.1. Använda bränslepriser och skatter redovisas i tabell A.2. Elpriserna antages stiga med ett införande av utsläppsrätter till en nivå motsvarande produktionskostnaderna i en naturgasbaserad kondensanläggning för vilken produktionskostnaderna exklusive skatter uppskattas till 30 öre/kWh. Som tak för intäkterna till biobränsleanläggningen väljs produktionskostnaden för vindkraft vilken skattas till cirka 40 öre/kWh, jfr Barring et al. (2003).

Tabell A1. Antaganden för produktionsanläggningar. Data baserar sig för på Energikommisionen (1995) och Barring et al (2003).

	Investeringskostnad kr/kW _v	Fast DoU kr/kW _v	Rörlig DoU kr/MWh _{br}	Verkningsgrad värme/värmefaktor	Verkningsgrad el
Värmepump	3200	32	9,5	3	-
Hetvatten, biomassa	3600	72	20	1,1	-
Hetvatten, olja	1600	29	8	0,9	-
Hetvatten, kol	3300	66	17	0,9	-
Hetvatten, gas	1600	29	8	0,9	-
Kraftvärme, bio	6500	130	23	0,80	0,30
Kraftvärme, gas	7500	150	8	0,43	0,46
Kraftvärme, kol	10000	200	23	0,55	0,34

a. Kolbaserad kraftvärme antas ha samma investeringskostnader per installerad eleffekt i enlighet med såväll Barring et al (2000) och Energikommisionen (1995).

Tabell 2. Bränslekostnader exklusive skatter samt skatter i de olika alternativen (kr/MWh).

	Bränslepris exklusive skatter	Skatter värme, idag	Skatter värme i kraftvärme, dagens system
El	250	241	-
Biobränslen ^a	120	0	0
Olja	170	320	62
Kol	50	361	83
Naturgas	110	219	41

a Priset för biomassa varierar mellan olika kvaliteter och konsumenter. Värdet som valts här baserar sig på priset skogsflis som används inom värmeverk enligt energimyndighetens prisblad för biobränslen torv m. m.

Referenser

- Bärring et al. 2000. *El från nya anläggningar*. Elforskrapport 00:01, Elforsk AB, Stockholm.
- Bärring et al. 2003. *El från nya anläggningar 2003*. Elforskrapport 03:14. Elforsk AB, Stockholm.
- Energikommisionen. 1995. *Omställning av energisystemet. Underlagsrapport, del 1*. SOU 1995:140, Fritzes, Stockholm.

Reports from the Department of Environmental and Energy Systems Studies

Lars Nilsson, Eric D. Larson, **A System-Oriented Assessment of Electricity Use and Efficiency in Pumping and Air-Handling**, IMES/EESS Report No. 1, Department of Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, September 1990.

Tomas Ekwall, **Energy Demand for Residential Air Conditioning in Developing Countries**, IMES/EESS Report No. 2, Department of Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, February 1991.

Tomas Ekwall, **Elektrotermiska processer i svensk industri**, IMES/EESS Report No. 3, Department of Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, April 1991.

Per Svenningsson, **Omvandling av energi - hur stort är primärenergibehovet för att leverera energi till slutlig användning?**, IMES/EESS Report No. 4, Department of Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, September 1991.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--91/3001--SE + (1-121)

ISBN 91-88360-01-6

Johan Callin, Björn Svennesson, Eric White, **Energy and industrialization, The choice of technology in the paper and pulp industry in Tanzania**, Master Thesis, IMES/EESS Report No. 5, Department of Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, February 1991.

Mattias Lundberg, **Samproduktion av el och värme med gasturbiner och gasmotorer, En analys av hur mycket el som kan produceras med kraftvärmeteknik som har högt el till värmeförhållande**, IMES/EESS Report No. 6, Department of Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, September 1991.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--91/3002--SE + (1-140)

ISBN 91-88360-00-8

Brita Olerup, **Att genomföra förändringar - En effektivare energi-användning**, IMES/EESS Report No. 7, Department of Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, May 1991.

Anders Mårtensson, **Energy Efficiency Improvement by Measurement and Control. A case study of reheating furnaces in the steel industry**, IMES/EESS Report No. 8, Department of Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, March 1992.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--92/3003--SE + (1-48)

ISBN 91-88360-02-4

Deborah Wilson, **Evaluating Alternatives: Aspects of an Integrated Approach Using Ethanol in Thailand's Transportation Sector**, IMES/EESS Report No. 9, Department of Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, May 1993.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--93/3004--SE + (1-42)

ISBN 91-88360-04-0

P. Schlyter, G. Bengtsson, **Bedömning av kronutglesning hos gran och tall i fält och i storskaliga flygbilder**, IMES/EESS Report No. 10, Department of Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, May 1993.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--93/3005--SE + (1-33)

ISBN 91-88360-06-7

Anders Mårtensson, **Supply Quality Control at Large Scale Integration of Renewable Energy Sources of Electricity in the Swedish National Grid**, IMES/EESS Report No. 11, Department of Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, May 1993.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--93/3006--SE + (1-29)

ISBN 91-88360-08-3

Anders Mårtensson, **Evaluating Energy Efficiency Improvements - A Case Study on Information Technology for Steel Heating Furnaces**, IMES/EESS Report No. 12, Department of Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, July 1993.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--93/3007--SE + (1-41)

ISBN 91-88360-09-1

Lars Lundahl, **The Wind Water Tunnel at IMES- A Facility for Empirical Studies of Aerosol Deposition**, IMES/EESS Report No. 13, Department of Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, March 1994.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--94/3008--SE + (1-36)

ISBN 91-88360-11-3

Joel Swisher, **Dynamics of Electric Energy Efficiency in Swedish Residential Buildings**, IMES/EESS Report No. 14, Department of Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, March 1994.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--94/3009--SE + (1-25)

ISBN 91-88360-18-0

Joel Swisher, Lena Christiansson, **Dynamics of Energy Efficiency in Lighting and Other Commercial Uses in Sweden**, IMES/EESS Report No. 15, Department of Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, April 1994.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--94/3010--SE + (1-33)

ISBN 91-88360-15-6

Richard Weston, **Aerosol Deposition: Process Modelling Experiments**, IMES/EESS Report No. 16, Department of Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, April 1994.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--94/3011--SE + (1-50)

ISBN 91-88360-14-8

Pål Börjesson, **Energianalyser av biobränsleproduktion i svenskt jord- och skogsbruk - idag och kring 2015**, IMES/EESS Report No. 17, Department of Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, July 1994.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--94/3012--SE + (1-63)

ISBN 91-88360-20-2

Annika Carlsson, **Developing a Methodology to Assess Environmental Effects of Consumption Patterns - A Case Study**, IMES/EESS Report No. 18, Department of Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, December 1994.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--94/3013--SE + (1-61)

ISBN 91-88360-19-9

Annika Carlsson, **Swedish Food Consumption and the Environment - a Trend Analysis During the Period of Consumerism**, IMES/EESS Report No. 19, Department of Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, June 1995.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--95/3014--SE + (1-40)

ISBN 91-88360-21-0

Britt-Marie Johnsson, **Axis och miljö - en nulägesrapport**, IMES/EESS Report No. 20, Department of Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, April 1996.
ISSN 1102-3651
ISRN LUTFD2/TFEM--96/3015--SE + (1-62)
ISBN 91-88360-26-1

Lena Christiansson, **Dynamics of Electricity Efficiency in Commercial Air-Distribution Systems in Sweden**, IMES/EESS Report No. 21, Department of Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, April 1996.
ISSN 1102-3651
ISRN LUTFD2/TFEM--96/3016--SE + (1-24)
ISBN 91-88360-28-8

Mindaugas Raulinaitis, **Biomass for Heat and Electricity: a Sustainable Resource in the Lithuanian Energy System**, IMES/EESS Report No. 22, Department of Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, August 1996.
ISSN 1102-3651
ISRN LUTFD2/TFEM--96/3017--SE + (1-48)
ISBN 91-88360-29-6

Jürgen Salay, **Electricity Production and SO₂ Emissions in Poland's Power Industry**, IMES/EESS Report No. 23, Department of Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, September 1996.
ISSN 1102-3651
ISRN LUTFD2/TFEM--96/3018--SE + (1-38)
ISBN 91-88360-31-8

Annika Carlsson, **Greenhouse Gas Emissions in the Life-Cycle of Carrots and Tomatoes**, IMES/EESS Report No. 24, Department of Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, June 1995.
ISSN 1102-3651
ISRN LUTFD2/TFEM--97/3019--SE + (1-74)
ISBN 91-88360-35-0

Sophia Chong, **Institutions in an Era of Global Warming on Institutional Dynamics in the European Union**, IMES/EESS Report No. 25, Department of Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, December 1997.
ISSN 1102-3651
ISRN LUTFD2/TFEM--98/3020--SE + (1-22)
ISBN 91-88360-38-5

Johannes Stripple, **The Image of Climate Change: On Organisational Cognition and Responses**, IMES/EESS Report No. 26, Department of Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, January 1999.
ISSN 1102-3651
ISRN LUTFD2/TFEM--98/3021--SE + (1-24)
ISBN 91-88360-39-3

Jessica Johansson and Ingrid Wigstrand, **Källsortering för ökad återvinning hos Skanska Prefab, (Increased recovery through source separation at Skanska Prefab)**, IMES/EESS Report No. 27, Department of Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, June 1998.
ISSN 1102-3651
ISRN LUTFD2/TFEM--98/3022--SE + (1-168)
ISBN 91-88360-41-5

Joakim Nordqvist, **Rural Residential District Heating in North China**, IMES/EESS Report No. 28, Department of Technology and Society, Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, June 2000.
ISSN 1102-3651
ISRN LUTFD2/TFEM--00/3023--SE + (1-75)
ISBN 91-88360-45-8

Jannice Hansson, **Miljöledningssystem i Skanska Väg, Region Syd**, IMES/EESS Report No. 29, Department of Technology and Society, Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, June 2000.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--00/3024--SE + (1-xx)

ISBN91-88360-46-6

Peter Helby, **Voluntary agreements, implementation and efficiency. European relevance of case study results. Reflections on transferability to voluntary agreement schemes at the European level.**

IMES/EESS Report No. 30, Department of Technology and Society, Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, December 2000.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--00/3025--SE + (1-64)

ISBN91-88360-47-4

Jonas Kågström, Kerstin Åstrand and Peter Helby, **Voluntary agreements, implementation and efficiency. Swedish country study report. Covering the EKO-Energi programme. With case studies in pulp and paper and heavy vehicle manufacturing.** IMES/EESS Report No. 31, Department of Technology and Society, Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, December 2000.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--00/3026--SE + (1-105)

ISBN91-88360-48-2

Peter Helby, **Renewable energy projects in Sweden: An overview of subsidies, taxation, ownership and finance.** IMES/EESS Report No. 32, Department of Technology and Society, Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, December 2000.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--00/3027--SE + (1-36)

ISBN91-88360-49-0

Peter Helby, **Renewable energy projects in Denmark: An overview of subsidies, taxation, ownership and finance.** IMES/EESS Report No. 33, Department of Technology and Society, Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, December 2000.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--00/3028--SE + (1-52)

ISBN91-88360-50-4

Pål Börjesson, **Framtida tillförsel och avsättning av biobränslen i Sverige - Regionala analyser.**

IMES/EESS Report No. 34, Department of Technology and Society, Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, June 2001.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--01/3029--SE + (1-49)

ISBN91-88360-51-2

Bengt Johansson, Pål Börjesson, Karin Ericsson, Lars J Nilsson and Per Svenningsson, **The Use of Biomass for Energy in Sweden – Critical Factors and Lessons Learned.**

IMES/EESS Report No. 35, Department of Technology and Society, Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, August 2002.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--02/3030--SE + (1-46)

ISBN 91-88360-53-9

Birgitta Henecke and Jamil Khan, **Medborgardeltagande i den fysiska planeringen – en demokratiteoretisk analys av lagstiftning, retorik och praktik.**

IMES/EESS Report No. 36, Department of Technology and Society, Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, November 2002.

ISSN 1102-3651

ISSN 1404-6741

ISRN LUTFD2/TFEM--02/3031--SE + (1-44)

ISBN 91-7267-134-3

Pål Börjesson, Göran Berndes, Fredrik Fredriksson and Tomas Käberger, **Multifunktionella bioenergiödlingar.**

IMES/EESS Report No. 37, Department of Technology and Society, Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, November 2002.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--02/3032--SE + (1-112)

ISBN 91-88360-54-7

Pål Börjesson, Anders Christian Hansen, Peter Helby, Anders Roos, Håkan Rosenqvist and Linn Takeuchi, **Market development for sustainable bioenergy systems in Sweden. (The BIOMARK project).**

IMES/EESS Report No. 38, Department of Technology and Society, Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, January 2004.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--03/3033--SE + (1-193)

ISBN 91-88360-55-5

Nilla Emanuelsson, Lotta Strömberg, **Förslag på energisystemlösningar för bostäder tillhörande Högestads och Christinehofs Fideikommiss AB.**

IMES/EESS Report No. 39, Department of Technology and Society, Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, January 2003.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--03/5001--SE + (1-105)

Lena Neij, Per Dannemand Andersen, Michael Durstewitz, Peter Helby, Martin Hoppe-Kilpper, Poul Erik Morthorst, **Experience curves: a tool for energy policy programmes assessment.**

IMES/EESS Report No. 40, Department of Technology and Society, Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, January 2003.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--03/3034--SE + (1-146)

ISBN 91-88360-56-3

Peter Joelson, **Environment and Economy in Symbiosis? Experiences of Environment Management with Environmental Management System from Small Swedish Energy Enterprises.**

IMES/EESS Report No. 41, Department of Technology and Society, Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, May 2003.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--03/5002--SE + (1-94)

Linn Takeuchi, **Subcontractors and Component Suppliers in the Swedish Wind Power Industry.**

IMES/EESS Report No. 42, Department of Technology and Society, Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, May 2003.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--03/3035--SE + (1-95)

ISBN 91-88360-60-1

Petter Rönnborg, **Borta med vinden: En analys av konkurrensen mellan leverantörer av vindkraftverk i Sverige.**

IMES/EESS Report No. 43, Department of Technology and Society, Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, May 2003.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--03/3036--SE + (1-76)

ISBN 91-88360-62-8

Maria Berglund and Pål Börjesson, **Energianalys av biogassystem.**

IMES/EESS Report No. 44, Department of Technology and Society, Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, May 2003.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--03/3037--SE + (1-90)

ISBN 91-88360-63-6

Pål Börjesson and Maria Berglund, **Miljöanalys av biogassystem.**

IMES/EESS Report No. 45, Department of Technology and Society, Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, May 2003.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--03/3038--SE + (1-80)

ISBN 91-88360-64-4

Kerstin Åstrand och Lena Neij, **Styrmedel för vindkraftens utveckling i Sverige.**

IMES/EESS Report No. 46, Department of Technology and Society, Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, November 2003.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--03/3039--SE + (1-102)

ISBN 91-88360-65-2

Jamil Khan, **Planering av biogasanläggningar.**

IMES/EESS Report No. 47, Department of Technology and Society, Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, July 2003.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--03/3040--SE + (1-54)

ISBN 91-88360-66-0

Bengt Johansson, **Nationella mål och flexible mekanismer.**

IMES/EESS Rapport Nr. 48, Department of Technology and Society, Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, November 2003.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--03/3041--SE + (1-28)

ISBN 91-88360-67-9

Ole Langni , **Governance Structures for Promoting Renewable Energy Sources.**

IMES/EESS Report No. 49, Department of Technology and Society, Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, December 2003.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--03/3042--SE + (1-280)

ISBN 91-88360-68-7

Anna Evander, **Framtida utformning av CDM.**

IMES/EESS Rapport Nr. 50, Department of Technology and Society, Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, januari 2004.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--04/5003--SE + (1-67)

Maria Andersson, **Utvärdering av miljöarbetet på Forsmark relaterat till införande av ett miljöledningssystem - med inriktning mot avfallshantering och upphandling.**

IMES/EESS Report No. 51, Department of Technology and Society, Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, januari 2004

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--04/5004--SE + (1-74)

Linda Gustavsson, **Utvärdering av miljöarbetet på Ringhals kärnkraftverk – efter införandet av ett certifierat miljöledningssystem.**

IMES/EESS Report No. 52, Department of Technology and Society, Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, januari 2004.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--04/3043--SE + (1-90)

ISBN 91-88360-69-5

Max Åhman, **Government policy and environmental innovation in the automobile sector in Japan.**
IMES/EESS Report No. 53, Department of Technology and Society, Environmental and Energy Systems
Studies, Lund University, Sweden, January 2004
ISSN 1102-3651
ISRN LUTFD2/TFEM--04/3044--SE + (1-31)
ISBN 91-88360-70-9

Pål Börjesson, **Energianalys av drivmedel från spannmål och vall.**
IMES/EESS Report No. 54, Department of Technology and Society, Environmental and Energy Systems
Studies, Lund University, Sweden, March 2004.
ISSN 1102-3651
ISRN LUTFD2/TFEM--04/3045--SE + (1-16)
ISBN 91-88360-71-7

Max Åhman, **Den svenska cement- och kalkindustrin – Konsekvenser av EU:s system för handel med utsläppsrätter.**
IMES/EESS Report No. 55, Department of Technology and Society, Environmental and Energy Systems
Studies, Lund University, Sweden, December 2004.
ISSN 1102-3651
ISRN LUTFD2/TFEM--04/3046--SE + (1-39)
ISBN 91-88360-73-3

ISSN 1102-3651
ISRN LUTFD2 / TFEM--04 / 3047-SE + (1-90)
ISBN 91-88360-74-1