



Hantering av klimatvärdering i infrastrukturprojekt

Elisabet Idar Angelov
Fredrik Hansen
Svante Mandell

Utgivare:  581 95 Linköping	Publikation: VTI rapport 692		
	Utgivningsår: 2010	Projektnummer: 92298	Dnr: 2009/0023-21
	Projektnamn: HKP		
Författare: Elisabet Idar Angelov, Fredrik Hansen och Svante Mandell	Uppdragsgivare: Trafikverket		
Titel: Hantering av klimatvärdering i infrastrukturprojekt			
Referat (bakgrund, syfte, metod, resultat) max 200 ord: <p>I denna rapport analyseras principer för hur ett monetärt värde för koldioxidutsläpp i samhällsekonomiska kalkyler av infrastrukturprojekt kan fastställas. I syftet ingår också att behandla de fundamentala osäkerheter som uppstår i samband med koldioxidvärdering. Rapporten syftar dock inte till att föreslå ett värde.</p> <p>Vi argumenterar för att det värde som används i kalkylerna måste härledas från den existerande och i framtiden förväntade politik som riktas mot transportsektorn. Den nuvarande och framtida politiken utgår delvis från kostnadsestimat och övrig klimatrelaterad forskning som finns tillgänglig. Vi beskriver detta som en tvåstegsprocess där politikerna i steg ett tar del av befintlig information och utifrån detta utformar en politik. I steg två skapar politiken ett skuggpris och detta är vad som ska återspeglas i den samhällsekonomiska kalkylen.</p> <p>I närtid argumenterar vi för att ett relevant spann för värdet mellan 0,20 och 2 kr per kg CO₂. Det lägre intervallet följer av priset på utsläppsrätter inom EU ETS och det högre grundar sig på en SIKÄ-bedömning. Vidare argumenterar vi för att CO₂-värdet i kalkylerna bör förändras över tid givet att det är troligt att klimatpolitiken blir striktare.</p>			
Nyckelord: Klimat, samhällsekonomiska kalkyler, värdering, CO ₂			
ISSN: 0347-6030	Språk: Svenska	Antal sidor: 51 + 2 bilagor	

Publisher:  SE-581 95 Linköping Sweden	Publication: VTI rapport 692		
	Published: 2010	Project code: 92298	Dnr: 2009/0023-21
	Project: HKP		
Author: Elisabet Idar Angelov, Fredrik Hansen and Svante Mandell	Sponsor: Swedish Transport Administration		
Title: Climate valuation in the planning of infrastructure			
Abstract (background, aim, method, result) max 200 words: <p>This report studies the principles behind selecting a monetized value for CO2 emissions in cost-benefit analyses. It also aims at discussing the fundamental uncertainties associated with estimating a CO2 value. However, the report does not suggest a value.</p> <p>We argue that the value must derive from the existing and expected future policies geared towards the transport sector. These policies are partly based on the social cost estimates and climate research available. We describe this as a two-step procedure where the policy makers, in step one, let the available information influence their choice of policy design. In step two, the implemented policy results in shadow prices and these are the relevant prices to include in a project cost-benefit analysis.</p> <p>In the short run, we argue that a relevant interval for a CO2 value is between 0,20 and 2 SEK per kg CO2. The lower bound is based on the emission permit prices in the EU ETS and the upper originates from a SIKA-estimate. Moreover, we argue that the CO2 value in the analysis should evolve over time as it is probable that the climate policy will become stricter.</p>			
Keywords: Climate, cost-benefit analysis, valuation, CO2			
ISSN: 0347-6030	Language: Swedish	No. of pages: 51 + 2 Appendices	

Förord

Projektet har finansierats av det virtuella forskningscentrumet Celest. Delresultat har presenterats vid VTI i november 2009 på Transportforum januari 2010 samt Trafikverket (Vägverket) i mars 2010. Hela rapporten har granskats vid ett grankningsseminarium den 9 september 2010. Projektet har utmynnat i föreliggande rapport på svenska samt två forskningsrapporter på engelska.

Projektledare har varit Svante Mandell, TEK-S VTI. Medförfattare har varit Elisabet Idar Angelov, WSP Analys & Strategi samt Fredrik Hansen, Högskolan Dalarna.

Stockholm september 2010

Svante Mandell

Kvalitetsgranskning

Granskningsseminarium genomfört 9 september, 2010 där Per Kågeson var lektor. Författarna har genomfört justeringar av slutligt rapportmanus. Projektledarens närmaste chef Gunnar Lindberg har därefter granskat och godkänt publikationen för publicering 27 september 2010.

Quality review

Review seminar was carried out on September 9, 2010, where Per Kågeson reviewed and commented on the report. The authors have made alterations to the final manuscript of the report. The research director of the project manager Gunnar Lindberg examined and approved the report for publication on September 27, 2010.

Innehållsförteckning

Sammanfattning	5
Summary	7
1 Introduktion	9
1.1 Bakgrund	9
1.2 Syfte	9
1.3 Avgränsningar.....	10
2 Metoder för värdering av koldioxid.....	11
2.1 Skadekostnadsansatsen.....	11
2.2 Skuggprisansatsen	12
3 Skadekostnadsansatsen.....	14
3.1 Centrala aspekter	14
3.2 Totalkostnadsskattningar fram till 2006	14
3.3 Marginalkostnadsskattningar	16
3.4 Sternrapporten och senare analyser.....	17
3.5 Saknade effekter.....	19
3.6 Sammanfattning kostnadsskattningar	20
4 Skuggprisansatsen	22
4.1 Varför skuggpris?.....	22
4.2 Centrala aspekter	23
4.3 Var finner man det relevanta skuggpriset?	26
5 Osäkerheter	29
5.1 Nivå 1: Klimatforskning	30
5.2 Nivå 2: Politiker och klimatpolitiken.....	32
5.3 Nivå 3: Implementering av klimatpolitik.....	33
5.4 Nivå 4: (projekt-)CBA.....	33
5.5 Hur osäkerheterna sprids i figuren och vilka kan undvikas	34
6 Transportsektorns roll i valet av kalkylvärde	36
6.1 Hur påverkas infrastrukturens lönsamhet av ett förändrat CO ₂ -värde?..	36
6.2 Kan vi ha ett högre kalkylvärde än omvärlden?	38
6.3 Går det att använda olika värden i olika sektorer?	40
7 Sammanfattande diskussion.....	42
Referenser.....	48

Bilagor

- Bilaga 1 Marginalkostnadsstudier till 2006
- Bilaga 2 Kalkylvärden i Storbritannien

Hantering av klimatvärdering i infrastrukturprojekt

av Elisabet Idar Angelov^{*)}, Fredrik Hansen^{**)} och Svante Mandell
VTI
581 95 Linköping

Sammanfattning

I denna rapport analyseras principer för hur ett monetärt värde för koldioxidutsläpp i samhällsekonomiska kalkyler av infrastrukturprojekt kan fastställas. I syftet ingår också att behandla de fundamentala osäkerheter som uppstår i samband med koldioxidvärdering. Rapporten syftar dock inte till att föreslå ett värde.

Vi argumenterar för att det värde som används i kalkylerna måste härledas från den existerande och i framtiden förväntade politik som riktas mot transportsektorn. Den nuvarande och framtida politiken utgår delvis från kostnadsestimat och övrig klimatrelaterad forskning som finns tillgänglig. Vi beskriver detta som en tvåstegsprocess där politikerna i steg ett tar del av befintlig information och utifrån detta utformar en politik. I steg två skapar politiken ett skuggpris och detta är vad som ska återspeglas i den samhällsekonomiska kalkylen.

I närtid argumenterar vi för att ett relevant spann för värdet mellan 0,20 och 2 kr per kg CO₂. Det lägre intervallet följer av priset på utsläppsrätter inom EU ETS och det högre grundar sig på en SIKÄ-bedömning. Vidare argumenterar vi för att CO₂-värdet i kalkylerna bör förändras över tid givet att det är troligt att klimatpolitiken blir striktare.

^{*)} WSP Analys & Strategi

^{**)} Högskolan Dalarna

Climate valuation in the planning of infrastructure

by Elisabet Idar Angelov^{*)}, Fredrik Hansen^{**)} and Svante Mandell
VTI (Swedish National Road and Transport Research Institute)
SE-581 95 Linköping Sweden

Summary

This report studies the principles behind selecting a monetized value for CO₂ emissions in cost-benefit analyses. It also aims at discussing the fundamental uncertainties associated with estimating a CO₂ value. However, the report does not suggest a value.

We argue that the value must derive from the existing and expected future policies geared towards the transport sector. These policies are partly based on the social cost estimates and climate research available. We describe this as a two-step procedure where the policy makers, in step one, let the available information influence their choice of policy design. In step two, the implemented policy results in shadow prices and these are the relevant prices to include in a project cost-benefit analysis.

In the short run, we argue that a relevant interval for a CO₂ value is between 0.20 and 2 SEK per kg CO₂. The lower bound is based on the emission permit prices in the EU ETS and the upper originates from a SIKKA-estimate. Moreover, we argue that the CO₂ value in the analysis should evolve over time as it is probable that the climate policy will become stricter.

^{*)} WSP Analys & Strategi

^{**)} Högskolan Dalarna

1 Introduktion

1.1 Bakgrund

Politiskt beslutsfattande innehåller normalt både osäkerheter och motstridiga intressen och är sällan enkelt eller självklart. Klimatfrågan ställer dock samhället inför besluts-situationer av nya dimensioner med sin omfattning, sitt långa perspektiv och osäkra utfall, liksom det faktum att antalet utsläppskällor räknas i miljarder. Det ska mycket till för att de klimatrelaterade besluten ska anses enkla. Detsamma gäller naturligtvis samhällsekonomiska kalkyler. De effekter som inkluderas är normalt lokala och regionala och förväntas uppstå som längst under 60 år, medan koldioxid ger globala och betydligt mer långsiktiga effekter. Men med en väl underbyggd värdering av den samhällsekonomiska kostnad som kan förknippas med utsläppen av klimatgaser skulle beslutsfattandet åtminstone förenklas. Det gäller både i samband med valet av målnivåer för utsläppen och i samband med beslut om investeringar och andra åtgärder som kan påverka utsläppen. I denna rapport fokuserar vi på vilket värde som bör användas för koldioxid i samhällsekonomiska kalkyler för infrastrukturprojekt.

För närvarande används i Sverige ett värde på 1,50 kr per kg CO₂ i samband med samhällsekonomiska kalkyler av infrastrukturobjekt. Detta värde valdes i samband med en bedömning som den s.k. Arbetsgruppen för samhällsekonomiska kalkylvärden, ASEK,¹ tog fram 1999 i den andra s.k. ASEK-översynen (ASEK 2). Grunden för värdet är bedömningen att det skulle motsvara den koldioxidskatt på bränsle som skulle krävas för att nå det då rådande målet att koldioxidutsläppen från transportsektorn år 2010 inte fick överskrida 1990 års nivå. När kalkylvärdena reviderades i den tredje översynen av kalkylvärdena, 2001 (ASEK 3), behölls kalkylvärdet 1,50 kronor. Motsvarande skedde i den fjärde översynen 2008 (ASEK 4). Dock var det i det senare fallet uppenbart att transportsektorns klimatmål inte skulle nås och att, om man ändå höll fast vid målet, en koldioxidskatt på 1,50 kronor inte skulle räcka. Detta indikerades redan 2007 av SIKA som gjorde bedömningen att koldioxidskatten behövde höjas till över 2 kr för att nå målet (SIKA, 2007). Sedermera har målet övergivits. Sålunda har vi för närvarande ett kalkylvärde för koldioxidutsläpp som saknar grund. Denna situation är uppenbarligen inte önskvärd och är ett av de bakomliggande motiven till föreliggande rapport.

Samtidigt har den nationalekonomiska forskningen om klimatproblematiken hunnit bli omfattande, men analyserna förutsätter många tungt vägande antaganden och prognoser vars riktighet diskuteras forskarna emellan. Stern-rapporten (2007) utgör något av en milstolpe vad gäller nationalekonomisk analys av klimatproblematiken. Stern-rapporten skiljer sig dock avsevärt från liknande studier vad gäller inblandningen av etiska resonemang.

1.2 Syfte

Syftet med detta CELEST-finansierade projekt är att göra en översikt och analys av forskningen kring koldioxidvärderingsfrågan samt att föreslå ett spann för koldioxidvärde för användning i samhällsekonomiska kalkyler avseende investeringar i infra-

¹ ASEK-gruppen leddes av SIKA, Statens institut för transport- och kommunikationsanalys (numera Trafikanalys) och bestod av representanter från bl.a. trafikverken. I samband med trafikverkens sammanslagning till det gemensamma Trafikverket är det möjligt att formerna för samarbetet kommer att ändras något.

struktur². Detta är förknippat med stora osäkerheter. I syftet ingår därför att behandla de fundamentala osäkerheter som uppstår i samband med koldioxidvärdering.

1.3 Avgränsningar

Denna rapport behandlar ett ämne som är både mycket omfattande och djupgående. Vi har inte gjort några egna beräkningar, utan har utgått från tillgängligt material. De rekommendationer och diskussioner som återfinns kan vara av värde i ett flertal applikationer, men rapporten är skriven med ett fokus begränsat till samhällsekonomiska kalkyler av investeringar i infrastruktur.

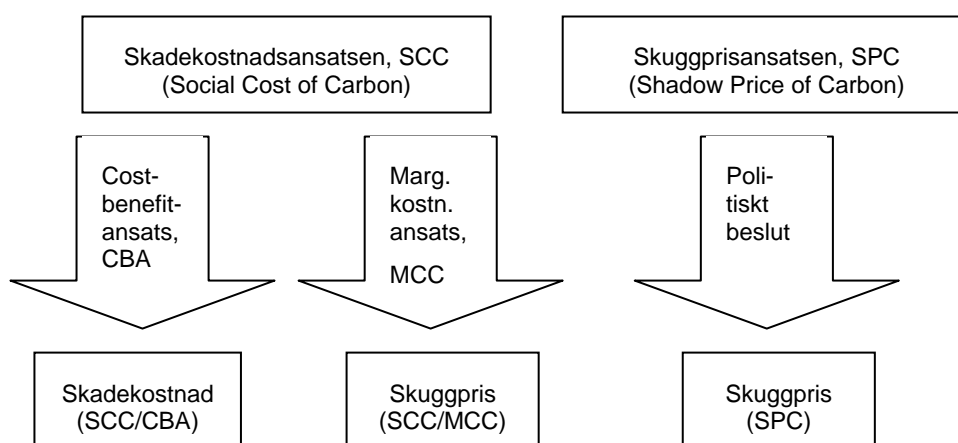
² Det ingår således inte i projektets syfte att rekommendera *ett* värde.

2 Metoder för värdering av koldioxid

Ett kalkylvärde för koldioxidutsläpp kan beräknas på olika sätt. I princip finns två huvudsakliga inriktningar: skadekostnadsansatsen och skuggprisansatsen. På engelska kallas de Social Cost of Carbon approach, SCC,³ respektive Shadow Price of Carbon approach, SPC. Det förra sättet kan ses som en direkt värderingsansats, genom att man värderar klimatförändringarnas effekter. Det senare kan ses som en indirekt ansats eftersom den tar omvägen över politiska beslut. Namnet skuggpris beror av att priset inte existerar utanför dess användning i sammanhang som samhällsekonomiska analyser och andra utvärderingsmetoder.

Skadekostnadsansatsen kan i sin tur delas i två varianter; cost-benefit-ansatsen och marginkostnadsansatsen (Marginal Cost Approach).

Begreppsapparaten på området är aningen snårig. Här talar vi alltså om skuggprisansatsen som en värderingsmetod, ett alternativ till skadekostnadsansatsen. I den nationalekonomiska vokabulären definieras dock skuggpris också som det optimala men fiktiva priset för varor eller tjänster som inte har något marknadspris. Uttryckt annorlunda, det pris som skulle innebära att varan eller tjänsten i fråga utnyttjades optimalt givet de kostnader och nyttor som utnyttjandet innebär. Det innebär att resultatet från både skadekostnadsansatsen och skuggprisansatsen kan kallas för skuggpris, men att skuggpriserna beräknade utifrån de olika ansatserna i praktiken förmodligen inte kommer att vara lika. Figur 1 illustrerar de olika begreppen.



Figur 1 Illustration av begrepp som rör metoder för klimatvärdering.

2.1 Skadekostnadsansatsen

Som namnet antyder innebär skadekostnadsansatsen att man beräknar kostnaden för de skador som klimatförändringarna medför.⁴ För användning i samhällsekonomiska kalkyler är det den marginella skadekostnaden som är relevant, dvs. den framtida kostnaden av att ytterligare en enhet koldioxid (ett kilo eller ett ton) släpps ut i atmosfären i förhållande till ett basscenario. Beräkningen av den marginella skadekostnaden förutsätter dock att man först beräknar den totala skadekostnaden.

³ Ibland också "Marginal Cost Approach".

⁴ Den engelska benämningen är Social Cost of Carbon, SCC eller, när det explicit rör koldioxid, Social Cost of Carbon dioxide, SCCO₂.

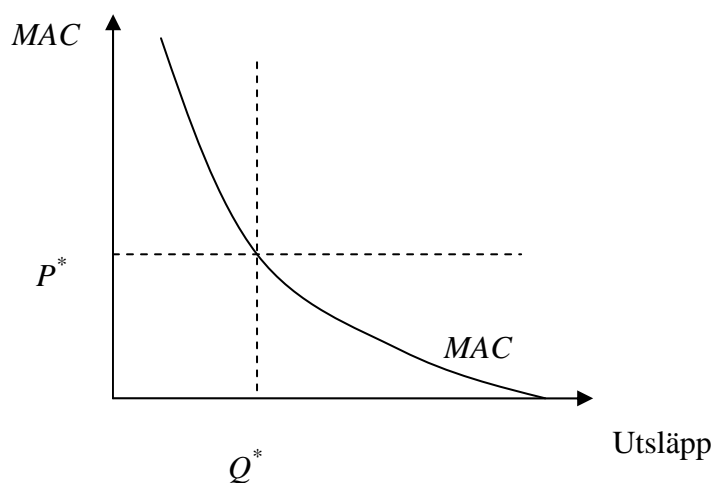
För att beräkna skadekostnaden måste man göra antaganden om hur den framtida utsläppskurvan kommer att se ut. Anledningen är att en extra enhet utsläpp idag innebär en marginell justering av den framtida utsläppsbanan, så för att kunna beräkna skadan måste utsläppsbanan uppskattas. Detta medför att en extra enhet utsläppt koldioxid kan medföra större skada i ett basscenario som innebär stora utsläpp, än i ett som innebär små utsläpp.

Beroende på vad man antar om framtida utsläpp kan skadekostnaden, något förenklat, skattas på två olika sätt. Skillnaden mellan dem båda ligger i vilka antaganden man gör om utsläppskurvan, dvs. basscenariet. Ett av tillvägagångssätten innebär att den antagna utsläppskurvan är optimal, dvs. en kurva där marginalkostnaden av att vi minskar utsläppen är lika stor som marginalnyttan av att vi minskar utsläppen. På engelska benämns detta *the cost-benefit approach*; ett något olyckligt ordval kan tyckas, givet att *cost-benefit analysis* är ett etablerat begrepp med annan betydelse. Det andra tillvägagångssättet innebär att marginalkostnaden beräknas för en given utsläppskurva, som dock inte behöver vara den optimala. Detta tillvägagångssätt kallas på engelska *the marginal cost approach*.

Oavsett vilken utsläppskurva som antas, krävs omfattande beräkningar och antaganden. Normalt utgår man från en s.k. Integrated Assessment Model (IAM), som kombinerar klimatforskningens kunskaper om klimatförändringarna med monetärt värderade nyttor och kostnader för att ge totalkostnadsskattningar. Utifrån dessa görs sedan marginalkostnadsskattningar.

2.2 Skuggprisansatsen

Skuggprisansatsen är ett alternativt tillvägagångssätt för värdering, som tar sin utgångspunkt i det faktum att existerande policy (skatter, lagstiftning etc.) skapar en kostnad per enhet utsläpp för de aktörer som påverkas. Kostnaden kan vara mer eller mindre svår att observera. I vissa fall är det en relativt enkel räkneövning att nå en någorlunda precis marginalkostnadsskattning. Särskilt gäller detta när policyn är en skatt eller ett handelsystem för utsläppsrätter. I båda fallen är skatten respektive priset på utsläppsrätter goda indikatorer på den marginella kostnaden för att minska utsläppen. Detta beror på att de berörda aktörerna får incitament att reducera sina utsläpp till en nivå där ytterligare reduceringar skulle kosta mer än att betala för skatten eller att köpa utsläppsrätter. Figur 2 nedan är en schematisk illustration av detta.



Figur 2 Marginalkostnad för utsläppsminskning, utsläppsskatt samt kvantitativ reglering.

Den konvexa linjen i figuren illustrerar marginalkostnaden för utsläppsminskningar (Marginal Abatement Costs, *MAC*). Den horisontella axeln mäter utsläpp, så utsläppsminskningarna ökar åt vänster i figuren. Det är rimligt att anta att marginalkostnaden ökar för ytterligare utsläppsminskningar och att detta sker med en tilltagande hastighet allteftersom billigare åtgärder genomförs och lämnar mer kostsamma åtgärder, vilket förklarar att kurvan är ritad strikt konvex. Om figuren illustrerar marginalkostnaden för t.ex. ett företag som möter en utsläppsskatt motsvarande P^* , så kommer företaget att minska sina utsläpp till nivån Q^* eftersom utsläppsminskningar till den nivån kostar mindre än att släppa ut och betala skatten. Ytterligare utsläppsminskningar skulle däremot kosta mer än att betala skatten och kommer därför inte att genomföras givet att företaget är vinstmaximerande.

Det är värt att notera att om vi istället låter figuren illustrera den aggregerade marginalkostnaden för utsläppsminskningar för (en del av) en ekonomi, så kan vi föra samma resonemang angående en utsläppsskatt. Utsläppen från ekonomin blir Q^* givet en skatt på P^* . Vi kan emellertid få exakt samma utfall genom att införa ett system för handel med utsläppsrätter, tilldela ekonomin Q^* utsläppsrätter och – givet att marknaden för dessa fungerar – så kommer ett jämviktspris på P^* att etableras på marknaden. I detta enkla fall är således utsläppsskatter och utsläppsrätter två olika instrument som leder till precis samma utfall.

Som bl.a. Clarkson och Deyes (2002) noterar, är det inte helt oproblematiskt att använda koldioxidskatten eller priset på utsläppsrätter som proxy för koldioxidutsläppens marginalkostnad. Främst beror detta på att politikerna tar (större eller mindre) hänsyn till utsläppens marginalkostnad när de fattar sina beslut om hur utsläppsrätterna ska tilldelas. Att då uppskatta marginalkostnaden utifrån samma beslut, alltså via skatt eller pris på utsläppsrätter, skapar rundgång.

3 Skadeståndsansatsen

3.1 Centrala aspekter

Att beräkna koldioxidutsläppens skadestånd är som nämnts ovan en komplicerad process. Dels är det koncentrationen av växthusgaser i atmosfären, snarare än själva utsläppen, som påverkar klimatet, dels stannar koldioxiden i atmosfären under lång tid, ett sekel eller mer, vilket innebär att kostnaden för en enhet utsläppt koldioxid ska beräknas för hela den perioden med allt vad det innebär av osäkerheter, förväntade framtida utsläppsbanor och diskonteringsproblematik.

Det finns två särskilt stora källor till osäkerheter när skadestånden ska estimeras. Den första rör den naturvetenskapliga sidan av problemet där det finns många samband som ännu inte är fullt utredda. Dessutom finns det mycket sannolikt en serie med klimatmekanismer som vi i dagsläget inte ens vet om. Den andra har att göra med aspekter rörande hur nyttan mellan olika individer ska viktas likväl hur stor vikt framtida generationers nyttor ska ha på värderingen. Närbesläktade frågor rör hur riskaversion – och det relaterade problemet med mycket kostsamma utfall som sker med mycket liten sannolikhet – bör beaktas och hur relativprisförändringar som följer av klimatförändringar kan inkorporeras i modellerna och hur de påverkar värderingarna.

3.2 Totalkostnadsskattningar fram till 2006

I sin genomgång av total- och marginalkostnadsskattningar av klimatförändringens effekter listar Richard Tol (2009) 14 totalkostnadsskattningar, genomförda mellan 1994 och 2006. Dessa 14 delar han sedan löst in i två grupper efter författarnas anknytningar till varandra. Nordhaus och Mendelsohn är kollegor vid Yale University, Fankhauser, Maddison, Tol, Pearce och Rehdanz har samarbetat vid University College of London.

Totalkostnadsskattningarna kan också delas upp i två grupper efter vilket angreppssätt de har använt. Fankhauser (1994, 1995), Nordhaus (1994a) och Tol (1995, 2002a, b) använder den s.k. *enumerativa metoden*, som innebär att man utgår från naturvetenskapliga forskningsresultat om klimatförändringarnas olika effekter, värderar dem och adderar dem. Tillvägagångssättet påminner om effektkedjemetoden som används inom EU och allt mer inom den svenska transportsektorn vid värdering av t.ex. luftföroreningar. En uppenbar fördel med den *enumerativa metoden* är att den bygger på naturvetenskaplig forskning. Resultaten är också lätta att tolka. Beräkningarna har dock förutsatt en rad extrapoleringar och benefit transfers⁵. Resultat för enstaka områden eller regioner används på en global skala, monetära värden som har estimerats för andra syften appliceras på klimatförändring och värden som har estimerats i nutid används för en avlägsen framtid. Tidigare test av hur väl benefit transfer fungerar (Bruwer och Spaninks, 1999) har visat att avvikelserna från sådana extrapoleringar kan vara mycket stora. Tol (2009) menar dock att metodens största nackdel sannolikt är att antagandena om hur människor och ekonomier anpassar sig till förändringarna kan vara orealistiska.

Mendelsohn et al. (2000), Nordhaus (2006), Maddison (2003) och Rehdanz och Maddison (2005) använder sig av olika varianter av vad Tol kallar det *statistiska angreppssättet*. Dessa skattningar baseras på observationer av hur skillnader i klimat mellan olika platser, inom eller mellan länder, påverkar priser, inkomster och utgifter. I

⁵ Benefit transfer innebär att man använder sig av resultat från en värderingsstudie i en annan studie, som kanske görs på en annan geografisk plats eller för en delvis annan frågeställning.

samtliga fall antar författarna att de skillnader som kan observeras i geografin också gäller över tiden. Tol (2009) menar att det statistiska angreppssättet har en fördel i att de baseras på faktiska skillnader i klimat och inkomst, snarare än skillnader som extrapolerats från mer lokala forskningsresultat. Därigenom, skriver Tol, blir antaganden om anpassning mer realistiska. Å andra sidan är det vanskligt att anta att så stor andel av de ekonomiska skillnaderna mellan platser beror av klimatet. Vissa viktiga aspekter av klimatförändring fångas inte heller, som havsnivåhöjningar, eftersom deras spatiala variation inte är så stor.

Ytterligare och mer grundläggande kritik⁶ har framförts gentemot de studier som har utgått från det statistiska angreppssättet. Nämligen att mycket snabba förändringar i klimatet på en plats svårligen låter sig jämföras med lika stora men i princip stabila klimatskillnader (som före och efter en sådan förändring) mellan olika geografiska platser. Det förutsätter i så fall total mänsklig anpassningsförmåga även när ekosystem slås ut och i bästa fall (på kortare sikt) ersätts av ett fåtal opportunistiska djur- och växtarter. Jämförelsen implicerar också ett antagande om att ekonomiska skillnader mellan olika platser i stort sett bara beror av klimatet.

Trots att de 13 totalkostnadsskattningarna alltså använder sig av olika metoder ligger deras resultat nära varandra och ingen skattning sticker egentligen ut från de övriga. I de flesta av skattningarna antas omkring en fördubbling av CO₂-halten i atmosfären. Samtliga utgår från dagens ekonomi utan att närmare specificera vad det innebär. Inga skattningar har gjorts för temperaturökningar över 3°C.

Resultatet från samtliga totalkostnadsskattningar är att klimatförändringens kostnader – eller snarare dess effekter på ekonomin – är relativt små i ett globalt perspektiv. Nordhaus (1994a) uppskattar t.ex. att en höjning av den globala medeltemperaturen motsvarar en förlust av 1,3 procent i inkomst. För tropiska regioner anges dock större påverkan; i Afrika söder om Sahara går skattningarna t.ex. upp emot förluster motsvarande en fjärdedel av inkomsten.

Majoriteten av skattningarna utgår från att vissa regioner åtminstone i början gynnas (netto) av klimatförändringarna, främst eftersom högre temperatur antas ge större tillväxt i skog och grödor, men också genom sänkta uppvärmningskostnader och förkylningsrelaterad sjukdom. Brytpunkten beräknas ligga vid ca 1,1 grads temperaturökning +/- 0,7.

Tol visar – aningen överraskande givet dagens debatt – att skattningarna av klimatförändringarnas ekonomiska effekter har blivit mindre pessimistiska över tiden. Han skriver att klimatforskningen visar på mindre svåra effekter än vad man tidigare har trott och framhåller då särskilt positiva effekter i vissa regioner (samtidigt medger han att dessa positiva effekter är relativt snabbt övergående). Större tilltro till anpassning är ytterligare en faktor; senare skattningar antar perfekt kunskap om klimatförändringarna, liksom att agenter (stater, företag, individer) är flexibla och har rätt incitament för att svara på förändringarna. Skattningarna har vidare gjorts för en effekt i taget, hänsyn har alltså inte tagits till förändringar i relativpriser.

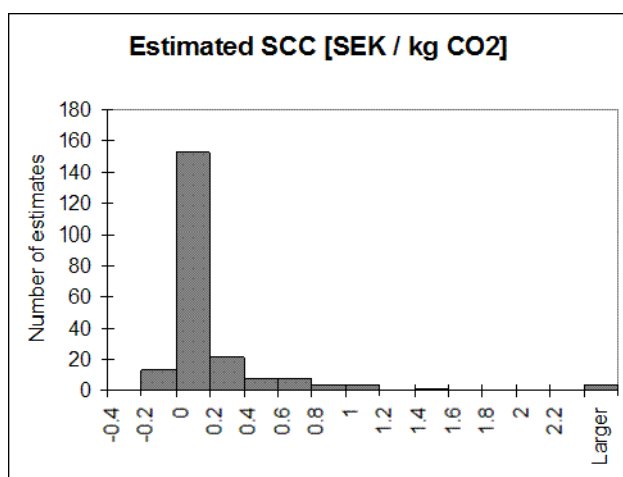
⁶ Se t.ex. Stern (2008).

3.3 Marginalkostnadsskattningar

Det finns betydligt fler marginalkostnadsskattningar av koldioxidutsläpp än vad det finns totalkostnadsskattningar av klimatförändringarna. Tol (2007) rapporterar 215 marginalkostnadsskattningar från 51 studier (se bilaga 1). Samtliga baseras dock på resultat från nio totalkostnadsskattningar (fem av totalkostnadsskattningarna har inte använts). Tol ansvarar själv för 30 marginalkostnadsskattningar och har varit delaktig i ytterligare ett sjuttioital. Även här utgör upphovsmännen (och någon enstaka upphovskvinna) en relativt liten grupp personer.

Totalkostnadsskattningarna mäter de ekonomiska kostnaderna i termer av välfärdsför-luster (BNP) i förhållande till referensnivåer. När en totalkostnadsskattning sedan över-sätts till en marginalkostnadsskattning görs en rad antaganden. Enligt Tol är diskonteringsräntan den tyngst vägande källan till variation – och det mest omdiskuterade an-tagandet – eftersom de förväntade effekterna i hög grad ligger relativt långt in i fram-tiden. Skillnaderna i diskonteringsränta beror dels från olika antaganden om tidsprefe-rens, jämlikhetsvikter (mellan länder eller generationer), tillväxten i konsumtion per capita och elasticiteten i konsumtionens marginalnytta. Andra centrala antaganden har att göra med valet av utsläppskurva och hur snabbt temperaturen stiger etc. Olika scena-rier för befolkning, ekonomi och sårbarhet spelar också roll. Regionala effekter aggre-geras på olika sätt genom att man i vissa studier antar kompensation från rika regioner till fattiga.

Tols sammanställning visar att osäkerheten i beräkningarna är väldigt stor. Medianen är \$29/ton C (0,06 SEK/kg CO₂)⁷, medan medelvärdet är \$105/ton C (0,20 SEK/kg CO₂). Skillnaden beror dock på ett fåtal mycket höga estimat – vid 95:e percentilen \$360/ton C (0,69 SEK/kg CO₂) och vid 99:e percentilen \$1 500/ton C (2,87 SEK/kg CO₂). Figur 3 visar ett histogram över antalet skattningar av marginals-kadan i olika intervall. Figuren bygger på data från Tol (2008b), det vill säga en något tidigare rapport en den som diskuterats ovan som innehåller något färre skattningar, nämligen 211 stycken.



Figur 3 Skattningar av marginell skadestånd av CO₂-utsläpp. Källa: Tol (2008b).

⁷ Omräkningen från \$ / ton C till SEK / kg CO₂ baseras på \$1=7 SEK och att en CO₂ molekyl väger 3,66 gånger mer än en C atom.

Det finns ett par saker att notera i samband med denna figur. Först, det görs ingen skillnad mellan resultat som har och de som inte har genomgått vetenskaplig granskning.⁸ Observationerna är heller inte oberoende. I flera fall ges flera skattningar under olika antaganden i en och samma rapport och då är samtliga dessa skattningar representerade i figuren. Vidare kan man tänka sig att en del skattningar är svar på tidigare rapporter samt att en del följer av medvetna val av mer eller mindre extrema antaganden. Att en del skattningar är negativa följer av att framtida konsekvenser diskonteras ner hårt. Då kommer gynnsamma effekter av en klimatförändring som infaller tidigt (t.ex. ökad skogs- och livsmedelsproduktion i kallare länder) att få relativt större tyngd vilket kan leda till en negativ skadekostnad. Gruppen ”Larger” längst till höger i figuren rymmer tre observationer. En av dessa är från en studie från 1992 och ger ett värde på 3,2 SEK/kg. De övriga två värdena är på 2,9 respektive 4,6 SEK/kg och är båda hämtade ur en studie från 2005. Sammantaget indikerar dock figuren en stark koncentration kring värden mellan 0 och 0,4 SEK/kg.

3.4 Sternrapporten och senare analyser

Den klimatvärdering som fått i särklass mest uppmärksamhet inom såväl den politiska som den vetenskapliga sfären är Stern-rapporten; på engelska *the Stern Review on the Economics of Climate Change*. Denna rapport presenterades hösten 2006 och kom ut i bokform året därefter Stern (2007). Sterns skattningar av klimatförändringarnas kostnader var betydligt högre än majoriteten av tidigare värderingar och som en följd uppstod en omfattande och intressant debatt kring dess metoder och slutsatser. Debatten pågår fortfarande om än i mindre omfattning.

Sternrapporten analyserar i huvudsak fyra delar av klimatfrågan: stabilisering respektive minskning av utsläppen, anpassning till högre CO₂-nivåer samt förutsättningar för internationella överenskommelser. Det är främst den CBA-liknande analysen kring stabiliseringsfasen som har uppmärksammats.⁹ Stern når här slutsatsen att det är ekonomiskt motiverat att tämligen kraftfullt motverka höga CO₂-nivåer. Detta går radikalt emot det då rådande ”climate-ramp”-närmandet (stabiliseringar bör genomföras i mindre omfattning idag för att i framtiden stramas upp allt mer) som föreslagits av exempelvis Nordhaus (2007).¹⁰ Det SCC-värde som Stern använder i sina beräkningar är 85 \$ per ton CO₂ (Stern (2007, s. 344)), vilket motsvarar ungefär 60 öre per kilo CO₂.¹¹

I jämförelser med liknande studier får Sternrapporten höga värden vad gäller nyttan av en skarp och snar stabiliseringsfas samt låga värden vad gäller dess kostnader (Baker et al. (2008)). Dock finns det skillnader i vilka metoder som använts för att komma fram till resultaten och när det gäller i vilken omfattning klimatrisker har beaktats. I jämförelse med andra studier tillämpar Stern en mer omfattande syn på aktuella risker. Den största skillnaden berör dock den låga diskonteringsränta som Stern använt, 1,4 procent,

⁸ En meta-analys av hur detta och annat påverkar skattningarna återfinns i Brännlund (2009).

⁹ Flera kritiker till Stern såsom Nordhaus (2007), Weitzman (2007) och Tol (2006) anser att en CBA har inte utförts. Se även Cole (2008) och Aldred (2009) om vilka implikationer Sternrapporten och debatten som följt har för utövandet av CBA.

¹⁰ Ett problem för ”climate-ramp” är att vi i den förhållandevis utdragna stabiliseringsfasen kan passera s.k. ”tipping points” och att skador kan uppkomma som inte kan (alternativt svårigen) repareras i framtiden. Stern (2007) anger just irreversibilitet som ett stort problem man måste ta hänsyn till i klimatekonomiska analyser.

¹¹ Vi använder här växelkursen 7 SEK/USD.

och det är också främst diskonteringsräntan den efterföljande debatten handlat om.¹² Stern motiverar den förhållandevis låga diskonteringsräntan utifrån ett etiskt perspektiv genom att hävda att nyttor och kostnader för framtida generationer ska värderas nära nog lika som för nu levande människor.

Tidigare var praxis inom klimatekonomi att använda en diskonteringsränta på runt 6 procent. Detta högre värde brukar man motivera utifrån att framtida generationer med stor sannolikhet kommer att vara rikare än dagens och då kan klara av de högre kostnaderna bättre. Dock anser exempelvis Broome (1994) att detta synsätt är etiskt problematiskt. Nordhaus (2007a), en av Sterns främsta kritiker, är mycket negativ till att införliva etiska aspekter i analysen och anser att en diskonteringsränta kring 6 procent är rimlig (och motiverar hans ”climate ramp-approach”). Weitzman (2007) är även han emot Sterns etiska inslag men motsätter sig inte rapportens slutsatser även om han istället motiverar snara och omfattande åtgärder utifrån de allvarliga osäkerheter som existerar.¹³ Dasgupta (2007) anser däremot att man måste inbegripa ytterligare etiska aspekter och då särskilt kring rättvisa inom dagens generation. Kort uttryckt kan man säga att ju mer resurser som läggs på att bekämpa dagens orättvisor, desto mindre kan läggas på att bekämpa orättvisor mellan generationer (även om det till viss del kan hänga ihop). Att då satsa mer på att bekämpa dagens orättvisor är detsamma som att säga att man tillämpar en högre diskonteringsränta (eftersom effekter för kommande generationer värderas lägre). Dasguptas resonemang driver således upp diskonteringsräntan till en nivå i samma storleksordning som den som Nordhaus argumenterar för, vilket är intressant givet deras motsatta syn på att inkludera etiska resonemang i klimatvärderingen.

Idag verkar det råda en relativt stor enighet kring Sterns slutsatser (se exempelvis Persson och Sterner (2008)). Sterns metoder är dock fortfarande omtvistade. Ackerman et al. (*Did the Stern Review Underestimate U.S. and global climate estimates?*, 2008) använde samma modell som Stern (2006), PAGE2002, men ändrade vissa antaganden och nådde resultaten att kostnaderna år 2100 kan motsvara 2,6 procent av BNP i USA och 10,8 procent på global nivå, att jämföra med 0,4 respektive 2,2 procent enligt Stern (2007). Jämfört med Stern antar Ackerman et al. lägre anpassningsförmåga, större risk för katastrofer (dock inte så stor som Weitzman förespråkar) och att skadornas omfattning ökar snabbare med temperaturen. Ackerman et al. menar att Stern inte alls har överskattat kostnaderna, utan snarare underskattat dem.

I en något senare artikel (*Comments on “Carbon Valuation in UK Policy Appraisal: A Revised Approach*, 2009) menar Ackerman att försök att beräkna klimatförändringarnas marginalkostnader, SCC, inte är en framkomlig väg utan att man istället bör fokusera på marginalkostnaden av att minska utsläppen, MAC, för att få till stånd en kostnadseffektiv minskning. Även Stern förespråkar detta i en senare artikel (2008). Anledningen, menar Ackerman, är inte att beräkningen av MAC problemfri, utan att det är omöjligt att beräkna SCC. Detta på grund av osäkerheten i klimatförändringarnas långsiktiga effekter, eftersom de viktigaste effekterna inte har några ”meningsfulla” monetära värden och för att den långa tidshorisonten gör beräkningarna så oerhört känsliga för

¹² Diskonteringsräntan möjliggör jämförelse mellan nyttor och kostnader som infaller vid olika tidpunkter. Ju högre diskonteringsränta, desto lägre värderar vi idag nyttor och kostnader som beräknas infalla i framtiden.

¹³ Weitzman nämner att utifrån dessa osäkerheter är det lämpligt att gå från en diskonteringsränta på 6 % till 2 %.

valet av diskonteringsränta. För en analys av Sternrapporten och debatten som följde, se Hansen (2010).

3.5 Saknade effekter

De effekter som ingår i totalkostnadsskattningarna och som alltså har kvantifierats och värderats inkluderar effekter på jordbruk och skogsbruk, vattenresurser, kustzoner, energikonsumtion, luftkvalitet och hälsa. Utöver att det finns ytterligare effektkategorier att värdera, är kvantifieringen/värderingen inom varje kategori inte fullständig. Se Tol (2008a) för en mer djupgående analys. Några exempel som Tol nämner är att urbana vattenförsörjningssystem kan behöva justeras (Ashley et al., 2005), att säkerhetshöjande åtgärder och höjd byggstandard kan krävas för att klara stormar (Dorland et al., 1999), och att försurningen av haven kan påverka fiskeodlingar (Kikkawa, Kita och Ishimatsu, 2004). Också ett antal positiva effekter saknas, till exempel att högre vindhastigheter på vissa latituder kan minska kostnaden för vind- och vågenergi (Breslow och Sailor, 2002), större tillgänglighet till arktiska hamnar och möjlighet till nya farleder på grund av minskad isförekomst (Wilson et al., 2004).

Dessa mindre effekter som saknas i skattningarna ter sig dock, menar Tol, riktigt små i förhållande till de substantiella, som risken för extrema klimatscenarier, förlust av biodiversitet, massiva migrationsströmmar, väpnade konflikter och riktigt långsiktiga effekter. Om Golfströmmen ändrar riktning, om havsnivån stiger 6–7 meter på några få hundra år osv. Risken bedöms vara relativt liten, men om dessa förändringar sker, sker de förhållandevis snabbt och kan ge mycket omfattande kostnader. Effekter så pass långt fram i tiden, ett sekel eller mer, får väldigt liten tyngd i kostnadsskattningarna på grund av diskonteringen. Om effekterna växer i omfattning i hög takt relativt diskonteringsräntan, kan nuvärdet av dem ändå vara substantiellt.

Den amerikanske ekonomen Martin L. Weitzman hör till Stern-rapportens kritiker, men menar att Sterns slutsatser är rätt – om än av fel skäl. I en rad egna artiklar (Weitzman 2009a-e) fokuserar han på ”extreme tail possibilities”, dvs. på att det finns en visserligen liten sannolikhet för att klimatförändringen får en katastrofal utgång. Samhälls-ekonomiska analyser och monetära värderingar av icke marknadsprissatta varor innebär alltid osäkerheter. Men här, menar Weitzman, är osäkerheterna av en sådan magnitud att kostnadsnyttoskattningar blir irrelevanta. Utöver risken för extrema utfall talar Weitzman om ”the unknown unknowns”, dvs. att det kan finnas effekter som vi inte ens är medvetna om att vi inte kan kvantifiera och värdera.¹⁴

Om temperaturkänsligheten är stor finns en liten sannolikhet (ungefär 3 % enligt IPCC-4) för en temperaturökning större än 6 grader. Utfallet av en sådan utveckling skulle vara katastrofalt och det ekonomiska värdet skulle vara mycket högt även i diskonterad form. Weitzman menar att samhälls-ekonomiska analyser av klimatförändringen (och följaktligen monetära värderingar av dess kostnader) blir relevanta först när man har lyckats konstruera analysmodeller som tar hänsyn till möjligheten till sådana extrema förlopp. Det är viktigare än valet av diskonteringsränta. Weitzman förordar för övrigt en låg och avtagande diskonteringsränta i klimatsammanhang (Gollier och Weitzman, 2009). En avtagande diskonteringsränta implicerar att det är en större skillnad mellan effekter som infaller idag relativt sådana som infaller om 10 år jämfört med skillnaden mellan effekter om 100 relativt 110 år.

¹⁴ En liknande diskussion har förts kring risker och osäkerheter kring kärnkraften. Se Hansson (2010) för en nyligen essäsamling kring detta.

Thomas Sterner och Martin Persson (2007) fokuserar på ytterligare en central aspekt som inte behandlats på ett tillfredsställande sätt i de kostnadsuppskattningar som har gjorts. Nämligen att klimatförändringen kan ge substantiella förändringar i relativpriser. Sternrapporten diskuterar detta, men inkluderar inga relativprisförändringar i analysen. Enligt Sterner och Persson (s. 75) antar modellerna som har använts för att beräkna klimatförändringarnas kostnader (IAM) i flera fall perfekt substituerbarhet, dvs. att om klimatförändringar påverkar t.ex. tillgången på en naturresurs negativt, kan det kompenseras genom ökad produktion av något annat. Hundra kronors klimatkostnad, t.ex. försämrade möjligheter till livsmedelsproduktion, kan alltså kompenseras av hundra kronors materiell konsumtion, som t.ex. mobiltelefoni. Men om substituerbarheten i verkligheten inte är perfekt kommer priserna på vissa varor att stiga allteftersom utbudet blir mindre. Ju mindre livsmedelsproduktion, t.ex. på grund av förändrad vattentillgång, desto högre blir matpriserna och desto större blir påverkan på ekonomin i sin helhet. Sterner och Persson menar att Sternrapportens slutsatser (som alltså implicerar betydligt högre kostnader än lejonparten av övriga kostnadsberäkningar) kan nås även utan Sterns kritiserade antaganden om diskonteringsräntan. Att tillgången på en vara förändrar dess relativpris är grundläggande nationalekonomisk teori och inget omtvistat. En anledning till att förändringar i relativpris trots det inte har behandlats i kostnadsberäkningarna är att de är väldigt svåra att kvantifiera och värdera.

Också Heal (2007) underkänner åtminstone indirekt tidigare kostnadsskattningar på grundval av att de är för enkla och för att de inte tar hänsyn till t.ex. ekosystemtjänster och osäkerhet. Heal menar att efter de diskussioner bland klimatekonomer som följde på Sternrapporten är de flesta överens om att Stern har rätt i sina slutsatser om att klimatkostnaderna är höga, även om de kritiserar delar av Sterns antaganden.

3.6 Sammanfattning kostnadsskattningar

Före Sternrapporten var ekonomerna i stort överens om att klimatförändringarnas kostnader var små – och följaktligen var också incitamenten för att vidta åtgärder för att minska utsläppen av klimatgaser svaga. Sternrapporten angav väsentligt högre kostnader, men debatterades och kritiserades, inte minst för valet av diskonteringsränta. Allt eftersom har dock majoriteten klimatekonomer – Nordhaus (2007a) är ett undantag – gett Stern rätt i saken (det vill säga att de kostnadsskattningar som finns i Sternrapporten ter sig rimliga), om än med hjälp av andra antaganden. Två av Sterns namntunga kritiker, Richard Tol och Martin Weitzman, instämmer i att kostnadsskattningarna har stora brister. Tol är något tvekan (han är ju också ansvarig för en stor del av dessa skattningar), men är samtidigt tydlig med att många effekter saknas eller är ofullständigt representerade i de modeller som utgör beräkningarnas underlag. Givet att totalkostnadsskattningarnas upphovsmän känner varandra så väl menar Tol att det också är möjligt att de inte har gjorts helt oberoende av varandra.

Tol efterlyser forskning inom en rad områden:

- kvantifiering av osäkerheter
- estimering av saknade effekter
- estimering av effekter i utvecklingsländer
- ”samverkan” mellan klimatförändringens effekter
- ekosystemsförändring, förlust i biodiversitet och dess välfärdseffekter
- effekter av extrema klimatscenarier

- väpnade konflikter
- mycket långsiktiga klimateffekter.

Weitzman är mer kategorisk och avfärdar de skattningar som har gjorts utifrån att de inte alls tar hänsyn till möjligheten till extrema utfall. Martin Persson och Thomas Sterner lägger också till frånvaron av förändrade relativpriser i modellerna som en faktor som undergräver kostnadsskattningarnas trovärdighet. Skattningarna lämnar vidare en osäkerhet om för vilka länder de är relevanta, givet att skillnaderna i förväntat utfall av klimatförändringarna är betydande. Att ta fram skattningar för varje enskild region eller för varje land är samtidigt en krävande uppgift.

Ytterligare en aspekt för trovärdigheten i skattningarna är att flera av dem börjar bli något ålderstigna, några av dem har närmare 15 år på nacken. Den naturvetenskapliga kunskapen om klimatförändringarna förbättras ständigt och enligt de senaste rapporterna från IPCC (Intergovernmental Panel of Climate Change) bedöms många av IPCC's "värre" prognoser vara mer troliga än i IPCC:s slutsatser från 2007.¹⁵ Det gäller både hur snart i tiden som förändringar bedöms uppstå och hur allvarliga de blir. Risken för allvarliga konsekvenser redan vid små temperaturökningar, runt 1 grad, bedöms idag vara större. Risken för att temperaturökningarna blir större än 2–3 grader även vid 450 ppm bedöms också vara större.

Sammanfattningsvis är osäkerheten om klimatförändringarnas ekonomiska värde enorm – det gäller både utsläppen, temperaturökningen, effekterna och människors anpassningsbarhet – och pekar mot större kostnader än i de totalkostnadsskattningar som har gjorts. Denna osäkerhet ingår dock inte i standardavvikelseerna eller konfidensintervallen för de totalt fem skattningar som överhuvudtaget har angivit sådana. Enligt Tol har de underliggande modeller som används inte heller validerats mot oberoende data i särskilt hög utsträckning. Vi kommer att återkomma i kapitel 5 kring en mer grundläggande syn på de osäkerheter som är aktuella.

¹⁵ IPCC (2009).

4 Skuggprisansatsen

4.1 Varför skuggpris?

Principen bakom samhällsekonomiska kalkyler är att samtliga nyttor och kostnader som följer av det studerade projektet ska beaktas. Detta gäller även aspekter där det inte finns någon marknad. Därmed ter det sig logiskt att eventuella förändringar i CO₂-utsläpp som följer av ett projekt ska värderas utifrån vilken skada en ökning av utsläppen åsamkar samhället. Denna slutsats har dragits av flera forskare, se bland annat Brännlund (2009) eller Clarkson och Deyes (2002). Vi ser emellertid två stora bekymmer med denna ansats. För det första, som har diskuterats ovan, är skattningarna av skadornas storlek förknippade med stora osäkerheter, delvis som en följd av att vetenskapen ännu inte uppnått full förståelse för hur klimatkänsligheterna fungerar, delvis på grund av stora meningsskiljaktigheter kring mer etiska frågor om till exempel nyttovinningar mellan nationer och generationer. För det andra tar skadeståndsansatsen inte hänsyn till befintlig och framtida klimatpolitik på ett sätt som gör den lämplig som bas för ett CO₂-värde för samhällsekonomiska kalkyler av den typ som vi diskuterar här.

Den första invändningen är inte i sig en anledning att avfärda skadeståndsansatsen. Samhällsekonomiska kalkyler av den typ vi studerar är framåtblickande, så i princip samtliga värden i dem blir av nödvändighet osäkra. CO₂-värdet är visserligen förknippat med ovanligt stora osäkerheter. Detta behöver inte betyda att skadeståndsansatsen är fel; bara att det är svårare att utifrån den stora mängd skilda estimat som har beräknats välja vilket eller vilka som bör användas. Det finns flera alternativa sätt att tänka sig hur en sådan urvalsprocess kan gå till. Till exempel kan man tänka sig ett tekniskt angreppssätt och välja medelvärde eller medianen av alla rapporterade värden. Alternativt kan man tänka sig att forma en expertgrupp som får bestämma vilket värde som ska appliceras. Dyliga metoder kan göra att extremvärden undviks, men de kan inte garantera att det ”korrekta” värdet tas fram – helt enkelt eftersom det korrekta värdet inte är observerbart om det ens kan definieras på ett meningsfullt sätt.

Från detta kan man sluta sig till att man bör anamma motsvarande angreppssätt som används för att lösa många andra komplicerade frågor i demokratiska samhällen. Nämligen att låta politikerna ha den slutliga beslutanderätten. Vi förväntar oss att politiker, åtminstone delvis baserat på vetenskapliga underlag, ska väga olika intressen mot varandra och därmed komma fram till en lämplig politik som då kan ses som en manifestation av det ”politiska värdet” av CO₂-utsläpp. Detta innebär att sätta sig in i och besluta om svåra frågor som effekter av händelser med låg sannolikhet men extremt hög kostnad, vägning av nyttor mellan nationer och vilken vikt som bör tillmätas framtida generationer.

En annan omständighet som talar starkt för att använda skuggpriset som följer av den beslutade politiken är att det existerar en internationell marknad för utsläppsrätter. Detta möjliggör för globala utsläppsminskningar genom att till exempel Sverige köper utsläppsrätter och lämnar in dem till FN utan att använda dem för att täcka utsläpp. En följd av detta är att en politik som ger ett skuggpris som överstiger priset på utsläppsrätterna är problematisk ur kostnadseffektivitetssynpunkt. Anledningen är att politiken då blir onödigt kostsam eftersom den *de facto* förbrukar mer resurser än nödvändigt. Två viktiga saker bör noteras: För det första, detta är bara en princip – vilket värde principen svarar mot är fortfarande en mycket komplicerad fråga som diskuterats ovan. För det andra, principen säger mer om hur politiken bör utformas än om vilket värde som bör användas i den samhällsekonomiska kalkylen. Om det är så att politiker inför en politik som är kostsammare än nödvändigt, och denna politik förväntas bestå, är det

skuggpriset av den faktiska politiken som ger det relevanta värdet. Dock bör också noteras att det rimligen är svårare att vidmakthålla en ineffektiv politik. Det kan därför finnas skäl att anta att kraftiga avvikelser mellan skuggpris och världsmarknadspriset bör minska över tiden.

Det är givetvis så att den "politiskt manifesterade" kostnaden av CO₂-utsläpp med all sannolikhet kommer att avvika från det "korrekta" värdet. Men så länge det inte finns möjligheter att observera det korrekta värdet – se ovan – är det omöjligt att veta hur stor skillnaden är eller ens i vilken riktning den går. Det kommer rimligen att finnas grupper i samhället som anser att CO₂-värdet är för lågt och andra som tycker det är för högt. Båda grupperna är fria att förse politikerna med argument för sina åsikter.

Konsekvensen av detta synsätt är att frågan om huruvida man bör använda en skadekostnadsansats eller en skuggprisansats i grunden inte är relevant. Den förra ansatsen behövs för att förse politikerna med information som de kan grunda sina beslut på. När dessa beslut en gång är på plats är det dock skuggpriset som följer av politiken som är relevant. Sålunda, det faktum att det i dagsläget och med all sannolikhet även i framtiden kommer att finnas en klimatmotiverad politik bör utgöra själva grunden för vilket CO₂-värde som används i den samhällsekonomiska kalkylen.

4.2 Centrala aspekter

4.2.1 Mål på många nivåer

I dagsläget, och sannolikt även under överskådlig framtid, lever vi i en värld där det finns ett flertal olika CO₂-relaterade mål och regleringar som är operationaliserade på olika nivåer i samhället. Klimatförändringar är samtidigt till sin natur ett globalt problem. Om vi ser klimatmotiverade regleringar som ett hierarkiskt system har vi sålunda globala klimatöverenskommelser högst upp i systemet. För närvarande är Kyotoprotokollet det närmaste vi kommer en sådan global överenskommelse. På en lägre nivå finner vi multinationella, men inte globala, överenskommelser. Hit kan vi räkna EU:s klimatpolitik som har sin grund i att EU har valt att agera som en enhet under Kyotoprotokollet. Längre ner i systemet finner vi nationell politik, till exempel den svenska klimatpolitiken. Under den finns ett antal regionala initiativ som således utgör en regional nivå i systemet. Det finns skäl som talar för att det skulle vara bättre, i bemärkelsen att de förväntade effektivitetsförlusterna skulle vara lägre, med en prisbaserad reglering, det vill säga en globalt harmoniserad CO₂-skatt. Dock finns det en serie praktiska problem med en dylik skatt, vilket talar för att även framtida klimatavtal sannolikt, i allt väsentligt, formuleras i kvantitativa termer.¹⁶

I botten av dagens klimatpolitik ligger kvantitativa mål, det vill säga mål uttryckt i termer av hur stora utsläpp som tillåts. Under Kyotoprotokollet förbinder sig de så kallade Annex I-länderna (i princip de industriländer som har ratificerat protokollet) att minska sina utsläpp av växthusgaser med 5,2 % jämfört med 1990. Detta beting fördelades ut på respektive parter. EU har valt att agera som en sådan part under Kyotoprotokollet och har ett beting att minska utsläppen med 8 % som ett medelvärde för år 2008–2012 jämfört med 1990 (gäller EU15). EU har i sin tur fördelat ut minskningsbördan på respektive medlemsstater. Sverige fick då utrymme att öka sina utsläpp med

¹⁶ Se till exempel Pearce (1991), Pizer (2002) och Bohm (1997) för diskussioner om problem med att implementera en global prisbaserad politik. Nordhaus (2007b) och Cooper (2008) är två studier som argumenterar för att problemen trots allt kan övervinnas.

4 procent. Efter detta har Sverige bestämt ett nationellt utsläppsmål som innebär en minskning med 4 %. Det är viktigt att notera att det finns utrymme för att omallokera utsläppen. Sverige behöver t.ex. inte minska sina utsläpp inom Sveriges gränser utan kan, inom vissa ramar, tillgodoräkna sig utsläpp utomlands. Detta kan t.ex. ske genom handel med utsläppsrätter eller via CDM (Clean Development Mechanism). I juni 2009 antog riksdagen en proposition om en sammanhållen klimat- och energipolitik, med nya klimatmål. Till år 2020 ska utsläppen av växthusgaser från den icke handlande sektorn i Sverige minska med 40 procent jämfört med 1990. Minskningarna kan ske i Sverige, i form av investeringar i andra EU-länder eller genom flexibla mekanismer som CDM. För år 2050 finns en vision baserad på tvågradersmålet och koncentrationsmålet på 400 ppm, nämligen att Sverige detta år inte har några nettoutsläpp av växthusgaser i atmosfären.¹⁷

För att ytterligare komplicera bilden görs åtskillnad, på till exempel den nationella nivån, mellan olika sektorer, som energisektorn, hushållssektorn och transportsektorn. Transportsektorn ingår i den icke handlande sektorn, som alltså har i Sverige som gemensamt mål att minska utsläppen med 40 procent till 2020. Trafikverket har i årets regleringsbrev (2010) fått i uppdrag att utarbeta förslag till årsvisa mål för sektorn inom bland annat klimatområdet.

Vilket mål är det då mest relevant att utgå från? Det ter sig rimligt att det mest relevanta målet är det långsiktiga, tidsatta mål som inkluderar hela sektorn i fråga i ett land och bedöms vara trovärdigt (dvs. ingen ouppnåelig vision). Om det inte finns något sektors-specifikt mål blir istället det nationella målet relevant. Om sektorn ingår i ett handelssystem och det finns ett gemensamt mål inom handelssystemet (t.ex. inom EU) är detta förmodligen att föredra. Regionala mål är däremot uppenbart inte lämpliga i det här fallet, eftersom de inte inkluderar hela sektorn i fråga.

4.2.2 Policy på många nivåer

Aktörer inom en sektor, t.ex. transportsektorn, möter ett policypaket som resulterar i ett skuggpris för att nå det önskade målet. Eftersom policypaketet skiljer sig åt både i den vertikala dimensionen, t.ex. mellan EU och Sverige, och den horisontella dimensionen, t.ex. mellan industri och transporter, kommer sektorerna att möta olika skuggpriser. Detta är en uppenbar komplikation som måste tas hänsyn till när ett CO₂-värde ska väljas ämnat för samhällsekonomiska kalkyler för t.ex. infrastruktursatsningar. Utöver dessa vertikala och horisontella skillnader i regleringar – och mål – finns även en komplikation i att styrmedelsvalen varierar mellan olika sektorer.¹⁸ Som ett exempel täcks CO₂-utsläppen från EU:s energiintensiva industri av ett utsläppsrätthandelssystem, EU-ETS, vilket kan ställas i kontrast till transportsektorn vars utsläpp till stor del regleras via skatter på bränsle. Utöver bränsleskatter möts dock transportsektorn av ett helt batteri med styrmedel av vitt skilda former. Det rör sig t.ex. om differentierade fordonsskatter (i Sverige avser detta bara den årliga fordonsskatten eftersom Sverige inte har någon särskild skatt vid nybilsköp, vilket är vanligt i många andra EU-länder) och informationskampanjer (t.ex. som en följd av EU:s ”labelling directive”, Council Directive 1999/94/EC). Tidigare har Sverige haft en miljöbilspremie, som subventio-

¹⁷ Se Prop. 2008/09:162

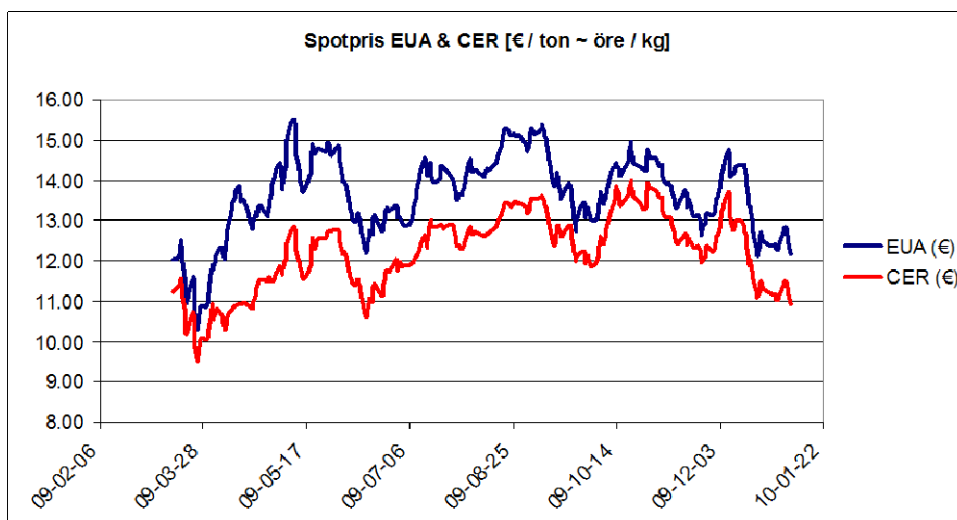
¹⁸ Dyliga skillnader kan ses som en indikation på att politiken inte är optimal, men det kan finnas rationella skäl för skillnaderna, t.ex. skillnader i risk för så kallat kolläckage mellan sektorer, som motiverar en politik även fast den uppenbart inte är kostnadseffektiv, se Mandell (2008, 2010).

nerade inköp av nya bilar som uppfyllde vissa miljökrav, samt en skrotningspremie, som syftade till att uppmuntra att äldre bilar togs ur fordonsparken. Vidare finns ett komplext system av skatteregler som starkt påverkar fordonsvalet för tjänstebilar. Alternativa bränslen, som etanol och RME, är befriade både från CO₂- och energiskatt där åtminstone det senare bör ses som en subvention ämnad att ändra relativpriset mellan dessa och fossila bränslen.¹⁹ Att bedöma vilket skuggpris som ett sådant batteri av styrmedel resulterar i är en grannliga uppgift.

Det är däremot relativt enkelt att bedöma skuggpriset som följer av att utsläppen regleras via ett system för handel med utsläppsrätter, eftersom det i princip motsvarar marknadspriset på utsläppsrätter. I verkligheten är även detta förknippat med problem. Till exempel handlas det med en hel rad olika utsläppsrätter. Inom EU-ETS benämns utsläppsrätter EUA:s, en EUA täcker ett ton CO₂-utsläpp. Det finns även så kallade ERU:s som skapas genom att genomföra utsläppsminskande investeringar i ett annat land med åtagande under Kyotoprotokollet, så kallad Joint Implementation, och CER:s som är motsvarande men för investeringar i länder utan åtaganden under Kyotoprotokollet, så kallade Clean Development Mechanisms. De senare finns i två skepnader; primära CER (pCER) som skapas genom det framtida flödet av utsläppsminskningar som ett projekt genererar och sekundära CER (sCER) som är redan skapade pCER:s som handlas på den sekundära marknaden. De förra är förknippade med en projektrisk och har därmed lägre värden. Under Kyotoprotokollet tilldelas länderna utsläppsrätter som kallas AAU:s. Det är tillåtet för länder att handla med dessa, men marknaden är tunn och inte transparent. En ytterligare komplikation följer av att det görs åtskillnad mellan ”vanliga” AAU:s och ”gröna” AAU:s, där det senare kopplas till investeringar som ska garantera att de verkligen är förknippade med utsläppsminskningar. Det finns ingen juridisk skillnad mellan de båda, men de senare kan vara mer acceptabla och därmed handlas till ett högre pris.

De olika instrumenten kommer att uppvisa skillnader i pris, men av arbitrageskäl kan dessa skillnader inte blir för stora. Till exempel följer priserna för EUA:s och CER:s varandra i mycket stor utsträckning. Detta följer av att en utsläppare inom EU kan använda endera för att täcka sina utsläpp. Dock finns en högsta nivå för i vilken utsträckning CER:s kan användas (denna nivå varierar mellan medlemsländerna) och följaktligen kan priset på CER:s aldrig överstiga priset på EAU:s utan typiskt borde de förra handlas till ett lägre pris. Att så även är fallet kan lätt ses från figur 4 som visar spot-priser för EUA:s och CER:s på European Climate Exchange, som är en av de största börserna för utsläppsrättshandel inom EU ETS.

¹⁹ För en djupare diskussion om styrmedel riktade mot personbilsmarknaden och hur dessa interagerar, se Mandell (2009).



Figur 4 Spotpriser på EUA:s och CER:s. Baserad på data från European Climate Exchange.

Priserna i figur 4 är uttryckta i €/ton men motsvarar approximativt öre/kg CO₂. Även om marknaden är relativt volatil kan man notera att EUA-priset på spotmarknaden har legat mellan €13 och €15 den största delen av perioden. Den kraftiga nedgången i december 2009 går sannolikt att koppla till att klimatmötet i Köpenhamn inte resulterade i några större framsteg. EU har lovat att öka sitt utsläppsminskingsbeting om andra industriländer tar på sig motsvarande åtaganden. Då detta inte blev resultatet av Köpenhamns-mötet räknade sannolikt marknaden med att den framtida politiken inom EU blir mindre kraftfull, vilket resulterar i lägre priser på utsläppsrätter.

4.3 Var finner man det relevanta skuggpriset?

4.3.1 Via koldioxidskatten?

Koldioxidskatten är en punktskatt som tas ut på bensin, olja, naturgas, kol och koks. Att återgå till den tidigare principen att sätta kalkylvärdet för koldioxid lika med koldioxidskatten är, som SIKA uttrycker det²⁰ den tydligast uttryckta preferensen, eftersom den innebär en faktiskt vidtagen åtgärd. Två faktorer talar emot koldioxidskatten som grund för kalkylvärdet. Dels ändras skatten relativt ofta, medan man för att kunna jämföra åtgärder (kalkyler) med varandra vill ha kalkylvärden som är mer stabila över tiden. Dels är det inte helt övertygande att koldioxidskattens främsta syfte är att internalisera marginalkostnaden för koldioxidutsläppens skadeverkningar så att kostnadseffektiva minskningar av utsläppen görs. Nilsson och Pydokke (2009) hävdar att så inte är fallet. Användningen av fossila bränslen har också andra externa miljöeffekter än utsläpp av koldioxid; som utsläpp av kväveoxider (NO_x) och koloxid (CO). Dessa kan antas internaliseras via energiskatten på drivmedel. Ändå har höjningar av koldioxidskatten kombinerats med sänkningar av nämnda energiskatt,²¹ så att det totala utrymmet för internalisering av trafikens emissioner har hållits konstant. Ur ett fiskalt hänseende är detta logiskt eftersom bränsleefterfrågan är tämligen inelastisk och snedvridningen av ekonomin följaktligen blir begränsad jämfört med att beskatta mer rörliga skattebaser som

²⁰ SIKA (2002), ASEK 2 SIKA Rapport 2002:4, s. 129.

²¹ Dels i samband med att koldioxidskatten infördes 1990–1991, dels under perioden 2000–2004.

t.ex. arbete. Detta innebär enligt Nilsson och Pydokka (a) att vi inte kan se koldioxid-skattenivån som ett uttryck för samhällets värdering och (b) att det inte heller är möjligt att tolka skattenivån som ett skuggpris eller en värdering.

4.3.2 Via handeln med utsläppsrätter?

Handel med utsläppsrätter är en tilltalande utgångspunkt för att finna det relevanta skuggpriset för koldioxid eftersom utsläppsrättshandeln omvandlar den kvantitativt formulerade målsättningen till ett marknadspris – något som i avsaknad av handel skulle vara en grannliga uppgift. Vi har tidigare noterat att spotpriserna för EU ETS är enkelt observerbara. Så frågan blir i vad mån dessa kan användas som bas för en koldioxidvärdering ämnad för samhällsekonomiska analyser av infrastrukturprojekt i Sverige? Tyvärr är de inte en bra bas för ett koldioxidvärde. Anledningarna är flera.

Visserligen omfattas både transportsektorn och den energiintensiva industrin av EU:s utsläppstak under Kyotoprotokollet, men en minskning av utsläppen i den ena sektorn kan inte automatiskt resultera i att högre utsläpp kan göras i den andra. Detta eftersom den energiintensiva industrin regleras via EU ETS (den s.k. handlande sektorn) medan transportsektorn ligger utanför (tillsammans med alla utsläpp som sker utanför den som hanteras av EU ETS – den s.k. övrigsektorn). Om en utsläppsminskning i transportsektorn direkt skulle möjliggöra motsvarande utsläppsökning i den handlande sektorn skulle priset i EU ETS vara ett bra mått på värdet av utsläppsminskningen eftersom det skulle motsvara den kostnadsbesparing som så sker i den handlande sektorn, se resonemang i avsnitt 2.2 ovan.

Ur kostnadseffektivitetssynpunkt vore det önskvärt att priset för utsläpp var lika i den handlande som i (samtliga delar av) den övriga sektorn. Detta skulle minimera kostnaderna för att nå det givna kvantitativa målet. Det finns dock åtminstone en anledning till att priserna bör skilja sig åt mellan de olika sektorerna även om det leder till en ineffektiv fördelning av utsläppsminskningarna, nämligen att sektorerna möter helt olika konkurrenssituationer. En stor del av den energiintensiva industrin i den handlande sektorn agerar på en internationell konkurrenssatts marknad. Om de skulle möta en markant hårdare reglering än sina internationella konkurrenter finns en risk för s.k. kolläckage. Detta yttrar sig i att produktionen flyttar till länder med lättare regleringar antingen genom att produktionen flyttas (även om den bedrivs av samma ägare) eller genom att de reglerade företagen minskar sin produktion medan de med lättare regleringar kan öka sin produktion. Kolläckage är uppenbart inte önskvärt eftersom det skadar inhemsk industri utan att minska de globala utsläppen – man kan t.o.m. tänka sig att utsläppen ökar om produktionen sker under mindre effektiva former. Transportsektorn möter inte motsvarande konkurrensproblem. Visserligen kan ökade transportkostnader leda till minskad konkurrenskraft för svensk industri, men motsvarande direkt kolläckagerisk finns inte. Det kan alltså vara rimligt att transportsektorn ska bära en större del av bördan för att nå ett givet mål, dvs. möta ett högre pris för utsläpp än vad den konkurrenssatta industrin gör.

Ovanstående resonemang leder till att priset för utsläppsrättspriserna i EU ETS har begränsad roll för vilket värde man bör använda i infrastrukturkalkyler. Möjligen kan sägas att de utgör ett golv då det inte ter sig rimligt att transportsektorn någonsin bör möta ett lägre pris än den handlande sektorn. Det vill säga, det finns information att hämta ur priserna för utsläppsrättshandel, men de kan åtminstone inte under överskådlig framtid användas direkt i infrastrukturplaneringen.

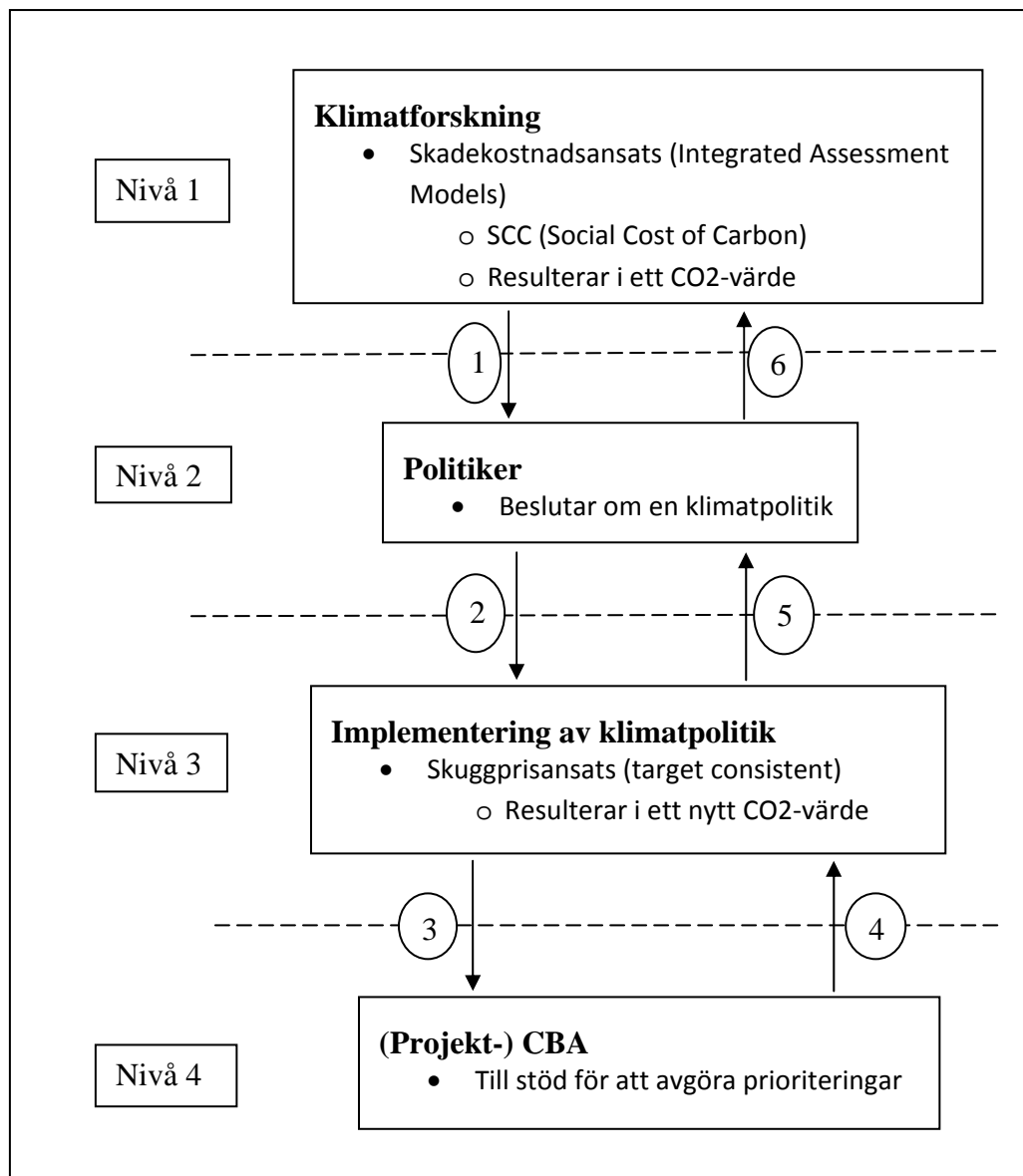
Ett annat problem är att kalkylerna är framåtblickande och även om priserna i EU ETS är observerbara, så ligger den relevanta informationen snarare i de framtida priserna än i de historiska. Mot detta kan anföras att en stor del av handeln med utsläppsrätter sker på futuresmarknaden. Denna marknad uppvisar motsvarande transparens som spotmarknaden. Vad som är särskilt intressant är att den ger en indikation om vad marknaden tror om framtida regleringar. Priserna på futuresmarknaden stiger ju längre in i framtiden kontraktet gäller. Detta innebär inte nödvändigtvis att marknaden tror på en mer stringent politik i framtiden, men det är en klar indikation på att man förväntar sig att någon form av politik kommer att finnas.

Även om det inte finns någon automatisk kommunikation mellan den handlande sektorn och den övriga sektorn finns det indirekta kanaler. Den svenska staten kan t.ex. köpa CER:s (som skapas av utsläppsminskade projekt i länder utan åtaganden under Kyoto-protokollet, se ovan) för att möjliggöra för högre utsläpp i övrigsektorn utan att riskera att Sverige inte uppnår sitt mål. Som nämnts ovan handlas CER:s på öppna börser och dessutom till priser som är lägre än för EU ETS utsläppsrätter. Ett annat alternativ är att Sverige köper AAU:s (utsläppsrätter under Kyoto-protokollet) på den internationella marknaden. Denna marknad är inte transparent, men de få prisobservationer som finns indikerar priser som är lägre än de för CER:s. I vad mån Sverige ska ägna sig åt dylik handel diskuteras för närvarande flitigt och de olika politiska blocken har olika åsikter i frågan. Här nöjer vi oss med att konstatera att det finns utrymme för Sverige att utnyttja dessa handelsmöjligheter i en större utsträckning, att det finns – åtminstone för CER:s – god tillgång på prisobservationer och att det inte ter sig omöjligt att detta alternativ kommer att användas (då det minskar kostnaderna för klimatpolitiken rätt dramatiskt utan att riskera att målet inte nås) men att det i slutändan är en fråga för politikerna att avgöra.

Den handlande sektorn och den övriga sektorn påverkar varandra även på andra sätt. Till exempel kan en ökad användning av biodrivmedel i transportsektorn driva upp biodrivmedelspriserna vilket påverkar den handlande sektorn, som också i viss mån kan använda biodrivmedel. Allt annat lika bör detta leda till ökade priser på utsläppsrätter eftersom fossilbränslen och biodrivmedel, åtminstone delvis, är substitut. Det vill säga om en ökad användning av biodrivmedel i transportsektorn ökar biodrivmedelspriserna kommer den handlande sektorn i större grad att vilja använda fossilbränslen och därmed utsläppsrätter. Motsvarande diskussion kan föras i samband med en eventuell ökad elektrifiering av vägtrafiken. En sådan kommer att flytta efterfrågan av energi från övrigsektorn till den handlande sektorn, som omfattar elproduktion.

5 Osäkerheter

Som framgått klart i denna rapport är ett koldioxidvärde ämnat för planeringsprocessen behäftat med en mängd olika osäkerheter. Det har sin poäng att försöka belysa dessa olika osäkerheter på det fundamentala planet och i vilken omfattning de kan undvikas. Vi gör detta genom att betrakta processen från (generell) klimatforskning till själva planeringsprocessen i form av (projekt-)CBA.



Figur 5 Från klimatforskning till (projekt-)CBA.

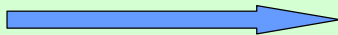

Inom ramen för denna rapport är det naturligtvis inte möjligt med en fullständig kartläggning av existerande osäkerhetsstruktur. Vi utgår från figur 5 ovan. Härigenom kan vi erhålla en god indikation av den osäkerhetsstruktur som gäller. Fyra nivåer berörs: klimatforskning, politiker (och klimatpolitik), implementering av klimatpolitik samt (projekt-) CBA.

5.1 Nivå 1: Klimatforskning

Detta är den mest fundamentala nivån och de osäkerheter som uppkommer berör främst vetenskapsosäkerheter. Dessa kan initialt delas upp i osäkerheter gällande den naturvetenskapliga klimatforskningen samt de ekonomiska metoder som används.²²

En bra sammanfattning av dessa osäkerheter och deras interaktion ges av figur 6, som är hämtad från Watkiss et al. (2006, s. 18) även om författarna erkänner att det inte är en fullständig kartläggning. Från den naturvetenskapliga klimatforskningen erhålls vilka förändringar som klimatförändringar sannolikt kommer att resultera i framöver. Därefter beräknas de ekonomiska konsekvenserna (värderingar) av dessa förändringar med s.k. Integrated Assessment Models (IAM) som kan ses som en kombination av naturvetenskapliga och ekonomiska modeller. Cellerna i matrisen är således resultaten av olika IAM:s. Detta är ett exempel på skadestodansatsen som har belysts ovan och på så sätt kan vi också få fram ett CO₂-värde, det s.k. SCC-värdet.²³ Watkiss et al. (2006) kallar figuren nedan för just "The SCC risk matrix".

Osäkerheter för de naturvetenskapliga modellerna är de som uppkommer i samband med att man predicerar framtida klimatförändringar vilket är långt ifrån en enkel uppgift. För ekonomiska metoder handlar det främst om osäkerheter i samband med värdering av dessa. Kolumnen "(Socially Contingent)" berör icke-marknadsvärderade förändringar som gäller på en aggregerad nivå såsom regioner och nationalstater (exempelvis den ekonomiska konsekvensen av en stigande havsnivå för Bangladesh).

		Uncertainty in Valuation 		
		Market	Non Market	(Socially Contingent)
Uncertainty in Predicting Climate Change 	Projection (e.g. sea level Rise)	Coastal protection Loss of dryland Energy (heating/cooling)	Heat stress Loss of wetland	Regional costs Investment
	Bounded Risks (e.g. droughts, floods, storms)	Agriculture Water Variability (drought, flood, storms)	Ecosystem change Biodiversity Loss of life Secondary social effects	Comparative advantage & market structures
	System change & surprises (e.g. major events)	Above, plus Significant loss of land and resources Non- marginal effects	Higher order social effects Regional collapse Irreversible losses	Regional collapse

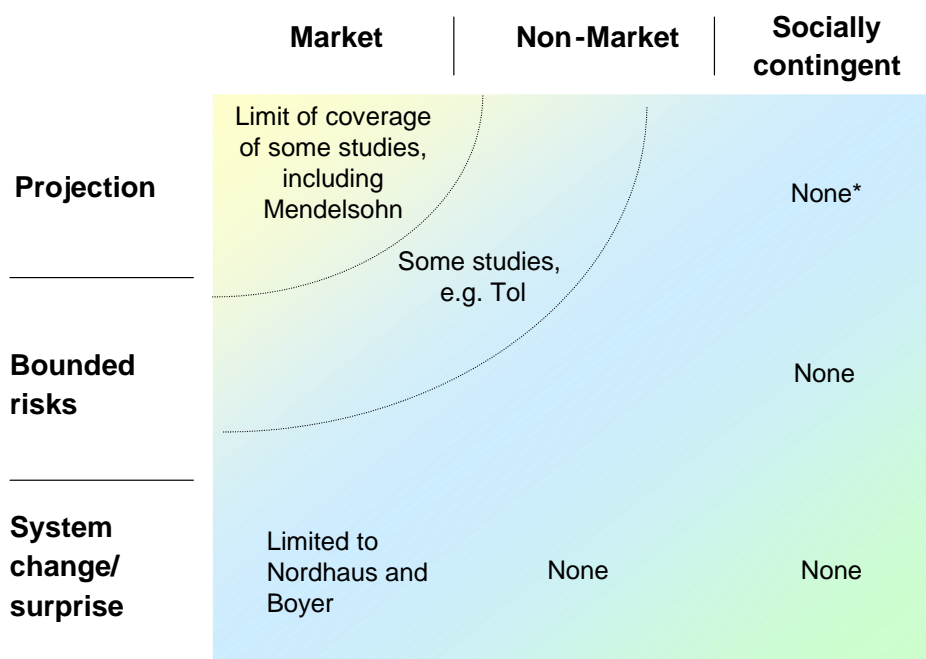
Figur 6 Riskmatris för SCC-värde (Watkiss et al. (2006, s. 18)).

²² Det senare kan också benämnas som en metodologisk osäkerhet vilket man i så fall kan se som ett specialfall av vetenskaplig osäkerhet.

²³ Specifika skadestodansatser berörs inte i denna del.

De utförda SCC-skattningar som vi berör i denna rapport är i olika omfattning behäftade med kombinationer av dessa två osäkerheter såsom belysts i figur 7 nedan, även den från Watkiss et al. (2006, s. 19). Enklast är att enbart beröra ”projection” vad gäller klimatosäkerheter och deras marknadsprissatta konsekvenser (cellen längst upp till vänster). En mer utvecklad analys inhämtar även ”bounded risks” och icke-marknadsprissatta konsekvenser. Som ses i figuren har exempelvis Tol täckt in dessa fyra celler. Dock verkar det inte finnas någon studie ännu som inhämtar alla nio celler. Att utförda studier i olika omfattning berör olika celler är en förklaring till att vi har en så stor spridning i SCC-skattningarna.

Det finns även osäkerheter kopplade till klimatforskning såsom ett tvärvetenskapligt forskningsområde. Klimatforskning är, som belysts i Hansen (2010), med nödvändighet tvärvetenskaplig eftersom ingen enskild disciplin kan ge svar på de komplexa frågor som ställs kring klimatförändringar. Att förespråka tvärvetenskapliga interaktioner är populärt idag men vi vet mycket lite om vad som utmärker framgång i dessa typer av interaktioner (se Weingart och Stehr (2000)).²⁴ Exempelvis har vi frågan om det egentligen behövs en direkt interaktion mellan de inblandade disciplinerna och hur den i så fall organiseras effektivt. Eller är arbetsuppdelningen så att en disciplin utför en analys och sedan tar en annan därefter över?



Figur 7 Utförda SCC-skattningar i förhållande till riskmatrisen (Watkiss et al. (2006, s. 19)).

Förutom osäkerheter kopplade till de olika ingående vetenskapliga disciplinerna (och deras interaktion) har vi även osäkerheter kopplade till forskarna själva. Att forskare är fullständigt objektiva får ses som aningen för idealiserande. Det kan vara yttre om-

²⁴ Se även Hansen (2010) angående en analys kring interaktionen mellan nationalekonomi och etik inom klimatforskning i skuggan av Sternrapporten och den debatt som följde vilket också berörs senare i denna rapport.

ständigheter som att en forskningsfinansiär direkt/indirekt ställer krav på såväl resultat som metod. Vänskapsförhållanden mellan forskare kan också spela in vilket Tol (2009) också nämnt för SCC-skattningar. Som belysts i Angner (2006) kan även forskarens beslutsfattande vara en osäkerhetsfaktor. Som alla andra människor har forskare också en tendens att försöka bekräfta sina trosföreställningar hellre än att falsifiera dem, s.k. ”confirmation bias” (Nickerson (1998)). Det är således inte orimligt med forskare som ”agerar enligt sin egen agenda”. Om detta är en särskilt stor osäkerhetsfaktor vad gäller klimatforskning är dock svårt att uttala sig om. Det bör också nämnas att särskilt för företrädare av samhällsvetenskaper är det svårt att göra vetenskapliga uttalanden utan att på ett eller annat sätt subjektiva värderingar införlivas (se exempelvis Nelson (1987) angående nationalekonomens roll i policyfrågor).

5.2 Nivå 2: Politiker och klimatpolitiken

Resultatet av nivå 1 är ett koldioxidvärde baserat på SCC-skattningar. Detta är sedan tillsammans med annan klimatforskning input till politiker på nivå 2 (pil markerad med 1 i figur 5). Givet alla de osäkerheter som är förknippade med detta värde är det befogat att fråga sig om det inte är bättre att helt bortse från SCC-värdet. Men att politiker ska utveckla en klimatpolitik utan att inhämta någon indikation, om än osäker, kring skadekostnaden är inte troligt. Eftersom information av detta slag efterfrågas är det rimligt att frambringa den på det i dagsläget bästa vetenskapliga tillvägagångssättet. Som också nämns i DECC (2009a) satsas det mycket resurser på att förbättra dagens knappa kunskapsläge.

Politikernas roll gällande klimatförändringar ska inte underskattas. En mindre lyckad klimatpolitik kan bli mycket kostsam i längden. Men vad som utmärker en lyckad klimatpolitik är inte lätt att vara specifik om. Hepburn och Stern (2008) beskriver det som att utföra goda beslut, i rätt tid och som håller kostnaderna nere. Det senare uttrycker ekonomisk effektivitet och kan även uttryckas som att man maximerar utfallet givet satsningar. Trots sin vaghet kommer vi att använda denna syn på god klimatpolitik. Samtidigt är det inga enkla beslut politikerna ställs inför. Det vetenskapliga läget på nivå 1 är ofta svårtolkat, särskilt de associerade osäkerheterna. Klimatförändringarna är dessutom inte den enda nationella och internationella problematik dagens politiker ställs inför och prioriteringar måste ofta göras.

Osäkerheterna på nivå 1 sprids ned till denna nivå. Dessutom tillkommer nya osäkerheter i samband med politikern som beslutsfattare. Som alla andra kan de drabbas av olika intuitiva felslut. Exempelvis kan man vara för optimistisk i sina bedömningar (Lovallo och Kahneman (1993)). Denna s.k. ”optimism bias” kan gälla t.ex. synen på teknisk utveckling i den meningen att man är för positiv i sin uppfattning kring dess kapacitet att motverka klimatförändringarna.

Men det finns även strategiska beslut som kan resultera i en mindre lyckad klimatpolitik. Exempelvis kan olika slags lobbygrupper påverka politiker till prioriteringar som inte är linje med en god klimatpolitik. Vi har även ”public choice”-synen på politikern i den meningen att de strukturerar sin politik efter att bli vald (och omvalda). Men att alltför mycket foga sig efter invånarnas attityder kan ge problem om de inte är i linje med det faktiska hot som klimatförändringarna utgör. Weber (2006) anser just att människor i allmänhet (även politiker) har svårt att förstå de risker som klimatforskningen påvisar. Å andra sidan bör det nämnas att i en nyligen Eurobarometer (2009) kring européers attityder till klimatförändringar så tillhör svenskarna den grupp som ser mest allvarligt på klimatförändringar och är mest villiga att agera för förbättringar.

Dock framgår det inte om deras attityder är i linje med den faktiska riskbild som klimatforskningen påvisar.

5.3 Nivå 3: Implementering av klimatpolitik

I denna nivå är det dags att implementera beslutad klimatpolitik. Givet satt klimatpolitik behövs då ett CO₂-värde för att avgöra exempelvis lämpliga klimatsatsningar. Detta CO₂-värde baseras då på skuggprismetoden. Rimligtvis kommer detta nya värde att skilja sig från det SCC-baserade värde vi erhöll på nivå 1 som nu alltså spelat ut sin roll. I den process vi beskriver används således olika CO₂-värde (även om bara ett gäller för planeringsprocessen).

Vad gäller det nya CO₂-värdet uppkommer inga nämnvärda vetenskapliga osäkerheter. Skuggprismetoden är i detta sammanhang en enkel metod att använda. Naturligtvis existerar det alltid några osäkerheter hur enkel metoden än är men de är inte i storleksordning med de vi diskuterat så långt. Exempelvis finns det ingen tvärvetenskaplig interaktion i skuggprismetoden.

Störst osäkerhet uppkommer troligen i samband med att finna lämpliga åtgärder för att implementera vald klimatpolitik. I Sverige har vi ju erfarenheter kring olika investeringsstöd såsom LIP och KLIMP. Även här kan man misstänka uppkomst av ”optimism bias”. De forskarbaserade osäkerheterna på denna nivå är likt de för nivå 1.

5.4 Nivå 4: (projekt-)CBA

Sista nivån gäller de kostnads-nyttanalyser som utförs i infrastrukturplaneringen. Egentligen är de del av nivå 3 men givet det fokus vi har på planeringsprocessen i denna rapport så berör vi det för sig. CO₂-värdet fås från skuggprisansatsen (pil 3 i figuren) och därefter utförs CBA för att hitta lämpliga satsningar.

CBA är en omdiskuterad metod. Vi har ett antal vetenskapsosäkerheter (se Hansson (2007)) och debatter som varit berör främst dess grundläggande välfärdsekonomiska teori samt utförandet av betalningsviljestudier. Delar av dessa vetenskapsosäkerheter och dess implikationer är analyserade i Hansen (2009) som kommer fram till att det finns en medvetenhet bland dess utövare, trycket på förbättringar kunde varit högre samtidigt och det finns inget rimligt alternativ till CBA i dagsläget gällande planeringsprocessen.

Den forskarbaserade osäkerheten för CBA är särskilt intressant. Exempelvis kan CBA-utövaren styra en CBA med sitt val av tidsperiod eller vilka agenters nyttor man ska beakta. I fokus senaste tiden har varit en ny version av ”optimism bias” föreslagen av Flyvbjerg (2008; 2009). I denna version är det inte en optimism kopplat till vårt intuitiva beslutsfattande utan istället som ett resultat av strategisk felaktig framställan (”misrepresentation”) så att ens projekt väljs ut. I ett antal artiklar har Flyvbjerg visat att 9 av 10 projekt påvisar kostnadsöverträdelser och den optimism som uttrycks i initial CBA kan bäst förklaras som strategiskt felaktig framställan. Det finns inga nämnvärda internationella skillnader och över tiden har det inte förbättrats de senaste 70 åren.

En intressant iakttagelse är att på denna nivå utförs CBA enligt praxis. Den diskonteringsränta som används är som brukligt anpassad efter marknadsräntan. En mer etiskt anpassad diskonteringsränta har således inte någon funktion på denna nivå utan på nivå 1. En del av detta går tillbaka till att en CBA utförd på nivå 1 tar hänsyn till ett längre tidsperspektiv, exempelvis ser Stern (2007) till 200 år framåt, vilket gör en

normativt baserad diskonteringsränta mer motiverad. Föreslagen figur 5 redogör således även för hur olika diskonteringsräntor kan förekomma i planeringsprocessen samt att Sterns delvis etiskt baserade diskonteringsränta inte är ämnad för att tillämpas vid avgörandet av lämpliga klimatsatsningar såsom kring infrastruktur (dvs. på nivå 4).

5.5 Hur osäkerheterna sprids i figuren och vilka kan undvikas

Hur osäkerheterna sprids i figur 5 är ganska enkelt vad gäller när vi går från nivå 1 till 4. Det CO₂-värde som levereras av klimatforskning har ett antal osäkerheter kopplade till sig. Delar av dessa kan följa med in i klimatpolitiken i den mening SCC-värdet ingår i det beslutsunderlag som politikerna måste ta ställning till. Dock i klimatpolitiken har vi främst osäkerheter kopplade till politikern själv. Dessa sprids ned i implementeringsprocessen och i det skuggprisbaserade CO₂-värde som sedan används i (projekt-) CBA.

Vad gäller osäkerheter åt andra hållet, från nivå 4 till 1, har de främst att göra med att om de mindre fundamentala nivåerna inte utförs som antagits, sprids osäkerheter uppåt till högre nivåer. En (projekt-) CBA som påvisar strategisk felaktig framställan hotar en korrekt utförd prioritering bland aktuella satsningar. Följden är då en icke-effektiv implementering av beslutad klimatpolitik (pil 4). Denna osäkerhet kan sedan spridas till politikern som därefter kanske måste besluta om en ny klimatpolitik (pil 5). Då krävs kanske också nytt beslutsunderlag från klimatforskningen (pil 6) där man måste ta hänsyn till det problem som uppstod på nivå 4 och spred sig uppåt. Problem kan uppstå redan på nivå 2 om politikern beslutar om en mindre bra klimatpolitik. Det bör påpekas att i de flesta SCC-skattningar, och mer utvecklade analyser såsom Stern (2007), antas att politiker, klimatpolitik och dess implementering sker optimalt.

I vilken omfattning man kan undvika nämnda osäkerheter är inte lätt att svara på även om det finns mindre svåra åtgärder. Låt oss betrakta varje nivå för sig. Vetenskapsosäkerheterna på nivå 1 minskas med mer forskning vilket också sker idag med stora satsningar. Det är lätt att glömma att området är ganska nytt ur historiskt perspektiv och mycket kommer nog att hända framöver. De tvärvetenskapliga interaktionerna bör analyseras så att de är effektivt organiserade men även undersöka möjligheterna till nya interaktioner. De forskarbundna osäkerheterna motverkas tämligen enkelt genom en öppen debatt. Dock huruvida dagens debatt är acceptabel kräver en egen analys. För nivå 2 är de politikerbaserade osäkerheterna svåra att undvika. De är en del av vårt demokratiska samhälle att vi lägger beslutsrätten hos politikerna. Samtidigt ska man inte heller här underskatta poängen med en öppen debatt kring deras klimatpolitik samt även kring det beslutsunderlag de har som grund. För nivå 3 gäller som ovan mer forskning (kring lämpliga åtgärder i detta fall) samt öppen debatt. Även vetenskapsosäkerheter på nivå 4 motverkas genom mer forskning (kring CBA som metod) och öppen debatt som också förslagits i Hansen (2009). Flyvbjerg (2008; 2009) föreslår "reference class prediction" som en metod som kan motverka "optimism bias". Denna teknik bygger på Lovallo och Kahneman (1993) och kan motverka både dess intuitiva samt strategiska variant. Tekniken har tillämpats på infrastruktursatsningar och går kort ut på att skapa en databas med liknande satsningar, finn dess sannolikhetsfördelning och sedan jämför aktuellt projekt mot denna sannolikhetsfördelning för att avgöra projektets trovärdighet.

Denna del kring hur man kan undvika rapporterade osäkerheter är nödvändigt vag eftersom det inte finns några enkla lösningar. Om så hade ju dessa problem varit åtgärdade för länge sedan. Det är en del av interaktionen mellan vetenskap och policybeslut. Men

en medvetenhet kring osäkerhetsstrukturen likt den presenterade kan göra att vi kan jobba mer målmedvetet kring hur olika osäkerheter kan minskas. Framöver kan en kombination mellan mer klimatforskning (effektivt organiserad), öppen debatt och "reference class prediction" dock göra ganska snabba framsteg.

6 Transportsektorns roll i valet av kalkylvärde

6.1 Hur påverkas infrastrukturens lönsamhet av ett förändrat CO₂-värde?

För att en förändring av koldioxidvärdet ska påverka infrastrukturens lönsamhet, behöver förändringen vara stor. Koldioxidnyttor av en föreslagen infrastrukturåtgärd är i de allra flesta samhällsekonomiska kalkyler en liten post, vare sig åtgärden medför att utsläppen ökar eller minskar.

De kalkyler som gjordes i samband med utarbetandet av den senaste långsiktiga planen för infrastrukturinvesteringar i Sverige, Nationell plan för transportsystemet 2010–2021, är inga undantag. Den totala beräknade koldioxideffekten av planen redovisas i tabell 1. Objekten i planen bedöms få en marginell påverkan på koldioxidutsläppen; totalt en minskning med 0,09 %. Noteras bör dock att bedömningen baseras på att ett antal styrmedel för att minska transportsektorns utsläpp av växthusgaser antas vara införda.²⁵

Tabell 1 Beräknade koldioxidutsläpp till följd av namngivna investeringsobjekt. Koldioxidutsläpp från elkraftproduktion ingår inte i tabellen, endast fossil förbränning avses.

Trafikslag	1990	2006	Utan planer 2020	Med planer 2020	Effekt av planerna milj. ton	Effekt i %
Personbil	12,4	12,3	8,16	8,24	0,082	1
Lätt lastbil	1,1	1,8	1,94	1,98	0,040	2
Buss och lastbil utan släp	1,2	1,4	1,32	1,30	-0,019	-1
Lastbilar med släp	2,4	3,2	3,72	3,64	-0,089	-2
Totalt vägtrafik	17,1	18,7	15,15	15,16	0,014	0,1
Inrikes tåg		0,02	0,01	0,01	0,000	0
Inrikes flyg		0,46	0,56	0,55	-0,006	-1,1
Järnväg					0	0
Totalt tåg och flyg		0,48	0,57	0,56	-0,006	-1,1
Sjöfart gods					-0,023	
TOTALT		19,89	16,83	16,80	-0,014²⁶	-0,09

Källa: Miljökonsekvensbeskrivning för Nationell plan för transportsystemet 2010–2021. Publikation 2009:100.

²⁵ Enligt den s.k. EET-strategin. Åtgärderna i EET-strategin bedöms leda till att koldioxidutsläppen minskar med ca tre till fem miljoner ton.

²⁶ Koldioxidutsläppen har beräknats med underlag från prognoskörningar där hela planförslaget jämförs med ett nollalternativ. Det ger mindre utsläpp av planen än om man summerar utsläpp från de objektskalkyler som har tagits fram. Detta resultat bedöms dock som mer fullständigt eftersom objektskalkylerna för väg inte har kunnat ta hänsyn till att en del lastbilstrafik flyttat över från väg till järnväg. Detta bedöms ha större betydelse för koldioxidberäkningen än för nyttoberäkningen i objektskalkylerna.

Den utan konkurrens tyngsta posten i kalkylerna är istället tillgänglighetsvinster, dvs. att transporterna blir snabbare och/eller billigare. För de vägobjekt som ingår i den nationella planen består 90 % av nyttorna av tillgänglighetsvinster.²⁷ Motsvarande siffra för de namngivna objekten i de regionala infrastrukturplanerna för väg och järnväg är drygt 80 %. Som tabell 2 nedan visar är den näst största nyttoposten för vägtrafiken trafik-säkerhetseffekter och för järnvägstrafiken minskade emissioner.²⁸ För vägtrafiken beräknas förändringar i utsläppen av koldioxid tillsammans med övriga emissioner uppgå till mindre än en halv procent av de totala nyttorna.

För större objekt i den nationella åtgärdsplaneringen gjordes också känslighetsanalyser med en högre koldioxidvärdering; 3,50 kr/kg, alltså mer än en fördubbling av det nuvarande koldioxidvärdet.²⁹ I den samlade effektbedömningen för den nationella planen anges att påverkan på väginvesteringarna ändå är liten och att objektens totala nytta normalt bara påverkas ett par procent.³⁰ Påverkan är större för spårobjekt, där godstrafik som flyttas över från väg till spår kan ge relativt stora koldioxidminskningar. Om det rör sig om en stor överflyttning så kan också koldioxidminskningen vara en stor del av totalnyttan och då spelar kalkylvärdet stor roll. Nyttobräkningar av ökad spårkapacitet för godstrafik betraktas dock som mer osäkra jämfört med de flesta andra typer av nyttobräkningar inom infrastrukturplaneringen. Sammantaget kan ett (mer än marginellt) högre kalkylvärde för koldioxid allt annat lika öka lönsamheten märkbart av vissa järnvägsobjekt och vice versa vid ett mer än marginellt lägre kalkylvärde. Det pågår dock en diskussion om hur marginalel³¹ ska hanteras. Det kan argumenteras för att en ökning av järnvägstransporterna i Sverige ökar produktionen av kolkondensproducerad el i Europa. Följaktligen är det med den utgångspunkten inte säkert att överflyttning till järnvägstrafik ger så stor minskning av koldioxidutsläppen. För vägtrafikobjekt måste en förändring av kalkylvärdet i de flesta fall vara mycket stor för att det ska få märkbar effekt.

²⁷ Eliasson (2009).

²⁸ Förutom koldioxid ingår där emissioner av kväveoxider, NO_x, koloxid, CO, och partiklar, PM_{2,5}.

²⁹ Värdet för känslighetsanalyserna, 3,50 kr/kg, kommer från ett antal överslagsberäkningar genomförda av Henrik Edwards, Vägverket konsult, av vilken koldioxidskatt som skulle kunna behövas för att år 2020 stabilisera utsläppen till 1990 års nivå (1,90–2,00 kr/kg) eller för att minska dem till 80 % av 1990 års nivå (3,20–4,20 kr/kg). Edwards (2007a och 2007b).

³⁰ Banverket m.fl. (2009b).

³¹ Marginalel är den el som för tillfället är dyrast att producera. En ökning eller minskning av elanvändningen inom ett el-handelssystem leder till att produktionen av systemets marginalel ökar eller minskar. I Centraleuropa är marginalelen kolkondensproducerad el. Eftersom Sverige är en del av detta system är kolkondensproducerad el även marginalel i Sverige.

Tabell 2 Andel av nyttorna (i kr) som rör respektive effekt för objekt som är beslutade eller ingår i den nationella planen. Avrundade siffror.

Kalkylpost	Järnväg %	Väg %	Järnväg %	Väg %
Tillgänglighet	103	90	131	79
Trafiksäkerhet	5	14	3	21
Emissioner	14	0	11	-1
Producentöverskott + budgeteffekter	-26	3	-47	6
Buller	5	0	3	0
Drift och underhåll	0	-6	-3	-4
Summa	100	100	100	100

Källa: Eliasson (2009). Kolumner som beskriver regionala nyttor är bortplockade.

6.1.1 Risk för dubbelräkning?

Om koldioxidutsläppen är fullt ut internaliserade genom koldioxidskatten, dvs. om koldioxidskatten motsvarar den marginella skadekostnaden, kan man diskutera huruvida koldioxid alls ska ges ett värde i de samhällsekonomiska kalkylerna. Egentligen ska det inte det, eftersom skadekostnaden då tillåts påverka beslut två gånger, dels vid valet av infrastrukturprojekt, dels inför individers och företags resbeslut. Tre argument talar för att i dagsläget ändå inkludera det. Det kan det alltså diskuteras huruvida koldioxidskatten faktiskt är internaliserande eller om den snarare är fiskal, dels vet vi inte hur stor skadekostnaden är och kan inte vara säkra på att koldioxidkostnaderna är fullständigt internaliserade genom koldioxidskatten (givet att den trots allt skulle vara internaliserande), dels innebär (infrastruktur-)investeringar som ger ökade koldioxidutsläpp – så att utsläppskurvan skiftar utåt – att ytterligare åtgärder måste vidtas någon annanstans om ett givet mål ska nås. Koldioxidvärdet i kalkylen skulle då kunna sägas motsvara denna extra åtgärds kostnad, snarare än en internalisering av koldioxidens skadekostnad. Detta resonemang är egentligen bara giltigt om koldioxidvärdet härleds ur den marginella åtgärds kostnaden för att nå ett givet mål (så som man gör i Storbritannien) och som vi diskuterar nedan är ett sådant förfarande sannolikt mer ambitiöst än vad som kan bli aktuellt i Sverige. Taget som en approximation är det dock intuitivt tilltalande.

6.2 Kan vi ha ett högre kalkylvärde än omvärlden?

Vi har i Sverige en betydligt högre koldioxidvärdering än majoriteten av övriga EU-länder. Delvis beror detta på att Sverige har haft jämförelsevis ambitiösa mål för att minska utsläppen från transporterna. Vårt koldioxidvärde ligger också betydligt högre än rekommendationen i Europeiska kommissionens *Handbook on estimation of external costs in the transport sector* (2008): 0,10–0,50 kr/kg för år 2010, 0,20–0,75 kr/kg för år 2020 och 0,30–2,00 kr/kg för år 2050. Rekommendationerna är liknande i EU-projektet HEATCO, som med ytterligare ett par år på nacken gav förslag till harmoniserade kalkylmetoder och -värden inom EU.

Det framförs ibland i den svenska debatten att vi nationellt just bör tillämpa ett uppräknat koldioxidvärde i förhållande till det ”korrekta” värdet sett utifrån skadekostnad och/eller politiskt skuggpris, även om det ofta är oklart med hur mycket värdet ska räknas upp. Vi ställer oss kritiska till detta och ska nu betrakta två vanliga motiv till att använda ett högre koldioxidvärde än omvärlden med syfte att vara föregångare.

6.2.1 Ett etiskt perspektiv

Som vi nämnt tidigare i stycket kring Sternrapporten och efterföljande debatt så finns det en tydlig interaktion mellan klimatekonomi och etiska frågeställningar; särskilt vad gäller den intergenerationella dimensionen vid klimatförändringar.³² Ytterligare interaktion mellan dessa discipliner uppkommer när man beaktar hur kostnader i samband med stabilisering och minskning ska fördelas mellan olika nationer. Klimatproblematiken är visserligen global i den mening att det inte spelar någon roll var utsläppen sker. Men klimatförändringarnas kostnader fördelas inte jämnt mellan världens länder och det är främst fattiga länder som drabbas. Samtidigt har inte heller alla världens länder ur ett historiskt perspektiv släppt ut lika mycket koldioxid och det är främst rika länder som är ansvariga för dagens koncentrationer.³³ Att dagens i-länder ska betala förhållandevis mer för att uppnå de internationellt erforderliga utsläppsminskningar, som framförts i exempelvis Stern (2007), ter sig då rimligt för många.

Ett sätt att tillämpa en högre betalningsgrad är att i-länder tillämpar ett högre koldioxidvärde än ett framräknat värde utifrån marginell skade- eller åtgärds kostnad. Detta högre värde innebär i sin tur att man kommer att genomföra koldioxidminskande åtgärder i en större omfattning jämfört med vid ett lägre värde. Detta sker dock på bekostnad av att man inte maximerar nettominskningen av koldioxidutsläppen ur ett internationellt perspektiv. Om Sverige istället inte väljer att räkna upp sitt koldioxidvärde och lägger den extra betalningsviljan på att i större utsträckning handla på den internationella utsläppsmarknaden blir nettominskningen av koldioxidutsläppen större samtidigt som försäljningen av utsläppsrätter ger inkomster till aktuella utvecklingsländer. Sett utifrån att uppfylla den etiska principen är detta andra alternativ att klart föredra jämfört med ett uppräknat koldioxidvärde.

6.2.2 Främja teknisk utveckling

Ett annat motiv till att tillämpa ett uppräknat koldioxidvärde är att det kan påskynda omställningen för svenska företag till en produktion anpassad till låga koldioxidutsläpp. Detta kommer sedan att skapa framtida konkurrensfördelar internationellt sett och hela förloppet resulterar i vinst för företagen trots initiala kostnader. Detta är en variant av den s.k. Porterhypotesen som säger att strängare miljökrav kan resultera i högre vinster för ett företag. Brännlund (2007) presenterar kunskapsläget kring Porterhypotesen och bedömer dess giltighet för svenska förhållanden. I huvudsak finner Brännlund inget stöd för hypotesen, vare sig teoretiskt eller empiriskt. Han betonar även att den bygger på det anmärkningsvärda antagandet att företag inte själva har förmågan att se möjligheter och utföra effektivitetsförbättringar samtidigt som de styrande just inser dessa möjligheter och kan genomföra dem genom lämpliga regleringar.

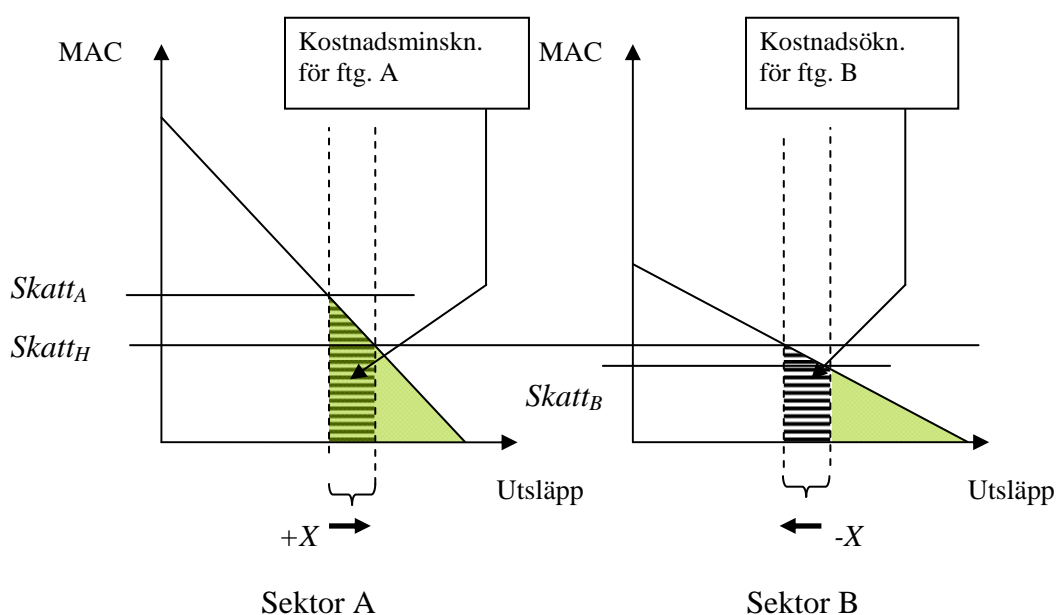
Det bör betonas att teknisk utveckling är en viktig faktor, om inte den viktigaste, när det gäller att finna lösningar på klimatfrågan. Därav måste stora satsningar göras inom detta område och så sker även i dagsläget. Brännlund ställer sig dock tveksam till att detta innebär att vi skall använda ett högre koldioxidvärde i kalkylen samt att motivet att det skall skapa framtida konkurrensfördelar har svagt stöd.

³² Se även Gardiner (2004).

³³ Som belysts i Gardiner (2006a) är det synnerligen svåra etiska dilemma mänskligheten ställs inför vad gäller klimatproblematiken vilket inte har någon motsvarighet i världshistorien.

6.3 Går det att använda olika värden i olika sektorer?

Visst kan vi använda olika kalkylvärden i olika sektorer. Mest kostnadseffektivt är att använda samma kalkylvärde så att vi minskar utsläppen "lagom" mycket i olika sektorer i förhållande till marginalkostnaden för ytterligare minskningar i respektive sektor. Om det (som tidigare och delvis ännu i Sverige) finns sektorsspecifika mål för utsläppsminskningarna kan sektorsspecifika kalkylvärden, framtagna på samma sätt, visa på om sektorsmålen är rimligt satta i förhållande till marginalkostnaderna för att minska koldioxidutsläppen i respektive sektor. Om värdena skiljer sig från varandra mer än marginellt är det ett tecken på att sektorsmålen inte är kostnadseffektivt avvägda, dvs. att målen är långtgående i en sektor med höga marginalkostnader för minskning av utsläppen, trots att det kan finnas en annan sektor där marginalkostnaden är lägre. Det kan dock finnas andra argument för att använda olika värden, inte minst de skillnader i konkurrenssituation mellan sektorer som nämnts tidigare.



Figur 8 Illustration av kostnadseffektivitet.

Figur 8 ovan visar marginalkostnaden för utsläppsminskningar för två sektorer, A och B. I utgångsläget låter vi sektor A möta en högre utsläppsskatt än sektor B ($Skatt_A > Skatt_B$). Sektor A:s totala kostnad för utsläppsminskningar ges av ytan under sektor A:s marginalkostnad från utsläppsmängden givet $Skatt_A$ till interceptet med utsläppsaxeln, dvs. den skuggade triangeln. Motsvarande gäller för sektor B:s totala kostnader för utsläppsminskningar. Om skatten nu sänks för sektor A och höjs för sektor B så att båda sektorerna möter $Skatt_H$ (H för "harmoniserad") kommer sektor A att öka sina utsläpp medan sektor B minskar sina. Om $Skatt_H$ sätts så att A:s ökning är precis lika stor som B:s minskning, X i figuren, är de totala utsläppen desamma som i utgångspunkten. De totala kostnaderna är dock lägre. Detta ses av att kostnadsminskningen för Sektor A är lägre än kostnadsökningen för sektor B. Således kan inte utgångsläget vara kostnadseffektivt.

Storbritannien har olika mål för koldioxidutsläppen inom den handlande sektorn respektive den icke handlande sektorn och har två olika kalkylvärden (som för övrigt förändras

år från år). Storbritanniens Department of Energy & Climate change (DECC, 2009) hävdar t.o.m. att det är nödvändigt med olika värden för att kalkylvärdena ska överensstämma med respektive mål. Kalkylvärdet ändras varje år och värden har tagits fram – för de båda sektorerna – fram till år 2050. Från år 2030 antas att ett globalt handelssystem är igång; från det året ingår samtliga sektorer i handelssystemet och ett och samma kalkylvärde används. Värdena kommer att revideras vart femte år med start 2011.

7 Sammanfattande diskussion

Vi har beskrivit att de kostnadsberäkningar som genomförts är mycket osäkra. Detta följer dels av en otillräcklig kunskap om naturvetenskapliga samband hos klimatsystemet men också, till mycket stor del, av osäkerheter förknippade med fördelnings- och rättvisaspekter. Det förra kan man tänka sig att det finns ”korrekta” svar på, även om vi i dagsläget och kanske aldrig heller i framtiden kommer att veta vilka dessa svar är.³⁴ Det senare är delvis att hänföra till en moralfilosofisk diskussion. Nu görs framsteg även inom s.k. ”climate ethics”, se exempelvis Gardiner (2004), men vi rör oss i vetenskapliga discipliner där resultaten med nödvändighet är vagare.

Även om vetenskapen sannolikt aldrig kommer kunna förse oss med ett ”korrekt” marginalkostnadsestimat menar vi att detta är av underordnad – om än inte obefintlig – betydelse för valet av CO₂-värde i samhällsekonomiska kalkyler för infrastrukturprojekt. Vi argumenterar nämligen för att det värde som används i kalkylerna måste härledas från den existerande och i framtiden förväntade politik som riktas mot transportsektorn. Detta för att undvika att värdefulla resurser används på ett ineffektivt sätt i samhället. Här går vi på samma linje som den tidigare nämnda *Handbook on estimation of external costs in the transport sector* som (s. 80) konstaterar att *för närvarande är valet av värde för klimatförändringarna i högsta grad en politisk fråga som inte kan avgöras enbart på vetenskaplig grund*. Dock är det rimligen så att den nuvarande och framtida politiken delvis utgår från kostnadsestimat och övrig klimatrelaterad forskning. Vi beskriver detta som en tvåstegsprocess där politikerna i steg ett tar del av befintlig information och utifrån detta utformar en politik. I steg två skapar politiken ett skuggpris och detta är vad som ska återspeglas i den samhällsekonomiska kalkylen. Detta synsätt innebär att om det kommer ny forskning, som till exempel säger att kostnaderna avviker väsentligt från vad man tidigare trott, bör detta åtminstone på sikt påverka den förda politiken och därmed de rådande skuggpriserna.

Ur detta resonemang, om hur ett CO₂-värde för samhällsekonomiska kalkyler kan fastställas ur en principiell synvinkel, följer att värdet bör vara en funktion av den politik på klimatområdet som förväntas föras i framtiden. Denna ståndpunkt följer inte av att ett alternativ som grundar sig på skadekostnaden skulle vara mer komplicerat. Så är visserligen sannolikt fallet, men även om det inte vore så måste CO₂-värdet kopplas till klimatpolitiken (även om skadekostnaden då skulle kunna utgöra en bra proxy för skuggpriset av politiken givet ett antal antaganden). Därmed skiljer sig vår slutsats från t.ex. den som Department of Energy and Climate Change i Storbritannien drar i en aktuell rapport (DECC, 2009a). I den rapporten står *”there is considerable uncertainty surrounding estimates of the social cost of carbon, which is the main motivation for moving to an approach based on abatement costs”* [DECC, 2009, sid. 81]. DECC drar liknande slutsatser som vi, men skiljer sig från oss dels på grund av motiven för att inte välja skadekostnadsansatsen, dels genom att de använder den skattade marginalkostnaden för att nå den önskade utsläppsnivån. Den underliggande orsaken till dessa skillnader ligger i att DECC har större ambitioner med det CO₂-värde som tas fram än de som anläggs i denna rapport. I DECC:s fall eftersträvas ett värde som kan användas inte bara i samhällsekonomiska kalkyler för infrastrukturinvesteringar utan även för utvärde-

³⁴ Det råder ingen tvekan om att dessa spörsmål spelar stor roll för resultatet. I *Risk aversion, time preference, and the social cost of carbon* redovisar Anthoff, Tol och Yohe (2009) resultat från en känslighetsanalys av parametrarna diskonteringsränta och grad av riskaversion. Analysen visade att SCC kan ligga var som helst mellan noll och \$120 000/tC. När parametrarna begränsades utifrån observerat beteende blev resultatet \$60/tC. När de viktades utifrån ett rättviseperspektiv steg det till \$200/tC.

ring av klimatpolitiska styrmedel. Vår ansats, att basera kalkylvärdet på skuggpriset, lämpar sig inte för det senare. Detta eftersom det leder till ett cirkelresonemang när styrmedlet som ska utvärderas samtidigt skapar det värde som ska ligga till grund för utvärderingen. Givet en övergripande klimatpolitik kan, och bör enligt vår mening, de skuggpriser som klimatpolitiken skapar användas som ingångsparametrar i utvärdering av transportpolitiska beslut; likaväl som i andra politikområden som kan ha bäring på klimatet.

Vår tidigare diskussion visar tydligt att även om principerna bakom hur CO₂-värdet borde fastställas är tämligen klara, så är steget från princip till ett kvantifierat värde fortfarande mycket komplext. Detta beror dels på att den förda politiken i dagsläget är tämligen komplex till sin utformning då den använder en serie styrmedel som dessutom skiljer sig åt mellan sektorer. Ur ett strikt klimatperspektiv vore det bättre med ett enda styrmedel, en global harmoniserad CO₂-skatt eller ett handelssystem för utsläppsrätter med global täckning.³⁵ Det finns dock en serie omständigheter, särskilt förknippade med att långt ifrån alla länder ingår i en klimatöverenskommelse, som åtminstone delvis kan motivera komplexiteten i den nuvarande politiken. Dels beror kvantifieringsproblemet på att det inte är dagens politik som borde ligga till grund för CO₂-värdet utan den framtida, som kommer att vara den som skapar skuggpriserna vid den tidpunkt då det analyserade projektet faktiskt påverkar CO₂-utsläppen. Typiskt kräver detta en tidshorisont på åtminstone ett femtiotal år, även om den i princip är oändlig.

I denna rapport berör vi koldioxidvärde ämnat för planeringsprocessen. Möjligheten finns även att detta värde används till andra ändamål, som i utvärderingar och beslut om framtida styrmedel. Om det kalkylvärde vi beskriver används för att bestämma skattnivåer och utformningen av andra styrmedel bör det betonas att risken är stor för cirkelresonemang. I sådana fall är en marginalkostnadsskattning att föredra som underlag.

I det praktiska arbetet med samhällsekonomiska kalkyler behövs *ett* CO₂-värde. Det är önskvärt att genomföra känslighetsanalyser med lägre respektive högre värden och sådana analyser genomförs regelmässigt. Det skulle således behövas ett rekommenderat CO₂-värde för huvudanalysfallet och åtminstone ett högre och ett lägre värde för att genomföra känslighetsanalyser. Denna rapport specificerar inte sådana värden och lämnar heller inga rekommendationer i frågan. Detta har heller aldrig varit intentionen just eftersom den principiella diskussionen leder fram till att värdet måste grunda sig på en bedömning om framtida politik.

Den diskussion som har förts i rapporten kan dock användas för att ringa in ett intervall inom vilket det ter sig rimligt att ett CO₂-värde som är applicerbart för en nära framtid bör ligga. Som en lägsta gräns för ett sådant intervall finns det pris som Sverige kan köpa eller sälja utsläppsrätter till på den internationella Kyotomarknaden. Detta värde är, som diskuterats ovan, svårt att observera (då denna handel sker bilateralt) men de få indikationer som finns pekar på ett värde under det pris som råder inom EU ETS, motsvarande i storleksordningen 10 öre per kg CO₂. Värdet är av intresse då det speglar ett rent monetärt alternativvärde för Sverige. Det ter sig dock uppenbart att värdet är av mindre praktisk relevans eftersom Sverige dels inte har möjlighet (pga. supplementaritetsprincipen) att utnyttja denna handelsmöjlighet fullt ut, dels tämligen klart visat sig vara ovilligt att utnyttja de handelsmöjligheter som finns. Vår bedömning är därför att

³⁵ Department of Energy and Climate Change i Storbritannien bedömer dock att ett sådant globalt handelssystem kan vara i kraft 2030. DECC (2009a).

även om det är principiellt intressant så utgör världsmarknadspriset på Kyotoutsläppsrätter inte en bra indikation på en lägre gräns för intervallet.

Ett bättre mått på en lägre gräns utgörs av priset på utsläppsrätter inom EU ETS. De stora utsläppen från transportsektorn täcks inte av EU ETS och det finns heller ingen direkt kommunikation mellan utsläppen i den handlande sektorn och de i den övriga sektorn – det vill säga, det finns inga direkta arbitragemöjligheter som talar för att EU ETS-priset ska användas som värde för CO₂-utsläpp utanför den handlande sektorn. Dock går det att, som vi har gjort ovan, argumentera för att kostnaden för utsläpp av kostnadseffektivitetsskäl borde vara lika i de båda sektorerna men att det finns andra skäl för att den handlande borde möta en lägre kostnad. Således kan EU ETS-priset, åtminstone i förväntan,³⁶ utgöra en lägre gräns för ett intervall för CO₂-värdet för transportsektorn. Detta pris varierar över tid. Det senaste året har det, med några få undantag, legat mellan 13 och 15 öre per kg CO₂. I viss mån är priset förstås influerat av rådande konjunkurläge och det ter sig rimligt att det kommer att stiga när läget stabiliseras.

För den övre gränsen av intervallet finns inte motsvarande marknadsbaserade information att tillgå. För ett värde i närtid kan man resonera utifrån det nu rådande ASEK-värdet om 1,50 kr per kg CO₂. Då detta mål grundade sig på en målsättning som sedermera övergavs indikerar det att detta värde, åtminstone för ett par år sedan, var för högt. Politikerna måste helt enkelt ha gjort bedömningen att det inte var önskvärt att införa så höga kostnader för CO₂-utsläpp. Alltså ter det sig rimligt att använda 1,50 som en övre gräns för intervallet i närtid. Ett möjligt problem med denna tolkning är att anledningen till att målet övergavs kan ha varit att politiken som skulle nå målpuppfyllelse skulle kräva ett skuggpris över 1,50. Till exempel gjorde SIKA (2007) bedömningen att priset behövde överstiga 2 kr.

Sammantaget bedömer vi att ett intervall i närtid (se nedan) på mellan 0,20 och 2 kr per kg CO₂ som rimligt. Den lägre gränsen är satt till en jämn siffra strikt större än EU ETS-priset. Den övre gränsen är satt med hänvisning till ovan nämnda SIKA-bedömning (2007). Möjligen kan den övre gränsen sänkas till 1,50 enligt diskussionen ovan.³⁷ Men också Sveriges nuvarande delmål om att utsläppen av växthusgaser i övrigsektorn ska minska med 40 % jämfört med 1990 års nivå kan implicera skuggpriser över 2 kr per kg CO₂ inom en relativt snar framtid. Om så är fallet är vår övre gräns sannolikt för

³⁶ Övrigsektorn regleras främst via skatter, vilket innebär att kostnaden för en enhet utsläpp är känd. För den handlande sektorn är den totala utsläppsmängden känd för en given åtagandeperiod, priset på utsläppsrätter kan däremot variera över tiden. Det *förväntade* priset på utsläppsrätter borde, enligt argumentationen ovan, aldrig överstiga utsläppsskatten i övrigsektorn.

³⁷ Även det snävare intervallet täcker dock den rådande CO₂-skatten. Det är här viktigt att påminna om diskussionen ovan angående huruvida CO₂-skatten ska ses främst som ett medel att internalisera den externa effekten av CO₂-utsläpp. Slutsatsen från den diskussionen är att bränsle är en bra skattebas för fiskal beskattning eftersom bränsleefterfrågan är tämligen inelastisk (snedvridningen av ekonomin blir begränsad jämfört med att beskatta en mer rörlig skattebas som t.ex. arbete). Även om detta talar för att höga bränsleskatter kan motiveras, så indikerar det att både rådande ASEK-värde och rådande CO₂-skatt är bristfälliga mått på det värde som politiken åsätter CO₂-utsläpp. Att råda reda i detta skulle kräva en djuplodande allmän jämviktsanalys för att fastställa en optimal fiskal beskattning och därefter räkna fram vilken CO₂-skatt som skulle krävas för att nå uppsatta utsläppsmål. Detta ligger långt utanför ramen för detta projekt. Det pågår för närvarande ett Celeste-projekt ("Skattebaser i rumslig allmän jämvikt", TLA/KTH) som studerar beskattning ur ett allmänt jämviktsperspektiv. Huruvida det kommer att svara på hur stor den fiskala delen av bränsleskatten ska vara låter vi vara osagt här. En nyligen publicerad ESO-rapport, Sørensen (2010), diskuterar också frågan om relationen mellan korrigerande skatter och optimala fiskala skatter, se kapitel 5, dock utan att kvantifiera skillnaden.

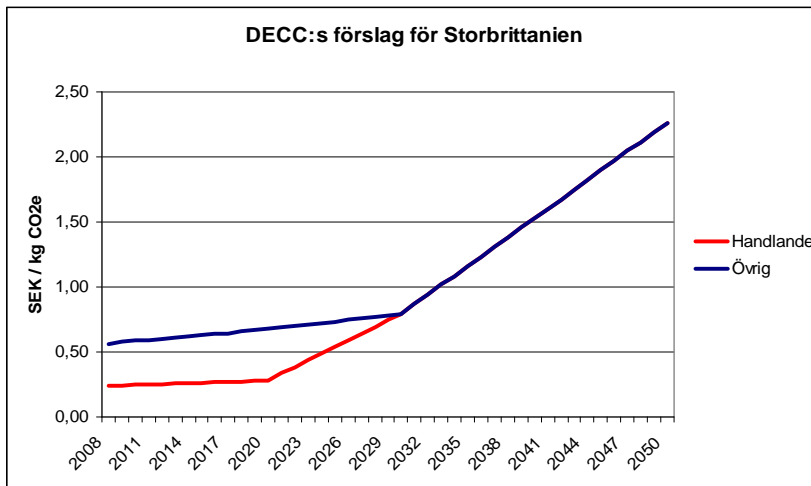
låg. Vilket skuggpris som det nuvarande målet ger beror dock delvis på i vilken mån politikerna väljer att utnyttja flexibla mekanismer, t.ex. CDM, för att uppfylla det.

Vi är medvetna om att man kan tolka vårt föreslagna intervall som lika med dess medelvärde, 1,10 kr. Detta avråder vi bestämt ifrån. Givet den komplexa osäkerhetsstruktur som råder är ett intervall det enda rimliga att föreslå. För att ange ett specifikt värde krävs en större grad av säkerhet för alla involverade parter.

Nästa fråga är hur intervallet kan tänkas komma att utvecklas över tid. Här finns två centrala osäkerheter. Den första rör hur klimatpolitiken på en övergripande nivå kommer att utvecklas. Åtminstone två faktorer motverkar: Å ena sidan är de flesta överens om att utsläppen måste minskas dramatiskt framöver vilket talar för en skärpt politik som genererar högre kostnader för CO₂-utsläpp. Å andra sidan kan teknikutveckling medföra att CO₂-utsläppen blir lägre utan att politiken behöver öka kostnaderna per utsläppt enhet. Det är omöjligt att avgöra vilken av dessa som överväger, men många – däribland ovan nämnda DECC (2009) argumenterar för att priset på utsläppen kommer att behöva höjas. I DECC:s fall räknas det med att övrigsektorn kommer att möta en kostnad per utsläpp som är fyra gånger större år 2050 än vad den är idag.

Det finns fördelar med att ha ett kalkylvärde som inte förändras under kalkylperioden, främst ur enkelhets- och jämförbarhetssynpunkt. Givet att det ter sig sannolikt att skuggpriset av framtida klimatpolitik kommer att stiga över tid, så bör principiellt även kalkylvärdena göra detta. Ett alternativ är att ”ta höjd” för framtida ökning genom att över hela kalkylperioden applicera ett och samma kalkylvärde som då är högre än det mest sannolika skuggpriset i närtid. Även om vi inser fördelarna med detta är det inget vi förespråkar då det skulle snedvrída jämförbarheten mellan projekt som har stora skillnader i utsläpp över tid (t.ex. missgynnar det projekt med stora utsläpp i anläggningsfasen men med låga utsläpp i driftfasen).

Den andra osäkerheten rör hur bördefördelningen mellan, främst, handlande och övrig sektor kan komma att ändras. Även här är det svårt att sja, men då det ur kostnadseffektivitetssynpunkt är önskvärt att en enhet CO₂-utsläpp kostar lika mycket i alla sektorer i ekonomin så kan det argumenteras för att den rådande kostnadsskillnaden mellan den handlande sektorn och övrigsektorn borde minska över tiden. Också DECC (2009) identifierar denna effekt och antar att kostnaderna i de båda sektorerna konvergerar till år 2030 då man antar att ett globalt handelssystem införs. DECC:s förslag illustreras i figur 9 nedan, där värdena är omräknade till svenska kronor per kg CO₂e (kurs; 1 GBP=11,32 SEK). Från figuren ses hur politiken mot den handlande sektorn är tänkt att stramas åt under en 10-årsperiod så att skatten i övrigsektorn motsvarar förväntat utsläppsprätspris från 2030. DECC har åsatt ett intervall runt de uppskattade värdena på +/- 50 procent.



Figur 9 Kostnad för utsläpp av CO₂e för handlande respektive övrig sektor i Storbritannien enligt Department of Energy and Climate Change. Baserad på data från DECC (2009).

Inom de närmaste åren förväntas två förslag träda i kraft som förenklar fastställandet av ett CO₂-värde. Det ena är förknippat med hur EU ämnar lösa bördefördelningen mellan medlemsstaterna efter år 2012. Enligt direktiv 2009/29/EG kommer allokeringen av utsläppsutrymmet att ske på en EU-central nivå till skillnad från tidigare då den enskilda medlemsstaten hade relativt stort utrymme att allokera utsläppen mellan den handlande respektive övrigsektorn i det egna landet. Detta innebär att den enskilda medlemsstatens flexibilitet minskar. Samtidigt tillåts handel mellan medlemsstater för utsläpp i deras övrigsektorer. En effekt av det är att det kommer att etableras ett pris även för utsläpp inom övrigsektorn. Det bör noteras att denna handel antagligen kommer att ske bilateralt, vilket kan resultera i en lägre transparens samt att priserna kan skilja sig mellan olika transaktioner. Vidare är det fortfarande möjligt att, om man så önskar, ha en politik som resulterar i olika skuggpriser inom olika sektorer (både inom Sverige och mellan EU:s medlemsländer). Priset kommer dock att ge en mycket klarare signal om alternativvärdet av politiken än den vi har under rådande politik.

Den andra förändringen ligger i att värdet av de svenska utsläppsrätterna för närvarande inte bokförs, som bland annat har observerats i en rapport av Riksrevisionen (2009). Sannolikt leder den kritik som Riksrevisionen framför i sin rapport till en förändring inom kort, vilket i sin tur tvingar fram en värdering som speglar Sveriges (monetära) värde av att minska CO₂-utsläppen på marginalen. Ett sådant värde kommer att innehålla viktig information om vilket värde som bör användas i samhällsekonomiska kalkyler.

Avslutningsvis är ett ”optimalt” skuggpris inte statistiskt under en lång period av år, utan ändras allteftersom antalet återstående år till målåret minskar, genom förändrade marginalkostnader, inkomster och andra omvärldsfaktorer. (Förutsatt att också politiken är ”optimal” utifrån givna målnivåer.) Kalkylvärdena enligt rekommendationerna inom transportsektorn brukar dock ligga fast under en lång period av år; just koldioxidvärdet är ett gott exempel på detta dels därför att det krävs ordentligt med nytt kunskapsunderlag för att ändra dem, dels därför att jämförbarhet mellan kalkyler eftersträvas. Diskussioner har förts om att låta kalkylvärdena stiga över tiden med inkomstökningar, men ASEK-gruppen har beslutat att istället låta kalkylvärdena vara statistiska mellan revideringarna. En ny revidering av koldioxidpriset kan vara ett gott tillfälle att ta upp en

motsvarande diskussion. Storbritanniens Department for Energy and Climate ansätter ett specifikt koldioxidvärde för varje enskilt år fram till 2050 (se bilaga 2). Jämförbarheten i kalkylerna blir svårare, men ett sådant förfarande skulle sannolikt vara bättre överensstämmande med det verkliga skuggpriset. Det bör poängteras att motivet för ett över tid tilltagande kalkylvärde ligger i en tro om en striktare framtida klimatpolitik. Därmed bör kalibreringen ske just i kalkylvärdena och inte genom att applicera en lägre kalkylränta även om det rent matematiskt kan leda till samma effekt på nuvärdet. Den bakomliggande anledningen till detta är främst att det leder till ett mer transparent beslutsunderlag om kalkylvärdet speglar det förväntade skuggpriset än om ett stigande kalkylvärde ”göms” i en kalibrerad kalkylränta.

Referenser

- Ackerman, F. (2009). *Comments on "Carbon Valuation in UK Policy Appraisal: A Revised Approach"* (DECC, March 2008). Ackerman peer review comments on carbon valuation.
- Ackerman, F., Stanton, E.A., Hope, C. & Alberth, S. (2008). *Did the Stern Review Underestimate U.S. and global climate estimates?* Stockholm Environment Institute Working Paper WP-US-0802.
- Aldred, J. (2009). "Ethics and Climate Change Cost-benefit analysis: stern and after". *New Political Economy*, 4.
- Angner, E. (2006). "Economists as Experts: Overconfidence in theory and practice". *Journal of Economic Methodology* 13(1): 1–24.
- Anthoff, D., Hepburn, C. & Tol, R.S.J. (2006). *Equity weighting and the marginal damage costs of climate change*. Working Paper FNU-121.
- Anthoff, D., Tol, T. & Yohe, G.W. (2009). Risk aversion, time preference, and the social cost of carbon. *Environmental Research Letters* Volume 4 024002.
- Ashley, R.M., Balmforth, D.J., Saul, A.J. & Blanksby, J.D. (2005). Flooding in the Future - Predicting Climate Change, Risks and Responses in Urban Areas. *Water Science and Technology*, 52(5): 265–73.
- Baker, R., Barker, A., Johnston, A. & Kohlhaas, M. (2008). *The Stern Review: An Assessment of Its Methodology*. Productivity Commission Staff Working Paper, Australian Government.
- Banverket, Vägverket, Transportstyrelsen & Sjöfartsverket (2009a). Publikation 2009:100. *Miljökonsekvensbeskrivning för Nationell plan för transportsystemet 2010–2021*.
- Banverket, Vägverket, Transportstyrelsen & Sjöfartsverket (2009b). *Samlad effektbedömning av nationell plan samt länsplaner för regional transportinfrastruktur*.
- Bohm, P. (1997). Designing Efficient Treaties to Protect the Global Environment, in Claude Jeanrenaud (ed.) *Environmental Policy Between Regulation and Market*. Birkhäuser Verlag, Basel, pp. 155–170.
- Breslow, P.B. & Sailor, D.J. (2002). Vulnerability of Wind Power Resources to Climate Change in the Continental United States. *Renewable Energy*, 27(4): 585–98.
- Brouwer, R. & Spaninks, F.A. (1999). The Validity of Environmental Benefits Transfer: Further Empirical Testing. *Environmental and Resource Economics*, 14(1): 95–117.
- Brännlund, Runar (2009). *Växthusgasernas samhällsliga kostnad: Vilket kalkylvärde ska användas?* Rapport för BilSweden.
- Brännlund, R. (2007). *Miljöpolitik utan kostnader? En kritisk granskning av Porterhypotesen*. Expertgruppen för miljöstudier, rapport: 2007:1.
- Cole, D.H. (2008). The Stern review and Its Critics: Implications for the Theory and Practice of Benefit-Cost Analysis. *Natural Resources Journal*, 48: 53–90.
- Cooper, R.N. (2008). The case for charges on greenhouse gas emissions, Discussion paper 2008-10. *Harvard Project on International Climate Agreements*, Cambridge, Mass.

- Dasgupta, P. (2007). "Commentary: The Stern Review's Economics of Climate Change". *National Institute Economic Review*, 199: 4–7.
- DECC (2009a). *Carbon Valuation in UK Policy Appraisal: A Revised Approach, Climate Change Economics*. Department of Energy and Climate Change, July 2009.
- DECC (2009b). *Carbon Valuation in UK Policy Appraisal: A Revised Approach, A brief guide to the new carbon values and their use in economic appraisal*. Department of Energy and Climate Change.
- Dorland, C., Tol, R.S.J. & Palutikof, J.P. (1999). Vulnerability of the Netherlands and Northwest Europe to Storm Damage under Climate Change. *Climatic Change*, 43(3): 513–35.
- Edwards, H. (2007a). *PM om CO2-värden och godstidsvärden*. Vägverket konsult.
- Edwards, H. (2007b). *Förutsättningar att i ett kortare och medellångt perspektiv minska koldioxidutsläppen från transportsektorn*, opublicerad stencil. Statens institut för kommunikationsanalys, SIKÅ.
- Eliasson, J. (2009). *Samhällsekonomisk analys av planförslaget*. Presentation 27 november 2009. Centrum för Transportstudier, Stockholm.
- Eurobarometer (2009). "Europeans attitudes towards climate change".
- Europaparlamentet och Europeiska unionens råd (2009). *Europaparlamentets och rådets direktiv 2009/29/EG av den 23 april 2009 om ändring av direktiv 2003/87/EG I avsikt att förbättra och utvidga gemenskapssystemet för handel med utsläppsrätter för växthusgaser*.
- Flyvbjerg, B. (2008). "Curbing Optimism Bias and Strategic Misrepresentation in Planning: Reference Class Forecasting in Practice". *European Planning Studies*, 16(1): 3–21.
- Flyvbjerg, B. (2009). "Survival of the unfittest: Why worst infrastructure gets built – and what we can do about it". *Oxford Review of Economic Policy*, 25(3): 344–367.
- Gardiner, S.M. (2004). "Ethics and Climate Change". *Ethics*, 114: 555–600.
- Gardiner, S.M. (2006a). "A Perfect Moral Storm: Climate Change, Intergenerational ethics and the Problem of Moral Corruption". *Environmental Values*, 15: 397–413.
- Gardiner, S.M. (2006b). "A Core Precautionary Principle". *The Journal of Political Philosophy*, 14(1): 33–60.
- Gollier, C. & Weitzman, M.L. (2009). *How Should the Distant Future be Discounted When Discount Rates are Uncertain?*
- Hansen, F. (2010). *The Stern Review and Its Critics: Putting Economics at Work in an Interdisciplinary Setting*. Work in Progress.
- Hansen, F. (2009). *Metodologiska perspektiv på kostnads-nyttöanalys*, Rapport, CTS.
- Hansson, S-O. (2007). "Philosophical Problems in Cost-Benefit Analysis". *Economics and Philosophy*, 23: 163–183.
- Hansson, S-O. (2010). *Etiska och filosofiska perspektiv på kärnavfallsfrågan – åtta essäer av Sven-Ove Hansson*. SKB.
- Heal, G. (2007). *Climate Economics: a Meta-Review and Some Suggestions*. Working Paper 13927 NBER Working Paper Series, Cambridge.

- Hepburn, C. & Stern, N. (2008). "A new global deal on climate change". *Oxford Review of Economic Policy*, 24(2): 259–279.
- Hope, C. (2008). *Optimal carbon emissions and the social cost of carbon over time under uncertainty*.
- IPCC (2009). *The Climate Change Compendium 2009*.
- Kikkawa Takashi, Jun Kita & Atsushi Ishimatsu. 2004. "Comparison of the Lethal Effect of CO₂ and Acidification on Red Sea Bream (*Pagrus Major*) during the Early Developmental Stages." *Marine Pollution Bulletin*, 48(1–2): 108–110.
- Lovall, D. & Kahneman, D. (1993). "Delusions of success: How optimism undermines executives' decision". *Harvard Business Review*, July, 56–63.
- Mandell, S. (2008). Optimal Mix of Emissions Taxes and Cap-and-Trade. *Journal of Environmental Economics and Management*, 56(2), 131–140.
- Mandell, S. (2009). Policies towards a more efficient car fleet. *Energy Policy*, 37, 5184–5191.
- Mandell, S. (2010). Steering the European transport greenhouse gas emissions under uncertainty. *Journal of Transport Economics and Policy* 44(1).
- Nelson, R.H. (1987). "The Economics Profession and the Making of Public Policy". *Journal of Economic Literature*, 25(1): 49–91.
- Nickerson, R.S. (1998). "Confirmation Bias: A Ubiquitous Phenomenon in Many Guises". *Review of General Psychology*, 2(2): 175–200.
- Nilsson, J-E. & Pydokke, R. (2009). *Höghastighetsjärnvägar – ett klimatpolitiskt stickepår*. Rapport till Expertgruppen för miljöstudier, 2009:3.
- Nordhaus, W.D. (2007a). A Review of the Stern Review on the Economics of Climate Change. *Journal of Economic Literature* 45(3), pp. 686–702.
- Nordhaus, W.D. (2007b). To tax or not to tax: alternative approaches to slowing global warming. *Review of Environmental Economics and Policy*, 1, pp. 26–44.
- Pearce, David (1991). The role of carbon taxes in adjusting to global warming. *The Economic Journal*, 101, pp. 938–948.
- Persson, M. & Sterner, T. (2008). "Konsensus i förändring – klimatekonomi efter Stern". *Ekonomisk Debatt*, 36(4), s. 65–81.
- Pizer, William A. (2002). Combining price and quantity control to mitigate global climate change. *Journal of Public Economics*, 85, pp. 409–434.
- Prop. 2008/2009:162 (2009). *En sammanhållen klimat- och energipolitik – klimat*.
- Riksrevisionen (2009). "Vad är Sveriges utsläppsrätter värda?", RiR 2009:21, Riksrevisionen.
- Rockström, J. (2009). Den globala uppvärmningen. En uppdatering av forskningsläget. Presentation på klimatforum den 17 november 2009.
- SIKA (2007). *Minskning av koldioxid med bensinskatt*, PM 2007-07-30.
- Steele, K. (2006). "The precautionary principle: a new approach to public decision-making?" *Law, Probability and Risk*, 5: 19–31.

- Stern N. (2007). *The Economics of Climate Change: The Stern Review*. Cambridge University Press.
- Stern, T. & Persson, M.U. (2007). An even Stern Review. Introducing Relative Prices into the Discounting Debate.
- Sørensen, Peter Birch, (2010). “*Swedish Tax Policy: Recent Trends and Future Challenges*”. Report to the Expert Group of Public Economics, 2010:4.
- Tol, R.S.J. (2008a). Why Worry About Climate Change? A Research Agenda. *Environmental Values*, 17(4): 437–70.
- Tol R.S.J. (2008b). The social cost of carbon: Trends, outliers and catastrophes. *Economics, The Open-Access, Open-Assessment E-Journal*, 2, 1–24.
- Tol, R. (2009). The Economic Effects of Climate Change. *Journal of Economic Perspectives*. Volume 23, Number 2: 29–51.
- Tol, S. (2006). “The Stern Review of the Economics of Climate Change: A Comment”. *Energy & Environment*, 17(6): 977–981.
- Watkiss, P., Anthoff, D., Downing, T., Hepburn, C., Hope, C., Hunt, A. & Tol, R.S.J. (2006). “The Social Cost of Carbon (SCC) Review – Methodological Approaches for Using SCC Estimates in Policy Assessment”. Report. Defra.
- Weber, E.U. (2006). “Experienced-based and description-based perceptions of long-term risk: Why global warming does not scare us (yet)”, *Climate Change*, 77: 103–120.
- Weingart, P. & Stehr, N. (2000). *Practising Interdisciplinarity*. University of Toronto.
- Weitzman, M.L. (2009a). The Extreme Uncertainty of Extreme Climate Change: An overview and some implications.
- Weitzman, M.L. (2009b). Additive Damages, Fat-Tailed Climate Dynamics, and Uncertain Discounting.
- Weitzman, M.L. (2009c). Some Basic Economics of Climate Change.
- Weitzman, M.L. (2009d). What is the “Damages Function” for Global Warming – and What Difference Might it Make? *Climate Change Economics*.
- Weitzman, M.L. (2009e). On Modeling and Interpreting the Economics of Catastrophic Climate Change. *Review of Economics and Statistics* (2009), 91(1):1–19.
- Weitzman, M.L. (2007). “A Review of the *Stern Review on the Economics of Climate Change*”. *Journal of Economic Literature*, 45: 703–724.
- Wilson, K.J., Falkingham, J., Melling, H. & de Abreu, R.A. (2004). “Shipping in the Canadian Arctic: Other Possible Climate Change Scenarios.” International Geoscience and Remote Sensing Symposium, 2004. IGARSS '04. Proceedings. IEEE International, vol. 3, pp. 1853–56.
- Wingspread Statement (1998). “The Precautionary Principle”, tillgängligt på: www.psrast.org/precaut.htm

Marginalkostnadsstudier till 2006

Tabell 3 Beräkningar av den marginella skadekostnaden av koldioxid, SCC, 1982-2006. Hämtad från Tol (2007). Estimat med lägre vikt (weight) än 1 har givits lägre vikt i Tols analyser av medelvärde etc. SCC utgör värdet i dollar per ton CO₂. PR: peer-reviewed (vetenskapligt granskad); IE: independent estimate; ME: correct estimation method; DM: dynamic model of vulnerability; SC: Realistic Scenario; CDR: consumption discount rate; PRTP: pure rate of time preference; EW: equity-weighted. Källa: Tol (2007).

Author	year	weight	SCC	PR	IE	ME	DM	SC	CDR	PRTP	EW
Nordhaus	1982	1	146,7	1	1	0	0	0	NA	1	0
Ayres & Walter	1991	1	119	1	1	0	0	0	3	1	0
Nordhaus	1991	1	26,8	1	1	0	0	0	3	1	0
Haradan	1992	1	7,3	1	1	0	0	0	4	2	0
Cline	1992	1	64,9	0	1	1	0	1	NA	NA	0
Hoymeyer & Gaertner	1992	1	1666,7	0	1	0	0	1	0	-2	0
Haradan	1993	0,25	1,9	1	0	0	0	0	4	2	0
	1993	0,5	3	1	0	0	0	0	4	2	0
	1993	0,25	8,8	1	0	0	0	0	4	2	0
Nordhaus	1993	1	5	1	0	1	0	1	5	3	0
Peck & Teisberg	1993	1	10	1	0	1	0	1	5	3	0
Reilly & Richards	1993	0,5	14,3	1	0	1	0	0	5	3	0
	1993	0,5	21,2	1	0	1	0	0	5	3	0
Fankhauser	1994	1	20,3	1	1	1	0	1	NA	NA	0
Nordhaus	1994	1	5,3	0	1	1	0	1	5	3	0
Azar	1994	0,25	50	1	0	0	0	0	NA	0	0
	1994	0,5	200	1	0	0	0	0	NA	0	0
	1994	0,25	500	1	0	0	0	0	NA	0	0
Maddison	1995	1	16,5	1	0	1	0	1	5	3	0
Schauer	1995	0,5	8,3	1	1	1	0	1	4,9	2,3	0
	1995	0,5	112,5	1	1	1	0	1	4,9	2,3	0
Plambeck & Hope	1996	0,3	3	1	1	1	0	1	5	3	0
	1996	0,1	8	1	1	1	0	1	5	3	0
	1996	0,1	8	1	1	1	0	1	5	3	0
	1996	0,3	21	1	1	1	0	1	5	3	0
	1996	0,1	46	1	1	1	0	1	4	2	0
	1996	0,1	440	1	1	1	0	1	2	0	0
Azar & Sterner	1996	0,044	85	1	0	1	0	1	2	0	0

Bilaga 1
Sida 2 av 6

	1996	0,089	200	1	0	1	0	1	2	0	0
	1996	0,033	75	1	0	1	0	1	2,1	0,1	0
	1996	0,067	140	1	0	1	0	1	2,1	0,1	0
	1996	0,022	32	1	0	1	0	1	3	1	0
	1996	0,044	33	1	0	1	0	1	3	1	0
	1996	0,011	13	1	0	1	0	1	5	3	0
	1996	0,022	13	1	0	1	0	1	5	3	0
	1996	0,089	260	1	0	1	0	1	2	0	1
	1996	0,178	590	1	0	1	0	1	2	0	1
	1996	0,067	230	1	0	1	0	1	2,1	0,1	1
	1996	0,133	410	1	0	1	0	1	2,1	0,1	1
	1996	0,044	95	1	0	1	0	1	3	1	1
	1996	0,089	98	1	0	1	0	1	3	1	1
	1996	0,022	39	1	0	1	0	1	5	3	1
	1996	0,044	39	1	0	1	0	1	5	3	1
Downing et al.	1996	0,5	53,5	0	1	0	1	1	0	-2	0
	1996	0,5	18,3	0	1	0	1	1	0	-2	0
Hohmeyer	1996	1	800	0	0	0	0	1	0	-2	0
Hope & Maul	1996	0,1	7	1	1	1	0	0	4	2	0
	1996	1	24	1	1	1	0	0	4	2	0
	1996	0,8	5	1	1	1	0	1	4	2	0
	1996	0,1	29	1	1	1	0	0	4	2	0
Nordhaus & Yang	1996	1	6,2	1	1	1	0	1	5	3	0
Nordhaus & Popp	1997	0,9	11,6	1	0	1	0	1	5	3	0
	1997	0,1	6,3	1	0	1	0	1	5	3	0
Cline	1997	1	88	0	1	1	0	1	NA	NA	0
Eyre et al.	1999	0,5	170	0	0	1	1	1	1	-1	1
	1999	0,5	70	0	0	1	1	1	3	1	1
	1999	0,5	160	0	0	1	1	1	1	-1	1
	1999	0,5	74	0	0	1	1	1	3	1	1
Tol	1999	0,25	60	1	1	1	1	1	3	1	1
	1999	0,05	62	1	1	1	1	1	3	1	1
	1999	0,05	23	1	1	1	1	1	3	1	0
	1999	0,05	66	1	1	1	1	1	3	1	1
	1999	0,05	65	1	1	1	1	1	3	1	1
	1999	0,05	56	1	1	1	1	1	3	1	1
	1999	0,05	317	1	1	1	1	1	0	-2	1

Bilaga 1
Sida 3 av 6

	1999	0,01	243	1	1	1	1	1	0	-2	1
	1999	0,01	142	1	1	1	1	1	0	-2	0
	1999	0,01	360	1	1	1	1	1	0	-2	1
	1999	0,01	348	1	1	1	1	1	0	-2	1
	1999	0,01	288	1	1	1	1	1	0	-2	1
	1999	0,05	171	1	1	1	1	1	1	-1	1
	1999	0,01	172	1	1	1	1	1	1	-1	1
	1999	0,01	73	1	1	1	1	1	1	-1	0
	1999	0,01	192	1	1	1	1	1	1	-1	1
	1999	0,01	187	1	1	1	1	1	1	-1	1
	1999	0,01	156	1	1	1	1	1	1	-1	1
	1999	0,1	26	1	1	1	1	1	5	3	1
	1999	0,02	26	1	1	1	1	1	5	3	1
	1999	0,02	9	1	1	1	1	1	5	3	0
	1999	0,02	28	1	1	1	1	1	5	3	1
	1999	0,02	28	1	1	1	1	1	5	3	1
	1999	0,02	25	1	1	1	1	1	5	3	1
	1999	0,05	6	1	1	1	1	1	10	8	1
	1999	0,01	6	1	1	1	1	1	10	8	1
	1999	0,01	2	1	1	1	1	1	10	8	0
	1999	0,01	6	1	1	1	1	1	10	8	1
	1999	0,01	6	1	1	1	1	1	10	8	1
	1999	0,01	6	1	1	1	1	1	10	8	1
Roughgarden & Schneider	1999	1	40,4	1	1	1	0	1	5	3	0
Nordhaus & Boyer	2000	1	5,9	0	1	1	0	1	NA	NA	0
Tol & Downing	2000	0,1	26,1	0	0	1	1	1	3	1	1
	2000	0,1	3,5	0	0	1	1	1	3	1	0
	2000	1	45,8	0	0	1	1	1	3	1	1
	2000	0,8	5,1	0	0	1	1	1	3	1	0
Clarkson & Deyes	2002	1	101,5	0	0	1	0	1	3	1	1
Tol	2002	0,083	19,9	0	1	1	1	1	2	0	0
	2002	0,167	16,1	0	1	1	1	1	2	0	1
	2002	0,167	3,8	0	1	1	1	1	3	1	0
	2002	0,333	6,6	0	1	1	1	1	3	1	1
	2002	0,083	-6,6	0	1	1	1	1	5	3	0
	2002	0,167	-0,5	0	1	1	1	1	5	3	1
Newell & Pizer	2003	0,1	5,7	1	0	1	0	1	4	2	0

Bilaga 1
Sida 4 av 6

	2003	0,2	10,4	1	0	1	0	1	NA	2	0
	2003	0,2	6,5	1	0	1	0	1	NA	2	0
	2003	0,05	21,7	1	0	1	0	1	2	0	0
	2003	0,1	33,8	1	0	1	0	1	NA	0	0
	2003	0,1	23,3	1	0	1	0	1	NA	0	0
	2003	0,05	1,5	1	0	1	0	1	7	5	0
	2003	0,1	2,9	1	0	1	0	1	NA	5	0
	2003	0,1	1,8	1	0	1	0	1	NA	5	0
Pearce	2003	1	23,5	1	0	1	0	1	3	1	1
Uzawa	2003	1	160,7	0	1	0	0	0	NA	NA	NA
Mendelsohn	2003	1	1,5	0	1	0	0	0	5	3	0
Hope	2003	1	19	0	0	1	0	1	NA	3	0
Link & Tol	2004	0,165	79	1	1	1	1	1	NA	0	0
	2004	0,165	170	1	1	1	1	1	NA	0	1
	2004	0,165	25,2	1	1	1	1	1	NA	1	0
	2004	0,165	94,1	1	1	1	1	1	NA	1	1
	2004	0,165	5,1	1	1	1	1	1	NA	3	0
	2004	0,165	45,1	1	1	1	1	1	NA	3	1
	2004	0,002	75,6	1	1	1	1	1	NA	0	0
	2004	0,002	167,8	1	1	1	1	1	NA	0	1
	2004	0,002	24,4	1	1	1	1	1	NA	1	0
	2004	0,002	93,6	1	1	1	1	1	NA	1	1
	2004	0,002	5	1	1	1	1	1	NA	3	0
	2004	0,002	45	1	1	1	1	1	NA	3	1
Hohmeyer	2004	0,5	32	0	0	1	0	1	NA	1	0
	2004	0,5	590	0	0	1	0	1	NA	0	1
Cline	2004	0,9	128	0	0	1	0	1	NA	NA	0
	2004	0,05	450	0	0	1	0	1	NA	NA	0
	2004	0,05	10	0	0	1	0	1	NA	NA	0
Manne	2004	0,05	300	0	0	1	0	1	NA	NA	0
	2004	0,95	12	0	0	1	0	1	NA	NA	0
Hope	2005	1	21	0	1	1	0	1	NA	3	0
Ceronsky et al.	2005	0,238	58	0	0	1	1	1	NA	0	0
	2005	0,238	11	0	0	1	1	1	NA	1	0
	2005	0,238	-2,3	0	0	1	1	1	NA	3	0
	2005	0,238	18	0	0	1	1	1	NA	NA	0
	2005	0,001	54	0	0	1	1	1	NA	0	0

Bilaga 1
Sida 5 av 6

	2005	0,001	11	0	0	1	1	1	NA	1	0
	2005	0,001	-2,5	0	0	1	1	1	NA	3	0
	2005	0,001	17	0	0	1	1	1	NA	NA	0
	2005	0,001	54	0	0	1	1	1	NA	0	0
	2005	0,001	13	0	0	1	1	1	NA	1	0
	2005	0,001	-0,1	0	0	1	1	1	NA	3	0
	2005	0,001	20	0	0	1	1	1	NA	NA	0
	2005	0,001	54	0	0	1	1	1	NA	0	0
	2005	0,001	10	0	0	1	1	1	NA	1	0
	2005	0,001	-2,5	0	0	1	1	1	NA	3	0
	2005	0,001	17	0	0	1	1	1	NA	NA	0
	2005	0,001	55	0	0	1	1	1	NA	0	0
	2005	0,001	11	0	0	1	1	1	NA	1	0
	2005	0,001	-2,5	0	0	1	1	1	NA	3	0
	2005	0,001	18	0	0	1	1	1	NA	NA	0
	2005	0,001	58	0	0	1	1	1	NA	0	0
	2005	0,001	12	0	0	1	1	1	NA	1	0
	2005	0,001	-2,3	0	0	1	1	1	NA	3	0
	2005	0,001	18	0	0	1	1	1	NA	NA	0
	2005	0,001	73	0	0	1	1	1	NA	0	0
	2005	0,001	16	0	0	1	1	1	NA	1	0
	2005	0,001	-1,6	0	0	1	1	1	NA	3	0
	2005	0,001	24	0	0	1	1	1	NA	NA	0
	2005	0,001	94	0	0	1	1	1	NA	0	0
	2005	0,001	21	0	0	1	1	1	NA	1	0
	2005	0,001	-0,7	0	0	1	1	1	NA	3	0
	2005	0,001	30	0	0	1	1	1	NA	NA	0
	2005	0,001	330	0	0	1	1	1	NA	0	0
	2005	0,001	89	0	0	1	1	1	NA	1	0
	2005	0,001	17	0	0	1	1	1	NA	3	0
	2005	0,001	100	0	0	1	1	1	NA	NA	0
	2005	0,001	1500	0	0	1	1	1	NA	0	0
	2005	0,001	360	0	0	1	1	1	NA	1	0
	2005	0,001	75	0	0	1	1	1	NA	3	0
	2005	0,001	270	0	0	1	1	1	NA	NA	0
	2005	0,001	2400	0	0	1	1	1	NA	0	0
	2005	0,001	580	0	0	1	1	1	NA	1	0

Bilaga 1
Sida 6 av 6

	2005	0,001	120	0	0	1	1	1	NA	3	0
	2005	0,001	360	0	0	1	1	1	NA	NA	0
	2005	0,167	43	0	0	1	0	1	NA	3	1
	2005	0,167	35	0	0	1	0	1	NA	3	1
	2005	0,167	31	0	0	1	0	1	NA	3	0
	2005	0,167	46	0	0	1	0	1	NA	3	1
	2005	0,167	37	0	0	1	0	1	NA	3	1
	2005	0,167	32	0	0	1	0	1	NA	3	0
Downing et al.	2005	1	50,8	0	0	0	0	0	NA	NA	1
Guo et al.	2006	0,016	58	1	0	1	1	1	NA	0	0
	2006	0,016	11	1	0	1	1	1	NA	1	0
	2006	0,016	-2,3	1	0	1	1	1	NA	3	0
	2006	0,143	18	1	0	1	1	1	NA	NA	0
	2006	0,008	6,6	1	0	1	1	1	3,5	0	
	2006	0,143	88	1	0	1	1	1	NA	NA	0
	2006	0,008	2,1	1	0	1	1	1	4	0	
	2006	0,214	88	1	0	1	1	1	NA	NA	0
	2006	0,008	2,1	1	0	1	1	1	4	0	
	2006	0,036	185	1	0	1	1	1	NA	0	0
	2006	0,036	29	1	0	1	1	1	NA	1	0
	2006	0,036	-1,3	1	0	1	1	1	NA	3	0
	2006	0,036	85	1	0	1	1	1	NA	0	0
	2006	0,036	15	1	0	1	1	1	NA	1	0
	2006	0,036	-2,1	1	0	1	1	1	NA	3	0
	2006	0,214	35	1	0	1	1	1	NA	NA	0
Wahba & Hope	2006	0,2	19	1	0	1	0	1	NA	3	0
	2006	0,2	14	1	0	1	0	1	NA	3	0
	2006	0,1	47	1	0	1	0	1	NA	2	0
	2006	0,1	145	1	0	1	0	1	NA	1	0
	2006	0,1	30	1	0	1	0	1	NA	2	0
	2006	0,1	91	1	0	1	0	1	NA	1	0
	2006	0,1	29	1	0	1	0	1	NA	3	0
	2006	0,1	21	1	0	1	0	1	NA	3	0
Hope	2006	1	19	1	0	1	0	1	NA	3	0
Stern et al.	2006	1	314	0	0	1	0	1	NA	0	1

Kalkylvärden i Storbritannien

Nedan visas DECC's (Department of Energy & Climate i Storbritanniens) tabell om framtida värden för den handlande respektive den icke-handlande sektorn. Omräknat till en växelkurs om 11,32 kr/£ blir centralvärdet 59 öre/kg CO₂ för 2010. Lägsta värdet är hela tiden femtio procent av det genomsnittliga värdet, medan det högsta värdet är 50 procent större. Intervallet för 2010 blir alltså 29–89 öre/kg CO₂. För 2020 är det genomsnittliga värdet 68 öre, medan intervallet är 34–101 öre/kg CO₂.

Tabell 4 Kalkylvärden för koldioxid i Storbritannien. DECC (2009b).

2009 £	Traded			Non traded		
	Low	Central	High	Low	Central	High
2008	12	21	26	25	50	75
2009	12	21	27	25	51	76
2010	12	22	27	26	52	78
2011	12	22	27	26	52	79
2012	13	22	28	27	53	80
2013	13	23	28	27	54	81
2014	13	23	29	27	55	82
2015	13	23	29	28	56	84
2016	13	24	29	28	57	85
2017	14	24	30	29	57	86
2018	14	24	30	29	58	87
2019	14	25	31	30	59	89
2020	14	25	31	30	60	90
2021	16	30	39	31	61	92
2022	18	34	46	31	62	93
2023	20	39	53	32	63	95
2024	23	43	61	32	64	96
2025	25	48	68	33	65	98
2026	27	52	76	33	66	99
2027	29	57	83	34	67	101
2028	31	61	90	34	68	102
2029	33	66	98	35	69	104
2030	35	70	105	35	70	105
2031	38	77	115	38	77	115
2032	42	83	125	42	83	125
2033	45	90	134	45	90	134
2034	48	96	144	48	96	144
2035	51	103	154	51	103	154
2036	55	109	164	55	109	164
2037	58	116	173	58	116	173
2038	61	122	183	61	122	183
2039	64	129	193	64	129	193
2040	68	135	203	68	135	203
2041	71	142	212	71	142	212
2042	74	148	222	74	148	222
2043	77	155	232	77	155	232
2044	81	161	242	81	161	242
2045	84	168	251	84	168	251
2046	87	174	261	87	174	261
2047	90	181	271	90	181	271
2048	94	187	281	94	187	281
2049	97	194	290	97	194	290
2050	100	200	300	100	200	300

VTI är ett oberoende och internationellt framstående forskningsinstitut som arbetar med forskning och utveckling inom transportsektorn. Vi arbetar med samtliga trafikslag och kärnkompetensen finns inom områdena säkerhet, ekonomi, miljö, trafik- och transportanalys, beteende och samspel mellan människa-fordon-transportsystem samt inom vägkonstruktion, drift och underhåll. VTI är världsledande inom ett flertal områden, till exempel simulatorteknik. VTI har tjänster som sträcker sig från förstudier, oberoende kvalificerade utredningar och expertutlåtanden till projektledning samt forskning och utveckling. Vår tekniska utrustning består bland annat av körsimulatorer för väg- och järnvägstrafik, väglaboratorium, däckprovsningsanläggning, krockbanor och mycket mer. Vi kan även erbjuda ett brett utbud av kurser och seminarier inom transportområdet.

VTI is an independent, internationally outstanding research institute which is engaged on research and development in the transport sector. Our work covers all modes, and our core competence is in the fields of safety, economy, environment, traffic and transport analysis, behaviour and the man-vehicle-transport system interaction, and in road design, operation and maintenance. VTI is a world leader in several areas, for instance in simulator technology. VTI provides services ranging from preliminary studies, highlevel independent investigations and expert statements to project management, research and development. Our technical equipment includes driving simulators for road and rail traffic, a road laboratory, a tyre testing facility, crash tracks and a lot more. We can also offer a broad selection of courses and seminars in the field of transport.

