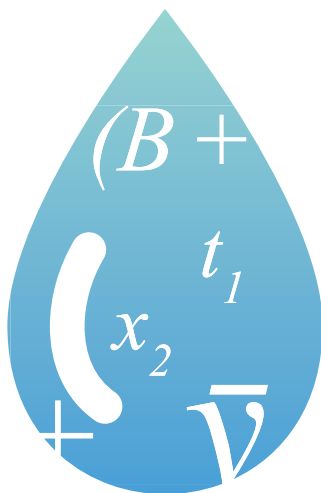
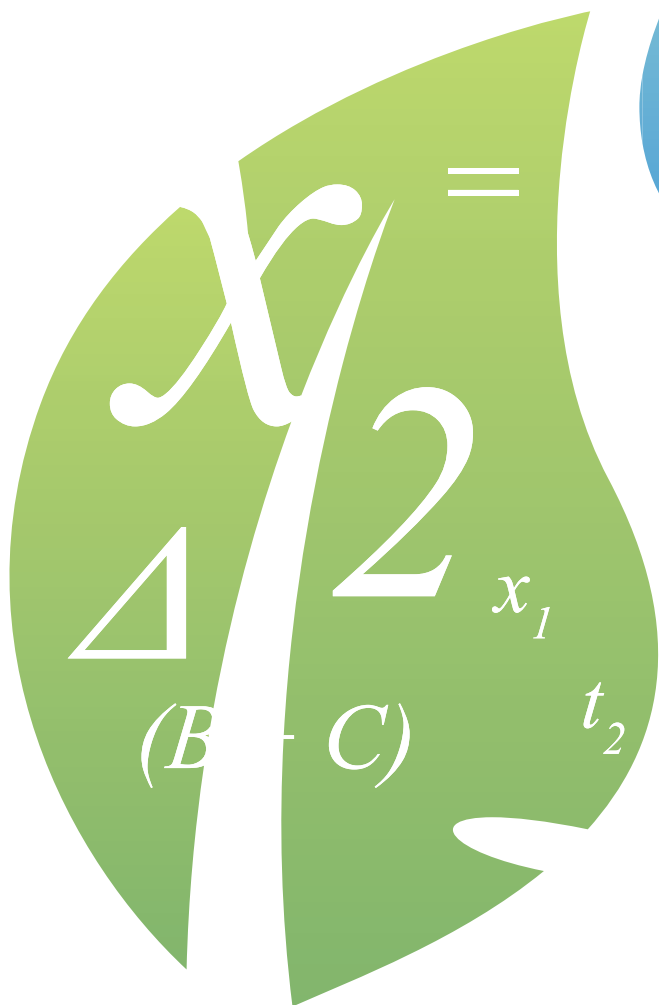


# Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter



# **Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter**

**Miljøministeriet**

# KOLOFON

*Titel:*

Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter

*Emneord:*

Samfundsøkonomiske analyser; styringsmidler; værdisætning; diskontering; miljøafgifter; beregningspriser; følsomhedsberegning; skyggepriser; miljøgoder

*Resume:*

Vejledningen opstiller retningslinjer for, hvortledes Miljøministeriets samfundsøkonomiske analyser bør udføres, så disse udføres på et ensartet grundlag og er i overensstemmelse med den seneste udvikling indenfor det miljøøkonomiske område. Hovedformålet med at udarbejde samfundsøkonomiske analyser er at klarlægge og synliggøre de miljømæssige og økonomiske konsekvenser af at gennemføre miljøtiltag. Dette kan enten ske, før der træffes en beslutning om at sætte tiltag i gang, eller når der foretages evalueringer af gennemførte tiltag. Samfundsøkonomiske analyser er med til at forbedre beslutningsgrundlaget ved at give en systematisk fremstilling af miljøtiltagenes samlede velfærdsmæssige konsekvenser.

*Udgiver:*

Miljøministeriet

*Udgivelsestidspunkt:*

Januar 2010

*Layout og tryk:*

Rosendahls-Schultz Grafisk

*ISBN PDF version:*

978-87-92548-71-9

*ISBN trykt version:*

978-87-92548-72-6

*Sideantal:*

328

*Oplag:*

250 stk.

*Pris (inkl. moms):*

350 kr.

Kan købes hos Miljøministeriets Netboghandel (<http://mim.schultzboghandel.dk/>)

# INDHOLD

<b>Indhold</b> .....	<b>I</b>
<b>Forord</b> .....	<b>VII</b>
<b>Indledning</b> .....	<b>1</b>
<b>Kapitel 1 Sammenfatning – anbefalinger</b> .....	<b>5</b>
1.1 Sammenfatning – samlet vurdering .....	7
1.2 Problemformulering (Kapitel 2) .....	7
1.2.1 <i>Hvilken problemstilling er der tale om? (Afsnit 2.1)</i> .....	7
1.2.2 <i>Opstilling af udgangssituation eller basisforløb (Afsnit 2.2)</i> .....	8
1.2.3 <i>Analysens omfang (Afsnit 2.3)</i> .....	9
1.3 Vurdering af direkte indgreb i ressourceallokeringen (Kapitel 3 – 6) .....	9
1.3.1 <i>Konsekvensbeskrivelse (Kapitel 3)</i> .....	9
1.3.2 <i>Værdisætning (Kapitel 4)</i> .....	13
1.3.3 <i>Diskontering (Kapitel 5)</i> .....	18
1.3.4 <i>Offentlige provenuvirkninger – skatteforvriddningstabt (Kapitel 6)</i> .....	20
1.4 Vurdering af styringsmæssige indgreb (Kapitel 7).....	23
1.4.1 <i>Generel analyse af styringsmæssige indgreb (Afsnit 7.3)</i> .....	23
1.4.2 <i>Partiel analyse af indførelsen og ændringen af en miljøafgift (Afsnit 7.1)</i> .....	24
1.4.3 <i>Partiel analyse af andre typer af styringsmæssige indgreb (Afsnit 7.2)</i> .....	26
1.5 Risiko og usikkerhed (Kapitel 8).....	27
1.5.1 <i>Beskrivelse af usikkerhedsomfanget (Afsnit 8.1)</i> .....	27
1.5.2 <i>Kriterier for beslutningstagen under risiko og usikkerhed (Afsnit 8.2)</i> .....	29
1.5.3 <i>Sammenfattende anbefalinger vedrørende præsentationen og vurderingen af usikkerhedsomfanget</i> .....	30
1.6 Fordelingsanalyser (Kapitel 9) .....	31
1.6.1 <i>Budgetøkonomisk analyse (Afsnit 9.1)</i> .....	31
1.6.2 <i>Velfærdsøkonomisk analyse af projektets forbrugskonsekvenser for forskellige indkomstgrupper (Afsnit 9.2)</i> .....	33
1.6.3 <i>Velfærdsøkonomisk analyse af projektets forbrugskonsekvenser fordelt over tid (Afsnit 9.3)</i> .....	33
1.6.4 <i>Fordeling af projektets miljøkonsekvenser (Afsnit 9.4)</i> .....	34

<b>Kapitel 2</b>	<b>Problemformulering.....</b>	<b>35</b>
2.1	Vurderingsproblemstillingen og de overvejede projekttyper .....	37
2.1.1	<i>Direkte ændring af ressourceallokeringen .....</i>	37
2.1.2	<i>Styringsmæssigt indgreb .....</i>	40
2.1.3	<i>Undlade indgreb – cost of inaction .....</i>	42
2.1.4	<i>Optimalitetsbetragtninger .....</i>	43
2.1.5	<i>Hvad blev resultatet af projektet, og levede det op til forventningerne – ex post analyse .....</i>	45
2.2	Udgangssituationen eller basisforløbet.....	46
2.2.1	<i>Status quo .....</i>	46
2.2.2	<i>Business as usual .....</i>	46
2.2.3	<i>Comparison of alternatives .....</i>	49
2.2.4	<i>Konklusion .....</i>	49
2.3	Analysens omfang .....	52
<b>Kapitel 3</b>	<b>Konsekvensbeskrivelse af direkte ændringer af ressourceallokeringen.....</b>	<b>55</b>
3.1	Økonomiske og miljømæssige konsekvenser .....	58
3.1.1	<i>Økonomiske goder .....</i>	59
3.1.2	<i>Miljøeffekter og -goder.....</i>	60
3.1.3	<i>Måleenheder.....</i>	62
3.2	Afgrænsning af konsekvensbeskrivelsen – direkte, indirekte og afledte konsekvenser .....	63
3.2.1	<i>Projektets direkte konsekvenser.....</i>	63
3.2.2	<i>Indirekte konsekvenser af at producere og levere råvarer og andre producerede produktionsgoder til projektet .....</i>	64
3.2.3	<i>Indirekte konsekvenser ved brugen og bortskaffelsen af projektets produkter.....</i>	64
3.2.4	<i>Indirekte konsekvenser af at produktionsfaktorer, der anvendes i forbindelse med de tre foregående aktiviteter, trækkes bort fra anden anvendelse.....</i>	65
3.2.5	<i>Afledte konsekvenser for følgeindustrier .....</i>	66
3.2.6	<i>Afledte økonomiske og miljømæssige konsekvenser som følge af anden form for tilpasning til projektet.....</i>	67
3.3	Geografisk afgrænsning af konsekvensbeskrivelsen .....	68
3.3.1	<i>Nationale og globale konsekvenser .....</i>	68
3.3.2	<i>Global eller national afgrænsning af den velfærdsøkonomiske vurdering af projektet.....</i>	70
3.3.3	<i>Valutaoverførsler fra udlandet .....</i>	73
3.4	Tidsmæssig afgrænsning af konsekvensbeskrivelsen.....	73
3.5	Konsekvensskemaet.....	75

<b>Kapitel 4</b>	<b>Værdisætning – fastsættelse af beregningspriser for marginale ændringer i ressourceallokeringen.....</b>	<b>77</b>
4.1	Beregningspriser på økonomiske goder – markedsomsatte goder.....	83
4.1.1	<i>Markedsomsatte forbrugsgoder</i> .....	83
4.1.2	<i>Produktionsfaktorer – arbejdskraft, fast realkapital og naturen</i> ...	83
4.1.3	<i>Råstoffer</i> .....	87
4.1.4	<i>Producerede produktionsgoder og råvarer</i> .....	92
4.1.5	<i>Internationalt handlede produktionsgoder og råvarer samt eksport af forbrugsgoder</i> .....	92
4.1.6	<i>Ensidige valutaoverførsler</i> .....	93
4.2	Værdisætning af miljøeffekter og -goder – ikke-markedsomsatte goder....	94
4.2.1	<i>Miljømæssig værdikategori – brugsværdi og ikke-brugsværdi</i> ....	95
4.2.2	<i>Beregningspriser for de forskellige typer af miljø- og naturgoder</i> .....	99
4.2.3	<i>Beregningspriser – ”lægge sammen problemstillingen”</i> .....	103
4.2.4	<i>Værdisætning af miljøkonsekvenser i udlandet</i> .....	104
4.2.5	<i>Enhedspriser for ændringer i belastningen af miljøet og naturen</i> .....	104
4.2.6	<i>Skyggepriser for opfyldelsen af vedtagne miljømålsætninger</i> ...	105
4.3	Benefit transfer (value transfer) .....	107
4.3.1	<i>Metoder til benefit transfer</i> .....	108
4.3.2	<i>Benefit transfer mellem lande</i> .....	110
<b>Kapitel 5</b>	<b>Diskontering .....</b>	<b>113</b>
5.1	Beregning af nutidsværdi, diskonteringsraten og annuisering .....	116
5.1.1	<i>Nutidsværdiberegningen</i> .....	116
5.1.2	<i>Diskonteringsraten</i> .....	117
5.1.3	<i>Annuisering</i> .....	121
5.2	Tidsfastsættelsesproblemer og ændring af investeringstidspunkt .....	122
5.2.1	<i>Fastsættelse af startåret</i> .....	123
5.2.2	<i>Sunk costs – erstatning af eksisterende anlæg</i> .....	127
5.2.3	<i>Begrænset planlægningshorisont</i> .....	131
5.2.4	<i>Fremrykning af investering</i> .....	133
5.3	Diskontering af ikke-værdisatte miljøkonsekvenser.....	135
5.4	Diskontering af miljøeffekter med forskellig tidsprofil – ikke-varige miljøeffekter og forskellige time-lags.....	136
5.4.1	<i>Beregning af omkostningseffektivitet for projekter med ikke-varige og varige miljøeffekter</i> .....	137
5.4.2	<i>Beregning af omkostningseffektivitet for projekter med forskellige time-lags til miljøeffekten indtræffer</i> .....	139
5.5	Afgrænsning af diskonterings relevans i relation til miljø- og natureffekter – ugenoprettelige skader, dødsrisiko og den kritiske naturkapital.....	141

<b>Kapitel 6</b>	<b>Offentlige provenuvirkninger – skatteforvridningstabet .....</b>	<b>143</b>
6.1	Forvridningstab ved anvendelse af skatter og afgifter – terminologi og definitioner .....	146
6.2	Forvridningstab og -gevinster ved projektets forskellige provenuvirkninger .....	147
6.2.1	<i>Et offentligt ressourcekrævende projekt .....</i>	<i>148</i>
6.2.2	<i>Et privat ressourcekrævende projekt .....</i>	<i>152</i>
6.2.3	<i>Nutidsværdien af provenuvirkningen og forvridningstabet .....</i>	<i>155</i>
Appendiks 6.1 Skatteforvridningstabet – teori .....		157
<b>Kapitel 7</b>	<b>Vurdering af styringsmæssige indgreb .....</b>	<b>161</b>
7.1	Partiel velfærdøkonomisk analyse af indførelsen og ændringen af en miljøafgift .....	167
7.1.1	<i>Indførelse af en miljøafgift på et slutprodukt .....</i>	<i>167</i>
7.1.2	<i>Indførelse af en miljøafgift på et produktionsgode eller en miljøbelastning .....</i>	<i>173</i>
7.1.3	<i>Ændring af en miljøafgift .....</i>	<i>174</i>
7.1.4	<i>Optimale miljøafgifter .....</i>	<i>178</i>
7.2	Partiel velfærdøkonomisk vurdering af andre styringsmæssige indgreb .....	179
7.2.1	<i>Økonomiske styringsmidler .....</i>	<i>180</i>
7.2.2	<i>Administrative og andre styringsmidler .....</i>	<i>182</i>
7.3	Generel velfærdøkonomisk vurdering af økonomiske styringsmæssige indgreb ved brug af AGL-model .....	184
7.3.1	<i>Partiel analyse af provenu- og forvridningseffekterne ved at en afgiftsstigning sænker forbruget af andre varer end den vare, afgiften pålægges .....</i>	<i>184</i>
7.3.2	<i>Generel analyse af styringsmæssige indgrebs påvirkning af produktions- og forbrugsstrukturen i samfundet og dermed af deres direkte og indirekte konsekvenser for forvridningstabet samt skatte- og afgiftsprovenuet .....</i>	<i>187</i>
Appendiks 7.1 Udledning af formler for skatteforvridningstabet og provenuvirkningen .....		193
<b>Kapitel 8</b>	<b>Risiko og usikkerhed .....</b>	<b>297</b>
8.1	Beskrivelse af usikkerhedsomfanget .....	202
8.1.1	<i>Følsomhedsberegninger .....</i>	<i>202</i>
8.1.2	<i>Best case og worst case .....</i>	<i>204</i>
8.1.3	<i>Break-even pris eller mængde .....</i>	<i>206</i>
8.1.4	<i>Monte Carlo simulation .....</i>	<i>207</i>
8.2	Kriterier for beslutningstagen under risiko og ren usikkerhed .....	216
8.2.1	<i>Kriterier for beslutningstagen under risiko .....</i>	<i>216</i>

8.2.2	<i>Option price og option value</i> .....	217
8.2.3	<i>Quasi-option værdien</i> .....	219
8.2.4	<i>Kriterier for beslutningstagen under ren usikkerhed</i> .....	222
<b>Kapitel 9</b>	<b>Fordelingsanalyser</b> .....	<b>225</b>
9.1	Budgetøkonomisk analyse af de økonomiske konsekvenser for indenlandske erhverv, offentlige institutioner, økonomiske sektorer, husholdninger, befolkningsgrupper, regioner og udland .....	228
9.1.1	<i>Det budgetøkonomiske fordelingsskema</i> .....	229
9.1.2	<i>Økonomiske transaktioner som har budgetøkonomiske konsekvenser</i> .....	230
9.2	Velfærdsøkonomisk analyse af projektets forbrugskonsekvenser for forskellige indkomstgrupper .....	238
9.3	Velfærdsøkonomisk analyse af forbrugskonsekvenserne fordelt over tid .....	241
9.4	Fordeling af miljø- og naturkonsekvenserne og de hermed forbundne økonomiske konsekvenser .....	243
<b>Kapitel 10</b>	<b>NOx handlingsplan</b> .....	<b>245</b>
10.1	Forudsætninger for beregningerne .....	245
10.2	Reduceret andel af persondieselbiler.....	246
10.2.1	<i>Konsekvensskema</i> .....	246
10.2.2	<i>Budgetøkonomiske omkostninger</i> .....	247
10.2.3	<i>Velfærdsøkonomiske omkostninger</i> .....	247
10.3	Delvis Boosting.....	250
10.3.1	<i>Konsekvensskema</i> .....	251
10.3.2	<i>Budgetøkonomiske omkostninger</i> .....	255
10.3.3	<i>Velfærdsøkonomiske omkostninger</i> .....	255
10.3.4	<i>Miljøeffekten</i> .....	256
10.3.5	<i>Sammenfatning velfærdsøkonomisk resultat – skyggepris</i> .....	256
10.4	Udskiftning til mere miljøvenlig brænder på bestående kedler i industrien .....	259
10.4.1	<i>Konsekvensskema</i> .....	259
10.4.2	<i>Budgetøkonomi</i> .....	260
10.4.3	<i>Velfærdsøkonomiske omkostninger</i> .....	260
10.4.4	<i>Skyggeprisen og fremrykning af investering</i> .....	261
10.5	Velfærdsøkonomiske omkostninger ved at opfylde et miljømål i et bestemt år – opstilling af marginalomkostningskurve.....	261
10.5.1	<i>Opstilling af marginalomkostningskurve</i> .....	261
10.5.2	<i>Udskiftning blandt de konkurrerende tiltag – specialtilfælde</i> ....	266
<b>Kapitel 11</b>	<b>Naturgenopretning og kultursikring af Åmosen</b> .....	<b>269</b>
11.1	Projektets scenarier .....	269



## SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

11.2	Konsekvensbeskrivelse .....	270
11.3	Budgetøkonomisk analyse.....	274
	11.3.1 <i>Landbruget</i> .....	275
	11.3.2 <i>Staten</i> .....	280
11.4	Velfærdsøkonomisk analyse .....	282
	11.4.1 <i>Velfærdsøkonomiske gevinster</i> .....	283
	11.4.2 <i>Velfærdsøkonomiske omkostninger</i> .....	286
11.5	Følsomhedsanalyser.....	288
	11.5.1 <i>Følsomhedsanalyser af værdisætningsstudiet</i> .....	288
	11.5.2 <i>Følsomhedsanalyser af den velfærdsøkonomiske analyse</i> .....	291
11.6	Sammenfattende konklusion .....	294
 <b>Kapitel 12 Samfundsøkonomisk vurdering og andre vurderingsmetoder .....</b>		<b>295</b>
12.1	EU-kommissionens Impact Assessment .....	295
	12.1.1 <i>Identifikation af problemet</i> .....	296
	12.1.2 <i>Formulering af målsætninger</i> .....	296
	12.1.3 <i>Udvikling og formulering af de væsentligste policy-</i> <i>muligheder</i> .....	297
	12.1.4 <i>Beskrivelse af policy-mulighedernes konsekvenser</i> .....	297
	12.1.5 <i>Sammenligning af policy-mulighederne</i> .....	300
	12.1.6 <i>Udformning af monitorings- og evalueringsprogram</i> .....	301
	12.1.7 <i>Sammenfatning</i> .....	301
12.2	Livscyklusanalyse.....	302
12.3	Multikriterie-beslutningstagen.....	303
12.4	Cost Effectiveness Analyse.....	304
 <b>Litteratur .....</b>		<b>307</b>
<b>Indeks .....</b>		<b>315</b>

## FORORD

Miljøministeriets vejledning i *Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter* udkom i år 2000. Siden da er der på Miljøministeriets initiativ gennemført en række studier af, hvordan man opgør de velfærdsøkonomiske konsekvenser af projekter og tiltag på miljøområdet, herunder hvordan man prissætter miljøeffekter. Miljøministeriet har desuden opnået en større erfaring med den praktiske udførelse af velfærdsøkonomiske analyser og er her stødt på en række problemstillinger, som ikke er behandlet i den tidligere vejledning. Endelig er der også internationalt sket en udvikling af den velfærdsøkonomiske metode, som bør afspejles i danske analyser. Der er derfor opstået et behov for at opdatere den tidligere vejledning med de indhentede erfaringer. Det er dette behov, den foreliggende reviderede vejledning skal opfylde.

Der er tale om en samlet opdateret vejledning. Den gentager i kort form de retningslinjer fra den hidtidige vejledning, som er uændret og derfor stadig gælder. Hertil kommer reviderede anbefalinger for de problemstillinger, for hvilke der er sket en ny udvikling, eller som ikke har været behandlet før. Læseren behøver således kun at konsultere den hidtidige vejledning og de senere metoderapporter, hvis der ønskes uddybende teoretiske begrundelser for de opstillede retningslinjer.

Den reviderede vejledning er udarbejdet af Flemming Møller (Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet) – *Kapitel 1 – 9, samt Kapitel 12* –, af Lisbeth Strandmark (Miljøministeriet) – *Kapitel 10 – 11* og af Signe Krarup (Miljøministeriet). Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, har medfinansieret vejledningen. Miljøministeriet er ansvarlig for vejledningens anbefalinger.

I tilknytning til projektet blev der nedsat en følgegruppe med følgende medlemmer:

Søren Søndergaard Kjær, Miljøministeriet Departementet (formand 1/9 2006 – 1/4 2007)

Jonas Arp Fallov, Miljøministeriet Departementet (formand fra 1/4 2007)

Bent Sørensen, Miljøministeriet Departementet

Camilla K. Damgaard, Miljøstyrelsen

Jørgen Schou, Miljøstyrelsen

Mette Graversen, Miljøstyrelsen

Jan Tjeerd Boom, Miljøstyrelsen

Camilla Mørk, Skov- og Naturstyrelsen

Mikael Skou Andersen, Danmarks Miljøundersøgelser

Uffe Nielsen, Det Økonomiske Råd

Signe Caspersen, Energistyrelsen/Finansministeriet

Kasper Wrang, Finansministeriet

Søren Olsen, Skatteministeriet

## SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

Mette Larsen, Energistyrelsen

Jacob Krog Søbygaard, COWI

Trine Nielsen, NIRAS

Christian Seidelin Sørensen, NIRAS

Mette Skovgaard, Det Danske Temacenter for Affald

Alex Dubgaard, Fødevareøkonomisk Institut, Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole

Brian Jacobsen, Fødevareøkonomisk Institut, Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole

Medlemmerne af følgegruppen takkes alle for deres konstruktive kommentarer under de forskellige faser af vejledningens tilblivelse. Ansvar for dennes konklusioner og anbefalinger samt eventuelle fejl og mangler er dog alene Miljøministeriets. Redaktionen er afsluttet marts 2009.

## INDLEDNING

Hovedformålet med at udarbejde samfundsøkonomiske analyser er at klarlægge konsekvenserne af offentlige tiltag. Det gøres typisk, før der træffes en beslutning om at sætte et tiltag i gang eller, når der skal vælges blandt flere tiltag. Samfundsøkonomiske analyser er med til at klarlægge og synliggøre konsekvenserne ved forskellige miljøtiltag, og dermed forbedre beslutningsgrundlaget. Såvel Miljøministeriet som Finansministeriet har brug for at få oplysninger om de økonomiske og miljømæssige konsekvenser af tiltag på miljøområdet. Formålet er hermed at få bedre muligheder for at prioritere indsatsen på dette område.

En samfundsøkonomisk analyse kan dog ikke i sig selv give svar på, hvilke miljøtiltag der skal iværksættes, men er en vigtig del af beslutningsgrundlaget. Den endelige beslutning afhænger af den vægt, som tillægges analysens forskellige elementer, eventuelle budgetrestriktioner, etiske overvejelser mv. Der ud over kan samfundsøkonomiske analyser bruges til at evaluere allerede gennemførte tiltag. Evalueringen gør det muligt at kontrollere, om de forudsætninger vedrørende konsekvenser og priser, der blev lagt til grund for tiltagets gennemførelse, har holdt stik. Er der væsentlige afvigelser, bør disse identificeres og forklares, så risikoen for at beslutningstagere gentagne gange baserer deres vurderinger på forkerte præmisser reduceres.

Formålet med denne vejledning er at opstille klare retningslinjer for, hvorledes Miljøministeriets samfundsøkonomiske analyser bør udføres, således at disse udføres på et ensartet grundlag og er i overensstemmelse med den seneste udvikling indenfor det miljøøkonomiske område, både nationalt og internationalt. Retningslinjerne er desuden i overensstemmelse med de principper, der er opstillet i Finansministeriets seneste vejledning for samfundsøkonomiske analyser.

Målgruppen for vejledningen er personer, som enten selv gennemfører samfundsøkonomiske analyser, kommenterer på dem, formulerer krav til sådanne analyser eller anvender resultaterne herfra i den videre beslutningsproces. Målgruppen er altså først og fremmest sagsbehandlere i centraladministrationen og eksterne konsulenter.

Der er lagt vægt på at gøre vejledningen så pædagogisk og praktisk orienteret som muligt. Der lægges dog fortsat stor vægt på også at skabe forståelse for det overordnede formål med analyserne og at formidle hensigten med at følge de specifikke anbefalinger. Vejledningens pædagogiske sigte søges også tilgodeset gennem en række enkle illustrative eksempler. Desuden formidles anbefalingerne i hvert af kapitlerne i en boks, mens man kan læse om baggrunden for anbefalingerne i den resterende del af det pågældende kapitel. Vejledningens samlede anbefalinger er desuden sammenfattet i *Kapitel 1*.

Når der i denne vejledning tales om *samfundsøkonomisk vurdering* menes der først og fremmest *velfærdsøkonomisk vurdering* og *budgetøkonomisk vurdering*. Hensigten med den velfærdsøkonomiske vurdering er at undersøge, hvorledes et projekt påvirker summen og fordelingen af personers nytte i samfundet. Med *nytte* skal her forstås *livskvalitet*. Summen og fordelingen af personers nytte er bestemmende for samfundets *velfærd*. Hensigten med den budgetøkonomiske analyse er at undersøge, hvorledes et projekt påvirker forskellige samfundsgrupper og -institutioners indtægter og udgifter. Samfundsgrupperne kan være husholdninger, forskellige indkomstgrupper, brugergrupper, erhverv osv. Samfundsinstitutionerne omfatter staten, regionerne, kommunerne osv.

Vejledningen vedrører først og fremmest *velfærdsøkonomisk vurdering* af projekter. Benævnelsen *projekt* skal i denne forbindelse forstås meget bredt. Der kan være tale om ændringer i måden, hvorpå bestemte varer og tjenester produceres (f.eks. reduceret gødningsforbrug i landbruget), om egentlige anlægsprojekter (f.eks. opførelse af et rensningsanlæg), om indgreb i form af skatter og afgifter, der påvirker forbrugernes adfærd og køb af varer og tjenester osv. I stedet for projekt tales undertiden om *tiltag* eller *foranstaltning*. Et projekt er altså karakteriseret ved at påvirke brugen af samfundets knappe ressourcer. Man taler om, at der sker en *omallokering* af samfundets brug af dets knappe ressourcer. I fagøkonomiske termer kan et projekt derfor defineres som ”alle former for påvirkning af samfundets allokering af dets knappe ressourcer”. I vejledningen vil der blive givet eksempler på vurderingen af de fleste typer af projekter.

De knappe ressourcer omfatter de såkaldte *produktionsfaktorer* arbejdskraft, realkapital (bygninger, anlæg og maskiner), jord, råstoffer og natur. Disse ressourcer sætter grænserne for, hvor mange forbrugsgoder der kan produceres og forbruges i samfundet. *Forbrugsgoder* skal i denne sammenhæng forstås i bred forstand, således at de både omfatter markedsomsatte og ikke-markedsomsatte goder. De ikke-markedsomsatte goder er f.eks. den offentlige sektors tjenester (uddannelse, forskning, sundhedsydelser etc.) forskellige miljøgoder (rekreative værdier, sundhed) og kulturelle værdier. Befolkningens forbrug af disse goder er sammen med forbruget af markedsomsatte goder bestemmende for personers nytte.

Når et projekt gennem omallokering af de knappe ressourcer påvirker produktionen og forbruget, indebærer det, at forbruget af visse goder stiger, mens forbruget af andre goder falder. Dette skyldes, at ressourcerne er knappe. Når ressourcer benyttes på et projekt, indebærer det, at de trækkes bort fra anden produktion, hvorved forbruget af en række goder bliver reduceret. Disse ændringer i forbruget har konsekvenser for befolkningens nytte. Det er disse konsekvenser, som man først og fremmest ønsker at belyse gennem den velfærdsøkonomiske vurdering.

Det er særdeles vigtigt at holde sig disse forhold og sammenhænge for øje, når man beskæftiger sig med velfærdsøkonomisk vurdering af miljøprojekter. Man bør hele tiden tænke på, at hensigten med vurderingen er at beskrive alle de konsekvenser af projektet,

som påvirker befolkningens forbrug i bred forstand og dermed dens nytte eller livskvalitet.

Størrelsen af nytteændringen udtrykkes normalt i kroner og ører. Dette skyldes, at man værdisætter projektets konsekvenser for forbruget ved hjælp af såkaldte *beregningspriser*. Disse priser er indikatorer på personers relative marginale nytte af de enkelte forbrugsgoder. Beregningspriserne for de enkelte goder udtrykker altså, at ved en lille ændring i forbruget af det pågældende gode, vil personers nytte ændres svarende til beregningsprisen.

Projektets konsekvenser løber i de fleste tilfælde over længere tid. Dette indebærer, at forbrugs- eller nytteændringer i forskellige år skal sammenlignes. Dette giver anledning til et særligt vurderingsproblem, som søges løst gennem såkaldt *diskontering*. Gennem diskonteringen tildeles de enkelte års forbrugsændringer særlige vægte som afspejler deres relative betydning for samfundets samlede velfærd.

Projektets omallokering af ressourcer samt dets finansiering kan have konsekvenser for den offentlige sektors udgifter og indtægter. Disse *offentlige provenuvirkninger* har velfærdsmæssige konsekvenser, fordi de skal dækkes ind gennem skatteopkrævning. Skatteopkrævningen giver anledning til et såkaldt *skatteforvridningstab*. Der er tale om et velfærdstab, som skyldes at skatten bl.a. påvirker arbejdsudbudet og dermed omfanget af produktionsfaktorer i samfundet. Et sådant tab bør være omfattet af den velfærdsøkonomiske analyse.

Endelig er den velfærdsøkonomiske vurdering som følge af dens fremadrettede perspektiv forbundet med *usikkerhed*. Usikkerheden vedrører først og fremmest projektets fremtidige konsekvenser, men også fastsættelsen af beregningspriser, diskonteringen og vurderingen af finansierings- og fordelingskonsekvenser er omgærdet med usikkerhed. Det er derfor nødvendigt også at inddrage dette aspekt i projektvurderingen.

Den velfærdsøkonomiske projektvurdering omfatter altså en hel række delelementer, som bør indgå i den samlede vurdering. Denne kan baseres på et egentligt *beslutningskriterium*, der på systematisk vis sammenfatter de forskellige elementer – herunder ikke mindst usikkerhedselementet – i et samlet mål for projektets fordelagtighed.

Den velfærdsøkonomiske analyse kan suppleres med en analyse af projektets fordelingsmæssige konsekvenser. *Fordelingsanalysen* omfatter først og fremmest en *budgetøkonomisk analyse*. Denne viser, hvem der i økonomisk henseende er vindere og tabere ved projektet – altså hvem der har hhv. netto-indtægter og netto-udgifter heraf. Den budgetøkonomiske analyse er væsentlig, fordi der herved afdækkes eventuelle økonomiske barrierer for projektets gennemførelse. Hertil kommer, at analysen også kan danne baggrund for udformningen af eventuelle kompensationer til taberne.

Fordelingsanalysen kan også omfatte en beskrivelse og vurdering af forbrugsændringernes fordeling på personer og over tid. Begge fordelinger kan have betydning for samfundets velfærd.

*Fordelingen af projektets forbrugskonsekvenser over tid har først og fremmest betydning for velfærden, hvis fremtidige personer forventes at være bedre stillet i forbrugsmæssig henseende end nulevende personer. En given forbrugsændring har derfor ikke så stor nyttemæssig værdi for en fremtidig person som for en nulevende. Hertil kommer, at selve fordelingen af nytteændringerne på nulevende og fremtidige personer kan have velfærdsmæssig betydning.*

I denne indledende korte præsentation af den samfundsøkonomiske projektvurderings forskellige elementer er der lagt vægt på at tydeliggøre hensigten med vurderingen. Det er særdeles vigtigt at gøre sig denne hensigt klart med henblik på at kunne fortolke vurderingens resultater korrekt. Den velfærdsøkonomiske vurdering sigter mod at belyse projektets konsekvenser for befolkningens velfærd, der antages bestemt af konsekvensernes betydning for summen og fordelingen af nytte på personer. Den budgetøkonomiske analyse sigter mod at afdække projektets finansieringsbehov samt dets økonomiske vindere og tabere.

Den indledende præsentation viser også, at projektvurderingen med fordel kan opdeles i en række delelementer. Disse omfatter:

- Problemformulering
- Konsekvensbeskrivelse
- Værdisætning
- Diskontering
- Offentlig provenuvirkning – skatteforvridningstab
- Usikkerhed
- Fordelingsanalyse – budgetøkonomisk analyse og vurdering af fordelingskonsekvenser
- Samlet vurdering

Vejledningen er i vidt omfang opbygget i overensstemmelse med disse faser. Vejledningens anbefalinger er sammenfattet i *Kapitel 1*. De følgende *Kapitler 2 – 9* omtaler herefter, hvorledes vurderingen inden for de forskellige delelementer af den samfundsøkonomiske analyse bør gennemføres. Vejledningen indeholder desuden to større praktiske eksempler. *Kapitel 10* vedrører udformningen af en optimal  $\text{NO}_x$ -strategi for Danmark, og *Kapitel 11* vedrører samfundsøkonomisk vurdering af en genetablering af dele af Åmosen på Sjælland. Begge eksempler er baseret på grundige analyser, der foreligger som rapporter fra Miljøministeriet. Afslutningsvist indplaceres i *Kapitel 12* den samfundsøkonomiske analyse i sammenhæng med EU's retningslinjer for Impact Assessment. Forskellen mellem den samfundsøkonomiske analyse og andre prioriteringsmetoder omtales også.

## KAPITEL 1

### Sammenfatning – anbefalinger

I dette kapitel gennemgås kort alle anbefalingerne i vejledningen. For en uddybning og forklaring af anbefalingerne henvises til de enkelte kapitler.

Overordnet set omfatter den samfundsøkonomiske vurdering en række delelementer, som med fordel kan systematiseres i overensstemmelse med følgende disposition for vurderingen:

#### *Boks 1.1 Den samfundsøkonomiske vurderings delelementer – disposition*

1. *Sammenfatning*
2. *Problemformulering*
  - Vurdering af direkte indgreb i ressourceallokeringen
  - Vurdering af styringsmæssige indgreb
3. *Vurdering af direkte indgreb i ressourceallokeringen*
  - Konsekvensbeskrivelse
  - Værdisætning
  - Diskontering
  - Offentlige provenuvirkninger – skatteforvriddningstab
4. *Vurdering af styringsmæssige indgreb*
  - Økonomisk styringsmiddel – beregning af forvriddningstab, miljøkonsekvenser og offentlige provenuvirkninger
  - Administrative og andre styringsmidler – adfærdsmæssige konsekvenser og vurdering af disse allokeringmæssige konsekvenser
5. *Risiko og usikkerhed*
6. *Fordelingsanalyser*
  - Budgetøkonomisk analyse
  - Velfærdøkonomisk analyse af projektets forbrugskonsekvenser for forskellige indkomstgrupper
  - Velfærdøkonomisk analyse af projektets forbrugskonsekvenser fordelt over tid

Dispositionen skal forstås således, at den samfundsøkonomiske vurdering altid bør omfatte en *Sammenfatning*, som præsenterer resultaterne fra de fem følgende trin.



*Problemformuleringen* er særdeles central for forståelsen af vurderingens resultater. Det er vigtigt at slå fast, hvilke spørgsmål der besvares af vurderingen, og ikke mindst hvilke der ikke besvares. Gennem problemformuleringen bliver det klart, om den samfundsøkonomiske vurdering er rettet mod et *Direkte indgreb i ressourceallokeringen* eller mod et *Styringsmæssigt indgreb* – eller eventuelt begge dele.

Et *Direkte indgreb i ressourceallokeringen* er karakteriseret ved, at et projekts konsekvenser for forbruget af samfundets knappe produktionsfaktorer umiddelbart er kendt, mens resultatet af projektet kan være mere eller mindre usikkert. Er der tale om at producere en vis mængde varer eller tjenester, er resultatet kendt, mens dette er mere usikkert, hvis der alene er tale om at stille et gode til rådighed for befolkningen. F.eks. afhænger resultatet af at etablere en fast transportforbindelse eller et naturområde af, hvor mange personer der vælger at benytte disse goder. Miljøkonsekvenserne af et direkte indgreb i ressourceallokeringen kan også være usikre. Selve vurderingen bør omfatte en *Konsekvensbeskrivelse*, *Værdisætning* af konsekvenserne, beregning af tidsmæssigt forskelligt placerede konsekvensers nutidsværdi gennem *Diskontering* og en opgørelse af projektets *Offentlige provenuvirkninger* med henblik på beregning af det hermed forbundne *Skatteforvridningstab*.

Et *Styringsmæssigt indgreb* er karakteriseret ved, at det er befolkningens adfærd, som i første omgang påvirkes af indgrebet. Det kan eksempelvis være gennem indførelsen af en miljøafgift eller forbud mod anvendelsen af visse miljøskadelige stoffer. Indgrebets konsekvenser for ressourceallokeringen er en følge af adfærdsændringerne. Den samfundsøkonomiske vurdering af styringsmæssige indgreb forudsætter altså særlig viden om indgrebenes konsekvenser for befolkningens adfærd. Sker indgreb ved anvendelse af et *Økonomisk styringsmiddel* kan den samfundsøkonomiske vurdering gennemføres ud fra kendskab til efterspørgsels- og udbudsfunktionerne på de relevante markeder. Ved indgreb med *Administrative eller andre styringsmidler* må vurderingen baseres på et skøn over adfærdsændringernes konsekvenser for ressourceallokeringen. I visse tilfælde kan disse konsekvenser efterfølgende vurderes som et direkte indgreb i ressourceallokeringen.

Den samfundsøkonomiske vurdering bør altid omfatte en beskrivelse af den *Risiko* eller *Usikkerhed* som er knyttet til vurderingens resultater. Dette gælder især, hvis et projekt eller styringsmæssigt indgreb har omfattende samfundsmæssige konsekvenser.

Endelig bør den samfundsøkonomiske vurdering omfatte en *Fordelingsanalyse*, som identificerer projektets positive og negative konsekvenser for forskellige samfundsgrupper. Dette gøres gennem en *Budgetøkonomisk analyse*, som beskriver projektets økonomiske konsekvenser for forskellige dele af den offentlige sektor, erhverv og befolkningsgrupper. En sådan analyse bør altid gennemføres, da den viser, hvem der hhv. har økonomisk gevinst og tab af projektet. Den budgetøkonomiske analyse kan suppleres med *Velfærdsøkonomiske analyser af forbrugskonsekvenserne for forskellige indkomst-*

*grupper og over tid.* I visse tilfælde kan det desuden være relevant at beskrive projektets natur- og miljøkonsekvenser for forskellige samfundsgrupper og holde disse op mod de budgetøkonomiske konsekvenser for de samme grupper.

I det følgende beskrives vejledningens anbefalinger nærmere. Der er tale om en sammenfatning af de anbefalinger, som er beskrevet i vejledningens *Kapitel 2 – 9*.

### 1.1 Sammenfatning – samlet vurdering

Formidlingen af den samfundsøkonomiske vurderings resultater bør altid indledes med en relativ kort *Sammenfatning*. Heraf bør det for det første klart fremgå, hvilken problemstilling der er belyst. Dernæst bør hovedresultaterne vedrørende projektets konsekvenser for befolkningens samlede velfærd og fordelingen heraf været beskrevet. Det bør endvidere være beskrevet, hvem der hhv. har en økonomisk gevinst og et økonomisk tab som følge af projektet. Endelig bør den usikkerhed, hvormed resultaterne er omgærdet, være beskrevet. Hvis det er muligt kan sammenfatningen føre frem til en konklusion og anbefaling vedrørende projektets gennemførelse.

Det er særdeles vigtigt, at resultaterne af den samfundsøkonomiske vurdering fremstår så gennemskuelige og forståelige som muligt. Derfor bør sammenfatningen efterfølges af en grundig beskrivelse af de forudsætninger og beregningsmetoder, som ligger til grund for resultaterne. Denne beskrivelse kan opbygges i overensstemmelse med den ovenstående disposition.

### 1.2 Problemformulering (Kapitel 2)

Problemformuleringen bør omfatte en beskrivelse af, *hvilken problemstilling der er tale om, en opstilling af udgangssituation eller basisforløb* samt overvejelser over *analysens omfang*. Disse beskrivelser og overvejelser er helt nødvendige for at kunne fortolke resultaterne af den samfundsøkonomiske analyse korrekt. Der bør ikke være tvivl om, hvilke spørgsmål analysen besvarer, og ikke mindst om, hvilke spørgsmål den ikke besvarer. Det er meget vigtigt, at dette formidles meget klart til beslutningstageren. Derfor er et grundigt arbejde i denne indledende fase afgørende for, at analysen bliver god, og at den bliver anvendt korrekt i den videre beslutningsproces.

#### 1.2.1 *Hvilken problemstilling er der tale om? (Afsnit 2.1)*

Det bør indledningsvist gøres klart, hvilket miljøproblem projektet er rettet mod, hvilke målsætninger for ændringen i miljøkvaliteten der ønskes opnået, hvilke løsningsmuligheder der foreligger, samt hvilke styringsmidler der eventuelt kan tages i anvendelse. Det er i denne forbindelse en fordel at skelne mellem følgende typer af problemstillinger, således at det er klart, hvilken analyse der skal gennemføres:

- Direkte ændringer af ressourceallokeringen
  - Er et givet enkeltstående projekt fordelagtigt for samfundet? Der kan både være tale om et nyt projekt eller om ophør af et hidtidigt projekt.
  - Bør en nærmere specificeret hidtidig aktivitet erstattes med en ny?
  - Hvilket af to eller flere projekter bør vælges for at løse et givet miljøproblem – teknikvalg? Hvornår bør i givet fald en eksisterende teknologi erstattes af en ny og mere fordelagtig?
- Styringsmæssige indgreb
  - Hvad er de adfærdsmæssige og dermed ressourceallokeringsmæssige konsekvenser af et givet styringsmæssigt indgreb?
- Undlade indgreb – cost of inaction
  - Hvad vil de velfærdsøkonomiske konsekvenser af at undlade at gribe ind over for et miljøproblem være?
- Optimalitetsbetragtninger
  - Hvor store forbedringer af miljøforholdene vil det være fordelagtigt at gennemføre? Ideelt set bør man nå frem til en situation, hvor værdien af de marginale miljøgevinster er lig med de marginale omkostninger ved at opnå disse. (*Velfærdsøkonomisk Cost Benefit Analyse*)
  - Hvordan opnås en ønsket ændring i miljøforholdene på den for samfundet fordelagtigste måde? (*Velfærdsøkonomisk Cost Effectiveness Analyse*)
  - Hvordan anvendes en given sum penge til et miljøformål på den mest hensigtsmæssige måde? (*Budgetøkonomisk Cost Effectiveness Analyse*)
  - Hvilke styringsmidler er det mest hensigtsmæssigt at anvende for at opnå en ønsket ændring i ressourceallokeringen og deraf følgende ændring i miljøkvaliteten?
- Ex post analyse
  - Hvad er resultatet af projektet, og levede det op til forventningerne?

### 1.2.2 Opstilling af udgangssituation eller basisforløb (Afsnit 2.2)

Det er en fordel at formulere problemstillingen som en vurdering af konsekvenserne af en nærmere specificeret aktivitetsændring. Derfor er det særdeles væsentligt at fastlægge, i forhold til hvilken udgangssituation eller basisforløb ændringen opgøres. Dette er helt nødvendigt og afgørende for at kunne foretage en korrekt opgørelse af projektets konsekvenser og for at kunne fortolke resultaterne korrekt. Valget af basisforløb er også bestemmende for, hvilken vurderingsproblemstilling der bliver analyseret. Der kan skelnes mellem følgende typer af basisforløb:

- Den aktuelle tilstand – *Status quo*
- Den forventede udvikling i samfundets aktiviteter – *Business as usual*
- Et alternativt projekt eller en alternativ udvikling i samfundets aktiviteter – *Comparison of alternatives*

Opstillingen af udgangssituationen eller basisforløbet omfatter forudsætninger om økonomiske, teknologiske, miljømæssige og politiske forhold, som bør være indbyrdes konsistente og i overensstemmelse med Finansministeriets fremskrivninger for dansk økonomi.

### 1.2.3 *Analysens omfang (Afsnit 2.3)*

I forbindelse med problemformuleringen og den indledende tilrettelæggelse af projektvurderingen kan det være en fordel at tage følgende forhold i betragtning.

- Huske at overveje alle relevante alternativer til at løse miljøproblemet
- Overveje ambitionsniveauet for analysen

Herved opnås et overblik over, hvor omfattende en analyse der skal gennemføres, og dermed hvilke og hvor mange ressourcer der skal anvendes herpå.

## 1.3 **Vurdering af direkte indgreb i ressourceallokeringen (Kapitel 3 – 6)**

Vurderingen af et direkte indgreb i ressourceallokeringen bør omfatte en *beskrivelse* og *værdisætning* af konsekvenserne af projektet, en beregning af projektets nutidsværdi gennem *diskontering* og opgørelse af projektets *offentlige provenuvirkninger* med henblik på beregning af et eventuelt *skatteforvriddningstab*.

### 1.3.1 *Konsekvensbeskrivelse (Kapitel 3)*

Beskrivelsen af projektets allokeringmæssige konsekvenser udgør selve grundstenen i den samfundsøkonomiske analyse og danner basis for de videre beregninger. Der skabes det bedste overblik over konsekvenserne ved at opstille et konsekvensskema, som repræsenterer en systematisk fremgangsmåde, hvor risikoen for enten at overse relevante konsekvenser eller regne dobbelt minimeres. Derfor bør man altid starte sin analyse med at opstille et konsekvensskema. Dette ser ud som vist i nedenstående *Tabel 1.1*.

*Tabel 1.1 Konsekvensskema*

<i>Mængder (evt. kr.)</i>	<i>År 1</i>	<i>År 2</i>	<i>År 3</i>	<i>...</i>	<i>År T</i>
<b>Direkte økonomiske konsekvenser</b>					
Produktion af markedsomsatte goder					
- udelukkende indenlandsk handlede					
- internationalt handlede					
Forbrug af produktionsfaktorer					

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

- arbejdskraft					
- fast realkapital (bygninger, maskiner o.l.)					
- natur (fornybare ressourcer såsom landbrugsjord, skove, fiskefarvande)					
Forbrug af råstoffer					
- udtømmelige ressourcer såsom kulbrinter og metaller					
- fornybare ressourcer såsom drikkevand					
Forbrug af producerede produktionsgoder					
- udelukkende indenlandsk handlede					
- internationalt handlede					
Ensidige valutaoverførsler (EU-tilskud o.l.)					
<b>Direkte miljøkonsekvenser</b>					
Forskellige former for miljøbelastning					
(emissioner, støj, fysisk belastning etc.)					
Miljøbelastningens konsekvenser for miljøets produktivitet som produktionsfaktor					
Miljøbelastningens konsekvenser for levevilkårene (sundhed, herlighedsværdier, kulturværdier etc.)					
<b>Indirekte miljøkonsekvenser</b>					
Produktionen af inputs					
Undgåede konsekvenser ved at produktionsfaktorer trækkes bort fra anden anvendelse					

*Konsekvensskema (Afsnit 3.5 samt 3.1 og 3.2)*

Konsekvensskemaet bør indeholde en opstilling af projektets allokeringsmæssige konsekvenser opgjort i mængdemæssige enheder (tons, km, stk. etc.). Nogle konsekvenser kan det dog være naturligt at opgøre i kroner, som f.eks. investeringer.

Et projekt har en række direkte og indirekte økonomiske og miljømæssige konsekvenser. Projektets *direkte økonomiske og miljømæssige konsekvenser* bør altid beskrives. De *direkte økonomiske konsekvenser* omfatter ændringer i

- udbudet af markedsomsatte forbrugsgoder
- anvendelsen af produktionsfaktorer – arbejdskraft, fast realkapital (bygninger, maskiner, anlæg o.l.) og natur (fornybare ressourcer – landbrugsjord, skove og fiskefarvande)
- anvendelsen af råstoffer – udtømmelige ressourcer såsom kulbrinter og metaller samt fornybare ressourcer såsom drikkevand
- anvendelsen af øvrige markedsomsatte producerede produktionsgoder og råvarer

Projektets *direkte miljømæssige konsekvenser* omfatter ændringer i

- forskellige former for miljøbelastning (emissioner, støj, fysisk belastning etc.)
- centrale miljørelaterede levevilkår for befolkningen (sundhed, herlighedsværdier, kulturværdier etc.)

Hvis det er relevant og muligt at opgøre, kan man i konsekvensskemaet også medtage projektets *indirekte økonomiske og miljømæssige konsekvenser*. Et projekts *indirekte økonomiske konsekvenser* omfatter konsekvenserne *af at producere og levere råvarer og andre producerede produktionsgoder til projektet*. De indirekte økonomiske konsekvenser omfatter de inputleverende erhvervs forbrug af produktionsfaktorer og råvarer. Disse bør kun opgøres, såfremt man ønsker at basere beregningsprisfastsættelsen herpå. Konsekvenserne skal ikke indarbejdes i konsekvensskemaet, men bør fremgå af dokumentationen for de benyttede beregningspriser. Projektets *indirekte miljømæssige konsekvenser af at producere og levere råvarer og andre producerede produktionsgoder til projektet* bør principielt altid opgøres.

Projektets *indirekte økonomiske og miljømæssige konsekvenser ved brugen og bortskaffelsen af projektets produkter* kan man ved de fleste miljøprojekter se bort fra. De indirekte økonomiske og miljømæssige konsekvenser af de besøgendes brug af nye trafikforbindelser eller rekreative områder – f.eks. miljøkonsekvenser af øgede trafikmængder – bør dog altid fremgå af konsekvensskemaet.

Der ud over kan projektet have nogle *indirekte økonomiske og miljømæssige konsekvenser af, at produktionsfaktorer, der anvendes i forbindelse med de før omtalte aktiviteter, trækkes bort fra anden anvendelse*. De økonomiske konsekvenser er omfattet af beregningsprisfastsættelsen og bør derfor ikke indarbejdes i konsekvensskemaet, mens de miljømæssige konsekvenser så vidt muligt bør beskrives som indirekte undgåede miljøkonsekvenser i konsekvensskemaet. Projektets *afledte konsekvenser for følgeindustrier samt afledte konsekvenser af anden adfærdsmæssig tilpasning til projektet* bør ikke omfattes af konsekvensskemaet. Disse konsekvenser kan, såfremt de forventes at være væsentlige, belyses gennem følsomhedsanalyser.

### *Geografisk afgrænsning (Afsnit 3.3)*

Et dansk projekt kan have miljømæssige og økonomiske konsekvenser i såvel Danmark som i udlandet. I konsekvensbeskrivelsen anbefales det, at man beskriver alle de indenlandske økonomiske og miljømæssige konsekvenser, jf. ovenfor. I visse situationer anbefales det også at beskrive projektets økonomiske og miljømæssige konsekvenser for udlandet. Dette gælder hvis miljøkonsekvenserne er omfattet af en international miljøaftale eller særlige etiske hensyn taler herfor.

Det anbefales som udgangspunkt at behandle *ensidige valutaoverførsler* fra udlandet herunder EU som en velfærdøkonomisk gevinst for Danmark – og omvendt ved ensidige overførsler fra Danmark til udlandet. Der bør dog også gennemføres en følsomhedsanalyse, hvor projektets fordelagtighed uden inddragelse af valutaoverførsler undersøges.

### *Tidsmæssig afgrænsning (Afsnit 3.4)*

Projektets konsekvenser fordeler sig i de fleste tilfælde over en længere årrække. Derfor er det vigtigt at tage stilling til, hvordan projektets konsekvenser fordeler sig over tid, og hvor lang en tidshorisont man skal medtage i analysen. Det anbefales som udgangspunkt at anlægge en tidshorisont, der er bestemt af den periode, inden for hvilken projektet forventes at have økonomiske og miljømæssige konsekvenser.

### *Opsummering*

Samlet set kan man sige, at en analyse af et projekt bør indeholde en beskrivelse af størstedelen af de konsekvenser, som er medtaget i nedenstående tabel.

### *Konsekvenser af projektet*

1. Direkte indenlandske økonomiske konsekvenser	Skal altid medtages
2. Direkte indenlandske miljømæssige konsekvenser	Skal altid medtages
3. Indirekte økonomiske konsekvenser (af at levere og producere råvarer og andre produktionsgoder)	Bør kun medtages i særlige tilfælde (hvis beregningspris skal opgøres)
4. Indirekte miljømæssige konsekvenser (af at levere og producere råvarer og andre produktionsgoder)	Bør medtages, hvis det er muligt
5. Indirekte økonomiske og miljømæssige konsekvenser (brug/bortskaffelse produkter)	Kan man som regel se bort fra
6. Indirekte økonomiske konsekvenser (produktionsfaktorer trækkes bort fra anden anvendelse)	Medtages ikke – er indeholdt i beregningspris
7. Indirekte miljømæssige konsekvenser (produktionsfaktorer trækkes bort fra anden anvendelse)	Bør så vidt muligt medtages
8. Afledte konsekvenser (i følgeindustrier og anden tilpasning)	Medtages ikke, men kan evt. belyses i følsomhedsanalyser
9. Økonomiske og miljømæssige konsekvenser for udlandet	Medtages, hvis de er omfattet af en international miljøaftale eller særlige etiske hensyn taler herfor

### 1.3.2 Værdisætning (Kapitel 4)

Projektvurderingens resultater præsenteres i form af beløb i kroner og ører, der benyttes som indikatorer på projektets velfærdsmæssige konsekvenser. Det er derfor vigtigt, at det tydeligt beskrives, hvordan projektets konsekvenser er værdisat. De anvendte priser er indikatorer på de forskellige ressourcers og forbrugsgoders relative marginale nytte for personer.

I *Tabel 1.2* og *1.3* er der opstillet anbefalinger for, hvorledes der fastsættes beregningspriser for hhv. *markedsomsatte økonomiske goder* og *ikke-markedsomsatte miljø- og naturgoder*.

#### *Beregningspriser for økonomiske goder – markedsomsatte goder (Afsnit 4.1)*

I *Tabel 1.2* sammenfattes de anbefalede priser for markedsomsatte goder. Den ideale pris bruges i den meget grundige analyse, som skal være metodisk korrekt, og hvor der er tid til at gå i dybden. Den pragmatiske pris benyttes i den mere hurtigt udførte analyse. Det er denne pris, som ofte vil blive anvendt i praksis.

*Tabel 1.2 Beregningspriser for markedsomsatte økonomiske goder*

	<i>Ideal pris</i>	<i>Pragmatisk pris</i>	<i>Følsomhed</i>
<b>Markedsomsatte forbrugsgoder</b>			
- omsættes indenlands	Køberpriser inkl. samtlige afgifter og subsidier	ditto	
- eksporteres	Verdensmarkedsprisen omregnet med den officielle valutakurs og forhøjet med nettoafgiftsfaktoren		
<b>Produktionsfaktorer</b>			
- Arbejdskraft	Den samlede løn inkl. alle arbejdsgiverafgifter, pensionsbidrag etc. forhøjet med nettoafgiftsfaktoren	ditto	
- Realkapital – bygninger, anlæg og maskiner	Produktionsfaktoromkostninger ved at producere realkapitalen opgjort i beregningspriser	Køberprisen eller investeringsudgiften forhøjet med nettoafgiftsfaktoren	
- Natur som produktionsfaktor – landbrugsjord, skove og fiskefarvande	Ressourcerenten ved at udnytte ressourcerne opgjort i beregningspriser (Nøgletal for landbrugsproduktion findes)	ditto	Såfremt produktionsfaktoren overudnyttes – den aktuelle ressourcerente reduceret med de velfærdsøkonomiske omkostninger af overudnyttelsen



## SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

<b>Råstofressourcer</b>			
- Udtømmelige råstoffer – kulbrinter og metaller	Den årlige ressource-rente opgjort i beregningspriser	ditto	
- Fornybare råstoffer		ditto	
Grundvand som forbrugsgode	Køberprisen inkl. alle afgifter og subsidier		
Grundvand som produktionsgode	Udvindingsomkostningerne opgjort i beregningspriser	ditto	
Uudvundet grundvand – mængdeændring	Ressourcerenten ved grundvandsudvinding opgjort i beregningspriser	ditto	Såfremt grundvandsressourcen overudnyttes – den aktuelle ressource-rente reduceret med de velfærdsøkonomiske omkostninger af overudnyttelsen
Uudvundet grundvand – kvalitetsændring	Ressourcerenten ved grundvandsudvinding opgjort i beregningspriser  Befolkningens betalingsvillighed for at bevare en ren grundvandsressource	ditto	
<b>Producerede produktionsgoder og råvarer</b>			
- import	Verdensmarkedsprisen omregnet med den officielle valutakurs og forhøjet med netto-afgiftsfaktoren	ditto	
- indenlandsk leverance	Produktionsfaktoromkostninger ved at producere goderne opgjort i beregningspriser	Produktionsgodernes køberpriser forhøjet med netto-afgiftsfaktoren	
Ensidige valutaoverførsler	Valutaoverførselsværdi omregnet med den officielle valutakurs og forhøjet med netto-afgiftsfaktoren	ditto	Ingen velfærdsøkonomisk værdi af valutaoverførsler, hvis den nationale afgrænsning fraviges

### *Beregningspriser for miljø- og naturgoder – ikke-markedsomsatte goder (Afsnit 4.2)*

Det anbefales som udgangspunkt at undersøge, om der foreligger en beregningspris for ændringer i udbudet af det betragtede miljø- eller naturgode i Miljøstyrelsens nøgletalskatalog – jf. Miljøstyrelsen (2007). Hvis der er tale om en enhedspris, vurderes om den kan benyttes i det foreliggende tilfælde. Hvis der ikke foreligger en anvendelig bereg-

ningspris eller enhedspris, kan det som nødløsning overvejes at benytte en foreliggende skyggepris for den pågældende miljøbelastning. Er dette heller ikke muligt, er det nødvendigt at gennemføre et egentligt værdisætningsstudie, hvis man ønsker en komplet velfærdsøkonomisk vurdering af projektet.

#### *Benefit transfer (Afsnit 4.3)*

Det er meget ressourcekrævende at gennemføre værdisætningsstudier, og derfor anbefales det i visse sammenhænge at anvende benefit transfer, hvor man overfører en enhedspris fra et studieområde til et policyområde. Navrud (2007) har for Miljøstyrelsen opstillet retningslinjer for, hvordan man gennemfører en kvalificeret benefit transfer, som det anbefales at følge. Disse omfatter:

- Identificer den ændring i miljøgodet (indenfor policyområdet) som skal værdisættes.
- Identificer hvor mange husholdninger der påvirkes af ændringen i miljøtilstanden.
- Tag udgangspunkt i de studier der er 1) metodisk forsvarlige, dvs. med svarprocenter på mindst 50 %, 2) som værdisætter samme typer af ændringer i miljøgoder, og som 3) indeholder information om WTP (betalingsvilligheden) for specifikke ændringer i miljøgoder.
- Anvend enhedspriser der opgøres som WTP/husholdning/år. For rekreative brugsværdier skal enhedsprisen opgøres som *kr./person pr. aktivitetsdag* eller *kr./husholdning pr. aktivitetsdag*.
- Ud fra enhedspriserne og antal berørte husholdninger beregnes de samlede omkostninger eller gevinster ved ændringen i miljøgodet.

Følges disse retningslinjer forbedres grundlaget for at anvende benefit transfer og medtage brugs- og ikke-brugsværdier af miljøgoder i velfærdsøkonomiske analyser.

I *Tablet 1.3* sammenfattes de anbefalede priser for ikke-markedsomsatte miljø- og naturgoder.

*Tabel 1.3 Beregningspriser for ikke-markedsomsatte miljø- og naturgoder*

<p><b>Risikoen for at pådrage sig forskellige sygdomme</b> (Generelle priser)</p>	<p>Projektets konsekvenser for sygdomsrisikoen bør opgøres som en ændring i det årlige antal tilfælde af forskellige sygdomme. For hver sygdom fastsættes en beregningspris i overensstemmelse med den i afsnit 4.2.2 angivne beregningsmåde.</p> <p>Der foreligger ikke aktuelt danske beregningspriser, som lever op til disse anbefalinger. Indtil videre benyttes tallene i Miljøstyrelsen (2007) samt andre foreliggende nøgletalskataloger.</p>
<p><b>Risikoen for at dø</b> (Generel pris)</p>	<p>Ideelt set bør risikoen for at dø opgøres som ændringer i overlevelsessandsynligheden. Hvis dette ikke er muligt, kan projektets konsekvenser for risikoen for at dø enten opgøres som en ændring i det årlige antal døde af en bestemt årsag eller som en ændring i den forventede levetid for de berørte personer. I det første tilfælde prissættes ændringen i dødsrisikoen ved brug af beregningsprisen på et statistisk liv <i>Value of Statistical Life (VOSL)</i>. I det andet tilfælde benyttes beregningsprisen på et leveår <i>Value of a Life Year (VOLY)</i>.</p> <p>Det anbefales, at man anvender Finansministeriets beregningspriser.</p>
<p><b>Stilhed</b> (Generel pris)</p>	<p>Projektets konsekvenser for en ændring i støjniveauet (udbuddet af stilhed) bør fastsættes som en ændring i det såkaldte <i>støjbelastningstal (STB)</i>. Beregningsprisen for en ændring i støjniveauet bør tilsvarende fastsættes for ændringer i <i>STB – kr./STB</i>. Beregningsprisen fastsættes i overensstemmelse med den i afsnit 4.2.2 angivne beregningsmåde. Der foreligger en generelt anerkendt dansk beregningspris for ændringer i støjbelastningen – jf. Miljøstyrelsen (2007).</p>
<p><b>Rekreative muligheder og herlighedsværdier</b> (Ingen generelle priser – bortset fra for jagt og fiskeri) (Benefit transfer kan anvendes)</p>	<p>Ændringerne i udbudet af miljøforbrugsgoder såsom rekreative muligheder og herlighedsværdier kan enten prissættes ved brug af indirekte prissætningsmetoder eller på grundlag af direkte betinget prissætning baseret på interview af befolkningen. I enkelte tilfælde såsom jagt og fiskeri foreligger der egentlige køberpriser, der bør benyttes som beregningspriser for disse goder.</p> <p>Brugernes betalingsvillighed vil normalt være knyttet til helt specifikke naturområder og kulturelle mindesmærker. Der kan derfor sjældent opstilles generelle priser for de forskellige rekreative muligheder og herlighedsværdier. I visse tilfælde kan det dog antages, at betalingsvilligheden for ét naturområde også er dækkende for et andet tilsvarende område – såkaldt <i>benefit transfer (value transfer)</i> jf. afsnit 4.3.</p> <p>Anvendes benefit transfer, anbefales det at følge retningslinjerne i Navrud (2007). Hvis benefit transfer overvejes, er det bl.a. vigtigt at betalingsvilligheden udtrykkes som en årlig betaling <i>kr./person pr. aktivitetsdag</i> eller <i>kr./husholdning pr. aktivitetsdag</i> og ikke blot som <i>kr./person</i> eller <i>kr./ha</i>. Dette skyldes, at selvom områderne svarer til hinanden, så kan besøgstallet og intensiteten godt være meget forskellig.</p>

<p><b>Ikke brugsværdi af naturområder, landskabstyper og kulturelle mindesmærker</b> (Ingen generelle priser) (Benefit transfer kan anvendes)</p>	<p>Beregningsprisen eller betalingsvilligheden kan kun fastsættes gennem direkte prissætning baseret på interviewundersøgelser. Benefit transfer kan i visse tilfælde benyttes. Den bør i så fald baseres på betalingsvillighed udtrykt i <i>kr./husholdning</i>. Husholdningerne antages at have fælles økonomi og i fællesskab at være villig til at afsætte et vist beløb til køb af ikke-brugsværdier.</p> <p>Usikkerheden ved opgørelsen af den økonomiske værdi af ikke-brugsværdier bevirker dog, at Finansministeriet anbefaler, at det er mest hensigtsmæssigt at udelade værdisætningsestimater for ikke-brugsværdier i den samfundsøkonomiske analyse. Ikke-brugsværdierne kan derimod indgå i en form, hvor effekten opgøres kvantitativt (antal reddede fugle, antal ha øget skovareal eller lignende) uden at de indgår direkte i netto-opgørelsen af omkostninger og gevinster i den samfundsøkonomiske analyse. Ikke-brugsværdierne indgår derved som en del af det samlede beslutningsgrundlag på et andet niveau end de monetariserede værdier. Desuden bør ikke-brugsværdier håndteres som et separat element i følsomhedsanalysen og i break-even beregninger.</p>
<p><b>Værdisætning af miljøeffekter i udlandet</b></p>	<p>Værdisætningen af konsekvenserne bør baseres på betalingsvilligheden hos udenlandske personer for at undgå den med miljøeffekterne forbundne nytteændring. Værdisætningen af emissioner af klimagasser baseres dog på CO<sub>2</sub>-kvoteprisen.</p>

Man bør være opmærksom på, at beregningspriser fastsat ved direkte interviewbaseret værdisætning ikke kan lægges sammen, da de er resultatet af partielle analyser. Beregningspriser fastsat ved brug af indirekte værdisætningsmetoder kan godt lægges sammen.

For visse belastningstyper foreligger der kun enhedspriser udtrykt i *kr. pr. belastningsenhed*. Disse priser bør anvendes med forsigtighed og kun under forhold, der svarer til dem, de oprindeligt blev beregnet under.

I visse tilfælde foreligger der ikke relevante beregningspriser eller enhedspriser. I disse tilfælde kan det overvejes at benytte *skyggepriser*. Skyggeprisen på en miljøbelastningsændring er udtryk for den marginale velfærdsøkonomiske omkostning ved at opfylde en given målsætning for omfanget af den pågældende miljøbelastning. Skyggeprisen kan altså kun beregnes for stoffer, for hvilke der foreligger en national målsætning vedrørende belastningsomfanget. Der foreligger skyggepriser for de danske NO<sub>x</sub> og SO<sub>2</sub>-emissioner, fordi der er opstillet nationale målsætninger for omfanget heraf. Det må understreges, at skyggeprisen ikke er udtryk for en egentlig værdisætning af ændringen i miljøbelastningen. En sådan værdisætning kræver, at de levevilkårsrelevante konsekvenser af belastningsændringen bliver opgjort og prissat ved brug af beregningspriser. Man bør være forsigtig med anvendelsen af skyggepriser. Skyggeprisen for én belastningstype må ikke indgå i beregningen af skyggeprisen på en anden belastningstype. Der vil i så fald være tale om at ”regne i ring”.

*Skyggeprisen for ændringer i CO<sub>2</sub>-belastningen* kan fastsættes svarende til den internationale kvotepris på CO<sub>2</sub>-kvoter. Kvoteprisen repræsenterer direkte den marginale om-

kostning eller gevinst for samfundet ved at ændre CO<sub>2</sub>-emissionsomfanget fra de kvotebelagte erhvervssektorer. Samtidig kan CO<sub>2</sub>-kvoteprisen benyttes som indikator for den marginale omkostning eller gevinst ved at ændre CO<sub>2</sub>-emissionerne fra de ikke kvotebelagte sektorer. Dette skyldes, at resten af samfundet kan bidrage til opfyldelsen af samfundets samlede målsætning for CO<sub>2</sub>-emissionerne gennem Joint Implementation i udlandet. Da denne mulighed også står åben for de kvotebelagte sektorer, vil der være en tendens til, at CO<sub>2</sub>-kvoteprisen er nogenlunde lig med den marginale omkostning ved Joint Implementation og dermed også lig med den marginale omkostning eller gevinst ved at ændre emissionsomfanget i den ikke-kvotebelagte del af økonomien.

### 1.3.3 Diskontering (Kapitel 5)

Den velfærdsøkonomiske vurdering af projektets konsekvenser omfatter også en sammenvejning af tidsmæssigt forskellige forbrugskonsekvenser. Dette sker gennem *diskontering*. Der bør derfor også redegøres for den anvendte diskonteringsmetode og rate. I det følgende sammenfattes anbefalingerne vedrørende diskontering i relation til hhv. den *velfærdsøkonomiske analyse og omkostningseffektivitetsanalysen*.

#### *Velfærdsøkonomisk analyse (Cost Benefit Analyse) (Afsnit 5.1 – 5.3)*

Værdien af projektets gevinster og omkostninger opgjort år for år sammenvejes gennem *diskontering* til en *nutidsværdi*. Projektets nutidsværdi  $N$  beregnes ved diskontering på følgende måde:

$$N = \sum_{t=0}^T (B_t - C_t) \cdot (1 + q)^{-t}$$

hvor  $B_t$  = værdien af projektets gevinster i år  $t$  opgjort i beregningspriser  
 $C_t$  = værdien af projektets omkostninger i år  $t$  opgjort i beregningspriser  
 $T$  = den valgte tidshorisont for projektvurderingen  
 $q$  = diskonteringsraten

*Diskonteringsraten*  $q$  er fastsat af Finansministeriet. Hvis projektets nutidsværdi er positiv, er det fordelagtigt for samfundet.

*Projektets relative fordelagtighed* bør vurderes ved sammenligning af deres nutidsværdier opgjort for den samme tidshorisont eller ved sammenligning af deres årlige nettogevinster. Projektets *årlige netto-gevinster* ( $B - C$ ) beregnes ved *annuisering* på følgende måde:

$$B - C = N \cdot \frac{q}{1 - (1 + q)^{-T}} = N \cdot a(q, T)$$

hvor  $a(q, T) = \frac{q}{1 - (1 + q)^{-T}}$  kaldes *kapitalindvindingsfaktoren*.

Tilsvarende kan projektets årlige realkapitalomkostninger beregnes som  $I \cdot a(q, I)$ , hvor  $I$  er realkapitalomkostningen, og  $L$  er realkapitalens forventede økonomiske levetid.

Projektets startår bør fastsættes, således at dets nutidsværdi maksimeres. Fastsættelsen af et optimalt startår for projektet er kun relevant, hvis værdien af dets gevinster og omkostninger er afhængig af, hvilke kalenderår de opnås i. Projektets nutidsværdi maksimeres ved at vælge et startår  $t$ , hvor værdien af projektets netto-gevinst  $(B_t - C_t)$  netop overstiger forrentningen af realkapitalomkostningen  $I$  – dvs.  $(B_t - C_t) \geq q \cdot I$ . Jf. i øvrigt *formel 5.6*.

Et eksisterende anlæg (*sunk costs*) bør først udskiftes med et nyt mere fordelagtigt projekt, når den marginale netto-gevinst ved at benytte det eksisterende anlæg i endnu et år er mindre end den gennemsnitlige gevinst ved det nye projekt. Den marginale netto-gevinst ved at benytte det eksisterende anlæg beregnes ud fra *formel 5.8*. Den gennemsnitlige netto-gevinst ved det nye projekt kan beregnes ud fra *formel 5.7*.

### Omkostningseffektivitetsanalyse (*Cost Effectiveness Analyse*) (*Afsnit 5.3 og 5.4*)

I forbindelse med omkostningseffektivitetsanalyser undlader man at værdisætte miljøbelastningsændringen. Dette kan give anledning til et vurderingsproblem, hvis ændringernes tidsprofil varierer mellem de betragtede projekter. Hvis belastningsændringernes enhedspriser må antages at variere over årene, kan man nemlig ikke blot diskontere miljøkonsekvenserne. For at diskontere miljøbelastningsændringer skal følgende forudsætninger være opfyldt:

1. Sammenhængen mellem miljøbelastningsændringen og koncentrationsændringen af det skadelige stof er lineær.
2. Sammenhængen mellem ændringen i koncentrationen af det skadelige stof og miljøtilstandsændringen er lineær.
3. Sammenhængen mellem miljøtilstandsændringen og den velfærdsøkonomiske værdi heraf er lineær.

Hvis disse forudsætninger er opfyldt kan omkostningseffektiviteten for et projekt med hhv. tidsbegrænsede og varige miljøkonsekvenser beregnes som – jf. *formel 5.10*

$$OE_T = \frac{\sum_{t=0}^{\infty} \frac{C_t}{(1+q)^t}}{\sum_{t=0}^T \frac{E_t}{(1+q)^t}} \quad \text{og} \quad OE_{\infty} = \frac{\sum_{t=0}^{\infty} \frac{C_t}{(1+q)^t}}{\sum_{t=0}^{\infty} \frac{E_t}{(1+q)^t}}$$

hvor  $OE_T$  og  $OE_{\infty}$  hhv. står for omkostningseffektiviteten for den tidsbegrænsede og den varige foranstaltning,  $C_t$  står for netto-forbrugsomkostninger i periode  $t$ ,  $E_t$  står for belastningsreduktion i periode  $t$ , og  $q$  er diskonteringsraten.

I situationer hvor projekterne kun medfører omkostninger og effekter i en begrænset periode (hhv.  $T_1$  og  $T_2$ ) beregnes omkostningseffektiviteten som:

$$OE = \frac{\sum_{t=0}^{T_1} \frac{C_t}{(1+q)^t}}{\sum_{t=0}^{T_2} \frac{E_t}{(1+q)^t}}$$

Når planlægningshorisonten for opfyldelsen af en given miljømålsætning er begrænset, bør analysen omfatte følgende tre elementer – jf. afsnit 5.2.3.

1. Først opgøres de relative omkostningseffektiviteter ved forskellige foranstaltninger, der inden for den givne tidshorisont bidrager til målsætningens opfyldelse – herunder også foranstaltninger, der påvirker allerede eksisterende projekter. Målsætningen opfyldes ved at vælge de mest omkostningseffektive blandt de analyserede projekter.
2. Analysen under *pkt. 1* suppleres med en opgørelse af de relative omkostninger ved forskellige foranstaltninger, der på længere sigt bidrager til målsætningens opfyldelse – dvs. løsning af teknikvalgsproblemstillingen. Herved bliver det muligt også at udpege den mest omkostningseffektive opfyldelse af målsætningen på længere sigt.
3. Såfremt løsningen af teknikvalgsproblemstillingen under *pkt. 2* viser, at alternative projekter til nogle af de eksisterende projekter bedre opfylder målsætningen på længere sigt, fastsættes optimale udskiftningstidspunkter for de eksisterende projekter.

Omkostningseffektiviteten ved at *fremrykke investeringer* beregnes for den årrække fremrykningen omfatter, og den beregnede omkostningseffektivitet kan direkte sammenlignes med effektiviteten for ikke hidtil overvejede projekter – jf. afsnit 5.2.4. Nutidsværdien af miljøgevinster og omkostninger fra disse projekter vil normalt være større, fordi de strækker sig over en længere årrække end en fremrykning af investeringer.

*Man bør være varsom med at diskontere projektets eventuelle konsekvenser for udbudet af unikke goder (Afsnit 5.5)*

Den nyttemæssige værdi af visse forbrugsgoder reduceres ikke nødvendigvis, fordi det generelle forbrugsniveau gennem de alternative afkastmuligheder forventes at stige. Dette gælder eksempelvis unikke naturområder, ændringer i sygdoms- og dødsrisici samt den kritiske naturkapital.

#### 1.3.4 Offentlige provenuvirkninger – skatteforvridningstab (Kapitel 6)

Den velfærdsøkonomiske projektvurdering bør altid omfatte en analyse af projektets offentlige provenuvirkninger og de hermed forbundne skatteforvridningstab og gevinster. Det er nemlig ikke omkostningsfrit for samfundet at finansiere de offentlige netto-ud-

gifter ved et miljøtiltag ved at opkræve skatter og/eller afgifter. Udover de rent administrative omkostninger ved opkrævningen, giver skatte- og afgiftsændringer anledning til et forbrugs- og nytte tab, fordi skatteændringen påvirker effektiviteten i samfundets ressourceudnyttelse i negativ retning. Disse udgør derfor en del af projektets samlede velfærdsøkonomiske konsekvenser. Det anbefales:

1. Opgør de samlede provenuvirkninger år for år over projektets levetid. Bemærk, at det er projektets samlede virkning på de offentlige finanser, som skal opgøres – dvs. både indtægts- og udgiftskonsekvenser samt konsekvenserne for staten og kommunerne.
2. Beregn nutidsværdien af de årlige provenuvirkninger ved diskontering med diskonteringsraten.
3. Beregn skatteforvridningstab ved efterfølgende at multiplicere nutidsværdien af provenuvirkningerne med skatteforvridningsfaktoren, som fastsættes af Finansministeriet.

Ved opgørelsen af projektets offentlige provenuvirkninger og de hermed forbundne forvridningstab og gevinster anbefales det at skelne mellem *offentlige ressourcekrævende projekter* og *private ressourcekrævende projekter*. Begrundelsen er, at de to projekttyper giver anledning til forskellige former for provenuvirkninger, der skal behandles forskelligt. I de tilfælde, hvor der er tale om et samarbejdsprojekt mellem den offentlige og private sektor, behandles hver sektors bidrag i overensstemmelse med retningslinjerne for den pågældende sektor.

#### *Offentligt ressourcekrævende projekt (Afsnit 6.2.1)*

Skatteforvridningstab eller gevinsten ved et offentligt ressourcekrævende projekt  $SFT$  ( $P_o$ ), hvis samlede provenuvirkninger er  $P_o$ , beregnes som

$$SFT(P_o) = P_o \cdot SFF = ((U_1 - U_2) \cdot NAF - R + K - A) \cdot SFF$$

hvor

$P_o$  = Samlede provenuvirkning af et ressourcekrævende offentligt projekt

$SFF$  = Skatteforvridningsfaktoren

$U_1$  = Udgifter til køb af produktionsfaktorer og andre produktionsgoder opgjort i faktorpriser

$U_2$  = Sparede udgifter til køb af produktionsfaktorer og andre produktionsgoder i andre dele af den offentlige sektor

$NAF$  = Netto-afgiftsfaktoren

$R$  = Brugerbetaling

$K$  = Kompensation til husholdninger og virksomheder

$A$  = Ændring i udbetalingen af arbejdsløshedsdagpenge samt i indkomstskatteindtægterne som følge af projektets konsekvenser for den samlede beskæftigelse



Opgørelsen af provenuvirkningen  $P_o$  og dermed beregningen af skatteforvriddningstab eller gevinsten bør altid omfatte provenuvirkningen  $U_1$  samt, når det er relevant provenuvirkningerne  $U_2$ ,  $R$  og  $K$ . I praksis kan man oftest se bort fra  $A$ , da projektet normalt ikke antages at have beskæftigelseskonsekvenser.

Bemærk, at netto-afgiftsfaktoren,  $NAF$ , indgår i beregningen af skatteforvriddningstab. Dette skyldes, at der i opgørelsen af de samlede provenuvirkninger af projektets forbrug af produktionsfaktorer og andre produktionsgoder  $U_1$  og  $U_2$  også tages højde for disse købskonsekvenser for netto-afgiftsprovenu af at overføre produktionsfaktorer mellem den private og den offentlige sektor. De øvrige provenuvirkninger  $R$ ,  $K$  og  $A$  giver ikke anledning til sådanne overførsler af produktionsfaktorer, og de skal derfor ikke forhøjes med  $NAF$ .

### Privat ressourcekrævende projekt (Afsnit 6.2.2)

Skatteforvriddningstab ved et privat ressourcekrævende projekt  $SFT(P_p)$ , hvis samlede provenuvirkninger er  $P_p$ , beregnes som

$$SFT(P_p) = P_p \cdot SFF = (S + x \cdot p \cdot (a - \frac{(1+a)}{NAF} \cdot (NAF - 1))) + P_{T4} - A - P_{T5} \cdot SFF$$

$P_p$	= Samlede provenuvirkning af et ressourcekrævende privat projekt
$S$	= Offentlige subsidier
$x \cdot p \cdot a$	= Tab af afgiftsprovenu ved at forbruget $x \cdot p$ af et gode, som er belagt med en afgiftssats $a$ , bliver reduceret
$x \cdot p \cdot \frac{(1+a)}{NAF} \cdot (NAF - 1)$	= Gevinst i afgiftsprovenu ved at det sparede forbrug $x \cdot p \cdot (1+a)$ benyttes til køb af andre varer og tjenester, som er belagt med den gennemsnitlige afgiftssats på $(NAF-1)$ .
$P_{T4}$	= Tab af afgiftsprovenu fra en miljøafgift ved at en bestemt miljøbelastning reduceres
$A$	= Ændring i udbetalingen af arbejdsløshedsdagpenge samt i indkomstskatteindtægterne som følge af projektets konsekvenser for den samlede beskæftigelse
$P_{T5}$	= Provenugevinst ved at beskæftigelsen og dermed produktionen af afgiftsbelagte goder stiger

Opgørelsen af provenuvirkningen  $P_p$  og dermed beregningen af skatteforvriddningstab eller -gevinsten bør altid, når det er relevant, omfatte provenuvirkningerne  $S$ ,

$x \cdot p \cdot \frac{(1+a)}{NAF} \cdot (NAF - 1)$  og  $P_{T4}$ . I praksis kan man oftest se bort fra  $A$  og  $P_{T5}$ , da projektet

normalt ikke antages at have beskæftigelseskonsekvenser.

## 1.4 Vurdering af styringsmæssige indgreb (Kapitel 7)

Styringsmæssige indgreb kan opfattes som en særlig projekttype. Normalt skelner man mellem de i *Tabel 1.4* angivne typer af styringsmidler.

*Tabel 1.4 Styringsmidler*

<b>Økonomiske styringsmidler</b>	<i>Eksempler</i>
<i>Skatter</i>	Indkomstskat, virksomhedsskat, ejendomsskat, formueskat
<i>Afgifter</i>	Moms, energiafgifter, vandafgiften, CO <sub>2</sub> -afgiften, registreringsafgiften
<i>Subsidier</i>	Subsidiering af vedvarende energi over elprisen, subsidiering af visse landbrugsafgrøder
<i>Tilskud</i>	Hektarstøtte og støtte til naturvenlige driftsformer i landbruget, udvikling af grøn teknologi, isolering af boliger
<i>Omsættelige kvoter</i>	CO <sub>2</sub> -kvoter
<i>Pantordninger</i>	Flaskepant og pant på dåser
<i>Brugerbetaling</i>	Betaling for kørsel over Storebæltsbroen, virksomhedernes gebyr for at bruge miljømærker
<i>Gebyrer</i>	Stempelgebyrer, betaling for obligatorisk bilsyn
<i>Bøder</i>	Færdselsbøder, bøder for miljøovertrædelse, jagtbøder
<b>Administrative styringsmidler</b>	<i>Eksempler</i>
<i>Direkte regulering.</i>	Forbud mod anvendelse af visse giftstoffer, grænseværdier for bestemte stoffer i fødevarer, krav om teknologistandarder.
<b>Andre styringsmidler</b>	<i>Eksempler</i>
<i>Frivillige aftaler</i>	Anvendelse af bestemte produktionsformer, foranstaltninger mod miljøbelastningen, miljømål
<i>Informationstiltag</i>	Vejledning i håndtering af affald, miljømærkning

### 1.4.1 Generel analyse af styringsmæssige indgreb (Afsnit 7.3)

Den velfærdsøkonomiske analyse af et styringsmæssigt indgreb vil altid være mest retvisende, hvis den gennemføres ved brug af en økonomisk Anvendt Generel Ligevægtsmodel (*AGL model*) i kombination med relevante miljømodeller. Derfor anbefales det så vidt muligt altid at gennemføre analysen på denne måde. De i *afsnit 1.4.2* og *1.4.3* beskrevne partielle analysemetoder bør kun benyttes, når der ønskes et relativt hurtigt og groft skøn over indgrebets konsekvenser, eller når der ikke foreligger en velegnet *AGL* model til at analysere indgrebet. I praksis vil det dog ofte kun være muligt at gennemføre en partiel analyse af et styringsmæssigt indgreb, hvor effekterne alene analyseres på det marked, som indgrebet er rettet imod.

### 1.4.2 Partiel analyse af indførelsen og ændringen af en miljøafgift (Afsnit 7.1)

Den partielle velfærdsøkonomiske vurdering af indførelsen eller ændringen af en miljøafgift omfatter tre elementer:

1. Opgørelse af forvriddningstab
2. Opgørelse af den direkte provenuvirkning og den hertil knyttede potentielle skatteforvriddningsændring
3. Opgørelse af værdien af miljøkonsekvenserne

*Ad. 1.* Afhængigt af de foreliggende oplysninger om afgiftens efterspørgsels- og udbudseffekter samt direkte provenuvirkninger beregnes forvriddningstabets størrelse ved brug af en af de i *afsnit 7.1.1* og *7.1.2* opstillede formler.

*Ad. 2.* Afhængigt af de foreliggende oplysninger om afgiftens efterspørgsels- og udbudseffekter samt direkte provenuvirkninger beregnes den direkte provenuvirknings størrelse ved brug af en af de i *afsnit 7.1.1* og *7.1.2* opstillede formler. Provenuvirkningen multipliceres efterfølgende med skatteforvriddningsfaktoren. Herved beregnes værdien af den potentielle skatteforvriddningsændring, som kan opnås ved at afbalancere den direkte provenuvirkning gennem ændring af andre skatter og afgifter.

Der bør imidlertid også tages højde for, at miljøafgiften gennem påvirkningen af de relative priser og dermed efterspørgslens sammensætning kan have indirekte provenuvirkninger. Dette kan afstedkomme indirekte forvriddningseffekter. Hertil kommer, at afgiften påvirker prisniveauet og dermed reallønnen i negativ retning. En opgørelse af de samlede forvriddningstab og gevinster kræver derfor en generel velfærdsøkonomisk analyse.

*Ad 3.* Miljøafgiftens miljøkonsekvenser beskrives og værdisættes i overensstemmelse med de i *afsnit 4.2* opstillede retningslinjer.

Den samlede velfærdsøkonomiske konsekvens af indførelsen eller ændringen af en miljøafgift kan herefter beregnes som summen af de under *pkt. 1 – 3* opgjorte værdier. De relevante beregningsformler er angivet i *Tabel 1.5*. Her antages det, at miljøafgiften lægges på et slutprodukt. Hvis man i stedet vælger at lægge miljøafgiften på et produktionsgode eller en miljøbelastning, er det vanskeligere at gennemføre en partiel analyse, idet dette forudsætter, at man kan bestemme, hvorledes en sådan afgift påvirker udbudskurverne for de relevante slutprodukter. I dette tilfælde anbefales det derfor i stedet at gennemføre en modelbaseret generel ligevægtsanalyse – jf. *afsnit 7.3*.

Tabel 1.5 Miljøafgift

<b>Indførelse af miljøafgift</b>		
<i>Oplysninger til rådighed</i>	<i>Afgiftsforvridningstab</i>	<i>Direkte provenuvirkning</i>
1. Tilgang <ul style="list-style-type: none"> <li>• Forventet prisstigning <math>a</math></li> <li>• Forventet ændring i afsat mængde (<math>x_0 - x_1</math>)</li> </ul>	Formel 7.1	Formel 7.2
2. Tilgang <ul style="list-style-type: none"> <li>• Forventet direkte provenuvirkning efter forbrugeres og producenters tilpasning til afgiften <math>PV(\text{efter})</math></li> <li>• Umiddelbar provenuvirkning før forbrugeres og producenters tilpasning til afgiften <math>PV(\text{før})</math></li> </ul>	Formel 7.3	$PV(\text{efter})$
3. Tilgang <ul style="list-style-type: none"> <li>• Forventet procentvis prisstigning <math>a_p</math></li> <li>• Prisen på varen inden afgiftens indførelse <math>p_0</math></li> <li>• Den afsatte mængde inden afgiftens indførelse <math>x_0</math></li> <li>• Efterspørgselselasticiteten <math>\eta</math></li> <li>• Udbudselasticiteten <math>\varepsilon</math></li> </ul>	Formel 7.4	Formel 7.5
<hr/>		
<b>Ændring af miljøafgift</b>		
<i>Oplysninger til rådighed</i>	<i>Afgiftsforvridningstab</i>	<i>Direkte provenuvirkning</i>
1. Tilgang <ul style="list-style-type: none"> <li>• Forventet prisstigning (<math>a' - a</math>)</li> <li>• Forventet ændring i afsat mængde (<math>x_1 - x_2</math>)</li> </ul>	Formel 7.6	Formel 7.7
2. Tilgang <ul style="list-style-type: none"> <li>• Forventet direkte provenuvirkning efter forbrugeres og producenters tilpasning til afgiften <math>PV(\text{efter})</math></li> <li>• Umiddelbar provenuvirkning før forbrugeres og producenters tilpasning til afgiften <math>PV(\text{før})</math></li> <li>• Hittidig prisstigning <math>a</math> Forventet yderligere prisstigning (<math>a' - a</math>)</li> </ul>	Formel 7.8	Formel 7.9
3. Tilgang <ul style="list-style-type: none"> <li>• Procentvis prisstigning som følge af den hidtidige afgift <math>a_p</math></li> <li>• Forventet ændring i procentvis prisstigning <math>da_p</math></li> <li>• Prisen på varen inden afgiftsændringen <math>p_1</math></li> <li>• Den afsatte mængde inden afgiftsændringen <math>x_0</math></li> <li>• Efterspørgselselasticiteten <math>\eta</math></li> <li>• Udbudselasticiteten <math>\varepsilon</math></li> </ul>	Formel 7.10	Formel 7.11

### 1.4.3 *Partiel analyse af andre typer af styringsmæssige indgreb (Afsnit 7.2)*

#### *Økonomiske styringsmidler*

Vurderingen af andre styringsmæssige indgreb følger samme mønster som vurderingen af indførelsen eller ændringen af en miljøafgift. Indgrebets adfærdsmæssige konsekvenser bør beskrives for dermed at kunne vurdere konsekvenserne for ressourceallokeringen og miljøbelastningen.

Et *subsidie* svarer til en negativ afgift. Dets velfærdsøkonomiske konsekvenser kan derfor beregnes på samme måde som for en afgift.

De velfærdsøkonomiske omkostninger af et *tilskud* er sværere at opgøre, idet de ikke nødvendigvis er knyttet til en bestemt vare med henblik på at reducere dennes pris. Hvis det er muligt, beregnes de samfundsmæssige omkostninger som summen af omkostningerne til det ressourceforbrug, tilskuddet finansierer, og skatteforvridningstabet ved at finansiere tilskuddet. Opgørelsen af de velfærdsøkonomiske gevinster bør baseres på en beskrivelse af tilskuddets forventede konsekvenser for ressourceallokeringen i samfundet.

*Omsættelige kvoter* omsættes til en pris, som svarer til en afgift. Derfor bør den velfærdsøkonomiske vurdering af indførelsen af omsættelige kvoter i første række rettes mod at fastsætte den forventede pris på kvoterne. Med udgangspunkt i denne pris kan de velfærdsøkonomiske konsekvenser herefter opgøres på samme måde som ved indførelsen af en afgift. Hvis kvoterne sælges af staten, vil indtægterne herfra give anledning til en direkte provenuvirkning og en hertil svarende potentiel forvridningsgevinst.

*Pantordninger* etableres for at kunne genanvende et produkt. Vurderingen af de velfærdsøkonomiske konsekvenser af sådanne ordninger bør derfor baseres på en beskrivelse af de forventede konsekvenser for antallet af produkter, der leveres retur. Herefter sammenholdes de velfærdsøkonomiske gevinster i form af mindre ressourceforbrug og miljøbelastning ved produktion af nye produkter med omkostningerne i form af ressourceanvendelse og miljøbelastning ved at genanvende produkterne, samt omkostningerne for forbrugerne ved at benytte pantordningen.

Indførelsen af et *gebyr* på et hidtil frit leveret produkt har tre konsekvenser, som er relevant for den velfærdsøkonomiske vurdering. Afhængig af forbrugernes nytte ved det pågældende produkt, vil gebyret medføre en velfærdsøkonomisk gevinst eller tab for forbrugerne, samt et forvridningstab, hvis gebyrets konsekvenser for den disponible indkomst påvirker arbejdsudbuddet negativt. Hertil kommer, at gebyrets konsekvenser for efterspørgslen også fører til en ressourcebesparelse i den offentlige sektor. Den velfærdsøkonomiske værdi heraf opgøres som summen af de sparede ressourcers værdi opgjort i beregningspriser og værdien af ressourcebesparelsens provenuvirkning.

Indførelsen af et obligatorisk produkt til en bestemt pris eller gebyr indebærer et velfærdsøkonomisk tab for forbrugerne svarende til de forventede indtægter af produktet. Hertil kommer de velfærdsøkonomiske omkostninger fra ressourceforbruget ved at levere produktet. Endelig kan der være et velfærdsøkonomisk tab (eller eventuelt en gevinst) knyttet til netto-provenuvirkningen af at udbyde produktet. Gevinsten omfatter værdien af den eventuelle miljøgevinst ved at udbyde det tvungne produkt.

#### *Administrative og andre styringsmidler*

Den velfærdsøkonomiske vurdering af konsekvenserne af administrative styringsmæssige indgreb kan i vid udstrækning følge anbefalingerne for de direkte indgreb i ressourceallokeringen – jf. *Kapitel 3 – 6*.

*Direkte regulering og Frivillige aftaler* sætter typisk begrænsninger på virksomheders og husholdningers ressourceanvendelse. I visse tilfælde kan disse begrænsninger direkte omsættes til ændringer i ressourceallokeringen, som kan vurderes ligesom andre direkte indgreb heri.

De allokeringsmæssige konsekvenser af *Informationstiltag* er vanskeligere at vurdere, fordi virksomheders og husholdningers reaktioner herpå er usikre. Er det imidlertid muligt at skønne over disse reaktioner, kan de omsættes til ændringer i ressourceallokeringen og efterfølgende vurderes ligesom andre ændringer.

## **1.5 Risiko og usikkerhed (Kapitel 8)**

Enhver samfundsøkonomisk vurdering er i større eller mindre udstrækning forbundet med usikkerhed. Det er derfor vigtigt, at vurderingen ledsages af en *Beskrivelse af usikkerhedsomfanget*. Usikkerheden indgår sammen med de øvrige omtalte forhold i den samlede vurdering af projektets fordelagtighed. Som grundlag for den samlede vurdering kan der afhængigt af karakteren af usikkerheden benyttes forskellige *Kriterier for beslutningstagen under risiko og ren usikkerhed*.

### *1.5.1 Beskrivelse af usikkerhedsomfanget (Afsnit 8.1)*

En velfærdsøkonomisk vurdering bør altid omfatte en beskrivelse af den risiko eller usikkerhed, der er forbundet med de fundne resultater. Hvis der for hvert projekt forelægger information om hvilken sandsynlighed, der er for projektets forskellige udfaldsmuligheder, taler man om en situation med *risiko*. Her kan der derfor knyttes sandsynlighedsfordelinger til projektets konsekvenser og de hertil knyttede priser. Hvis der ikke foreligger denne information, er man i en situation med *ren usikkerhed*, hvor der i bedste fald kun kan angives mulighedsområder for konsekvensernes og prisernes størrelse.

En komplet beskrivelse af usikkerhedsomfanget omfatter følgende fem trin, idet det femte trin dog kun kan gennemføres i en situation med risiko.

1. *Præsentation af et bedste skøn* (også benævnt *basisberegning*, *udgangsskøn* eller *forventet resultat*). Det bedste skøn baseres på de forventede konsekvenser og priser.
2. *Undersøgelse af hvilke forudsætninger om konsekvenser og priser der især påvirker resultatet*. Undersøgelsen gennemføres i form af *følsomhedsanalyser*, hvor udgangsskønnets konsekvenser og priser ændres én for én for at undersøge, hvorledes resultatet påvirkes heraf. Følsomhedsanalyserne viser på den ene side, hvilke forudsætninger der er mest betydningsfulde for resultaterne, og på den anden side, hvor meget resultaterne påvirkes af ændrede forudsætninger vedrørende projektets konsekvenser og de hertil knyttede priser. Følsomhedsanalyser bør især gennemføres for de forudsætninger, som på forhånd vurderes at være behæftet med stor usikkerhed, eller som er specielt kritiske for det velfærdsøkonomiske resultat.
3. *Undersøgelse af hvilket interval resultatet må forventes at ligge indenfor*. Dette sker ved hhv. at beregne et såkaldt *best case* og *worst case*. I best case forudsættes projektet at resultere i de bedst tænkelige konsekvenser vurderet til de bedst tænkelige priser – dvs. størst mulige gevinster og lavest mulige omkostninger. I worst case antages projektet derimod at resultere i de dårligst tænkelige konsekvenser vurderet til de dårligst tænkelige priser. Præsentationen af best case og worst case angiver det interval, inden for hvilket projektets resultat må forventes at ligge.
4. *Undersøgelse af hvor meget der skal til, før et positivt resultat bliver negativt og omvendt*. Dette sker ved at beregne såkaldte *break-even pris(er)* eller *break-even konsekvens(er)*. Disse break-even værdier beregnes for at undersøge, hvor meget centrale priser og konsekvenser hver især skal ændres, før et projekt ophører med at være (u)fordelagtigt, eller rangordningen af to projekters fordelagtighed ændres. En break-even pris kan f.eks. angive, hvilken pris en fra et samfundsmæssigt synspunkt positiv miljøkonsekvens mindst skal tillægges, for at et projekt (alt andet lige) kan siges at være fordelagtigt. Tilsvarende kan break-even prisen angive, hvilken pris en negativ miljøkonsekvens maksimalt må tillægges, for at projektet (alt andet lige) fortsat kan anses for fordelagtigt. En break-even konsekvens kan angive, hvor stor en positiv konsekvens skal være – f.eks. antal besøgende til et naturområde – for at det er fordelagtigt at gennemføre et projekt. Det er særligt informativt at beregne break-even priser eller konsekvenser i de tilfælde, hvor projektets fordelagtighed afhænger af én enkelt eller nogle få priser eller konsekvenser.
5. *Fastlæggelse af en sandsynlighedsfordeling for projektets resultat ved at gennemføre en Monte Carlo simulering*. For at gennemføre simuleringen forudsættes det, at der kan knyttes sandsynlighedsfordelinger til projektets konsekvenser og de hertil hørende priser. Dvs. der er knyttet *risiko* og ikke *ren usikkerhed* til beregningsforudsætningerne. Som en del af denne vejledning foreligger der på Miljøministeriets hjemmeside et simuleringsprogram til at gennemføre en simpel Monte Carlo analyse. Der foreligger samme sted en vejledning i brugen af programmet – jf. Neye (2007).

Projekter, der har relativt omfattende eller betydningsfulde konsekvenser, bør altid underkastes en formel risiko- eller usikkerhedsvurdering. Resultatet af den velfærdsøkonomiske analyse bør således rapporteres til beslutningstagerne på en måde, der reflekterer graden af

usikkerhed og ikke skaber en falsk følelse af præcision. Hvordan risikoen eller usikkerheden efterfølgende inddrages i den endelige beslutningstagen afhænger af, hvilket kriterium for beslutningstagen under hhv. risiko og usikkerhed der benyttes. Det anbefales:

- For mindre projekter at gennemføre trin 1–3 ovenfor.
- For større eller vigtige projekter bør der gennemføres en udførlig beskrivelse af risiko- eller usikkerhedsomfanget (trin 1–5). Det anbefales at udføre en Monte Carlo simulation, når konsekvenser og priser kan tillægges sandsynlighedsfordelinger. Beslutningstagerne bør præsenteres for simuleringens centrale estimat (gennemsnittet) samt standardafvigelsen. Figurer med histogram og fordelingskurve bør også præsenteres.

### 1.5.2 Kriterier for beslutningstagen under risiko og usikkerhed (Afsnit 8.2)

#### Risiko

Hvis der for hvert projekt foreligger information om sandsynlighederne for de forskellige udfaldsmuligheder – en situation med *risiko* – er det muligt at benytte følgende beslutningskriterier – jf. afsnit 8.2.1:

1. Gennemsnitsoverskuddet (det forventede velfærdsøkonomiske overskud) – vælg det projekt, som forventes at give det største gennemsnitlige velfærdsøkonomiske overskud.
2. Gennemsnitsoverskuddet korrigeret for standardafvigelsen herpå – vælg det projekt, som forventes at give den bedste kombination af gennemsnitligt velfærdsøkonomisk overskud og standardafvigelse for overskuddet.

Beslutningskriterium 1. benyttes, hvis beslutningstageren er *risikoneutral*, mens beslutningskriterium 2. anvendes, hvis beslutningstageren har *risikoaversion*. Risikoaversion indebærer, at beslutningstageren, for en given usikkerhed målt ved standardafvigelsen på overskuddet, kræver et større forventet overskud for at gennemføre projektet, end hvis han var risikoneutral.

Fastsættelsen af *option price* er f.eks. relevant i forbindelse med projekter, der reducerer risikoen for skader på miljøet. Hvis de udsatte personer har risikoaversion er option price større end den forventede gevinst ved at begrænse skaderne – jf. afsnit 8.2.2.

Endelig bør man i en situation med risiko være opmærksom på, at det i visse tilfælde kan være umuligt at omgøre beslutninger truffet nu. I sådanne tilfælde bør det undersøges, om det kan betale sig at udskyde beslutningen, indtil der foreligger mere og bedre information om dennes udfald. Det undersøges, om der er en positiv *quasi option value* ved at udskyde beslutningen – jf. afsnit 8.2.3.

#### Ren usikkerhed

Hvis der ikke foreligger information om sandsynlighederne for projektets forskellige udfaldsmuligheder – en situation med ren usikkerhed – er det muligt at benytte følgende beslutningskriterier – jf. afsnit 8.2.4:



- *La Place kriteriet* – vælg det projekt, hvor et simpelt gennemsnit af de mulige velfærdsøkonomiske overskud er størst muligt.
- *Hurwicz kriteriet* – vælg det projekt, hvor det vægtede gennemsnit af det største og mindste mulige velfærdsøkonomiske overskud er størst muligt.
- *Maxi-min kriteriet* – vælg det projekt, hvis mindst mulige velfærdsøkonomiske overskud – worst case – er størst muligt.
- *Maxi-max kriteriet* – vælg det projekt, hvis størst mulige velfærdsøkonomiske overskud – best case – er størst.
- *Mini-max fortrydelseskriteriet* – vælg det projekt, hvor summen af forskellene mellem det størst mulige velfærdsøkonomiske overskud i forskellige mulige samfundsmæssige forløb og projektets overskud under disse forløb er mindst muligt.

Det afhænger af beslutningstagerens præferencer i relation til usikkerhed, hvilket af de opstillede kriterier, der foretrækkes. De fem kriterier kan føre til helt forskellige valg.

### 1.5.3 Sammenfattende anbefalinger vedrørende præsentationen og vurderingen af usikkerhedsomfanget

Den velfærdøkonomiske analyse bør i en situation med hhv. risiko og ren usikkerhed omfatte de i *Tabel 1.6* angivne elementer:

*Tabel 1.6 Anbefalinger mht. risiko og usikkerhed.*

Risiko	Ren usikkerhed
Basisberegning – forventet velfærdsøkonomisk overskud	Basisberegning – forventet velfærdsøkonomisk overskud
Følsomhedsanalyser	Følsomhedsanalyser
Best case og worst case	Best case og worst case
Break-even priser eller konsekvenser. Bør kun medtages for større eller vigtige projekter.	Break-even priser eller konsekvenser. Bør kun medtages for større eller vigtige projekter.
Monte Carlo simulering – præsentation af gennemsnitligt overskud, standardafvigelse herpå, histogram samt fordelingsfunktion. Bør kun medtages for større eller vigtige projekter.	
Valg af beslutningskriterium - gennemsnitsoverskuddet, når risikoneutralitet - gennemsnitsoverskuddet korrigeret for standardafvigelsen herpå ved risikoaversion	Valg af beslutningskriterium - La Place kriteriet - Hurwicz kriteriet - Maxi-min kriteriet - Maxi-max kriteriet - Mini-max fortrydelseskriteriet
Undersøg om beslutningen med fordel kan udskydes, til der foreligger mere information	

## 1.6 Fordelingsanalyser (Kapitel 9)

Det er vigtigt at identificere projektets positive og negative konsekvenser for forskellige samfundsgrupper. Projektets fordelings effekter tillægges således stor betydning i beslutningsprocessen, og de bør derfor formidles klart til beslutningstagerne. Med beskrivelsen af fordelings effekterne sættes fokus på potentielle interessekonflikter i tilknytning til projektet.

Der kan laves flere typer af fordelingsanalyser:

1. *Den budgetøkonomiske analyse* viser de direkte økonomiske konsekvenser for de forskellige involverede parter – hvem påføres udgifter, og hvem opnår indtægter.
2. *Den velfærdsøkonomiske analyse af projektets forbrugskonsekvenser for forskellige indkomstgrupper* omsætter værdien af projektets forbrugseffekter i hvert år (det velfærdsøkonomiske overskud) til nytteændringer i hvert år
3. *Den velfærdsøkonomiske analyse af projektets forbrugskonsekvenser fordelt over tid* - herunder fordelingen af konsekvenserne mellem nulevende og fremtidige personer - omsætter værdien af projektets forbrugsændringer i hvert af årene over projektets levetid til værdien af den herved skabte nyttesum
4. *Fordeling af projektets miljøeffekter* på samfundsgrupper kan kombineres med den budgetøkonomiske analyse med henblik på at sammenholde fordelingen af den økonomiske byrde med fordelingen af miljøeffekterne, hvilket kan danne grundlag for rimeligheds- og retfærdighedsbetragtninger.

### 1.6.1 Budgetøkonomisk analyse (Afsnit 9.1)

Der bør altid gennemføres en budgetøkonomisk analyse af projektets udgifts- og indtægtsmæssige konsekvenser for de berørte parter. Udgifter og indtægter kan fordeles på staten, kommunerne, virksomheder, indenlandske erhverv, husholdninger, regioner og udland. Analysen sammenfattes i et *Budgetøkonomisk fordelingskema* – jf. *Tabel 1.7*.

Tabel 1.7 Budgetøkonomisk fordelingskema

	<i>Staten</i>	<i>Kommuner</i>	<i>Virksomhed</i>	<i>Erhverv</i>	<i>Husholdning</i>	<i>Region</i>	<i>Udland</i>
Anlæg og drift							
Skatter							
Afgifter og subsidier							
Brugerbetaling							
Lån, afdrag og renter							
Støtteordninger							
Kompensationer							
Produktions- og omkostningsforhold i erhverv							
Beskæftigelseseffekten <sup>1</sup>							
Formueeffekten							
I alt							

1. Her angives indkomstændringen som følge af en evt. stigning i beskæftigelsen i samfundet som følge af tiltaget. Der antages normalt ikke at være nogen beskæftigelseseffekt.

I den budgetøkonomiske analyse er det betalinger mellem sektorer eller samfundsgrupper, der er i fokus – i modsætning til i den velfærdsøkonomiske analyse, der som udgangspunkt vedrører alle projektets konsekvenser for hele samfundet. Derfor indgår værdien af ikke-markedsomsatte miljøkonsekvenser ikke i den budgetøkonomiske analyse, og der medtages også en række betalinger, som ikke indgår i den velfærdsøkonomiske analyse. Det drejer sig om betalinger, som ikke vedrører køb af forbrugs- og produktionsgoder – f.eks. skattebetalinger, kompensationer, indkomstoverførsler etc.

Den budgetøkonomiske analyse bør omfatte følgende elementer:

- Identifikation af de vigtigste parter, som berøres økonomisk af projektet.
- Beskrivelse af, hvordan projektet finansieres, og dermed af, hvem der påføres udgifter herved.
- Beskrivelse af, hvem der opnår indtægter ved projektet – f.eks. gennem støtteordninger og kompensationer.
- Beskrivelse af, hvorledes projektets eventuelle påvirkning af produktionsforholdene påfører virksomheder og husholdninger udgifter og indtægter.
- Beskrivelse af projektets konsekvenser for skatte- og afgiftsbetalinger, hvorved de statslige og/eller kommunale finanser påvirkes.
- Beskrivelse af eventuelle formuegevinster og tab ved projektet.

Vær opmærksom på, at en indtægt for én part ofte er en udgift for en anden part. Det samme beløb skal i så fald optræde med modsat fortegn i den budgetøkonomiske analyse.

Den budgetøkonomiske analyse beskriver de af projektet afledte faktiske betalingsstrømme. Disse opgøres derfor i de priser, som de forskellige samfundsgrupper faktisk betaler og modtager for projektets varer og tjenester. Der anvendes altså andre priser end i den velfærdsøkonomiske analyse.

Ved beregningen af den årlige realkapitaludgift og ved beregningen af de budgetøkonomiske konsekvensers nutidsværdier benyttes en diskonteringsrate.

### 1.6.2 Velfærdsøkonomisk analyse af projektets forbrugskonsekvenser for forskellige indkomstgrupper (Afsnit 9.2)

Hvis projektets konsekvenser for fordelingen af projektets forbrugsændringer på indkomstgrupper i samfundet anses for relevant, anbefales det at gennemføre en velfærdsøkonomisk analyse heraf. Projektets forbrugskonsekvenser i det enkelte år  $t$  fordeles først på indkomstgrupper. Derefter foretages en sammenvejning. Som vægte bruges den enkelte

gruppes  $j$ 's marginale nytte af indkomst,  $MU_j$ , beregnet ved formlen  $MU_j = \frac{\bar{y}}{y_j}$ ,

hvor  $y_j$  er gruppe  $j$ 's indkomst, og  $\bar{y}$  er den gennemsnitlige indkomst i samfundet. Herved beregnes den skabte sum af nytte i det enkelte år – et vægdet velfærdsøkonomisk overskud.

### 1.6.3 Velfærdsøkonomisk analyse af projektets forbrugskonsekvenser fordelt over tid (Afsnit 9.3)

Værdien af projektets forbrugskonsekvenser skal altid foreligge fordelt på de enkelte år over den valgte tidshorizont – jf. *Kapitel 3*. På dette grundlag beregnes projektets nutidsværdi ved diskontering – jf. *Kapitel 5*. Dette sker for at undersøge, om projektet lever op til et alternativt afkastkrav, som er fastsat af Finansministeriet, og fordelingen af projektets forbrugsændringer på de enkelte år er uden betydning. Det antages, at disse kan/vil blive omfordelt efter behag, således at den opnåede afkastrate fastholdes.

Tillægges fordelingen af forbrugsændringerne over tid imidlertid betydning – herunder fordelingen mellem nulevende og fremtidige personer – anbefales det at beregne projektets konsekvenser for den samlede sum af nytte i samfundet over den valgte tidshorizont. Dette sker ved at diskontere forbrugsændringerne i de enkelte år med en forbrugsdiskonteringsrate. Denne diskonteringsrate afspejler den forventede generelle vækst i forbruget, og at den marginale nytte af forbrug derfor er faldende over tid – sml. at den marginale nytte af en forbrugsændring er større for en person med lav indkomst end for en person med høj indkomst, jf. *pkt. 1.6.2*.

### *1.6.4 Fordeling af projektets miljøkonsekvenser (Afsnit 9.4)*

I visse tilfælde kan det endelig være relevant at beskrive fordelingen af projektets miljø- og naturkonsekvenser på befolkningsgrupper og holde dem op mod de budgetøkonomiske konsekvenser for de samme grupper. Det sker med henblik på at kunne vurdere, om der er et rimeligt sammenfald mellem dem, der har glæde af gevinsterne, og dem der betaler herfor, samt mellem dem, der belaster miljøet, og dem, der kommer til at betale for en belastningsreduktion.

Det anbefales, når det er relevant, at beskrive fordelingen af projektets miljø- og naturkonsekvenser på befolkningsgrupper og holde denne beskrivelse op mod resultaterne af den budgetøkonomiske analyse.

## KAPITEL 2

### Problemformulering

Den samfundsøkonomiske projektvurdering bør indledes med en præcis *Problemformulering*, hvoraf det først og fremmest fremgår:

- Hvilken vurderingssituation og vurderingsproblemstilling der er tale om.
- Hvilke typer af projekter der overvejes.

Gennemførelsen af et projekt påvirker samfundets ressourceallokering og har dermed konsekvenser for det endelige forbrug, ressourceforbruget og miljøbelastningen i samfundet. For at kunne vurdere disse konsekvenser af det pågældende projekt er det essentielt at præcisere, i forhold til hvilken udgangssituation eller hvilket basisforløb projektets forventede konsekvenser skal opgøres. Endelig er der grund til at overveje, hvor omfattende en analyse af den beskrevne problemstilling der er mulighed og behov for at gennemføre.

#### Anbefaling

Overvejelser om problemstilling, opstilling af udgangssituation eller basisforløb samt analysens omfang er helt nødvendig for at kunne fortolke resultaterne af den samfundsøkonomiske analyse korrekt. Der bør ikke være tvivl om, hvilke spørgsmål analysen besvarer, og ikke mindst om, hvilke spørgsmål den ikke besvarer. Det er meget vigtigt, at dette formidles meget klart til beslutningstageren. Derfor er et grundigt arbejde i denne indledende fase af projektvurderingen afgørende for, at analysen bliver god, og at den bliver anvendt korrekt i den videre beslutningsproces.

#### *Hvilken problemstilling er der tale om? (Afsnit 2.1)*

Det bør indledningsvist gøres klart, hvilket miljøproblem projektet er rettet mod, hvilke målsætninger for ændringen i miljøkvaliteten der ønskes opnået, hvilke løsningsmuligheder der foreligger, samt hvilke styringsmidler der eventuelt kan tages i anvendelse. Det er i denne forbindelse en fordel at skelne mellem følgende typer af problemstillinger, således at det er klart, hvilken analyse der skal gennemføres:

- *Direkte ændringer af ressourceallokeringen*
  - Er et givet enkeltstående projekt fordelagtigt for samfundet? Der kan både være tale om et nyt projekt eller om ophør af et hidtidigt.
  - Bør en nærmere specificeret hidtidig aktivitet erstattes med en ny?
  - Hvilket af to eller flere projekter bør vælges for at løse et givet miljøproblem – teknivalg? Hvornår bør en eksisterende teknologi i givet fald erstattes af en ny og mere fordelagtig?
- *Styringsmæssigt indgreb*
  - Hvad er de adfærdsmæssige og dermed ressourceallokeringsmæssige konsekvenser af et givet styringsmæssigt indgreb?

- *Undlade indgreb – cost of inaction*
  - Hvad vil de velfærdsøkonomiske konsekvenser af at undlade at gribe ind over for et miljøproblem være?
- *Optimalitetsbetragtninger*
  - Hvor store forbedringer af miljøforholdene vil det være fordelagtigt at gennemføre? Ideelt nå frem til en situation, hvor værdien af de marginale miljøgevinster er lig med de marginale omkostninger ved at opnå disse. (*Velfærdsøkonomisk Cost Benefit Analyse*)
  - Hvordan opnås en ønsket ændring i miljøforholdene på den for samfundet mest fordelagtige måde? (*Velfærdsøkonomisk Cost Effectiveness Analyse*)
  - Hvordan anvendes en given sum penge til et miljøformål på den mest hensigtsmæssige måde? (*Budgetøkonomisk Cost Effectiveness Analyse*)
  - Hvilke styringsmidler er det mest hensigtsmæssigt at anvende for at opnå en ønsket ændring i ressourceallokeringen og deraf følgende ændring i miljøkvaliteten?
- *Ex post analyse*
  - Hvad er resultatet af projektet og levede det op til forventningerne?

#### *Opstilling af udgangssituation eller basisforløb (Afsnit 2.2)*

Det er en fordel at formulere problemstillingen som en vurdering af konsekvenserne af en nærmere specificeret aktivitetsændring. Derfor er det særdeles væsentligt at fastlægge, i forhold til hvilken udgangssituation eller hvilket basisforløb ændringen opgøres. Dette er helt nødvendigt og afgørende for at kunne foretage en korrekt opgørelse af projektets konsekvenser og for at kunne fortolke resultaterne korrekt. Valget af basisforløb er også bestemmende for, hvilken vurderingsproblemstilling der bliver analyseret. Der kan skelnes mellem følgende typer af basisforløb:

- Den aktuelle tilstand – *Status quo*
- Den forventede udvikling i samfundets aktiviteter – *Business as usual*
- Et alternativt projekt eller en alternativ udvikling i samfundets aktiviteter – *Comparison of alternatives*

Opstillingen af udgangssituationen eller basisforløbet omfatter forudsætninger om økonomiske, teknologiske, miljømæssige og politiske forhold, som bør være indbyrdes konsistente og i overensstemmelse med Finansministeriets fremskrivninger.

#### *Analysens omfang (Afsnit 2.3)*

I forbindelse med problemformuleringen og den indledende tilrettelæggelse af projektvurderingen kan det være en fordel at tage følgende forhold i betragtning.

- Huske at overveje alle relevante alternativer til at løse miljøproblemet.
- Overveje ambitionsniveauet for analysen.

Herved opnås et overblik over, hvor omfattende analyse der skal gennemføres, og dermed hvilke og hvor mange ressourcer der skal anvendes herpå.

Problemformuleringen består altså af følgende delelementer:

- Beskrivelse af *Vurderingsproblemstillingen og de overvejede projekttyper*
- Præcisering af *Basisforløb*
- Overvejelse af *Analysens omfang*

Disse delelementer beskrives nærmere i de følgende afsnit.

## 2.1 Vurderingsproblemstillingen og de overvejede projekttyper

I forbindelse med projektvurderingen bør det indledningsvist gøres klart

- hvilket miljøproblem projektet er rettet mod
- hvilke målsætninger for ændringen i miljøkvaliteten der ønskes opnået
- hvilke løsningsmuligheder der foreligger, og
- hvilke styringsmidler der eventuelt kan tages i anvendelse.

Herved bliver det klart, hvilke spørgsmål analysen besvarer, og ikke mindst hvilke spørgsmål der ikke besvares. Vurderingsproblemstillingen og de overvejende løsningsmuligheder kan systematiseres som beskrevet nedenfor. Gennem systematikken afgrænses også, hvilke foranstaltninger der analyseres med henblik på løsning af problemstillingen.

### 2.1.1 Direkte ændring af ressourceallokeringen

Formuleres projektet som en *Direkte ændring af ressourceallokeringen* kan vurderingsproblemstillingen antage forskellige former, hvoraf nogle centrale muligheder er:

- Vurdering af om et nyt enkeltstående projekt er fordelagtigt for samfundet, idet alle andre aktiviteter i samfundet antages umiddelbart at være uændrede.
- Vurdering af om en nærmere specificeret hidtidig aktivitet bør erstattes med en ny, og hvornår den hidtidige aktivitet i givet fald bør erstattes.
- Valg mellem to eller flere projekter, der løser samme problem – teknikvalg.

De angivne problemstillinger omtales nærmere i det følgende:

#### *Vurdering af om et nyt enkeltstående projekt er fordelagtigt for samfundet*

Denne problemstilling vedrører typisk et investeringsprojekt, hvis økonomiske og miljømæssige fordelagtighed ønskes vurderet inden en eventuel gennemførelse. Et *investeringsprojekt* er først og fremmest karakteriseret ved, at projektet indebærer erhvervelse og anvendelse af maskiner eller opførelse af bygninger og anlæg. Disse ressourcer er alle en del af produktionsfaktoren fast realkapital, som defineres ved at have en levetid på mere end ét år. Investeringsprojektet gennemføres ofte med henblik på over en årrække at producere forbrugsgoder, hvortil der udover realkapitalen årligt anvendes arbejdskraft



og råvarer. Investeringsprojektet påvirker endelig som følge af den ændrede ressourceallokering også miljøkvaliteten.

Projektet antages altså at være velbeskrevet, og problemstillingen vedrører alene opgørelsen af dets konsekvenser samt vurderingen af fordele og ulemper herved. Der kan f.eks. være tale om opførelsen af et rensningsanlæg, hvor konsekvenserne af denne aktivitetsændring typisk omfatter, at udbudet af produkter/tjenester forøges – her renses spildevand – og at der anvendes produktionsfaktorer arbejdskraft, fast real kapital og jord samt råvarer hertil. Vurderingsproblemstillingen bliver herefter, om de samlede konsekvenser af at opføre rensningsanlægget repræsenterer en nettofordel for samfundet. De samlede konsekvenser omfatter både økonomiske og miljømæssige konsekvenser af selve projektet, af anvendelsen og bortskaffelsen af dets produkter, samt af, at produktionsfaktorer eventuelt trækkes bort fra andre aktiviteter, hvis omfang dermed reduceres.

Den ”nye aktivitet” kan principielt også være, at en hidtidig aktivitet ophører. Vurderingsmæssigt svarer dette til vurderingen af en ny aktivitet. Konsekvenserne for vare- og tjenesteudbudet samt for ressourceforbruget vil blot skulle opgøres med omvendt fortegn i forhold til beskrivelsen af den nye aktivitets konsekvenser.

*Vurdering af om en nærmere specificeret hidtidig aktivitet bør erstattes med en ny*  
Ved denne vurderingsproblemstilling omfatter projektets konsekvenser både, at udbudet af et produkt og det hermed forbundne ressourceforbrug falder bort, og at et nyt produkt og ressourceforbrug kommer til. Et eksempel herpå er skovrejsning på et hidtidigt landbrugsareal, hvor landbrugsproduktionen ophører, og der i stedet plantes skov. Et andet eksempel er erstatning af en hidtidig færgeforbindelse med en fast trafikforbindelse. Der kan også være tale om el fra et kulfyret kraftværk, der erstattes af el fra havvindmøller. I dette tilfælde taler man om elfortrængning.

Opgørelsen af projektets konsekvenser bliver i dette tilfælde noget mere omfattende end ved vurderingen af et enkeltstående nyt projekt, idet konsekvensbeskrivelsen nu omfatter to aktiviteter. Vurderingsproblemstillingen kan formuleres som et spørgsmål, om ulemperne ved at nedlægge den hidtidige aktivitet kan opvejes af fordelene ved at iværksætte den nye.

Et projekt, der erstatter en nøje specificeret hidtidig aktivitet kan både have karakter af et investeringsprojekt og et driftsprojekt. Er der f.eks. tale om ændret arealanvendelse, ledsages denne i det første tilfælde af ændringer i investeringerne i realkapital. Dette er f.eks. tilfældet med mange naturgenopretningsprojekter, som indebærer betydelige anlægsinvesteringer. Hertil kommer, at en eventuelt reduceret landbrugsproduktion som følge af naturgenopretningsprojektet også har konsekvenser for investeringsbehovet i landbruget. Endelig påvirker et naturgenopretningsprojekt normalt også det øvrige ressourceforbrug, landbrugsproduktionen og miljøkvaliteten. Når den ændrede arealanvendelse har karakter af et driftsprojekt påvirkes alene arbejdskraft- og råvareforbruget, produktionen og

miljøkvaliteten. Dette er f.eks. tilfældet ved en omlægning af landbrugsproduktionen fra én afgrøde til en anden eller ved braklægning af arealer. Den sidstnævnte foranstaltning kan dog også påvirke investeringsbehovet.

Det kan give anledning til en supplerende problemstilling, hvis vurderingen viser, at det nye projekt med fordel vil kunne erstatte den hidtidige aktivitet. I så fald kan det være relevant at vurdere, hvornår erstatningen af den hidtidige aktivitet mest hensigtsmæssigt finder sted. Dette er f.eks. tilfældet, hvis der er ”bundet” en stor mængde endnu ikke afskrevet realkapital i det hidtidige projekt. Det kan eksempelvis vise sig samlet set at være mere fordelagtigt at genanvende visse affaldsfraktioner frem for som hidtil at brænde dem. Hvis den eksisterende forbrændingskapacitet imidlertid er fuldt anvendelig, kan det udmærket være fordelagtigt at udskyde investeringen i genanvendelsesanlægget nogle år. Problemstillingen behandles udførligt i *afsnit 5.2*.

#### *Valg mellem to eller flere projekter, der løser samme problem – teknikvalg*

Denne vurderingsproblemstilling vedrører valget mellem forskellige løsningsmuligheder af det samme miljøproblem. Der kan f.eks. være tale om at finde frem til den mest hensigtsmæssige affaldsbortskaffelsesmetode. Problemstillingen kan i de fleste tilfælde omformuleres til en af de to foregående problemstillinger. Der kan således både være tale om et valg mellem flere mulige nye projekter – f.eks. valg mellem forskellige typer af rensningsanlæg – og om et valg mellem forskellige muligheder for at erstatte en hidtidig aktivitet – f.eks. valg mellem forskellige alternativer til et hidtidigt kulbaseret energiforsyningssystem.

De relevante allokeringsmæssige konsekvenser er de samme som ved de to foregående problemstillinger; men vurderingsproblematikken kan nu omfatte to delelementer. For det første om nogle af de betragtede alternative projekter overhovedet er hensigtsmæssige – f.eks. om det overhovedet er hensigtsmæssigt at opføre et rensningsanlæg – og for det andet, hvilken af dem der i så fald bør foretrækkes.

I *Tablet 2.1* er der angivet nogle typiske eksempler på projekter, der direkte påvirker resourceallokeringen. De relevante konsekvenskategorier er anvendelse af realkapital, arealer, arbejdskraft og råvarer samt konsekvenser for det endelige forbrug og miljøkvaliteten. Nogle projekter resulterer i dannelsen af realkapital i form af bygninger eller anlæg, og hertil er der anvendt råvarer og produktionsfaktorer – herunder realkapital i form af maskiner. Beskrivelsen af projekternes konsekvenser behandles i øvrigt i *Kapitel 3*.

*Tabel 2.1 Eksempler på projekter med direkte konsekvenser for ressourceallokeringen – deres typiske konsekvenser for ressourceforbrug, endeligt forbrug og miljøkvalitet*

	<i>Realkapital</i>	<i>Areal-anvendelse</i>	<i>Arbejdskraft</i>	<i>Råvareforbrug</i>	<i>Endeligt forbrug</i>	<i>Miljøkvalitet</i>
<b>Forbrændingsanlæg</b>	Bygning Ovne	Reduceret areal til deponering	Styring af anlægget	Affald Supp. energi	El og varme Red. kul- og olieforbrug Red. deponering	Ændret luft- og naturkvalitet
<b>Genanvendelse af papir</b>	Bygning Maskiner	Reduceret areal til træproduktion	Produktionen	Papiraffald Energi Vand og kemikalier	Reduceret energiproduktion fra forbrænding	Ændret luftkvalitet Ændret naturkvalitet
<b>Partikelfiltre</b>	Filtre		Vedligeholdelse	Vedligeholdelse		Ændret luftkvalitet
<b>Kystsikring</b>	Anlæg	Mulighed for at opretholde hidtidig anvendelse			Bevaring af hidtidig produktion og forbrug	Naturbevaring
<b>Afgrødelægning</b>				Ændret råvareforbrug	Ændret produktionssammensætning	Ændret miljø- og naturkvalitet
<b>Ændret pesticidforbrug</b>			Manuel pleje af afgrøder	Ændret råvareforbrug	Ændret høst-udbytte	Ændret miljø- og naturkvalitet
<b>Overgang til brug af bio-brændstof</b>	Produktionsudstyr	Mistet hidtidig arealanvendelse	Ændret arbejdskraftforbrug	Ændret råvareforbrug	Reduceret forbrug af konventionelt brændstof	Ændret miljø- og naturkvalitet

### 2.1.2 Styringsmæssigt indgreb

Projekter kan imidlertid også have karakter af *Styringsmæssige indgreb* eller foranstaltninger. Det karakteristiske ved disse er, at der herved kun indirekte gribes ind i ressourceallokeringen. Det styringsmæssige indgreb påvirker virksomheders og forbrugeres adfærd, og det er først gennem den ændrede adfærd, at indgrebet får konsekvenser for ressourceallokeringen. Som eksempler på styringsmæssige indgreb, der typisk anvendes på miljøområdet, kan nævnes afgifter, påbud og forskellige støtteordninger.

Vurderingen af styringsmæssige indgreb kan opfattes som en selvstændig problemstilling. Dette skyldes, at opgørelsen af projektets konsekvenser for ressourceallokeringen forudsætter, at indgrebets konsekvenser for virksomheders og personers adfærd først beskrives. I modsætning til projekter, hvor allokeringen påvirkes direkte ved projektets gennemførelse, er det ved vurderingen af styringsmæssige indgrebs allokeringsmæssige konsekvenser nødvendigt også at have viden om styringsmidlets indvirken på adfærden. Denne problemstilling omfatter både gennemførelsen af et helt nyt styringsmæssigt ind-

greb, ændring af et hidtidigt indgreb og erstatning af ét indgreb med et andet. Der kan hhv. være tale om introduktion af en ny miljøafgift, forhøjelse af en miljøafgift og samtidig forhøjelse af en miljøafgift mod en sænkning af indkomstskatten.

De mest anvendte typer af styringsmidler er *Økonomiske styringsmidler* og *Administrative styringsmidler*. De almindeligste *Økonomiske styringsmidler* er skatter, afgifter, gebyrer, bøder, subsidier, tilskud, omsættelige kvoter, pantordninger og brugerbetaling. De mest anvendte *Administrative styringsmidler* er lovindgreb. Af andre styringsmidler kan nævnes frivillige aftaler og informationstiltag. For en nærmere redegørelse for de forskellige styringsmidler se *Kapitel 7*.

Styringsmæssige indgreb anvendes i vid udstrækning på miljøområdet. De mest anvendte indgreb er afgifter, omsættelige kvoter, tilskud og alle former for administrative indgreb. Udfordringen ved den velfærdsøkonomiske vurdering af et styringsmæssigt indgreb er beskrivelsen af de adfærdsmæssige og deraf følgende allokeringmæssige konsekvenser. I modsætning til den direkte ændring af ressourceallokeringen er det nødvendigt ved styringsmæssige indgreb at kunne beskrive sammenhængen mellem ændringen i styringsmidlet og ændringen i de berørte virksomheders og husholdningers adfærd. Det er adfærdsændringen, som er bestemmende for ændringen i ressourceallokeringen.

Økonomiske modeller kan benyttes til at beskrive adfærdsændringerne ved nogle former for økonomiske styringsmæssige indgreb. Det afhænger af modellernes opbygning, hvilke indgreb de kan anvendes til at analysere. I en sådan modelbaseret generel analyse beskrives principielt alle adfærdsmæssige ændringer som følge af tilpasningen til de nye økonomiske forhold. Partielle analyser af afgiftsændringer kan gennemføres med kendskab til såkaldte priselasticiteter, der udtrykker forholdet mellem den procentvise ændring i en vares pris og efterspørgslen efter varen. Visse styringsmæssige indgreb kan være så konkret udformet – f.eks. frivillige aftaler – at de har karakter af direkte ændringer i ressourceallokeringen, og i så fald kan disse beskrives uden yderligere overvejelser om de adfærdsmæssige ændringer. Ved mange andre former for styringsmæssige indgreb, hvis adfærdsmæssige konsekvenser ikke umiddelbart kan analyseres ved brug af økonomiske modeller, er man derimod henvist til på bedst mulig måde at skønne over konsekvenserne.

Hovedparten af denne vejledning er rettet mod vurderingen af velbeskrevne ændringer i ressourceallokeringen. De opstillede retningslinjer for velfærdsøkonomisk vurdering kan altså umiddelbart anvendes på direkte ændringer i ressourceallokeringen. Ved styringsmæssige indgreb er det imidlertid nødvendigt forudgående at gennemføre en analyse af de adfærdsmæssige konsekvenser af indgrebet. I *Kapitel 7* gives eksempler på, hvorledes velfærdsøkonomisk analyse af styringsmæssige indgreb kan gennemføres.

### 2.1.3 *Undlade indgreb – cost of inaction*

Ud over vurderingen af konsekvenserne af direkte indgreb i ressourceallokeringen og af styringsmæssige indgreb er opmærksomheden i de senere år også blevet rettet mod konsekvenserne af ikke at gøre noget – dvs. konsekvenserne af at undlade indgreb over for et miljøproblem. Man taler i den internationale litteratur om *cost of inaction*, hvilket dækker over de velfærdsøkonomiske omkostninger ved ikke at tage initiativer til at løse eller begrænse miljøproblemet – jf. OECD (2007). Problemstillingen er bl.a. særdeles relevant i tilknytning til stigende luftforureningsproblemer, som på længere sigt indebærer store sundhedsrisici, samt selvfølgelig i relation til klimaproblemstillingen. Hvad bliver de velfærdsøkonomiske tab ved at lade de menneskeskabte klimaændringer slå igennem?

For at kunne analysere denne problemstilling er det først og fremmest vigtigt at præcisere, hvad der menes med at ”undlade indgreb” (”inaction”). I de fleste tilfælde vil dette blive fastlagt som en videreførelse af den hidtidige politik. Et sådant forsøg på præcisering afføder imidlertid straks yderligere spørgsmål såsom: Er det de eksisterende afgifters nominelle eller reale niveau, som fastholdes? Er det emissionerne pr. produceret enhed, som fastholdes, eller samfundets samlede emissioner? Etc. Disse problemer svarer fuldstændig til de problemer, som opstår i forbindelse med fastlæggelsen af udgangssituationen eller basisforløbet for projektvurderingen. Med udgangssituationen eller basisforløbet menes den allokering af samfundets ressourcer, i forhold til hvilken opgørelsen af projektets konsekvenser skal foretages. Projektets allokeringmæssige konsekvenser omfatter samtlige ændringer i forhold til basisforløbets ressourceallokering. Fastsættelsen af basisforløbet behandles i *afsnit 2.2*.

Præciseringen af at ”undlade indgreb” svarer altså til fastlæggelse af basisforløbet for projektvurderingen; men ellers adskiller problemstillingen sig lidt fra traditionel velfærdsøkonomisk projektvurdering. Denne vedrører vurderingen af projekter, som direkte eller gennem styringsmæssige indgreb påvirker ressourceallokeringen i forhold til basisforløbet. Dette har konsekvenser for miljøkvaliteten, som typisk forbedres. Ved at undlade indgreb påvirkes ressourceallokeringen derimod ikke, og der sker typisk en forværring af miljøkvaliteten.

I den traditionelle *velfærdsøkonomiske projektvurdering* sammenholdes værdien af de velfærdsøkonomiske omkostninger – forbrugstab – ved at omallokere de knappe ressourcer med værdien af den opnåede miljøgevinst. Ved vurderingen af at undlade indgreb vurderes alene værdien af de forventede forværringer af miljøkvaliteten. Imidlertid vil miljøgevinsten ved at gennemføre et projekt kunne opgøres som værdien af at undgå nogle af de forventede forværringer af miljøkvaliteten ved at undlade at foretage et indgreb. Derfor svarer værdien af den marginale miljøgevinst ved et projekt som udgangspunkt til værdien af det marginale tab af miljøkvalitet ved at undlade at gennemføre projektet.

Det er dog ikke nødvendigvis altid, at værdien af den marginale gevinst og det marginale tab er den samme. I visse tilfælde kan det tænkes, at befolkningens nytte tab ved at blive påført og skulle acceptere en miljøforringelse overstiger nyttegevinsten ved at opleve en forbedring af miljøkvaliteten. Dette kan skyldes, at befolkningen mener at have ret til en bestemt miljøkvalitet og derfor oplever det som et stort nytte tab at skulle acceptere en forringelse heraf. Til gengæld oplever befolkningen ikke nogen stor nytte gevinst ved at opnå en miljøkvalitetsforbedring, som den mener at have ret til. Denne problemstilling vedrører anvendelsen af *Willingness to Accept (WTA)* over for *Willingness to Pay (WTP)* som indikator på den marginale nytteændring af miljøkvalitetsændringer – jf. afsnit 4.2. Spørgsmålet om anvendelsen af *WTA* eller *WTP* accentueres altså i relation til den type vurderingsproblemstillinger, der formuleres som vurdering af konsekvenserne af at undlade at gribe ind over for et miljøproblem.

#### 2.1.4 Optimalitetsbetragtninger

Direkte indgreb i ressourceallokeringen og styringsmæssige indgreb gennemføres med henblik på at opnå forbedringer af miljøkvaliteten. Dette giver anledning til to selvstændige problemstillinger, der begge vedrører udformningen af en optimal miljøindsats. De to problemstillinger er:

- Hvor store forbedringer af miljøforholdene vil det være fordelagtigt at gennemføre?
- Hvordan opnås en ønsket ændring i miljøforholdene på den for samfundet fordelagtigste måde?

Løsningen af den første problemstilling kræver en fuldstændig *Cost Benefit Analyse*. I en sådan analyse opgøres og værdisættes alle konsekvenser for samfundet i form af fordele (benefits) og omkostninger (costs) ved et miljøtiltag. Cost-benefit analysen kan bruges til at prioritere mellem forskellige miljøtiltag i forhold til hinanden eller i forhold til forskellige politikområder. Herved opnås viden om, hvor ressourcerne anvendes mest effektivt.

Den anden problemstilling løses som en *Cost Effectiveness Analyse*. Her er formålet at finde frem til det tiltag, som minimerer omkostningerne ved at opnå et bestemt miljømål. En analyse af omkostningseffektivitet bidrager til at klarlægge og synliggøre konsekvenserne af forskellige veje til det samme mål. Det giver et sammenligningsgrundlag mellem forskellige initiativer, så miljømålet kan nås på den økonomisk mest effektive måde. I en sådan analyse opgøres den ønskede miljøkvalitetsændring i fysiske enheder, mens omkostningerne ved miljøtiltaget værdisættes.

*Hvor store forbedringer af miljøforholdene vil det være fordelagtigt at gennemføre*  
Overordnet set bør miljøpolitikken udformes således, at værdien af de marginale miljømæssige gevinster netop er lig med de marginale omkostninger ved at gennemføre de forskellige miljøforbedrende foranstaltninger. De miljøpolitiske målsætninger bør så vidt muligt fastsættes i overensstemmelse med dette krav. Analysen kan både være rettet mod

at fastsætte den optimale målsætning for et givet problem og mod fastsættelsen af den optimale prioritering af den samlede indsats over for en række miljøproblemer.

Som eksempel på den førstnævnte analyse kan henvises til EU-kommissionens udformning af en revideret luftstrategi for EU-landene – jf. EU Commission (2005). Luftstrategien hviler på en analyse af værdien af de sundhedsmæssige gevinster ved i forskelligt omfang at reducere emissionerne af en række sundhedsskadelige luftarter. Værdien af gevinsterne sammenholdes med omkostninger ved at opnå de forskellige grader af emissionsreduktioner. Den endelige strategi for emissionsreduktionerne fastlægges herefter, således at værdien af den marginale sundhedsgevinst ved emissionsreduktionen nogenlunde svarer til den marginale omkostning herved.

Løsningen af den anden problemstilling vedrørende prioriteringen af den samlede miljøindsats over for de mange forskellige miljøproblemer kræver en meget omfattende analyse. Denne har til formål at sikre en prioritering, hvor værdien af de marginale gevinster ved en ekstra indsats over for alle miljøproblemer er den samme, samtidig med at de marginale omkostninger ved den samlede indsats er de samme som værdien af de marginale gevinster.

### *Hvordan opnås en ønsket ændring i miljøforholdene på den for samfundet fordelagtigste måde*

Ofte fastsættes målsætningerne uafhængigt af velfærdsøkonomiske overvejelser, og problemstillingen bliver herefter et spørgsmål om at opnå en ønsket ændring i miljøforholdene på den for samfundet fordelagtigste måde. Der kan både være tale om et enkelt lokalt miljøproblem som f.eks. reduktion af en støjgene og om en meget omfattende problemstilling såsom at udarbejde en strategi for reduktion af næringsstofbelastningen af vore indre farvande.

Analysen af problemstillingen kræver, at der først skabes et overblik over løsningsmulighederne – mulighedsområdet. I det første tilfælde, hvor problemstillingen er relativt begrænset, omfatter løsningsmulighederne typisk en række tekniske løsninger – f.eks. støjværn eller sænkning af støjklidens støjniveau – samt muligvis flytning eller fjernelse af støjkliden. Det er normalt en overkommelig opgave at beskrive de forskellige løsningsmuligheders konsekvenser og efterfølgende vurdere deres relative fordelagtighed. Denne problemstilling svarer til teknikvalgsproblemstillingen i *afsnit 2.1.1*.

I relation til den anden mere omfattende problemstilling omfatter løsningsmulighederne både rene tekniske løsninger – f.eks. ændret gødningshåndtering – ændringer i produktionsforholdene – f.eks. reduceret gødningsforbrug med udbyttetab til følge – og egentlige strukturelle ændringer, hvor produktionssammensætningen ændres, eller produktionsomfanget ligefrem reduceres. Opgørelsen af disse løsningsmuligheders konsekvenser er et særdeles omfattende arbejde.

Udarbejdelsen af en strategi for opnåelsen af en given veldefineret miljømålsætning er et spørgsmål om at opfylde målsætningen med færrest mulige samfundsmæssige tab til følge – dvs. finde frem til den omkostningsminimerende løsning. Dette arbejde omfatter i realiteten to delproblemstillinger svarende til problemstillingerne i *afsnit 2.1.1* og *2.1.2*:

- Vurdere, hvilke omallokeringer af ressourcerne, som mest hensigtsmæssigt fører til målsætningens opfyldelse – etablering af en omkostningskurve for forskellige grader af målopfyldelse.
- Vurdere hvilke styringsmidler der bør anvendes for at påvirke virksomheders og personers adfærd, således at den omkostningsminimerende omallokering af ressourcerne opnås.

Den første problemstilling løses ved at rangordne de forskellige løsningsmuligheder efter omkostningseffektivitet og potentiale. Dette er selvsagt en central del af strategiudformningen. Fastlæggelsen af den endelige strategi kræver imidlertid også, at det afgøres, hvorledes der skabes incitament til, at løsningsmulighederne gennemføres – dvs. om hvilke administrative indgreb, lovmæssige indgreb, økonomiske styringsmidler osv. der bør anvendes.

### 2.1.5 *Hvad blev resultatet af projektet, og levede det op til forventningerne – ex post analyse*

Problemformuleringerne i *afsnit 2.1.1 – 2.1.4* vedrører alle vurdering af mulige projekter, før disse bliver gennemført, og det vurderes, om det vil være hensigtsmæssigt at gennemføre projekterne. Der er tale om en såkaldt *ex ante* vurdering af projekter. Den store udfordring i denne forbindelse er at beskrive de forventede fremtidige konsekvenser af projekterne, og vurderingens værdi afhænger af, hvor korrekte disse forventninger er.

Det er imidlertid også vigtigt, efter at et projekt er blevet gennemført, at vurdere, om det lever op til forventningerne. I så fald gennemføres en såkaldt *ex post* vurdering. Udfordringen i denne form for analyse er at afdække, hvad der har været konsekvenserne af projektet, og hvad der har været konsekvenserne af andre samfundsmæssige forhold. Forklaringen på eventuelle forskelle mellem det *ex ante* forventede og det *ex post* faktiske resultat kan både være, at det ved *ex ante* vurderingen forudsatte basisforløb har været fejlbehæftet, og at projektets forudsatte konsekvenser har været forkerte. F.eks. kan projektets investeringsudgift være blevet højere end forudsat, efterspørgslen efter projektets ydelser har ikke udviklet sig som forventet, eller priserne på nogle af projektets løbende input kan have udviklet sig anderledes end forudsat osv.

En *ex post* analyse gennemføres ikke nødvendigvis kun for at sammenligne og forklare forskelle mellem projektets forventede og faktiske konsekvenser. Analysen kan også gennemføres alene med henblik på at undersøge, hvad de faktiske konsekvenser af et projekt er. Her skal man dog være opmærksom på, at det ofte er vanskeligt at isolere effekten af det enkelte projekt. Resultaterne af en sådan analyse kan bl.a. benyttes i forbindelse med fremtidige *ex ante* analyser, idet de indhøstede erfaringer kan danne grundlag for udformningen af forventningerne til fremtidige projekters konsekvenser.



## 2.2 Udgangssituationen eller basisforløbet

Et projekt kan bedst karakteriseres som en aktivitetsændring eller et indgreb, der medfører en ændring i ressourceallokeringen. Denne vil have konsekvenser for forbrugsmulighederne, ressourceforbruget og miljøbelastningen i samfundet. Det er derfor altid en fordel at formulere problemstillingen som en vurdering af konsekvenserne af en nærmere specificeret aktivitetsændring. Det er i relation hertil særdeles væsentligt at fastlægge, hvilken udgangssituation eller basisforløb der danner grundlag for opgørelsen af ændringen. Dette er forudsætningen for at gennemføre en korrekt opgørelse af projektets konsekvenser. Samtidig er præciseringen af basisforløbet afgørende for at kunne fortolke resultaterne af den samfundsøkonomiske vurdering korrekt.

Valget af udgangssituation eller basisforløb må grundlæggende foretages mellem tre forskellige muligheder:

- Den aktuelle tilstand – *Status quo* (afsnit 2.2.1).
- Den forventede udvikling i samfundets aktiviteter – *Business as usual* (afsnit 2.2.2).
- Et alternativt projekt eller en alternativ udvikling i samfundets aktiviteter – *Comparison of alternatives* (afsnit 2.2.3).

### 2.2.1 *Status quo*

Det er ofte interessant at vurdere, om et givet projekt er hensigtsmæssigt at gennemføre i den aktuelle samfundsøkonomiske og miljømæssige situation – altså med udgangspunkt i *Status quo*. Kan det f.eks. med de nuværende energipriser svare sig at erstatte en energiforsyning baseret på fossile brændsler med vindkraftbaseret energi? Fordelen ved at vælge status quo udgangssituationen er, at denne er kendt, og at der derfor med dette valg knytter sig mindst mulig usikkerhed til opstillingen af udgangssituationen. Til gengæld er status quo næppe en særlig realistisk udgangssituation – især ikke, hvis projektet, hvad der er normalt, strækker sig over adskillige år. I denne periode vil de samfunds- og miljømæssige forhold formentlig ændre sig i forhold til den aktuelle situation. En mere realistisk beskrivelse af projektets konsekvenser opnås derfor ved at benytte den forventede udvikling i samfundets aktiviteter og miljøforhold, dvs. *Business as usual* som basisforløb.

### 2.2.2 *Business as usual*

Opstillingen af *Business as usual* forløbet kræver, at der skønnes over den forventede udvikling i en række forskellige økonomiske, teknologiske, miljømæssige og politiske forhold. Hertil kommer, at forløbet skal være konsistent, dvs. overholde kendte økonomiske og miljømæssige sammenhænge, samt være i overensstemmelse med de officielle fremskrivninger af dansk økonomi fra Finansministeriet.

*Økonomiske forhold*

Blandt de økonomiske forhold kan nævnes udviklingen i produktionsomfanget og sammensætningen, beskæftigelsesudviklingen og udviklingen i de relative priser på centrale varer og tjenester. Som eksempler på at sådanne forhold kan have betydning for resultatet af projektvurderingen kan nævnes:

- Den forventede arealanvendelse i landbruget har betydning for de samfundsøkonomiske konsekvenser af visse naturgenopretnings- og skovrejsningsprojekter.
- Den forventede udvikling i trafikmængderne har betydning for de samfundsøkonomiske konsekvenser af en lang række trafikprojekter.
- Den forventede beskæftigelsesudvikling har betydning for, om et projekt kan forventes at have konsekvenser for den samlede beskæftigelse på kort eller langt sigt.
- Priserne på fossilt brændsel har stor betydning for de samfundsøkonomiske konsekvenser af at erstatte konventionel elproduktion med vindmøllebaseret produktion.

En række ministerier udarbejder regelmæssigt officielle prognoser for nogle af disse forhold. F.eks. udarbejder Trafikministeriet trafikprognoser – jf. Trafikministeriet (2006) – og Energistyrelsen udarbejder prognoser for priserne på en række energiprodukter – jf. Energistyrelsen (2008). Finansministeriet udarbejder prognoser for forbrugerprisudviklingen og beskæftigelsen. Danmarks Statistik udarbejder befolkningsprognoser, som danner baggrund for mange af de andre fremskrivninger (trafikmængder, arealanvendelse etc.)

*Teknologiske forhold*

Mange projekter på miljøområdet vedrører nye teknologiske løsninger til begrænsning af miljøbelastningen. Fordele og ulemper ved løsningerne vil ofte blive vurderet i forhold til den aktuelt anvendte teknologi. Den teknologiske udvikling kan imidlertid medføre, at der udvikles mere effektive løsninger inden for det betragtede projekts levetid. Gennemføres dette, kan det i en årrække begrænse mulighederne for at gøre brug af de udviklede og mere effektive løsninger. Derfor bør der ved vurderingen af de aktuelle nye løsninger så vidt muligt i formuleringen af basisforløbet tages højde for forventningerne til den teknologiske udvikling. Oplysninger herom opnås bedst ved at rådføre sig med de virksomheder og teknikere, som arbejder inden for området. Det kan imidlertid være særdeles vanskeligt at formulere forventningerne til den teknologiske udvikling tilstrækkeligt præcist til at indarbejde dem i vurderingen. Ofte benyttes derfor som standardforudsætning en stigning i produktiviteten svarende til Finansministeriets forventninger hertil.

*Miljømæssige forhold*

Den forventede udvikling i miljøforholdene kan også have stor betydning for et projekts konsekvenser. Sammenhængene mellem miljøbelastningen og miljøtilstanden samt mellem denne og befolkningens velfærd er nemlig ikke nødvendigvis lineære. Det er f.eks. muligt, at en given reduktion af miljøbelastningen af visse vandløb vil forbedre disses

kvalitet betydeligt, mens den samme belastningsreduktion i andre vandløb kun vil have ubetydelig effekt på disses kvalitet, fordi de i udgangssituationen er væsentligt hårdere belastet end de første vandløb. Tilsvarende er det muligt, at en øget belastning af visse vandløb vil have beskedne konsekvenser for deres miljøkvalitet, mens den samme belastningsstigning kan have katastrofale følger i andre vandløb, hvis belastning i udgangssituationen er nær tålegrænsen. Det kan derfor have stor betydning for konsekvenserne af et projekt, der påvirker miljøkvaliteten i et vandløb, hvilken udvikling i miljøkvaliteten der forudsættes i basisforløbet. På samme måde afhænger de sundhedsmæssige konsekvenser af en given ændring i luftkvaliteten i høj grad af luftkvaliteten i basisforløbet.

### *Politiske forhold*

Endelig kan det overvejes, hvorvidt forventede ændringer i den førte politik bør indarbejdes i basisforløbet – f.eks. forventninger til ændringer i EU's landbrugspolitik. På den ene side kan der argumenteres herfor med henvisning til, at basisforløbet bør være så realistisk som muligt. På den anden side er der – ligesom med den teknologiske udvikling – betydelig usikkerhed knyttet til forudsigelsen af politiske initiativer. Hertil kommer, at hensigten med den samfundsøkonomiske vurdering er, at den skal indgå i grundlaget for politiske beslutninger. Det kan derfor forekomme lidt ulogisk at forudsætte, at visse politiske beslutninger under alle omstændigheder vil blive taget. Konsekvenserne af allerede gennemførte politiske initiativer bør imidlertid altid være indarbejdet i basisforløbet.

Vedtagne planlagte tiltag skal også være indarbejdet i basisforløbet. F.eks. vedtagne EU-direktivets indflydelse på emissionerne i fremtiden. De såkaldte EURO-normer for luftemission fra køretøjer fastsættes for flere år ud i fremtiden. Overholdelse af disse fremtidige normer skal medtages i basisforløbet.

### *Konsistens*

Det er vigtigt, at beskrivelsen af den forventede udvikling ikke alene afspejler kvalificerede skøn for de hidtil angivne forhold, men også at beskrivelsen er konsistent. Hermed menes, at der skal være en rimelig sammenhæng mellem de forskellige forudsatte økonomiske forhold. De bør bl.a. overholde de økonomiske modellers velbeskrevne sammenhænge mellem nationalregnskabs forskellige størrelser, ligesom der bør være rimelig sammenhæng mellem forventet udbud, efterspørgsel og pris på de enkelte varer og tjenester. Der skal også være en fornuftig sammenhæng mellem den forudsatte økonomiske, teknologiske og miljømæssige udvikling, idet den økonomiske og teknologiske udvikling belaster miljøet og naturen, og belastningsudviklingen har konsekvenser for miljø- og naturkvaliteten.

Konsistenskravet opfyldes bedst ved at opstille basisforløbet på grundlag af kørsler med de eksisterende miljøøkonomiske makro- eller sektormodeller – f.eks. ADAM-modellen med tilknyttede satellitmodeller eller ESMEALDA-modellen. Disse og andre anvendelige modeller er præsenteret i Møller (2003a) og Karlsson et al. (2007). Selvom det ikke i alle tilfælde er muligt at afstemme basisforløbet konsistent ved hjælp af modellerne,

er det under alle omstændigheder vigtigt at rense forløbet for åbenlyse urimeligheder, således at det fremstår logisk sammenhængende.

Kravet om økonomisk konsistens er særligt vigtigt i forbindelse med opstillingen af basisforløbet for generelle analyser af styringsmæssige indgreb, hvor ressourceallokeringen påvirkes direkte og indirekte i mange sektorer. Ved partielle analyser, som kun omfatter en enkelt sektor er det økonomiske konsistenskrav knapt så vigtigt, men det er fortsat vigtigt, at der er en fornuftig sammenhæng mellem den forudsatte økonomiske, teknologiske og miljømæssige udvikling.

### 2.2.3 *Comparison of alternatives*

Et projekt kan endelig vurderes i forhold til et alternativt projekt – dvs. man opgør og vurderer projektets konsekvenser som forskellen mellem projektets egne konsekvenser og alternativprojektets. Herved sammenlignes de to projekters relative fordelagtighed direkte, og man undgår problemerne med at opstille et realistisk basisforløb. Til gengæld bliver det ikke analyseret, om de to projekter overhovedet er fordelagtige i forhold til dette.

Et eksempel på en sådan fremgangsmåde er at opgøre konsekvenserne af at etablere en fast trafikforbindelse mellem to øer i forhold til at udbygge den eksisterende færgefart. Der er reel tale om to alternative investeringsprojekter, som hver især kan vurderes i forhold til et basisforløb, hvor ingen af projekterne blev gennemført. Ved i stedet at gennemføre vurderingen af at etablere en fast forbindelse med udgangspunkt i en udbygning af færgefarten, vurderes alene om den faste forbindelse er fordelagtig i forhold hertil. Det vurderes ikke, om forbindelsen er fordelagtig i forhold til ikke at gennemføre nogen ændring af færgefarten.

### 2.2.4 *Konklusion*

Valget af udgangssituation eller basisforløb er i høj grad bestemmende for, hvilken vurderingsproblemstilling der bliver analyseret. Fremstillingen af de forskellige typer basisforløb og eksemplerne på udformningen heraf viser også, at resultatet af projektvurderingen altid er betinget af den valgte udgangssituation. Det er i forhold hertil, at projektets positive og negative konsekvenser for samfundet opgøres. Det er disse konsekvenser, som er bestemmende for vurderingens resultat. Det er derfor af allerstørste vigtighed, at udgangssituationen eller basisforløbet er klart specificeret i forbindelse med problemformuleringen. I *Boks 2.1* er der givet tre yderligere eksempler på opstilling af basisforløb, som anskueliggør disse pointer.

### Boks 2.1 Eksempler på opstilling af basisforløb

De tre følgende eksempler på opstilling af basisforløb vedrører alle opstillingen af realistiske *Business as usual* forløb. Eksemplerne er:

1. Basisforløb for ny europæisk strategi for reduktion af luftforureningen, der erstatter en tidligere vedtagen strategi.
2. Basisforløb for fremrykning af vedtagen miljømålsætning eller investering.
3. Basisforløb for en dansk klimatilpasningsstrategi.

#### 1. Ny europæisk luftstrategi

Dette eksempel bygger på Bach et al. (2006). I 2001 vedtog EU det såkaldte *NEC direktiv*, som fastsatte emissionsgrænser for de enkelte medlemslande vedrørende SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, NH<sub>3</sub> og VOC. Emissionsgrænserne skulle være opfyldt fra 2010. I 2005 fremsatte EU-kommissionen forslag om en *Temastrategi for luftforurening*, som fastholder emissionsgrænserne for 2010 og samtidig opstiller skærpede emissionsgrænser, der skal være opfyldt i 2020. Temastrategien udvider også antallet af luftarter, der er omfattet af reguleringen.

Hvis man herefter ønsker at opgøre omkostningerne ved at gennemføre den nye Temastrategi for luftforurening, som så at sige lægges oven i *NEC direktivet*, bør basisforløbet for omkostningsopgørelsen fastsættes på følgende måde:

- Basisfremskrivning af emissioner for perioden 2006–2020 inden initiativer til opfyldelse af *NEC-direktivet* er gennemført.
- Fastlæggelse af omkostningseffektive tiltag, der skal gennemføres i perioden 2006–10 for at *NEC-direktivet* bliver opfyldt i 2010.
- Ny basisfremskrivning af emissioner, hvori tiltagene til opfyldelse af *NEC-direktivet* er indarbejdet.

Ud fra den nye basisfremskrivning for emissionerne kan den efterfølgende opgørelse af omkostningerne gennemføres på følgende måde:

- Fastsættelse af emissionslofter ud fra værdien af gevinsterne ved at reducere emissionerne yderligere.
- Fastsættelse af behovet for emissionsreduktioner i perioden frem til 2020 for at opfylde temastrategiens emissionslofter i dette år.
- Fastlæggelse af omkostningseffektive tiltag, der fører til, at temastrategiens emissionslofter i 2020 bliver opfyldt.

## 2. Fremrykning af vedtagen miljømålsætning eller investering

Dette eksempel bygger på Miljøstyrelsen (2006a-c). EU fastsætter såkaldte *EURO-normer* for forskellige køretøjers emissioner af bl.a.  $\text{NO}_x$ . EURO 5 normerne for vare- og personbiler er hidtil forventet at skulle gælde fra 2011 – 2012. Med henblik på at opfylde *NEC-direktivets* krav til  $\text{NO}_x$ -emissionerne i 2010 overvejes det at lade normerne gælde allerede fra 2008 – 2009. Man ønsker således at opgøre emissionsreduktionerne og omkostningerne for samfundet ved denne fremrykning af normerne.

For at opgøre emissionsændringerne og omkostningerne opstilles et basisforløb frem til f.eks. år 2030 på følgende måde:

- Beskrivelse af den forventede udvikling i bilparken baseret på det forventede antal køb af nye biler og antal skrottede biler i de enkelte år i perioden 2006 – 2030. Alle nye biler købt efter 2011 – 2012 forudsættes at opfylde EURO 5 normen.
- Opgørelse af emissionerne i de enkelte år ud fra forventningerne til bilparkens sammensætning i disse år – dvs. ud fra bilernes alder og opfyldelse af EURO 5 normer.

Omkostningerne og emissionsreduktionerne ved at fremrykke EURO 5 normen til at gælde fra 2008 – 2009 kan herefter beregnes på følgende måde:

- Beskrivelse af den forventede udvikling i bilparken under samme forudsætninger som i basisforløbet – blot med den forskel at alle nye biler købt efter 2008 – 2009 nu antages at opfylde EURO 5 normen.
- Opgørelse af emissionerne i de enkelte år ud fra den nye sammensætning af bilparken i de enkelte år.
- Opgørelse af meromkostningerne ved anskaffelse af biler i 2008 – 2012 som følge af kravet om, at EURO 5 normen skal være opfyldt allerede fra 2008 – 2009. Disse meromkostninger omfatter investeringerne i teknologi på bilerne for at opfylde de skærpede krav.

## 3. Dansk klimatilpasningsstrategi

Dette eksempel bygger på Damgaard et al. (2006). Hensigten med en klimatilpasningsstrategi for Danmark er at begrænse de omkostninger, en eventuel klimaændring vil få for samfundet, mest muligt. Dette må ske under hensyntagen til såvel omkostningerne ved at gennemføre tilpasningstiltagene som gevinsterne herved i form af reduktioner af de klimarelaterede tab. Basisforløbet for opgørelse af tilpasningstiltagenes omkostninger og gevinster opbygges ved at forsøge at besvare følgende spørgsmål:

- Hvilke konsekvenser for Danmark vil det have, at klimaet og vandstanden i de omkringliggende farvande ændres i et nærmere angivet omfang – f.eks. hvor store landområder vil blive oversvømmet, hvorledes vil udbyttet i en række primære erhverv påvirkes osv.?

- Hvilke adfærdsændringer må der forventes af de udsatte erhverv og personer – dvs. hvorledes forsøger disse uden hjælp fra staten at tilpasse sig de ændrede vilkår? Dette kaldes *spontan tilpasning*.

Besvarelsen af disse spørgsmål vil gøre det muligt at udforme et basisforløb for den forventede fremtidige arealanvendelse og produktionsudvikling i Danmark. Det er i forhold hertil, at gevinsterne og omkostningerne ved statslige tilpasningstiltag bør vurderes. Disse tiltag kaldes *planlagt tilpasning*, og det er dem klimastrategien vedrører.

Gevinsterne ved de planlagte tilpasningstiltag omfatter forbedring af levevilkårene samt reduktion af tilpasningsomkostninger og tab ved personers og erhvervs tilpasning, mens omkostningerne vedrører ressourceforbruget ved statens tiltag.

### 2.3 Analysens omfang

Det er ikke muligt at opstille generelle retningslinjer for, hvor omfattende og ambitiøs en samfundsøkonomisk analyse skal være. Dette beror meget på en konkret vurdering i det enkelte tilfælde. Følgende forhold bør imidlertid tages i betragtning ved tilrettelæggelsen af analysen:

- Husk at overveje alle relevante alternativer til at løse miljøproblemet.
- Overvej ambitionsniveauet for analysen.

I forsøget på at skabe et overblik over mulige løsninger på det betragtede miljøproblem bør der startes med et åbent sind. Det er vigtigt ikke at lade de alternativer, der skal regnes på, være udpeget og fastlåst på forhånd. Analysen risikerer efterfølgende at blive udsat for kritik, hvis ikke alle relevante alternativer er belyst. Hvis der vælges ikke at regne på et alternativ, så bør det derfor begrundes i forbindelse med problemformuleringen.

Ambitionsniveauet for analysen afhænger først og fremmest af, hvor mange ressourcer der stilles til rådighed herfor; men det kan herudover være en hjælp ved fastlæggelsen af ambitionsniveauet at tage udgangspunkt i problemets karakter. Er der tale om et komplekst problem eller om et miljøproblem, der er mere enkelt at løse? Komplekse problemer lægger som udgangspunkt op til mere omfattende analyser end de mere enkle problemstillinger. Ambitionsniveauet afhænger også af, hvad analysen skal bruges til. Skal der laves en grundig og tilbundsående analyse, som ikke risikerer at blive udsat for kritik, eller er det tilstrækkeligt med en ”Quick and dirty” analyse med de oplysninger, der umiddelbart er til rådighed.

Tidsforbruget ved udarbejdelsen af samfundsøkonomiske analyser er i høj grad afhængigt af detaljeringniveauet i dataindsamlingen. Der er stor forskel på, om man blot ønsker at

få oplyst en årlig samlet omkostning ved f.eks. at drive et forbrændingsanlæg, eller om man ønsker en udspecificering af ressourceforbruget på realkapital, arbejdskraft, råvarer osv. og derefter selv udregner omkostningen.

Afvejningen af, hvorvidt en detaljeret udspecificering af ressourceforbruget er nødvendig i forhold til den ekstra tid det tager, må foretages i det enkelte tilfælde. At gå på kompromis med data og detaljeringen heraf skal nøjes overvejes, da det kan være helt centralt for resultatet af analysen. Det er dog ikke altid, at et øget detaljeringsniveau fører til et andet resultat; men ved analyser med stor politisk bevågenhed vil det formentlig altid være nødvendigt at gå grundigt til værks for at dokumentere, at man har brugt det optimale datagrundlag.

I Miljøministeriets hidtidige vejledning anbefales et relativt højt detaljeringsniveau ved udarbejdelse af samfundsøkonomiske analyser. I Miljøstyrelsens samfundsøkonomiske analyse af bortskaffelse af plastflaske- og dunkeaffald fra husholdninger og i den samfundsøkonomiske analyse af organisk affald fra husholdninger er der anvendt et meget højt detaljeringsniveau – se hhv. Miljøstyrelsen (2002) og Miljøstyrelsen (2003a). Som udgangspunkt anbefales i denne reviderede vejledning at følge den hidtidige vejlednings anbefalinger om et højt detaljeringsniveau, men der kan naturligvis være tilfælde, hvor et lavere detaljeringsniveau og lavere ambitionsniveau bør overvejes, ikke mindst ressourceforbruget ved udførelse af analyserne taget i betragtning.





## KAPITEL 3

### Konsekvensbeskrivelse af direkte ændringer af ressourceallokeringen

I *Kapitel 2* blev der omtalt to overordnede typer af indgreb over for ressourceallokeringen i samfundet – hhv. direkte ændringer af ressourceallokeringen og styringsmæssige indgreb. Vurderingen af indgrebenes samfundsøkonomiske fordelagtighed bør i begge tilfælde hvile på en grundig beskrivelse af deres konsekvenser for allokeringen af samfundets ressourcer og miljøkvaliteten. Måden, hvorpå konsekvensbeskrivelsen kan gennemføres i praksis, adskiller sig imidlertid for de to indgreb. Konsekvenserne af de direkte indgreb i ressourceallokeringen kan beskrives på et relativt detaljeret niveau med direkte angivelse af konsekvenserne for specifikke typer af forbrugsgoder, produktionsfaktorer, råvarer og miljøgoder. Beskrivelsen af de styringsmæssige indgrebs allokeringsmæssige konsekvenser kræver derimod en beskrivelse af indgrebenes påvirkning af husholdningers og virksomheders økonomiske adfærd, før konsekvenserne for allokeringen kan gennemføres. Konsekvensbeskrivelsen af styringsmæssige indgreb må derfor gennemføres på et mere aggregeret niveau end konsekvensbeskrivelsen af direkte indgreb i ressourceallokeringen.

På denne baggrund behandles konsekvensbeskrivelsen af de to typer indgreb hver for sig. I indeværende kapitel opstilles retningslinjer for direkte indgreb i ressourceallokeringen, mens konsekvensbeskrivelsen af styringsmæssige indgreb behandles i *Kapitel 7*. Anbefalingerne i indeværende kapitel vedrørende en geografisk og tidsmæssig afgrænsning af den velfærdsøkonomiske analyse gælder dog også for styringsmæssige indgreb.

#### **Anbefaling**

Beskrivelsen af projektets allokeringsmæssige konsekvenser udgør selve grundstenen i den samfundsøkonomiske analyse. Konsekvensbeskrivelsen danner således basis for de videre beregninger. Der skabes det bedste overblik over konsekvenserne ved at opstille et konsekvensskema, som repræsenterer en systematisk fremgangsmåde, hvor risikoen for enten at overse relevante konsekvenser eller regne dobbelt minimeres. Man bør derfor altid starte sin analyse med at opstille et konsekvensskema.

#### *Konsekvensskema (Afsnit 3.5 samt 3.1 og 3.2)*

Konsekvensskemaet bør indeholde en opstilling af projektets allokeringsmæssige konsekvenser opgjort i mængdemæssige enheder (tons, km, stk. etc.). Nogle konsekvenser kan det dog være naturligt at opgøre i kroner, som f.eks. investeringer.

Et projekt har en række direkte og indirekte økonomiske og miljømæssige konsekvenser. Projektets *direkte økonomiske og miljømæssige konsekvenser* bør altid beskrives.

De direkte økonomiske konsekvenser omfatter ændringer i

- udbudet af markedsomsatte forbrugsgoder
- projektets forbrug af produktionsfaktorer og råvarer, dvs., arbejdskraft, fast realkapital (bygninger, maskiner, anlæg o.l.) og natur (fornybare ressourcer – landbrugsjord, skove og fiskefarvande)
- anvendelsen af råstoffer – udtømmelige ressourcer såsom kulbrinter og metaller samt fornybare ressourcer såsom drikkevand
- anvendelsen af øvrige markedsomsatte producerede produktionsgoder og råvarer.

Projektets direkte miljømæssige konsekvenser omfatter ændringer i

- forskellige former for miljøbelastning (emissioner, støj, fysisk belastning etc.)
- centrale miljørelaterede levevilkår for befolkningen (sundhed, herlighedsværdier, kulturværdier etc.).

Hvis det er relevant og muligt, bør man i konsekvenskemaet også medtage projektets indirekte økonomiske og miljømæssige konsekvenser. Et projekts indirekte økonomiske konsekvenser omfatter konsekvenserne af at producere og levere råvarer og andre producerede produktionsgoder til projektet. De indirekte økonomiske og miljømæssige konsekvenser er relateret til de inputleverende erhvervs forbrug af produktionsfaktorer og råvarer. Disse bør kun opgøres, såfremt man ønsker at basere beregningsprisfastsættelsen herpå. Konsekvenserne skal ikke indarbejdes i konsekvenskemaet, men bør fremgå af dokumentationen for de benyttede beregningspriser. Projektets indirekte miljømæssige konsekvenser af at producere og levere råvarer og andre producerede produktionsgoder til projektet bør opgøres, hvis der findes oplysninger her fra livscyklusanalyser eller input/output opgørelser.

Projektets indirekte økonomiske og miljømæssige konsekvenser ved brugen og bortskaffelsen af projektets produkter kan man ved de fleste miljøprojekter se bort fra. De indirekte økonomiske og miljømæssige konsekvenser af de besøgendes brug af nye trafikforbindelser eller rekreative områder – f.eks. miljøkonsekvenser af øgede trafikmængder – bør dog altid fremgå af konsekvenskemaet.

Der ud over kan projektet have nogle indirekte økonomiske og miljømæssige konsekvenser af, at produktionsfaktorer, der anvendes i forbindelse med de før omtalte aktiviteter, trækkes bort fra anden anvendelse. De økonomiske konsekvenser er omfattet af beregningsprisfastsættelsen og bør derfor ikke indarbejdes i konsekvenskemaet, mens de miljømæssige konsekvenser så vidt muligt bør beskrives som indirekte undgåede miljøkonsekvenser i konsekvenskemaet. Projektets afledte konsekvenser for følgeindustrier samt afledte konsekvenser af anden adfærdsmæssig tilpasning til projektet bør ikke omfattes af konsekvenskemaet. Disse konsekvenser kan, såfremt de forventes at være væsentlige, belyses gennem følsomhedsanalyser.

### *Geografisk afgrænsning (Afsnit 3.3)*

Et dansk projekt kan have miljømæssige og økonomiske konsekvenser i såvel Danmark som i udlandet. I konsekvensbeskrivelsen anbefales det, at man beskriver alle de indenlandske økonomiske og miljømæssige konsekvenser, jf. ovenfor. I visse situationer anbefales det også at beskrive projektets økonomiske og miljømæssige konsekvenser for udlandet. Dette gælder, hvis miljøkonsekvenserne er omfattet af en international miljøaftale, eller særlige etiske hensyn taler herfor.

Det anbefales som udgangspunkt at behandle *ensidige valutaoverførsler fra udlandet* herunder EU som en velfærdsøkonomisk gevinst for Danmark – og omvendt ved ensidige overførsler fra Danmark til udlandet. Der bør dog også gennemføres en følsomhedsanalyse, hvor projektets fordelagtighed uden inddragelse af valutaoverførsler undersøges.

### *Tidsmæssig afgrænsning (Afsnit 3.4)*

Projektets konsekvenser bør opgøres år for år over den anlagte tidshorisont, fordi konsekvensernes tidsmæssige placering spiller en væsentlig rolle i forbindelse med den velfærdsøkonomiske vurdering. Det anbefales som udgangspunkt at anlægge en tidshorisont, der er bestemt af den periode, inden for hvilken projektet forventes at have økonomiske og miljømæssige konsekvenser.

### *Opsummering*

Samlet set kan man sige, at konsekvensbeskrivelsen for et projekt bør omfatte en beskrivelse af størstedelen af de konsekvenser, der er medtaget i nedenstående tabel.

### *Konsekvenser af projektet*

1. Direkte indenlandske økonomiske konsekvenser	Skal altid medtages
2. Direkte indenlandske miljømæssige konsekvenser	Skal altid medtages
3. Indirekte økonomiske konsekvenser (levere og producere råvarer og andre produktions-goder)	Bør kun medtages i særlige tilfælde (hvis beregningspris skal opgøres)
4. Indirekte miljømæssige konsekvenser (levere og producere råvarer og andre produktions-goder)	Bør medtages, hvis det er muligt
5. Indirekte økonomiske og miljømæssige konsekvenser (brug/bortskaffelse produkter)	Kan man som regel se bort fra
6. Indirekte økonomiske konsekvenser (produktionsfaktorer trækkes bort fra anden anvendelse)	Medtages ikke – er indeholdt i beregningspriserne
7. Indirekte miljømæssige konsekvenser (produktionsfaktorer trækkes bort fra anden anvendelse)	Bør så vidt muligt medtages som undgåede miljøkonsekvenser
8. Afledte konsekvenser (i følgeindustrier og anden tilpasning)	Medtages ikke, men kan evt. belyses i følsomhedsanalyser
9. Økonomiske og miljømæssige konsekvenser for udlandet	Medtages, hvis de er omfattet af en international miljøaftale eller særlige etiske hensyn taler herfor

Beskrivelsen af de allokeringsmæssige konsekvenser af et direkte indgreb i ressourceallokeringen omfatter både de såkaldte *økonomiske konsekvenser* og de *miljømæssige konsekvenser*. I nogle sammenhænge kan det være relevant at følge alle tre trin i konsekvensbeskrivelsen fra EU-kommissionens vejledning i Impact Assessment – jf. *afsnit 12.1.4*. Derfor bør konsekvensbeskrivelsen altid indledes med at overveje, om andre end projektets allokeringsmæssige konsekvenser bør omfattes heraf – f.eks. dets sociale konsekvenser.

I dette kapitel koncentrerer fremstillingen om de allokeringsmæssige konsekvenser. Der gøres rede for følgende forhold:

- Hvilke typer af *økonomiske og miljømæssige konsekvenser* bør være omfattet af konsekvensbeskrivelsen for at kunne gennemføre en samfundsøkonomisk vurdering af projektet?
- Hvorledes bør konsekvensbeskrivelsen afgrænses med hensyn til beskrivelsen af projektets
  - *direkte konsekvenser* – projektets direkte produktion, forbrug af ressourcer og miljøkonsekvenser
  - *indirekte konsekvenser* – som følge af produktionen og leveringen af input til projektet, af at projektet trækker produktionsfaktorer bort fra anden anvendelse samt af brugen og bortskaffelsen af projektets produkter
  - *afledte konsekvenser* – konsekvenser for produktionen og ressourceanvendelsen i følgeindustrier samt konsekvenser af husholdningers og virksomheders øvrige adfærdsmæssige tilpasning til projektet.
- Hvorledes bør konsekvensbeskrivelsen afgrænses *geografisk*?
- Hvorledes bør konsekvensbeskrivelsen afgrænses *tidsmæssigt*?

### 3.1 Økonomiske og miljømæssige konsekvenser

Projektets økonomiske og miljømæssige konsekvenser omfatter ændringen i udbudet og anvendelsen af en lang række goder. De *økonomiske konsekvenser* omfatter goder, der omsættes på et marked og dermed har en markedspris. De *miljømæssige konsekvenser* omfatter derimod goder/effekter, der ikke omsættes på et marked, og som vedrører den del af vore omgivelser, vi normalt omtaler som miljøet og naturen.

Der kan også være tale om andre ikke-markedsomsatte konsekvenser end de miljømæssige – f.eks. sikkerhedsmæssige og uddannelsesmæssige – men da vejledningen vedrører vurderingen af miljøprojekter, fokuseres der primært på de miljømæssige og økonomiske konsekvenser.

Af hensyn til den efterfølgende vurdering og værdisætning af konsekvenserne anbefales det at opdele goderne i henholdsvis 1) økonomiske goder og 2) miljøeffekter og -goder.

Konsekvensbeskrivelsen vedrører altså opgørelsen af projektets konsekvenser for udbudet, kvaliteten og anvendelsen af disse goder og effekter. I det følgende forklares nærmere, hvorfor konsekvenserne for disse goder er relevante i en velfærdsøkonomisk vurderingssammenhæng. Efterfølgende diskuteres, hvilke måleenheder der bør benyttes ved beskrivelsen af de forskellige konsekvenser.

### 3.1.1 Økonomiske goder

De økonomiske goder kan opdeles i:

- Markedsomsatte forbrugsgoder
- Produktionsfaktorer
  - arbejdskraft
  - fast realkapital (bygninger, maskiner, anlæg o.l.)
  - natur (fornybare ressourcer – landbrugsjord, skove og fiskefarvande)
- Råstoffer
  - udtømmelige ressourcer såsom kulbrinter og metaller
  - fornybare ressourcer såsom drikkevand
- Øvrige markedsomsatte producerede produktionsgoder og råvarer

Et af de væsentligste formål med de økonomiske aktiviteter er at skabe *forbrug i bred forstand*. Forbruget kan omfatte såvel traditionelle markedsomsatte varer og tjenester som ikke-markedsomsatte miljøgoder såsom sundhed og herlighedsværdier – jf. *afsnit 3.1.2*. Da forbruget af *markedsomsatte forbrugsgoder* udgør et så centralt mål for de økonomiske aktiviteter og repræsenterer et så betydningsfuldt grundlag for befolkningens nytte, er det vigtigt, at konsekvenserne herfor er omfattet af den velfærdsøkonomiske vurdering.

*Produktionsfaktorerne* består af arbejdskraft, fast real kapital – bygninger, maskiner, anlæg o.l. – samt naturen. Naturen er en produktionsfaktor, fordi den selvstændigt bidrager til produktionsresultatet inden for en række erhverv. Landbrugsjordens kvalitet er således afgørende for udbyttet af vegetabiliske afgrøder, og miljøtilstanden i havet er afgørende for fiskebestandenes levevilkår og dermed for udbyttet i fiskeriet. Naturen er ligesom de to andre produktionsfaktorer en fornybar ressource – forudsat at den ikke overudnyttes. Produktionsfaktorerne omformer råstoffer til færdige forbrugsgoder. Hermed er de værdiskabende.

På kort sigt er udbudet og kvaliteten af produktionsfaktorerne konstant, hvilket er en helt central præmis for den velfærdsøkonomiske projektvurdering. Herved repræsenterer anvendelsen af produktionsfaktorer i et projekt nemlig en omkostning for samfundet, fordi det hermed mister alternative forbrugsmuligheder. Kun hvis de benyttede faktorer alternativt ville stå ubenyttede hen, er der ingen omkostning forbundet med at benytte dem. Det er altså væsentligt i forbindelse med konsekvensbeskrivelsen at vurdere, om der

er tale om at trække produktionsfaktorer bort fra anden anvendelse eller om at benytte ledige faktorer.

De forskellige former for *råstoffer* udgør grundmaterialet i mange af vore forbrugsgoder, og de har ligesom produktionsfaktorerne værdi for samfundet, fordi de bidrager til forbruget. Fossile energiprodukter repræsenterer f.eks. det nødvendige energiinput til mange produktionsprocesser. Samtidig er de fleste af dem i modsætning til produktionsfaktorerne udtømmelige – dog er vand f.eks. en undtagelse. Der foreligger derfor altid på længere sigt en alternativ anvendelsesmulighed for projektets råstoffer – men ikke nødvendigvis på kort sigt som for produktionsfaktorerne. Udtømningsmuligheden giver anledning til særlige problemer i forbindelse med værdisætningen af råstofferne – jf. *afsnit 4.1.3*.

De resterende input til projektet udgøres af de *øvrige markedsomsatte producerede produktionsgoder og råvarer* – dvs. udvundne råstoffer og halvfabrikata. Det er en slags mellemprodukter, der alene produceres med henblik på videre anvendelse i produktionen af forbrugsgoder og tjenester. I modsætning til produktionsfaktoren fast realkapital opbruges de i løbet af relativt kort tid i produktionsprocessen, og normalt vælges en levetid på op til ét år som afgrænsningskriterium for disse produktionsgoder. Projektets brug af goderne bør udgøre en del af vurderingsgrundlaget, fordi frembringelsen af goderne giver anledning til et forbrug af produktionsfaktorer og råstoffer, som repræsenterer alternative forbrugsmuligheder.

### 3.1.2 Miljøeffekter og -goder

Miljøeffekter og –goder kan opdeles i:

- Forskellige former for miljøbelastning (emissioner, støj, fysisk belastning etc.)
- Centrale miljørelaterede levevilkår for befolkningen (sundhed, herlighedsværdier, kulturværdier etc.)

Ved velfærdsøkonomisk vurdering af miljøprojekter indtager beskrivelsen af projekternes miljøeffekter i sagens natur en central plads. Det er meget vanskeligt at opstille en udtømmende liste over alle de typer af miljøkonsekvenser, som det kan være relevant at beskrive; men i Miljøministeriets publikation “Råd om fremgangsmåde ved miljøkonsekvensvurdering af lovforslag og andre regeringsforslag” er der opstillet en checkliste, som kan benyttes som udgangspunkt for beskrivelsen – jf. Miljøministeriet (1993). Her anbefales det bl.a., at der foretages en vurdering af konsekvenserne for vand, luft, jord, klima, dyre- og planteliv, landskaber, affald og befolkningens sundhed. Også checklisten i EU-kommissionens vejledning i Impact Assessment kan benyttes – jf. *afsnit 12.1.4*.

Udgangspunktet for opgørelsen af miljøkonsekvenserne er en beskrivelse af projektets *belastning af miljøet* – dvs. af ændringer i emissioner, i nedsivning, i arealanvendelse og i anden fysisk belastning. For den endelige vurdering af projektets fordele og ulemper

er en sådan beskrivelse imidlertid ikke tilstrækkelig. Belastningsændringen er nemlig sjældent i sig selv interessant som vurderingsgrundlag. I denne sammenhæng er det belastningens konsekvenser for miljøtilstanden og i sidste ende levevilkårene og velfærden, der er afgørende.

Konsekvenserne for miljøtilstanden beskrives som ændringer i *miljøkvaliteten* – dvs. som ændringer i koncentrationen af miljøskadelige stoffer i forskellige dele af miljøet og som ændringer i omfanget og kvaliteten af forskellige naturtyper. Kvaliteten af en naturtype afhænger både af dens kvalitet som levested for flora og fauna og af rent æstetiske forhold.

Miljøkvaliteten har betydning for følgende centrale *levetilstande for befolkningen*:

- Naturens produktivitet som produktionsfaktor
  - udbyttet i en række primære erhverv
  - materialeskader
- Risikoen for at pådrage sig forskellige sygdomme og for at dø
  - arbejdsproduktivitet
  - velvære
- Udbudet af miljøgoder såsom stilhed, rekreative muligheder og herlighedsværdier
  - brugsværdi
  - ikke-brugsværdi

Konsekvenserne for *naturens produktivitet som produktionsfaktor* opgøres først og fremmest som ændringer i udbyttet i land- og skovbruget samt fiskeriet. Produktionsmulighederne i disse erhverv har således konsekvenser for forbruget af især fødevarer, som er afgørende for levevilkårene. Naturen leverer også grundvand, der enten direkte forbruges eller benyttes i forskellige produktionsprocesser. Projektets konsekvenser for den til rådighed værende mængde og kvalitet af grundvand er derfor også af central betydning for vurderingen. Endelig har miljøtilstanden også betydning for en række kapitalgoders levetider. Der tænkes her især på luftkvalitetens konsekvenser for bygningers, anlægs og maskiners levetider og dermed for disse kapitalgoders produktivitet.

*Sundhedsforholdene* i samfundet er en anden væsentlig levevilkårsparameter, som er afhængig af miljøkvaliteten. Sundheden kan både opfattes som et forbrugsgode – alment velvære – og som en produktionsfaktor, fordi den har betydning for arbejdskraftens produktivitet. Begge forhold er bestemmende for samfundets forbrugsmuligheder i bred forstand og er derfor af væsentlig betydning for projektvurderingen.

*Stilhed* eller fraværet af støj har betydning for befolkningens levevilkår som følge af to forhold. Støj kan være sundhedsskadelig, og mange personer tillægger det en værdi i sig selv ikke at udsættes for støjgener.



Befolkningen forbruger naturen ved både at benytte den til *rekreative formål* (herunder oplevelse af æstetiske værdier og andre *herlighedsværdier*) og ved mere passivt at være bevidst om eller generelt være interesseret i dens tilstand. Man taler hhv. om naturens *brugsværdi* og *ikke-brugsværdi*. Derfor udgør projektets konsekvenser for de rekreative muligheder og for miljø- og naturtilstanden generelt også en væsentlig del af vurderingsgrundlaget. Usikkerheden med hensyn til opgørelsen af ikke-brugsværdier bevirker dog, at Finansministeriet anbefaler, at det er mest hensigtsmæssigt at udelade værdisætningsestimater for ikke-brugsværdier i den samfundsøkonomiske analyse. Ikke-brugsværdierne kan derimod indgå i en form, hvor effekten opgøres kvantitativt (antal reddede fugle, antal ha øget skovareal eller lignende), uden at de indgår direkte i netto-opgørelsen af omkostninger og gevinster i den samfundsøkonomiske analyse. Ikke-brugsværdierne indgår derved som en del af det samlede beslutningsgrundlag på et andet niveau end de monetariserede værdier. Desuden bør ikke-brugsværdier håndteres som et separat element i følsomhedsanalysen og i break-even beregninger – jf. *afsnit 8.1*.

### 3.1.3 Måleenheder

De økonomiske og miljømæssige konsekvenser skal så vidt muligt kvantificeres og opgøres for de enkelte konsekvenser i de naturlige mængdemæssige måleenheder. Opgørelsen af konsekvenserne i mængdemæssige enheder er nødvendig af hensyn til den efterfølgende vurdering af konsekvenserne. Denne baseres nemlig på en værdisætning af konsekvenserne med henblik på at kunne sammenveje disse til et samlet udtryk for projektets fordelagtighed – jf. *Kapitel 4*. Kun for forbruget af fast realkapital kan det være vanskeligt at finde en passende mængdemæssig enhed. Her er det derimod væsentligt at angive, hvor stor investeringsudgift – angivet i kr. – kapitalanskaffelserne repræsenterer. Dette skyldes, at investeringskapitalen normalt opfattes som en knap ressource, der kan anvendes til alternative projekter. Det er også vigtigt at angive *realkapitalens forventede levetid*, idet denne har betydning for såvel tidshorizonten for projektvurderingen som for beregningen af den årlige realkapitalomkostning – jf. *afsnit 3.4*.

Kvantificeringen af miljøkonsekvenserne kan give anledning til en del problemer. Det falder ganske vist helt naturligt at beskrive omfanget af mange belastningsformer i mængdemæssige enheder – f.eks. kg, m<sup>3</sup>, liter osv. Dette gælder således de fleste emissionstyper. Ændringer i miljøets produktivitet som produktionsfaktor kan også beskrives kvantitativt i form af mængdemæssige ændringer i udbyttet. Det samme gælder konsekvenserne for sundheden, der kan opgøres som ændringer i sygdoms- og dødsrisikoen eller hyppigheden. Til gengæld kan det vise sig vanskeligt at udvikle egnede måleenheder til beskrivelsen af andre miljøændringer såsom ændringer i naturkvaliteten. I sådanne tilfælde er kvalitative beskrivelser eller visuelle afbildninger af konsekvenserne måske mere realistiske og hensigtsmæssige. Vurderingen og værdisætningen vanskeliggøres imidlertid, hvis miljøkonsekvenserne ikke er kvantificeret.

### 3.2 Afgrænsning af konsekvensbeskrivelsen – direkte, indirekte og afledte konsekvenser

Konsekvensbeskrivelsen bør tage sit udgangspunkt i de aktivitetsændringer, som er specificeret i problemformuleringen – jf. *afsnit 2.1*. Her blev der skelnet mellem tre forskellige vurderingsproblemstillinger knyttet til direkte ændringer af ressourceallokeringen – et enkeltstående projekts fordelagtighed, fordelagtigheden af at erstatte en hidtidig aktivitet med en ny og valg mellem to eller flere projekter, som løser samme miljøproblem. Alt afhængig af problemstillingen må konsekvensbeskrivelsen altså omfatte ét, to eller flere selvstændige direkte indgreb i ressourceallokeringen.

Alle typer af konsekvenser er principielt relevante for den velfærdsøkonomiske projektvurdering, som bør omfatte alle konsekvenser, der har betydning for befolkningens nytte. I praksis er det dog ofte forsvarligt at begrænse vurderingen til projektets direkte konsekvenser samt nogle af de indirekte. Der gøres nærmere rede herfor i det følgende.

#### 3.2.1 Projektets direkte konsekvenser

Beskrivelsen af selve projektets resultat – ændring i udbudet af varer eller tjenester, forbedret miljøkvalitet etc. – og af det hermed forbundne forbrug af produktionsfaktorer, råstoffer og producerede inputs samt hertil knyttede miljøkonsekvenser udgør selve kernen i projektbeskrivelsen. Konsekvenserne af projektet som sådan kan således altid henføres til de umiddelbare aktivitetsændringer, som projektet repræsenterer.

I mange tilfælde opgøres disse direkte konsekvenser som en naturlig del af projektbeskrivelsen. For at opnå en ønsket reduktion af miljøbelastningen, skal der f.eks. investeres i et rensningsanlæg af en bestemt type. Driften af anlægget vil årligt beskæftige et vist antal personer samt kræve indkøb af en bestemt mængde råvarer og øvrige input.

For visse projekter falder beskrivelsen af de direkte konsekvenser imidlertid ikke helt så let. Dette gælder f.eks., når projektet stiller en forbrugsmulighed til rådighed for befolkningen. Konsekvenserne heraf kan afhænge af befolkningens reaktioner herpå. Som eksempel på sådanne projekter kan nævnes trafikale anlægsprojekter, hvis konsekvenser for samfundet afhænger af, hvilke trafikmængder der hermed genereres. Et andet eksempel er projekter, der giver befolkningen en række rekreative muligheder, hvis værdi for befolkningen afhænger af dennes udnyttelse af mulighederne. Forudsigelsen af disse adfærdsmæssige reaktioner og dermed opgørelsen af konsekvenserne kan være ganske vanskelig i praksis. Problemerne svarer til dem, der omtales i forbindelse med omtalen af konsekvenserne af anden form for tilpasning til projektet – jf. *afsnit 3.2.6*.

Opgørelsen af projektets direkte miljøkonsekvenser kan også give anledning til betydelige praktiske problemer. Normalt kan projektets direkte konsekvenser for miljøbelastningen beskrives; men hvis man ønsker at beskrive de endelige konsekvenser heraf for befolkningens levevilkår, er mulighederne ofte begrænsede. Der foreligger nemlig ikke

den fornødne viden om sammenhænge mellem de forskellige belastningsformer og de endelige konsekvenser for levevilkårene.

Uanset de praktiske problemer med at beskrive projektets direkte økonomiske og miljømæssige konsekvenser bør disse altid være omfattet af konsekvensbeskrivelsen.

### 3.2.2 *Indirekte konsekvenser af at producere og levere råvarer og andre producerede produktionsgoder til projektet*

Ud over projektets direkte økonomiske og miljømæssige konsekvenser giver dets gennemførelse anledning til en række indirekte konsekvenser ved at producere og levere råvarer og producerede produktionsgoder til projektet. De indirekte økonomiske konsekvenser omfatter de inputleverende erhvervs forbrug af produktionsfaktorer og råvarer. De indirekte miljøkonsekvenser er resultatet af disse erhvervs produktionsaktiviteter.

Beskrivelsen af de angivne indirekte økonomiske konsekvenser danner grundlag for fastsættelsen af beregningspriser på de producerede råvarer og produktionsgoder, som anvendes i projektet – jf. *afsnit 4.1.4*. Principielt bør en sådan beskrivelse derfor gennemføres; men i praksis kan det af tids- og datamæssige årsager være svært at leve op til dette krav. Hertil kommer, at produktionen af visse produktionsgoder kan ske på forskellig måde, og at det kan være vanskeligt at afgøre, hvilken produktionsproces det vil være relevant at forudsætte ved vurderingen af et givet projekt. Derfor fastsættes beregningspriserne på mange produktionsgoder alene ud fra disses markedspriser, og i så fald er beskrivelsen af de indirekte økonomiske konsekvenser af at producere og levere råvarer og andre producerede produktionsgoder til projektet ikke nødvendig.

Beskrivelsen af de indirekte miljøkonsekvenser af produktionsaktiviteterne i de inputleverende erhverv er nødvendig for at kunne opgøre de samlede miljøkonsekvenser af projektets indgreb i ressourceallokeringen. Hvis der foreligger detaljerede oplysninger om miljøkonsekvenserne fra livscyklusanalyser – jf. *afsnit 12.2* – kan disse benyttes. I modsat fald kan man benytte oplysninger fra nationalregnskabets såkaldte input/output-opgørelser. Danmarks Statistik opgør dog kun disse for luftforurening.

### 3.2.3 *Indirekte konsekvenser ved brugen og bortskaffelsen af projektets produkter*

Brugen og bortskaffelsen af projektets produkter kan også give anledning til indirekte økonomiske og miljømæssige konsekvenser – f.eks. forbruger husholdningsapparater energi, og de ender formentlig efter endt brug på et forbrændingsanlæg eller en losseplads.

Beskrivelsen af disse indirekte konsekvenser kan også ske ved enten at følge livscyklustraditionens mere detaljerede opgørelsesmetoder eller ved at gøre brug af input/output-opgørelsernes oplysninger om input-forbrug og miljøkonsekvenser i forbindelse med forbrug og bortskaffelse af de forskellige erhvervs produkter.

Beskrivelsen af de indirekte konsekvenser ved brugen og bortskaffelsen af projektets produkter er kun relevant ved projekter, der indebærer produktionen af et egentligt produkt. Hvis dette giver anledning til et affaldsproblem, bør bortskaffelseskonsekvenserne være omfattet af konsekvensbeskrivelsen.

### 3.2.4 *Indirekte konsekvenser af at produktionsfaktorer, der anvendes i forbindelse med de tre foregående aktiviteter, trækkes bort fra anden anvendelse*

I forbindelse med selve projektet, i forbindelse med produktionen af input hertil samt i forbindelse med brugen og bortskaffelsen af dets produkter, trækkes produktionsfaktorer bort fra anden anvendelse. Herved mistes på den ene side forbrugsmuligheder, mens der på den anden side undgås en række miljøkonsekvenser af den hidtidige produktionsfaktor-anvendelse. De mistede forbrugsmuligheder opstår, fordi samfundet på kort sigt kun har en begrænset mængde produktionsfaktorer til rådighed. Når nogle af disse direkte og indirekte benyttes til projektet, kan de ikke anvendes til andre formål, og derved mistes et alternativt forbrug. Når en produktionsfaktor benyttes i forbindelse med et givet projekt, mister man forbrugsmuligheder med en værdi, der svarer til produktionsfaktorens pris, de såkaldte *opportunity costs* (alternativomkostninger).

Det er ikke nødvendigt i forbindelse med konsekvensbeskrivelsen at beskrive, hvilke forbrugsgoder der konkret mistes gennem den direkte og indirekte brug af produktionsfaktorer. Projektvurderingen vedrører alene værdien af de mistede forbrugsmuligheder, og denne er indeholdt i beregningspriserne på de forskellige produktionsfaktorer – jf. *Kapitel 4*.

Værdien af de alternative forbrugsmuligheder er også – omend med modsat fortegn – relevante i forbindelse med projekter, der fritstiller produktionsfaktorer – f.eks. arbejdskraft. Et naturgenopretningsprojekt, der inddrager landbrugsareal og dermed reducerer landbrugsproduktionen, resulterer også i, at arbejdskraft fritstilles. Dette sker først og fremmest i landbrugerhvervet selv; men den reducerede produktion kan også have konsekvenser for produktion og beskæftigelse i erhverv, der leverer produktionsgoder til landbruget eller aftager erhvervets råvarer. Den fritstillede arbejdskraft vil – i hvert fald på lidt længere sigt – finde anden beskæftigelse og dermed gennem sin produktive indsats bidrage til at øge værdien af det alternative forbrug. Problemstillingen vedrørende eventuelle kortsigtede beskæftigelseseffekter er behandlet i *afsnit 3.2.5*.

Når produktionsfaktorer direkte og indirekte trækkes bort fra anden anvendelse, så undgås også en række miljøkonsekvenser. Arten og omfanget af disse undgåede konsekvenser er dog vanskeligt at belyse i praksis. Man ved kun, hvilke produktionsfaktorer og produktionsgoder der bliver benyttet i forbindelse med projektet. Hvad de alternativt ville være benyttet til, er det ikke muligt at sige, da de normalt har mange alternative anvendelsesmuligheder.

I praksis er det derfor nødvendigt at anlægge en gennemsnitsbetragtning. Dette kan igen ske ved at benytte input/output-opgørelserne. Først opgøres, hvor megen arbejdskraft der direkte og indirekte benyttes ved selve projektet og ved produktion af inputs hertil. Dernæst opgøres ved hjælp af input/output-systemet den gennemsnitlige miljøbelastning – fordelt på forskellige belastningsformer – ved at benytte arbejdskraft. Endelig kan disse to opgørelser kombineres til et skøn over omfanget og arten af den miljøbelastning, som undgås ved at gennemføre projektet – jf. Møller & Wier (1997).

Konsekvensbeskrivelsen skal ikke omfatte en beskrivelse af, hvilke alternative forbrugsgoder der mistes, ved at produktionsfaktorer direkte og indirekte trækkes bort fra anden anvendelse. Værdien af det mistede forbrug udtrykkes gennem produktionsfaktorernes beregningspriser. Derimod bør konsekvensbeskrivelsen omfatte en opgørelse af de undgåede miljøkonsekvenser ved at produktionsfaktorer trækkes bort fra anden anvendelse.

### *3.2.5 Afløede konsekvenser for følgeindustrier*

Ved projekter, der har konsekvenser for aktiviteten i de primære erhverv landbrug, fiskeri og skovbrug, kan aktivitetsændringen også have konsekvenser for de industrier, som videreforarbejder de primære erhvervs produktion. Et projekt, som indebærer en reduktion af landbrugsproduktionen eller i mængden af landede fisk, kan give anledning til, at leverancerne af råvarer til dele af fødevarerindustrien bliver reduceret. Hermed tvinges virksomhederne i værste fald til at reducere produktionen og fritstille produktionsfaktorer. Denne problemstilling kan behandles på to forskellige måder:

- Virksomhederne antages at erstatte de reducerede danske leverancer med importerede råvarer.
- Virksomhederne antages at reducere produktionen svarende til de reducerede leverancer.

Hvis virksomhederne antages at erstatte de reducerede danske leverancer med importerede råvarer, har projektet næppe konsekvenser for aktiviteten i følgeindustrierne. Hvis råvarerne endvidere antages at kunne importeres til samme verdensmarkedspris som de danske råvarer, har projektet ingen konsekvenser for følgeindustrierne og derfor heller ikke andre indenlandske økonomiske og miljømæssige konsekvenser.

Hvis virksomhederne i stedet antages at reducere produktionen, vil der både i virksomhederne selv og i de erhverv, som leverer input hertil, blive fritstillet produktionsfaktorer. Dette kan på kortere sigt, indtil produktionsfaktorerne finder anden anvendelse, have konsekvenser for produktionen og forbruget i samfundet og dermed for befolkningens nytte. På længere sigt vil disse konsekvenser dog ophøre, fordi man må regne med, at der så vil ske fuld faktortilpasning – dvs. at en produktionsfaktor, der bliver ledig, på længere sigt finder anden anvendelse. Der kan dog være tale om afløede miljøkonsekvenser, hvis

miljøkonsekvenserne af den hidtidige anvendelse af produktionsfaktorerne adskiller sig fra den fremtidige.

På grund af antagelsen om fuld faktortilpasning bør projektets eventuelle konsekvenser for følgeindustrierne og de heraf følgende økonomiske og miljømæssige konsekvenser som hovedregel ikke medtages i den samfundsøkonomiske analyse. Det anbefales i stedet at belyse de afledte effekter for følgeindustrierne gennem følsomhedsanalyser. Nøgletal for afledte beskæftigelseseffekter for landbrugsproduktion kan findes i Fødevareøkonomisk Institut (2004). Det praktiske eksempel i *Kapitel 11* illustrerer behandlingen af afledte effekter for følgeindustrier. Problemstillingen er også behandlet i Miljøstyrelsen (2005b) samt i Miljøstyrelsen (2005c), *afsnit 3.8 og afsnit 8.3*.

### *3.2.6 Afledte økonomiske og miljømæssige konsekvenser som følge af anden form for tilpasning til projektet*

Projektet kan ud over de afledte konsekvenser for følgeindustrierne også have andre adfærdsmæssige konsekvenser. En væsentlig forbedring af mulighederne for rekreative aktiviteter i naturen – f.eks. oprettelsen af en række nationalparker – kan påvirke befolkningens forbrugssammensætning, således at den benytter relativt flere ressourcer på disse aktiviteter frem for andre forbrugsmuligheder. Dette kan have yderligere konsekvenser for ressourceallokeringen i samfundet.

Tilsvarende kan forringede miljøforhold have konsekvenser for allokeringen. Den umiddelbare konsekvens af en stigende koncentration af miljøfarlige stoffer i miljøet kan måske opgøres som et fald i landbrugets udbytte af visse afgrøder eller som en stigende sygdomsrisiko. Som eksempler på belastningsformer, der har disse konsekvenser, kan hhv. nævnes ozon og benzen i luften. Den forringede miljøkvalitet må imidlertid forventes at få landmændene til at ændre afgrødevalg, og den stigende sygdomsrisiko kan af føde forskellige sundhedsmæssige foranstaltninger, således at de endelige konsekvenser af miljøbelastningen begrænses.

Det anbefales som udgangspunkt at se bort fra sådanne yderligere adfærdsmæssige tilpasningseffekter, når der er tale om projekter, som påvirker ressourceallokeringen direkte. Dette skyldes først og fremmest, at sådanne konsekvenser i de fleste tilfælde må antages at være ganske ubetydelige. Hertil kommer, at mulighederne for at beskrive konsekvensernes art og omfang formentlig er begrænsede. Mulighederne for at anvende adfærdsbeskrivende økonomiske modeller til at beskrive de direkte og indirekte effekter af konkrete projekter er således små. Sådanne modeller er især rettet mod beskrivelse af konsekvenserne af generelle økonomiske styringsmæssige indgreb – jf. *afsnit 7.3*.

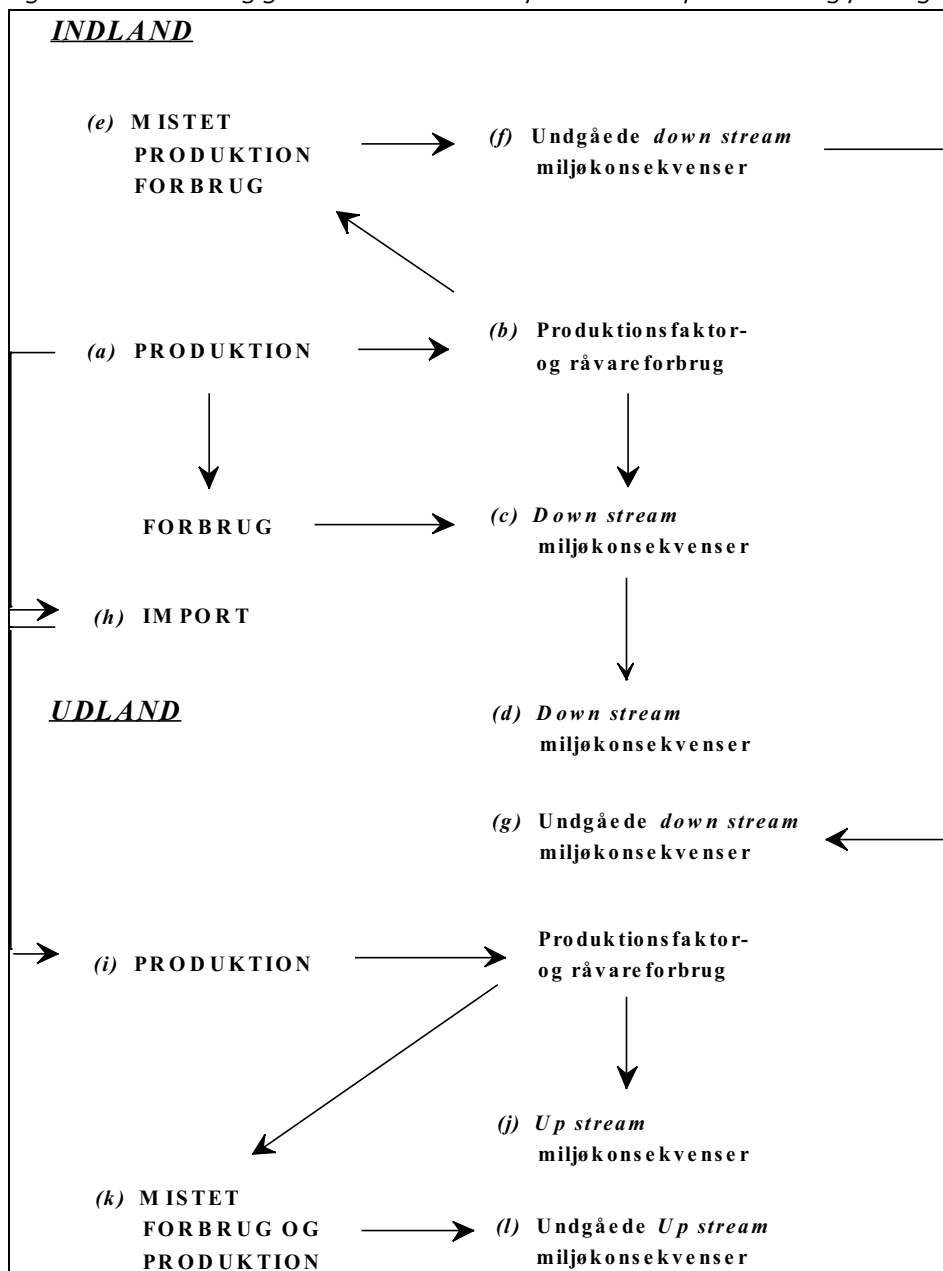
### 3.3 Geografisk afgrænsning af konsekvensbeskrivelsen

I dette afsnit gøres der først rede for, hvilke indenlandske og udenlandske konsekvenser der kan være resultatet af et dansk projekt. Herefter angives det, hvilke af disse konsekvenser der bør være omfattet af analysen. Endelig diskuteres, i hvilket omfang valutaoverførsler fra udlandet bør inddrages i analysen.

#### 3.3.1 Nationale og globale konsekvenser

Af *Figur 3.1* fremgår det, hvilke økonomiske og miljømæssige konsekvenser et dansk projekt kan give anledning til i indlandet og udlandet. Udgangspunktet er ændringen af en (a) indenlandsk produktionsaktivitet – f.eks. forøgelse af landbrugsproduktionen. Produktionsændringen og den hermed forbundne forbrugsaktivitet giver anledning til (b) forbrug af produktionsfaktorer og råvarer samt til en række miljøkonsekvenser – såkaldte *down stream effekter*. Disse rammer både (c) det indenlandske miljø samt gennem grænseoverskridende forurening eventuelt også (d) det udenlandske miljø. De anvendte produktionsfaktorer og råvarer er knappe ressourcer. Den indenlandske produktionsforøgelse indebærer derfor, at disse trækkes bort fra anden anvendelse, hvorved den (e) indenlandske produktion og forbrug af en række goder reduceres. Dette indebærer, at en række (f) indenlandske og eventuelle udenlandske (g) down stream miljøkonsekvenser undgås.

Figur 3.1 Nationale og globale konsekvenser af indenlandsk produktion og forbrug





Hvis det for at gennemføre produktionsændringen er nødvendigt (*h*) at importere råvarer og halvfabrikata fra udlandet, kan ændringen være årsag til yderligere økonomiske og miljømæssige konsekvenser i udlandet. For at imødekomme den øgede efterspørgsel efter råvarer og halvfabrikata kan de udenlandske producenter vælge (*i*) at øge produktionen heraf. Dette indebærer en (*j*) stigning i miljøbelastningen, der både kan ramme det enkelte land selv og andre lande. Til gengæld reduceres (*k*) anden produktion og (*l*) miljøbelastning, fordi ressourceknapheden nødvendiggør, at de til produktionsforøgelsen benyttede produktionsfaktorer og råvarer trækkes bort fra anden anvendelse.

Miljøkonsekvenserne i udlandet, som skyldes ændret produktions- og råvareforbrug i udlandet, samt de undgåede miljøkonsekvenser i udlandet som følge af mistet forbrug og produktion i udlandet kaldes up-stream konsekvenser. På *Figur 3.1* er det (*j*) og (*l*).

Fremstillingen i *Figur 3.1* repræsenterer en principskitse til forståelse af de konsekvenser, som kan være resultatet af et indenlandsk projekt. Skitsen er dog ikke en udtømmende beskrivelse af alle de tilpasninger i den økonomiske aktivitet i ind- og udland, som den indenlandske produktionsændring kan give anledning til.

### 3.3.2 *Global eller national afgrænsning af den velfærdsøkonomiske vurdering af projektet*

Ud over de indenlandske økonomiske og miljømæssige konsekvenser kan et indenlandsk projekt som beskrevet *afsnit 3.3.1* også have miljømæssige og økonomiske konsekvenser for udlandet. Spørgsmålet er herefter, i hvilken udstrækning projektets konsekvenser for udlandet bør omfattes af den velfærdsøkonomiske vurdering.

I følge det nytteetiske vurderingsgrundlag bør den velfærdsøkonomiske vurdering omfatte projektets konsekvenser for alle berørte personer i ind- og udland. Nytteetikken tilsiger altså, at der under alle omstændigheder bør anlægges et globalt perspektiv i forbindelse med den velfærdsøkonomiske vurdering, og at der derfor bør benyttes en global afgrænsning ved konsekvensbeskrivelsen.

Det er imidlertid sjældent, at der i praktisk projektvurdering anlægges et globalt perspektiv. Normalt afgrænses konsekvensbeskrivelsen af indenlandske projekter til først og fremmest at omfatte de nationale konsekvenser. Ved projekter, som er en del af en fælles EU indsats på miljøområdet, anvendes en EU-afgrænsning.

I de senere år er der imidlertid selv ved vurdering af indenlandske miljøprojekter en tendens til at forlade den snævre nationale afgrænsning af konsekvensbeskrivelsen. Dette skyldes ikke mindst erkendelsen af, at en del af projektets *down stream* miljøkonsekvenser kan være grænseoverskridende, således at udlandet ufrivilligt udsættes for disse. Hertil kommer, at der for en række miljøproblemer er indgået internationale aftaler, som forpligter de deltagende lande til en både national og global indsats over for problemerne.

### KAPITEL 3 – KONSEKVENSBESKRIVELSE AF DIREKTE ÆNDRINGER AF RESSOURCEALLOKERINGEN

Pearce et al. (2006) afsnit 2.3 og 3.2 anbefaler således, at *down stream* miljøkonsekvenser for udlandet, som er omfattet af internationale aftaler – f.eks. projektets konsekvenser for  $\text{NO}_x$ -,  $\text{SO}_2$ - og  $\text{CO}_2$ -emissionerne – altid indgår i vurderingen. Andre miljøeffekter og økonomiske konsekvenser for udlandet kan også inddrages i analysen, hvis beslutningstageren anser disse konsekvenser for betydningsfulde. Pearce et al. anbefaler også, at det af konsekvensbeskrivelsen fremgår, hvad projektets konsekvenser er for hhv. indlandet og udlandet.

European Commission (2009) lægger betydelig vægt på, at konsekvensvurderingen af de fremsatte policy-forslag omfatter konsekvenserne for såvel EU som udlandet. F.eks. er det vigtigt at beskrivelsen af konsekvenserne af en sukkerreform, både omfatter de økonomiske, miljømæssige og sociale konsekvenser for EU og andre sukkerproducerende lande – ikke mindst i den tredje verden, hvis forhold EU på mange områder søger at forbedre. EU kommissionen lægger altså op til at anvende en global afgrænsning for konsekvensbeskrivelsen, såfremt EU's policy-indgreb har konsekvenser for andre landes handlemuligheder på det økonomiske, miljømæssige og sociale område. Dvs. EU kommissionen ud over *down stream* miljøkonsekvenser for udlandet faktisk også anbefaler at inddrage *up stream* økonomiske og miljømæssige konsekvenser for udlandet i analysen – i hvert fald når EU i nogen grad gennem policy-indgrebene kan siges at være ansvarlig herfor.

På baggrund af disse internationale anbefalinger anbefales det, at konsekvensbeskrivelsen afgrænses geografisk på følgende måde:

- Alle indenlandske økonomiske og miljømæssige konsekvenser beskrives så vidt muligt, dvs. medtages i analysen.
- Alle økonomiske og miljømæssige konsekvenser for udlandet beskrives, hvis de er omfattet af en international miljøaftale eller, hvis særlige etiske hensyn taler herfor – f.eks. konsekvenserne for udlandet af indlandets eksport af særligt farlige kemikalier eller farligt affald.

*Boks 3.2 Eksempel – genanvendelse af papir*

Som et eksempel på, at valget af geografisk afgrænsning kan være væsentligt for resultatet af den velfærdsøkonomiske vurdering, skitseres her vurderingen af en øget genanvendelse af papir. For overskuelighedens skyld antages, at genbrugspapiret kan erstatte importeret nyt papir, og at genanvendelsen ikke har konsekvenser for det samlede forbrug af papir.

Med en national afgrænsning af vurderingen koncentrerer denne om det nyttemæssige tab ved at anvende knappe produktionsfaktorer og råvarer på at indsamle og producere genbrugspapiret samt de miljømæssige konsekvenser af at omallokere disse ressourcer – herunder også eventuelle *down stream* miljøeffekter for udlandet. Den nyttemæssige gevinst omfatter nytteværdien af valutabesparelsen ved at reducere importen af nyt papir. Hvis genanvendelsen af papiret samlet set fører til en nyttemæssig gevinst, bør man iværksætte genanvendelsen. I modsat fald bør den undlades.

Resultatet af den nationalt afgrænsede vurdering kan i dette tilfælde udmærket adskille sig væsentligt fra en vurdering baseret på en global afgrænsning. Den øgede indenlandske genanvendelse af papir antages som nævnt at reducere importen af papir tilsvarende. Dette giver mulighed for at reducere produktionen af papir i udlandet. Hvis denne mulighed udnyttes, giver det anledning til øget nytte i udlandet i form af reduceret miljøbelastning og fritstillede produktionsfaktorer i papirproduktionen og skovbruget. Disse produktionsfaktorer kan anvendes i anden nytteskabende aktivitet. Denne giver imidlertid anledning til øget miljøbelastning, ligesom den reducerede valutaindtægt fra eksporten af papir repræsenterer et nytte tab. Det kræver en selvstændig velfærdsøkonomisk analyse at vurdere, om den samlede nytteændring som følge af den reducerede papirproduktion udgør en gevinst eller et tab for udlandet.

Inden for LCA-traditionen (livscyklusanalyse), jf. *afsnit 12.2* insisterer man normalt på at inddrage den reducerede papirproduktion i analysen af genanvendelse af papir. Undertiden fokuseres der endog udelukkende på de positive miljøgevinster heraf. Alle de øvrige positive og negative nyttemæssige konsekvenser overses. Den reducerede papirproduktion udgør imidlertid kun en potentiel konsekvens af genanvendelsen, og man bør derfor være forsigtig med at drage alt for håndfaste konklusioner på basis af denne antagelse. En øget indenlandsk genanvendelse af papir kan udmærket tænkes at være uden konsekvenser for den udenlandske produktion. Dette bør fremgå af vurderingen, som derfor bør deles op med angivelse af hhv. den forventede indenlandske nytteeffekt og den potentielle udenlandske effekt.

Hvis det i stedet for en isoleret indenlandsk forøgelse af papirgenanvendelsen antages, at mange lande iværksætter en sådan produktionsomlægning, er der tale om en anden problemstilling. En generel forøgelse af genanvendelsen i verden har sandsynligvis væsentlige konsekvenser for aktiviteten i skovbruget og papirfremstillingen. Det vil være en særdeles omfattende analyse at forsøge at afdække de nyttemæssige konsekvenser i ind- og udland af en sådan generel produktionsomlægning og heraf afledte tilpasninger af en lang række andre økonomiske aktiviteter.

### 3.3.3 Valutaoverførsler fra udlandet

Undertiden ledsages indenlandske projekter af ensidige valutaoverførsler fra udlandet. Dette er f.eks. tilfældet i forbindelse med projekter, som påvirker arealanvendelsen i landbruget. Sådanne projekter udløser undertiden tilskud fra EU i henhold til en eller flere af EU's ordninger til fremme af et mere miljøvenligt landbrug. Spørgsmålet er, om sådanne valutaoverførsler er relevante for den samfundsøkonomiske vurdering? Svaret herpå afhænger af, hvilken geografisk afgrænsning der anlægges på vurderingen.

En valutaoverførsel repræsenterer ikke i sig selv en omallokering af knappe ressourcer, og den er derfor ikke umiddelbart relevant i forbindelse med den velfærdsøkonomiske vurdering. Valutaoverførslen er alene en udgift for udlandet og en indtægt for personer i indlandet. Der er tale om en indkomstfordeling. Denne er alene relevant i forbindelse med en budgetøkonomisk analyse og en analyse af projektets fordelingskonsekvenser – jf. *Kapitel 9*.

Disse anvisninger gælder, hvis den geografiske afgrænsning er global, eller i eksemplet med EU tilskud, hvis der anlægges et EU perspektiv på projektvurderingen. Hvis der imidlertid benyttes en national afgrænsning, stiller situationen sig anderledes. I så fald repræsenterer valutaoverførslen en nyttemæssig gevinst for det danske samfund, og overførslen bør som udgangspunkt omfattes af den velfærdsøkonomiske analyse. Dette forudsætter dog, at EU tilskuddet ikke har konsekvenser for de danske betalinger til EU's budget. I givet fald bør ændringen i disse betalinger modregnes i valutaoverførslen.

Det anbefales som udgangspunkt at behandle ensidige valutaoverførsler fra udlandet herunder EU som en velfærdsøkonomisk gevinst for Danmark – og omvendt ved ensidige overførsler fra Danmark til udlandet. Der bør dog også gennemføres en følsomhedsanalyse, hvor projektets fordelagtighed uden inddragelse af valutaoverførsler undersøges.

## 3.4 Tidsmæssig afgrænsning af konsekvensbeskrivelsen

Projektets konsekvenser fordeler sig i de fleste tilfælde over en længere årrække. Derfor er det vigtigt at tage stilling til hvordan projektets konsekvenser fordeler sig over tid, og hvor lang en tidshorisont man skal anlægge for analysen, jf. *Kapitel 5*.

Det er vanskeligt at angive generelle retningslinjer for valget af tidshorizont i forbindelse med projektvurderingen. Flere hensyn spiller ind. Som udgangspunkt vil det være naturligt at vælge projektets økonomiske levetid som tidshorizont – altså det tidsrum, hvor den økonomiske aktivitet, som er forbundet med projektet, finder sted. Den økonomiske levetid falder ofte sammen med projektets fysiske levetid – altså det tidsrum, inden for hvilket de fysiske forudsætninger for projektet i form af f.eks. funktionsdygtig realkapital er til stede.

Visse miljøkonsekvenser kan imidlertid indtræffe efter, at projektaktiviteterne er ophørt. Miljøbelastningens konsekvenser for levevilkårene kan godt først vise sig med adskillige års forsinkelse. Dette nødvendiggør, at der i sådanne tilfælde anlægges en tidshorizont, der er bestemt af den periode, inden for hvilken projektet forventes at have økonomiske og især miljømæssige konsekvenser. Dette repræsenterer hovedregelen ved fastlæggelsen af tidshorizonten, og det kan indebære, at der i visse tilfælde ved varige miljøkonsekvenser må anlægges en uendelig tidshorizont.

Ønsker man at prioritere mellem en række projekter, kan prioriteringen vanskeliggøres af, at de forskellige projekters økonomiske og miljømæssige konsekvenser strækker sig over et forskelligt antal år. For at prioriteringen kan ske på et fornuftigt grundlag, kræves det, at der anlægges den samme tidshorizont ved vurderingen. Problemet kan løses på flere måder:

- Ved at vælge en fælles tidshorizont svarende til projektperiodernes mindste fælles nævner. Herved sammenlignes projekt A for eksempel med tre projekter B gennemført i forlængelse af hinanden.
- Ved at anlægge en uendelig tidshorizont for vurderingen. Herved sammenlignes reelt uendelig mange af hvert projekt med hinanden.
- Ved at annuisere konsekvenserne – dvs. omsætte dem til årlige konsekvenser. Denne fremgangsmåde har reelt kun mening, når konsekvenserne er prissat. Herved bliver det muligt at sammenligne den årlige værdi af de enkelte projekters konsekvenser.
- Ved at indregne scrapværdien af de projekter, som har en levetid, der er længere end den valgte fælles tidshorizont.

Hvilken fremgangsmåde der er mest hensigtsmæssig, afhænger af projekternes karakter og af formålet med vurderingen. For nogle projekter er det måske på grund af den teknologiske udvikling kun relevant at anlægge en relativt begrænset tidshorizont, mens vurderingen af andre kræver en forholdsvis lang eller ligefrem uendelig tidshorizont. I nogle tilfælde er man interesseret i, hvor meget de enkelte projekter bidrager til velfærden inden for en bestemt periode, mens de annuiserede årlige bidrag i andre tilfælde anses for et tilstrækkeligt beslutningsgrundlag. Problemstillingen omtales mere udførligt i *Kapitel 5*, hvor beregningen af nutidsværdier og annuiseringsteknikken behandles mere udførligt.

## KAPITEL 3 – KONSEKVENSBESKRIVELSE AF DIREKTE ÆNDRINGER AF RESSOURCEALLOKERINGEN

Undertiden ønskes en miljømæssig målsætning opfyldt inden et bestemt år – f.eks. skal de årlige danske NO<sub>x</sub>-emissioner i følge NEC-direktivet være reduceret til 127.000 tons inden år 2010 – med det mindst mulige velfærdsøkonomiske tab til følge. En sådan problemformulering betyder dog ikke, at den relevante tidshorisont for konsekvensbeskrivelsen kun er 2010. Ved prioriteringen mellem de forskellige reduktionsmuligheder er disses konsekvenser efter år 2010 også relevante. Denne problemstilling løses bedst ved at prioritere reduktionsmulighederne på grundlag af deres økonomiske og miljømæssige konsekvenser over en passende lang periode. I det konkrete tilfælde er der valgt en tidshorisont på 30 år – jf. *Kapitel 10*.

Sammenfattende anbefales det som udgangspunkt at anlægge en tidshorisont, der er bestemt af den periode, inden for hvilken projektet forventes at have økonomiske og miljømæssige konsekvenser.

### 3.5 Konsekvensskemaet

Beskrivelsen af projektets konsekvenser sker bedst gennem anvendelsen af et såkaldt konsekvensskema. Herved præsenteres konsekvenserne på den mest overskuelige måde, og risikoen for fejl og mangler i analysen, ved at man overser konsekvenser eller kommer til at regne dobbelt, reduceres. Gennem opstillingen af konsekvensskemaet tvinges man således til en systematisk beskrivelse af projektets konsekvenser.

*Tabel 3.1 Konsekvensskema*

<i>Mængder (evt. kr.)</i>	<i>År 1</i>	<i>År 2</i>	<i>År 3</i>	<i>...</i>	<i>År T</i>
<b>Direkte økonomiske konsekvenser</b>					
Produktion af markedsomsatte goder					
– udelukkende indenlandsk handlede					
– internationalt handlede					
Forbrug af produktionsfaktorer					
– arbejdskraft					
– fast realkapital (bygninger, maskiner o.l.)					
– natur (fornybare ressourcer såsom landbrugsjord, skove, fiskefarvande)					
Forbrug af råstoffer					
– udtømmelige ressourcer såsom kulbrinter og metaller					
– fornybare ressourcer såsom drikkevand					
Forbrug af producerede produktionsgoder					

– udelukkende indenlandsk handlede					
– internationalt handlede					
Ensidige valutaoverførsler (EU-tilskud o.l.)					
<b>Direkte miljøkonsekvenser</b>					
Forskellige former for miljøbelastning (emissioner, støj, fysisk belastning etc.)					
Miljøbelastningens konsekvenser for miljøets produktivitet som produktionsfaktor					
Miljøbelastningens konsekvenser for levevil- kårene (sundhed, herlighedsværdier, kulturvær- dier etc.)					
<b>Indirekte miljøkonsekvenser</b>					
Produktionen af inputs					
Undgåede konsekvenser ved at produktionsfak- torer trækkes bort fra anden anvendelse					

For et projekt, som påvirker ressourceallokeringen direkte, er der i *Tabel 3.1* vist, hvilke forskellige typer af konsekvenser, som principielt – forudsat det er praktisk muligt – bør være omfattet af konsekvensbeskrivelsen.

I *Tabel 3.2* er der vist et eksempel på et konsekvensskema for de direkte økonomiske konsekvenser ved at udvinde 45.000 tons kvartssand.

*Tabel 3.2 Konsekvensskema for de direkte økonomiske konsekvenser ved produktion af 45.000 tons kvartssand*

Produktion af kvartssand	45.000 tons
Arbejdskraftforbrug	3 personer
Realkapital (levetid 10 år)	16 mio. kr. (2005 prisniveau)
Elforbrug	337.500 kWh
Forbrug af dieselolie	40.000 liter
Forbrug af naturgas	225.000 m <sup>3</sup>
Vedligeholdelse	300.000 kr. (2005 prisniveau)
Administration	1.900.000 kr. (2005 prisniveau)

Anm. Opstillet på grundlag af Møller et al. (2000) s. 256  
Produktionen er ressourceforbruget er angivet på årsbasis bortset fra udgiften til realkapital, der angiver den nødvendige investering i maskiner og kapital. Realkapitalen har en forventet levetid på 10 år.

## KAPITEL 4

### VÆRDISÆTNING – FASTSÆTTELSE AF BEREKNINGSPRISER FOR MARGINALE ÆNDRINGER I RESSOURCEALLOKERINGEN

Dette kapitel vedrører værdisætning af projektets konsekvenser, der forudsættes opgjort i overensstemmelse med retningslinjerne i *Kapitel 3*. Værdisætningen sker ved brug af såkaldte *beregningspriser*, der er indikatorer på befolkningens marginale nytte af projektets konsekvenser. Ved at gange de forskellige økonomiske og miljømæssige konsekvenser med deres respektive beregningspriser opnås et udtryk for den samlede nytteændring, som projektet påfører befolkningen. I dette kapitel gøres der rede for fastsættelsen af:

- Beregningspriser på økonomiske goder – markedsomsatte goder
- Beregningspriser på miljømæssige konsekvenser og miljøgoder – ikke-markedsomsatte goder

Det teoretiske grundlag for de opstillede beregningsprisregler er beskrevet i Møller et al. (2000) kapitel 3. Ud over beskrivelsen af beregningsprisreglerne i *afsnit 4.1* og *4.2* beskrives i *afsnit 4.3* forskellige metoder til såkaldt *benefit transfer* (eller *value transfer*) – dvs. overførsel af værdier eller beregningspriser fastsat i én sammenhæng til en anden sammenhæng.

Det er vigtigt at være opmærksom på, at de opstillede beregningspriser kun gælder for *marginale ændringer* i ressourceallokeringen – dvs. ændringer, hvor den marginale nytte af et gode og dermed dets beregningspris antages at være konstant. Ved *strukturelle ændringer* i ressourceallokeringen ændres de relative beregningspriser, og sådanne ændringer skal derfor vurderes efter andre retningslinjer – se Møller et al. (2000) Kapitel 8. Det typiske eksempel på en strukturel ændring er indførelsen af en miljøafgift eller et andet økonomisk styringsinstrument, som påvirker de relative priser i samfundet. Den velfærdsøkonomiske vurdering af et sådant indgreb behandles i *Kapitel 7*.

#### **Anbefaling**

I det følgende opstilles anbefalinger for, hvorledes der fastsættes beregningspriser for markedsomsatte økonomiske goder og ikke-markedsomsatte miljø- og naturgoder. Anbefalingerne vedrørende miljø- og naturgoderne er primært rettet mod brugen og fortolkningen af de foreliggende priser i Miljøstyrelsens nøgletalskatalog – jf. Miljøstyrelsen (2007).



*Beregningspriser for økonomiske goder – markedsomsatte goder (Afsnit 4.1)*

I det følgende sammenfattes de anbefalede priser for markedsomsatte goder. For mere udførlige oplysninger henvises til teksten. Den ideale pris bruges i den meget grundige analyse, som skal være metodisk korrekt, og hvor der er tid til at gå i dybden. Den pragmatiske pris benyttes i den mere hurtigt udførte analyse. Det er denne pris, som ofte vil blive anvendt i praksis. Flere beregningspriser fastsættes ved multiplikation af en faktorpris eller en verdensmarkedspris med netto-afgiftsfaktoren, NAF. Denne er udtryk for det gennemsnitlige netto-afgiftstryk i samfundet og benyttes til at omsætte faktorpriser til køberprisniveau. NAF fastsættes af Finansministeriet.

	<i>Ideal pris</i>	<i>Pragmatisk pris</i>	<i>Følsomhed</i>
<b>Markedsomsatte forbrugsgoder</b>			
- omsættes indenlands	Køberpriser inkl. samtlige afgifter og subsidier	ditto	
- eksporteres	Verdensmarkedsprisen omregnet med den officielle valutakurs og forhøjet med netto-afgiftsfaktoren		
<b>Produktionsfaktorer</b>			
- Arbejdskraft	Den samlede løn inkl. alle arbejdsgiverafgifter, pensionsbidrag etc. forhøjet med netto-afgiftsfaktoren	ditto	
- Realkapital – bygninger, anlæg og maskiner	Produktionsfaktoromkostninger ved at producere realkapitalen opgjort i beregningspriser	Køberprisen eller investeringsudgiften forhøjet med netto-afgiftsfaktoren	
- Natur som produktionsfaktor – landbrugsjord, skove og fiskefarvande	Ressourcerenten ved at udnytte ressourcerne opgjort i beregningspriser (Nøgletal for landbrugsproduktion findes)	ditto	Såfremt produktionsfaktoren overudnyttes skal den aktuelle ressourcerente reduceres med de velfærdsøkonomiske omkostninger af overudnyttelsen

<b>Råstofressourcer</b>			
- Udtømmelige råstoffer – kulbrinter og metaller	Den årlige ressource- rente opgjort i bereg- ningspriser	ditto	
- Fornybare råstoffer			
Grundvand som forbrugsgode	Køberprisen inkl. alle afgifter og subsidier	ditto	
Grundvand som pro- duktionsgode	Udvindingsomkost- ningerne opgjort i beregningspriser	ditto	
Udvundet grundvand – mængdeændring	Ressourcerenten ved grundvandsudvinding opgjort i beregnings- priser	ditto	Såfremt grundvandsres- sourcen overudnyttes skal den aktuelle res- sourcerente reduceres
Udvundet grundvand – kvalitetsændring	Ressourcerenten ved grundvandsudvinding opgjort i beregnings- priser Befolkningens betalingsvillighed for at bevare en ren grund- vandsressource	ditto	med de velfærdsøkono- miske omkostninger af overudnyttelsen
<b>Producerede produktionsgoder og råvarer</b>			
- import og eksport	Verdensmarkedsprisen omregnet med den officielle valutakurs og forhøjet med netto- afgiftsfaktoren	ditto	
- indenlandsk leverance	Produktionsfaktorom- kostninger ved at pro- ducere goderne opgjort i beregningspriser	Produktionsgodernes køberpriser forhøjet med netto-afgiftsfak- toren	
Ensidige valutaover- førsler	Valutaoverførslens værdi omregnet med den officielle valutakurs og forhøjet med netto- afgiftsfaktoren	ditto	Ingen velfærdsøkono- misk værdi af valuta- overførsler, hvis den nationale afgrænsning fraviges

*Værdisætning af miljøeffekter og – goder – ikke-markedsomsatte goder (Afsnit 4.2)*

Det anbefales som udgangspunkt at undersøge, om der foreligger en beregningspris for ændringer i udbudet af det betragtede miljø- eller naturgode i Miljøstyrelsens nøgletalskatalog – jf. Miljøstyrelsen (2007). Hvis der er tale om en enhedspris, vurderes det, om den kan benyttes i det foreliggende tilfælde. Hvis der ikke foreligger en anvendelig beregningspris eller enhedspris, kan det som nødløsning overvejes at benytte en foreliggende skyggepris for den pågældende miljøbelastning. Er dette heller ikke muligt, er det nødvendigt at gennemføre et egentligt værdisætningsstudie, hvis man ønsker en komplet velfærdsøkonomisk vurdering af projektet.

*Benefit transfer (Afsnit 4.3)*

Det er meget ressourcekrævende at gennemføre værdisætningsstudier, og derfor anbefales det i visse sammenhænge at anvende benefit transfer, hvor man overfører en enhedspris fra et studieområde til et policyområde. Navrud (2007) har for Miljøstyrelsen opstillet retningslinjer for, hvordan man gennemfører en kvalificeret benefit transfer, som det anbefales at følge. Disse omfatter:

- Identificer den ændring i miljøgodet (indenfor policyområdet), som skal værdisættes
- Identificer hvor mange husholdninger der påvirkes af ændringen i miljøgodet
- Tag udgangspunkt i de studier der er 1) metodisk forsvarlige, dvs. med svarprocenter på mindst 50 %, 2) som værdisætter samme typer af ændring i udbudet af miljøgodet, og som 3) indeholder information om WTP (betalingsvilligheden) for specifikke ændringer i miljøgodet
- Anvend enhedspriser der opgøres som WTP/husholdning/år. For rekreative brugsværdier skal enhedsprisen opgøres som *kr./person pr. aktivitetsdag eller kr./husholdning pr. aktivitetsdag*.
- Ud fra enhedspriserne og antal berørte husholdninger beregnes de samlede omkostninger eller gevinster ved ændringen i miljøgodet.

Følges disse retningslinjer forbedres mulighederne for gennem benefit transfer at medtage brugs- og ikke-brugsværdier af miljøgoder i velfærdsøkonomiske analyser.

I det følgende sammenfattes de anbefalede priser for ikke-markedsomsatte miljø- og naturgoder. For mere udførlige oplysninger henvises til teksten.

KAPITEL 4 – VÆRDISÆTNING – FASTSÆTTELSE AF BEREGNINGSPRISER FOR MARGINALE ÆNDRINGER I RESSOURCEALLOKERINGEN

<p><b>Risikoen for at pådrage sig forskellige sygdomme</b> (Generelle priser)</p>	<p>Projektets konsekvenser for sygdomsrisikoen bør opgøres som en ændring i det årlige antal tilfælde af forskellige sygdomme. For hver sygdom fastsættes en beregningspris i overensstemmelse med den i <i>afsnit 4.2.2</i> angivne beregningsmåde. Der foreligger ikke aktuelt danske beregningspriser, som lever op til disse anbefalinger. Indtil videre benyttes tallene i Miljøstyrelsen (2007) samt andre foreliggende nøgletalskataloger.</p>
<p><b>Risikoen for at dø</b> (Generel pris)</p>	<p>Ideelt set bør risikoen for at dø opgøres som ændringer i overlevelsessandsynligheden. Hvis dette ikke er muligt, kan projektets konsekvenser for risikoen for at dø enten opgøres som en ændring i det årlige antal døde af en bestemt årsag eller som en ændring i den forventede levetid for de berørte personer. I det første tilfælde prissættes ændringen i dødsrisikoen ved brug af beregningsprisen på et statistisk liv <i>Value of Statistical Life (VOSL)</i>. I det andet tilfælde benyttes beregningsprisen på et leveår <i>Value of a Life Year (VOLY)</i>.</p> <p>Det anbefales, at man anvender Finansministeriets beregningspriser.</p>
<p><b>Stilhed</b> (Generel pris)</p>	<p>Projektets konsekvenser for en ændring i støjniveauet (udbuddet af stilhed) bør fastsættes som en ændring i det såkaldte <i>støjbelastningstal (STB)</i>. Beregningsprisen for en ændring i støjniveauet bør tilsvarende fastsættes for ændringer i <i>STB – kr./STB</i>. Beregningsprisen fastsættes i overensstemmelse med den i <i>afsnit 4.2.2</i> angivne beregningsmåde. Der foreligger en generelt anerkendt dansk beregningspris for ændringer i støjbelastningen – jf. Miljøstyrelsen (2007).</p>
<p><b>Rekreative muligheder og herlighedsværdier</b> (Ingen generelle priser – bortset fra for jagt og fiskeri) (Benefit transfer kan anvendes)</p>	<p>Ændringerne i udbudet af miljøforbrugsgoder såsom rekreative muligheder og herlighedsværdier kan enten prissættes ved brug af indirekte prissætningsmetoder eller på grundlag af direkte betinget prissætning baseret på interview af befolkningen. I enkelte tilfælde såsom jagt og fiskeri foreligger der egentlige køberpriser, der bør benyttes som beregningspriser for disse goder. Brugernes betalingsvillighed vil normalt være knyttet til helt specifikke naturområder og kulturelle mindesmærker. Der kan derfor sjældent opstilles generelle priser for de forskellige rekreative muligheder og herlighedsværdier. I visse tilfælde kan det dog antages, at betalingsvilligheden for ét naturområde også er dækkende for et andet tilsvarende område – såkaldt <i>benefit transfer (value transfer)</i> – jf. <i>afsnit 4.3</i>.</p> <p>Anvendes benefit transfer anbefales det at følge retningslinjerne i Navrud (2007). Hvis benefit transfer overvejes, er det bl.a. vigtigt at betalingsvilligheden udtrykkes som en årlig betaling <i>kr./person pr. aktivitetsdag</i> eller <i>kr./husholdning pr. aktivitetsdag</i> og ikke blot som <i>kr./person</i> eller <i>kr./ha</i>. Dette skyldes, at selvom områderne svarer til hinanden, så kan besøgsantallet og intensiteten godt være meget forskellig.</p>

<p><b>Ikke-brugsværdi af naturområder, landskabstyper og kulturelle mindesmærker</b> (Ingen generelle priser) (Benefit transfer kan anvendes)</p>	<p>Beregningsprisen eller betalingsvilligheden kan kun fastsættes gennem direkte prissætning baseret på interviewundersøgelser. Benefit transfer kan i visse tilfælde benyttes. Den bør i så fald baseres på betalingsvillighed udtrykt i <i>kr./husholdning</i>. Husholdningerne antages at have fælles økonomi og i fællesskab at være villig til at afsætte et vist beløb til køb af ikke-brugsværdier.</p> <p>Usikkerheden ved opgørelsen af ikke-brugsværdier bevirker dog, at Finansministeriet anbefaler, at det er mest hensigtsmæssigt at udelade værdisætningsestimater for ikke-brugsværdier i den samfundsøkonomiske analyse. Ikke-brugsværdierne kan derimod indgå i en form, hvor effekten opgøres kvantitativt (antal reddede fugle, antal ha øget skovareal eller lignende) uden at de indgår direkte i netto-opgørelsen af omkostninger og gevinster i den samfundsøkonomiske analyse. Desuden bør ikke-brugsværdier håndteres som et separat element i følsomhedsanalysen og i break-even beregninger.</p>
<p><b>Værdisætning af miljøeffekter i udlandet</b></p>	<p>Værdisætningen af konsekvenserne bør baseres på betalingsvilligheden hos udenlandske personer for at undgå den med forureningen forbundne nytteændring. Værdisætningen af emissioner af klimagasser baseres dog på CO<sub>2</sub>-kvoteprisen.</p>
<p>Man bør være opmærksom på, at beregningspriser fastsat ved direkte interviewbaseret værdisætning ikke kan lægges sammen, da de er resultatet af partielle analyser. Beregningspriser fastsat ved brug af indirekte værdisætningsmetoder kan godt lægges sammen.</p> <p>For visse belastningstyper foreligger der kun enhedspriser udtrykt i <i>kr. pr. belastningsenhed</i>. Disse priser bør anvendes med forsigtighed og kun under forhold, der svarer til dem, de oprindeligt blev beregnet for.</p> <p>I visse tilfælde foreligger der ikke relevante beregningspriser eller enhedspriser. I disse tilfælde kan det overvejes at benytte <i>skyggepriser</i>. Skyggeprisen på en miljøbelastningsændring er udtryk for den marginale velfærdsøkonomiske omkostning ved at opfylde en given målsætning for omfanget af den pågældende miljøbelastning. Skyggeprisen kan altså kun beregnes for stoffer, for hvilke der foreligger en national målsætning vedrørende belastningsomfanget. Der foreligger skyggepriser for de danske CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> og SO<sub>2</sub>-emissioner, fordi der er opstillet nationale målsætninger for omfanget heraf. Det må understreges, at skyggeprisen ikke er udtryk for en egentlig værdisætning af ændringen i miljøbelastningen. En sådan værdisætning kræver, at de levevilkårsrelevante konsekvenser af belastningsændringen bliver opgjort og prissat ved brug af beregningspriser. Man bør være forsigtig med anvendelsen af skyggepriser. Skyggeprisen for én belastningstype må ikke indgå i beregningen af skyggeprisen på en anden belastningstype. Der vil i så fald være tale om at ”regne i ring”.</p>	

#### 4.1 Beregningspriser på økonomiske goder – markedsomsatte goder

Som omtalt i *afsnit 3.1* omfatter de økonomiske goder følgende godetyper

- Markedsomsatte forbrugsgoder
- Produktionsfaktorer
  - arbejdskraft
  - fast realkapital (bygninger, maskiner o.l.)
  - naturen (fornybare ressourcer såsom landbrugsjord, skove og fiskefarvande)
- Råstoffer
  - udtømmelige ressourcer såsom kulbrinter og metaller
  - fornybare ressourcer såsom drikkevand
- Producerede produktionsgoder – råvarer og halvfabrikata

I det følgende gøres der rede for fastsættelse af beregningspriser for disse goder.

##### 4.1.1 Markedsomsatte forbrugsgoder

Udgangspunktet for værdisætningen er bestemmelsen af beregningspriser på markedsomsatte forbrugsgoder. Inden for den velfærdsøkonomiske vurderingsmetode benyttes befolkningens betalingsvillighed for forskellige forbrugsgoder som indikator for den marginale nytte af de pågældende goder. Dette gælder uanset om befolkningen handler på et såkaldt fuldkomment konkurrencemarked eller på ufuldkomne markeder med monopolpriser eller priser, der er påvirket af afgifter og subsidier. Betalingsvilligheden kommer under alle omstændigheder til udtryk i godernes køberpriser – dvs. de priser inklusiv afgifter, subsidier, monopolprofitter osv., som befolkningen faktisk skal betale for goderne.

Det anbefales derfor at benytte de aktuelle køberpriser på forbrugsgoder som beregningspriser for disse goder, når de omsættes på det indenlandske marked. Såfremt indenlandsk producerede forbrugsgoder bliver eksporteret, benyttes verdensmarkedsprisen som udgangspunkt for beregningsprisfastsættelsen – jf. *afsnit 4.1.5*.

Forbrugsgodernes beregningspriser udgør i realiteten grundlaget for fastsættelsen af beregningspriserne på de øvrige markedsomsatte godetyper, der alle udgør inputs i produktionen. Principperne for fastsættelsen af disse priser omtales i de følgende afsnit.

##### 4.1.2 Produktionsfaktorer – arbejdskraft, fast realkapital og naturen

Samfundet besidder en given mængde produktionsfaktorer – arbejdskraft, fast realkapital og natur – som kan indsættes i produktionen af forbrugsgoder og produktionsgoder (råvarer). Produktionsfaktorerne er *knappe ressourcer*, om hvilke der er konkurrence. Når et projekt lægger beslag på nogle af dem, kan de derfor ikke benyttes til anden produktion. Man siger, at de *trækkes bort fra anden anvendelse*.

Når en produktionsfaktor benyttes i forbindelse med et givet projekt, bliver den normalt trukket bort fra anden anvendelse. Herved mister samfundet alternativt forbrug med en nyttemæssig værdi svarende til de såkaldte *opportunity costs* ved at anvende produktionsfaktoren i projektet. Den enkelte produktionsfaktors beregningspris svarer til opportunity costs ved at anvende den i projektet.

I det følgende angives beregningspriser for de tre produktionsfaktorer arbejdskraft, fast realkapital og naturen.

### *Arbejdskraft*

Arbejdskraften er en produktionsfaktor, hvis værdi for samfundet er knyttet til dens medvirken i produktionen af forbrugsgoder. Det er derfor vigtigt i forbindelse med projektvurderingen at vurdere, i hvilken udstrækning den benyttede arbejdskraft trækkes bort fra alternativ beskæftigelse, eller alternativt ville have været ledig. I det første tilfælde mistes alternativt forbrug, mens der i det andet tilfælde ikke vil være et sådant tab. Derfor er det nødvendigt, afhængigt af beskæftigelsessituationen, at arbejde med to forskellige beregningspriser på arbejdskraft.

Det antages, at hvis arbejdskraften trækkes bort fra alternativ beskæftigelse, så har projektet ingen reel beskæftigelseseffekt. Arbejdskraftens løn (inkl. skatter og arbejdsgiverafgifter) er indikator for arbejdskraftens marginale værdiproduktivitet – altså arbejdskraftens bidrag til forbrugsskabelsen i samfundet. Lønnen er udtryk for værdien af forbrugt opgjøret i faktorpriser, dvs. forbrugsgodernes priser ekskl. afgifter og subsidier. For at udtrykke værdien af forbrugsskabelsen i beregningspriser, dvs. i forbrugsgodernes køberpriser – jf. *afsnit 4.1.1* – forhøjes lønnen med en såkaldt *netto-afgiftsfaktor NAF*. Hvis arbejdskraftens årsløn f.eks. er *300.000 kr.*, så er beregningsprisen lig med *300.000 kr. · NAF*. Netto-afgiftsfaktoren fastsættes af Finansministeriet.

*Boks 4.1 Eksempel – etablering af nationalparker*

Dette eksempel bygger på Miljøstyrelsen (2005b). Etableringen af en nationalpark kan indebære en øget beskæftigelse i lokalområdet – f.eks. inden for turisterhvervet. Nationalparken kan imidlertid også give anledning til, at landbrugsproduktionen i lokalområdet må reduceres. Dette kan have afledte effekter for beskæftigelsen ikke blot i lokalområdet, men også uden for lokalområdet – jf. *afsnit 3.2.5*.

Som hovedregel anbefales det at antage, at den øgede beskæftigelse i lokalområdet indebærer, at arbejdskraft trækkes bort fra anden anvendelse. Tilsvarende antages, at arbejdskraft der bliver ledig finder anden anvendelse. Der kan imidlertid være tilpasningsomkostninger i form af, at den fritstillede arbejdskraft i kortere eller længere tid vil være ledig. Der kan endvidere være konkrete strukturelle forhold i det pågældende lokalområde, som påvirkes af nationalparkens etablering. Sådanne forhold kan indebære en mere permanent ændring af produktionsmulighederne i lokalområdet og dermed både en permanent merbeskæftigelse og en strukturbetinget arbejdsløshed.

Hvis etableringen af en nationalpark f.eks. medfører, at en ren planteavlsbedrift på 150 ha skal omlægges til vedvarende græs, er der ikke længere behov for ejerens og medhjælpens hidtidige arbejdsindsats på hhv. 2.000 timer og 1.000 timer årligt. Hvis de to personer relativt hurtigt finder anden beskæftigelse, er der isoleret set tale om en gevinst for samfundet. De kan bidrage til indkomstkabelsen i samfundet med deres marginale værdiproduktivitet. Denne svarer til deres løn på hhv. 150 kr. og 125 kr. i timen forhøjet med netto-afgiftsfaktoren *NAF*.

Hvis ejeren og medhjælpen derimod forventes at være arbejdsløse i 3 år, har de ikke mulighed for at bidrage til indkomstkabelsen i denne periode. Der er tale om et samfundsmæssigt tab, som viser sig ved, at jordrentetabet ved at inddrage landbrugsjorden under nationalparken i den tre-årige periode bliver større – jf. nedenfor om beregningsprisen på landbrugsjord.

*Fast realkapital*

Den faste realkapital består som omtalt i *afsnit 3.1.1* af bygninger, maskiner, anlæg osv. Den er på linje med arbejdskraften en produktionsfaktor, der bidrager til indkomstkabelsen og dermed til forøgelsen af forbruget i samfundet.

Der benyttes produktionsfaktorer samt råvarer og andre producerede produktionsgoder til at fremstille bygningerne, maskinerne og anlæggene. Dette ressourceforbrug repræsenterer et tab af alternativt forbrug. Beregningspriserne på de forskellige former for realkapital skal derfor principielt opgøres som de i beregningspriser opgjorte direkte og indirekte produktionsfaktoromkostninger ved at fremstille realkapitalen.



I praksis er det normalt muligt, omend meget ressourcekrævende, at gennemføre sådanne omkostningsberegninger for især bygninger og anlæg. For maskiner er det ofte vanskeliggere. Der vil under alle omstændigheder være en række tilfælde, hvor det eneste man kender, er realkapitalens køberpris eller investeringsudgiften. Denne kan imidlertid under en række forudsætninger benyttes som udgangspunkt for beregningsprissfastsættelsen. Realkapitalens køberpris afspejler kapitalens værdiproduktivitet set fra producenterens synspunkt, og den kan, når den forhøjes med netto-afgiftsfaktoren, benyttes som beregningspris. Denne bliver i så fald udtryk for værdien af de alternative forbrugsmuligheder, som mistes ved at trække det konkrete kapitalgode bort fra anden anvendelse.

Den investeringsudgift, som afholdes ved købet af projektets realkapital, vil imidlertid i mange tilfælde alternativt være blevet investeret på anden vis. Ved at gennemføre projektet mistes altså forbrug svarende til de alternative afkastmuligheder. Værdien af disse indarbejdes i projektvurderingen i forbindelse med den såkaldte diskontering – jf. *Kapitel 5*.

Det anbefales som udgangspunkt at bestemme beregningsprisen for projektets forbrug af fast realkapital som de i beregningspriser opgjorte direkte og indirekte produktionsfaktoromkostninger ved at fremstille realkapitalen. Hvis dette ikke er muligt eller er for ressourcekrævende, anbefales det, at fastsætte beregningsprisen ved at forhøje investeringsudgiften opgjort i faktorpriser med netto-afgiftsfaktoren.

### *Naturen som fornybar produktionsfaktor – landbrugsjord, skove og fiskefarvande*

Naturen bidrager som produktionsfaktor til indkomstkabelsen i samfundet ved at levere det nødvendige produktionsgrundlag for en række primærerhverv. Landbrugsjorden leverer de nødvendige næringsstoffer for afgrøder, der enten indgår direkte i fødevarerproduktionen eller benyttes som foder i den animalske produktion. Skovarealerne leverer på tilsvarende vis den fornødne grobund for tømmerproduktionen og andre af skovbrugets produkter. Lufkvaliteten har selvsagt også betydning for produktiviteten i land- og skovbrug. Endelig leverer fiskefarvandene livsbetingelserne for de fisk og andre dyr, der indgår som en del af det samlede forbrug enten som fødevarer eller som input til anden fødevarerproduktion.

Det er karakteristisk for naturen, at den i vid udstrækning er en fornybar ressource. Landbrugsjorden, skovarealerne og fiskefarvandene kan således år efter år yde deres helt nødvendige bidrag til produktionen – forudsat at udnyttelsen af ressourcerne sker inden for visse bæredygtige grænser. Miljøet fornyer så at sige løbende sin produktive kapacitet.

Naturens bidrag til forbrugsskabelsen – den såkaldte *ressourcerente* – kan opgøres som forskellen mellem de producerede produkters priser fratrukket værdien af de benyttede produktionsfaktorer, produktionsgoder og råvarer i produktionen. Naturens beregningspris som produktionsfaktor – den velfærdsøkonomiske ressourcerente – opgøres derfor som produktets beregningspris fratrukket de afholdte udgifter pr. produktenhed til arbejdskraft, realkapital, produktionsgoder og råvarer opgjort i beregningspriser.

I Schou & Abildtrup (2005) er der opgjort nøgletal for ressourcerenten ved forskellige former for landbrugsproduktion, og der diskuteres også en række specifikke problemer i relation til opgørelsen af ressourcerenten.

Beregningspriserne for naturen som produktionsfaktor er især relevante i forbindelse med projekter, som påvirker naturens omfang og kvalitet – dvs. projekter, som påvirker landbrugsarealets størrelse og vækstbetingelserne for afgrøderne, skovarealet og vækstbetingelserne for træerne samt kvaliteten af fiskefarvandene. Hvis landbrugs- eller skovbrugsarealets størrelse påvirkes – f.eks. gennem naturgenopretningsprojekter – kan beregningspriserne på disse arealer direkte benyttes som udtryk for værdien af det forbrug, som opnås eller mistes ved arealændringen. Hvis der er tale om at ændre vækstbetingelserne for afgrøder og træer eller om at ændre fiskefarvandenes kvalitet – disse ændringer kan bl.a. indtræffe som følge af forurening af naturen – er det ændringen i ressourcerenten opgjort i beregningspriser, som er det relevante mål for værdien af ændringerne.

Såfremt naturen overudnyttes – f.eks. gennem udpining af jorden eller overfiskning – er den aktuelle ressourcerente ikke et retvisende mål for naturens værdi som produktionsfaktor. På længere sigt vil overudnyttelsen således føre til en faldende ressourcerente, hvilket påfører samfundet velfærdøkonomiske omkostninger. Det anbefales derfor i en situation med overudnyttelse af naturen at fastsætte beregningsprisen som den aktuelle ressourcerente reduceret med de velfærdøkonomiske omkostninger af overudnyttelsen. I praksis vil det imidlertid være vanskeligt at opgøre de velfærdøkonomiske omkostninger af overudnyttelsen. Derfor anbefales det at beregne en bæredygtig ressourcerente, som er den ressourcerente, der vil blive resultatet af en bæredygtig udnyttelse af miljøet – jf. Pearce & Turner (1990).

#### 4.1.3 Råstoffer

Råstoffer kan overordnet set opdeles i udtømmelige og fornybare råstofressourcer. De fleste råstofressourcer er udtømmelige; men der findes eksempler på fornybare råstofressourcer, hvoraf drikkevand er det bedste eksempel. Fastsættelsen af beregningspriser for hhv. udtømmelige og fornybare råstofressourcer gennemgås i det følgende.

##### *Udtømmelige råstofressourcer*

Med betegnelsen råstoffer menes her uudvundne råstofressourcer, som fortsat ligger i jorden. Betegnelsen skal ses i modsætning til råvarebetegnelsen, som vedrører de udvundne råstoffer, der på linje med andre produktionsgoder må opfattes som producerede input til den videre produktionsaktivitet – for beregningsprisfastsættelsen af disse se *afsnit 4.1.4*.

En råvare produceres ved at udvinde en råstofressource med indsats af produktionsfaktorerne arbejdskraft og realkapital samt andre produktionsgoder og råvarer. Beregningsprisen på udtømmelige råstofressourcer fastsættes derfor i princippet efter samme ret-

ningslinjer som beregningsprisen på produktionsfaktoren natur – dvs. som den udvundne råvares beregningspris fratrukket omkostningerne til aflønning af arbejdskraft, anvendelse af realkapital samt forbrug af produktionsgoder og råvarer opgjort i beregningspriser. I *Boks 4.2* er der opstillet et eksempel på beregning af ressourcerenten for kvartssand.

Beregningspriserne for de forskellige typer af udtømmelige råstoffer er primært relevante i forbindelse med projekter, som forventes at få konsekvenser for udvindingstakten af et eller flere råstoffer. Hvis et projekt f.eks. fører til en forøget genanvendelse af et givet råstof, således at der år for år skal udvindes mindre heraf, skal denne gevinst værdisættes ved multiplikation af den reducerede udvindingsmængde i hver periode med beregningsprisen for råstoffet i den pågældende periode.

### *Fornybare råstofressourcer – drikkevandsressourcen*

I modsætning til de udtømmelige råstoffer bliver drikkevandsressourcen løbende fornyet på naturlig vis. Hertil kommer, at drikkevandet både anvendes som forbrugsgode og produktionsgode. Endelig er vand belagt med forskellige afgifter hos hhv. forbrugere og virksomheder. Disse forhold komplicerer beregningsprisindestillingen. Man bør skelne mellem følgende beregningspriser:

- Drikkevand som forbrugsgode
- Vand som produktionsgode eller råvare
- Vand som fornybar ressource

KAPITEL 4 – VÆRDISÆTNING – FASTSÆTTELSE AF BEREGNINGSPRISER FOR MARGINALE ÆNDRINGER I RESSOURCEALLOKERINGEN

Boks 4.2 Eksempel – beregning af ressourcerenten ved produktion af kvartssand

I Tabel 3.3 blev der opstillet et konsekvensskema for produktionen af 45.000 tons kvartssand. Dette skema danner grundlag for beregningen af ressourcerenten herved. Nedenfor er vist beregningen af den årlige ressourcerente ved den angivne produktion.

	Konsekvenser	Beregningspris	Værdi
1. Produktion af kvartssand	45.000 tons	160 kr./ton · 1,17	8.424.000 kr.
2. Arbejdskraftforbrug	3 personer	375.000 kr. · 1,17	1.316.000 kr.
3. Fast realkapital (levetid 10 år)	16.000.000 kr.	16.000.000 kr. · 1,17	2.308.000 kr.
4. Elforbrug	337.500 kWh	0,30 kr./kWh · 1,17	118.000 kr.
5. Forbrug af dieselolie	40.000 liter	3,30 kr./liter · 1,17	154.000 kr.
6. Forbrug af naturgas	225.000 m <sup>3</sup>	1,95 kr./m <sup>3</sup> · 1,17	513.000 kr.
7. Vedligeholdelse	300.000 kr.	300.000 kr. · 1,17	351.000 kr.
8. Administration	1.900.000 kr.	1.900.000 kr. · 1,17	2.223.000 kr.
<b>Ressourcerente 1. – (sum 2. – 8.)</b>			<b>1.441.000 kr.</b>

Den årlige velfærdsøkonomiske ressourcerente på godt 1,4 mio. kr. beregnes som værdien af det producerede kvartssand fratrukket værdien af forbruget af produktionsfaktorer og producerede produktionsgoder.

*Kvartssand* er et internationalt handlet gode. Derfor fastsættes beregningsprisen herpå som verdensmarkedsprisen på 160 kr. pr. ton forhøjet med netto-afgiftsfaktoren, der her er sat til 1,17.

*Arbejdskraften* er en indenlandsk produktionsfaktor, hvis beregningspris fastsættes som virksomhedens årlige lønudgift pr. person forhøjet med netto-afgiftsfaktoren.

Det er alene den samlede investeringsudgift til *realkapital* som kendes. Der er overvejende tale om internationalt handlede goder. Realkapitalens beregningsprisværdi fastsættes derfor ved at forhøje investeringsudgiften med netto-afgiftsfaktoren. Realkapitalen har en levetid på 10 år. For at nå frem til den årlige velfærdsøkonomiske omkostning ved brug af realkapital er det derfor efterfølgende nødvendigt at annuisere den samlede investeringsudgift – jf. afsnit 5.1.3.

De forskellige typer *energiforbrug* er alle internationalt handlede goder. Derfor fastsættes beregningsprisen herpå som de respektive goders verdensmarkedspris (inkl. indenlandsk distributionstillæg) forhøjet med netto-afgiftsfaktoren. Oplysningerne om de forventede verdensmarkedspriser på energiprodukter forligger i Energistyrelsen (2008).

Endelig kendes kun virksomhedens samlede årlige udgifter (ekskl. refunderbare afgifter) til hhv. *vedligeholdelse* og *administration*. Udgifterne dækker hovedsagligt arbejdskraft og varer, som fortrinsvis handles indenlands. Beregningsprisværdien af disse omkostningselementer beregnes derfor ved at forhøje de årlige udgifter med netto-afgiftsfaktoren.

Når det udvundne drikkevand benyttes som *forbrugsgode*, bør det beregningsprisfastsættes ligesom andre markedsomsatte forbrugsgoder – dvs. beregningsprisen er lig med den køberpris, som forbrugerne skal betale for vandet. Denne beregningspris er kun relevant for projekter, der har konsekvenser for husholdningers vandforbrug – f.eks. ændret vandforbrug til toiletskyl.

Benyttes vandet som *produktionsgode eller råvare*, bør dets beregningspris som udgangspunkt fastsættes som de direkte og indirekte produktionsfaktoromkostninger ved at udvinde vandet opgjort i beregningspriser. Hvis opgørelsen af disse omkostninger ikke er mulig i praksis, kan beregningsprisen fastsættes som køberprisen for producenterne forhøjet med netto-afgiftsfaktoren – jf. i øvrigt *afsnit 4.1.4*. Den omkostningsbestemte beregningspris er beregnet i Hasler et al. (2004). Vand som produktionsgode er relevant for projekter, der påvirker virksomheders vandforbrug – f.eks. ændret vandforbrug til overrisling, markvanding, skylning og tilsætning til produkter.

Beregningsprisen på vand som *fornybar råstofressource* er relevant i forbindelse med vurderingen af foranstaltninger til bevaring af vandforsyning og kvalitet. Den kan fastsættes på to måder, der ikke nødvendigvis fører til samme resultat:

1. Ressourcerenten ved at udvinde og bruge vandet.
2. Befolkningens betalingsvillighed for at bevare vandressourcen intakt.

*Ad. 1.* Ved at basere beregningsprisfastsættelsen på ressourcerenten følges samme fremgangsmåde som for produktionsfaktoren natur og de udtømmelige råstoffer. Ressourcerenten beregnes som køberprisen for vandet fratrukket omkostningerne til det med udvindingen og distributionen forbundne produktionsfaktor- og øvrige produktionsgodeforbrug opgjort i beregningspriser. Køberprisen på vand er forskellig for husholdninger og virksomheder. Derfor bør der ved beregningen af ressourcerenten benyttes en køberpris, som er et vægtet gennemsnit af de to priser. Som vægte benyttes de andele af det samlede vandforbrug, som forbruges af hhv. husholdninger og virksomheder. Ligesom den fornybare natur som produktionsfaktor kan også grundvandsressourcen overudnyttes. Er dette tilfældet henvises til anbefalingen i *afsnit 4.1.2*.

*Ad. 2.* Prissætningen af den uudvundne grundvandsressource på grundlag af ressourcerenten kan principielt benyttes i alle forbindelser, hvor ressourcens omfang og kvalitet påvirkes. Dette forudsætter imidlertid, at køberprisen på det udvundne vand er udtryk

## KAPITEL 4 – VÆRDISÆTNING – FASTSÆTTELSE AF BEREGNINGSPRISER FOR MARGINALE ÆNDRINGER I RESSOURCEALLOKERINGEN

for befolkningens marginale nytte heraf. Denne forudsætning kan diskuteres, når det tænkes, at netop bevaringen af en forureningsfri dansk grundvandsressource prioriteres meget højt. Dette ønske kan fortolkes som ønsket om at bevare et ikke-markedsomt miljøgode, som derfor bør værdisættes i overensstemmelse med principperne for værdisætning af sådanne goder – jf. *afsnit 4.2*.

Vandressourcen ønskes måske ikke ligefrem bevaret ”for enhver pris”; men det er muligt, at den marginale nytte af visheden om, at det er urensset grundvand, som kommer ud af vandhanerne, er større end vandets køberpris. Denne problemstilling er belyst gennem en betalingsvillighedsundersøgelse – jf. Hasler et al. (2004) og (2005). Resultatet af denne undersøgelse kan anvendes, hvor selve grundvandsressourcens bevaring som drikkevandskilde står på spil – f.eks. ved vurdering af projekter vedrørende rensning af forurennet jord. Derimod kan resultatet ikke benyttes som beregningspris i andre sammenhænge som f.eks. projekter vedrørende besparelser på vandforbruget. Her benyttes de ovenfor omtalte beregningspriser for vand som forbrugsgode eller vand som produktionsgode.

Værdisætningen af den fornybare drikkevandsressource er kompliceret. Det anbefales derfor nøje at gøre rede for, hvorledes den benyttede beregningspris er fastsat, og hvorfor den valgte fremgangsmåde er benyttet. Det vil i høj grad bidrage til en korrekt fortolkning af analysens resultater.

Sammenfattende anbefales det at skelne mellem vand som forbrugsgode anvendt af husholdninger, som produktionsgode eller råvare anvendt af virksomheder og som fornybar råstofressource, hvis mængde og kvalitet ønskes bevaret. Vandets beregningspris i de forskellige sammenhænge fastsættes på følgende måde:

- Forbrugsgode anvendt af husholdninger – køberprisen (inkl. alle afgifter).
- Produktionsgode eller råvare anvendt af virksomheder – udvindings- og distributionsomkostningerne opgjort i beregningspriser
- Fornybar råstofressource – ressourcerenten (omfang og kvalitet) eller befolkningens betalingsvillighed (bevarelse af drikkevandressourcen)

Det er umiddelbart et problem, at et ændret vandforbrug som følge af de forskellige beregningspriser tillægges forskellig værdi, afhængigt af om det er husholdningerne eller virksomhederne, som gennemfører ændringen. Dette skyldes, at vandafgiften for husholdninger og virksomheder er forskellig fra hinanden. Problemet håndteres imidlertid gennem inddragelse af det såkaldte skatteforvriddningstab i den velfærdsokonomiske vurdering. Når husholdningernes vandforbrug er tillagt en højere afgift end virksomhederne, giver en vandbesparelse hos husholdningerne også anledning til et større afgiftsprovenutab, end hvis virksomhederne sparer på vandet. Provenutabet skal dækkes ind ved at øge andre skatter og afgifter, og en sådan forøgelse ledsages af et skatteforvriddningstab. Tabet er på grund af den forskellige provenuvirkning større, når det er husholdningerne, som sparer på vandet, end når det er virksomhederne – jf. i øvrigt *afsnit 6.2.2*.

Den samme problemstilling gør sig gældende for el, der ligesom vand både er et forbrugsgode og et produceret produktionsgode. Husholdningerne betaler endvidere højere elafgift end virksomhederne. Beregningsprisen for el afhænger derfor også af, om det er en husholdning eller en virksomhed, der ændrer elforbruget. Værdien af en elbesparelse er umiddelbart større, hvis den gennemføres af en husholdning, end hvis den gennemføres af en virksomhed; men igen modsvares dette af, at det med elbesparelsen forbundne skatteforvridningstab er større ved husholdningens besparelse end ved virksomhedens.

### 4.1.4 *Producerede produktionsgoder og råvarer*

Producerede produktionsgoder og råvarer såsom kemikalier og emballage produceres alle ved brug af produktionsfaktorer og råstoffer. Derfor bør beregningsprisen på de producerede produktionsgoder fastsættes som omkostningerne ved at producere goderne opgjort i beregningspriser. Herved afspejler beregningspriserne værdien af det forbrug, som mistes, ved at de knappe produktionsfaktorer og råstoffer trækkes bort fra anden anvendelse til produktionen af de producerede produktionsgoder.

Denne fremgangsmåde til fastsættelse af beregningspriserne er vanskelig at gennemføre fuldt ud i praksis. Der kan nemlig vise sig at ligge et betydeligt arbejde i at gennemføre de skitserede faktoromkostningsberegninger for alle relevante produktionsgoder og råvarer. Derfor anbefales det alene at benytte denne beregningsprisfastsættelsesmetode over for produktionsgoder og råvarer, som har en bred anvendelse, og derfor indgår i mange projekter – f.eks. beregningsprisen for deponering af affald og ikke-internationalt handlede energiprodukter såsom fjernvarme.

For resten af de producerede produktionsgoder kan det antages, at deres køberpriser i en vis udstrækning afspejler godernes marginale værdiproduktivitet opgjort i faktorpriser. Værdiproduktiviteten set fra samfundets side og dermed beregningspriserne kan derfor ligesom for produktionsfaktorerne fastsættes svarende til køberpriserne forhøjet med netto-afgiftsfaktoren – jf. afsnit 4.1.2. Det anbefales at anvende denne fremgangsmåde for alle de producerede produktionsgoder, som ikke har en bred anvendelse og derfor ikke indgår i mange projekter

Når de to angivne løsninger ikke nødvendigvis fører til samme resultat, skyldes det bl.a. anvendelsen af forskellige værdier for realkapitalomkostningerne samt tilstedeværelsen af subsidier og ikke-refunderbare afgifter i selve produktionen af produktionsgoderne og råvarerne. Disse påvirker godernes køberpriser, men ikke de direkte og indirekte produktionsfaktoromkostninger ved at fremstille goderne.

### 4.1.5 *Internationalt handlede produktionsgoder og råvarer samt eksport af forbrugsgoder*

De i de foregående afsnit opstillede regler for beregningsprisfastsættelsen af produktionsgoder og råvarer vedrører goder, der udelukkende produceres og forbruges i en in-

denlandsk sammenhæng. For de fleste projekter gælder det imidlertid, at en række af de benyttede produktionsgoder og råvarer kan importeres, eller at projektets output kan eksporteres eller erstatte en hidtidig import.

For internationalt handlede produktionsgoder og råvarer foreligger der verdensmarkedspriser. Det er til disse priser, projektets internationalt handlede produkter – f.eks. landbrugsprodukter – kan afsættes, og hvortil de benyttede internationalt handlede produktionsgoder kan købes. De relative verdensmarkedspriser på internationalt handlede goder bør derfor anvendes som udgangspunkt for beregningsprisfastsættelsen af disse goder.

De pågældende goders indenlandske priser ligger imidlertid på et andet niveau end verdensmarkedspriserne. Dette skyldes bl.a. indenlandske afgifter og subsidier samt importafgifter og eksportsubsidier. De internationalt handlede goders verdensmarkedspriser må derfor for at være sammenlignelige med de øvrige goders beregningspriser, som fastsættes i det indenlandske køberprisniveau, korrigeres for denne prisniveauforskel. Dette sker ved at forhøje verdensmarkedsprisen med netto-afgiftsfaktoren.

Det anbefales altså at fastsætte beregningsprisen for det enkelte internationalt handlede produktionsgode eller råvare med udgangspunkt i godets verdensmarkedspris, som omsættes til indenlandsk valuta ved hjælp af den officielle valutakurs. Den endelige beregningspris fastsættes herefter ved at forhøje verdensmarkedsprisen med netto-afgiftsfaktoren.

En tilsvarende anbefaling gælder for indenlandsk producerede forbrugsgoder, som bliver eksporteret. Goderne bliver omsat til de gældende verdensmarkedspriser, og indtægterne herfra kan anvendes til køb af andre forbrugsgoder. Beregningsprisværdien af disse svarer til deres indenlandske køberpriser – jf. *afsnit 4.1.1*. Værdien af de opnåede forbrugsmuligheder ved at eksportere indenlandsk producerede forbrugsgoder opnås derfor ved at forhøje deres verdensmarkedsprisværdi med netto-afgiftsfaktoren.

#### 4.1.6 *Ensidige valutaoverførsler*

Visse projekter giver som omtalt i *afsnit 3.3.3* anledning til, at der sker en ændring i omfanget af ensidige valutaoverførsler mellem Danmark og udlandet. Dette er f.eks. tilfældet med projekter, der har indflydelse på størrelsen af landbrugsarealet, hvilket har konsekvenser for omfanget af hektarstøtte fra EU. Sådanne ensidige overførsler repræsenterer valuta-indtægter og udgifter, som set fra et nationalt synspunkt repræsenterer forbrugsmuligheder. De har derfor en velfærdsøkonomisk værdi helt på linje med andet forbrug. Denne værdi kan fastsættes ved at omregne valutaoverførslen til danske kroner og dernæst forhøje beløbet med netto-afgiftsfaktoren. Hermed beregnes den velfærdsøkonomiske værdi af valutaoverførslen i dansk køberprisniveau.

Denne anvisning gælder kun, hvis der anlægges en national synsvinkel i forbindelse med projektvurderingen – jf. *afsnit 3.3*. Hvis vurderingen f.eks. gennemføres med en geo-



grafisk afgrænsning svarende til EU, er valutaoverførsler mellem EU-landene ligesom indenlandske overførsler irrelevante for det samlede projekts allokeringmæssige fordelagtighed. Overførslerne har dog under alle omstændigheder konsekvenser for fordelingen af projektets gevinster og omkostninger mellem lande og mellem personer, sektorer eller institutioner inden for landene – jf. *Kapitel 9*.

En ensidig valutaoverførsel fra EU har også kun fuld værdi for det danske samfund, hvis den ikke har konsekvenser for det danske bidrag til EU. Når overførsler fra EU tillægges en velfærdøkonomisk værdi, forudsættes det altså, at det danske bidrag til EU ligger fast.

### **4.2 Værdisætning af miljøeffekter og goder – ikke-markedsomsatte goder**

Fastsættelsen af beregningspriserne på markedsomsatte goder kan, som beskrevet i *afsnit 4.1*, baseres på godernes eksisterende køberpriser. Disse priser er udtryk for befolkningens marginale betalingsvillighed for goderne og benyttes som indikatorer for befolkningens marginale nytte heraf. Denne fremgangsmåde kan kun i mindre udstrækning benyttes ved værdisætningen af projektets konsekvenser for miljø- og naturkvaliteten. Miljø- og naturgoder omsættes normalt ikke på et marked, og derfor er det nødvendigt at værdisætte ændringer i udbuddet heraf på anden vis.

I dette afsnit skal der gøres nærmere rede for forskellige typer af beregningspriser på miljø- og naturgoder, hvad priserne er udtryk for, samt hvorledes de bør og ikke mindst ikke bør anvendes i en samfundsøkonomisk projektvurdering. Afsnittet beskriver ikke de forskellige metoder for værdisætning af miljøgoder. For en indføring i de forskellige direkte og indirekte værdisætningsmetoder henvises til afsnit 3.4 i Møller et al. (2000), Freeman (2003) og Dubgaard & Ladenburg (2007). Der gives ikke i afsnittet anbefalinger om, hvilke specifikke priser der bør anvendes. I stedet henvises til nøgletalskatalogerne fra Miljøstyrelsen (2007), Energistyrelsen (2008) og Trafikministeriet (2006), som løbende revideres.

Afsnittet er bygget op på følgende måde:

- Miljømæssig værdikategori – brugsværdi og ikke-brugsværdi
- Beregningspriser for de forskellige typer af miljø- og naturgoder
- Beregningspriser – ”lægge sammen problemstillingen”
- Værdisætning af miljøkonsekvenser i udlandet
- Enhedspriser for ændringer i belastningen af miljøet og naturen
- Skyggeprisen for opfyldelsen af vedtagne miljømålsætninger

#### 4.2.1 Miljømæssig værdikategori – brugsværdi og ikke-brugsværdi

I tilknytning til velfærdsøkonomiske problemstillinger inden for miljø- og naturområdet skelner man ofte mellem forskellige typer af værdier, som bliver benyttet i værdisætningsstudier – jf. Dubgaard & Ladenburg (2007):

- Brugsværdi
  - direkte brugsværdi
  - indirekte brugsværdi
  - optionsværdi
- Ikke-brugsværdi
  - eksistensværdi
  - testamentarisk værdi

Miljøets og naturens *brugsværdi* er knyttet til de tjenester naturen yder menneskene. Man kan skelne mellem den direkte og den indirekte brugsværdi samt optionsværdien. Den direkte brugsværdi er den nytte, befolkningen har af at bruge naturen som produktionsfaktor eller forbrugsgode f.eks. rekreative formål. En bestemt del af naturen eller miljøet – et bestemt skovområde eller luftkvaliteten i en bestemt by – har således kun direkte brugsværdi for den del af befolkningen, der benytter eller befinder sig i denne del af miljøet. Den *indirekte brugsværdi* er den nytte, befolkningen har af naturens positive økologiske ydelser såsom filtrering og nedbrydning af miljøfremmede stoffer og skovenes CO<sub>2</sub>-lagring. *Optionsværdien* er knyttet til selve muligheden for at kunne bruge naturen nu eller i fremtiden. I dette afsnit behandles alene den direkte og indirekte brugsværdi, mens optionsværdien omtales i *afsnit 8.2.2*.

En bestemt del af miljøet eller naturen kan imidlertid også have værdi for den del af befolkningen, som ikke direkte bruger den pågældende del af naturen. Man taler derfor om naturens ikke-brugsværdi. *Ikke-brugsværdien* kan opdeles i eksistensværdien og den testamentariske værdi. *Eksistensværdien* vedrører nytten af at vide, at et bestemt miljøgode overhovedet eksisterer. Man kan f.eks. have nytte af at vide at luftkvaliteten i et byområde, som man godt nok aldrig selv regner med at besøge, er uden sundhedsrisiko for indbyggerne her – eller af, at et bestemt naturområde bevares, selvom man ikke selv regner med at besøge det pågældende område. Den *testamentariske værdi* er udtryk for nytten af at vide, at fremtidige personer har adgang til miljøgodet.

Skelnen mellem brugsværdi og ikke-brugsværdi er væsentlig for forståelsen af de forskellige værdisætningsmetoders begrænsninger. Med de såkaldte *indirekte værdisætningsmetoder* fastsættes beregningsprisen på en ændring i miljøkvaliteten ud fra forudsatte sammenhænge mellem efterspørgslen efter markedsomsatte goder og miljøkvalitet. Her er det alene ændringen i brugsværdien, som estimeres. Kun i forbindelse med de direkte værdisætningsmetoder, hvor befolkningen interviewes om dens betalingsvillighed for en

given ændring i miljøkvaliteten, kan man i praksis også forsøge at afsløre ændringer i ikke-brugsværdierne – jf. *afsnit 4.2.2*.

### 4.2.2 Beregningspriser for de forskellige typer af miljø- og naturgoder

De relevante miljø- og naturgoder blev i *afsnit 3.1.2* sammenfattet under en række miljørelaterede levevilkår – naturens produktivitet som produktionsfaktor, risiko for at pådrage sig forskellige sygdomme og for at dø, stilhed samt rekreative muligheder og herlighedsværdier. Det er disse levevilkår, som er bestemmende for befolkningens nytte. Derfor bør værdisætningen i første række rettes mod netop disse goder. I det følgende omtales beregningspriser for følgende miljø- og naturgoder, idet værdien af naturen som produktionsfaktor allerede er omtalt i *afsnit 4.1.2*.

- Ændringer i risikoen for at pådrage sig forskellige sygdomme.
- Ændringer i risikoen for at dø.
- Ændringer i støjniveauet (udbudet af stilhed).
- Ændringer i udbudet af rekreative muligheder og herlighedsværdier.
- Ændringer i udbudet af ikke-brugsværdier.

Undertiden fremhæves biodiversitet som et særligt naturgode, der bør værdisættes særskilt. Denne tilgang må imidlertid frarådes. Der er ikke tvivl om, at biodiversiteten har en helt grundlæggende betydning for de fleste af naturens funktioner – dvs. mulighederne for at benytte naturen som produktionsfaktor og forbrugsgode samt dens ikke-brugsværdi. Da disse funktioner imidlertid værdisættes separat – jf. ovenfor – så vil der være tale om dobbeltregning, hvis også biodiversiteten i sig selv tillægges en værdi.

Fastsættelsen af beregningspriser for ændringer i udbudet af miljø- og naturgoder, hviler på fuldstændig samme velfærdsøkonomiske grundlag som fastsættelsen af beregningspriser for de markedsomsatte goder. Dvs. befolkningens villighed til at betale for ændringerne benyttes som indikator på nytteændringen herved.

Der kan opstilles forholdsvis generelle beregningspriser for ændringer i risikoen for at pådrage sig forskellige sygdomme og for at dø samt for ændringer i støjniveauet (udbudet af stilhed). Dette skyldes, at der er tale om nogenlunde homogene goder. Ændringerne i udbudet af de øvrige goder – rekreative muligheder og herlighedsværdier samt ikke-brugsværdier – er derimod ofte lokalt bestemt. Derfor bør der for disse goder som udgangspunkt med enkelte undtagelser gennemføres en selvstændig værdisætning i relation til det enkelte projekt. I visse tilfælde kan der dog gennemføres såkaldt benefit transfer, hvor betalingsvilligheden fra et projekt antages også at gælde for et andet tilsvarende projekt – jf. *afsnit 4.3*.

I Miljøstyrelsens nøgletalskatalog – jf. Miljøstyrelsen(2007) – er der angivet beregningspriser for risikoen for at pådrage sig forskellige sygdomme og for at dø samt for ændrin-

ger i støjniveauet. Disse priser kan altid anvendes. I nøgletalskataloget er der også angivet beregningspriser for andre miljø- og naturgoder; men disse kan kun anvendes under forhold, der svarer til dem, hvorunder de er estimeret.

### *Ændring i sygdomsrisikoen*

En ændring i risikoen for at påføre befolkningen en given sygdom kan give anledning til følgende nyttemæssige konsekvenser for samfundet og de berørte personer:

1. Værdien af den værditilvækst, personerne kunne have skabt, hvis de ikke var blevet syge. Opgøres som ændringen i de berørte personers faktorindkomstkabelse – løn, afkast af realkapital og ressourcerente.
2. En ændring i ressourceforbruget i forbindelse med behandling af sygdommen.
3. En ændring i ressourceforbruget til forebyggende og andre defensive foranstaltninger.
4. En direkte ændring i befolkningens velvære, der ændres i takt med ændringen i sygdomshyppigheden.

Beregningsprisen for et enkelt sygdomstilfælde kan herefter beregnes som summen af disse elementer. Denne pris multipliceres med projektets konsekvenser for antallet af sygdomstilfælde pr. år for at nå frem til det dermed forbundne årlige nyttetab.

*Ad. 1. og 2.* De to førstnævnte konsekvenser af den ændrede sygdomsrisiko omtales ofte som *cost of illness*. De kan normalt i praksis opgøres for et typisk eller gennemsnitligt sygdomstilfælde.

Værdien af ressourceforbruget ved at behandle sygdommen beregnes som værdien af produktionsfaktorbruget opgjort i beregningspriser – jf. *afsnit 4.1*.

*Ad. 3.* Ressourceforbruget til forebyggende og andre defensive foranstaltninger benævnes normalt *averting expenditures*. Der er alene tale om det ressourceforbrug, som bliver en konsekvens af befolkningens selvstændige tilpasning til den ændrede situation, og ikke om det ressourceforbrug, som er nødvendigt for helt at modvirke sygdomskonsekvenserne af miljøkvalitetsændringen. Dette ressourceforbrug benævnes *avoidance costs*. Averting expenditures kan også ofte observeres – i det mindste efter at ændringen i sygdomsrisikoen har fundet sted – men det kan være vanskeligt på forhånd at beskrive befolkningens reaktioner på en given miljøkvalitetsændring.

*Ad. 4.* Det væsentligste praktiske problem i relation til værdisætning af ændringer i sygdomsrisikoen vedrører værdisætningen af det enkelte sygdomstilfældes direkte konsekvenser for de sygdomsramtes nytte, ved at deres almene velvære påvirkes. Det er ikke umiddelbart muligt at prissætte denne konsekvens. Hertil kræves særligt designede direkte betalingsvillighedsundersøgelser baseret på interview med et repræsentativt udsnit af befolkningen.

Ideelt set bør der fastsættes en beregningspris for hver sygdom, og beregningsprisen for et enkelt sygdomstilfælde bør fastsættes på grundlag af følgende beregning:

#### Boks 4.3 Udregning af beregningspris for sygdom

(Antal sygedage pr. sygdomstilfælde) · (Faktorindkomst pr. dag) · Netto-afgiftsfaktoren + (Antal sygedage pr. sygdomstilfælde) · (Produktionsfaktorforbrug pr. dag ved sygdomsbehandling) · Beregningspriser på produktionsfaktorer + Forebyggelsesomkostninger opgjort i beregningspriser + Betalingsvillighed for at undgå nyttetab ved tab af alment velvære pr. sygdomstilfælde
= Beregningspris på enkelt sygdomstilfælde

I Andersen et al. (2004) er der gjort rede for, hvilke luftkvalitetsrelaterede sygdomstyper man i en international sammenhæng skelner mellem, og for hvilke der er opstillet dose response funktioner. Der foreligger imidlertid ikke i Danmark en generel liste over, hvilke sygdomstyper det vil være rimeligt at arbejde med i en miljøøkonomisk sammenhæng. Der foreligger beregningspriser for en række sygdomme – jf. Miljøstyrelsen (2004) og Miljøstyrelsen (2007).

#### Ændring i risikoen for at dø

Ændringer i sundhedstilstanden kan også manifestere sig som ændringer i risikoen for at dø af forskellige miljørelaterede sygdomme. Ændringer i risikoen for at dø har primært konsekvenser for befolkningens nytte gennem ændringernes betydning for den forventede levetid, der er bestemmende for befolkningens forventede livstidsnytte. Hertil kommer selvsagt de forbrugs- og nytteændringer, som er knyttet til en eventuel forudgående sygdom.

Der er hverken internationalt eller nationalt enighed om, hvorledes værdisætningen bør gribes an – jf. Pearce et al. (2006), Kapitel 14. Uenigheden omfatter både beskrivelsen af ændringen i dødsrisikoen og som følge heraf også selve værdisætningen heraf. Der synes dog at være en vis enighed om, at den ændrede dødsrisikos konsekvenser for personers forventede levetid eller tab af forventede leveår under alle omstændigheder må indgå som et centralt element i værdisætningen. Dette skyldes, at uanset årsagen til risikoændringen og uanset hvem der rammes heraf, vil den have konsekvenser for personers forventede levetid.

Der er overordnet set to tilgange til prissætningen af ændringer i risikoen for at dø:

- Værdien af et statistisk liv (Value of a Statistical Life *VOSL*)
- Værdien af et leveår (Value of a Life Year *VOLY*)

## KAPITEL 4 – VÆRDISÆTNING – FASTSÆTTELSE AF BEREGNINGSPRISER FOR MARGINALE ÆNDRINGER I RESSOURCEALLOKERINGEN

*VOSL* er udtryk for befolkningens årlige betalingsvillighed for at undgå, at én person pr. år dør tidligere end forventet. Hvis det f.eks. kan godtgøres, at en forringet trafikikkerhed vil indebære, at  $\Delta n$  flere personer vil dø i trafikken pr. år, og at befolkningens samlede

betalingsvillighed for at undgå dette er  $x$  kr., kan *VOSL* beregnes til  $VOSL = \frac{x}{\Delta n}$  kr.

Befolkningens betalingsvillighed kan enten være fastsat gennem indirekte hedonisk værdisætning ud fra lønforskelle mellem jobs med forskellig risiko for dødsulykker, ud fra befolkningens faktiske udgifter til at reducere dødsrisikoen eller gennem direkte interviewbaserede betalingsvillighedsundersøgelser.

For at benytte den fastsatte *VOSL* i andre projektsammenhænge end den, for hvilken værdien er udledt, er det nødvendigt at beskrive projektets konsekvenser i form af en stigning i det årlige antal døde som følge af en bestemt projektrelateret årsag. Der kan f.eks. være tale om en stigning i partikelrelaterede dødsfald som følge af projektets konsekvenser for partikkelkoncentrationen. Den årlige betalingsvillighed for at undgå dette  $x_p$  beregnes herefter som  $x_p = VOSL \cdot \Delta n_p$ , hvor  $\Delta n_p$  er ændringen i det årlige antal døde som følge af partikelforurening.

I stedet for *VOSL*-tilgangen kan man vælge at knytte værdisætningen direkte til ændringerne i de berørte personers forventede levetider. Dette kræver, at det er muligt at opgøre disse ændringer, og at der samtidig fastsættes en pris på et leveår *VOLY*. Ved *VOLY*-tilgangen opgøres værdien af projektets konsekvenser for risikoen for at dø  $x$  ved multiplikation af den fastsatte *VOLY* med ændringen i antal forventede leveår  $\Delta l$  over den anlagte tidshorisont. Dvs.  $x = VOLY \cdot \Delta l$ .

En ændring i dødsrisikoen påvirker ud over den forventede levetid også alt andet lige antallet af personer, som er i live i det enkelte år. Dette har konsekvenser for den samlede produktion og forbrug og dermed også for summen af nytte i det enkelte år – men ikke nødvendigvis nytten pr. person. Der er færre til at producere, men også færre til at forbruge i det enkelte år. Hvorvidt denne nedgang i den årlige sum af nytte skal opfattes som et nyttetab, er omdiskuteret. Trafikministeriet (2006) vælger at betragte forskellen mellem værdien af den afdødes forventede bidrag til faktorindkomstskabelsen og vedkommendes forventede forbrug som udtryk for en nytteændring.

Der foreligger i Danmark hverken en generelt accepteret *VOSL* eller *VOLY*. I Trafikministeriet (2006) er der angivet en pris på statistisk liv, som bl.a. indgår i de beregnede enhedspriser for forskellige typer af trafikuheld. I Andersen et al. (2008) er der beregnet enhedspriser for forskellige typer af luftforurening, hvor der er anvendt *VOSL* – og *VOLY*-værdien, som er anbefalet i Pearce et al. (2006) og Alberini et al. (2006), som benyttes i det EU-finansierede ExternE projekt. Det anbefales at benytte Finansministeriets beregningspriser.

### *Stilhed*

Mange personers livskvalitet afhænger af, i hvor høj grad de udsættes for støj. Derfor må stilhed på linje med luft- og vandkvalitet betragtes som et miljøgode, der bør værdisættes, hvis udbudet heraf ændres.

Beregningsprisen på stilhed er udtryk for betalingsvilligheden for at undgå de gener, som er forbundet med ændringer i støjniveauet. Dette måles normalt i decibel *dB*. En given ændring målt i *dB* indebærer imidlertid en større ændring i støjgenen, hvis den sker fra et højt støjniveau end fra et lavt. Derfor omregnes *dB*-ændringer til ændringer i det såkaldte støjbelastningstal *SBT*. Beregningsprisen udtrykker altså en betalingsvillighed pr. enhed *SBT*.

Betalingsvilligheden for at undgå en ændring i *SBT* er udtryk for tre forhold:

1. Tabet ved at produktionsfaktorer skal benyttes til behandling af støjfremkaldte sygdomme såsom forhøjet blodtryk og hjertelidelser.
2. Mistet værditilvækst ved at personer bliver syge.
3. Tab af alment velvære ved at blive udsat for støj og ubehaget ved at blive syge heraf.

*Ad. 1. og 2.* Værdien af tabet, ved at produktionsfaktorer skal benyttes til behandling af støjfremkaldte sygdomme, kan beregnes efter fuldstændig samme retningslinjer, som blev opstillet for fastsættelse af beregningspriser for ændringer i forskellige sygdomsrisici. Det samme gælder tabet af værditilvækstskabelse ved personers sygdom.

*Ad. 3.* Værdien af personens tab af alment velvære fastsættes i de fleste tilfælde ved brug af hedonisk værdisætning ud fra prisforskelle på boliger, som er forskelligt belastet af støj. Et sådant studie er også gennemført i Danmark – jf. Miljøstyrelsen (2003b). Dette studie har dannet grundlag for fastsættelsen af en generel beregningspris på stilhed – jf. Miljøstyrelsen (2007).

Hvis den enkelte person selv skulle bære de to førstnævnte sundhedsrelaterede tab, ville den indirekte bestemte betalingsvillighed for at undgå støj også omfatte disse økonomiske tab. Nu afholdes sundhedsudgifterne imidlertid af befolkningen i fællesskab, og personer opnår normalt løn under sygdom. Derfor kan beregningsprisen fastsættes ved at summere de to sundhedsrelaterede tab med værdien af det selvstændigt opgjorte tab af alment velvære ved at skulle udsættes for støjen og for ubehaget ved at være syg.

### *Rekreative muligheder og herlighedsværdier*

De rekreative muligheder og herlighedsværdierne omfatter en lang række miljø- og naturgoder, som har betydning for befolkningens livskvalitet. Der er tale om alle former for fritidsaktiviteter i naturen (vandreture, jagt, lystfiskeri, kanosejlsads, botanisering osv.), mulighederne for badning i søer og ved strande, fraværet af lugtgener fra husholdninger,

## KAPITEL 4 – VÆRDISÆTNING – FASTSÆTTELSE AF BEREGNINGSPRISER FOR MARGINALE ÆNDRINGER I RESSOURCEALLOKERINGEN

industri og landbrug samt mulighederne for at opleve særlige landskabsformer og historiske mindesmærker. Udbudet af disse goder påvirkes enten ved direkte indgreb i naturen såsom ændret arealanvendelse eller indirekte gennem forskellige belastningsformers konsekvenser herfor – f.eks. næringsstofbelastningens konsekvenser for vandkvaliteten og dermed udbudet af rekreative muligheder og herlighedsværdier. Værdisætningen skal altså rettes mod ændringer i udbudet af alle disse mange forskellige miljø- og naturgoder.

Befolkningens rekreative muligheder og muligheder for at opleve herlighedsværdier er imidlertid knyttet til en hel række naturtyper og geografisk specifikke lokaliteter. Der kan derfor ikke i samme udstrækning som for de foregående goder opstilles generelle beregningspriser.

I enkelte tilfælde såsom lystfiskeri og jagt omsættes de rekreative muligheder på et marked, og i disse tilfælde kan den gældende køberpris for fiske- eller jagttretted benyttes som beregningspris. For alle de andre rekreative muligheder – traveture i skoven, fugleobservation, kørsel på mountainbike, badning, besøg ved historiske mindesmærker, oplevelse af særlige landskabstyper osv. – er det derimod vanskeligt at opstille generelle beregningspriser. Hertil er goderne for heterogene.

Man er i stedet henvist til ved brug af forskellige indirekte og direkte værdisætningsmetoder at afsløre befolkningens betalingsvillighed for bevarelsen/anlægget af de enkelte specifikke lokaliteter og udbudet af de enkelte muligheder. Der er gjort nærmere rede for de enkelte prissætningsmetoder i Møller et al. (2000), Freemann (2003) og Dubgaard & Ladenburg (2007).

I Danmark er der i de senere år gennemført en række undersøgelser af befolkningens betalingsvillighed for specifikke naturlokaliteter. For en oversigt over disse undersøgelser se Navrud (2007) Appendiks A og B. Det er ressourcekrævende at gennemføre værdisætningsstudier for ændringen i de rekreative muligheder og herlighedsværdierne som følge af påvirkningen af bestemte geografisk afgrænsede naturtyper samt af ændringer i arealanvendelsen. Derfor angives såkaldt *benefit transfer* eller *value transfer* som en praktisk anvendelig værdisætningsmulighed. Denne mulighed for at anvende resultaterne fra et eller flere prissætningsstudier ved vurderingen af nye projekter omtales nærmere i afsnit 4.3.

Betalingsvilligheden for ændringer i de forskellige geografisk afgrænsede rekreative muligheder og herlighedsværdier er knyttet til personer (eller husholdninger), som aflægger de pågældende lokaliteter et besøg eller på anden måde bruger dem. Den samlede betalingsvillighed kan herefter beregnes som summen af alle brugernes betalingsvilligheder.

Personernes individuelle betalingsvilligheder kan enten udtrykkes som et engangsbeløb pr. person, et beløb pr. år pr. person eller et beløb pr. person pr. aktivitetsdag. Den sidste mulighed bør så vidt muligt foretrækkes, idet der herved opnås den bedste mulighed



for en eventuelt senere value transfer til andre sammenhænge. Hvis betalingsvilligheden pr. år pr. person vælges, stiger usikkerheden ved at overføre resultatet til andre sammenhænge. Selvom man også her kender antallet af brugere, er det muligt, at antallet af aktivitetsdage pr. person er forskelligt i de to sammenhænge, og dette må alt andet lige antages at have indflydelse på den årlige betalingsvillighed. Man bør afholde sig fra at angive betalingsvilligheder i kr./ha, kr./km e.l. Dette vil normalt være vildledende, fordi der sjældent er ligefrem proportionalitet mellem et areals størrelse og betalingsvilligheden for indgreb heri.

Uanset hvilken enhed for betalingsvilligheden der vælges, er det vigtigt, at tidshorisonten for betalingerne er specificeret. Dette skyldes, at man ved projektvurderingen normalt angiver den samlede årlige betalingsvillighed for projektets forbrugskonsekvenser over en vis tidshorisont, som kan være uendelig – jf. *afsnit 3.4*. Hvis personerne har udtrykt deres betalingsvillighed for ændringen i de rekreative muligheder som et engangsbeløb, er det derfor nødvendigt at omregne dette beløb til årlige beløb. Dette sker ved annuisering, hvor tidshorisonten og diskonteringsraten er bestemmende for størrelsen af den til engangsbeløbet svarende årlige betaling – jf. *afsnit 5.1.3*.

### *Ikke-brugsværdier*

De hidtil omtalte miljø- og naturgoder tillægges værdi, fordi de indgår som en del af befolkningens forbrug i vid forstand. Man kan opfatte personer som ”forbrugere” af stilhed og rekreative muligheder.

Miljøet og naturen kan imidlertid som nævnt også have betydning for personers nytte, selv om disse ikke direkte bruger de pågældende goder. Alene viden om, at visse naturtyper eller arter eksisterer, kan have værdi for befolkningen. Man taler om, at goderne har ikke-brugsværdi. Der kan både være tale om særlige lokaliteter eller kulturmindesmærker og om mere generelle goder såsom bestemte naturtyper eller arter.

For at opnå oplysninger, om specifikke goder eventuelt har ikke-brugsværdi, er det nødvendigt at rette værdisætningsundersøgelsen mod alle, der kan tænkes at tillægge goderne sådanne værdier. Dette kan være vanskeligt at afgrænse; men i mange tilfælde vil det formentlig være muligt på forhånd at afgøre, om det pågældende gode kun har lokal eller regional betydning, eller om det ligefrem har national betydning.

Fastsættelsen af ikke-brugsværdier kan alene ske gennem direkte interviewbaserede værdisætningsundersøgelser. De indirekte markedsbaserede værdisætningsmetoder er alene rettet mod brugerne af miljø- og naturgoderne. Normalt anbefales det at fastsætte ikke-brugsværdierne som en betalingsvillighed pr. husholdning – jf. Navrud (2007). Dette skyldes, at ikke-brugerne må opfattes som husholdninger med fælles økonomi, der er villige til at afsætte en del af husholdningsbudgettet til bevarelse af visse miljø- og naturgoder. Brugere af goderne er i højere grad personer, hvorfor betalingsvilligheden for brugen af goderne mere naturligt er knyttet til personer. Det er dog ikke ualmindeligt, at

også brugsværdier på grund af den fælles økonomi udtrykkes i kr. pr. husholdning. Ved fastsættelse af ikke-brugsværdier gør der sig de samme problemer gældende vedrørende fortolkningen af engangsbetalinger og årlige betalinger, som blev omtalt i forbindelse med brugsværdierne.

Usikkerheden ved opgørelsen af den økonomiske værdi af ikke-brugsværdier har dog medført, at Finansministeriet anbefaler, at værdisætningsestimater for ikke-brugsværdier udelades i den samfundsøkonomiske analyse. Ikke-brugsværdierne kan derimod indgå i en form, hvor effekten opgøres kvantitativt (antal reddede fugle, antal ha øget skovareal eller lignende) uden at de indgår direkte i netto-opgørelsen af omkostninger og gevinster i den samfundsøkonomiske analyse. Ikke-brugsværdierne indgår derved som en del af det samlede beslutningsgrundlag på et andet niveau end de monetariserede værdier. Desuden bør ikke-brugsværdier håndteres som et separat element i følsomhedsanalyser og i break-even beregninger.

#### 4.2.3 *Beregningspriser – ”lægge sammen problemstillingen”*

Når beregningspriserne på forskellige miljø- og naturgoder fastsættes gennem direkte interviewundersøgelser, er der tale om partielle analyser. Personer udtrykker her deres betalingsvillighed for at opnå eller undgå en nøje specificeret miljøkvalitetsændring – alt andet herunder personernes budget antages at være uændret. Betalingsvilligheden er derfor udtryk for, hvor meget markedsomsat forbrug personerne er villig til at opgive for at opnå eller undgå miljøkvalitetsændringen. Beregningsprisen er udtryk for den relative pris på miljøkvalitetsændringen i forhold til markedsomsat forbrug.

Da beregningspriserne er fastsat gennem sådanne partielle analyser, må de under ingen omstændigheder lægges sammen. Nytteændringen ved f.eks. at gennemføre to skovrejsningsprojekter kan ikke opgøres som summen af befolkningens betalingsvillighed for hvert af projekterne. Der må gennemføres en ny betalingsvillighedsundersøgelse, som omfatter begge projekter. For en oversigt over de mange teoretiske og praktiske problemstillinger, som er forbundet med direkte prissætning henvises til Dubgaard & Ladenburg (2007).

Der er ikke knyttet en tilsvarende ”lægge sammen problemstilling” til beregningspriser fastsat ved anvendelse af de indirekte markedsbaserede værdisætningsundersøgelser. Her udledes betalingsvilligheden for forskellige miljøkvalitetsændringer ud fra personers markedsbaserede adfærd. Personerne har allerede inden for deres begrænsede budget afholdt udgifter til ændringerne – f.eks. gennem betalingen for en mindre støjudsat bolig – og gennem værdisætningsundersøgelsen udledes alene størrelsen af den indirekte betaling for miljø- eller naturgodet. Fordi den udledte betalingsvillighed allerede har givet sig udslag i en faktisk betaling, giver det ligesom for markedsomsatte goder god mening at lægge de indirekte udledte beregningspriser sammen.

Det anbefales altså at undlade at lægge beregningspriser sammen, når de er baseret på direkte værdisætningsundersøgelser. Derimod kan beregningspriser baseret på indirekte værdisætningsundersøgelser godt lægges sammen.

### 4.2.4 *Værdisætning af miljøkonsekvenser i udlandet*

I *afsnit 3.3* blev det anbefalet, at man i visse situationer bør tage hensyn til konsekvenserne for udlandet af eventuel grænseoverskridende forurening. I dette tilfælde har indlandet det fulde ansvar for de nyttemæssige konsekvenser i udlandet, som, hvis der er tale om negative konsekvenser, må antages kun nødtvungent at finde sig i dem. Værdisætningen af konsekvenserne bør baseres på betalingsvilligheden hos udenlandske personer for at undgå den med forureningen forbundne nytteændring. For nogle miljøeffekter har EU dog beregnet fælles EU-beregningspriser – se f.eks. AEA Technology Environment (2005).

Ændringer i udslippet af de globalt virkende klimagasser repræsenterer dog et særligt problem. I praksis baseres værdisætningen derfor normalt på vedtagne emissionsbegrænsninger, således at værdisætningen rettes mod de marginale nyttetab ved at opfylde emissionsmålsætningen. Værdien af dette nyttetab udtrykkes i den såkaldte *skyggepris* – jf. *afsnit 4.2.6*. Som skyggepris for ændringer i emissionerne af klimagasser anbefales det at anvende den internationale CO<sub>2</sub>-kvotepris. Denne fremgår af Miljøstyrelsens nøgletalskatalog – jf. Miljøstyrelsen (2007).

Argumentet herfor er, at kvoteprisen direkte repræsenterer den marginale omkostning eller gevinst for samfundet ved at ændre CO<sub>2</sub>-emissionsomfanget fra de kvotebelagte erhvervssektorer. Samtidig kan CO<sub>2</sub>-kvoteprisen benyttes som indikator på den marginale omkostning eller gevinst ved at ændre CO<sub>2</sub>-emissionerne fra de ikke kvotebelagte samfundssektorer. Dette skyldes, at resten af samfundet kan bidrage til opfyldelsen af samfundets samlede målsætning for CO<sub>2</sub>-emissionerne gennem Joint Implementation i udlandet. Da denne mulighed også står åben for de kvotebelagte sektorer, vil der være en tendens til, at CO<sub>2</sub>-kvoteprisen er nogenlunde lig med den marginale omkostning ved Joint Implementation og dermed også lig med den marginale omkostning eller gevinst ved at ændre emissionsomfanget i den ikke-kvotebelagte del af økonomien.

Det er dog vigtigt at være opmærksom på, at CO<sub>2</sub>-kvoteprisen er en skyggepris og derfor ikke kan anvendes til at vurdere de nyttemæssige gevinster ved at begrænse klimaændringerne gennem de vedtagne emissionsbegrænsninger i de internationale klimaaftaler. Skyggeprisen er alene udtryk for de marginale omkostninger ved at indgå klimaaftalerne – ikke for gevinsterne herved.

### 4.2.5 *Enhedspriser for ændringer i belastningen af miljøet og naturen*

Der er i det foregående opstillet retningslinjer for fastsættelsen af beregningspriser på de miljø- og naturgoder, som har direkte betydning for befolkningens levevilkår og nytte. Prissætningen bør i første række rettes mod disse goder.

Det er ofte, hvis det overhovedet er muligt, meget ressourcekrævende ved hver eneste projektvurdering at gennemføre en beskrivelse af konsekvenserne for udbudet af de egentlige miljø- og naturgoder. I mange tilfælde er det kun umiddelbart muligt at beskrive projektets konsekvenser for miljøbelastningen – emissioner til jord, vand og luft samt fysisk belastning af naturen. Til brug for sådanne sammenhænge kan det derfor være en fordel at beregne såkaldte *enhedspriser* for forskellige belastningstyper. Disse priser udtrykkes typisk i *kr. pr. belastningsændring* – f.eks. *kr./NO<sub>x</sub>-emission*, *kr./N-forbrug*, *kr./km personbilkørsel*, *kr./kWh elproduktion* osv. I Energistyrelsen (2008) og Trafikministeriet (2006) er der opstillet en række enhedspriser for de pågældende sektorer belastning af naturen og miljøet. I Miljøstyrelsen (2007) er der tilsvarende opstillet enhedspriser, som kan være relevante ved vurderingen af projekter på miljø- og naturområdet.

Fordelen ved enhedspriserne er, at de er direkte knyttet til belastningsændringer. Herved undgår man ved projektvurderingen i hvert eneste tilfælde at skulle beskrive konsekvenserne for udbudet af de levevilkårsrelevante miljø- og naturgoder. Værdien heraf kan beregnes alene med kendskab til projektets belastningskonsekvenser, når der er opstillet enhedspriser herfor.

Svagheden ved denne tilgang er, at enhedspriserne er beregnet under meget specifikke omstændigheder og forudsætninger. Enhedsprisen kan således afhænge af den geografiske placering af belastningsændringen, hvilket typisk gælder for ændringer i emissionerne til luft og vand. Den geografiske placering har bl.a. betydning for, hvilke medier og naturtyper der rammes af belastningsændringen, og for hvor mange personer der udsættes for konsekvenserne heraf. Enhedsprisen kan også afhænge af miljøforholdene i udgangssituationen. Konsekvenserne af en given emissionsændring kan afhænge af, hvor belastet miljøet og naturen er i forvejen. Hvis endelig enhedsprisen er knyttet til aktivitetsændringer såsom elproduktion eller bilkørsel, afhænger prisen også af den teknologi, som benyttes ved aktiviteten – f.eks. brændselstype.

Enhedspriser er imidlertid meget anvendt over for de belastningsændringer, hvor der foreligger beregnede enhedspriser. Der bør herske enighed om priserne, så der sikres ensartethed i analyserne. Det er også vigtigt at sikre sig, at enhedspriserne kan bruges i analysen. Man bør således indhente information om, hvordan og under hvilke forhold de er beregnet. Priserne bør kun benyttes i projektvurderingssammenhænge, der minder om de forhold, hvorunder de er beregnet. Anvendelsen af enhedspriser repræsenterer derfor en pragmatisk genvejsløsning.

#### 4.2.6 Skyggepriser for opfyldelsen af vedtagne miljømålsætninger

Beregningspriserne (og enhedspriserne) på miljø- og naturgoder er udtryk for den marginale nyttemæssige værdi af en ændring i udbudet af goderne. Det er som udgangspunkt disse priser, som bør benyttes ved projektvurderingen.

Det kan imidlertid også i visse tilfælde være relevant at værdisætte miljøkonsekvenserne ud fra de marginale velfærdsøkonomiske omkostninger ved at opfylde vedtagne miljømålsætninger. Sådanne priser benævnes *skyggepriser*. Disse priser kan ikke erstatte beregningspriserne; men såfremt det på grund af manglende information er umuligt at beregne værdien af en miljøbelastningsændring, og der ikke foreligger en relevant enhedspris herfor, kan det overvejes at gøre brug af en skyggepris.

En sådan kan i sagens natur kun foreligge for miljøbelastninger, for hvilke der er opstillet specifikke reduktionsmålsætninger. Samtidig bør man være opmærksom på, at fortolkningen af en skyggepris adskiller sig fra fortolkningen af beregningspriserne, hvorfor der bliver tale om en vis metodisk inkonsistens, når de to typer af priser anvendes i samme analyse. Beregningen af skyggepriser kan i en dansk sammenhæng f.eks. være relevant for SO<sub>2</sub>- og NO<sub>x</sub>-emissioner, for landbrugets næringsstofbelastning samt som omtalt i *afsnit 4.2.4* for samfundets CO<sub>2</sub>-emissioner. For disse miljøbelastningsformer foreligger der vedtagne målsætninger.

Argumentet for at benytte skyggepriser er, at en yderligere belastning af miljøet med det pågældende stof vil bryde med den opstillede målsætning for stoffet. Dette må give anledning til kompenserende foranstaltninger, som sikrer den fortsatte overholdelse af målsætningen. De marginale omkostninger, som samfundet herved påføres – dvs. forbrugs- og nyttetabet ved at benytte produktionsfaktorer hertil – er så at sige prisen for at belaste miljøet. Det omvendte gælder selvsagt ved en reduktion af miljøbelastningen. Samfundet undgår herved at benytte produktionsfaktorer til foranstaltninger, der skal sikre målsætningens opfyldelse.

Det er imidlertid ikke nogen let opgave at opgøre de marginale omkostninger ved at opfylde en given miljømålsætning. Dette skyldes primært, at målsætningerne kan opfyldes på en lang række forskellige måder. Man kan foretage teknologiske foranstaltninger, man kan begrænse omfanget af de økonomiske aktiviteter, man kan ændre sammensætningen heraf, og ændringerne kan gennemføres ved brug af såvel administrative som økonomiske styringsmidler – hver med deres konsekvenser for allokeringen af ressourcerne i samfundet og dermed for forbruget.

I Møller et al. (2000) Kapitel 7 er det forklaret, hvorledes man opstiller en omkostningskurve for reduktionen af en given miljøbelastning. Heraf kan det for en ønsket belastningsreduktion aflæses, hvad denne samlet set vil koste. Samtidig kan enhedsomkostningen for den dyreste af de for reduktionen nødvendige foranstaltninger aflæses. Denne enhedsomkostning svarer til skyggeprisen for den ønskede belastningsreduktion. I *Kapitel 10* gennemgås et eksempel på udformning af en omkostningseffektiv strategi for opfyldelsen af den danske målsætning for NO<sub>x</sub>-emissionerne i 2010. Den marginale omkostning for denne strategi kan benyttes som NO<sub>x</sub>-skyggepris.

Skyggeprisen på en miljøbelastningsændring fastsættes som den marginale velfærdsøkonomiske omkostning ved at opfylde en given målsætning for miljøbelastningen. At den marginale omkostning skal fastsættes som en velfærdsøkonomisk omkostning, kan imidlertid give anledning til et problem. Dette skyldes, at de velfærdsøkonomiske omkostninger også omfatter værdien af de forskellige reduktionsforanstaltningers konsekvenser for andre former for miljøbelastning.

F.eks. kan en energispareforanstaltning, der reducerer  $\text{SO}_2$ -emissionerne, også have konsekvenser for  $\text{NO}_x$ -emissionerne. Disse konsekvenser repræsenterer miljøkvalitetsforbedringer med en positiv nyttemæssig værdi – dvs. en negativ velfærdsøkonomisk omkostning. Værdien heraf bør fastsættes ved at opgøre konsekvenserne af emissionsreduktionerne for udbudet af de endelige levevilkårsrelevante miljø- og naturgoder og værdisætte disse konsekvenser ved brug af beregningspriser. Hvis der foreligger relevante enhedspriser for  $\text{NO}_x$ -emissionerne, kan disse anvendes direkte på emissionsreduktionerne.

Man må derimod ikke fastsætte  $\text{SO}_2$ - og  $\text{NO}_x$ -emissionernes velfærdsøkonomiske værdi ved at anvende eventuelle skyggepriser for disse emissionstyper. Dette skyldes, at man herved kan komme til at ”regne i ring”. Skyggeprisen for  $\text{SO}_2$  kommer til at afhænge af skyggepriserne på  $\text{NO}_x$ , og denne skyggepris kan igen være beregnet ved brug af skyggeprisen på  $\text{SO}_2$ . Denne problemstilling understreger de begrænsede anvendelsesmuligheder for skyggepriser i forbindelse med projektvurdering.

Det anbefales kun at anvende skyggepriser til at værdisætte projektets konsekvenser for belastningen af miljøet, såfremt det på grund af manglende information er umuligt at beregne værdien af miljøbelastningsændringen, og der ikke foreligger en relevant enhedspris herfor. Man bør undgå at bruge foreliggende skyggepriser til at beregne nye skyggepriser. Man risikerer herved at ”regne i ring”, fordi den skyggepris, man ønsker at benytte, kan være beregnet ved hjælp af den skyggepris, man er ved at beregne.

### 4.3 Benefit transfer (value transfer)

Det er muligt at opstille generelt anvendelige beregningspriser for markedsomsatte goder – herunder ændringer i naturens produktivitet som produktionsfaktor – samt for ændringer i risikoen for forskellige sygdomme, ændringer i risikoen for at dø og for ændringer i støjniveauet. Det er derimod ikke muligt at fastsætte generelle priser for brugs- og ikke-brugsværdien af forskellige naturområder, landskabstyper og kulturelle mindesmærker. Der er tale om fysisk, biologisk og geografisk set meget specifikke goder, som bør værdisættes hver for sig. Uanset om der er tale om anvendelse af direkte eller indirekte værdisætningsmetoder, er det imidlertid meget ressourcekrævende at gennemføre sådanne værdisætningsstudier. Der er derfor i de senere år forsket intensivt i mulighederne for at anvende priser fastsat i én sammenhæng i forbindelse med vurdering af projekter i andre sammenhænge – såkaldt *benefit transfer*.

Benefit transfer defineres som at tage en enhedspris for et ikke-markedsomt gode estimeret gennem en original analyse og – måske efter en eller anden form for omregning – at anvende dette estimat til at prissætte benefits, der fremkommer i en anden sammenhæng – jf. Pearce et al. (2006) og Navrud (2007). Der er ofte tale om at overføre en enhedspris for ét naturområde til et andet, og i sådanne tilfælde tales der om at overføre enhedsprisen fra et *studieområde* til et *policyområde*. Denne sprogbrug vil blive anvendt i det følgende. Det er selvsagt ikke kun enhedspriser for gevinster, som kan overføres – også enhedspriser for omkostninger kan overføres. Derfor foreslår Navrud (2007), at der i stedet for benefit transfer tales om *value transfer*. Her bevares den internationalt indarbejdede sprogbrug.

I afsnittet præsenteres følgende to centrale problemstillinger:

- Metoder til benefit transfer
- Benefit transfer mellem lande

For mere omfattende omtale af de teoretiske problemer og praktiske erfaringer med benefit transfer på miljøområdet henvises til Navrud (2007), Birr-Petersen (2006) og Pearce et al. (2006).

### 4.3.1 Metoder til benefit transfer

Der skelnes normalt mellem tre forskellige hovedformer for benefit transfer metoder.

- Simple enhedspris overførsel
- Enhedspris overførsel med justering for indkomstforskelle
- Benefitfunktion overførsel

#### *Simple enhedspris overførsel*

Ved simple enhedspris overførsel overføres enhedsprisen fra studieområdet direkte til policyområdet. Ved brugsværdier såsom mulighederne for rekreative aktiviteter udtrykkes enhedsprisen i *kr. pr. aktivitetsdag* eller eventuelt som *kr. pr. år pr. person* eller *kr. pr. år pr. husholdning*. Ved ikke-brugsværdier udtrykkes enhedsprisen bedst som *kr. pr. år pr. husholdning*.

Enhedsprisen for studieområdet vil være udtrykt i et prisniveau, som var gældende, da det oprindelige studie blev gennemført. Projektet i policyområdet gennemføres normalt nogle år senere. For at bringe studieområdets enhedspris op på det prisniveau, som benyttes i forbindelse med projektvurderingen i policyområdet, skal enhedsprisen forhøjes med stigningen i forbrugerprisindekset.

Der skal udvises meget stor forsigtighed, når simple enhedspris overførsel anvendes.

Ændringerne i studieområdet og policyområdet skal være relativt ens. De berørte befolkningsgrupper skal også svare nogenlunde til hinanden, og de skal have nogenlunde de samme alternative forbrugsmuligheder. Endelig må den overførte enhedspris heller ikke være for gammel.

#### *Enhedsprisoverførsel med justering for indkomstforskelle*

Det må antages, at indkomstforskelle hos de berørte befolkningsgrupper i studieområdet og policyområdet har betydning for personernes betalingsvillighed for ellers ens ændringer i miljøkvaliteten. Dette kan der justeres for ved at korrigere studieområdets enhedspris  $p_s$  med en faktor bestemt af det relative indkomstniveau pr. capita  $Y_p$  og  $Y_s$  for hhv. policyområdets og studieområdets befolkninger. Enhedsprisen for policyområdet  $p_p$  beregnes herefter således:

$$p_p = p_s \cdot \left( \frac{Y_p}{Y_s} \right)^e$$

hvor  $e$  er indkomstelasticiteten for efterspørgslen efter det pågældende miljø- eller naturgode. Det antages ofte, at  $e = 1$ .

Enhedspris overførsel med justering for prisforskelle benyttes bl.a. i forbindelse med enhedspris overførsel mellem lande. I denne forbindelse er det væsentligt også at justere for forskelle i den såkaldte *købekraftsparitet* – jf. afsnit 4.3.2.

#### *Benefit-funktion overførsel*

Enhedspris overførsel med justering for indkomstforskelle tager kun højde for, at disse kan være årsag til en enhedsprisdifference mellem studie- og policyområdet. Der er imidlertid også andre forhold, som kan være årsag hertil – f.eks. demografiske forhold, fysiske og biologiske forhold samt karakteren og omfanget af den betragtede ændring i miljøkvaliteten. For at tage højde for disse forhold kan man gennemføre benefit transfer ved brug af en funktion, der angiver sammenhængen mellem de berørte personers betalingsvillighed og en række samfundsøkonomiske og demografiske forhold samt fysiske og biologiske karakteristika. En generel funktion for en persons betalingsvillighed  $WTP$  kan formuleres på følgende måde:

$$WTP = f(y, d, z)$$

hvor  $y$  er samfundsøkonomiske forhold såsom indkomst,  $d$  er demografiske forhold såsom alder og køn, og  $z$  er fysiske og biologiske karakteristika såsom alternative rekreative områder og artsdiversitet. Benefit transfer funktionen kan estimeres for studieområdet, men det er også muligt at estimere funktionen på baggrund af resultaterne fra et større antal primære prissætningsundersøgelser – en såkaldt *metaanalyse*.



Uanset hvorledes funktionen estimeres, kan den efterfølgende benyttes til at beregne betalingsvilligheden for de berørte personer i policyområdet. Dette forudsætter selvsagt, at der for policyområdet indhentes oplysninger om alle de variable, som indgår i benefit transfer funktionen. Dette gør denne overførselsmetode vanskeligere at anvende i praksis end enhedspris overførslerne.

#### 4.3.2 Benefit transfer mellem lande

Hvis man ønsker at anvende enhedsprisen fra et udenlandsk prissætningsstudie i en dansk sammenhæng, er det nødvendigt at omregne den udenlandske enhedspris til danske kr. Dette bør ikke ske ved hjælp af officielle valutakurser, men ved anvendelse af såkaldte *købekraftspariteter* (*PPP*). Købekraftspariteten for den *danske kr.* i forhold til den *amerikanske \$* er således udtryk for, hvor mange danske *kr.* man skal benytte i Danmark for at købe den samme ”kurv” af varer, som man kan få for én \$ i USA. Dette er det korrekte omregningsforhold, når betalingsvilligheden for et naturgode skal omregnes til en tilsvarende dansk betalingsvillighed. Betalingsvilligheden i USA er udtryk for, hvor mange forbrugsgoder amerikaneren vil afgive, og det er denne villighed til at afgive forbrug, som overføres til danske forhold. OECD publicerer en oversigt over *PPP* for OECD landene – jf. OECD (2006).

Hvis f.eks. betalingsvilligheden for et naturgode i Sverige er  $WTP_{sk}$  *svenske kr.*, så kan den tilsvarende betalingsvillighed i Danmark  $WTP_{dk}$  *danske kr.* beregnes på følgende måde ved at anvende de i OECD (2006) oplyste købekraftspariteter for 2005:

$$WTP_{dk} = WTP_{sk} \cdot \frac{8,33}{9,06} = WTP_{sk} \cdot 0,92$$

hvor 9,06 *svenske kr./\$* og 8,33 *danske kr./\$* er købekraftspariteterne for hhv. svenske og danske kr. i forhold til \$.

OECD (2006) angiver også mængdeindeks for købekraftskorrigeret BNP pr. capita. Disse indeks kan benyttes til en eventuel enhedsprisoverførsel med justering for indkomstforskelle, hvis det antages, at indkomstelasticiteten  $e$  for det pågældende naturgode er én – jf. ovenstående formel. I eksemplet med omregning af  $WTP_{sk}$  til  $WTP_{dk}$  skal den

svenske betalingsvillighed yderligere multipliceres med  $\frac{118}{112} = 1,05$ , idet 118 og 112

er mængdeindeksene for BNP pr. capita for hhv. Danmark og Sverige i forhold til OECD-gennemsnittet i 2005.

Hvis den svenske betalingsvillighed er fundet i et ældre studium fra f.eks. år 2000, så bør justeringerne for købekraftsforskelle og forskelle i BNP pr. capita gennemføres med de i år 2000 gældende *PPP* og mængdeindeks for BNP pr. capita. Det beregnede beløb i

## KAPITEL 4 – VÆRDISÆTNING – FASTSÆTTELSE AF BEREGNINGSPRISER FOR MARGINALE ÆNDRINGER I RESSOURCEALLOKERINGEN

danske år 2000-kr. omregnes herefter til 2005-kr. ved at forhøje beløbet med stigningen i det danske forbrugerprisindeks.

Navrud (2007) har for Miljøstyrelsen opstillet retningslinjer for gennemførelsen af en kvalificeret benefit transfer, som altid bør udføres med stor grundighed. Dette gælder ikke mindst ved overførsel af betalingsvilligheder mellem lande, hvor både de samfundsøkonomiske og demografiske forhold, men måske især de fysiske, biologiske og holdningsmæssige forhold kan være meget forskellige. Ønsket om at opstille beregningspriser for miljø- og naturgoder, som er gældende for hele EU-området, kan derfor nok fra et politisk synspunkt være hensigtsmæssigt; men vil ikke være retvisende for de berørte befolkningsgruppers marginale nytte af goderne. For at sikre mere konsistente og valide benefit transfer opstilles en række retningslinjer, som det anbefales at følge. Disse omfatter:

- Identificer den ændring i miljøgodet (inden for policyområdet), som skal værdisættes.
- Identificer hvor mange husholdninger der påvirkes af ændringen i miljøtilstanden.
- Tag udgangspunkt i de studier der er 1) metodisk forsvarlige, dvs. med svarprocenter på mindst 50 %, 2) som værdisætter samme typer af ændringer i miljøgodet, og som 3) indeholder information om WTP for specifikke ændringer i miljøgodet.
- Anvend enhedspriser der opgøres som *WTP/husholdning/år*. For rekreative brugsværdier skal enhedsprisen opgøres som *kr./person pr. aktivitetsdag* eller *kr./husholdning pr. aktivitetsdag*.
- Ud fra enhedspriserne og antal berørte husholdninger beregnes de samlede omkostninger eller gevinster ved ændringen i miljøgodet.

Følges disse retningslinjer, forbedres grundlaget for at anvende benefit transfer og medtage brugs- og ikke-brugsværdier ved miljøgoder i velfærdsøkonomiske analyser.



## KAPITEL 5

### DISKONTERING

Alle projekter har normalt en tidsmæssig dimension. Projektets økonomiske og miljømæssige konsekvenser indtræffer i bestemte år inden for den tidshorizont, der er anlagt ved konsekvensbeskrivelsen. Dette indebærer, at konsekvenser, som indtræffer i forskellige år, skal afvejes mod hinanden. Afvejningen sker gennem *diskontering*, hvor fremtidige konsekvenser tillægges stadig mindre vægt i den velfærdsøkonomiske vurdering.

#### Anbefaling

##### 1. Velfærdsøkonomisk analyse (Cost Benefit Analyse)

##### Nutidsværdien

Værdien af projektets gevinster og omkostninger opgjort år for år sammenvejes gennem *diskontering* til en *nutidsværdi*. Projektets nutidsværdi  $N$  beregnes ved diskontering på følgende måde:

$$N = \sum_{t=0}^T (B_t - C_t) \cdot (1+q)^{-t}$$

hvor  $B_t$  = værdien af projektets gevinster i år  $t$  opgjort i beregningspriser  
 $C_t$  = værdien af projektets omkostninger i år  $t$  opgjort i beregningspriser  
 $T$  = den valgte tidshorizont for projektvurderingen  
 $q$  = diskonteringsraten

*Diskonteringsraten  $q$  er fastsat af Finansministeriet*

*Hvis projektets nutidsværdi er positiv, er det fordelagtigt for samfundet (Afsnit 5.1.1 og 5.1.2)*

*Projektets relative fordelagtighed bør vurderes ved sammenligning af deres nutidsværdier opgjort for den samme tidshorizont eller ved sammenligning af deres årlige netto-gevinster (Afsnit 5.1.3)*

Projektets årlige netto-gevinster  $(B - C)$  beregnes ved annuisering på følgende måde:

$$B - C = N \cdot \frac{q}{1 - (1+q)^{-T}} = N \cdot a(q, T)$$

hvor  $a(q, T) = \frac{q}{1 - (1+q)^{-T}}$  kaldes *kapitalindvindingsfaktoren*.

Tilsvarende kan projektets *årliche realkapitalomkostninger* beregnes som  $I \cdot a(q, L)$ , hvor  $I$  er investeringsudgiften, og  $L$  er realkapitalens forventede økonomiske levetid.

*Projektets startår bør fastsættes, således at dets nutidsværdi maksimeres (Afsnit 5.2.1)*

Fastsættelsen af et optimalt startår for projektet er kun relevant, hvis værdien af dets gevinster og omkostninger er afhængig af, i hvilke kalenderår de opnås. Projektets nutidsværdi maksimeres ved at vælge et startår  $t$ , hvor værdien af projektets netto-gevinst  $(B_t - C_t)$  netop overstiger forrentningen af realkapitalomkostningen  $I$  – dvs.  $(B_t - C_t) \geq q \cdot I$ . Jf. i øvrigt *Formel 5.6*.

*Et eksisterende anlæg (sunk costs) bør først udskiftes med et nyt mere fordelagtigt projekt, når den marginale netto-gevinst ved at benytte det eksisterende anlæg i endnu et år er mindre end den gennemsnitlige gevinst ved det nye projekt (Afsnit 5.2.2)*

Den marginale netto-gevinst ved at benytte det eksisterende anlæg beregnes ud fra *Formel 5.8*, og den gennemsnitlige netto-gevinst ved det nye projekt beregnes ud fra *Formel 5.7*.

## *2. Omkostningseffektivitetsanalyse (Cost Effectiveness Analyse)*

I omkostningseffektivitetsanalyser sker der ingen værdisætning af den undersøgte miljøkonsekvens. Da diskonteringen er rettet mod den velfærdsøkonomiske værdi af projektets konsekvenser, er det kun under særlige forudsætninger, at ikke-værdisatte miljøkonsekvenser direkte kan diskonteres.

*Udvis varsomhed med direkte diskontering af ikke-værdisatte miljøbelastningsændringer (Afsnit 5.3 og 5.4)*

I forbindelse med cost effectiveness analyser undlader man at værdisætte miljøbelastningsændringen. Dette kan give anledning til et vurderingsproblem, hvis ændringernes tidsprofil varierer mellem de betragtede projekter. Hvis belastningsændringernes enhedspriser må antages at variere over årene, kan man nemlig ikke blot diskontere miljøkonsekvenserne. For at diskontere miljøbelastningsændringer skal følgende forudsætninger være opfyldt:

1. Sammenhængen mellem miljøbelastningsændringen og koncentrationsændringen af det skadelige stof er lineær
2. Sammenhængen mellem ændringen i koncentrationen af det skadelige stof og miljøtilstandsændringen er lineær
3. Sammenhængen mellem miljøtilstandsændringen og den velfærdsøkonomiske værdi heraf er lineær

Hvis disse forudsætninger er opfyldt, kan omkostningseffektiviteten for to projekter med hhv. tidsbegrænsede og varige miljøkonsekvenser beregnes som – jf. *Formel 5.10*

$$OE_T = \frac{\sum_{t=0}^{\infty} \frac{C_t}{(1+q)^t}}{\sum_{t=0}^T \frac{E_t}{(1+q)^t}} \quad \text{og} \quad OE_{\infty} = \frac{\sum_{t=0}^{\infty} \frac{C_t}{(1+q)^t}}{\sum_{t=0}^{\infty} \frac{E_t}{(1+q)^t}}$$

hvor  $OE_T$  og  $OE_{\infty}$  hhv. står for omkostningseffektiviteten for den tidsbegrænsede og den varige foranstaltning,  $C_t$  står for netto-forbrugsomkostninger i periode  $t$ ,  $E_t$  står for belastningsreduktion i periode  $t$ , og  $q$  er diskonteringsraten.

*Når planlægningshorisonten for opfyldelsen af en given miljømålsætning er begrænset, bør analysen omfatte følgende tre elementer (Afsnit 5.2.3)*

1. Først opgøres de relative omkostningseffektiviteter ved forskellige foranstaltninger, der inden for den givne tidshorisont bidrager til målsætningens opfyldelse – herunder også foranstaltninger, der påvirker allerede eksisterende projekter. Målsætningen opfyldes ved at vælge de mest omkostningseffektive blandt de analyserede projekter.
2. Analysen under *pkt. 1* suppleres med en opgørelse af de relative omkostninger ved forskellige foranstaltninger, der på længere sigt bidrager til målsætningens opfyldelse – dvs. løsning af teknikvalgsproblemstillingen. Herved bliver det muligt også at udpege den mest omkostningseffektive opfyldelse af målsætningen på længere sigt.
3. Såfremt løsningen af teknikvalgsproblemstillingen under *pkt. 2* viser, at alternative projekter til nogle af de eksisterende projekter bedre opfylder målsætningen på længere sigt, fastsættes optimale udskiftningstidspunkter for de eksisterende projekter.

*Fremrykning af investering (Afsnit 5.2.4)*

Omkostningseffektiviteten ved at fremrykke investeringer beregnes for den årrække fremrykningen omfatter, og den beregnede omkostningseffektivitet kan direkte sammenlignes med effektiviteten for ikke hidtil overvejede projekter. Nutidsværdien af miljøgevinster og omkostninger fra disse projekter vil normalt være større, fordi de strækker sig over en længere årrække end en fremrykning af investeringer.

*Projektets eventuelle konsekvenser for udbudet af unikke goder bør ikke diskonteres (Afsnit 5.5)*

Den nyttemæssige værdi af visse forbrugsgoder reduceres ikke nødvendigvis, fordi det generelle forbrugsniveau gennem de alternative afkastmuligheder forventes at stige. Dette gælder eksempelvis unikke naturområder, ændringer i sygdoms- og dødsrisici samt den kritiske naturkapital.

I kapitlet behandles følgende problemstillinger:

- Beregning af nutidsværdi, diskonteringsraten og annuisering
- Tidsfastsættelsesproblemer og ændring af investeringstidspunkt
- Diskontering af ikke-værdisatte miljøkonsekvenser
- Diskontering af miljøeffekter med forskellig tidsprofil
- Afgrænsning af diskonteringsrelevans i relation til miljø- og natureffekter

For en mere udførlig behandling af diskonteringsproblemstillingen henvises til Møller (2003b) og Hepburn (2006) samt til litteraturlisterne heri.

## 5.1 Beregning af nutidsværdi, diskonteringsraten og annuisering

### 5.1.1 Nutidsværdiberegningen

Grundlæggende løses det tidsmæssige vurderingsproblem ved at sammenveje værdien af hvert års gevinster og omkostninger med tidsmæssigt afhængige diskonteringsfaktorer. Herved beregnes projektets *nutidsværdi*  $N$  ved *diskontering* på følgende måde:

$$5.1 \quad N = \sum_{t=0}^T (B_t - C_t) \cdot (1 + q)^{-t}$$

- hvor
- $B_t$  = værdien af projektets gevinster i år  $t$
  - $C_t$  = værdien af projektets omkostninger i år  $t$
  - $T$  = den valgte tidshorisont for projektvurderingen
  - $(1+q)^{-t}$  = *diskonteringsfaktoren*, hvormed værdien af år  $t$ 's gevinster og omkostninger sammenvejes
  - $q$  = *diskonteringsraten* – dvs. den rate, hvormed diskonteringsfaktoren reduceres år for år

Hvis nutidsværdien  $N$  er positiv, anses projektet for fordelagtigt for samfundet. Det ses, at når diskonteringsraten  $q$  er positiv, tillægges værdien af gevinsterne og omkostningerne gennem diskonteringen stadig mindre vægt, jo længere ude i fremtiden de indtræffer. Derfor vil projekter, hvis omkostninger skal afholdes tidligt, og hvis gevinster indtræffer sent over den anlagte tidshorisont, alt andet lige være mindre fordelagtige, end projekter for hvilket det omvendte er tilfældet.

Alle projekter, som har en positiv nutidsværdi, er i princippet fordelagtige for samfundet. Undertiden er der imidlertid begrænsede ressourcer til rådighed for de overvejede projekter, hvorfor ikke alle med en positiv nutidsværdi nødvendigvis kan gennemføres. Det kan f.eks. være tilfældet i relation til skovrejsningsprojekter, hvortil der er bevilget et fast årligt beløb. I sådanne tilfælde bør man vælge de projekter, som samlet set skaber den største nutidsværdi. Dette sker ved at rangordne projekterne efter deres nutidsværdi pr. afholdt kr. og vælge de projekter, for hvilke dette forhold er størst, indtil det givne budget

er udtømt. Prioriteringen af projekter bør altid ske inden for statens budgetøkonomiske rammer, dvs. at finanspolitikken skal være holdbar og der skal være et tilstrækkeligt overskud på den strukturelle offentlige saldo, jf. Finansministeriet.

Når projekters relative fordelagtighed søges belyst på grundlag af deres nutidsværdier, er det vigtigt, at disse er beregnet for den *samme tidshorizont*. Dette kan ske ved at vælge en uendelig tidshorizont, eller ved at vælge den mindste fælles tidshorizont. For tre projekter med en levetid på hhv. 10, 15 og 20 år er den mindste fælles tidshorizont således 60 år. I dette tidsrum, vil der kunne gennemføres hhv. 6, 4 og tre af de pågældende projekter i forlængelse af hinanden. Det er disse grupper af projekters nutidsværdier for en 60-årig tidshorizont, der bør sammenlignes. Sammenligningen kan imidlertid også ske ved at annuisere nutidsværdierne – jf. *afsnit 5.1.3*.

### 5.1.2 Diskonteringsraten

Finansministeriet fastsætter diskonteringsraten. Der er tale om et afkastkrav til projektet. Kravet er fastsat ud fra afkastraten ved alternative omallokeringer af samfundets ressourcer med tillæg af en risikopræmie. I nedenstående eksempel er vist beregningen af nutidsværdierne for fire projekter.



## Boks 5.1 Eksempel – beregningen af nutidsværdien

Opgørelsen af projektets netto-forbrugsstrøm bør ske efter de principper for konsekvensbeskrivelse og værdisætning, som er opstillet i *Kapitel 3* og *4*. Resultatet af opgørelsen præsenteres i en tabel, hvor projektets netto-forbrugsskabelse angives år for år over den anlagte tidshorisont. Nedenfor er en sådan tabel vist for fire projekter, der ønskes vurderet over en 20-årig periode.

År	Projekt 1	Projekt 2	Projekt 3	Projekt 4
0	-100	-100	-100	-100
1	5	3	10	0
2	5	4	10	0
3	5	5	10	0
4	5	6	10	0
5	5	7	10	0
6	5	8	10	0
7	5	9	10	0
8	5	10	10	0
9	5	11	10	0
10	5	12	10	0
11	5	11	10	0
12	5	10	10	0
13	5	9	10	0
14	5	8	10	0
15	5	7	10	0
16	5	6	10	60
17	5	5	10	60
18	5	4	10	60
19	5	3	10	60
<b>Sum</b>	<b>-5</b>	<b>38</b>	<b>90</b>	<b>140</b>

Det ses, at projekterne skaber forskellige summer af netto-forbrug. Summen af netto-forbrug er mindst for *projekt 1* – nemlig i alt – 5 mio. kr. Summen er med 38 mio. kr. højere for *projekt 2*, og for *projekt 3* og *projekt 4* stiger summen til hhv. 90 mio. kr. og 140 mio. kr. Alle fire projekter har et negativt netto-forbrug i år 0; men ellers er fordelingen heraf meget forskellig over årene. Projekt 1 og 3 har en ligelig fordeling, mens forbruget i projekt 2 stiger de første 10 år for herefter frem til år 20 at falde til niveauet fra år 1. Endelig er projekt 4 karakteriseret ved, at netto-forbruget de første 13 år er 0, hvorefter det i de sidste 6 år et relativt højt.

På det foreliggende grundlag er det kun muligt at afvise projekt 1, hvis sum af nettoforbrug er negativ. Det er aldrig fordelagtigt at påføre en befolkning et forbrugstab i et givet år med henblik på at skabe en samlet sum af forbrug de følgende år, hvis denne sum er mindre end det oprindelige forbrugstab. De øvrige projekter kan derimod ikke umiddelbart afvises, da de samlet set over den betragtede periode resulterer i en positiv sum af forbrug.

Sammenligningen bør koncentreres om projekternes afkastrate, hvilket sker ved at beregne deres nutidsværdier ved en diskonteringsrate på 4 pct. svarende til den antagne alternative forbrugsafkast rate. Er nutidsværdien større end nul, er projektet fordelagtigt i forhold til alternative afkastmuligheder.

I det opstillede eksempel er nutidsværdien ved diskontering på 4 pct. hhv. -5,3 mio. kr., 31,3 mio. kr. og 20,9 mio. kr. for projekt 2, 3 og 4.

$$N_2 = -100 + \frac{3}{1,04} + \frac{4}{1,04^2} + \frac{5}{1,04^3} + \frac{6}{1,04^4} + \dots + \frac{4}{1,04^{18}} + \frac{3}{1,04^{19}} = -5,3 \text{ mio. kr.}$$

$$N_3 = -100 + \frac{10}{1,04} + \frac{10}{1,04^2} + \frac{10}{1,04^3} + \frac{10}{1,04^4} + \dots + \frac{10}{1,04^{18}} + \frac{10}{1,04^{19}} = 31,3 \text{ mio. kr.}$$

$$N_4 = -100 + \frac{60}{1,04^{16}} + \frac{60}{1,04^{17}} + \frac{60}{1,04^{18}} + \frac{60}{1,04^{19}} = 20,9 \text{ mio. kr.}$$

Dermed må projekt 2 afvises, idet der kan opnås en alternativ netto-forbrugsstrøm, som i afkastmæssig henseende er bedre end projekt 2's. Projekt 3 og 4 må begge foretrækkes for de alternative afkastmuligheder; men Projekt 3 giver et højere afkast end projekt 4, og det bør derfor foretrækkes.

Når samfundets knappe produktionsfaktorer anvendes på et givet projekt, trækkes de bort fra anden anvendelse. Projektets anvendelse af de knappe ressourcer skaber en forbrugsstrøm, men samtidig mistes en alternativ forbrugsstrøm. Det er derfor vigtigt i forbindelse med projektvurderingen at sikre sig, at projektets forbrugsstrøm er mindst lige så fordelagtig som den bedste alternative forbrugsstrøm.

Dette sker ved at diskontere projektets forbrugsstrøm med en alternativ forbrugsafkastrate  $q$ , som er fastsat af Finansministeriet. Ved at diskontere projektets forbrugsstrøm med en alternativ forbrugsafkastrate undersøges det, om projektets forbrugsafkastrate er større eller mindre end den alternative rate. Hvis

$$5.2 \quad N = \sum_{t=0}^T (B_t - C_t) \cdot (1 + q)^{-t} \geq 0$$

bør projektet gennemføres – det giver et større forbrugsafkast end det bedste alternative projekt – og omvendt, hvis  $N < 0$ .

Alternativt kan den *interne rente*  $i$  beregnes og sammenlignes med den alternative forbrugsafkastrate  $q$ . Den interne rente beregnes som den diskonteringsrate, ved hvilken nutidsværdien af strømmen er nul. Den interne rente  $i$  beregnes altså ved løsning af følgende ligning:

$$5.3 \quad 0 = \sum_{t=0}^T (B_t - C_t) \cdot (1 + i)^{-t}$$

Hvis  $i > q$  bør projektet gennemføres.

Når projekter diskonteres med den alternative afkastrate undersøges det alene om de lever op til afkastkravet repræsenteret ved afkastraten. Den samme afkastrate kan imidlertid opnås for vidt forskellige tidsprofiler for de årlige forbrugsændringer – jf. *Boks 5.2*. Tidsprofilen anses imidlertid for uvæsentlig for vurderingen, idet det implicit antages, at man gennem omfordelende lånearrangementer kan opnå netop den tidsprofil, man ønsker. Hvis denne antagelse ikke er realistisk, kan der opstå et intertemporalt fordelingsproblem, som behandles i *afsnit 9.3*.

### *Boks 5.2 Eksempel – projekter med forskellige tidsprofiler kan have samme afkastrate*

Følgende to projekter  $P_1$  og  $P_2$  har samme afkastrate på 4 pct. og nutidsværdi:

$$P_1 : 0 = -1 + 50,5 \cdot 1,04^{-100}$$

$$P_2 : 0 = -1 + \sum_{t=1}^{100} 2,06 \cdot 1,04^{-t}$$

De har imidlertid meget forskellig tidsprofil. De påfører begge personerne i år 0 en omkostning på 1 mia. kr.; men  $P_1$  giver et afkast på 50,5 mia. kr. i år 100, mens  $P_2$  giver et årligt afkast på 2,06 mia. kr. i hvert år i samtlige 100 år. Det kan derfor diskuteres, om de er lige fordelagtige for samfundet.  $P_1$  kommer kun dem, der lever i år 100, til gode, mens  $P_2$  også er en gevinst for de personer, der lever i de mellemliggende år. Problemstillingen er særdeles relevant i forbindelse med mange miljøprojekter, som påfører nulevende personer omkostninger, men hvis positive effekter først kommer fremtidige personer til gode.

Man skal også være opmærksom på, at den alternative forbrugsafkastrate, der benyttes som diskonteringsrate ved beregningen af projektets nutidsværdi, bør være opgjort i overensstemmelse med velfærdsøkonomiske vurderingsprincipper. Ellers er projektets afkast, der netop er opgjort som velfærdsøkonomiske afkast, ikke sammenlignelige med de alternative afkastmuligheder udtrykt ved diskonteringsraten. Den alternative afkastrate bør altså være opgjort for forbrugsændringerne i vid forstand – dvs. inkl. konsekvenserne for det ikke-markedsomsatte forbrug af miljø- og naturgoder. De fleste virksomhedsøkonomiske og finansielle afkastrater lever ikke op til dette krav.

### 5.1.3 Annuisering

Ved *annuisering* af nutidsværdien  $N$  omsættes denne til konstante årlige værdier af gevinster  $B$  og omkostninger  $C$  over den anlagte tidshorizont. Nutidsværdien af disse faste årlige værdier er netop lig med den annuiserede nutidsværdi. Det gælder altså:

$$N = \sum_{t=0}^T (B_t - C_t) \cdot (1+q)^{-t} = \sum_{t=1}^T (B - C) \cdot (1+q)^{-t}$$

5.4

$$\Rightarrow B - C = N \cdot \frac{q}{1 - (1+q)^{-T}} = N \cdot a(q, T)$$

hvor  $a(q, T) = \frac{q}{1 - (1+q)^{-T}}$  kaldes *kapitalindvindingsfaktoren*. Bemærk, at hvor

nutidsværdien normalt beregnes fra år 0, hvor projektets sættes i gang, til afslutningen af tidshorizonten år  $T$ , er det, som angivet i formelen, normalt at annuisere nutidsværdien over perioden fra år 1 til år  $T$ . Dette skyldes, at den angivne kapitalindvindingsfaktor især benyttes til beregning af den faste årlige ydelse på tidspunkt 1 til  $T$  for et lån optaget på tidspunkt 0. Hvis det findes hensigtsmæssigt, kan der selvsagt også annuiseres allerede fra år 0. I så fald vil kapitalindvindingsfaktoren være

$$a(q, T) = \frac{q}{1 + q - (1+q)^{-T}} \text{ - jf. Møller (2003b) s. 61.}$$

Som sagt kan annuisering anvendes, hvis man ønsker at sammenligne fordelagtigheden af projekter med forskellig levetid. De annuiserede gevinster og omkostninger kan direkte sammenlignes, og man bør vælge projekterne i rangordnet rækkefølge efter værdien af deres årlige gevinst i forhold til den årlige omkostning.

I forbindelse med velfærdsøkonomiske analyser benyttes annuisering også ved omsætning af projektets samlede realkapitalomkostninger  $I$  i år 0 til årlige omkostninger  $k$ . Det gælder  $k = a(q, L) \cdot I$ , hvor  $L$  er realkapitalens forventede økonomiske levetid.

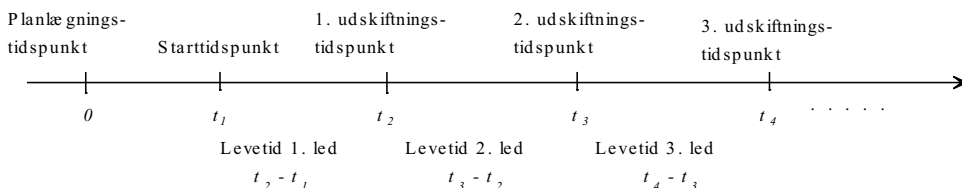
Annuiseringen af realkapitalomkostningerne er relevant, når man ønsker at beregne de årlige omkostninger ved en miljøforanstaltning, der fører til en bestemt årlig reduktion af miljøbelastningen. Dette var også nødvendigt i forbindelse med beregningen af den årlige ressourcerente ved produktion af kvartssand – jf. eksemplet i *afsnit 4.1.3*. Realkapitaludgiften til anlæg og maskiner er 16 mio. kr. Beregningsprisværdien heraf er 16 mio. kr.  $\cdot 1,17 = 18,7$  mio. kr. Når realkapitalens forventede levetid er 10 år, og diskonteringsraten antages at være 4 pct., fås den årlige realkapitaludgift som  $18,7$  mio. kr.  $\cdot a(4,10) = 18,7$  mio. kr.  $\cdot 0,123 = 2,3$  mio. kr.

## 5.2 Tidsfastsættelsesproblemer og ændring af investeringstidspunkt

Det generelle tidsfastsættelsesproblem vedrører bestemmelsen af *den optimale levetid* og *det optimale starttidspunkt* for det betragtede projekt. Disse to tidsparametre skal bestemmes således, at projektets nutidsværdi maksimeres. Tidsfastsættelsen er et problem, når nutidsværdien afhænger af hhv. starttidspunktet og levetiden – typisk hvis der kan opnås større nutidsværdi ved at udskyde projektet i forhold til planlægningstidspunktet, og hvis nutidsværdien er størst ved en økonomisk levetid, der er mindre end projektets tekniske levetid.

De forskellige tidsmæssige parametre, som indgår i det generelle tidsfastsættelsesproblem, er anskueliggjort i *Figur 5.1* – planlægningstidspunktet  $t = 0$ , starttidspunktet  $t_1$  for det første led i projektkæden, det første udskiftningstidspunkt for realkapitalen  $t_2$  og dermed levetiden for det første led  $t_2 - t_1$ , det andet udskiftningstidspunkt  $t_3$  osv.

*Figur 5.1 Det generelle tidsfastsættelsesproblem*



Fastsættelsen af starttidspunkt og levetider afhænger af projektets realkapitalomkostning,  $I_p$ , af udviklingen i gevinster og omkostninger over tiden,  $B_t$  og  $C_t$ , af realkapitalens scrapværdi  $S_t$  samt af diskonteringsraten  $q$ . Realkapitalomkostningen kan udvikle sig over tiden som følge af den såkaldte *kalendereffekt*. Udgiften i faste priser afhænger i så fald af, på hvilket konkret kalendertidspunkt investeringen foretages. Kalendereffekten kan også have betydning for udviklingen i værdien af gevinster og omkostninger over tiden samt for realkapitalens scrapværdi. Disse påvirkes endvidere af den såkaldte *alderseffekt*, hvor der i så fald er tale om en forældelseeffekt, hvor værdien af projektets gevinster og omkostninger afhænger af dets alder, og hvor dets scrapværdi afhænger af, hvor længe projektet har været benyttet. Altså

- *Kalendereffekt* – projektets realkapitalomkostning, værdien af dets gevinster og omkostninger i de enkelte år samt dets scrapværdi afhænger af, på hvilke konkrete kalendertidspunkter de realiseres.
- *Alderseffekt* – værdien af projektets gevinster og omkostninger i de enkelte år samt dets scrapværdi afhænger af, hvor længe projektet har været i gang.

Hvis der er tale om en engangsinvestering, kan tidsfastsættelsesproblemet for det første projekt i investeringskæden herefter formuleres på følgende måde:

$$5.5 \quad \max N(t_1, t_2) = -(1+q)^{-t_1} \cdot I_{t_1} + \sum_{t=t_1+1}^{t_2} (B_{t,t-t_1} - C_{t,t-t_1}) \cdot (1+q)^{-t} + (1+q)^{-t_2} \cdot S_{t_2, t_2-t_1}$$

Starttidspunktet  $t_1$  og ophørstidspunktet  $t_2$  bestemmes, således at projektets nutidsværdi  $N(t_1, t_2)$  maksimeres.  $B_{t,t-t_1}$  er værdien af projektets gevinster på kalendertidspunkt  $t$ , når det har opnået en alder på  $t - t_1$ . En tilsvarende notation er benyttet for omkostningerne  $C_{t,t-t_1}$  og scrapværdien  $S_{t_2, t_2-t_1}$ .

Det generelle tidsfastsættelsesproblem kan være vanskeligt at løse i praksis. Ikke alene sætter problemets løsning betydelige krav til mængden af data; men beregningsomfanget kan også blive ganske omfattende. For en række problemstillinger kan det store regnearbejde imidlertid undgås ved at følge en række simple beslutningsregler. Disse gennemgås i de følgende afsnit for tre specifikke tidsfastsættelsesproblemer:

1. Fastsættelsen af det mest hensigtsmæssige startår
2. Fastsættelse af det mest hensigtsmæssige år for udskiftning af et eksisterende anlæg med et velfærdsøkonomisk mere fordelagtigt anlæg – det såkaldte *sunk costs* problem
3. Beregning af de velfærdsøkonomiske omkostninger ved at fremrykke en investering

I Møller (2003b) Kapitel 10 er der givet en mere udførlig fremstilling af tidsfastsættelsesproblemstillingerne. Se også Geel Andersen (1978) og Danø (1985) for grundige fremstillinger af resultaterne fra partiel investeringsplanlægning.

### 5.2.1 Fastsættelse af startåret

Fastsættelsen af det mest fordelagtige startår for et nyt projekt er kun relevant, hvis kalendereffekten gør sig gældende. Hvis alene alderseffekten gør sig gældende, bør et fordelagtigt projekt igangsættes hurtigst muligt. Hvis kalendereffekten derimod også gør sig gældende, kan det måske være fordelagtigt at udskyde starttidspunktet. Det er ikke nok, at projektets nutidsværdi er positiv ved at igangsætte projektet nu. Det er også vigtigt at vælge det starttidspunkt, hvor nutidsværdien er størst.

Fastsættelsen af starttidspunktet er relevant i relation til en række problemstillinger inden for miljøområdet. Hvis efterspørgslen efter nogle af naturens rekreative værdier forventes at stige over tid, er det ikke utænkeligt, at det kan betale sig at udskyde visse naturgenopretningsprojekter og i den mellemliggende periode benytte samfundets knappe ressourcer på en anden måde. Tilsvarende kan det måske også i visse tilfælde betale sig at udskyde løsningen af et miljøproblem, indtil de negative konsekvenser heraf har antaget et tilstrækkeligt stort omfang eller omkostningerne ved at løse problemet på anden måde er blevet større end nu – dvs. værdien af projektets forventede gevinster er blevet tilstrækkelig store. Dette kunne være tilfældet, hvis alternativomkostningerne ved reduktion af emissionerne af drivhusgasser forventes at stige over tid – jf. skovrejsningseksemplet nedenfor.

Det gælder generelt, at hvis projektets realkapitalomkostning er uafhængig af starttidspunktet, bør projektet igangsættes på det tidspunkt, hvor værdien af dets forventede løbende netto-forbrugsændring netop overstiger forrentningen af realkapitalomkostningen. Projektets nutidsværdi kan således beregnes som – jf. Finansministeriet (1999):

### 5.6

$$N(t_{start}, \infty) = -(1+q)^{-t_{start}} \cdot I + \sum_{t=t_{start}+1}^{\infty} (B_t - C_t) \cdot (1+q)^{-t} = \sum_{t=t_{start}+1}^{\infty} (B_t - C_t - q \cdot I) \cdot (1+q)^{-t}$$

hvor  $N(t_{start}, \infty)$  er nutidsværdien af projektets netto-forbrugsændringer fra startåret  $t_{start}$  til uendelig,  $q$  er diskonteringsraten – jf. afsnit 5.1.2 –  $I$  er realkapitalomkostningen i år  $t_{start}$  og  $(B_t - C_t)$  er netto-forbrugsændringerne i de følgende år.

Ud fra *formel 5.6* fremgår det, at et projekt bør igangsættes det første år,  $t$ , hvor bidraget til nutidsværdien er positivt, dvs. hvor værdien af projektets netto-forbrugsændring  $(B_t - C_t)$  netop overstiger forrentningen af realkapitalomkostningen  $I$  – dvs.  $(B_t - C_t) \geq q \cdot I$ . Når det kun er kalendereffekten, der gør sig gældende, kan det altså ikke betale sig at påbegynde projektet på et tidspunkt, hvor nogle af de første perioders netto-forbrugsændringer enten er mindre end nul eller er mindre end forrentningen af realkapitalomkostningen. Dette vil bidrage negativt til projektets samlede nutidsværdi. Hvis også alderseffekten gør sig gældende, og det f.eks. er uomgængeligt nødvendigt, at projektet i en periode har negative netto-forbrugsændringer, så kan den angivne beslutningsregel ikke benyttes. Da må man direkte beregne projektets nutidsværdi ved forskellige starttidspunkter.

## Boks 5.3 Eksempel – fastsættelse af optimalt starttidspunkt

Som eksempel på fastsættelsen af det optimale starttidspunkt er der i nedenstående tabel vist de velfærdøkonomiske netto-forbrugsændringer ved anlæg og drift af 1 ha bøgeskov. Af hensyn til overskueligheden er det valgt at præsentere konsekvenserne for det første år 0 og derefter fordelt på 10-års intervaller. Den samlede ressourcerente for årene 1-10 udgør således -14.000 kr., for årene 11-20 udgør ressourcerenten -9.000 kr. og så fremdeles. Det ses, at værdien af de opnåede netto-forbrugsændringer er negative i år 0 (-52.000 kr.) og i årene 1 – 10 (-5.500 kr.) men herefter bliver de positive.

År	Ressourcere- rente <sup>1</sup>	Jagtleje	Rekreativ værdi	CO <sub>2</sub> -lagring	CO <sub>2</sub> - skyggepris <sup>2</sup>	Årlige netto- forbrugs- ændringer
	1.000 kr.	1.000 kr.	1.000 kr.	tons	1.000 kr./ton.	1.000 kr.
0	-52					-52,00
1-10	-14	1		75	0,10	-5,50
11-20	-9	2		75	0,20	8,00
21-30	1	3	4	75	0,30	30,50
31-40	4	4	4	75	0,40	42,00
41-50	8	5	4	75	0,50	54,50
51-60	8	5	4	75	0,50	54,50
61-70	14	5	4	75	0,50	60,50
71-80	19	5	4	75	0,50	65,50
81-90	23	5	4	75	0,50	69,50
91-100	99	5	4	75	0,50	145,50
100	-4	5	4			5,00
101-110	-3	5	4			6,00
111-120	-5	5	4			4,00
121-130	-2	5	4			7,00
131-140	4	5	4			13,00
141-150	8	5	4			17,00
151-160	8	5	4			17,00
161-170	14	5	4			23,00
171-180	19	5	4			28,00
181-190	23	5	4			32,00
191-200	99	5	4			108,00
200	-4	5	4			5,00
201-210	-3	5	4			6,00
...	...	...	...	...	...	...

- Noter:
1. Ressourcerenten er defineret som samtlige indtægter fratrukket samtlige drifts- og etableringsudgifter samt udgifter til kapitalapparat. Den repræsenterer således en aflønning af ejeren af det jordareal, hvorpå skoven etableres.
  2. CO<sub>2</sub>-skyggeprisen angiver værdien af de sparede alternative omkostninger til reduktion af CO<sub>2</sub>-emissionerne i overensstemmelse med de opstillede målsætninger herfor.



I den første omdriftsperiode på 100 år er skoven udelukkende plantet. Realkapitalomkostningerne i denne periode er derfor væsentlig højere end i den næste 100-årige omdriftsperiode (fra år 100 til år 200), hvor skoven vokser op ved selvforyngelse. De forventede indtægter ved salg af træet er de samme i første og anden omdriftsperiode. De følgende omdriftsperioder er gentagelser af den anden periode.

De fleste gevinster er udelukkende aldersafhængige. Dette gælder således værdien af jagten, der stiger, efterhånden som skoven vokser til, samt værdien af de rekreative muligheder, som først opnås, når skoven har nået en alder på ca. 20 år. Den eneste gevinst, der er afhængig af kalendertidspunktet, er værdien af skovens CO<sub>2</sub>-binding. Der bindes således ca. 7,5 tons CO<sub>2</sub> om året, fra skoven er i vækst i år 1, til den bliver fældet i år 99. Herefter vokser skoven op igen ved selvforyngelse; men der bindes ikke yderligere CO<sub>2</sub> under denne 2. omdrift, idet den bundne CO<sub>2</sub> under 1. omdrift frigives igen. Værdien af CO<sub>2</sub>-bindingen er bestemt af skyggeprisen herpå – dvs. værdien af de sparede alternative omkostninger til reduktion af CO<sub>2</sub>-emissionerne i overensstemmelse med de opstillede målsætninger herfor – jf. afsnit 4.2.6. CO<sub>2</sub>-skyggeprisen er i eksemplet 100 kr. de kommende 10 år. Herefter stiger den de næste 10 år til 200 kr. pr. ton. Fra år 20 – 30 vil den være 300 kr. pr. ton, fra år 31 – 40 vil den være 400 kr. pr. ton, og fra år 41 og frem vil skyggeprisen være 500 kr. pr. ton.

Da netto-forbrugsændringerne både er alders- og kalendertidspunktsafhængige, må det optimale starttidspunkt for anlægget af bøgebeplantningen herefter fastsættes ved at beregne projektets nutidsværdi ved forskellige starttidspunkter. Nutidsværdien ved start år 0  $N(0)$  kan med en diskonteringsrate på 4 pct. beregnes som

$$N(0) = \left[ -52 + \frac{-5,50}{1,04^5} + \frac{8}{1,04^{15}} + \dots + \frac{145,50}{1,04^{95}} \right] + \left[ 5 + \frac{6}{1,04^5} + \dots + \frac{108}{1,04^{95}} \right] \cdot \frac{1}{0,04} \cdot \frac{1}{1,04^{100}} = 10,5$$

Projektet har altså en nutidsværdi på 10.500 kr., hvis det igangsættes nu.

Ved at udskyde projektet i 10 år til tidspunktet, hvor skyggeprisen på CO<sub>2</sub> er steget fra 100 kr./ton til 200 kr./ton, opnås en nutidsværdigevinst. Værdien af netto-forbrugsændringerne i år 1-10 stiger fra -5.500 kr. til 2.000 kr., i år 11-20 fra 8.000 kr. til 15.500 kr., i år 21 – 30 fra 30.500 kr. til 38.000 kr., og i år 31 – 40 fra 42.000 kr. til 49.500 kr. Herefter er værdien af de årlige netto-forbrugsændringer de samme, som hvis projektet blev påbegyndt i år 0 – blot med 10 års forsinkelse. Gevinsterne i projektets start indebærer, at dets nutidsværdi ved start i år 10  $N(10)$  stiger til 20.000 kr. Dette beregnes på følgende måde:

$$N(10) = \frac{1}{1,04^{10}} \cdot \left( \left[ -52 + \frac{2}{1,04^5} + \frac{15,5}{1,04^{15}} + \dots + \frac{145,50}{1,04^{95}} \right] + \left[ 5 + \dots + \frac{108}{1,04^{95}} \right] \cdot \frac{1}{0,04} \cdot \frac{1}{1,04^{100}} \right) = 20,0$$

Spørgsmålet er nu, om det kan betale sig at udskyde projektet i yderligere 10 år. På dette tidspunkt er CO<sub>2</sub>-skyggeprisen nemlig steget yderligere til 300 kr./ton. Herved stiger værdien af netto-forbrugsændringerne i år 1-10 fra 2.000 kr. til 9.500 kr. osv. Til gengæld udskydes erhvervelsen af projektets andre gevinster i yderligere 10 år. Det viser sig, at det ikke kan betale sig, at vente med at starte tilplantningen til år 20; thi nutidsværdien  $N(20)$  ved start dette år bliver kun 19.500 kr.

$$N(20) = \frac{1}{1,04^{20}} \cdot \left( \left[ -52 + \frac{9,5}{1,04^5} + \frac{23}{1,04^{15}} + \dots + \frac{145,50}{1,04^{95}} \right] + \left[ 5 + \dots + \frac{108}{1,04^{95}} \right] \cdot \frac{1}{0,04} \cdot \frac{1}{1,04^{100}} \right) = 19,5$$

Gevinsten i projektets første perioder kan altså ikke i dette tilfælde opveje tabet ved at alle andre perioders ganske vist uændrede gevinster udskydes yderligere.

### 5.2.2 Sunk costs – erstatning af eksisterende anlæg

I mange tilfælde skal det overvejede projekt erstatte et allerede eksisterende anlæg. Dette kan f.eks. være tilfældet, når der er udviklet en ny teknologi, som er mere efficient end den eksisterende. Der kan være tale om en ny genanvendelsesteknik, som kan erstatte et eksisterende affaldsbortskaffelses anlæg, om et nyt mere efficient transportmiddel, om en mere efficient energiproduktionsteknologi osv.

Realkapitalomkostningerne ved etablering af det eksisterende anlæg er imidlertid allerede afholdt. Der er tale om såkaldte *sunk costs*. Derfor er de årlige netto-forbrugsændringer ved at fortsætte med at anvende anlægget endnu en årrække måske mindre end de gennemsnitlige netto-forbrugsændringer ved at etablere og anvende det nye anlæg. Problemet er i så fald, hvornår det bedst kan betale sig at udskifte det eksisterende anlæg med det nye.

Det nye projekt er mere efficient end det eksisterende, hvis dets gennemsnitlige netto-forbrugsgevinst ved en optimal levetid er større end den tilsvarende gennemsnitlige gevinst ved at anvende den eksisterende teknologi. Den gennemsnitlige årlige netto-forbrugsgevinst ( $B - C$ ) kan som angivet i *afsnit 5.1.3* bestemmes som

$$5.7 \quad B - C = N \cdot a(q, T_{opt}) = (-I + \sum_{t=1}^{T_{opt}} (B_t - C_t) \cdot (1+q)^{-t} + S(T_{opt}) \cdot (1+q)^{-T_{opt}}) \cdot \frac{q}{1 - (1+q)^{-T_{opt}}}$$

hvor  $N$  er projektets nutidsværdi og  $a(q, T_{opt})$  er kapitalindvindingsfaktoren ved diskonteringsraten  $q$  og den optimale levetid for projektet på  $T_{opt}$ .

Det afgørende for beslutningen om, hvornår det eksisterende anlæg skal udskiftes, er her efter forholdet mellem det nye projekts gennemsnitlige årlige gevinst og den marginale

gevinst ved at fortsætte med det eksisterende anlæg. Idet den eksisterende teknologi, der skal udskiftes, kan betragtes som en engangsinvestering, kan grænsegevinsten  $\Delta N(t)$  på tidspunkt  $t$  opgøres som

$$5.8 \quad \Delta N(t) = (B_t - C_t) + (S_t - S_{t-1}) - q \cdot S_{t-1}$$

Ved at fortsætte endnu et år med det eksisterende projekt opnås netto-forbrugsgevinsten  $(B_t - C_t)$ . Til gengæld mistes scrapværdi  $(S_t - S_{t-1})$  og forrentning af scrapværdien  $q \cdot S_{t-1}$ , hvis projektet var blevet afsluttet i år  $t-1$ .

Det gælder herefter umiddelbart, at hvis den nye teknologis gennemsnitlige gevinst er større end den maksimalt mulige grænsegevinst for den eksisterende teknologi i resten af dennes levetid, dvs.

$$a(q, T_{opt}^{ny}) \cdot N^{ny} \geq \Delta N(t)^{gml} = ((B_t^{gml} - C_t^{gml}) + (S_t^{gml} - S_{t-1}^{gml}) - q \cdot S_{t-1}^{gml})$$

da bør den eksisterende teknologi udskiftes straks. Alle dennes bidrag til nutidsværdien er mindre end, hvad man gennemsnitligt kan få ud af at udskifte den med den nye teknologi.

Hvis derimod det eksisterende anlægs grænsegevinst på planlægningstidspunktet er større end det nye anlægs gennemsnitlige årlige gevinst, dvs.

$a(q, T_{opt}^{ny}) \cdot N^{ny} \leq \Delta N(0)^{gml} = (B_0^{gml} - C_0^{gml}) + (S_0^{gml} - S_{-1}^{gml}) - q \cdot S_{-1}^{gml}$ , da bør udskiftningen udsættes, indtil dette ikke længere er tilfældet. Samtidig bør det sikres, at det eksisterende anlægs grænsegevinst ikke på et senere tidspunkt bliver større end den nye teknologis gennemsnitlige gevinst.

Hvis det yderligere antages, at de årlige netto-forbrugsændringer  $(B_t - C_t)$  for såvel det nye anlæg som det gamle er konstante, samt at deres scrapværdier er nul, reduceres udskiftningskriteriet til et spørgsmål om

$$5.9 \quad (B^{ny} - C^{ny}) - I^{ny} \cdot a(q, T_{opt}^{ny}) \geq B^{gml} - C^{gml}$$

Er dette tilfældet, bør det eksisterende anlæg udskiftes straks. I modsat fald bør det eksisterende anlæg anvendes i højst det antal år, der er tilbage af dets optimale levetid.

Det generelle kriterie for udskiftning af et eksisterende anlæg med et nyere og mere effektivt er, at udskiftningstidspunktet fastsættes, således at nutidsværdien ved at anvende de to projekter maksimeres. Dette kriterie dækker også de tilfælde, som ikke er omfattet af de to ovenstående specifikke kriterier.

*Boks 5.4 Eksempel – fastsættelse af optimalt udskiftningstidspunkt*

Bestemmelsen af det optimale udskiftningstidspunkt kan eksemplificeres med *bestemmelsen af det fordelagtigste tidspunkt at udskifte konventionel kulkræftbaseret elforsyning med havvindmøller*. Det talmæssige grundlag for bestemmelsen af dette tidspunkt er sammenfattet i nedenstående tabel.

Det koster ca. 2.400 mio. kr. at opføre 162 MW havvindmøller inkl. netarbejder. De antages, at have en optimal levetid på 20 år. Hvert år producerer de ca. 680 GWh. De årlige velfærdsøkonomiske netto-omkostninger – dvs. almindelige driftsomkostninger fratrukket værdien af reducerede SO<sub>2</sub>- og NO<sub>x</sub>-emissioner ved at reducere den kulbaserede elforsyning – fordeler sig over perioden som vist i tabellen. Når netto-driftsomkostningerne stiger fra 89 mio. kr. til 95 mio. kr. over de første 8 år, skyldes det, at den kulbaserede elproduktions SO<sub>2</sub>- og NO<sub>x</sub>-emissioner reduceres disse år.

Alternativet til at opføre vindmøller er i dette eksempel at fortsætte den hidtidige elproduktion baseret på kul og andre brændsler. De velfærdsøkonomiske omkostninger ved denne produktion kan totalt set – dvs. inkl. forrentning over en 30 årig levetid – opgøres til ca. 30 øre pr. kWh. Med den antagne årlige produktion på 680 GWh svarer dette til en årlig omkostning på ca. 205 mio. kr. Heraf udgør driftsomkostningerne – dvs. brændsel, arbejdskraft osv. – 18 øre pr. kWh eller årligt ca. 120 mio. kr.

## SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

Alder år	Invest. udgifter havvind- møller mio. kr.	Netto- drift.omk. havvind- møller mio. kr.	Totale omk. kulfyret kraftværk mio. kr.	Drifts- omk. kulfyret kraftværk mio. kr.	CO <sub>2</sub> - emiss. kulfyret kraftværk ktons	CO <sub>2</sub> - skygge- pris <sup>1</sup> kr./ton CO <sub>2</sub>	Drifts- og CO <sub>2</sub> -omk. kulfyret kraftværk mio. kr.
0	2.400						
1		89	205	120	500	100	170
2		89	205	120	500	200	220
3		89	205	120	500	200	220
4		89	205	120	500	300	270
5		89	205	120	500	400	320
6		90	205	120	500	400	320
7		91	205	120	460	500	350
8		95	205	120	440	500	340
9		95	205	120	410	600	366
10		95	205	120	410	600	366
11		95	205	120	410	600	366
12		95	205	120	410	600	366
13		95	205	120	410	600	366
14		95	205	120	410	600	366
15		95	205	120	410	600	366
16		95	205	120	410	600	366
17		95	205	120	410	600	366
18		95	205	120	410	600	366
19		95	205	120	410	600	366
20		95	205	120	410	600	366
Noter:		1. CO <sub>2</sub> -skyggeprisen angiver værdien af de sparede alternative omkostninger til reduktion af CO <sub>2</sub> -emissionerne i overensstemmelse med de opstillede målsætninger herfor.					
<p>Den hidtidige elproduktion giver anledning til CO<sub>2</sub>-emissioner. Disse udvikler sig over årene som vist i tabellen. Det fremgår, at man efter en årrække forventer at kunne reducere CO<sub>2</sub>-emissionerne, hvilket primært skyldes ændret brændsels sammensætning. Den velfærdsøkonomiske værdi heraf afhænger af CO<sub>2</sub>-skyggeprisen, som i dette eksempel antages at stige fra 100 kr. pr. ton til 600 kr. pr. ton.</p>							

Set over den 20 årige periode og med en diskonteringsrate på 4 pct. er nutidsværdien af de velfærdsøkonomiske omkostninger ved at basere elforsyningen på havvindmøller lig med 3.660 mio. kr. – nutidsværdien af de to første søjler i tabellen. Den tilsvarende nutidsværdi af de totale velfærdsøkonomiske omkostninger ved at fortsætte anvendelsen af det hidtidige kraftværk er 5.490 mio. kr. – nutidsværdien af tabellens tredje søjle summeret med nutidsværdien af omkostningerne ved CO<sub>2</sub>-emissionerne. Det er altså velfærdsøkonomisk fordelagtigt at erstatte dette kraftværk med vindmøller. Udskiftningen bør dog ikke ske nu. Dette indses ved at beregne den gennemsnitlige omkostning ved at anvende vindmøller. Da den optimale levetid blev antaget at være 20 år, kan den gennemsnitlige omkostning beregnes som

$$\frac{q \cdot N(T_{opt})}{1 - (1 + q)^{-T_{opt}}} = \frac{0,04 \cdot 3.460}{1 - 1,04^{-20}} = 269,1 \text{ mill. kr.}$$

Disse gennemsnitlige omkostninger er højere end de årlige drifts- og CO<sub>2</sub>-omkostninger ved at fortsætte kraftværksproduktionen i hvert af de næste tre år, hvor omkostningerne er hhv. 170 mio. kr., 220 mio. kr. og 220 mio. kr. Det er derfor først fordelagtigt at udskifte vindmøllerne i år 3, således at de er i drift i år 4.

Dette kan også indses ved at sammenligne nutidsværdien af de velfærdsøkonomiske omkostninger ved at foretage udskiftningen i dag, i år 3 og i år 4. Disse nutidsværdier er vist i følgende tabel.

Udskiftningsår	Nutidsværdi omkostninger havvindmøller <i>mio. kr.</i>	Nutidsværdi omkostninger kraftværk <i>mio. kr.</i>	Nutidsværdigevinst <i>mio. kr.</i>
0	3.660	5.490	1.830
3	3.260	5.260	2.000
4	3.150	5.140	1.990

### 5.2.3 Begrænset planlægningshorisont

Det er ikke altid, at planlægningsopgaven formuleres som en teknikvalgsproblemstilling, hvor hovedvægten lægges på at bestemme det generelt fordelagtigste projekt, det fordelagtigste startår herfor og et eventuelt optimalt udskiftningstidspunkt for et eksisterende projekt. Undertiden ønskes en given målsætning eller opgave opfyldt inden for en begrænset tidshorisont. Dette synes på forhånd at gøre en række projektmuligheder, som indebærer et helt eller delvist ophør af eksisterende projekter, meget dyre. Der er bundet mange ressourcer i de eksisterende projekter, og det er derfor meget omkostningsfuldt på kortere sigt at bringe dem til ophør.

Et eksempel på en sådan situation er ønsket om inden et bestemt år at reducere CO<sub>2</sub>-emissionerne med en given mængde. En væsentlig del af disse emissioner stammer fra produktionen af el og varme på kulfyrede kraftvarmeværker. De samlede velfærdsøkonomiske omkostninger herved – investerings- og driftsomkostninger samt negative eksterne effekter ud over CO<sub>2</sub>-emissionerne – er måske ikke væsentligt mindre end omkostningerne ved alternative energiforsyningsformer. De velfærdsøkonomiske omkostninger ved at opfylde den opstillede målsætning, er i så fald på længere sigt begrænsede; men hvis målsætningen skal være opfyldt inden for relativt kort tid, kan det vise sig at være særdeles omkostningsfuldt at opfylde den med alternativ energiforsyning. Der er bundet for mange ressourcer i de eksisterende kraftvarmeværker.

I en del tilfælde har man en nogenlunde klar fornemmelse af, hvilke projekter det ikke er fordelagtigt at gennemføre på kortere sigt. Disse udelades derfor af den videre projektvurdering. Det bør imidlertid i tvivlstilfælde undersøges, om forhåndsformodningerne er korrekte. Ideelt bør en analyse af omkostningerne ved at opfylde en given målsætning inden for en kortere årrække omfatte tre elementer:

1. Opgørelse af de relative omkostningseffektiviteter ved forskellige foranstaltninger, der inden for den givne tidshorisont bidrager til målsætningens opfyldelse – herunder også foranstaltninger, der påvirker allerede eksisterende projekter.
2. Opgørelse af de relative omkostningseffektiviteter ved forskellige foranstaltninger, der på længere sigt bidrager til målsætningens opfyldelse – dvs. løsning af teknikvalgsproblemstillingen.
3. Fastsættelse af optimale udskiftningstidspunkter for eksisterende projekter, såfremt løsningen af teknikvalgsproblemstillingen viser, at alternative projekter til nogle af de eksisterende bedre opfylder målsætningen på længere sigt.

*Ad 1.* Hvis nogle af de betragtede løsningsmuligheder har konsekvenser for eksisterende projekter, spares i første omgang kun driftsomkostningerne ved disse. Hvis f.eks. den omtalte CO<sub>2</sub>-målsætning tænkes opfyldt ved bl.a. at opføre flere vindmøller, spares der ikke herved de samlede omkostninger ved opførelse og drift af de eksisterende kraftværker, som hidtil har stået for elproduktionen. Der spares alene brændsel og andre variable driftsomkostninger.

*Ad 2.* Det er rimeligt at beregne forskellige foranstaltningers relative fordelagtighed på denne måde, når et miljømål skal være opfyldt inden for en relativ kort årrække. Det er imidlertid vigtigt at pege på, at andre muligheder for at opfylde målsætningen måske er endnu mere effektive på længere sigt. Om dette er tilfældet undersøges ved at gennemføre en egentlig teknikvalgsanalyse.

*Ad 3.* Viser en eller flere af de eksisterende projekter sig at være inefficente, må teknikvalgsanalysen som omtalt følges op af en undersøgelse af, hvornår en eventuel erstatning af disse projekter bør finde sted. Gennemføres sådanne analyser ikke, er der risiko for, at

eksisterende projekter bliver benyttet i for lang tid. Hver gang, der skal gennemføres betydelige renoveringer på eksisterende anlæg eller eventuelle nyanskaffelser, bør det også nøje vurderes, om dette overhovedet er fordelagtigt ud fra en teknikvalgssynsvinkel.

I *Kapitel 10* er det analyseret, hvorledes ønsket om at opfylde en given  $\text{NO}_x$ -målsætning inden år 2010 opfyldes på den mest omkostningseffektive måde.

#### 5.2.4 *Fremrykning af investering*

Blandt de overvejede foranstaltninger til at opfylde en given miljømålsætning kan der være projekter, som alene repræsenterer en tidsmæssig fremrykning af et allerede påtænkt projekt. Som en del af  $\text{NO}_x$ -strategien vurderes bl.a. i *Kapitel 10* konsekvenserne af at installere lav- $\text{NO}_x$  brændere i fjernvarmesektoren inden år 2010, frem for som planlagt i år 2019.

Konsekvenserne af at fremrykke et projekt er selvsagt, at omkostningerne og gevinsterne hhv. afholdes og opnås i et tidligere år end ellers påtænkt. Uanset om investeringen fremrykkes eller ej vil de årlige (annuiterede) omkostninger og gevinster og dermed projektets omkostningseffektivitet være den samme. Der er altså ingen kalendereffekt – jf. *afsnit 5.2.1*. Derfor kan fremrykning af projekter, hvad angår omkostningseffektivitet, direkte sammenlignes med andre typer af projekter.

Hvis et projekt fremrykkes, vil nutidsværdien af omkostninger og gevinster ved fremrykningen imidlertid blive mindre, end for projektet som helhed. For de fremrykkede projekter strækker konsekvenserne sig nemlig kun over en kortere årrække, mens konsekvenserne af hele projekter normalt strækker sig over en længere tidshorisont.

I *Boks 5.5* er disse to pointer illustreret ved to projekter, hvoraf det ene repræsenterer en fremrykning af en investering på fem år, og det andet er et ikke hidtil overvejet projekt.



*Boks 5.5 Eksempel – Omkostningseffektivitet og nutidsværdier for fremrykket projekt og et nyt projekt*

I den følgende tabel er vist omkostningerne for to projekter, hvoraf det ene repræsenterer en fremrykning af en investering på fem år, og det andet er et ikke hidtil overvejet projekt.

År	Fremrykning af projekt		Nyt projekt	
	Omkostning (mio. kr.)	Gevinst (tons X)	Omkostning (mio. kr.)	Gevinst (tons X)
1	10	20	5	10
2	10	20	5	10
3	10	20	5	10
4	10	20	5	10
5	10	20	5	10
6	-	-	5	10
7	-	-	5	10
...	-	-	5	10
...	-	-	5	10
<i>Omkostningseffektivitet (mio. kr. / ton X)</i>		2		2
<i>Nutidsværdi (mio. kr.)</i>	44,5	(89,0)	125,0	(250,0)

Den årlige omkostning for det førstnævnte projekt på 10 mio. kr. er beregnet som den annuierede værdi af en realkapitalomkostning på 100 mio. kr. (levetid 20 år og en diskonteringsrate på 4 pct.) og en årlig driftsomkostning på 2,6 mio.kr. – 100 mill.kr. ·  $a(4,20) + 2,6 \text{ mill.kr.} = 7,4 \text{ mill.kr.} + 2,6 \text{ mill.kr.} = 10 \text{ mill.kr.}$  Den årlige omkostning på 5 mio. kr. for det andet projekt er beregnet på tilsvarende måde. I dette tilfælde er realkapitalomkostningen for projektet 50 mio. kr., og dets levetid er 30 år. De årlige driftsomkostninger er 2,1 mio. kr. De to projekters gevinster er angivet i form af reduktioner i udledningerne af stoffet X – hhv. 20 tons X om året i fem år og 10 tons X om året over en uendelig årrække.

Det ses, at de to projekter er lige omkostningseffektive; men nutidsværdien af omkostningerne ved at fremrykke en investering i eksemplet er mindre end nutidsværdien af omkostningerne ved det helt nye projekt. Til gengæld giver fremrykningen så også kun gevinster i en begrænset årrække, mens den nye investerings gevinster opnås over en uendelig årrække.

I eksemplet i *Boks 5.5* er de årlige gevinster opgjort i *tons X*, dvs. gevinsterne er ikke værdisat. Der er alligevel beregnet nutidsværdier heraf, skønt diskonteringen principielt alene vedrører forbrugs- og nytteændringer. For at det er tilladeligt at diskontere ikke-værdisatte miljøkonsekvenser, er det derfor nødvendigt at forudsætte, at disse har samme beregningspris over den betragtede tidshorizont. Problemerne med at diskontere ikke-værdisatte miljøkonsekvenser behandles i det følgende afsnit.

### 5.3 Diskontering af ikke-værdisatte miljøkonsekvenser

Som udgangspunkt er det kun værdien af værdisatte miljøkonsekvenser, som umiddelbart kan diskonteres. Diskonteringen afspejler nemlig den relative velfærdsøkonomiske værdi af miljøkonsekvenser, som indtræffer på forskellige tidspunkter. Det er derfor problematisk direkte at diskontere ikke-værdisatte miljøkonsekvenser.

I praksis er dette imidlertid ofte særdeles relevant. I velfærdsøkonomiske cost effectiveness analyser, der sigter mod at minimere omkostningerne ved at opfylde givne miljømålsætninger, står man ofte med det problem, at de analyserede foranstaltningers miljøkonsekvenser ikke har samme tidsprofil. Et godt eksempel på problemstillingen er valget mellem at investere i energibesparende foranstaltninger med henblik på at reducere CO<sub>2</sub>-udslippet og efterhånden at udskifte kulfyrede kraftværker med vindmøller. De energibesparende foranstaltninger reducerer CO<sub>2</sub>-emissionerne næsten med det samme, mens effekten af at udskifte de kulfyrede kraftværker først opnås på længere sigt.

Hvis det var muligt at værdisætte CO<sub>2</sub>-reduktionerne, kunne problemstillingen løses gennem nutidsværdiberegninger af omkostninger og gevinster eller ved annuisering af disse – jf. *afsnit 5.1*. Herved kan der nemlig også tages højde for, at beregningsprisen på CO<sub>2</sub> muligvis ændres over tid. Ved direkte diskontering af de ikke-værdisatte CO<sub>2</sub>-reduktioner, tager man ikke højde for sådanne prisændringer. Derfor bør man være varsom med at benytte denne fremgangsmåde. Den forudsætter, at beregningsprisen på CO<sub>2</sub>-reduktioner og dermed den relative nyttemæssige værdi heraf kan antages at være konstant over tid.

Pointen kan illustreres med eksemplet i *Boks 5.6*:

#### *Boks 5.6 Eksempel – diskontering af ikke-værdisatte miljøkonsekvenser*

Det antages, at to foranstaltninger A og B kan gennemføres til samme omkostninger. A giver anledning til en emissions- og koncentrationsreduktion på 1 allerede i år 0, mens B ganske vist indebærer en større reduktion på 1,2, men først i år 10. Diskonteres disse emissionsreduktioner direkte med en diskonteringsrate på 4 pct., bliver nutidsværdien heraf hhv. 1 og 0,81. A bør altså umiddelbart foretrækkes for B.

Hvis imidlertid koncentrationen af det skadelige stof forventes at stige fra 5 til 7 over de næste 10 år, og skadesfunktionen kan formuleres som et andengradspolynomium  $D = G^2$ , hvor  $D$  er værdien af skaden og  $G$  er koncentrationen af stoffet, da kan værdien af foranstaltningernes skadesreduktioner opgøres på følgende måde: For A er værdien lig med  $5^2 - 4^2 = 9$ , og for B er den  $7^2 - 5,8^2 = 15,3$ . Nutidsværdien heraf er hhv. 9 og 10,3. Vurderet ud fra nutidsværdien af de undgåede skader, hvilket er den korrekte fremgangsmåde, bør foranstaltning B altså foretrækkes.

Disse overvejelser kan i en række tilfælde indebære, at løsningen af en række miljøproblemer bør udskydes, til problemerne eller skaderne har antaget et tilstrækkeligt omfang – jf. *afsnit 5.2.1* om fastsættelse af et projekts fordelagtigste startår. Dette kan umiddelbart forekomme uheldigt; men man bør erindre, at udskydelsen af problemets løsning giver mulighed for i en periode at anvende de knappe ressourcer på andre velfærdsskabende foranstaltninger. Samtidig vil det normalt også være sådan, at jo længere tid løsningen af et miljøproblem udskydes, jo mere omkostningsfuldt vil det være at løse problemet. Dette sætter i de fleste tilfælde en grænse for, hvor længe det kan betale sig at vente.

Sammenfattende gælder det, at ændringer i miljøbelastningen kun bør diskonteres i følgende tilfælde:

1. Sammenhængen mellem miljøbelastningsændringen og koncentrationsændringen af det skadelige stof er lineær.
2. Sammenhængen mellem ændringen i koncentrationen af det skadelige stof og miljøtilstandsændringen er lineær.
3. Sammenhængen mellem miljøtilstandsændringen og den velfærdsøkonomiske værdi heraf er lineær.

I alle andre tilfælde bør man undlade at diskontere ændringer i miljøbelastningen.

#### **5.4 Diskontering af miljøeffekter med forskellig tidsprofil – ikke-varige miljøeffekter og forskellige timelags**

I forbindelse med velfærdsøkonomiske cost effectiveness analyser på miljøområdet er det undertiden et problem, at nogle af de analyserede foranstaltninger kun giver anledning til miljøgevinster over en begrænset årrække, mens andre fører til permanente gevinster. Et andet problem er, at der kan forløbe et varierende antal år, før de forskellige foranstaltningers miljøeffekter indtræffer. I dette afsnit beskrives, hvorledes disse problemstillinger bør håndteres, idet det dog som en helt nødvendig forudsætning antages, at betingelserne for at kunne diskontere de ikke-værdisatte miljø-konsekvenser er opfyldt – jf. *afsnit 5.3*.

#### 5.4.1 Beregning af omkostningseffektivitet for projekter med ikke-varige og varige miljøeffekter

Et eksempel på et projekt med en ikke-varig miljøeffekt kan være et skovrejsningsprojekt, som afhængigt af de valgte træarter over en årrække på 50 – 120 år binder  $\text{CO}_2$ , og dermed bidrager til opfyldelsen af  $\text{CO}_2$ -målsætningen i disse år. Herefter ophører effekten, idet en ligevægtssituation nås, hvor frigivelsen af  $\text{CO}_2$  ved anvendelse af træet set over en årrække stort set svarer til den fortsatte binding ved genplantning. Over for et sådant projekt står i regelen en mængde foranstaltninger, hvis konsekvenser er varige – f.eks. reduktion af  $\text{CO}_2$ -emissionerne ved overgang fra kulfyrede kraftværker til vindmøller eller ved reduktion af energiforbruget. Problemet er, hvorledes foranstaltninger med varige belastningseffekter og tidsbegrænsede effekter bedst sammenlignes med henblik på at belyse deres relative omkostningseffektivitet.

Det generelle problem vedrørende vurdering af projekter med forskellig levetid er behandlet i afsnit 5.1. Overvejelserne i det følgende repræsenterer derfor en anvendelse af de opstillede principper for valg af fælles tidshorisont og annuisering. Det forudsættes endvidere, som fremhævet ovenfor, at betingelserne for at kunne diskontere de ikke-værdisatte belastningskonsekvenser er opfyldt.

Problemstillingen kan løses ved at beregne nutidsværdien af den enkelte foranstaltnings netto-omkostninger og belastningsreduktioner. Forholdet mellem disse to størrelser kan herefter direkte benyttes som udtryk for den enkelte foranstaltnings omkostningseffektivitet, og foranstaltningerne kan rangordnes på baggrund heraf.

Fremgangsmåden kan formaliseres på følgende måde. Idet  $C_t$  står for netto-forbrugsomkostninger i periode  $t$ ,  $E_t$  står for belastningsreduktion i periode  $t$ , og  $q$  er diskonteringsraten, beregnes omkostningseffektiviteten for hhv. den tidsbegrænsede og varige foranstaltning  $OE_T$  og  $OE_\infty$  som:

$$5.10 \quad OE_T = \frac{\sum_{t=0}^{\infty} \frac{C_t}{(1+q)^t}}{\sum_{t=0}^T \frac{E_t}{(1+q)^t}} \quad \text{og} \quad OE_\infty = \frac{\sum_{t=0}^{\infty} \frac{C_t}{(1+q)^t}}{\sum_{t=0}^{\infty} \frac{E_t}{(1+q)^t}}$$

Omkostningseffektiviteterne er her beregnet ud fra nutidsværdierne af netto-omkostninger og belastningsændringer. Den tidsbegrænsede foranstaltning antages at have varige omkostninger – f.eks. varigt ressourcerentetab ved ændret arealanvendelse fra landbrug til skov – mens foranstaltningens belastningsreduktioner kun forløber over  $T$  år. Den varige foranstaltning antages derimod både at have varige omkostninger og belastningsreduktioner. I situationer hvor projekterne kun medfører omkostninger og effekter i en begrænset periode (hhv.  $T_1$  og  $T_2$ ), beregnes omkostningseffektiviteten som:

$$5.11 \quad OE = \frac{\sum_{t=0}^{T_1} \frac{C_t}{(1+q)^t}}{\sum_{t=0}^{T_2} \frac{E_t}{(1+q)^t}}$$

Undertiden er der især interesse for at opgøre foranstaltningernes årlige netto-omkostninger og belastningsreduktioner. Disse kan beregnes for hver foranstaltning ved at annuisere de beregnede nutidsværdier over en uendelig tidshorizont. Ved at sprede nutidsværdien af den tidsbegrænsede foranstaltnings belastningsreduktion ud over en uendelig tidshorizont tydeliggøres også det relativt beskedne bidrag herfra.

Ønsker man at beregne de tilsvarende årlige omkostninger og reduktioner, multipliceres såvel tæller som nævner med kapitalindvindingsfaktoren for en uendelig tidshorizont, der er lig med diskonteringsraten  $q$ . Altså

$$5.12 \quad OE_T = \frac{q \cdot \sum_{t=0}^{\infty} \frac{C_t}{(1+q)^t}}{q \cdot \sum_{t=0}^T \frac{E_t}{(1+q)^t}} \quad \text{og} \quad OE_{\infty} = \frac{q \cdot \sum_{t=0}^{\infty} \frac{C_t}{(1+q)^t}}{q \cdot \sum_{t=0}^{\infty} \frac{E_t}{(1+q)^t}}$$

Da  $q$ 'erne går ud mod hinanden i begge udtryk, ses det, at rangordningen med hensyn til omkostningseffektivitet bevares. Det er derfor meget vigtigt, at de årlige netto-omkostninger og belastningsreduktioner beregnes over en uendelig tidshorizont for såvel den tidsbegrænsede som den varige foranstaltning. Ellers bliver rangordningen mellem de enkelte foranstaltninger ikke bevaret. Belastningsændringerne for den tidsbegrænsede foranstaltning må altså ikke annuiseres over den begrænsede periode  $T$ , hvor de finder sted.

Diskonteringen af ikke-varige miljøeffekter i forbindelse med især velfærdsøkonomiske cost effectiveness analyser, hvor de ikke-varige effekter ønskes sammenlignet med varige effekter, kan altså gennemføres efter samme retningslinjer, som i øvrigt benyttes ved sammenligning af projekter med forskellig tidshorizont. Det er imidlertid vigtigt, at forudsætningerne for direkte at kunne diskontere miljøbelastningsændringer er opfyldt. Det er endvidere vigtigt, at de årlige omkostninger og belastningsreduktioner for de tidsbegrænsede foranstaltninger beregnes ved annuisering af nutidsværdierne over en uendelig tidshorizont, hvis de ønskes sammenlignet med de årlige omkostninger og belastningsreduktioner af varige foranstaltninger.

### 5.4.2 Beregning af omkostningseffektivitet for projekter med forskellige tdelags til miljøeffekten indtræffer

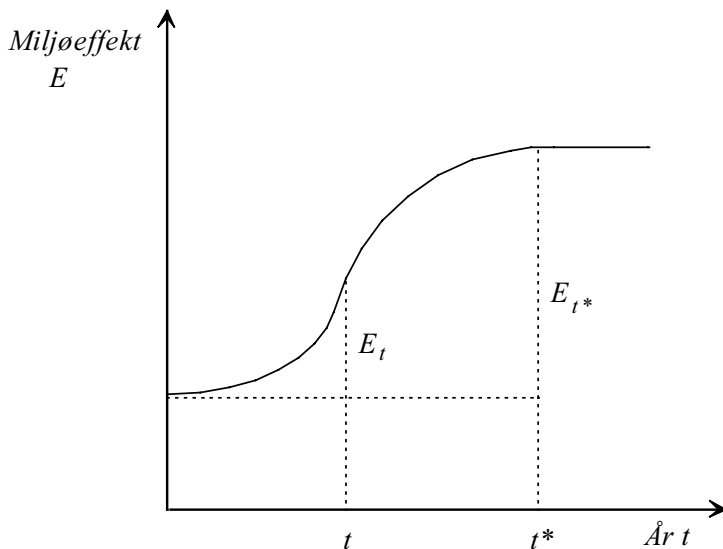
Som eksempler på projekter, hvis miljøeffekter indtræffer med forskellige tidsforsinkelser i forhold til projekternes iværksættelse, kan nævnes forskellige foranstaltninger over for næringsstofbelastningen af et farvandsområde. Belastningsændringen vil indtræffe hurtigere ved at opføre rensningsanlæg eller forbedre de eksisterende anlægs rensningsgrad end ved at reducere gødningsforbruget i farvandsområdets afstrømningsopland. Problemet er, hvorledes man bør tage højde herfor ved beregning af de forskellige projekters relative omkostningseffektivitet.

Som udgangspunkt må et projekt, der relativt hurtigt afstedkommer den tilsigtede fulde effekt, alt andet lige anses for mere omkostningseffektiv end et projekt, der virker med relativ stor forsinkelse. Dette hensyn kan indarbejdes i opgørelsen af miljøeffekten ved at diskontere denne. I det følgende forklares det nærmere, hvordan diskonteringen af miljøeffekten bør gennemføres. Der skelnes mellem to tilfælde:

- Miljøeffekten beskrives udelukkende som den fulde effekt
- Miljøeffekten beskrives som et forløb over tid

Miljøeffekten  $E$  opgøres for et specifikt område. En række projekter af forskellig art og geografisk placering antages med forskellig forsinkelse at have den ønskede miljøeffekt i det pågældende område. Udviklingen i miljøeffekten for et givet projekt antages at kunne beskrives ved det i *Figur 5.2* angivne forløb.

*Figur 5.2* Udviklingen i miljøeffekten i et givet område som følge af et givet projekt



Det antages altså, at det enkelte projekt gradvist får større miljøeffekt for i år  $t^*$  at have nået sin fulde effekt. Hvert projekt er karakteriseret ved hvert sit udviklingsforløb for miljøeffekten.

Hvis det ikke er muligt at beskrive hele forløbet for den årlige udvikling i miljøeffekten, men alene den samlede ændring i år  $t^*$ , når foranstaltningen har slået fuldt igennem, må opgørelsen af den årlige miljøeffekt tage udgangspunkt i  $E_{t^*}$ . Nutidsværdien  $N(E_{t^*})$  af den fra år  $t^*$  opnåede miljøeffekt  $E_{t^*}$  kan med diskonteringsraten  $q$  beregnes som

$$5.13 \quad N(E_{t^*}) = \sum_{t=t^*}^T \frac{E_{t^*}}{(1+q)^t}$$

Det ses, at nutidsværdien af en given endelig miljøeffekt bliver mindre, jo senere den opnås. Den årlige miljøeffekt  $E$  kan herefter beregnes som nutidsværdien multipliceret med kapitalindvindingsfaktoren  $a(q, T)$ . Dvs.

$$5.14 \quad E = N(E_{t^*}) \cdot a(q, T) = \sum_{t=t^*}^T \frac{E_{t^*}}{(1+q)^t} \cdot \frac{q}{1-(1+q)^{-T}}$$

Det ses, at hvis der anlægges en uendelig tidshorisont – dvs. hvis  $T \rightarrow \infty$  – da vil  $E \rightarrow (1+q)^{-t^*} \cdot E_{t^*} \cdot q^{-1} \cdot q = (1+q)^{-t^*} \cdot E_{t^*}$  – altså nutidsværdien af den fulde miljøeffekt i år  $t^*$ .

Hvis der foreligger oplysninger om hele udviklingsforløbet, er det muligt at tage hensyn til, at det enkelte projekt også resulterer i miljøeffekter i årene frem til år  $t^*$ , hvor den fulde effekt er opnået. Den annuierede miljøeffekt  $E$  kan i så fald beregnes som

$$5.15 \quad E = N(E_t) \cdot a(q, T) = \sum_{t=0}^T \frac{E_t}{(1+q)^t} \cdot \frac{q}{1-(1+q)^{-T}}$$

Hvis tidshorisonten  $T \rightarrow \infty$  da vil  $E \rightarrow q \cdot \sum_{t=0}^{\infty} \frac{E_t}{(1+q)^t}$ .

Når de forskellige projekters årlige miljøeffekter beregnes på en af de angivne måder, kan projekternes omkostningseffektivitet efterfølgende beregnes som forholdet mellem deres årlige omkostninger og deres årlige miljøeffekter. Det er også i denne sammenhæng vigtigt, at der benyttes samme tidshorisont ved opgørelsen af de årlige omkostninger og miljøeffekter.

### 5.5 Afgrænsning af diskonterings relevans i relation til miljø- og natureffekter – ugenoprettelige skader, dødsrisiko og den kritiske naturkapital

Man kan spørge, om diskontering af miljøkonsekvensernes velfærdsøkonomiske værdi altid er relevant og rimeligt? Problemstillingen omfatter tre elementer:

- Diskontering af konsekvenser for udbudet af reproducerbare miljøgoder
- Diskontering af konsekvenser for udbudet af ikke-reproducerbare miljøgoder – irreversibilitet
- Hensyntagen til den kritiske naturkapital

Umiddelbart forekommer det rimeligt at diskontere konsekvenser for udbudet af reproducerbare miljøgoder – herunder skader på naturen, som kan genoprettes. I den udstrækning diskonteringen og diskonteringsraten afspejler alternative afkastmuligheder, synes der at være et nogenlunde solidt grundlag for at tillægge en fremtidig genoprettelig miljøskade mindre værdi end en aktuell skade. Dette gælder f.eks. inddragelsen af naturområder til landbrugsdrift. Succesen med en række nylige naturgenopretningsprojekter viser, at landbrugsdrift ikke nødvendigvis repræsenterer et uopretteligt tab af natur.

Diskonteringen bliver imidlertid problematisk, såfremt projektet eller alternativerne her til har konsekvenser for udbudet af ikke-reproducerbare miljø- og naturgoder. Den velfærdsøkonomiske værdi af skaderne behøver ikke at være uendelig høj – jf. nedenfor om kritisk naturkapital. Det afgørende er, at det ikke nødvendigvis i sådanne tilfælde er nyttemæssigt mindre betydningsfuldt, at skaderne finder sted engang i fremtiden, blot fordi der er alternative afkastmuligheder for samfundets knappe ressourcer. Et eksempel på denne problemstilling kan være oprettelsen af et deponi for farligt affald, som alternativ til genanvendelse eller anden destruktion. Hvis anvendelsen af det pågældende areal til deponi varigt gør arealet ubrugeligt til andre formål, er de fremtidige nyttemæssige tab herved ikke nødvendigvis mindre betydningsfulde end de aktuelle. De fremtidige personer vil lide akkurat de samme uoprettelige nyttetab som de nulevende personer, og de kan intet gøre herved. Det hjælper dem ikke, at de gennem de alternative afkast er bedre stillet på andre områder end de nuværende personer.

Problemstillingen bliver måske endnu tydeligere, hvis der er tale om tab af unikke naturværdier. Dette kan f.eks. være aktuelt i forbindelse med vurderingen af visse råstofudvindingsprojekter – f.eks. grusgravning, hvor et unikt naturområde nedbrydes svarende til fortidens bortgravning af Køge Ås. Selvom naturværdierne måske først forsvinder efter mange års forløb, er de under alle omstændigheder uoprettelige, og det nyttemæssige tab herved er derfor ikke nødvendigvis mindre, blot fordi det sker i fremtiden, hvor forbrugsniveauet gennem alternativ anvendelse af ressourcerne forventes at være højere. Dette ville være konsekvensen, hvis den – bemærk endelige – unikke naturværdi blev diskonteret.



Man kan i forlængelse heraf spørge, om det velfærdsøkonomisk set er mindre betydningsfuldt, at risikoen for at dø stiger engang i fremtiden frem for i dag. Det er dette, der forudsættes, når man fastsætter enhedspriser for udslippet af miljøfarlige stoffer. Den forventede fremtidige stigning i antallet af dødsfald multipliceres med en pris på ændret dødsrisiko, og nutidsværdien heraf beregnes herefter ved diskontering, før den indgår i den samlede enhedspris. Denne fremgangsmåde er tvivlsom. Hvorfor er det velfærdsøkonomisk mindre betydningsfuldt, at stigningen i dødsrisikoen sker i fremtiden frem for nu – selvom befolkningen i fremtiden gennem udnyttelse af alternative afkastmuligheder forventes at være bedre stillet i forbrugsmæssig henseende?

Hertil kan man på den ene side svare, at der fra et nyttemæssigt synspunkt er tale om samme tab, om en person dør i dag eller om 10 år – om det er person A eller person B der dør. Dødsrisikoen kan således opfattes som et grundlæggende levevilkår, som det har samme betydning at ændre, uanset på hvilket tidspunkt dette sker, og uanset hvor højt forbrugsniveauet i øvrigt er. På den anden side diskonterer personer faktisk ændringer i dødsrisikoen – se f.eks. Moore & Viscusi (1990) der har estimeret sådanne diskonteringsrater ud fra lønforskelle mellem risikofyldte og mere sikre beskæftigelser, og Cropper et al. (1992) der har estimeret diskonteringsrater på basis af interviewundersøgelser. Problemstillingen er et godt eksempel på behovet for at skelne mellem personers tidspræferencer og samfundsmæssige tidspræferencer. Selvom velfærdsøkonomiske vurderinger fundamentalt set hviler på personers faktiske præferencer og valg, er det ikke altid, at disse bør tages til efterretning. Dette er vurderingen over tid et godt eksempel på.

Et andet eksempel på en sådan begrænsning er eksistensen af en såkaldt kritisk naturkapital – jf. Det Økonomiske Råd (1998). Det er ikke helt klart, hvad der skal forstås ved dette begreb, og det er under alle omstændigheder vanskeligt at specificere, hvad den kritiske naturkapital konkret omfatter. Tanken er, at der er dele af naturgrundlaget for den menneskelige eksistens, som ikke kan erstattes af andre produktionsfaktorer – herunder specielt menneskeskabt kapital. Den kritiske naturkapital er altså strengt nødvendig for at opretholde selv minimale levevilkår, og dens marginale værdi er derfor uendelig høj. Det siger sig selv, at den tidsmæssige placering af indgreb i den kritiske naturkapital og dermed diskontering heraf set i dette lys er irrelevant. Problemet er blot, at det kan være vanskeligt præcist at afgøre, hvilke dele af naturgrundlaget menneskeheden ikke kan leve foruden. Grundtanken er imidlertid, at naturen ikke må bringes i en så fundamental ubalance, at menneskeheden ikke kan dæmme op herfor og dermed undgå at få sit levegrundlag ødelagt – f.eks. fundamental ubalance i det hydrologiske kredsløb eller grundlæggende ødelæggelse af plantesamfundenes bestøvningsmekanismer.

## KAPITEL 6

### Offentlige provenuvirkninger – skatteforvridningstabet

Et statsligt eller kommunalt projekt har normalt konsekvenser for statens eller kommunens udgifter og indtægter. Tilsvarende kan projekter i den private sektor også have konsekvenser for de offentlige finanser. Dette er f.eks. tilfældet, hvis projektet er berettiget til offentlig finansiel støtte, eller hvis det gennem påvirkningen af husholdningernes forbrugssammensætning har indirekte konsekvenser for statens afgiftsprovenu.

En eventuel forøgelse af de offentlige netto-udgifter eller reduktion af netto-indtægterne skal finansieres, idet det forudsættes, at projektet ikke må have konsekvenser for de øvrige aktiviteter i den offentlige sektor. Sker finansieringen gennem forhøjelse af skatte- eller afgiftssatser, har det velfærdsøkonomiske konsekvenser i form af det såkaldte *skatteforvridningstab*. Det er nemlig ikke omkostningsfrit for samfundet at finansiere de offentlige netto-udgifter ved et miljøtiltag ved at opkræve skatter og/eller afgifter. Udover de rent administrative omkostninger ved opkrævningen, giver skatte- og afgiftsændringer anledning til et forbrugs- og nyttetab, fordi skatteændringen påvirker effektiviteten i samfundets ressourceudnyttelse i negativ retning.

Der kan omvendt være tale om en *skatteforvridningsgevinst*, hvis projektet enten skaber et merprovenu for det offentlige eller skaber offentlige besparelser. I så fald kan skatter og afgifter reduceres, uden at det får konsekvenser for andre offentlige aktiviteter.

Skatteforvridningstabet eller gevinsten bør altid medregnes i den velfærdsøkonomiske analyse. Medtagelse af forvridningstabet eller gevinsten kan således have stor indflydelse på det velfærdsøkonomiske resultat. Som eksempel kan nævnes naturgenopretningsprojekter. De velfærdsøkonomiske omkostninger består typisk af værdien af den tabte landbrugsproduktion – tab af ressourcerente, jf. *afsnit 4.1.2* – samt værdien af resourceforbruget til selve genopretningen – gravearbejde, anlæggelse af stier med mere. Hertil kommer imidlertid også de statslige kompensationer til landmændene. Kompensationerne repræsenterer ganske vist ikke i sig selv en velfærdsøkonomisk omkostning, fordi der alene er tale om en omfordeling af indkomst mellem befolkningsgrupper – jf. *Kapitel 9* – men kompensationerne skal finansieres. Dette nødvendiggør en skatte- eller afgiftsforhøjelse, fordi andre offentlige aktiviteter forudsættes at skulle forblive upåvirket af projektet. Skatte- eller afgiftsforhøjelsen giver anledning til et velfærdsøkonomisk forvridningstab, som skal tillægges projektets øvrige velfærdsøkonomiske omkostninger. Forvridningstabet kan være en tungtvejende post. I *Kapitel 11* er der vist en beregning heraf i det praktiske eksempel om Åmosen.

**Anbefaling**

Den velfærdsøkonomiske projektvurdering bør altid omfatte en analyse af projektets offentlige provenuvirkninger og de hermed forbundne skatteforvridningstab og gevinster. Disse udgør en del af projektets samlede velfærdsøkonomiske konsekvenser. Det anbefales:

1. Opgør de samlede provenuvirkninger år for år over projektets levetid. Bemærk, at det er projektets samlede virkning på de offentlige finanser, som skal opgøres – dvs. både indtægts- og udgiftskonsekvenser samt konsekvenserne for staten og kommunerne.
2. Beregn nutidsværdien af de årlige provenuvirkninger ved diskontering.
3. Beregn skatteforvridningstab ved efterfølgende at multiplicere nutidsværdien af provenuvirkningerne med skatteforvridningsfaktoren SSF, der fastsættes af Finansministeriet.

Ved opgørelsen af projektets offentlige provenuvirkninger og de hermed forbundne forvridningstab og gevinster anbefales det at skelne mellem *offentlige ressourcekrævende projekter* og *private ressourcekrævende projekter*. Begrundelsen er, at de to projekttyper giver anledning til forskellige former for provenuvirkninger, der skal behandles forskelligt. I de tilfælde, hvor der er tale om et samarbejdsprojekt mellem den offentlige og private sektor, behandles hver sektors bidrag i overensstemmelse med retningslinierne for den pågældende sektor.

*Offentligt ressourcekrævende projekt (Afsnit 6.2.1)*

Skatteforvridningstab eller gevinsten ved et offentligt ressourcekrævende projekt  $SFT(P_o)$ , hvis samlede provenuvirkninger er  $P_o$ , beregnes som

$$SFT(P_o) = P_o \cdot SFF = ((U_1 - U_2) \cdot NAF - R + K - A) \cdot SFF$$

hvor

$P_o$  = Samlede provenuvirkning af et ressourcekrævende offentligt projekt

$SFF$  = Skatteforvridningsfaktoren

$U_1$  = Udgifter til køb af produktionsfaktorer og andre produktionsgoder opgjort i faktorpriser

$U_2$  = Sparede udgifter til køb af produktionsfaktorer og andre produktionsgoder i andre dele af den offentlige sektor

$NAF$  = Netto-afgiftsfaktoren

$R$  = Brugerbetaling

$K$  = Kompensation til husholdninger og virksomheder

$A$  = Ændring i udbetalingen af arbejdsløshedsdagpenge samt i indkomstskatteindtægterne som følge af projektets konsekvenser for den samlede beskæftigelse

Opgørelsen af provenuvirkningen  $P_o$  og dermed beregningen af skatteforvridningstab eller gevinsten bør altid omfatte provenuvirkningen  $U_1$  samt, når det er relevant provenuvirkningerne  $U_2$ ,  $R$  og  $K$ . I praksis kan man oftest se bort fra  $A$ , da projektet normalt ikke antages at have beskæftigelseskonsekvenser.

Bemærk, at netto-afgiftsfaktoren indgår i beregningen af skatteforvridningstab. Dette skyldes, at der i opgørelsen af de samlede provenuvirkninger af projektets forbrug af produktionsfaktorer og andre produktionsgoder  $U_1$  og  $U_2$  også tages højde for disse købs konsekvenser for netto-afgiftsprovenuet af at overføre produktionsfaktorer mellem den private og den offentlige sektor. Den private sektors produktion er afgiftsbelagt, hvilket den offentlige sektors produktion ikke er. De øvrige provenuvirkninger  $R$ ,  $K$  og  $A$  giver ikke anledning til sådanne overførsler af produktionsfaktorer, og de skal derfor ikke forhøjes med  $NAF$ .

#### *Privat ressourcekrævende projekt (Afsnit 6.2.2)*

Skatteforvridningstab ved et privat ressourcekrævende projekt  $SFT(P_p)$ , hvis samlede provenuvirkninger er  $P_p$ , beregnes som

$$SFT(P_p) = P_p \cdot SFF = (S + x \cdot p \cdot (a - \frac{(1+a)}{NAF}) \cdot (NAF - 1) + P_{T4} - A - P_{T5}) \cdot SFF$$

$P_p$  = Samlede provenuvirkning af et ressourcekrævende privat projekt

$S$  = Offentlige subsidier

$x \cdot p \cdot a$  = Tab af afgiftsprovener ved at forbruget  $x \cdot p$  af et gode, som er belagt med en afgiftssats  $a$ , bliver reduceret

$x \cdot p \cdot \frac{(1+a)}{NAF} \cdot (NAF - 1)$  = Gevinst i afgiftsprovener ved at det sparede forbrug  $x \cdot p \cdot (1+a)$  benyttes til køb af andre varer og tjenester, som er belagt med den gennemsnitlige afgiftssats på  $(NAF - 1)$

$P_{T4}$  = Tab af afgiftsprovener fra en miljøafgift ved at en bestemt miljøbelastning reduceres

$A$  = Ændring i udbetalingen af arbejdsløshedsdagpenge samt i indkomstskatteindtægterne som følge af projektets konsekvenser for den samlede beskæftigelse

$P_{T5}$  = Provenugevinst ved at beskæftigelsen og dermed produktionen af afgiftsbelagte goder stiger

Opgørelsen af provenuvirkningen  $P_p$  og dermed beregningen af skatteforvriddningstab eller gevinsten bør altid, når det er relevant, omfatte provenuvirkningerne  $S$ ,  $x \cdot p \cdot a$ ,  $x \cdot p \cdot \frac{(1+a)}{NAF} \cdot (NAF - 1)$  og  $P_{T4}$ . I praksis kan man oftest se bort fra  $A$  og  $P_{T5}$ , da projektet normalt ikke antages at have beskæftigelseskonsekvenser.

Kapitlet indledes i *afsnit 6.1* med en forklaring på det velfærdsøkonomiske forvriddningstab ved at anvende skatter og afgifter til finansiering af offentlige udgifter. Samtidig defineres de væsentligste begreber. I *afsnit 6.2* beskrives, hvorledes projektets forskellige provenuvirkninger opgøres, og det hermed forbundne forvriddningstab beregnes.

I Møller & Jensen (2004) behandles de centrale teoretiske og empiriske problemstillinger i relation til skatteforvriddningstab. Der henvises til denne rapport samt til litteraturlisten heri for en mere udførlig fremstilling af problemstillingerne.

## 6.1 Forvriddningstab ved anvendelse af skatter og afgifter – terminologi og definitioner

*Skatteforvriddningstab* er udtryk for værdien af et forbrugstab. Afgifter på varer og tjenester reducerer efterspørgslen og dermed udbudet af markedsomsatte forbrugsgoder. Samtidig indebærer afgiften, at efterspørgselsprisen på godet overstiger udbudsprisen. Efterspørgselsprisen – dvs. godets pris inkl. afgift – repræsenterer den marginale nytte af det producerede gode for forbrugerne. Godets udbudspris – dvs. godets pris ekskl. afgift – angiver den marginale nytte af de goder, som mistes ved at knappe ressourcer trækkes bort fra anden anvendelse. Der kunne altså opnås en forbrugs- og produktionsgevinst ved at fjerne afgiften, så produktionen og efterspørgslen blev forøget til det punkt, hvor efterspørgsels- og udbudsprisen er lig med hinanden – jf. *Figur 6.1* i *Appendiks 6.1*.

Tilsvarende reducerer skatter udbudet af arbejdskraft og dermed produktionen af forbrugsgoder. Samtidig giver skatten anledning til, at udbudsprisen for arbejdskraften er mindre end efterspørgselsprisen og ikke som i en optimal situation er lig med hinanden. Udbudsprisen – dvs. lønnen fratrukket skat – angiver den marginale nytte af fritid, mens efterspørgselsprisen angiver den marginale nyttegevinst ved arbejdskraftindsatsen. Der kan altså også i denne situation opnås en forbrugsgevinst ved at fjerne skatten og dermed øge udbudet af arbejdskraft.

Den teoretiske begrundelse for eksistensen af et skatteforvriddningstab ved anvendelse af afgifter og skatter beskrives mere udførligt i *Appendiks 6.1*. I det følgende skal der alene gøres rede for en række centrale definitioner og begreber i relation til opgørelsen af skatteforvriddningstab:

- Provenuvirkningen
- Skatteforvridningsfaktoren
- Skatteomkostningsfaktoren

*Provenuvirkningen* af et projekt opgøres som summen af samtlige konsekvenser for de offentlige indtægter og udgifter – dvs. provenuvirkningen svarer til netto-virkningen på de offentlige finanser. Det anbefales at starte opgørelsen af skatteforvridningstabets størrelse med en beskrivelse og beregning af projektets provenuvirkning. Denne er nemlig bestemmende for, hvor store ændringer i skatter og afgifter der må gennemføres for at fastholde omfanget af det offentlige forbrug. Størrelsen af disse ændringer er bestemmende for *skatteforvridningstabets* størrelse. Der kan også være tale om en provenugevinst, der selvsagt kan udmøntes som en skatte- og afgiftssænkning, der fører til en skatteforvridningsgevinst

*Skatteforvridningsfaktoren* angiver forholdet mellem skatteforvridningstabets størrelse og provenuvirkningen. For hver krone, der skal opkræves ekstra i skatter og afgifter, påføres samfundet et forvridningstab opgjort i kr., der er lig med skatteforvridningsfaktoren. Det anbefales at anvende den forvridningsfaktor, der er fastsat af Finansministeriet.

*Skatteomkostningsfaktoren* er defineret som forholdet mellem de samlede velfærdsøkonomiske omkostninger ved at skattefinansiere en offentlig udgift og selve udgiften. Skatteomkostningsfaktoren kan derfor beregnes som én plus skatteforvridningsfaktoren.

### 6.2 Forvridningstab og gevinster ved projektets forskellige provenuvirkninger

For at opgøre værdien af et projekts skatteforvridningseffekter anbefales det som nævnt ovenfor at starte med at estimere projektets forskellige provenuvirkninger på de offentlige finanser. Flere forhold har betydning for størrelsen af disse virkninger og de hermed forbundne forvridningstab og gevinster.

Det er i denne forbindelse hensigtsmæssigt at skelne mellem to forskellige projektyper:

1. Offentligt ressourcekrævende projekt
2. Privat ressourcekrævende projekt

I *Kapitel 2* blev *omlægning af skatter og afgifter* omtalt som en særlig projektype. Forvridningseffekterne i forbindelse med denne projektype omtales i *Kapitel 7*.

Opdelingen i hhv. et offentligt og privat ressourcekrævende projekt er hensigtsmæssig, fordi disse projektyper giver anledning til forskellige typer af provenuvirkninger. Når et offentligt ressourcekrævende projekt f.eks. trækker produktionsfaktorer bort fra anden anvendelse i den private sektor, mistes der herved et afgiftsprovenu fra den hidtidige vare- og tjenesteproduktion. Dette er ikke tilfældet, hvis der er tale om et privat ressourcekrævende projekt.

cekrævende projekt. Et sådant projekt kan derimod være berettiget til offentlige subsidier, som ikke er relevante, når der er tale om et offentligt projekt.

I *afsnit 6.2.1* og *6.2.2* gøres der nærmere rede for opgørelsen af de to projektypers forskellige provenuvirkninger og beregningen af forvriddningstab i forbindelse hermed. Hvis der er tale om et samarbejdsprojekt mellem den offentlige og den private sektor, må opgørelsen af provenuvirkningerne og forvriddningstabet opgøres ved at behandle hver sektors bidrag i overensstemmelse med retningslinierne for den pågældende sektor. Den samlede provenuvirkning og det samlede forvriddningstab opnås efterfølgende ved at lægge sektorernes separate bidrag hertil sammen. I *afsnit 6.2.3* og *6.2.4* omtales hhv. beregningen af *nutidsværdien af provenuvirkningen og forvriddningstabet* samt opgørelsen af *forvriddningstabet ved hhv. varige og midlertidige provenuvirkninger*.

### 6.2.1 Et offentligt ressourcekrævende projekt

Et offentligt ressourcekrævende projekt kan give anledning til følgende provenuvirkninger:

- Udgifter til køb af produktionsfaktorer og andre produktionsgoder samt tab af afgiftsprovenu, når ressourcer trækkes bort fra anden anvendelse i den private sektor.
- Provenugevinster ved at projektet giver anledning til ressourcebesparelser andre steder i den offentlige sektor.
- Indtægter i form af brugerbetaling.
- Kompensation til den private sektor, hvis projektet påfører denne tab.
- Udgiftsændringer som følge af projektets netto-effekt på beskæftigelsen, hvis det er muligt at opgøre denne.
- Provenuvirkning ved at projektet påvirker den private sektors ressourceallokering.

*Ad. a. Forvriddningstabet ved afholdelse af udgifter til køb af produktionsfaktorer og andre produktionsgoder samt ved tab af afgiftsprovenu, når ressourcer trækkes bort fra anden anvendelse i den private sektor*

Provenuvirkningen, af at det offentlige afholder udgifter til køb af produktionsfaktorer og produktionsgoder, kan henføres til to forhold:

- Selve udgifterne  $U_j$  til køb af produktionsfaktorerne og goderne
- Mistet afgiftsprovenu  $P_{TI}$  ved at produktionsfaktorerne og goderne trækkes bort fra anden anvendelse i den private sektor

De offentlige udgifter til købet af produktionsfaktorer og andre produktionsgoder svarer til betalingerne herfor opgjort i faktorpriser. Når produktionsfaktorerne hidtil har været benyttet i en anden anvendelse i den private sektor, mistes der herved provenu svarende til afgiften på de hidtil producerede varer og tjenester. Der mistes derfor afgiftsprovenu  $P_{TI}$  svarende til værdien af produktionsfaktorforbruget opgjort i faktorpriser  $U_j$  multipliceret med  $(NAF-1)$  – dvs.  $P_{TI} = U_j \cdot (NAF-1)$ .

Den samlede provenuvirkning  $U_{F1}$  af at det offentlige afholder udgifter til køb af produktionsfaktorer og produktionsgoder, kan herefter opgøres som  $U_{F1} = U_1 + P_{T1} = U_1 \cdot NAF$ . Skatteforvridningstab  $SFT(U_{F1})$  som følge af denne provenuvirkning bliver  $SFT(U_{F1}) = U_1 \cdot NAF \cdot SFT$ .

Bemærk, at netto-afgiftsfaktoren  $NAF$  indgår i beregningen af provenuvirkningen. Herved kan skatteforvridningstab pr. udgiftskrone i dette tilfælde beregnes ved multiplikation af  $NAF$  med skatteforvridningsfaktoren  $SFF$ .

*Ad. b. Provenugevinster ved at projektet giver anledning til ressourcebesparelser andre steder i den offentlige sektor*

Et offentligt projekt kan gennem projektets ydelser give anledning til en ressourcebesparelse i en anden del af den offentlige sektor. F.eks. kan trafikikkerhedsforanstaltninger føre til besparelser i sundhedssektoren. De hidtidige udgifter til de frivogne produktionsfaktorer og goder repræsenterer i sig selv en provenugevinst  $-U_2$ , hvis værdi svarer til udgiften opgjort i faktorpriser. De frivogne ressourcer kan anvendes i den private sektor, idet det fortsat antages, at aktiviteten i den øvrige offentlige sektor forbliver uændret. Når de frivogne ressourcer anvendes i den private sektor, giver de en yderligere provenugevinst i form af et afgiftsprovenu  $-P_{T2}$  svarende til værdien af besparelsen opgjort i faktorpriser multipliceret med  $(1-NAF)$  – dvs.  $-P_{T2} = -U_2 \cdot (NAF-1)$ .

Den samlede provenugevinst  $-U_{F2}$ , ved at projektet giver anledning til ressourcebesparelser andre steder i den offentlige sektor, kan herefter opgøres som  $U_{F2} = -U_2 - P_{T2} = -U_2 \cdot NAF$ . Skatteforvridningsgevinsten  $-SFT(U_{F2})$  som følge af denne provenuvirkning bliver  $-SFT(U_{F2}) = -U_2 \cdot NAF \cdot SFF$ .

*Ad. c. Indtægter i form af brugerbetaling*

Det offentlige har i visse tilfælde indtægter ved et projekt. Dette kan enten være i form af brugerbetaling, hvor projektets ydelser sælges på markedsmæssige vilkår, eller i form af et gebyr, der har karakter af en afgift. Provenuvirkningen opgøres som den offentlige sektors indtægter fra projektets ydelser.

Indtægterne  $R$  fra en eventuel brugerbetaling indebærer en nedsættelse af skatter og afgifter. Dette giver anledning til en skatteforvridningsgevinst  $-SFT(R)$  svarende til indtægterne multipliceret med  $SFF$  – dvs.  $-SFT(R) = R \cdot SFF$ .

Situationen stiller sig anderledes, hvis der er tale om betaling i form af et gebyr. I så fald omsættes den offentlige vare eller tjeneste ikke på markedsmæssige vilkår, og den marginale indtægt herfra svarer ikke til værdien af den marginale velfærdsøkonomiske gevinst. Gebyret har karakter af en afgift, og indtægterne herfra erstatter blot en anden skat eller afgift. Der er derfor ikke nødvendigvis tale om en forvridningsmæssig gevinst ved at opkræve gebyret. Dette afhænger af det relative forvridningstab ved hhv. gebyret og de andre skatter og afgifter – jf. i øvrigt *Kapitel 7* om velfærdsøkonomisk vurdering af indførelsen af en afgift.



*Ad. d. Kompensation til den private sektor, hvis projektet påfører denne tab*

Visse projekter ledsages af kompensation til private husholdninger eller erhvervsdrivende, såfremt projektet påfører disse tab. Der kan være tale om erstatning ved ekspropriering af ejendom til et trafikprojekt eller om køb af jordarealer i forbindelse med naturgenopretningsprojekter. Provenuvirkningen opgøres som værdien af kompensationerne  $K$ , og skatteforvridningstab  $SFT(K)$  beregnes som  $SFT(K) = K \cdot SFF$ .

*Ad. e. Udgiftsændringer som følge af projektets netto-effekt på beskæftigelsen, hvis det er muligt at opgøre denne*

Det antages normalt, at hvis arbejdskraften trækkes bort fra alternativ beskæftigelse, så har projektet ingen reel beskæftigelseseffekt. Hvis det i stedet antages, at der ansættes ledig arbejdskraft ved projektet, så har projektet en reel beskæftigelseseffekt. Hvis det offentlige projekt har en netto-beskæftigelseseffekt, har det, ud over udgiften til arbejds-løn, også en provenuvirkning i form af besparelser i arbejdsløshedsunderstøttelse samt stigning i indkomstskattebetalingerne. Herved opnås en provenugevinst  $A$ . Denne giver anledning til en skatteforvridningsgevinst på  $-SFT(A) = A \cdot SFF$ , ved at skatter og afgifter kan sænkes svarende til  $A$ .

*Ad. f. Provenuvirkning ved at projektet påvirker den private sektors ressourceallokering*

Hvis det offentlige projekt har konsekvenser for allokeringen af den private sektors res-sourcer, kan det have konsekvenser for betalingen af miljøafgifter og andre afgifter. En sådan provenuvirkning vil, afhængigt af om den er negativ eller positiv, give anledning til et skatteforvridningstab eller en forvridningsgevinst. Om behandlingen af provenuvirk-ningen som følge af en ændret ressourceallokering i den private sektor se i øvrigt afsnit 6.2.2.

*Sammenfatning vedrørende et offentligt ressourcekrævende projekt*

Sammenfattende kan de samlede provenuvirkninger af et ressourcekrævende offentligt projekt beregnes som

$$\begin{aligned}
 6.1 \quad P_o &= U_1 + P_{T1} - U_2 - P_{T2} - R + K - A \\
 &= U_1 \cdot (NAF - 1) - U_2 - U_2 \cdot (NAF - 1) - R + K - A \\
 &= (U_1 - U_2) \cdot NAF - R + K - A
 \end{aligned}$$

hvor

- $P_o$  = Samlede provenuvirkning af et ressourcekrævende offentligt projekt
- $U_1$  = Den offentlige sektors udgifter til køb af produktionsfaktorer og andre produktionsgoder opgjort i faktorpriser
- $P_{T1}$  = Tab af afgiftsprovener ved at produktionsfaktorer og andre produktionsgoder trækkes bort fra anden anvendelse i den private sektor
- $U_2$  = Den offentlige sektors sparede udgifter til køb af produktionsfaktorer og andre produktionsgoder i andre dele af den offentlige sektor
- $P_{T2}$  = Gevinst i afgiftsprovener ved at frigivne produktionsfaktorer og andre produktionsgoder kan anvendes i den private sektor

- $R$  = Brugerbetaling  
 $K$  = Kompensation til husholdninger og virksomheder  
 $A$  = Ændring i udbetalingen af arbejdsløshedsdagpenge samt i indkomstskatteindtægterne som følge af projektets konsekvenser for den samlede beskæftigelse  
 $NAF$  = Netto-afgiftsfaktoren

Når projektets samlede provenuvirkning  $P_o$  er gjort op, kan det hermed forbundne skatteforvridningstab  $SFT(P_o)$  beregnes som

$$6.2 \quad SFT(P_o) = P_o \cdot SFF = ((U_1 - U_2) \cdot NAF - R + K - A) \cdot SFF$$

Bemærk, at netto-afgiftsfaktoren  $NAF$  indgår i beregningen af skatteforvridningstabet. Dette skyldes, at der i opgørelsen af de samlede provenuvirkninger af projektets forbrug af produktionsfaktorer og andre produktionsgoder også tages højde for netto-afgiftsprovenuet af at overføre produktionsfaktorer mellem den private og den offentlige sektor. Desuden indgår skatteforvridningsfaktoren,  $SFF$ .

Både  $U_1$  og  $U_2$  skal således multipliceres med  $NAF$ . Det skyldes:

- $U_1$  vedrører det offentlige projekts udgifter til køb af produktionsfaktorer og andre produktionsgoder, som hidtil har været brugt i den private sektor. Ressourcerne trækkes altså bort fra privat til offentlig anvendelse. Herved mistes et afgiftsprovenu, idet goderne var afgiftsbelagte i den private sektor. Dette er ikke tilfældet, når de benyttes i den offentlige sektor. Dette tab af afgiftsprovenu skal med ved beregningen af projektets samlede provenuvirkninger. Dette gøres ved at multiplicere  $U_1$  med  $NAF$ .
- $U_2$  vedrører projektets konsekvenser for udgifterne til køb af produktionsfaktorer og andre produktionsgoder andre steder i den offentlige sektor. Når den offentlige sektor ikke længere har behov for disse goder, kan de i stedet bruges i den private sektor. Her leveres altså ressourcer fra den offentlige til den private sektor. Det giver anledning til en afgiftsprovenugevinst, som skal medregnes ved beregningen af projektets samlede provenuvirkning. Det gøres ved at multiplicere  $U_2$  med  $NAF$ . Produktionsfaktorerne og goderne bliver nemlig nu afgiftsbelagt, når de benyttes i den private sektor.

De øvrige provenuvirkninger  $R$ ,  $K$  og  $A$  giver ikke anledning til sådanne overførsler af produktionsfaktorer, og de skal derfor ikke multipliceres med  $NAF$ .

### 6.2.2 Et privat ressourcekrævende projekt

Et privat ressourcekrævende projekt, kan give anledning til følgende provenuvirkninger:

- a. Betaling af offentlige subsidier til virksomheder eller husholdninger
- b. Ændring i afgiftsprovenu som følge af ændret ressourceallokering i den private sektor
- c. Provenuvirkninger som følge af projektets netto-effekt på beskæftigelsen

Provenuvirkningerne giver som beskrevet i det følgende anledning til skatteforvridningstab eller gevinster.

*Ad. a. Betaling af offentlige subsidier til virksomheder og husholdninger*

Betalingen af et offentligt subsidie  $S$  skal dækkes ind ved opkrævning af yderligere skatter og afgifter. Herved opstår der et skatteforvridningstab på  $SFT(S) = S \cdot SFF$ .

Umiddelbart lider husholdningerne også et forbrugstab svarende til skatteopkrævningen  $S$ ; men dette beløb får de indirekte tilbage gennem det offentlige subsidie af samme størrelse. Forbrugstab og gevinst går altså lige op, og der bliver derfor samlet set ikke tale om et nyttetab.

*Ad b. Ændring i afgiftsprovenu som følge af ændret ressourceallokering i den private sektor*

Ved gennemførelsen af et ressourcekrævende projekt i den private sektor overføres produktionsfaktorer fra én anvendelse til en anden. Det kan have konsekvenser for det offentlige afgiftsprovenu på to måder:

- i.* Forskelligt afgiftsniveau på projektets produkter og det mistede forbrug
- ii.* Omallokeringen har konsekvenser for provenuet fra miljøafgifter

*Ad. i* Hvis afgiftsniveauet på projektets produkter svarer til afgiftsniveauet på det mistede forbrug, har projektet ingen provenuvirkninger som følge af omallokeringen af samfundets ressourcer. I visse tilfælde kan der imidlertid være væsentlig forskel på de to afgiftsniveauer, og i så fald giver projektet anledning til en netto-provenuvirkning.

Hvis projektets produkter er belagt med afgiftsprocenten  $a$ , og de mistede forbrugsgoder, ved at produktionsfaktorer trækkes bort fra anden anvendelse, er belagt med afgiftsprocenten  $(NAF-1)$  – jf. afsnit 4.1.2 – så kan provenuvirkningen ved en produktion på opgjort i faktorpriser beregnes som

$$6.3 \quad P_{T3} = x \cdot p \cdot \left( a - \frac{(1+a)}{NAF} \right) \cdot (NAF - 1) \quad .$$

Projektets produkter giver anledning til et afgiftsprovenu på  $x \cdot p \cdot a$ . Når husholdningerne køber projektets produkter for en udgift på  $x \cdot p \cdot (1+a)$ , reduceres forbruget af andre goder med et tilsvarende beløb. Hvis de andre goder antages at være belagt med en gennemsnitlig afgiftsprocent på  $(NAF-1)$ , kan deres værdi i faktorpriser beregnes som

$$\frac{x \cdot p \cdot (1+a)}{NAF}. \text{ Afgiftsprovenuet herfra har derfor hidtil været } \frac{x \cdot p \cdot (1+a)}{NAF} \cdot (NAF - 1).$$

Den samlede provenuvirkning  $P_{T3}$  af ressourceomallokeringen bliver herefter som angivet i *formel 6.3*.

## Boks 6. 1 Eksempel – elspareforanstaltning i husholdningerne

Som eksempel på en ændring i afgiftsprovenuet som følge af ændret ressourceallokering i den private sektor kan nævnes en elspareforanstaltning, der medfører et lavere elforbrug hos husholdningerne. De velfærdsøkonomiske omkostninger ved foranstaltningen kan opgøres som værdien af produktionsfaktorforbruget herved. Den velfærdsøkonomiske gevinst repræsenteres ved værdien af den sparede el opgjort i køberpriser, idet el i dette tilfælde er et forbrugsgode – jf. *afsnit 4.1.1*.

Hertil kommer imidlertid projektets provenuvirkning. Denne består på den ene side af mistede el-afgifter som følge af nedgangen i forbruget og på den anden side af forøgede afgifter fra de goder, som forbrugerne nu kan købe i stedet for el. Hvor stor provenuvirkningen samlet set bliver, er vanskeligt at sige. Hvis det imidlertid som ved beregningsprisfastsættelsen antages, at andet forbrug generelt er belagt med nettoafgifter – og el er belagt med en langt højere samlet afgiftssats  $a_{el}$ , så bliver der tale om et provenutab  $P_{T3}$ . Dette kan beregnes som

$$P_{T3} = x_{el} \cdot p_{el} \cdot \left( a_{el} - \frac{(1 + a_{el})}{NAF} \cdot (NAF - 1) \right), \text{ hvor } x_{el} \text{ er den sparede elmængde, } P_{el} \text{ er}$$

faktorprisen på el og  $a_{el}$  er afgiftssatsen for el. Her anbefales det at anvende en faktorpris på el, der svarer til den, som Energistyrelsen anbefaler. I 2008 blev der anbefalet en gennemsnitlig pris på el på 35 øre pr kWh, jf. Energistyrelsen (2008).

Provenutabet antages dækket ved at forhøje andre skatter og afgifter. Herved opstår et skatteforvridningstab  $SFT (P_{T3})$  svarende til provenutabet multipliceret med skatteforvridningsfaktoren – altså  $P_{T3} \cdot SFF$ . Hertil kommer, at husholdningerne gennem skatteopkrævningen mister forbrug svarende til provenutabet  $P_{T3}$ . Dette forbrugstab skal dog i den samlede velfærdsøkonomiske analyse holdes op mod den velfærdsøkonomiske forbrugsgevinst fra elbesparelsen på  $x_{el} \cdot p_{el} \cdot (1 + a_{el})$ . Der kan opstilles en fuldstændig tilsvarende beregning og enslydende ræsonnement, hvis der er tale om mistet afgiftsprovenu fra vandafgiften.

Ved opgørelsen af provenuvirkningen antages det, at husholdningerne anvender de frigivne midler fra forbrugsbesparelsen til andre forbrugsgoder, som i gennemsnit er belagt med en afgift på  $(NAF-1)$ . Dette er selvsagt en diskutabel antagelse. Reelt kræver opgørelsen af provenuvirkningen en generel ligevægtsanalyse, hvor samtlige provenu- og allokeringseffekter af et projekt udredes. Dette ligger dog langt ud over traditionel partiel projektvurdering. Den velfærdsøkonomiske vurdering af styringsmæssige indgreb behandles i øvrigt i *Kapitel 7*.

*Ad. ii* Projektets omallokering af ressourcer i den private sektor kan også have konsekvenser for afgiftsprovenuet fra miljøafgifter knyttet til produktionen i den private sektor. F.eks. indebærer en svovlrensingsforanstaltning på et kraftværk, at det offentliges indtægter fra svovlafgiften bliver reduceret. Når dette provenutab  $P_{T4}$  dækkes ind gennem

andre skatter og afgifter, lider samfundet et skatteforvridningstab  $SFT(P_{T4}) = P_{T4} \cdot SFF$ . Husholdningerne mister også et forbrug svarende til skatteprovenuet  $P_{T4}$ ; men dette modsvares direkte af forbrugsgevinsten ved de sparede udgifter til svovlafgiften.

*Ad. c. Udgiftsændringer som følge af projektets netto-effekt på beskæftigelsen*

Et ressourcekrævende privat projekt kan også have en beskæftigelseseffekt, som giver anledning til en ændring i dagpengeudbetalingerne samt indkomstskatteindtægterne. Denne provenuvirkning  $A$  opgøres og vurderes på samme måde som for et offentligt ressourcekrævende projekt. Forvridningsgevinsten bliver  $A \cdot SFF$  – jf. afsnit 6.2.1.

Hertil kommer, at når der er tale om et privat projekt, så genererer merbeskæftigelsen et yderligere afgiftsprovenu  $P_{T5}$ . Den hidtil ledige arbejdskraft trækkes ikke bort fra anden anvendelse, og har derfor ikke bidraget til produktionen af afgiftsbelagte varer og tjenester. Dette sker nu gennem det private projekt. Herved opnås en velfærdsøkonomisk forvridningsgevinst på  $P_{T5} \cdot SFF$ .

Umiddelbart opnår husholdningerne også en forbrugsgevinst svarende til afgiftsbesparelsen  $P_{T5}$ ; men denne er allerede indregnet i den velfærdsøkonomiske værdi af projektets produkter. En del af disse produceres af den hidtil ledige arbejdskraft, og produkterne værdisættes svarende til deres køberpriser inkl. afgifter.

*Sammenfatning vedrørende et privat ressourcekrævende projekt*

Sammenfattende kan de samlede provenuvirkninger af et ressourcekrævende privat projekt beregnes som

6.4

$$P_P = S + P_{T3} + P_{T4} - A - P_{T5} = S + x \cdot p \cdot \left( a - \frac{(1+a)}{NAF} \cdot (NAF - 1) \right) + P_{T4} - A - P_{T5}$$

hvor

$P_P$  = Samlet provenuvirkning af et ressourcekrævende privat projekt

$S$  = Offentlige subsidier

$P_{T3}$  = Tab af afgiftsprovenu ved at forbruget  $x \cdot p$  (mængde  $\cdot$  pris) af et gode, som er belagt med en højere afgiftssats  $a$  end den gennemsnitlige netto-afgift på  $(NAF - 1)$ , bliver reduceret

$P_{T4}$  = Tab af afgiftsprovenu fra en miljøafgift ved at en bestemt afgiftsbelagt miljøbelastning reduceres

- $A$  = Ændring i udbetaling af arbejdsløshedsdagpenge samt i indkomstskatteindtægterne som følge af projektets konsekvenser for den samlede beskæftigelse
- $P_{T5}$  = Provenugevinst ved at beskæftigelsen og dermed produktionen af afgiftsbelagte goder stiger
- $NAF$  = Netto-afgiftsfaktoren

Når projektets samlede provenuvirkning  $P_p$  er gjort op, kan det hermed forbundne skatteforvridningstab  $SFT(P_p)$  beregnes som

$$6.5 \quad SFT(P_p) = (S + x \cdot p \cdot (a - \frac{(1+a)}{NAF} \cdot (NAF - 1))) + P_{T4} - A - P_{T5} \cdot SFF$$

Bemærk, at netto-afgiftsfaktoren også i dette tilfælde kun indgår i opgørelsen af en del af projektets provenuvirkning – nemlig i opgørelsen af provenuvirkningen ved omlægningen af forbruget fra en vare med en særlig afgift til generelt forbrug med en gennemsnitlig afgiftsprocent på  $(NAF - 1) \cdot 100$ . De øvrige provenuvirkninger –  $S$ ,  $P_{T4}$ ,  $A$  og  $P_{T5}$  – omfatter ikke sådanne afgiftsforskelle, og  $NAF$  indgår derfor ikke i opgørelsen af disse.

### 6.2.3 Nutidsværdien af provenuvirkningen og forvridningstab

Projektets forskellige provenuvirkninger i de enkelte år opgøres i overensstemmelse med de i afsnit 6.2.1 og 6.2.2 opstillede principper. Nutidsværdien heraf kan herefter beregnes ved at tilbagediskontere provenuvirkningerne i de enkelte år til startåret for projektet. Hertil benyttes den af Finansministeriet fastsatte diskonteringsrate. – jf. afsnit 5.1.2. Nutidsværdien af forvridningstabet beregnes ved at multiplicere nutidsværdien af de forskellige provenuvirkninger med skatteforvridningsfaktoren.

I en lang række tilfælde giver projekter kun anledning til en midlertidig offentlig provenuvirkning. Dette kan være en engangsinvestering eller en investering kombineret med driftsudgifter for en begrænset årrække. Årsagen til den midlertidige provenuvirkning kan være, at projektet afsluttes inden for en begrænset periode. Alternativt kan den midlertidige provenuvirkning skyldes, at projektet forventes at hvile i sig selv rent økonomisk efter en periode, eller at finansieringen af projektet overgår til brugerbetaling.

Hvis provenuvirkningen er midlertidig, bør skatteforvridningstabet kun beregnes for den periode, hvor provenuvirkningen indtræffer.



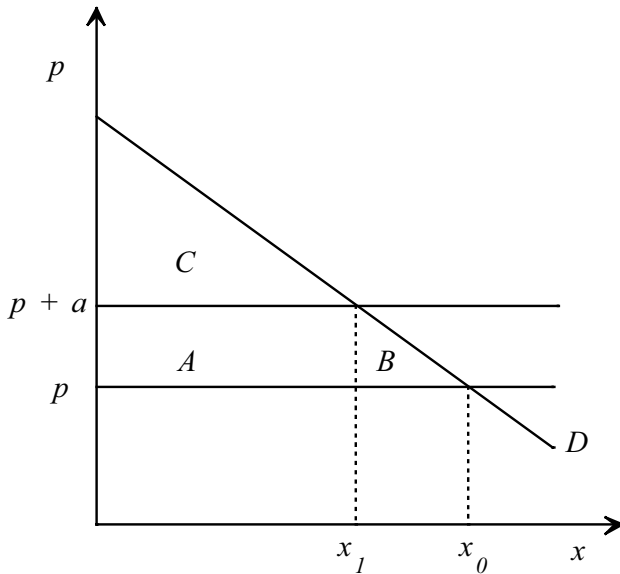
## APPENDIKS 6.1

### Skatteforvriddningstabet – teori

#### *Finansiering af projektet med en afgift*

Hvis et projekt finansieres gennem provenuet fra en afgift, kan den samlede effekt af afgiftspålæggelsen illustreres ved hjælp af *Figur 6.1*. På grund af den faldende efterspørgselskurve  $D$  er de intermarginalt forbrugte varer – dvs. de varer der købes inden den sidste, marginale vare – mere værd for forbrugeren end den sidst indkøbte ved prisen  $p$ . Den samlede fordel – *consumers' surplus* eller forbrugeroverskuddet – illustreres ved trekantsarealet  $A + B + C$  under efterspørgselskurven.

*Figur 6.1 Ændringerne i samfundets velfærd (forbrugeroverskuddet) ved at indføre en afgift*



Indføres der nu en afgift,  $a$ , stiger prisen på godet fra  $p$  til  $p+a$ . Dermed falder forbrugt fra oprindeligt  $x_0$  til den nye ligevægtsmængde  $x_1$ . Staten modtager et skatteprovenu svarende til areal  $A$ . Dette kan benyttes til velfærdsskabende aktiviteter, og forbrugeroverskuddet udgøres nu af areal  $C$ . Tilbage er imidlertid det trekantede areal  $B$ , som forbrugerne mister, uden at det til gengæld tilfalder det offentlige. Det er denne ændring i forbrugeroverskuddet, der udgør forvriddningstabet ved en afgift.

For at estimere de reelle velfærdøkonomiske omkostninger ved et projekt finansieret vha. en afgift, anvendes *omkostningsfaktoren MCPF* (marginal costs of public funds).



Denne faktor defineres som summen af det velfærdsøkonomiske tab  $B$  og provenuændringen  $A$  i forhold til provenuændringen  $A$  dvs.

$$MCPF = \frac{A+B}{A} = 1 + \frac{B}{A}$$

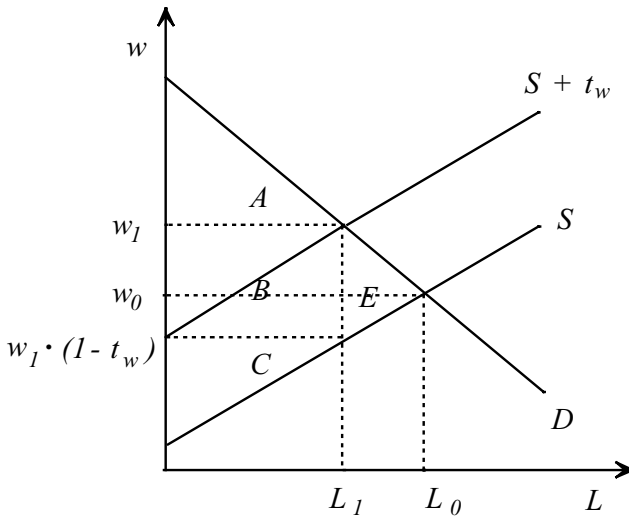
De samlede velfærdsøkonomiske omkostninger  $A + B$  ved at finansiere et projekt ved hjælp af provenuet fra en afgift, kan derefter beregnes som de budgetøkonomiske omkostninger  $A$  multipliceret med omkostningsfaktoren. Det velfærdsøkonomiske *skatteforvriddningstab* – trekantstabet  $B$  – benævnes *MEB* (marginal excess burden) og kaldes i denne vejledning for *forvriddningstabet*. Endelig anvendes begrebet *skatteforvriddningsfaktoren SFF*, der defineres som  $MCPF - 1$ . Ud fra *Figur 6.1* kan skatteforvriddningsfaktoren beregnes som  $B/A$ .

#### *Finansiering af projektet med indkomstskat*

Finansieres et offentligt projekt i stedet ved at hæve indkomstskatten, giver dette ligeledes anledning til et forvriddningstab. Dette er illustreret i *Figur 6.2*.

Arbejdstagernes udbud af arbejdskraft  $L$  som funktion af lønnen  $w$  er illustreret ved kurven  $S$ . Arbejdsgivernes efterspørgsel efter arbejdskraft er illustreret ved kurven  $D$ . Det velfærdsøkonomiske overskud i ligevægten i  $L_0$  udgøres af arealet  $A + B + C + D$ . Ved en indkomstbeskatning forskydes udbudskurven  $S$  opad til  $S + t_w$ , fordi arbejdstagerne formodes at kræve den samme nettoløn for deres arbejde. Efterspørgselskurven  $D$  ændres ikke. Det nye ligevægtpunkt opnås ved en højere bruttoløn  $w_1$ , men et lavere beskæftigelsesniveau  $L_1$ . Ved indførelsen af en indkomstskat bliver der derfor forskel på den pris, som arbejdsgiveren skal betale – bruttolønnen  $w_1$  – og den pris, som lønmodtageren får udbetalt – nettolønnen efter skat  $w_1 \cdot (1 - t_w)$ . Denne forskel medfører en forvriddning af aktiviteten i økonomien, således at arbejdskraftens marginale værdiproduktivitet ikke som i optimum svarer til arbejdskraftens marginale nytte ved at arbejde. Dødvægtstabet er illustreret ved arealet  $E$ . Dette giver anledning til et såkaldt dødvægtstab (*dead weight loss*), der også undertiden benævnes ”trekantstabet” eller ”skattekiln”. Skatteforvriddningsfaktoren  $SFF$  er lig forholdet mellem forvriddningstabet og det offentlige provenu  $E/B$ .

Figur 6.2 Ændringen i samfundets velfærd ved at indføre en indkomstskat



Uanset om en afgift eller indkomstskat benyttes til at erhverve det provenu, som er nødvendigt for at dække projektets netto-provenuvirkning, giver det altså anledning til forvridninger i økonomien i forhold til den optimale produktions- og forbrugssammensætning.



## KAPITEL 7

### Vurdering af styringsmæssige indgreb

Det foregående *Kapitel 6* vedrørte de velfærdsøkonomiske konsekvenser af offentlige provenuvirkninger fra et direkte indgreb i ressourceallokeringen. Det blev antaget, at provenuvirkningerne skal neutraliseres gennem ændringer i skatter og afgifter. Disse ændrings velfærdsøkonomiske konsekvenser udtrykkes som ændringer i skatteforvridningstab. Dette bliver beregnet ved at multiplicere provenuvirkningen med skatteforvridningsfaktoren. Denne faktor er fastsat som størrelsen af et gennemsnitligt forvridningstab ved at ændre skatter eller afgifter, og den kan ikke bruges ved opgørelsen af forvridningstab ved at ændre en konkret skat eller afgift.

Ændringer i skatter og afgifter er eksempler på styringsmæssige indgreb, der påvirker de økonomiske agents adfærd og dermed har konsekvenser for ressourceallokeringen. Sådanne indgreb skal ses i modsætning til direkte indgreb i ressourceallokeringen, som er behandlet i *Kapitel 3 – 6*. Styringsmæssige indgreb omfatter imidlertid mere end blot skatter og afgifter, men også andre økonomiske styringsmidler samt administrative styringsmidler. I dette kapitel behandles den velfærdsøkonomiske vurdering af alle former for styringsmæssige indgreb og herunder også beregningen af forvridningstab fra en konkret ændring i en skat eller afgift.

**Anbefaling***Definition af styringsmæssige indgreb*

Styringsmæssige indgreb kan opfattes som en særlig projekttype. Der er tale om følgende typer af styringsmidler – jf. afsnit 2.1.2.

<b>Økonomiske styringsmidler</b>	<i>Eksempler</i>
<i>Skatter</i>	Indkomstskat, virksomhedsskat, ejendomsskat, formueskat
<i>Afgifter</i>	Moms, energifgifter, vandafgiften, CO <sub>2</sub> -afgiften, registreringsafgiften
<i>Subsidier (pristilskud)</i>	Subsidiering af vedvarende energi over elprisen, subsidiering af visse landbrugsafgrøder
<i>Tilskud</i>	Hektarstøtte og støtte til naturvenlige driftsformer i landbruget, udvikling af grøn teknologi, isolering af boliger
<i>Omsættelige kvoter</i>	CO <sub>2</sub> -kvoter
<i>Pantordninger</i>	Flaskepant og pant på dåser
<i>Brugerbetaling (for et gode, det er frivilligt at forbruge, og hvis pris er omkostningsbestemt)</i>	Betaling for kørsel over Storebæltsbroen, virksomhedernes betaling for brug af miljømærker
<i>Gebyrer (for et gode, det enten ikke er frivilligt at forbruge, eller hvis pris ikke er omkostningsbestemt)</i>	Stempelgebyrer, entré til naturparker, betaling for obligatorisk bilsyn
<i>Bøder</i>	Færdselsbøder, bøder for miljøovertrædelse, jagtbøder
<b>Administrative styringsmidler</b>	<i>Eksempler</i>
<i>Direkte regulering</i>	Forbud mod anvendelse af visse giftstoffer, grænseværdier for bestemte stoffer i fødevarer
<b>Andre styringsmidler</b>	
<i>Frivillige aftaler</i>	Anvendelse af bestemte produktionsformer, foranstaltninger mod miljøbelastningen, miljømål
<i>Informationstiltag</i>	Vejledning i håndtering af affald, miljømærkning

*Generel analyse af styringsmæssige indgreb (Afsnit 7.3)*

Den velfærdsøkonomiske analyse af et styringsmæssigt indgreb vil altid være mest retvisende, hvis den gennemføres ved brug af en økonomisk Anvendt Generel Ligevægtsmodel (*AGL model*) i kombination med relevante miljømodeller. Derfor anbefales det så vidt muligt altid at gennemføre analysen på denne måde. De i *afsnit 7.1* og *7.2* beskrevne partielle analysemetoder bør kun benyttes, når der ønskes et relativt hurtigt og groft skøn over styringsindgrebets konsekvenser, eller når der ikke foreligger en velegnet *AGL model* til at analysere indgrebet. I praksis vil det dog ofte kun være muligt at gennemføre en partiel analyse af et styringsmæssigt indgreb, hvor effekterne kun analyseres på det marked, som indgrebet er rettet imod.

*Partiel analyse af indførelsen og ændringen af en miljøafgift (Afsnit 7.1)*

Den partielle velfærdsøkonomiske vurdering af indførelsen eller ændringen af en miljøafgift omfatter tre elementer:

1. Opgørelse af forvriddningstab
2. Opgørelse af den direkte provenuvirkning
3. Opgørelse af værdien af miljøkonsekvenserne

*Ad. 1.* Afhængigt af de foreliggende oplysninger om afgiftens efterspørgsels- og udbudseffekter samt direkte provenuvirkninger beregnes forvriddningstabets størrelse ved brug af en af de i *afsnit 7.1.1* og *7.1.2* opstillede formler.

*Ad. 2.* Afhængigt af de foreliggende oplysninger om afgiftens efterspørgsels- og udbudseffekter samt direkte provenuvirkninger beregnes den direkte provenuvirknings størrelse ved brug af en af de i *afsnit 7.1.1* og *7.1.2* opstillede formler. Provenuvirkningen giver umiddelbart mulighed for at sænke andre skatter og afgifter, hvorved der kan opnås en direkte forvriddningsgevinst, uden at den offentlige sektors aktiviteter i øvrigt berøres. Der bør imidlertid også tages højde for, at miljøafgiften påvirker prisniveauet og dermed reallønnen i negativ retning, således at arbejdsudbuddet reduceres. Dette repræsenterer et indirekte forvriddningstab. Hertil kommer, at afgiften gennem påvirkningen af de relative priser og dermed efterspørgsels sammensætning kan have indirekte provenuvirkninger og hermed forbundne indirekte forvriddningseffekter. En opgørelse af de samlede forvriddningstab og gevinster kræver derfor en generel velfærdsøkonomisk analyse.

*Ad 3.* Miljøafgiftens miljøkonsekvenser beskrives og værdisættes i overensstemmelse med de i *afsnit 4.2* opstillede retningslinjer.

Den samlede velfærdsøkonomiske konsekvens af indførelsen eller ændringen af en miljøafgift kan herefter beregnes som summen af de under pkt. 1 – 3 opgjorte værdier. De relevante beregningsformler er angivet i nedenstående tabel.

<b>Indførelse af miljøafgift</b>		
<i>Oplysninger til rådighed</i>	<i>Afgiftsforvriddningstab</i>	<i>Direkte provenuvirkning</i>
1. Tilgang	Formel 7.1	Formel 7.2
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Forventet prisstigning <math>a</math></li> <li>• Forventet ændring i afsat mængde (<math>x_0 - x_1</math>)</li> </ul>		
2. Tilgang	Formel 7.3	PV(efter)
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Forventet direkte provenuvirkning efter forbruges og producenters tilpasning til afgiften <math>PV(efter)</math></li> <li>• Umiddelbar provenuvirkning før forbruges og producenters tilpasning til afgiften <math>PV(før)</math></li> </ul>		
3. Tilgang	Formel 7.4	Formel 7.5
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Forventet procentvis prisstigning <math>\tau</math></li> <li>• Prisen på varen inden afgiftens indførelse <math>p_0</math></li> <li>• Den afsatte mængde inden afgiftens indførelse <math>x_0</math></li> <li>• Efterspørgselselasticiteten <math>\eta</math></li> <li>• Udbudselasticiteten <math>\epsilon</math></li> </ul>		
<b>Ændring af miljøafgift</b>		
<i>Oplysninger til rådighed</i>	<i>Afgiftsforvriddningstab</i>	<i>Direkte provenuvirkning</i>
1. Tilgang	Formel 7.6	Formel 7.7
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Forventet prisstigning (<math>a' - a</math>)</li> <li>• Forventet ændring i afsat mængde (<math>x_1 - x_2</math>)</li> </ul>		
2. Tilgang	Formel 7.8	Formel 7.9
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Forventet direkte provenuvirkning efter forbruges og producenters tilpasning til afgiften <math>PV(efter)</math></li> <li>• Umiddelbar provenuvirkning før forbruges og producenters tilpasning til afgiften <math>PV(før)</math></li> <li>• Hidtidig prisstigning <math>a</math></li> <li>• Forventet yderligere prisstigning (<math>a' - a</math>)</li> </ul>		
3. Tilgang	Formel 7.10	Formel 7.11
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Procentvis prisstigning som følge af den hidtidige afgift <math>a_p</math></li> <li>• Forventet ændring i procentvis prisstigning <math>da_p</math></li> <li>• Prisen på varen inden afgiftsændringen <math>p_1</math></li> <li>• Den afsatte mængde inden afgiftsændringen <math>x_0</math></li> <li>• Efterspørgselselasticiteten <math>\eta</math></li> <li>• Udbudselasticiteten <math>\epsilon</math></li> </ul>		

*Partiel analyse af andre typer af styringsmæssige indgreb (Afsnit 7.2)**Økonomiske styringsmidler*

Et *subsidie* svarer til en negativ afgift. Dets velfærdsøkonomiske konsekvenser kan derfor beregnes på samme måde som for en afgift.

De velfærdsøkonomiske omkostninger af et *tilskud* beregnes som summen af omkostningerne til det ressourceforbrug, tilskuddet finansierer, og skatteforvridningstabet ved at finansiere tilskuddet. Opgørelsen af de velfærdsøkonomiske gevinster bør baseres på en beskrivelse af tilskuddets forventede konsekvenser for resourceallokeringen i samfundet.

*Omsættelige kvoter* omsættes til en pris, som svarer til en afgift. Derfor bør den velfærdsøkonomiske vurdering af indførelsen af omsættelige kvoter i første række rettes mod at fastsætte den forventede pris på kvoterne. Med udgangspunkt i denne pris kan de velfærdsøkonomiske konsekvenser herefter opgøres på samme måde som ved indførelsen af en afgift. Hvis kvoterne sælges af staten, bør der modregnes for værdien af den positive provenuvirkning fra salget.

*Pantordninger* etableres for at kunne genanvende et produkt. Vurderingen af de velfærdsøkonomiske konsekvenser af sådanne ordninger bør derfor baseres på en beskrivelse af de forventede konsekvenser for antallet af produkter, der leveres retur. Herefter sammenholdes de velfærdsøkonomiske gevinster i form af mindre ressourceforbrug og miljøbelastning ved produktion af nye produkter med omkostningerne i form af resourceanvendelse og miljøbelastning ved at genanvende produkterne.

Ved *brugerbetaling* reguleres den frivillige brug af et miljøgode ved at fastsætte en omkostningsbestemt pris herpå. Hvis provenuet fra brugerbetalingen føres tilbage til forbrugerne ved at reducere skatter og afgifter, opnås en allokeringmæssig forvridningsgevinst. Værdien heraf kan beregnes som værdien af den provenusækning, brugerbetalingen giver mulighed for, multipliceret med skatteforvridningsfaktoren. Hertil kommer, at brugerbetalingen kan have konsekvenser for efterspørgslen efter godet. Hvis efterspørgslen reduceres, fører dette til en ressourcebesparelse i den offentlige sektor. Den velfærdsøkonomiske værdi heraf kan opgøres som summen af de sparede ressourcers værdi opgjort i beregningspriser og værdien af ressourcebesparelsens provenuvirkning.

*Gebyrer* defineres her som betaling for produkter, der enten ikke omsættes på et frit konkurrencemarked, eller hvor prisen ikke er omkostningsbestemt. Der kan altså enten være tale om, at erhvervelsen af produktet er obligatorisk, eller at gebyret ikke dækker de med fremstillingen af produktet forbundne omkostninger.



Indførelsen af et obligatorisk produkt til en bestemt pris eller gebyr indebærer et velfærdsøkonomisk tab for forbrugerne, idet de må reducere deres forbrug af andre goder svarende til værdien af de obligatoriske betalinger. Der kan dog også være en privatøkonomisk gevinst ved produktet, som skal medtages i beregningen. Hertil kommer et eventuelt forvriddningstab, hvis gebyrets konsekvenser for den disponible realløn påvirker arbejdsudbuddet negativt. Der er også velfærdsøkonomiske omkostninger forbundet med ressourceforbruget ved at levere produktet. Endelig kan der være et velfærdsøkonomisk tab (eller eventuelt en gevinst) knyttet til netto-provenuvirkningen af at udbyde produktet. Den velfærdsøkonomiske gevinst omfatter værdien af miljøeffekten og andre eksterne effekter ved at udbyde det obligatoriske produkt.

Indførelsen af et ikke omkostningsbestemt gebyr på et hidtil frit leveret gode har de samme velfærdsøkonomiske konsekvenser som brugerbetalingen.

Det er tvivlsomt, om *bøder* kan betegnes som et økonomisk styringsmiddel. På den ene side virker bøder adfærdsregulerende; men på den anden side har de også i høj grad karakter af straf. Muligheden for at idømme en bøde er normalt knyttet til et lovindgreb, og det vil derfor være naturligt at lade bøden indgå som en del af grundlaget for vurderingen af den samlede virkning af lovindgrebet. Der kan dog være tilfælde, hvor en bøde kan virke som en afgift.

#### *Administrative og andre styringsmidler*

Den velfærdsøkonomiske vurdering af konsekvenserne af administrative styringsmæssige indgreb kan i vid udstrækning følge anbefalingerne for de direkte indgreb i resourceallokeringen – jf. *Kapitel 3 – 6*. Hvis de administrative indgreb påvirker virksomhedernes omkostninger og dermed udbudskurven, opgøres det hermed forbundne forvriddningstab på samme måde som ved økonomiske styringsmæssige indgreb.

*Direkte regulering og Frivillige aftaler* sætter typisk begrænsninger for virksomheders og husholdningers ressourceanvendelse. Disse begrænsninger kan direkte omsættes til ændringer i resourceallokeringen, som kan vurderes ligesom andre direkte indgreb heri. Hertil kommer et eventuelt forvriddningstab, hvis lovindgrebet påvirker virksomhedernes omkostninger og dermed udbudskurven.

De allokeringmæssige konsekvenser af *Informationstiltag* er vanskeligere at vurdere, fordi virksomheders og husholdningers reaktioner herpå er usikre. Er det imidlertid muligt at skønne over disse reaktioner, kan de omsættes til ændringer i resourceallokeringen og efterfølgende vurderes ligesom andre ændringer.

De forskellige former for styringsmæssige indgreb er karakteriseret ved, at de direkte sigter mod at påvirke husholdningers og virksomheders økonomiske adfærd. Gennem ad-

færds påvirkningen har indgrebene konsekvenser for allokeringen af samfundets knappe ressourcer og herigennem for de økonomiske aktiviteter belastning af miljøet. De fleste økonomiske styringsmæssige indgreb har også konsekvenser for den offentlige sektors provenu og giver anledning til forskellige typer af forvriddningstab – jf. *Kapitel 6*.

Den velfærdsøkonomiske vurdering af styringsmæssige indgreb omfatter derfor tre del-elementer. Beskrivelse af adfærdsændringernes konsekvenser for:

- Ressourceallokeringen
- Miljøbelastningen
- Det offentlige provenu og skatteforvriddningen

Den samlede beskrivelse af et indgrebs konsekvenser håndteres bedst inden for en økonomisk Anvendt Generel Ligevægtsmodel (*AGL model*), som principielt beskriver samtlige direkte og indirekte allokeringmæssige konsekvenser af indgrebet. Hermed bliver det også muligt at beregne indgrebs velfærdsøkonomiske konsekvenser udtrykt ved ændringen i *equivalent variation* – jf. Møller et. al. (2000) Kapitel 8. De aktuelt foreliggende AGL modeller er dog ikke velegnede til at analysere alle former for indgreb, og de beskriver kun i begrænset omfang de miljømæssige konsekvenser af ressourceomallokeringen. Det er derfor nødvendigt i en del situationer alene at gennemføre en partiel velfærdsøkonomisk analyse af et styringsmidlets virkninger. Den partielle analyse er dog alene rettet mod de konsekvenser, som er knyttet til indgrebs direkte påvirkning af efterspørgslen og udbuddet af det gode, indgrebet er rettet mod. Resultaterne af analysen repræsenterer derfor kun et hurtigt groft skøn over styringsindgrebs velfærdsøkonomiske konsekvenser.

I det følgende *afsnit 7.1* beskrives først en sådan partiel velfærdsøkonomisk analyse af indførelsen og ændringen af en miljøafgift. I *afsnit 7.2* skitseres, hvorledes en partiel velfærdsøkonomisk analyse af anvendelsen af andre relevante økonomiske og administrative styringsmidler på miljøområdet bør gennemføres. Endelig beskrives i *afsnit 7.3* en generel velfærdsøkonomisk analyse.

## **7.1 Partiel velfærdsøkonomisk analyse af indførelsen og ændringen af en miljøafgift**

### *7.1.1 Indførelse af en miljøafgift på et slutprodukt*

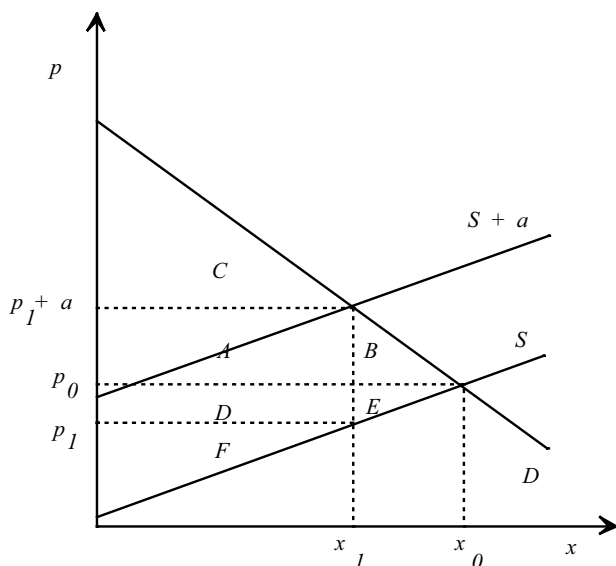
Den velfærdsøkonomiske analyse af at indføre en miljøafgift omfatter på den ene side beregningen af afgiftens forvriddningsmæssige konsekvenser og provenuvirkning. På den anden side omfatter analysen en vurdering af værdien af afgiftens miljømæssige konsekvenser. I det følgende koncentrerer fremstillingen i første omgang om forvriddningstab og provenuvirkningen.

En miljøafgift kan enten lægges på selve miljøbelastningen – f.eks. en CO<sub>2</sub>-afgift – på et af de produktionsgoder, som giver anledning til miljøbelastningen – f.eks. en gødningsafgift – eller på forbruget af det slutprodukt, der giver anledning til de miljøbelastende aktiviteter – f.eks. en miljørelateret bilafgift. Uanset hvor miljøafgiften pålægges, vil den give anledning til prisforhøjelser på slutprodukter og dermed til et forvriddningstab og en provenuvirkning. Den følgende fremstilling tager derfor udgangspunkt i en afgiftsforhøjelse på et slutprodukt. I *afsnit 7.1.2* omtales indførelsen af en afgift på et produktionsgode eller en miljøbelastning, hvilket er noget vanskeligere at analysere partielt.

Velfærdsændringen ved at pålægge et gode en afgift er illustreret på *Figur 7.1* – jf. også fremstillingen i *Appendiks 6.1*. I udgangspunktet køber forbrugerne  $x_0$  varer til prisen  $p_0$ . Da efterspørgselskurven  $D$  er faldende, er forbrugerne villige til at betale mere end  $p_0$  for de først købte varer end for den sidst indkøbte vare. Herved opnår de en samlet velfærdsøkonomisk fordel (*consumers surplus*) svarende til summen af arealerne  $A$ ,  $B$  og  $C$ . Udbudskurven  $S$  antages at være stigende – dvs. de marginale produktionsomkostninger er stigende. Herved opnår udbyderne ved prisen  $p_0$  en velfærdsøkonomisk gevinst (producers surplus) svarende til summen af arealerne  $D$ ,  $E$  og  $F$ .

Pålægges godet nu en afgift  $a$ , stiger prisen fra  $p_0$  til  $p_1 + a$ . Dermed falder forbruget og produktionen til det nye ligevægtspunkt  $x_1$ . Staten modtager arealet  $A + D$  i afgiftsprovenu, som kan benyttes til velfærdsskabende offentligt forbrug eller til reduktion af andre skatter og afgifter – jf. *Kapitel 6*. Forbrugernes og producenterens resterende velfærdsøkonomiske gevinst udgøres nu af arealerne  $C$  og  $F$ . Samlet set lider samfundet – dvs. forbrugerne og producenterne – et velfærdsøkonomisk tab svarende til det trekantede areal  $B + E$ . Det er dette tab, der omtales som det velfærdsøkonomiske forvriddningstab ved indførelsen af en afgift – jf. i øvrigt *Appendiks 6.1*.

*Figur 7.1 Ændringen i samfundets velfærd ved at indføre en afgift*



Indførelsen af afgiften har som anført også en provenuvirkning  $A + D$ , som kan anvendes til at nedsætte andre skatter og afgifter. Herved opnås en skatteforvridningsgevinst  $-SFT$  svarende til provenuvirkningen  $PV$  multipliceret med skatteforvridningsfaktoren  $SFF$  – altså  $-SFT = SFF \cdot PV$ , jf. *Kapitel 6*.

Der bør imidlertid også tages højde for, at den nye afgift påvirker prisniveauet og dermed reallønnen i negativ retning. Dette kan føre til, at arbejdsudbuddet falder. I det omfang dette sker, påføres samfundet et indirekte forvridningstab, som helt eller delvist modsvarer gevinsten fra den direkte provenuvirkning. Den nye afgift påvirker også de relative priser og dermed efterspørgslens sammensætning, hvilket kan have yderligere indirekte provenu- og forvridningseffekter.

En opgørelse af de samlede forvridningstab og gevinster kræver en generel velfærdøkonomisk analyse. Der henvises til *afsnit 7.3* for et eksempel herpå. I det følgende koncentrerer fremstillingen af den partielle analyse af indførelsen af en afgift derfor alene om opgørelsen af det direkte forvridningstab og den direkte provenuvirkning. Hvorvidt den direkte provenuvirkning kan anvendes til at nedsætte andre skatter og afgifter og dermed skabe en forvridningsgevinst, afhænger af afgiftens konsekvens for arbejdsudbuddet. Dennes omfang kan kun vurderes konkret for den enkelte afgift og er derfor ikke omfattet af den følgende generelle fremstilling.

Med udgangspunkt i det anførte simple geometriske ræsonnement kan størrelsen af det direkte forvridningstab og den direkte provenuvirkning beregnes på tre forskellige måder, afhængigt af hvilke oplysninger om pris- og mængdeændringer der foreligger:

1. Beregning af afgiftsforvridningstab og den direkte provenuvirkning ud fra oplysning om den pris- og mængdeændring, som afgiftens indførelse afstedkommer.
2. Beregning af afgiftsforvridningstab og den direkte provenuvirkning ud fra det beregnede provenu før og efter forbrugernes og producenternes adfærdstilpasning til afgiften.
3. Beregning af afgiftsforvridningstab og den direkte provenuvirkning ud fra kendskab til efterspørgsels- og udbudselasticiteten samt værdien af den samlede efterspørgsel før afgiftens indførelse.

I det følgende opstilles for hver af de tre tilgange formler for beregningen af afgiftsforvridningstab  $SFT$  og provenuvirkningen  $PV$ . Udledningen af formlerne er beskrevet i *Appendiks 7.1*. Formlerne er også udledt og kommenteret i Møller & Jensen (2004).

1. *Beregning af afgiftsforvridningstab og den direkte provenuvirkning ud fra oplysning om den pris- og mængdeændring, som afgiftens indførelse afstedkommer*

Har man direkte kendskab til den mængdeændring ( $x_0 - x_1$ ), som afgiften  $a$  forventes at afstedkomme, kan afgiftsforvridningstab  $SFT$  beregnes ved en såkaldt "trekantsberegning".

$$7.1 \quad SFT = \frac{1}{2} \cdot a \cdot (x_0 - x_1)$$

idet det antages, at efterspørgsels- og udbudskurven begge er lineære. Bemærk, at afgiftssatsen  $a$  i denne beregning er udtrykt som et kronebeløb – dvs. en stykafgift.

Hvis afgiftssatsen er udtrykt som en procentsats  $a_p$  – dvs. en værdiafgift – er det nødvendigt at kende producenterens nye udbudspris  $p_1$  (dvs. varens pris ekskl. afgiften) for at kunne beregne  $a = p_1 \cdot a_p$ , som så indsættes i *formel 7.1*, hvorefter  $SFT$  beregnes for en værdiafgift.

Afgiftens direkte provenuvirkning  $PV$  beregnes som

$$7.2 \quad PV = x_1 \cdot a$$

Denne repræsenterer umiddelbart en direkte forvridningsgevinst  $-SFT$  svarende til provenuvirkningen  $PV$  multipliceret med skatteforvridningsfaktoren  $SFF$  – dvs.  $-STF = SFF \cdot PV$ . Hertil kommer eventuelle konsekvenser for arbejdsudbudet og en række indirekte provenuvirkninger som følge af afgiftens påvirkning af efterspørgsels sammensætning. I hvor høj grad disse indirekte effekter afstedkommer et forvridningstab, der helt eller delvist modsvarer forvridningsgevinsten fra den direkte provenuvirkning må bero på en konkret vurdering.

2. *Beregning af afgiftsforvridningstab og den direkte provenuvirkning ud fra det beregnede provenu før og efter forbrugernes og producenterens adfærdstilpasning til afgiften*

Hvis man ikke direkte har oplysninger om afgiftens konsekvenser for efterspørgslen, udbudet og prisen på den afgiftspålagte vare, men i stedet mener at kunne skønne over afgiftens endelige direkte provenu  $P(\text{efter})$  efter forbrugernes og producenterens adfærdsmæssige tilpasning til afgiften, da kan afgiftsforvridningstab  $SFT$  beregnes ud fra denne samt det umiddelbare provenu  $P(\text{før}) = x_0 \cdot a$  før tilpasningen. Sidstnævnte provenuvirkning indeholder ikke forbrugernes og producenterens tilpasning til afgiften. Man har således:

$$7.3 \quad SFT = \frac{1}{2} \cdot (P(\text{før}) - P(\text{efter}))$$

Afgiftens direkte provenuvirkning  $PV$  er selvsagt i dette tilfælde kendt som  $P(\text{efter})$ . Om denne virkning og afgiftens indirekte arbejdsudbuds- og provenuvirkninger samlet set giver anledning til en forvriddingsgevinst eller tab må bero på en konkret vurdering – jf. pkt. 1.

Beregningen af afgiftsforvriddningstab ud fra provenuvirkningen er bl.a. blevet anvendt af Skatteministeriet til at estimere velfærdsøkonomiske omkostninger ved de miljørettede afgifter – jf. Skatteministeriet (2000). Fordelen ved denne metode er, at det ex post er muligt rent empirisk at finde tilstrækkelige data til at foretage beregningen. Svagheden ved metoden er, at den er vanskelig at anvende ex ante. Man er da nødt til at foretage skøn over afgiftens direkte provenuvirkning, og hertil er det nødvendigt at have en ide om størrelsen af efterspørgsels- og udbudselasticiteten på den afgiftspålagte vare.

3. *Beregning af afgiftsforvriddningstab og den direkte provenuvirkning ud fra kendskab til efterspørgsels- og udbudselasticiteten samt værdien af den samlede efterspørgsel før afgiftens indførelse*

I Boadway & Wildasin (1984) opstilles en formel, hvor beregningen af det velfærdsøkonomiske afgiftsforvriddningstab baseres på kendskab til efterspørgsels- og udbudselasticiteten på det afgiftsbelagte gode. Forvriddningstab og provenuet er nedenfor angivet i tilfældet med en værdiafgift.

$$7.4 \quad SFT = \frac{1}{2} \cdot a_p^2 \cdot \frac{p_0 \cdot x_0}{(1/\eta) + (1/\varepsilon)}$$

- $a_p$  = afgiftssats, hvor afgiften er udformet som en fast procentdel af prisen
- $p_0$  = prisen på det afgiftsbelagte gode før afgiftens indførelse
- $x_0$  = den efterspurgte og udbudte mængde før afgiftens indførelse
- $\eta$  = efterspørgselelasticiteten på godet
- $\varepsilon$  = udbudselasticiteten på godet

Det fremgår af denne generelle formel for afgiftsforvriddningstab, at dette vil stige, når såvel efterspørgselelasticiteten som udbudselasticiteten stiger.

Den direkte provenuvirkning  $PV$  kan beregnes som

$$7.5 \quad PV = a_p \cdot p_0 \cdot x_0 \cdot \left(1 - a_p \cdot \frac{1}{\frac{1}{\eta} + \frac{1}{\varepsilon}}\right)$$

Om denne virkning og afgiftens indirekte arbejdsudbuds- og provenuvirkninger samlet set giver anledning til en forvriddingsgevinst eller –tab, må bero på en konkret vurdering – jf. pkt. 1.

Ønsker man at beregne provenuvirkningen og forvriddingstabet ved indførelsen af en stykafgift, omregnes stykafgiften til en værdisafgiftsprocent ved at dividere stykafgiften med stykprisen i udgangssituationen. Det antages i formelen - jf. *Appendiks 7.1* - at afgiften kun ændrer prisen og dermed også den efterspurgte og udbudte mængde marginalt.

### Boks 7.1 Regneeksempel – indførelsen af en miljøafgift

Anvendelsen af de tre angivne tilgange til beregning af forvriddingstab og provenuvirkning ved indførelsen af en miljøafgift afhænger af den foreliggende information om afgiftens påvirkning af de økonomiske agents adfærd og dermed dens pris- og mængdevirkninger. Dette kan illustreres med et simpelt regneeksempel.

Som udgangspunkt antages det, at der forbruges for 1 mio. kr. af en vare. Den koster  $p_0 = 10$  kr. pr. stk., og der omsættes således  $x_0 = 100$  mio. enheder heraf. Nu indføres der en miljøafgift  $a_p = 1$  pct., som umiddelbart forhøjer varens pris med  $a = 0,1$  kr. Reelt bliver  $a$  lidt mindre, fordi afgiften resulterer i et fald i ligevægtsudbudsprisen  $p_1$  - jf. kommentaren til *formel 7.1*

$$a = p_1 \cdot a_p = p_1 \cdot 0,01$$

#### 1. tilgang

Hvis man forventer, at afgiften får omsætningen af varen til at falde fra 100 mio. enheder til  $x_1 = 99,67$  mio. enheder, kan skatteforvriddingstabet *SFT* beregnes ud fra *formel 7.1* - dvs.  $SFT = 0,5 \cdot 0,1 \cdot (100 - 99,67)$  mio. kr. = 0,0165 mio. kr. Den direkte provenuvirkning *PV* beregnes ud fra *formel 7.2* - dvs.  $PV = 99,67 \cdot 0,1$  mio. kr. = 9,967 mio. kr.

#### 2. tilgang

Hvis man alene har forventninger til provenuet efter de økonomiske agents tilpasning til afgiften  $P(\text{efter}) = 9,967$  mio. kr., kan forvriddingstabet beregnes ud fra *formel 7.3*, hvor  $P(\text{før})$  kan beregnes som  $P(\text{før}) = a \cdot x_0 = 0,1 \cdot 100$  mio. kr. = 10 mio. kr. Forvriddingstabet bliver altså  $SFT = 0,5 \cdot (10 - 9,967)$  mio. kr. = 0,0165 mio. kr. Afgiftens forventede provenuvirkning er selvsagt  $P(\text{efter}) = 9,967$  mio. kr.

#### 3. tilgang

Hvis man endelig har kendskab til den aktuelle efterspørgsels- og udbudselasticitet for den pågældende vare, kan det korrekte forvriddingstab beregnes ved brug af *formel 7.4*. Efterspørgselselasticiteten antages at være  $\eta = 1$ , og udbudselasticiteten antages at være  $\varepsilon = 0,5$ . Herefter fås:

$$SFT = 0,5 \cdot 0,01^2 \cdot \frac{1.000}{(1/1) + (1/0,5)} \text{ mio. kr.} = 0,5 \cdot 0,0001 \cdot 333 \text{ mio. kr.} = 0,0167 \text{ mio. kr.}$$

Provenuvirkningen beregnes ud fra *formel 7.5*, således at

$$PV = 0,01 \cdot 1.000 \cdot (1 - 0,01 \cdot \frac{1}{\frac{1}{1} + \frac{1}{0,5}}) \text{ mio. kr.} = 10 - 0,1 \cdot 0,33 \text{ mio. kr.} = 9,967 \text{ mio. kr.}$$

De tre beregningstilgange fører altså tilnærmelsesvist til det samme resultat – nemlig, at afgiftsforvridningstabet ved at indføre afgiften er *0,0167 mio. kr.*, og at den direkte provenuvirkning er *9,967 mio. kr.* De tre beregningstilgange er alene baseret på forskellige oplysninger om afgiftens pris- og mængdevirkninger.

### 7.1.2 Indførelse af en miljøafgift på et produktionsgode eller en miljøbelastning

I mange tilfælde lægges en miljøafgift ikke på et slutprodukt, men på et produktionsgode, hvis anvendelse belaster miljøet, eller på selve miljøbelastningen. Som eksempler herpå kan hhv. nævnes en gødningsafgift og  $CO_2$ -afgiften. Fordelen i styringsmæssig henseende ved disse to muligheder er, at styringen af miljøbelastningen hermed kan ske mere præcist. Derfor bør en miljøafgift så vidt muligt lægges på selve den miljøbelastning, som ønskes reguleret.

At lægge en miljøafgift på det eller de produktionsgoder, hvis anvendelse i produktionsprocessen giver anledning til miljøbelastningen, er kun den næstbedste løsning. Et produktionsgode indgår således i nogle tilfælde i mange forskellige produktionsprocesser med hver deres belastningsomfang til følge. Det er ikke sikkert, at afgiften på produktionsgodet afstedkommer en reduktion i brugen heraf, som fører til den størst mulige belastningsreduktion for en given omkostning. Hertil kommer, at afgiften kan give anledning til, at det pågældende produktionsgode erstattes af andre produktionsgoder, som indebærer andre miljøproblemer. Dette kan nødvendiggøre yderligere styringsmæssige indgreb.

En miljøafgift på et slutprodukt er reelt den dårligste løsning, såfremt det ikke er brugen af slutproduktet i sig selv, der giver anledning til miljøbelastningen. Et slutprodukt kan ofte produceres på flere forskellige måder med hver deres miljøbelastning til følge. Det er derfor ikke sikkert, at den reduktion i efterspørgslen efter produktet, som en afgift indebærer, vil have den tilstræbte effekt på lige netop den miljøbelastning, der ønskes reduceret. Hertil kommer, at miljøbelastningen kan skyldes forbruget af mange forskellige slutprodukter, som i så fald alle bør pålægges en afgift.

Indførelsen af en afgift på et produktionsgode eller en miljøbelastning giver også anledning til et forvridningstab. Dette skyldes, at omkostnings- og dermed udbudskurven for det eller de slutprodukter, til hvis fremstilling produktionsgodet eller miljøbelastningen er knyttet, påvirkes af afgiften. Ved en afgift på et produktionsgode afhænger påvirkningens omfang af afgiftens størrelse og af den andel, som omkostningerne ved at benytte det pågældende produktionsgode udgør af det enkelte slutprodukts samlede produktionsomkostninger. Ved en afgift på en miljøbelastning afhænger afgiftens påvirkning af ud-



budskurverne for de berørte slutprodukter af afgiftens størrelse og af miljøbelastningens omfang.

Reelt kan forvriddningstab ved en afgift på et produktionsgode eller en miljøbelastning opgøres på samme måde som for en afgift på et slutprodukt. Dette kræver imidlertid, at afgiftens påvirkning af de relevante udbudskurver – dvs. udbudskurverne for de slutprodukter, hvis produktionsomkostninger påvirkes af afgiften – kan bestemmes. En sådan beskrivelse kan være vanskelig at håndtere i praksis, og under alle omstændigheder er problemstillingen ikke velegnet for en partiel analyse.

Dette skyldes, at de relative priser på flere slutprodukter kan blive påvirket af en miljøafgift på et produktionsgode eller en miljøbelastning. Det bliver herved vanskeligt gennem en partiel analyse at beskrive efterspørgslens tilpasning til miljøafgiften, hvilket er forudsætningen for at kunne opgøre det samlede forvriddningstab. Derfor er det nødvendigt at gennemføre en modelbaseret generel analyse – jf. *afsnit 7.3*.

### 7.1.3 Ændring af en miljøafgift

De udledte formler for afgiftsforvriddningstab og den direkte provenuvirkning vedrører alle *indførelsen af en marginal afgift*. Hvis der derimod er tale om at *ændre en allerede eksisterende afgift*, stiller situationen sig lidt anderledes. Der skal i denne situation fokuseres på ændringen i det totale afgiftsforvriddningstab.

I *Figur 7.2* er dette illustreret ved en afgiftsforhøjelse fra  $a$  til  $a'$ . Her ekskluderes det ”oprindelige” afgiftsforvriddningstab  $A$ , og det marginale forvriddningstab bliver dermed lig summen af arealerne  $B$ ,  $C$  og  $D$ . Ud over de to ”trekantstab”  $B$  og  $D$  mistes også en del af det hidtidige skatteprovenu  $C$ , som har dannet grundlag for velfærdsskabelse i form af offentligt forbrug. Ganske vist opnås nu efter afgiftsforhøjelsen provenugevinster  $F$  og  $G$ ; men disse modsvares af tilsvarende tab af consumers og producers surplus.

#### 1. Beregning af afgiftsforvriddningstab og den direkte provenuvirkning ud fra oplysning om den pris- og mængdeændring, som afgiftsændringen afstedkommer

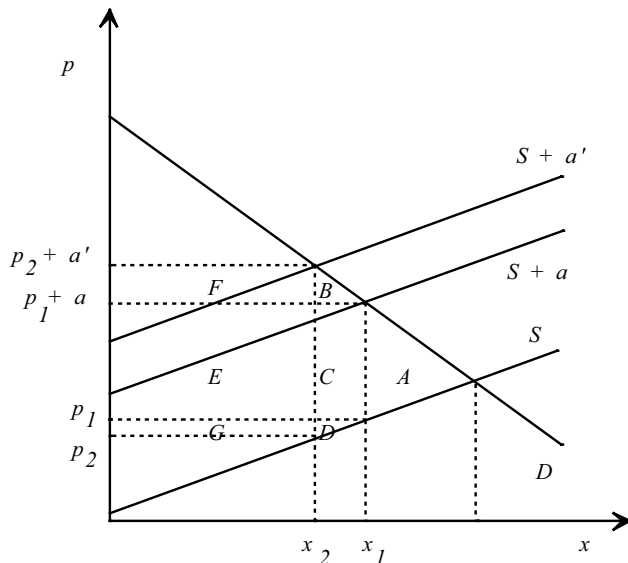
Med udgangspunkt i argumentationen til *Figur 7.2* kan det marginale afgiftsforvriddningstab  $SFT$  ved en afgiftsforhøjelse fra  $a$  til  $a'$  herefter beregnes på grundlag af følgende formel.

$$7.6 \quad SFT = (x_1 - x_2) \cdot a + \frac{1}{2} \cdot (x_1 - x_2) \cdot (a' - a)$$

Det fremgår af *formel 7.6*, at forvriddningstab ved en afgiftsstigning ikke alene afhænger af afgiftsændringens størrelse ( $a' - a$ ), men også af den hidtidige afgiftssats  $a$ .

Er der tale om en afgiftssenkning fra  $a'$  til  $a$  kan forvriddingsgevinsten beregnes på tilsvarende måde, idet det blot skal huskes, at  $a$  nu er den nye afgiftssats. Ved en afgiftsstigning repræsenterer  $a$ , som vist i *Figur 7.2* den gamle afgiftssats.

*Figur 7.2 Ændringen i samfundets velfærd ved at forhøje en afgift*



Den direkte provenuvirkning  $PV$  af afgiftsstigningen kan beregnes som

$$7.7 \quad PV = x_2 \cdot a' - x_1 \cdot a$$

Om provenuvirkningen bliver positiv eller negativ afhænger af, hvor stor ændringen i den omsatte mængde er i forhold til ændringen i afgiftsniveauet.

2. *Beregning af afgiftsforvriddningstab og den direkte provenuvirkning ud fra det beregnede provenu før og efter forbrugernes adfærdstilpasning til afgiftsændringen*

Hvis man kan skønne over det endelige direkte afgiftsprovener  $P(\text{efter})$  efter forbrugernes og producenternes adfærdsmæssige tilpasning til afgiftsændringen, da kan afgiftsforvriddningstab  $SFT$  beregnes ud fra  $P(\text{efter})$  og det umiddelbare direkte provener  $P(\text{før}) = x_1 \cdot a'$  før tilpasningen. Man har således:

$$7.8 \quad SFT = (P(\text{før}) - P(\text{efter})) \cdot \left( \frac{a}{a'} + \frac{1}{2} \cdot \frac{a' - a}{a'} \right)$$

Den direkte provenuvirkning  $PV$  kan som omtalt beregnes som

$$7.9 \quad PV = P(\text{efter}) - \frac{a}{a'} \cdot P(\text{før})$$

3. Beregning af afgiftsforvridningstabet og den direkte provenuvirkning ud fra kendskab til efterspørgsels- og udbudselasticiteterne og værdien af den samlede efterspørgsel før afgiftsændringen

Har man kendskab til efterspørgsels- og udbudselasticiteten  $\eta$  og  $\varepsilon$  for det afgiftspålagte gode kan afgiftsforvridningstabet  $SFT$  ved afgiftsændringen beregnes ud fra disse samt ændringen i afgiftsprocenten  $da_p$  og den hidtidige afgiftsprocent  $a_p$ . Beregningen sker på grundlag af følgende formel:

$$7.10 \quad SFT = x_1 \cdot p_1 \cdot da_p \cdot \frac{1}{\left(\frac{1}{\eta} + \frac{1}{\varepsilon}\right)} \cdot (a_p + \frac{1}{2} \cdot da_p)$$

Den direkte provenuvirkning  $PV$  af afgiftsændringen kan beregnes som

$$7.11 \quad PV = x_1 \cdot p_1 \cdot da_p \cdot \left( 1 - \frac{1}{\left(\frac{1}{\eta} + \frac{1}{\varepsilon}\right)} \cdot da_p - \frac{1}{\left(\frac{1}{\eta} + \frac{1}{\varepsilon}\right)} \cdot a_p \right)$$

Hvis man i stedet ønsker at beregne forvridningstabet og provenuvirkningen af en ændring i en stykafgift, omregnes først den eksisterende stykafgift til en værdiafgiftssats i procent. Ændringen i stykafgiften kan herefter omregnes til en ændring i den beregnede værdiafgiftsprocent i udgangssituationen. Igen under en antagelse om, at der er tale om en marginal ændring i afgiften.

#### Boks 7.2 Regneeksempel – ændringen af en miljøafgift

Dette regneeksempel er en videreførelse af eksemplet i afsnit 7.1.1. Her blev der indført en miljøafgift, som indebar, at omsætningen af varen faldt til  $x_1 = 99,67$  mio. enheder. Varens pris ekskl. afgift  $p_1$  faldt til  $p_1 = 9,93$  kr., således at prisen inkl. afgiften  $a$  bliver  $p_1 + a = 9,93 + 0,1 = 10,03$  kr.

Med dette udgangspunkt forhøjes afgiftsprocenten  $a_p$  yderligere med  $da_p = 0,5$  pct. point til  $1,5$  pct. Dette indebærer, at den absolutte afgift  $a$  ændres med  $(a' - a) = da_p \cdot p_1 = 0,005 \cdot 9,93 = 0,04967$  kr. Den nye absolutte afgift  $a'$  bliver herefter  $a' = a + (a' - a) = 0,1 + 0,04967 = 0,14967$  kr.

## 1. tilgang

Hvis man ud over ændringen i den absolutte afgift ( $a' - a = 0,04967$  kr. har kendskab til ændringen i den omsatte mængde ( $x_1 - x_2$ ) kan afgiftsforvriddningstab  $SFT$  ved afgiftsændringen beregnes ved brug af *formel 7.6*. Hvis ( $x_1 - x_2$ ) = 0,1661 fås  $SFT = 0,1661 \cdot 0,1 + \frac{1}{2} \cdot 0,1661 \cdot 0,04967 = 0,0207$  mio. kr. Den direkte provenuvirkning  $PV$  kan beregnes ved brug af følgende *formel 7.7*, hvor  $x_2 = x_1 - (x_1 - x_2) = 99,6667 - 0,1661 = 99,5006$  mio. enheder. Herefter fås  $PV = 99,5006 \cdot 0,14967 - 99,6667 \cdot 0,1 = 4,926$  mio. kr.

## 2. tilgang

Hvis man derimod kun har kendskab til afgiftsprovenuet hhv. før og efter den mængdemæssige tilpasning til afgiftsforhøjelsen  $P(\text{før})$  og  $P(\text{efter})$ , kan afgiftsforvriddningstab  $SFT$  og den direkte provenuvirkning  $PV$  beregnes ved brug af *formlerne 7.8* og *7.9*. Man kan beregne  $P(\text{før})$  som  $P(\text{før}) = x_1 \cdot a' = 99,67 \cdot 0,14967 = 14,917$  mio. kr., mens  $P(\text{efter})$  antages anslået til 14,892 mio. kr.

Herefter fås  $SFT = (14,917 - 14,892) \cdot \left( \frac{0,1}{0,14967} + \frac{1}{2} \cdot \frac{0,14967 - 0,1}{0,14967} \right) = 0,0207$  mio. kr. og

$$PV = 14,892 - \frac{0,1}{0,14967} \cdot 14,917 = 4,926 \text{ mio. kr.}$$

## 3. tilgang

Har man endelig kendskab til efterspørgsels- og udbudselasticiteterne  $\eta = 1,0$  og  $\varepsilon = 0,5$  samt udbudsprisen  $p_1 = 9,93$  kr. og den omsatte mængde  $x_1 = 99,67$  mio. enheder i udgangssituationen, kan afgiftsforvriddningstab og den direkte provenuvirkning ved afgiftsforhøjelsen hhv. beregnes ud fra *formel 7.10* og *7.11*.

$$SFT = 99,67 \cdot 9,93 \cdot 0,005 \cdot \frac{1}{\left( \frac{1}{1,0} + \frac{1}{0,5} \right)} \cdot (0,01 + \frac{1}{2} \cdot 0,005) = 0,0207 \text{ mio. kr.}$$

$$\text{og } PV = 9,67 \cdot 9,93 \cdot 0,005 \cdot \left( 1 - \frac{1}{\frac{1}{1,0} + \frac{1}{0,5}} \cdot 0,005 - \frac{1}{\frac{1}{1,0} + \frac{1}{0,5}} \cdot 0,01 \right) = 4,926 \text{ mio. kr.}$$

De tre beregningstilgange fører tilnærmelsesvist til det samme resultat – nemlig et yderligere afgiftsforvriddningstab ved at forhøje afgiften på 0,0207 mio. kr. og en direkte provenuvirkning på 4,926 mio. kr. De tre beregningstilgange er alene ligesom i eksemplet med indførelsen af en afgift baseret på forskellige oplysninger om afgiftsændringens pris- og mængdevirkninger.

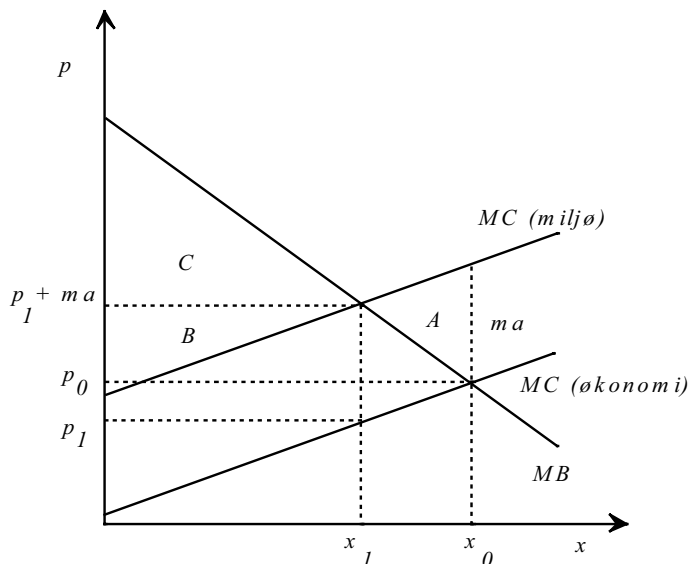
## 7.1.4 Optimal miljøafgifter

I de foregående afsnit er der alene regnet på afgiftsforvridningsvirkningen og den direkte provenuvirkning af en vilkårlig afgiftspålæggelse eller ændring. Undertiden pålægges miljøafgifter imidlertid for at undgå det velfærdsøkonomiske tab ved en negativ ekstern miljøeffekt – typisk en negativ miljøpåvirkning. I så fald er der samlet set intet afgiftsforvridningstab ved miljøafgifter. Der optimeres jo velfærdsøkonomisk set ud fra de sande velfærdsøkonomiske omkostninger. Dette er illustreret i *Figur 7.3*.

De marginale økonomiske omkostninger ved at producere en vare  $x$  er angivet ved kurven  $MC$  (*økonomi*). Ud over anvendelsen af knappe produktionsfaktorer belaster produktionen imidlertid også miljøet. De samlede marginale velfærdsøkonomiske omkostninger inklusiv de marginale omkostninger ved miljøeksternaliteten er angivet med kurven  $MC$  (*miljø*). De marginale gevinster ved produktionen er angivet ved efterspørgselskurven  $MB$ .

Hvis der ikke gøres forsøg på at begrænse miljøbelastningen, indtræder der en økonomisk ligevægt ved produktionen  $x_0$ , som afsættes til prisen  $p_0$ . Herved påføres samfundet et velfærdsøkonomisk tab svarende til arealet  $A$ . Ved produktionsomfanget  $x_0$  overstiger de marginale velfærdsøkonomiske omkostninger som følge af miljøbelastningen således de marginale gevinster.

*Figur 7.3 Optimal miljøafgift*



Ved indførelsen af en optimal miljøafgift  $ma$  erstattes udbudskurven  $MC$  (*økonomi*) med udbudskurven  $MC$  (*miljø*). I den nye økonomiske ligevægt falder produktionen til  $x_1$ , og

det velfærdsøkonomiske tab  $A$  ophæves. Den samlede velfærdsøkonomiske gevinst ved det optimale produktionsomfang er angivet ved arealet  $B + C$ . Indførelsen af den optimale miljøafgift giver ikke anledning til et skatteforvridningstab. Til gengæld opnås en provenugevinst  $PV = ma \cdot x_j$ , som afhængigt af afgiftens konsekvenser for arbejdsudbudet og de indirekte provenuvirkninger muligvis i et vist omfang kan danne grundlag for at sænke andre forvridende skatter og afgifter.

Ved opgørelsen af afgiftsforvridningstabet bør det altså være den sande marginale velfærdsøkonomiske omkostningskurve, som ligger til grund for beregningerne. Herved indses, at der ved indførelsen af en optimal miljøafgift faktisk er tale om at fjerne et trekantstab opstået ved, at de marginale velfærdsøkonomiske omkostninger som følge af miljøbelastningen overstiger de marginale velfærdsøkonomiske gevinster ved produktionen. Værdien af miljøgevinsten opgøres som gevinsten ved at fjerne trekantstab. Det skal nævnes, at ovenstående ikke kun gælder for en optimal afgift, men også for en afgift der er mindre end optimal. Først ved en miljøafgift hvor afgiftssatsen er større end den optimale, vil afgiften give et trekantstab. Ved en beregning af effekterne af en afgiftsindførelse eller –ændring skal helst både omkostningerne og gevinsterne opgøres – dvs. både tabet af konsument- og producent overskud og miljøgevinsten. Kan miljøgevinsten ikke opgøres, men er det sikkert, at afgiften er under det optimale punkt, er der intet forvridningstab.

Oveni miljøgevinsten kommer, at miljøafgiften under visse forudsætninger kan give anledning til en provenugevinst, som kan finansiere en skattesænkning og dermed danne grundlag for en yderligere forvridningsgevinst. Der vil i så fald være tale om en såkaldt *dobbelt dividende*.

Som omtalt i *afsnit 7.1.1* bør der tages højde for, at miljøafgiften gennem påvirkningen af de relative priser og dermed efterspørgslels sammensætning kan have indirekte provenuvirkninger. Dette kan afstedkomme indirekte forvridningseffekter. Hertil kommer, at afgiften påvirker prisniveauet og dermed reallønnen i negativ retning. Dette kan føre til et reduceret arbejdsudbud og dermed til et yderligere indirekte forvridningstab. Det er altså ikke sikkert, at der altid vil være tale om en *dobbelt dividende* ved at indføre en optimal miljøafgift – jf. i øvrigt Strand (1995) og Hansen (1999) for oversigter over mulighederne for at opnå *dobbelt dividende* gennem anvendelse af provenuet fra miljøafgifter til sænkning af andre forvridende skatter og afgifter.

## 7.2 Partiel velfærdsøkonomisk vurdering af andre styringsmæssige indgreb

Den velfærdsøkonomiske vurdering af indførelsen eller ændringen af en miljøafgift er relativt detaljeret beskrevet i *afsnit 7.1*. Vurderingen af andre styringsmæssige indgreb følger samme mønster, idet den må baseres på en beskrivelse af indgrebets adfærdsmæssige konsekvenser og dermed konsekvenser for ressourceallokeringen og miljøbelastningen. I

det følgende skitseres, hvorledes en velfærdsøkonomisk vurdering af en række økonomiske og administrative styringsmæssige indgreb bør gennemføres.

### 7.2.1 Økonomiske styringsmidler

Det kan være relevant at anvende følgende økonomiske styringsmidler på miljøområdet:

- Subsidier (pristilskud) – f.eks. subsidiering af vindmølleel
- Tilskud – f.eks. udvikling af grøn teknologi, isolering af boliger, naturvenlige driftsformer i landbruget
- Omsættelige kvoter – f.eks. CO<sub>2</sub>-kvoter
- Pantordninger – f.eks. flaskepant og pant på dåser
- Brugerbetaling (frivillighed og omkostningsbestemt pris) – f.eks. virksomhedernes betaling for at bruge miljømærker
- Gebyrer (ufrivillighed eller ikke omkostningsbestemt pris) – f.eks. betaling for obligatorisk miljøgodkendelse af visse produkter
- Bøder – bøder for miljøovertrædelser

Et *subsidie* eller pristilskud kan opfattes som en negativ afgift knyttet til en bestemt vare. Modsat afgiften reducerer subsidiet imidlertid udbudsprisen på en vare. Samfundet påføres herved et ”trekantstab”, fordi ligevægtsproduktionen øges til et omfang, hvor de marginale omkostninger (et punkt på udbudskurven) overstiger de marginale benefits (et punkt på efterspørgselskurven). Subsidieudbetalingen har en negativ provenuvirkning; men til gengæld stiger summen af konsument- og producentoverskuddet tilsvarende. Det omtalte ”trekantstab” og den velfærdsøkonomiske konsekvens af subsidiets provenuvirkning beregnes i øvrigt på samme måde som ved indførelsen af en afgift.

Vurderingen af *tilskud* er vanskeligere at håndtere end subsidierne, fordi de ikke nødvendigvis er knyttet til en bestemt vare med henblik på at reducere dennes pris. Derfor er det ofte vanskeligt at beskrive de positive velfærdsøkonomiske konsekvenser af et tilskud præcist. De velfærdsøkonomiske omkostninger beregnes som summen af omkostningerne til det ressourceforbrug, tilskuddet finansierer, og skatteforvridningstabet ved at finansiere tilskuddet. Opgørelsen af de velfærdsøkonomiske gevinster bør baseres på en beskrivelse af tilskuddets forventede konsekvenser for ressourceallokeringen i samfundet – f.eks. ressourcebesparelse ved isolering af boliger.

*Omsættelige kvoter* omsættes til en pris, som svarer til en afgift. Derfor bør den velfærdsøkonomiske vurdering af indførelsen af omsættelige kvoter i første række rettes mod at fastsætte den forventede pris på kvoterne. Med udgangspunkt i denne pris kan de velfærdsøkonomiske konsekvenser herefter opgøres på samme måde som ved indførelsen af en afgift. Der bør dog skelnes mellem, om kvoterne uddeles gratis eller skal købes fra starten af ordningens indførelse. I det første tilfælde bliver der alene tale om et velfærdsøkonomisk forvridningstab, som skal sammenholdes med værdien af den positive

miljøeffekt samt eventuelle forvriddningseffekter som følge af indirekte provenueffekter. En gratis uddeling af kvoter har således ingen direkte provenuvirkninger og dermed forbundne forvriddningsgevinster. Skal der derimod betales for kvoterne lige fra ordningens indførelse, vil indtægterne herfra give anledning til en direkte provenuvirkning og en hertil svarende potentiel forvriddningsgevinst.

*Pantordninger* etableres for at kunne genanvende et produkt. Vurderingen af de velfærdsøkonomiske konsekvenser af sådanne ordninger bør derfor baseres på en beskrivelse af de forventede konsekvenser for antallet af produkter, der leveres retur. Herefter sammenholdes de velfærdsøkonomiske gevinster i form af mindre ressourceforbrug og miljøbelastning ved produktion af nye produkter med omkostningerne i form af ressourceanvendelse og miljøbelastning ved at genanvende produkterne.

Ved *brugerbetaling* reguleres den frivillige brug af et miljøgode ved at fastsætte en omkostningsbestemt pris herpå. Eksempler herpå kunne være betaling for kørsel over Storebæltsbroen eller virksomhedernes betaling for brug af miljømærker. Når der er frivillighed i forbruget, kan forbrugerne maksimere deres nytte og indstille deres efterspørgsel efter godet herefter. Umiddelbart lider forbrugerne et nyttetab i forhold til situationen, hvor godet stilles frit til rådighed. Hvis alternativet til brugerbetaling imidlertid er forvridende skatte- eller afgiftsfinansiering, kan provenuet fra brugerbetalingen finansiere en tilsvarende sænkning af skatter og afgifter, hvilket repræsenterer en forbrugs- og nyttegevinst for forbrugerne. Hertil kommer, at brugerbetalingen ved at kunne reducere skatter og afgifter, giver mulighed for en allokeringmæssig forvriddningsgevinst. Værdien heraf kan beregnes som værdien af den provenusænkning, brugerbetalingen giver mulighed for, multipliceret med skatteforvriddningsfaktoren. Hvis endelig brugerbetalingen reducerer efterspørgslen efter godet, fører dette til en ressourcebesparelse i den offentlige sektor. Den velfærdsøkonomiske værdi heraf kan opgøres som summen af de sparede ressourcers værdi opgjort i beregningspriser og værdien af ressourcebesparelsens provenuvirkning.

*Gebyrer* defineres her som betaling for produkter, der enten ikke omsættes på et frit konkurrencemarked, eller hvor prisen ikke er omkostningsbestemt. Der kan altså enten være tale om, at erhvervelsen af produktet er obligatorisk, eller at gebyret ikke dækker de med fremstillingen af produktet forbundne omkostninger – dvs. de sædvanlige udbuds- og efterspørgselsmekanismer er sat ud af kraft.

Indførelsen af et obligatorisk produkt til en bestemt pris eller gebyr indebærer et velfærdsøkonomisk tab eller en gevinst for forbrugerne. Hvorvidt der er tale om et tab eller en gevinst afhænger af forholdet mellem forbrugernes nytte af produktet og værdien af de obligatoriske betalinger. Hertil kommer et eventuelt forvriddningstab, hvis gebyrets konsekvenser for den disponible realløn påvirker arbejdsudbudet negativt. Der er også velfærdsøkonomiske omkostninger forbundet med ressourceforbruget ved at levere produktet. Endelig kan der være et velfærdsøkonomisk tab (eller eventuelt en gevinst) knyt-



tet til netto-provenuvirkningen af at udbyde produktet. Den velfærdsøkonomiske gevinst omfatter værdien af miljøeffekten ved at udbyde det obligatoriske produkt.

Indførelsen af et ikke omkostningsbestemt gebyr på et hidtil frit leveret gode har de samme velfærdsøkonomiske konsekvenser som brugerbetalingen. Umiddelbart reduceres forbrugernes øvrige forbrug; men samtidig kan provenuet fra gebyret finansiere en sænkning af skatter og afgifter. Dette indebærer samlet set en forvriddingsgevinst svarende til provenuet fra gebyret multipliceret med skatteforvriddingsfaktoren. Hertil kommer, at gebyret kan have konsekvenser for efterspørgslen efter godet. Hvis efterspørgslen reduceres, fører dette til en ressourcebesparelse i den offentlige sektor. Den velfærdsøkonomiske værdi heraf kan opgøres som summen af de sparede ressourcers værdi opgjort i beregningspriser og værdien af ressourcebesparelsens provenuvirkning.

Det er tvivlsomt om *bøder* kan betegnes som et økonomisk styringsmiddel. På den ene side virker bøder adfærdsregulerende; men på den anden side har de også i høj grad karakter af straf. Muligheden for at idømme en bøde er normalt knyttet til et lovindgreb, og det vil derfor være naturligt at lade bøden indgå som en del af grundlaget for vurderingen af den samlede virkning af lovindgrebet. Lovindgreb betegnes normalt som et administrativt styringsmiddel.

Der kan dog være tilfælde, hvor en bøde kan virke som en afgift. Bøder består ofte af to dele – en fast del for overtrædelsen og en del, der varierer med overtrædelsens størrelse. Størrelsen af den faste del af bøden afgør om det er profitabelt for en virksomhed at overtræde loven. Den variable del kan ses som en afgift, der er bestemmende for, hvor meget virksomheden i givet fald vil overtræde loven.

### 7.2.2 Administrative og andre styringsmidler

Det kan være relevant at anvende administrative styringsmidler på miljøområdet:

- *Direkte regulering* – f.eks. forbud mod anvendelse af visse stoffer, grænseværdier for indholdet af visse stoffer i bestemte produkter
- *Frivillige aftaler* – f.eks. aftaler om tilladte udledninger af miljøskadelige stoffer
- *Informationstiltag* – f.eks. vejledning i affaldshåndtering, miljømærkning

Den velfærdsøkonomiske vurdering af konsekvenserne af sådanne styringsmæssige indgreb kan i vid udstrækning følge anbefalingerne for de direkte indgreb i ressourceallokeringen – jf. *Kapitel 3 – 6*. Såfremt de administrative indgreb også har konsekvenser for virksomhedernes produktionsomkostninger og dermed udbudskurven, kan indgrebet også give anledning til et forvriddningstab, der kan vurderes efter retningslinierne i *afsnit 7.1*.

*Direkte regulering* sætter klare begrænsninger for de økonomiske agents adfærd. Direkte regulering specificerer, hvad man må eller ikke må, eller hvad man skal gøre – f.eks. at der højst må udledes en bestemt mængde af et miljøfarligt stof, at visse stoffer slet ikke

må benyttes, eller visse stoffer skal håndteres på en bestemt måde. I forhold til situationen før indgrebet er der altså aktiviteter, som må ophøre eller skal ændres.

Konsekvensbeskrivelsen af indgrebet bør derfor rettes mod at beskrive, hvilke aktiviteter der ophører, og hvilke aktiviteter der forventes at erstatte de hidtidige aktiviteter. På dette grundlag bliver det muligt at beskrive, hvorledes den direkte regulering påvirker resourceallokeringen – altså hvilke realkapitalomkostninger, arbejdskraftforbrug og råvareforbrug, som undgås ved at den hidtidige produktions- eller forbrugsmåde ophører, og hvilket ressourceforbrug den nye produktions- eller forbrugsmåde kræver. Hertil kommer eventuelle konsekvenser for det endelige forbrug, miljøkonsekvenserne og et eventuelt forvriddningstab, hvis virksomhedernes produktionsomkostninger er forøget. Konsekvenserne beskrives i et konsekvensskema ligesom andre direkte indgreb i resourceallokeringen – jf. *Tabel 3.1*. De ressource- og forbrugsmæssige konsekvenser værdisættes til sidst i overensstemmelse med beregningsreglerne i *Kapitel 4*. Et eventuelt forvriddningstab opgøres som beskrevet i *afsnit 7.1*.

Gevinsterne ved direkte regulering vil typisk omfatte værdien af miljøkonsekvenserne og værdien af de frigjorte ressourcer fra de hidtidige aktiviteter. Omkostningerne omfatter værdien af ressourceforbruget ved den nye produktions- eller forbrugsmåde samt eventuelt tab af endeligt forbrug og et forvriddningstab.

*Frivillige aftaler* kan i nogle tilfælde have samme karakter som direkte regulering, idet begrænsningen af de økonomiske agents adfærd blot ikke sker gennem en lov, men efter forudgående forhandling og aftale mellem myndighederne og agenterne. I disse tilfælde kan konsekvenserne af aftalerne typisk også omfatte de samme typer af ændringer i ressourceforbrug, endeligt forbrug og miljøbelastning som direkte regulering. De kan derfor beskrives og værdisættes efter samme retningslinjer, som blev skitseret for direkte regulering.

*Informationstiltag* har en noget anden karakter end de to foregående indgreb, idet der ikke lægges konkrete begrænsninger på de økonomiske agents adfærd. Hensigten med informationen er selvsagt at påvirke agenternes adfærd i en bestemt retning; men i dette tilfælde forsøges det at ændre de økonomiske agents holdninger og præferencer gennem formidling af information. Informationstiltagets adfærdsmæssige konsekvenser afhænger af, om og i hvilken udstrækning dette lykkes.

Det er umiddelbart muligt at opgøre de velfærdsøkonomiske omkostninger ved at gennemføre informationstiltaget. Omkostningerne kan ligesom for ethvert andet direkte indgreb i resourceallokeringen beregnes ud fra en beskrivelse af det nødvendige ressourceforbrug.

Den velfærdsøkonomiske vurdering af informationstiltagets øvrige konsekvenser vanskeliggøres derimod af de begrænsede muligheder for at forudsige de adfærdsmæssige

konsekvenser heraf. Som grundlag for vurderingen af økonomiske styringsmæssige indgreb foreligger der ofte erfaringer for, hvorledes ændringer i de relative priser tidligere har påvirket den økonomiske adfærd. Sådanne anvendelige erfaringer foreligger sjældent for informationstiltag, der kan være rettet mod mange forskellige miljø- eller miljørelaterede forhold.

Vurderingen vanskeliggøres yderligere af, at informationen sigter mod direkte at påvirke de økonomiske agents holdninger og præferencer og herigennem flere efterspørgsels- og produktionsfunktioners form. For at vurdere den samlede velfærdsøkonomiske konsekvens heraf, er det nødvendigt at gennemføre en generel analyse af de forskellige indbyrdes afhængige adfærdsmæssige tilpasninger. En sådan analyse kan kun gennemføres inden for rammerne af en generel økonomisk model – jf. *afsnit 7.3*.

### **7.3 Generel velfærdsøkonomisk vurdering af økonomiske styringsmæssige indgreb ved brug af AGL-model**

Ud over de i *afsnit 7.1* beskrevne direkte forvriddningstab og provenuvirkninger, kan anvendelsen af skatter og afgifter også have indirekte forvriddningstab og provenuvirkninger. Disse kan opstå på følgende måder:

- En afgiftsstigning sænker forbruget af andre varer end den vare, afgiften pålægges, hvorved afgiftsprovenuet fra disse varer reduceres.
- En afgiftsstigning hæver prisniveauet og sænker dermed reallønnen, hvilket reducerer arbejdsudbudet.
- Skatte- og afgiftsomlægninger påvirker den samlede produktions- og forbrugsstruktur i samfundet og har dermed en række direkte og indirekte konsekvenser for skatte- og afgiftsprovenuet.

Analysen af de indirekte konsekvenser for det samlede afgiftsforvriddningstab og afgiftsprovenuet fra andre varer kan i nogen grad gennemføres som en partiel analyse, der beskrives i *afsnit 7.3.1*. Derimod må beskrivelsen af arbejdsudbudets samt produktions- og forbrugsstrukturens tilpasning til skatte- og afgiftsomlægningen gennemføres som en generel analyse. Hertil benyttes bedst en *AGL-model*. Der gives et eksempel på en sådan analyse i *afsnit 7.3.2*.

#### *7.3.1 Partiel analyse af provenu- og forvriddningseffekterne ved at en afgiftsstigning sænker forbruget af andre varer end den vare, afgiften pålægges*

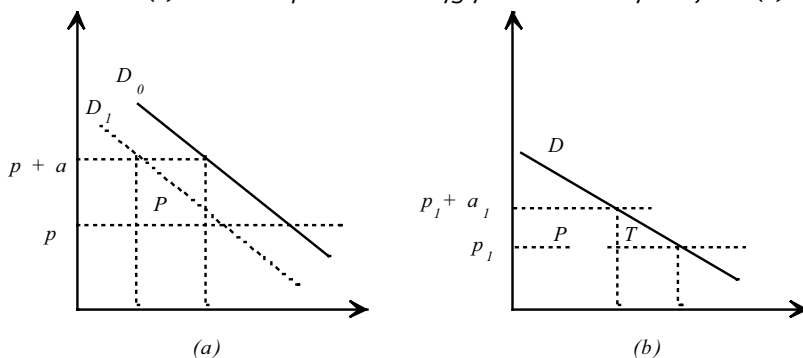
Når der gennemføres en skatte- eller afgiftsændring, beregnes de velfærdsøkonomiske konsekvenser heraf som udgangspunkt gennem en partiel analyse af ændringen i forvriddningstab – jf. *afsnit 7.1*. En afgiftsændring kan imidlertid også have konsekvenser for forbruget af andre varer end den, afgiften pålægges. En sådan sammenhæng udtrykkes gennem de såkaldte *krydspriselasticiteter*.

Krydspriselasticiteten er positiv, hvis der er tale om substituerbare goder såsom en række energiprodukter. Hvis afgiften på olie sættes op, vil det få forbruget af olie til at falde; men til gengæld vil forbruget af kul, der i visse produktionsprocesser kan erstatte olie, stige. I Enevoldsen et. al. (2007) er der estimeret elasticiteter og krydspriselasticiteter for forbruget af en række energiprodukter i Danmark.

Krydspriselasticiteten er negativ, hvis der er tale om komplementære goder såsom vand og spildevand. I dette tilfælde stiger forbruget af det ene gode, når forbruget af det andet gode stiger, og i så fald vil en ændring i spildevandsafgiften også have konsekvenser for forbruget af vand og dermed for provenuet fra vandafgiften. Tilsvarende påvirker ændringer i bilafgiften også provenuet fra benzinafgiften.

Hvis disse indirekte effekter på tværs af goder inddrages i analysen, udvides denne reelt fra en snæver partiel til en mere generel analyse. Dette er forsøgt illustreret i *Figur 7.4*.

*Figur 7.4 Provenuvirkning ved at afgiften på én vare forskyder efterspørgselskurven for en anden vare (a) samt kompenserende afgifts- eller skatteforhøjelse (b)*



Figuren (a) til venstre illustrerer et eksempel, hvor en afgiftsforøgelse på én vare medfører, at forbrugernes efterspørgselskurve for en anden vare rykker indad fra  $D_0$  til  $D_1$  – dvs. der er tale om et komplementært gode til den vare afgiftsforøgelsen i første omgang rammer. Hvis den komplementære vare er belagt med en afgift  $a$  oplever den offentlige sektor et provenutab svarende til arealet  $P$ .

Når det som hidtil antages, at den offentlige sektor skal kunne fastholde sine aktiviteter, således at befolkningens nytte heraf også fastholdes, er det nødvendigt at hæve en anden skat eller afgift for at dække provenutabet. Denne nye provenugevinst skal svare til arealet  $P$ , hvilket er illustreret ved den anden figur (b) i *Figur 7.4*. Ved at indføre afgiften  $a_1$  mister befolkningen nytte svarende til en del af det hidtidige konsumentoverskud. Nyttetabet udgøres af summen af arealet  $P$  og trekantstabet  $T$ , der kan beregnes ved brug af skatteforvridningsfaktoren.

Den samlede velfærdsøkonomiske omkostning, ved at en afgiftsstigning på én vare sænker forbruget af en anden vare, udgøres altså af hele provenutabet  $P$  fra forbruget af den anden vare samt det hertil knyttede trekantstab  $P \cdot SFF$ . De velfærdsøkonomiske omkostninger ved den indirekte provenueffekt beregnes derfor som  $P \cdot (1 + SFF)$ .

Problemstillingen kan illustreres med et konkret eksempel på en velfærdsøkonomisk analyse af et politisk tiltag, der giver anledning til et provenutab fra afgiften på andre produkter, end dem tiltaget vedrører. Eksemplet vedrører indførelsen af omsættelige CO<sub>2</sub>-kvoter.

### Boks 7.3 Indførelsen af omsættelige CO<sub>2</sub>-kvoter reducerer provenuet fra CO<sub>2</sub>- og SO<sub>2</sub>-afgiften

Finansministeriet og en række andre ministerier udgav i februar 2003 en rapport om omkostningerne ved at opfylde de reduktionsmål for drivhusgasser, som blev fastlagt i Kyotoprotokollen – jf. Finansministeriet et al. (2003). Et af de væsentligste elementer i rapporten er analysen og diskussionen af en eventuel udnyttelse af muligheden for handel med emissionskvoter.

I rapporten opstilles et illustrativt regneeksempel for den fremtidige CO<sub>2</sub>-kvotehandel inden for energitunge erhverv. Eksemplet omfatter de virksomheder, der er dækket af EU-direktivet. Såfremt der anvendes en kvotepris på 100 kr. pr. ton CO<sub>2</sub>, vil statens provenu fra CO<sub>2</sub>-afgiften falde med ca. 9 mio. kr. i 2010 (2002-prisniveau). Hertil kommer, at statens provenu fra svovlafgiften – som følge af et reduceret energiforbrug – vil falde med ca. 4,9 mio. kr. i 2010. Samlet set mister staten således på længere sigt et afgiftsprovenu svarende til ca. 14 mio. kr. I beregningen er det antaget, at statens samlede aktivitet skal fastholdes, og at kvoterne uddeles gratis. De afkaster således ikke et provenu. Derfor skal provenutabet på 14 mio. kr. kompenseres med en tilsvarende stigning i andre skatter og afgifter. De velfærdsøkonomiske omkostninger af de indirekte provenuvirkninger ved indførelse af CO<sub>2</sub>-kvoteordningen kan herefter beregnes som  $14 \text{ mio. kr.} \cdot 1,2 = 16,8 \text{ mio. kr.}$ , idet den af Finansministeriet fastsatte skatteforvridningsfaktor  $SSF=1,2$ .

Den gennemførte analyse er imidlertid fortsat partiel, idet der ikke er taget højde for, at når befolkningens forbrug af en vare falder, så får befolkningen økonomiske midler til rådighed, som kan benyttes til forbrug af andre varer. Ganske vist skal en del af disse midler benyttes til at dække provenutabet  $P$ , ved at en anden skat eller afgift sættes op; men det er muligt, at der bliver midler til overs til at forøge forbruget af andre varer. Dette forbrug vil skabe et afgiftsprovenu. Den samlede indirekte provenuvirkning og dermed det indirekte nyttetab bliver altså ikke nødvendigvis så stort, som angivet i *Figur 7.4*. For at tage hensyn til alle de potentielle indirekte og afledte konsekvenser af at ændre en skat, afgift eller et andet styringsmiddel, er det nødvendigt at gennemføre en generel analyse. I det følgende *afsnit 7.3.2* gives der et eksempel herpå.

### 7.3.2 *Generel analyse af styringsmæssige indgrebs påvirkning af produktions- og forbrugsstrukturen i samfundet og dermed af deres direkte og indirekte konsekvenser for forvriddningstabet samt skatte- og afgiftsprovenu*

En partiel analyse af en afgifts- eller skatteændring eller et andet styringsmæssigt indgreb vil altid være mangelfuld, fordi analysen ikke omfatter samtlige indirekte og afledte konsekvenser af ændringen. Disse konsekvenser omfatter både resultaterne af befolkningens tilpasning til den nye afgift eller skat og tilpasningen til den skatte- eller afgiftsændring, som er nødvendig for at fastholde den offentlige sektors provenu og aktiviteter på niveauet i udgangssituationen. For at kunne håndtere alle disse konsekvenser og beregne de nyttemæssige konsekvenser heraf er det nødvendigt at gennemføre en generel analyse ved hjælp af en *AGL model*. For en nærmere beskrivelse af sådanne modeller og deres anvendelse i forbindelse med velfærdsøkonomiske analyser se Petersen (1997) og Frandsen et. al. (1999).

AGL modellen kan anvendes til at beregne konsekvenserne for equivalent variation af en ændring i et nærmere specificeret styringsmæssigt indgreb. Equivalent variation er en velfærdsøkonomisk indikator på størrelsen af nytteændringen ved afgiftsændringen. Den er udtryk for det beløb, befolkningen ønsker i compensation for at være lige så godt stillet i nyttemæssig henseende efter det styringsmæssige indgreb som før dette – jf. Møller et. al. (2000) Kapitel 8. Kompensationen beregnes på grundlag af en sammenligning af forbrugssammensætningen før indgrebet og forbrugssammensætningen, efter at befolkningen har tilpasset sin økonomiske adfærd til de nye relative priser – dvs. efter at der har indstillet sig en ny generel ligevægt i økonomien. AGL modellen beregner altså de samlede velfærdsøkonomiske konsekvenser af det styringsmæssige indgreb under hensyntagen til samtlige indirekte og afledte konsekvenser heraf.

Det styringsmæssige indgrebs provenuvirkning og velfærdsøkonomiske konsekvenser heraf kan håndteres på to forskellige måder i AGL modellen:

1. Aktiviteten i den offentlige sektor skal holdes uændret ligesom i den partielle analyse
2. Aktiviteten tilpasses i overensstemmelse med provenuvirkningen

*ad. 1.* I det første tilfælde er det nødvendigt at specificere, hvilken konkret skatte- eller afgiftsændring der skal neutralisere provenuvirkningen – dvs. de velfærdsøkonomiske konsekvenser (ændringen i equivalent variation) beregnes for et kombineret målrettet styringsmæssigt indgreb – f.eks. en ændring i en miljøafgift – og en provenuneutraliserende ændring af et andet økonomisk styringsmiddel.

*ad. 2.* I det andet tilfælde antages omfanget af det offentlige forbrug at blive tilpasset provenuvirkningen. Ændringen i det offentlige forbrug indgår herefter på linje med ændringerne i det private forbrug som grundlag for beregningen af den nødvendige compensation til befolkningen for konsekvenserne af afgiftsændringen.

AGL modellen er et særdeles stærkt redskab til beregningen af den del af de velfærdsøkonomiske konsekvenser, som er knyttet til det økonomiske indgrebs konsekvenser for allokeringen af de markedsomsatte goder. De foreliggende danske AGL modeller giver derimod ikke mulighed for direkte at beregne miljøkonsekvenserne af ressourceomallokeringen. Det er nødvendigt at kombinere analyserne på AGL modellen med beskrivelser af miljøkonsekvenserne, hvortil der benyttes særlige miljømodeller. For en oversigt over danske modeller eller modelkomplekser, der kan anvendes til at belyse de økonomiske og miljømæssige konsekvenser af forskellige former for økonomisk politik se Møller (2003a).

Som eksempel på en generel velfærdsøkonomisk analyse ved brug af en AGL model og miljømodeller beskrives i det *Boks 7.4* en analyse af forskellige former for regulering af landbrugets pesticidforbrug. Eksemplet er baseret på Det Økonomiske Råd (2004).

#### *Boks 7.4 Regulering af landbrugets pesticidforbrug*

I Det Økonomiske Råd (2004) analyseres tre mulige styringsmæssige indgreb over for landbrugets pesticidforbrug. De tre indgreb er:

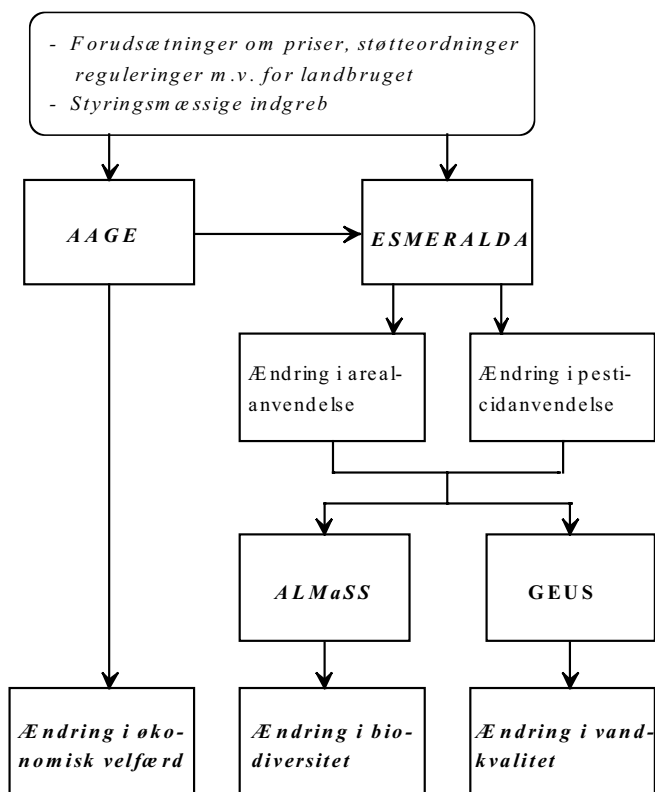
- Ensartede pesticidafgifter, der giver en reduktion i pesticidforbruget på 25 pct.
- Sprøjtefri randzoner – dvs. områder, hvor der dyrkes afgrøder, men ikke bruges pesticider omkring marker og eksisterende vandindvindinger.
- Delvis omlægning til økologisk jordbrug gennem subsidiering af denne produktionsform.

Indgrebenes velfærdsøkonomiske og miljømæssige konsekvenser opgøres ved brug af et modelkompleks bestående af tre modeller – to økonomiske modeller (*AAGE* og *ESMERALDA*), en miljømodel (*ALMaSS*) og en geologisk/hydrologisk vurdering fra *GEUS* (De nationale geologiske undersøgelser for Danmark og Grønland). Modelkomplekset er gengivet i nedenstående figur.

*AAGE* er en AGL model for hele den danske økonomi udviklet af Fødevarøkonomisk Institut ved Københavns Universitet. Ud fra forudsætninger om udviklingen i de relative markedspriser, markedsrenten, støtte- og reguleringsordninger for landbruget etc. beregner modellen en basisfremskrivning for økonomien. Herefter kan den del af de velfærdsøkonomiske konsekvenser, som er knyttet til forbruget af økonomiske goder (privat og offentligt forbrug) beregnes for hvert af de tre styringsmæssige indgreb. I figuren er disse konsekvenser benævnt "*Ændring i økonomisk velfærd*". Reelt burde de velfærdsøkonomiske konsekvenser som angivet ovenfor være beregnet som ændringer i equivalent variation. *AAGE*'s implicite nyttefunktion omfatter imidlertid ikke offentligt forbrug, hvorfor de velfærdsøkonomiske ændringer er beregnet som ændringer i værdien af privat og offentligt forbrug fra basisfremskrivningen til den nye ligevægt efter de økonomiske agents tilpasning til de styringsmæssige indgreb og disses direkte og indirekte konsekvenser for de relative priser i økonomien.

Hvordan de styringsmæssige indgreb konkret er ”lagt ind i modellen” er ikke oplyst i Det Økonomiske Råd (2004). Derimod forklares det, at indgrebene hver især er skaleret på en sådan måde, at de alle fører til den samme ændring i den økonomiske velfærd – nemlig et tab på 862 mio. kr. (2003-priser). Denne fremgangsmåde er valgt, fordi indgrebenes miljøkonsekvenser så kan sammenlignes direkte. Konsekvenserne af hvert indgreb opnås for det samme tab af økonomisk velfærd.

For at beregne miljøkonsekvenserne gøres i første omgang brug af endnu en AGL model – nemlig *ESMERALDA*, der er en generel ligevægtsmodel for landbrugssektoren, og som ligeledes er udviklet af Fødevarøkonomisk Institut. Modellen beskriver bl.a., hvorledes landbrugerne tilpasser arealanvendelsen, afgrødesammensætningen, omfanget af de enkelte driftsgrene og pesticidforbruget til de ændrede økonomiske vilkår, reguleringsmæssige krav og støtteordninger. De ændrede økonomiske vilkår svarer til den nye generelle økonomiske ligevægt, som beregnes ved hjælp af *AAGE*.





Ændringerne i landbrugets arealanvendelse og pesticidforbrug er bestemmende for de styringsmæssige indgrebs miljømæssige konsekvenser. I analysen fokuseres på konsekvenserne for biodiversiteten angivet ved *antal sanglærker pr. km<sup>2</sup>* og for vandkvaliteten angivet ved *sandsynligheden for pesticidrester i hhv. drikkevandet og hele vandressourcen*.

Den ændrede areal- og pesticidanvendelses konsekvenser for antallet af sanglærker pr. km<sup>2</sup> beregnes ved hjælp af miljømodellen *ALMaSS*, der er udviklet af Danmarks Miljøundersøgelser ved Aarhus Universitet. Denne model kan på baggrund af en detaljeret landskabsmodellering beskrive, hvorledes ændringer i landskabets struktur eller anvendelsen af landskabet påvirker centrale dyrearter i det danske landskab.

Konsekvenserne for sandsynligheden for at finde pesticidrester i drikkevandet eller hele grundvandsressourcen er vurderet af *GEUS*. Der er gennemført analyser af sammenhængen mellem pesticidforbrug, afgrødetype, jordtype og udvaskning fra rodzonen. Sammenhængen mellem udvaskningen fra rodzonen og sandsynligheden for at finde pesticidrester i grundvandet beror på en vurdering.

Resultatet af den samlede integrerede analyse er sammenfattet i den følgende tabel:

	<b>Udgangssituation 2015</b>	<b>Pesticidafgifter (ca. fordobling)</b>	<b>Sprøjtetfri randzoner (5 m omkr. marker, 100 m omkr. større vandsboringer og 50 m omkr. mindre vandsboringer)</b>	<b>Økologisk jordbrug (Forøgelse af det økologisk dyrkede areal med ca. 2 pct. gennem subsidiering)</b>
<b>Privat og offentligt forbrug</b>	1.398 mia. kr.	- 0,06 pct.	- 0,06 pct.	- 0,06 pct.
<b>Biodiversitet</b>	150 lærker pr. km <sup>2</sup>	- 5 pct.	10 pct.	2 pct.
<b>Ssh. for pesticider i drikkevand</b>	8,1 pct. grænseoverskridelser	- 20 pct.	- 51 pct.	- 3 pct.
<b>Ssh. for pesticider i vandressourcen</b>	14,5 pct. grænseoverskridelser	- 20 pct.	- 9 pct.	- 3 pct.

Det ses, at de tre styringsmæssige indgreb er udformet således, at de alle tre medfører velfærdsøkonomiske omkostninger svarende til en reduktion af det private og offentlige forbrug på *0,06 pct.* i 2015. Det fremgår endvidere, at indførelsen af sprøjtefri randzoner til de givne omkostninger vil have de bedste konsekvenser for biodiversiteten og for reduktionen af drikkevandsboringer med pesticidrester. En forhøjelse af pesticidafgifterne fører derimod til den største reduktion af pesticidrester i hele vandressourcen. Subsidieringen af økologisk jordbrug er på alle punkter inefficent i forhold til indførelsen af randzoner. Om det styringsmæssige indgreb over for pesticidforbruget skal udformes som en generel afgiftsforhøjelse eller som indførelsen af de angivne randzoner, må bero på en fastsættelse af den relative værdi/betalingsvillighed for biodiversitetsforbedringer, reduceret risiko for pesticidrester i drikkevandsboringer og reduceret risiko for pesticidrester i hele vandressourcen.

Den velfærdsøkonomiske analyse af et styringsmæssigt indgreb vil altid være mest retvisende, hvis den gennemføres ved brug af en *AGL model* i kombination med relevante miljømodeller. Derfor anbefales det så vidt muligt altid at gennemføre analysen på denne måde. De i *afsnit 7.1* og *7.2* beskrevne partielle analysemetoder bør kun benyttes, når der ønskes et relativt hurtigt og groft skøn over styringsindgrebets konsekvenser, eller når der ikke foreligger en velegnet *AGL model* til at analysere indgrebet.

Der skal ikke her opstilles konkrete retningslinjer for, hvorledes den generelle velfærdsøkonomiske analyse af styringsmæssige indgreb ved brug af en *AGL model* og relevante miljømodeller bør gennemføres. Dette afhænger af det konkrete indgrebs udformning og de anvendte modellers opbygning. Indgrebets velfærdsøkonomiske konsekvenser bør dog overordnet set opgøres på følgende måde – fuldstændigt svarende til den partielle analyse:

- Formulering af en klar udgangssituation – dvs. *AGL modellens* og miljømodellernes beskrivelse af den økonomiske og miljømæssige ligevægt i udgangssituationen.
- Beregning af en ny økonomisk og miljømæssig ligevægt efter at der er sket en fuld adfærdsmæssig tilpasning til det styringsmæssige indgreb.
- Opgørelse af indgrebets velfærdsøkonomiske konsekvenser som ændringen i equivalent variation mellem de to ligevægtssituationer – dvs. typisk *AGL modellens* beregnede ændring i equivalent variation for nytten af privat og offentligt forbrug suppleret med værdisætning af miljøkonsekvenserne.

Den skildrede analyse er en såkaldt *komparativ statistisk analyse* baseret på en sammenligning af to ligevægtstilstande. Hvis *AGL modellen* og miljømodellerne er udformet som dynamiske modeller, er det også muligt at gennemføre en såkaldt *dynamisk analyse*, hvor udviklingen i de velfærdsøkonomiske konsekvenser beskrives år for år over hele tilpasningsforløbet. Det er i dette tilfælde nødvendigt efterfølgende at diskontere konsekvenserne for at nå frem til nutidsværdien af de velfærdsøkonomiske konsekvenser.



## APPENDIKS 7.1

**Udledning af formler for skatteforvriddningstab og provenuvirkningen**

I dette appendiks vises, hvorledes *formel 7.3 – 7.11* udledes.

*Formel 7.3*

Med henvisning til *Figur 7.1* kan formelen udledes på følgende måde:

$$SFT = B + E = \frac{1}{2} \cdot ((A + D + 2(B + E)) = \frac{1}{2} \cdot (P(\text{før}) - P(\text{efter}))$$

*Formel 7.4*

Idet  $SFT = -\frac{1}{2} \cdot a_p \cdot p \cdot d_x$  ved indførelse af en afgift, der ændrer prisen marginalt, kan formelen udledes på følgende måde:

Man har, at både efterspørgsels- og udbudsprisen  $-p^D$  og  $p^S$  – ændres som følge af afgiftspåleggelsen. Det gælder altså:

$$a_p \cdot p = dp^D + dp^S = \frac{dx}{x} \cdot p \cdot \frac{1}{\eta} + \frac{dx}{x} \cdot p \cdot \frac{1}{\varepsilon} \Rightarrow dx = x \cdot a_p \cdot \frac{1}{(\frac{1}{\eta} + \frac{1}{\varepsilon})}$$

idet efterspørgselselasticiteten på godet  $\eta = -\frac{dx^D/x^D}{dp/p}$ , og udbudselasticiteten på godet.

$$\varepsilon = \frac{dx^S/x^S}{dp/p}$$

Herefter kan forvriddningstabet udledes som

$$SFT = \frac{1}{2} \cdot a_p \cdot p \cdot x \cdot a_p \cdot \frac{1}{(\frac{1}{\eta} + \frac{1}{\varepsilon})} = \frac{1}{2} \cdot a_p^2 \cdot \frac{p \cdot x}{(\frac{1}{\eta} + \frac{1}{\varepsilon})}$$

Hvis udbudselasticiteten – dvs. udbudskurven er vandret – kan skatteforvriddningstabet beregnes som

$$SFT = \frac{1}{2} \cdot a_p^2 \cdot \frac{p \cdot x}{\frac{1}{\eta}}$$

## Formel 7.5

Idet  $dx = x \cdot a_p \cdot \frac{1}{(\frac{1}{\eta} + \frac{1}{\varepsilon})}$  – jf. udledningen af *formel 7.4* – kan den direkte provenu virkning  $PV$  beregnes som

$$PV = a_p \cdot p \cdot (x - dx) = a_p \cdot p \cdot (x - \frac{x}{p} \cdot a_p \cdot p \cdot \frac{1}{\frac{1}{\eta} + \frac{1}{\varepsilon}}) = a_p \cdot p \cdot x \cdot (1 - a_p \cdot \frac{1}{\frac{1}{\eta} + \frac{1}{\varepsilon}})$$

## Formel 7.6

Med udgangspunkt i argumentationen til *Figur 7.2* kan det marginale afgiftsforvridningstab  $SFT$  ved en afgiftsforhøjelse beregnes på grundlag af følgende formel:

$$SFT = C + (B + D) = (x_1 - x_2) \cdot a + \frac{1}{2} \cdot (x_1 - x_2) \cdot (a' - a)$$

## Formel 7.7

Med udgangspunkt i argumentationen til *Figur 7.2* kan den direkte provenuvirkning  $PV$  af afgiftsstigningen beregnes som

$$PV = F + G - C = x_2 \cdot (a' - a) - (x_1 - x_2) \cdot a = x_2 \cdot a' - x_1 \cdot a$$

## Formel 7.8

Forskellen mellem provenuet før og efter de økonomiske agents tilpasning til afgiftsstigningen  $P(\text{før}) - P(\text{efter})$  kan beregnes på følgende måde – jf. *Figur 7.2*

$$P(\text{før}) - P(\text{efter}) = (C + 2 \cdot B + 2 \cdot D + E + F + G) - (E + F + G) = C + 2 \cdot B + 2 \cdot D$$

$$= C \cdot \frac{a'}{a} \Rightarrow C = \frac{P(\text{før}) - P(\text{efter})}{\frac{a'}{a}}$$

Desuden har man

$$\begin{aligned} 2 \cdot B + 2 \cdot D &= C \cdot \frac{a'}{a} - C = C \cdot \frac{a' - a}{a} \Rightarrow B + D = \frac{1}{2} \cdot C \cdot \frac{a' - a}{a} = \frac{1}{2} \cdot \frac{P(\text{før}) - P(\text{efter})}{\frac{a'}{a}} \cdot \frac{a' - a}{a} \\ &= \frac{1}{2} \cdot (P(\text{før}) - P(\text{efter})) \cdot \frac{a' - a}{a'} \end{aligned}$$

Herefter kan afgiftsforvridningstab  $SFT$  beregnes som

$$SFT = C + B + D = \frac{P(\text{før}) - P(\text{efter})}{\frac{a'}{a}} + \frac{1}{2} \cdot (P(\text{før}) - P(\text{efter})) \cdot \frac{a' - a}{a'}$$

$$= (P(\text{før}) - P(\text{efter})) \cdot \left( \frac{a}{a'} + \frac{1}{2} \cdot \frac{a' - a}{a'} \right)$$

*Formel 7.9*

Den direkte provenuvirkning  $PV$  kan beregnes som  $PV = F + G - C$ . Man har

$$E + F + G = P(\text{efter}) = \frac{a'}{a} \cdot E \Rightarrow F + G = \frac{a'}{a} \cdot E - E = \frac{a' - a}{a} \cdot E$$

Da man endvidere har, at  $E = \frac{a}{a'} \cdot P(\text{efter})$  fås  $F + G = \frac{a' - a}{a'} \cdot P(\text{efter})$ . Under udledningen af *formel 7.8* blev  $C$  beregnet som  $C = \frac{P(\text{før}) - P(\text{efter})}{\frac{a'}{a}}$ , hvorefter den direkte provenuvirkning  $PV$  kan beregnes som

$$PV = F + G - C = \frac{a' - a}{a'} \cdot P(\text{efter}) - \frac{P(\text{før}) - P(\text{efter})}{\frac{a'}{a}} = P(\text{efter}) - \frac{a}{a'} \cdot P(\text{før})$$

*Formel 7.10*

Afgiftsforvridningstabet  $SFT$  kan som omtalt ovenfor beregnes som

$$SFT = dx \cdot a + \frac{1}{2} \cdot dx \cdot da$$

Den samlede ændring i det absolutte afgiftsniveau  $da = a' - a$  er et resultat af en ændring

i afgiftsprocenten fra  $a_p = \frac{a}{p_1}$  til  $a_p' = \frac{a'}{p_2}$ . Man har således, at ændringen i det absolutte

afgiftsniveau  $da = da_p \cdot p = \left( \frac{a'}{p_2} - \frac{a}{p_1} \right) \cdot p$ . Når samtidig i udgangssituationen

$p_2 = p_1 = p$ , fås som angivet  $da = da_p \cdot p = a' - a$ .

Ændringen i det absolutte afgiftsniveau udmønter sig som en ændring i efterspørgselsprisen  $dp^d = (p_2 + a') - (p_1 + a)$  og udbudsprisen  $dp^s = p_1 - p_2$ . Det gælder altså  $dp^d + dp^s = (p_2 + a') - (p_1 + a) + p_1 - p_2 = a' - a = da$ .

Ændringerne i efterspørgsels- og udbudsprisen samt den hermed forbundne mængdeændring  $dx = x_1 - x_2$  er bestemt af hhv. efterspørgselselasticiteten  $\eta$  og udbudselasticiteten  $\varepsilon$ . Det gælder således

$$da_p \cdot p = a' - a = dp^d + dp^s = \frac{dx}{x} \cdot p \cdot \frac{1}{\eta} + \frac{dx}{x} \cdot p \cdot \frac{1}{\varepsilon} \Rightarrow dx = x \cdot da_p \cdot \frac{1}{\left(\frac{1}{\eta} + \frac{1}{\varepsilon}\right)}$$

Herefter kan forvriddningstab *SFT* ved afgiftsændringen beregnes som

$$\begin{aligned} SFT &= dx \cdot a + \frac{1}{2} \cdot dx \cdot da = x \cdot da_p \cdot \frac{1}{\left(\frac{1}{\eta} + \frac{1}{\varepsilon}\right)} \cdot a_p \cdot p + \frac{1}{2} \cdot x \cdot da_p \cdot \frac{1}{\left(\frac{1}{\eta} + \frac{1}{\varepsilon}\right)} \cdot da_p \cdot p \\ &= x \cdot p \cdot da_p \cdot \frac{1}{\left(\frac{1}{\eta} + \frac{1}{\varepsilon}\right)} \cdot (a_p + \frac{1}{2} \cdot da_p) \end{aligned}$$

#### Formel 7.11

Den direkte provenuvirkning *PV* af afgiftsændringen kan beregnes som

$$\begin{aligned} PV &= (F + G) - C = (x - dx) \cdot p \cdot da_p - dx \cdot p \cdot a_p \\ &= x \cdot p \cdot da_p - x \cdot da_p \cdot \frac{1}{\left(\frac{1}{\eta} + \frac{1}{\varepsilon}\right)} \cdot p \cdot da_p - x \cdot da_p \cdot \frac{1}{\left(\frac{1}{\eta} + \frac{1}{\varepsilon}\right)} \cdot p \cdot a_p \\ &= x \cdot p \cdot da_p \cdot \left( 1 - \frac{1}{\left(\frac{1}{\eta} + \frac{1}{\varepsilon}\right)} \cdot da_p - \frac{1}{\left(\frac{1}{\eta} + \frac{1}{\varepsilon}\right)} \cdot a_p \right) \end{aligned}$$

## KAPITEL 8

### Risiko og usikkerhed

Opgørelsen af projektets reale konsekvenser og fastsættelsen af beregningspriserne er altid forbundet med usikkerhed. Der er således tale om en a priori vurdering af projektets fordelagtighed, og vurderingen kan derfor kun baseres på planer og forventninger.

I dette kapitel ses primært på usikkerheden i tilknytning til den velfærdsøkonomiske analyse. Mange af betragtningerne gælder dog også for den budgetøkonomiske analyse, som omtales i *afsnit 9.1*. Usikkerheden er i sagens natur knyttet til ex ante analyser, hvor det kun er muligt at have forventninger til de fremtidige konsekvenser.

Der skelnes mellem to former for usikkerhed – *risiko og ren usikkerhed*. Ved risiko er udfaldsmulighederne og deres sandsynlighed kendt. Ved ren usikkerhed er der kun kendskab til udfaldsmulighederne, men ikke til deres sandsynligheder. I det følgende bruges benævnelsen ”usikkerhed” som generelt udtryk for de to former for usikkerhed.

#### Anbefaling

##### *Beskrivelse af usikkerhedsomfanget (Afsnit 8.1)*

En velfærdsøkonomisk vurdering bør altid omfatte en beskrivelse af den risiko eller usikkerhed, der er forbundet med de fundne resultater. I en situation med *risiko* kan der knyttes sandsynlighedsfordelinger til projektets konsekvenser og de hertil knyttede priser. Dette er ikke muligt i en situation med *ren usikkerhed*, hvor der i bedste fald kun kan angives mulighedsområder for konsekvensernes og prisernes størrelse.

En komplet beskrivelse af usikkerhedsomfanget omfatter følgende fem trin, idet det femte trin dog kun kan gennemføres i en situation med risiko.

1. *Præsentation af det bedste skøn* (også benævnt *basisberegning, udgangsskøn* eller *forventet resultat*). Det bedste skøn baseres på de forventede konsekvenser og priser.
2. *Undersøgelse af hvilke forudsætninger om konsekvenser og priser der især påvirker resultatet*. Undersøgelsen gennemføres i form af *følsomhedsanalyser*, hvor udgangsskønnets konsekvenser og priser ændres én for én for at undersøge, hvorledes resultatet påvirkes heraf. Følsomhedsanalyser bør især gennemføres for de forudsætninger, som på forhånd vurderes at være behæftet med stor usikkerhed, eller som er specielt kritiske for det velfærdsøkonomiske resultat.



3. *Undersøgelse af hvilket interval resultatet må forventes at ligge inden for.* Dette sker ved hhv. at beregne et såkaldt *best case* og *worst case*. Præsentationen af *best case* og *worst case* angiver det interval, inden for hvilket projektets resultat må forventes at ligge.
4. *Undersøgelse af hvor meget der skal til før et positivt resultat bliver negativt og omvendt.* Dette sker ved at beregne såkaldte *break-even pris(er)* eller *break-even konsekvens(er)*. Disse *break-even* værdier beregnes for at undersøge, hvor meget centrale priser og konsekvenser hver især skal ændres, før et projekt ophører med at være (u)fordelagtigt, eller rangordningen af to projekters fordelagtighed ændres.
5. *Fastlæggelse af en sandsynlighedsfordeling for projektets resultat ved at gennemføre en Monte Carlo simulation.* For at gennemføre simuleringen forudsættes det, at der kan knyttes sandsynlighedsfordelinger til projektets konsekvenser og de hertil hørende priser. Dvs. der er knyttet *risiko* og ikke *ren usikkerhed* til beregningsforudsætningerne.

Projekter der har relativt omfattende eller betydningsfulde konsekvenser bør altid underkastes en formel risiko- eller usikkerhedsvurdering. Resultatet af den velfærdsokonomiske analyse bør således rapporteres til beslutningstagerne på en måde, der reflekterer graden af usikkerhed og ikke skaber en falsk følelse af præcision. Hvordan risikoen eller usikkerheden efterfølgende inddrages i den endelige beslutningstagen afhænger af, hvilket kriterium for beslutningstagen under hhv. risiko og usikkerhed der benyttes. Det anbefales:

- For større eller vigtige projekter bør der gennemføres en udførlig beskrivelse af risiko- eller usikkerhedsomfanget (trin 1–5). Det anbefales at udføre en Monte Carlo simulation, når konsekvenser og priser kan tillægges sandsynlighedsfordelinger. Beslutningstagerne bør præsenteres for simulationens centrale estimat (gennemsnittet) samt standardafvigelsen. Figurer med histogram og fordelingskurve bør også præsenteres.
- For mindre projekter anbefales det under alle omstændigheder at gennemføre trin 1–3.

#### *Kriterier for beslutningstagen under risiko og usikkerhed (Afsnit 8.2)*

##### *Risiko*

Hvis der for hvert projekt foreligger information om sandsynlighederne for de forskellige udfaldsmuligheder – en situation med *risiko* – er det muligt at benytte følgende beslutningskriterier – jf. *afsnit 8.2.1*:

1. Gennemsnitsoverskuddet (det forventede velfærdsøkonomiske overskud) – vælg det projekt, som forventes at give det største gennemsnitlige velfærdsøkonomiske overskud.
2. Gennemsnitsoverskuddet korrigeret for standardafvigelsen herpå – vælg det projekt, som forventes at give den bedste kombination af gennemsnitligt velfærdsøkonomisk overskud og standardafvigelse for overskuddet.

Beslutningskriterium 1. benyttes, hvis beslutningstageren er *risikoneutral*, mens beslutningskriterium 2. anvendes, hvis beslutningstageren har *risikoaversion*.

Fastsættelsen af *option price* er f.eks. relevant i forbindelse med projekter, der reducerer risikoen for skader på miljøet. Hvis de udsatte personer har risikoaversion er option price større end den forventede gevinst ved at begrænse skaderne – jf. *afsnit 8.2.2*.

Endelig bør man i en situation med risiko være opmærksom på, at det i visse tilfælde kan være umuligt at omgøre beslutninger truffet nu. I sådanne tilfælde bør det undersøges, om det kan betale sig at udskyde beslutningen, indtil der foreligger mere og bedre information om dennes udfald. Det undersøges, om der er en positiv *quasi option value* ved at udskyde beslutningen – jf. *afsnit 8.2.3*.

#### *Ren usikkerhed*

Hvis der ikke foreligger information om sandsynlighederne for projektets forskellige udfaldsmuligheder – en situation med *ren usikkerhed* – er det muligt at benytte følgende beslutningskriterier – jf. *afsnit 8.2.4*:

- *La Place kriteriet* – vælg det projekt, hvor et simpelt gennemsnit af de mulige velfærdsøkonomiske overskud er størst muligt.
- *Hurwicz kriteriet* – vælg det projekt, hvor det vægtede gennemsnit af det største og mindste mulige velfærdsøkonomiske overskud er størst muligt.
- *Maxi-min kriteriet* – vælg det projekt, hvis mindst mulige velfærdsøkonomiske overskud – worst case – er størst muligt.
- *Maxi-max kriteriet* – vælg det projekt, hvis størst mulige velfærdsøkonomiske overskud – best case – er størst.
- *Mini-max fortrydelseskriteriet* – vælg det projekt, hvor summen af forskellene mellem det størst mulige velfærdsøkonomiske overskud i forskellige mulige samfundsmæssige forløb og projektets overskud under disse forløb er mindst muligt.

Det afhænger af beslutningstagerens præferencer i relation til usikkerhed, hvilket af de opstillede kriterier, der foretrækkes. De fem kriterier kan føre til helt forskellige valg.

*Sammenfattende anbefalinger*

Den velfærdsøkonomiske analyse bør i en situation med hhv. risiko og ren usikkerhed omfatte følgende elementer:

<b>Risiko</b>	<b>Ren usikkerhed</b>
Basisberegning – forventet velfærdsøkonomisk overskud	Basisberegning – forventet velfærdsøkonomisk overskud
Følsomhedsanalyser	Følsomhedsanalyser
Best case og worst case	Best case og worst case
Break-even priser eller konsekvenser	Break-even priser eller konsekvenser
Monte Carlo simulation – præsentation af gennemsnitligt overskud, standardafvigelse herpå, histogram samt fordelingsfunktion	
Valg af beslutningskriterium – gennemsnitsoverskuddet, når risikoneutralitet	Valg af beslutningskriterium – La Place kriteriet
– gennemsnitsoverskuddet korrigeret for standardafvigelsen herpå ved risikoaversion	– Hurwicz kriteriet – Maxi-min kriteriet – Maxi-max kriteriet – Mini-max fortrydelseskriteriet
Undersøg om beslutningen med fordel kan udskydes, til der foreligger mere information	

Overordnet set er usikkerheden knyttet til følgende tre forhold, som er nærmere specificeret nedenfor:

- Projektets konsekvenser
- De anvendte beregningspriser
- Diskonteringsraten

*Projektets konsekvenser*

Ved direkte indgreb i ressourceallokeringen kan konsekvenserne for udbudet af markedsomsatte forbrugsgoder samt for forbruget af produktionsfaktorer, råstoffer, producerede produktionsgoder og råvarer normalt opgøres med rimelig sikkerhed. I visse tilfælde kan der imidlertid være betydelig usikkerhed knyttet til efterspørgslen efter projektets ydelser. Det gælder f.eks. naturprojekter, hvor det kan være vanskeligt at forudsige, hvor mange der vil benytte et nyt naturområde.

Beskrivelsen af de adfærdsmæssige konsekvenser og dermed de ressource- og miljømæssige konsekvenser af styringsmæssige indgreb er normalt forbundet med betydelig usikkerhed.

Endelig er sammenhængen mellem ændringer i miljøbelastningen og konsekvenserne heraf for befolkningens levevilkår ofte mangelfuldt belyst. Som eksempel kan nævnes sammenhængen mellem ændringer i sundhedsskadelige emissioner og risikoen for at pådrage sig forskellige sygdomme. Et andet eksempel er sammenhængen mellem ændringer i gødningsanvendelsen og konsekvenserne for vandkvaliteten i de indre farvande. Selvom projektets konsekvenser for belastningen af naturen og miljøet er nogenlunde velbeskrevet, er der altså normalt betydelig usikkerhed knyttet til naturens og miljøets reaktioner herpå og hermed til opgørelsen af de endelige konsekvenser for befolkningens levevilkår.

#### *De anvendte beregningspriser*

Fastsættelsen af beregningspriserne kan også være forbundet med stor usikkerhed. Beregningspriserne for de økonomiske konsekvenser fastsættes oftest på grundlag af de økonomiske goders aktuelle relative markedspriser, som er observerbare. Dette er et problem, hvis de relative beregningspriser forventes at ændre sig over projektperioden – f.eks. at den relative pris på visse energiprodukter vil stige over perioden. Man er i denne situation nødt til at basere beregningerne på forventninger til prisudviklingen med dertil hørende usikkerhed.

Beregningspriserne for de ikke-markedsomsatte miljøkonsekvenser er som omtalt i *afsnit 4.2* særdeles vanskelige at fastsætte i praksis. I mange tilfælde er det på grund af datamangel eller manglende ressourcer til dataindsamlingen nødvendigt at afstå herfra. Beregningsprisfastsættelsen dækker også sjældent alle relevante miljøkonsekvenser. I de tilfælde, hvor beregningsprisfastsættelsen bliver gennemført, vil den, uanset om der benyttes direkte eller indirekte prissætningsmetoder, være forbundet med stor usikkerhed.

#### *Diskonteringsraten*

I *afsnit 5.1.2* blev det anbefalet som udgangspunkt for nutidsværdiberegningerne at anvende en alternativ forbrugsafkastrate. Fastsættelsen af denne rate er imidlertid forbundet med usikkerhed. Den alternative afkastrate varierer over tid, hvorfor det er vanskeligt at pege på en repræsentativ afkastrate.

#### *Håndtering af usikkerhedsproblemstillingen*

Man kan i praksis forsøge at håndtere de angivne usikkerhedsproblemstillinger ved på den ene side at beskrive usikkerhedens omfang og på den anden side at gøre brug af en række beslutningskriterier for valg under hhv. risiko og ren usikkerhed – jf. i øvrigt Krupnick et al. (2006).

#### *Beskrivelsen af usikkerhedsomfanget kan ske gennem:*

- Følsomhedsanalyse
- Beregning af ”best case” og ”worst case”
- Beregning af ”break-even” priser for at projektet er fordelagtigt
- Monte Carlo simulation

De fire analyser repræsenterer en stigende kvalitet i beskrivelsen af usikkerhedsomfanget. Beskrivelsen spænder således fra følsomhedsanalysens besvarelse af enkle ”hvad hvis...” spørgsmål til beskrivelsen af usikkerhedsomfanget med en egentlig sandsynlighedsfordeling, som det sker gennem Monte Carlo simulationer.

*Beslutningskriterierne for valg under risiko og ren usikkerhed falder i to overordnede grupper:*

- Kriterier for beslutningstagen under risiko – herunder bestemmelse af option price og quasi-option value
- Kriterier for beslutningstagen under ren usikkerhed

I det følgende *afsnit 8.1* gøres der nærmere rede for de skitserede analyser til beskrivelse af usikkerhedsomfanget, og i *afsnit 8.2* gøres der rede for beslutningskriterierne.

### **8.1 Beskrivelse af usikkerhedsomfanget**

#### *8.1.1 Følsomhedsberegninger*

Beregningen af det velfærdsøkonomiske overskud må som udgangspunkt ske på grundlag af de ”bedst mulige skøn” – dvs. de forventede gennemsnitlige konsekvenser og priser. Dette skøn bør imidlertid altid suppleres med følsomhedsberegninger. Disse viser på den ene side, hvor følsomt eller robust det beregnede velfærdsøkonomiske overskud er over for specifikke ændringer i beregningsforudsætningerne, og på den anden side, hvilke konsekvenser og beregningspriser der har størst betydning for resultatet.

Præsentationen af projektets velfærdsøkonomiske konsekvenser bør altså omfatte:

- En basisberegning, der angiver projektets velfærdsøkonomiske overskud på grundlag af de forventede mængdemæssige konsekvenser og de forventede relative priser.
- En række beregninger hvor de mængdemæssige konsekvenser og priser – herunder diskonteringsraten – ændres hver for sig. Formålet hermed er at belyse, hvilke mængde- og prisforudsætninger der har størst betydning for størrelsen af det velfærdsøkonomiske overskud, og hvor robust dette er over for ændringer i forudsætningerne.

Basisberegningen gennemføres på grundlag af forventninger til projektets mængdemæssige konsekvenser og til udviklingen i de relative beregningspriser. Hermed kommer resultatet af beregningen i høj grad til at afhænge af disse forventninger.

Det er i nogle tilfælde rimeligt let at overskue, hvilke mængdemæssige konsekvenser og priser der især har betydning for størrelsen af det velfærdsøkonomiske overskud. I

andre tilfælde er dette måske knapt så indlysende. Det kan i så fald belyses ved at ændre størrelsen af konsekvenserne og priserne én for én. Af disse partielle beregninger vil det herefter fremgå, hvilke konsekvenser og priser opmærksomheden især skal rettes mod i den videre følsomhedsanalyse.

Som eksempler på reale konsekvenser og priser, til hvilke der ofte er knyttet betydelig usikkerhed, og som i mange tilfælde har stor betydning for størrelsen af det velfærdsøkonomiske overskud, kan nævnes:

- Det forudsatte investeringsbeløb
- Produktionsomfanget af projektets primære produkt – f.eks. produktion af genbrugs-papir, antal trafikanter der benytter en ny trafikforbindelse og besøgende i et nyt naturområde
- Projektets forbrug af centrale produktionsfaktorer, råvarer og andre produktionsgoder
- Prisen på et centralt produkt – f.eks. en eksportafgrøde
- De forventede energipriser
- Prisen på en for projektet central råvare – f.eks. handelsgødning
- Størrelsen af de anslåede miljøeffekter
- Beregningspriserne på miljøeffekter
- Diskonteringsraten
- Tidshorizonten

Endelig kan det ved vurderingen af økonomiske styringsmæssige indgreb have stor betydning, hvilke priselasticiteter der ligger til grund for beregningen af efterspørgsels- og udbudsvirkningen – jf. *afsnit 7.1*.

Der bør afhængigt af projektets karakter gennemføres følsomhedsanalyser for nogle eller alle de angivne forhold, men selvfølgelig først og fremmest for de konsekvenser og priser, som umiddelbart vurderes at være specielt vigtige for det velfærdsøkonomiske resultat.

Som eksempel på en følsomhedsanalyse gennemføres i *Boks 8.1* en sådan analyse for størrelsen af den velfærdsøkonomiske ressourcerente ved udvinding af kvartsand – jf. eksemplet i *afsnit 4.1.3*.

*Boks 8.1 Følsomhedsberegninger for ressourcerenten ved udvinding af kvartssand*

Beregningsen af ressourcerenten er vist i den følgende tabel. Som bedst mulige skøn beregnes ressourcerenten til 1.441.000 kr. om året ved en årlig produktion på 45.000 tons kvartssand.

<b>Velfærdsøkonomisk værdi af udvundet kvartssand</b> $45.000 \text{ tons} \cdot 160 \text{ kr./ton} \cdot 1,17$	8.424.000 kr.
– <b>Løn</b> $3 \text{ personer} \cdot 375.000 \text{ kr./person} \cdot 1,17$	1.316.000 kr.
– <b>Fast realkapital</b> (levetid 10 år) $16 \text{ mio. kr.} \cdot 1,17 \cdot a(10, 4)$	2.308.000 kr.
– <b>Elforbrug</b> $337.500 \text{ kWh} \cdot 0,30 \text{ kr./kWh} \cdot 1,17$	118.000 kr.
– <b>Forbrug af dieselolie</b> $40.000 \text{ liter} \cdot 3,30 \text{ kr./liter} \cdot 1,17$	154.000 kr.
– <b>Forbrug af naturgas</b> $225.000 \text{ m}^3 \cdot 1,95 \text{ kr./m}^3 \cdot 1,17$	513.000 kr.
– <b>Vedligeholdelse</b> $300.000 \text{ kr.} \cdot 1,17$	351.000 kr.
– <b>Øvrige driftsomkostninger</b> $1.900.000 \text{ kr.} \cdot 1,17$	2.223.000 kr.
<b>Årlig velfærdsøkonomisk ressourcerente</b>	1.441.000 kr.

Det ses, at især prisen på det udvundne kvartssand, lønudgiften, realkapitalomkostningerne og de øvrige driftsomkostninger har stor betydning for ressourcerentens størrelse. *Følsomhedsberegningerne* koncentrerer derfor om disse fire regnskabsposter samt diskonteringsraten. Resultaterne af beregningerne er sammenfattet i følgende tabel. Det ses, at ressourcerenten er forholdsvis følsom over for ændringer i prisen på kvartssand. Ved et fald i denne pris på 20 pct. bliver ressourcerenten ligefrem negativ. Til gengæld er den ret robust over for ændringer i de øvrige centrale parameterværdier.

	Ændring i parameter	Ændring i ressourcerente	Ny ressourcerente
<b>Prisen på kvartssand</b>	- 20 pct.	- 1.685.000 kr.	- 242.000 kr.
<b>Arbejdskraftforbrug</b>	+ 1 person	- 439.000 kr.	1.002.000 kr.
<b>Øvr. driftsomkostninger</b>	+ 20 pct.	- 445.000 kr.	996.000 kr.
<b>Investeringsbeløb</b>	+ 20 pct.	- 462.000 kr.	979.000 kr.
<b>Diskonteringsrate</b>	+ 2 pct. point	- 235.000 kr.	1.206.000 kr.

*8.1.2 Best case og worst case*

Følsomhedsberegningerne kan udvides til at omfatte opgørelser af det velfærdsøkonomiske overskud under forudsætning af, at hhv. de bedst tænkelige og værst tænkelige forhold indtræffer. Dette gælder både reale konsekvenser, beregningspriser og diskonteringsraten. Beregningen af et sådant best case og et worst case angiver hhv. en forventet maximums- og minimumsværdi for den velfærdsøkonomiske værdi af projektets konsekvenser.

Ved beregningen af best case sammenkædes den højest tænkelige værdi af gevinsterne med den lavest tænkelige værdi af omkostningerne. Omvendt sammenkædes ved beregningen af worst case den lavest tænkelige værdi af gevinsterne med den højest tænkelige værdi af omkostningerne.

Resultaterne af disse beregninger giver et indtryk af spændvidden i mulighedsområdet for værdien af projekts velfærdsøkonomiske overskud. Hertil kommer, at beregningen af worst case er vigtig, fordi den viser, hvor galt det kan gå. Der bør altid gennemføres beregninger af best case og worst case.

### Boks 8.2 Beregning af best case og worst case for ressourcerenten ved udvinding af kvartssand

Følsomhedsberegningerne i afsnit 8.1.1 kan suppleres med beregningen af et best case og et worst case. Best case er karakteriseret ved højest tænkelig værdi af det udvundne kvartssand og lavest tænkelige omkostninger. Det antages således, at kvartssandprisen stiger til 200 kr./ton, at der kun er behov for to ansatte, at investeringssummen kun bliver 12 mio. kr., og diskonteringsraten kun er 2 pct., samt at energipriserne og de øvrige driftsomkostninger bliver noget lavere end forudsat. Worst case er karakteriseret ved den lavest tænkelige værdi af det udvundne kvartssand og de højest tænkelige omkostninger. Det antages, at kvartssandprisen falder til 120 kr./ton, at der er behov for fire ansatte, at investeringssummen bliver 20 mio. kr., og diskonteringsraten er 6 pct., samt at energipriserne og de øvrige driftsomkostninger bliver noget højere end forudsat.

	<b>Basisberegning</b>	<b>Best case</b>	<b>Worst case</b>
<b>Prisen på kvartssand</b>	160 kr./tons	200 kr./tons	120 kr./tons
<b>Arbejdskraftforbrug</b>	3 ansatte	2 ansatte	4 ansatte
<b>Investeringsbeløb</b>	16 mio. kr.	12 mio. kr.	20 mio. kr.
<b>Elpris</b>	0,30 kr./kWh	0,20 kr./kWh	0,40 kr./kWh
<b>Dieseloliepris</b>	3,30 kr./liter	2,50 kr./liter	4,00 kr./liter
<b>Naturgaspris</b>	1,95 kr. kr./m <sup>3</sup>	1,50 kr./m <sup>3</sup>	2,50 kr./m <sup>3</sup>
<b>Vedligeholdelse</b>	300.000 kr.	250.000 kr.	350.000 kr.
<b>Øvr. driftsomkostninger</b>	1.900.000 kr.	1.500.000 kr.	2.300.000 kr.
<b>Diskonteringsrate</b>	4 pct.	2 pct.	6 pct.
<b>Ressourcerente</b>	<b>1.441.000 kr.</b>	<b>5.450.000 kr.</b>	<b>- 2.720.000 kr.</b>

Under de angivne forudsætninger opnås i best case en årlig ressourcerente på 5.450.000 kr. – dvs. en ressourcerente, som er næsten fire gange højere end i udgangsskønnet – og i worst case en årlig ressourcerente på – 2.720.000 kr. Der er altså mulighed for, at ressourcerenten bliver endog meget negativ.



### 8.1.3 *Break-even pris eller mængde*

Følsomhedsberegningerne og beregningen af best case og worst case kan udvides til at omfatte en beregning af, hvor meget de centrale konsekvenser og priser hver især skal ændre sig, før projektet ophører med at være fordelagtigt. Beregningen resulterer i såkaldte break-even priser eller mængder. Ved at ændre på centrale mængder eller priser er det muligt at belyse, hvor meget eller hvor lidt der skal til, før et ellers fordelagtigt projekt bliver ufordelagtigt, eller omvendt et ufordelagtigt projekt bliver fordelagtigt. I beregningen holdes alle øvrige omkostnings- og gevinstelementer uændrede i forhold til basisberegningen, hvorefter det undersøges, hvilken værdi den undersøgte mængde eller pris skal antage, for at projektet er fordelagtigt.

Det er særligt informativt at beregne break-even priser eller mængder i de tilfælde, hvor projektets fordelagtighed afhænger af én enkelt eller nogle få konsekvenser og prisen herpå. Som eksempel herpå kan nævnes et vedvarende energiprojekt, hvis fordelagtighed især afhænger af olieprisen og investeringsudgiften ved projektet. Et andet eksempel er et projekt, der begrænser udledningen af miljøskadelige stoffer eller øger udbudet af et miljøgode. Omkostningerne herved er nogenlunde velkendte, mens omfanget og beregningsprisen på gevinsterne er usikre.

Break-even prisen er den pris på den udvalgte konsekvens, ved hvilken projektets velfærdsøkonomiske omkostninger og gevinster netop er lig med hinanden. F.eks. er det nævnte vedvarende energiprojekt først fordelagtigt, når olieprisen overstiger break-even prisen for oliebesparelsen. Ved en given oliepris kan der også beregnes et break-even beløb for den med projektet forbundne investeringsudgift. Hvis denne overstiger break-even beløbet, er projektet ikke fordelagtigt. Tilsvarende er etableringen af rekreative muligheder i naturen kun fordelagtige, hvis tilstrækkelig mange personer benytter sig af mulighederne, eller betalingsvilligheden overstiger break-even prisen på disse muligheder.

Break-even tilgangen er især nyttig ved behandlingen af en meget usikker parameter i en beregning. Der fokuseres således på, hvilken værdi parameteren skal antage, for at det velfærdsøkonomiske resultat skifter fra et overskud til et underskud. Beregningen af break-even prisen bidrager altså til belysningen af de krav, som mindst skal være opfyldt, for at det fra et velfærdsøkonomisk synspunkt kan betale sig at gennemføre et projekt.

*Boks 8.3 Beregning af break-even prisen på kvartssand for at ressourcerenten ved udvindingen af sandet bliver positiv*

I basisberegningen for ressourcerenten ved udvinding af kvartssand antages det, at den årligt udvundne mængde kvartssand på 45.000 tons kan sælges til en pris på 160 kr. pr. tons. Dette resulterer med de i basisberegningen antagne omkostningsforhold i en årlig ressourcerente på 1.441.000 kr. Break-even prisen på kvartssand kan herefter beregnes ved løsning af følgende ligning:

$$(160 - p_e) \text{ kr. / tons} \cdot 1,17 \cdot 45.000 \text{ tons} = 1.441.000 \text{ kr.} \Rightarrow p_e = 133 \text{ kr. / tons}$$

Hvis prisen på det udvundne kvartssand bliver mindre end 133 kr./tons, kan det altså ikke betale sig at fortsætte produktionen.

Som et andet eksempel på vurderingen af et projekt, hvori der indgår beregning af en break-even pris, henvises til *Kapitel 11* vedrørende udvidelsen af den vestsjællandske Åmose. Break-even prisen beregnes her for værdien af de opnåede natur- og kulturmæssige gevinster.

#### 8.1.4 Monte Carlo simulation

Beregningen af et best case og et worst case afgrænser mulighedsområdet for projektets velfærdsøkonomiske overskud. Hvis man ønsker en mere præcis angivelse af sandsynlighederne for at opnå overskud eller tab af forskellig størrelse, er det nødvendigt at gennemføre en såkaldt Monte Carlo simulation.

Monte Carlo simulationen forudsætter, at de enkelte typer af konsekvenser og beregningspriser kan beskrives ved egentlige sandsynlighedsfordelinger, hvorfor denne metode kun kan anvendes, når der er tale om risiko. På grundlag af sandsynlighedsfordelingerne for de enkelte parametre er det herefter muligt at beregne en sandsynlighedsfordeling for projektets samlede velfærdsøkonomiske overskud. Fordelingen fremkommer som resultatet af en lang række gennemregninger af overskuddet med udgangspunkt i sandsynlighedsfordelingerne for konsekvenser og priser.

Baggrunden for Monte Carlo simulationen er, at det normalt ikke på forhånd er muligt at udtale sig om sandsynlighedsfordelingen for det endelige velfærdsøkonomiske resultat, da der som regel indgår en lang række af usikkerhedsmomenter heri. Ved at nøjes med antagelser om sandsynlighedsfordelingen for enkeltstørrelser i beregningen og derefter simulere en meget lang række af udfald, undgår man en del vanskelige teoretiske udregninger. Almindeligvis er det tilstrækkeligt at benytte resultatet af basisberegningen, de anslåede best og worst case situationer for enkeltstørrelser i regnskabet samt en antagelse om sandsynlighedsfordelingernes form – f.eks. normalfordelinger – for at kunne gennemføre Monte Carlo simulationen.

Gennem Monte Carlo simulationen tilføjes en helt ny dimension til beregningerne af det velfærdsøkonomiske overskud. Det drejer sig om *standardafvigelsen* på det beregnede overskud. Standardafvigelsen angiver, hvor sikkert eller usikkert det forventede skøn er, og ved at tilføje denne størrelse til resultatet, kan man direkte aflæse sandsynligheden for et vilkårligt udfald.

Som en del af denne vejledning foreligger der på Miljøministeriets hjemmeside et simulationsprogram til at gennemføre en simpel Monte Carlo analyse. Der foreligger samme sted en vejledning i brugen af programmet – jf. Neye (2007).

### *Boks 8.4 Monte Carlo simulation af ressourcerenten på udvinding af kvartssand*

Ud fra beregningen af best case og worst case blev det konkluderet, at den årlige ressourcerente ved udvinding af kvartssand antageligt ligger i intervallet  $-2,7$  mio. kr. til  $5,5$  mio. kr. med en ressourcerente på  $1,4$  mio. kr. som det bedste skøn. Det er imidlertid ikke muligt ud fra de gennemførte beregninger at angive sandsynligheden for f.eks. at opnå en hhv. positiv og negativ ressourcerente. Dette kræver, at der knyttes sandsynlighedsfordelinger til de enkelte konsekvenser og priser samt gennemføres en Monte Carlo simulation.

Resultaterne af en sådan simulation er sammenfattet i nedenstående tabel. Beregningerne er gennemført ved brug af det simulationsprogram, som er beskrevet og står til disposition som en del af denne vejledning. Programmet findes på Miljøministeriets hjemmeside, hvor der også foreligger en vejledning til programmet – jf. Neye (2007).

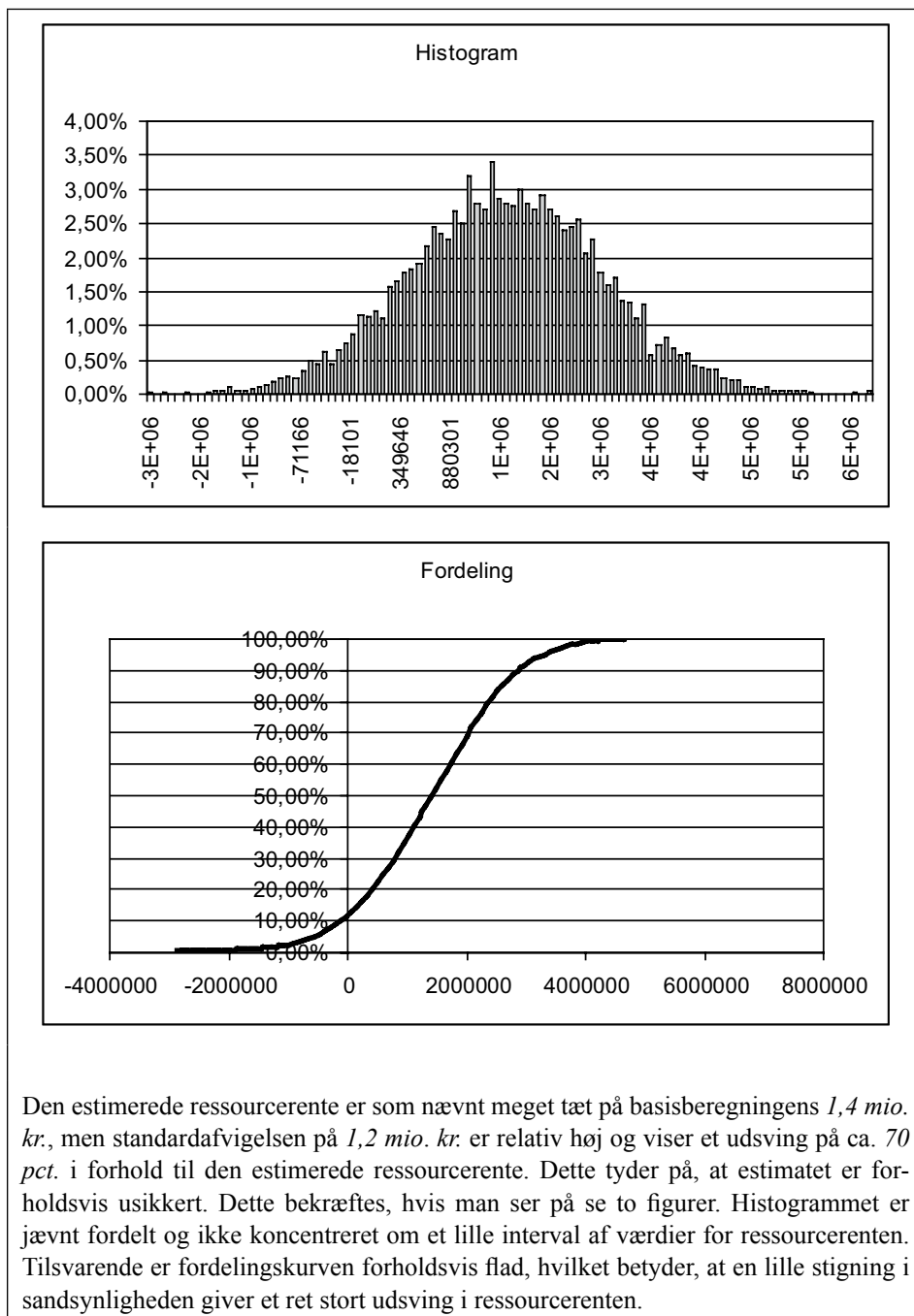
Til brug for simulationen skal der i programmet angives tre værdier for hver usikker konsekvens og pris – en forventet værdi, en best case værdi og en worst case værdi. Det antages i alle tilfælde, at konsekvenser og priser følger normalfordelinger. Som forudsætninger for den gennemførte simulation er det herefter forudsat at:

- De forventede værdier for konsekvenser og priser svarer til de forudsatte værdier i basisberegningen.
- Best case og worst case værdierne svarer til dem, der blev forudsat ved beregningen af hhv. best og worst case i *Boks 8.2*. Eksempelvis er der for prisen på kvartssand anvendt hhv.  $160$  kr.,  $200$  kr. og  $120$  kr. pr. tons for forventet værdi, best case værdi og worst case værdi.

Simulationen resulterer først og fremmest i en estimeret værdi for ressourcerenten og en standardafvigelse herfor. Den estimerede værdi på ca. *1,5 mio. kr.* er middelværdien fra simulationen, og den svarer i store træk til basisberegningens forventede værdi på *1,4 mio. kr.* Standardafvigelsen på ca. *1,2 mio. kr.* angiver udsvinget omkring den estimerede værdi, når det er antaget, at der er en sandsynlighed på *2,5 pct.* for at få et resultat, der er bedre end best case og ligeledes en sandsynlighed på *2,5 pct.* på at få et resultat, der er værre end worst case. Jo mindre standardafvigelsen er, jo større sandsynlighed er der for at nå det estimerede resultat. Resultatet fra simulationen sammenfattes i de nedenstående grafer. Der er hhv. tale om et histogram og en fordelingskurve for den velfærdsøkonomiske ressourcerente.

Histogrammet viser, hvor stor sandsynligheden er for en given ressourcerente. Denne aflæses på histogrammets x-akse, mens sandsynligheden for at opnå ressourcerenten aflæses på histogrammets y-akse. Det ses, at sandsynligheden for, at ressourcerenten bliver *-1,5 mio.kr.*, kun er ca. *0,1 pct.*, mens den er ca. *1 pct.* for en ressourcerente på *0 kr.* Sandsynligheden for en ressourcerente på ca. *2 mio. kr.* er derimod *3 pct.*

Fordelingskurven angiver de akkumulerede sandsynligheder. Den akkumulerede sandsynlighed, som aflæses på y-aksen, angiver sandsynligheden for at opnå en ressourcerente, der er mindre end et givet niveau på x-aksen. Således er der ca. *10 pct.*'s sandsynlighed for at få en ressourcerente, der er lavere end eller lig med *0 kr.* og dermed ca. *90 pct.*'s sandsynlighed for at opnå en positiv ressourcerente. Det ses også, at sandsynligheden for at opnå en årlig ressourcerente, der er mindre end den forventede rente på *1,5 mio. kr.* er ca. *50 pct.*, ligesom sandsynligheden for at opnå en ressourcerente, der hhv. er mindre end worst case på *-2,7 mio. kr.* og større end best case på *5,5 mio.kr.* er meget lille. Disse resultater er dog et resultat af de forudsætninger, som bliver langt til grund for simulationen – sandsynlighedsfordelingerne for de udvalgte parametre følger alle normalfordelinger, og det antages, at sandsynligheden for at opnå en ressourcerente, der hhv. er mindre end worst case og større end best case er *2,5 pct.*



Resultatet af Monte Carlo simulationen kan sammenlignes på tværs af projekter. De estimerede velfærdsøkonomiske overskud kan altid sammenlignes direkte. Standardafvigelserne for forskellige projekter kan også sammenlignes, når fordelingsfunktionerne for projekternes velfærdsøkonomiske overskud har samme sandsynlighedsfordeling – f.eks. følger en normalfordeling, ligesom det antages i det simuleringsprogram, som benyttes i *Boks 8.4*. I så tilfælde gælder det, at projektet med den mindste standardafvigelse er det mest sikre projekt. Der kan derimod ikke opstilles klare retningslinjer for, hvorledes hensynet til størrelsen af det forventede overskud og usikkerheden målt med standardafvigelsen skal afvejes mod hinanden ved beslutningen, om hvilket projekt der bør vælges. Dette afhænger af beslutningstagerens grad af risikoaversion – jf. *afsnit 8.2.1*.

Man kan også sammenligne risikoen ved forskellige projekter ved at sammenligne projekternes histogrammer eller fordelingskurver. Arealet under histogrammet er altid lig med 1, da det er lig med summen af sandsynlighederne for de mulige udfald. For at kunne sammenligne forskellige projekters histogrammer bør de indsættes i samme koordinatsystem med samme akseinddeling. Jo højere og smallere histogrammet er, jo mere sikkert er det centrale estimat – og omvendt jo fladere histogrammet er. Tilsvarende vil fordelingskurven for et forholdsvis sikkert udfald være mere stejl omkring det centrale estimat end fordelingskurven for et mere usikkert estimat.

I *Boks 8.5* foretages der en sådan sammenligning af usikkerheden ved to projekter, der begge reducerer de danske  $\text{NO}_x$ -emissioner.

*Boks 8.5 Usikkerheden på  $\text{NO}_x$ -skyggepriserne for to projekter, der begge reducerer de danske  $\text{NO}_x$ -emissioner*

I *Kapitel 10* beregnes der forventede skyggepriser – dvs. velfærdsøkonomisk omkostning pr. kg fjernet  $\text{NO}_x$  – for en række projekter, der bidrager til opfyldelsen af den danske målsætning for  $\text{NO}_x$ -emissionerne i 2010. I det følgende er der gennemført Monte Carlo simulationer for to af projekterne med henblik på at belyse den relative usikkerhed ved de to projekters  $\text{NO}_x$ -skyggepriser. Der er tale om:

- Delvis boosting af et kraftværk
- Havvindmøller

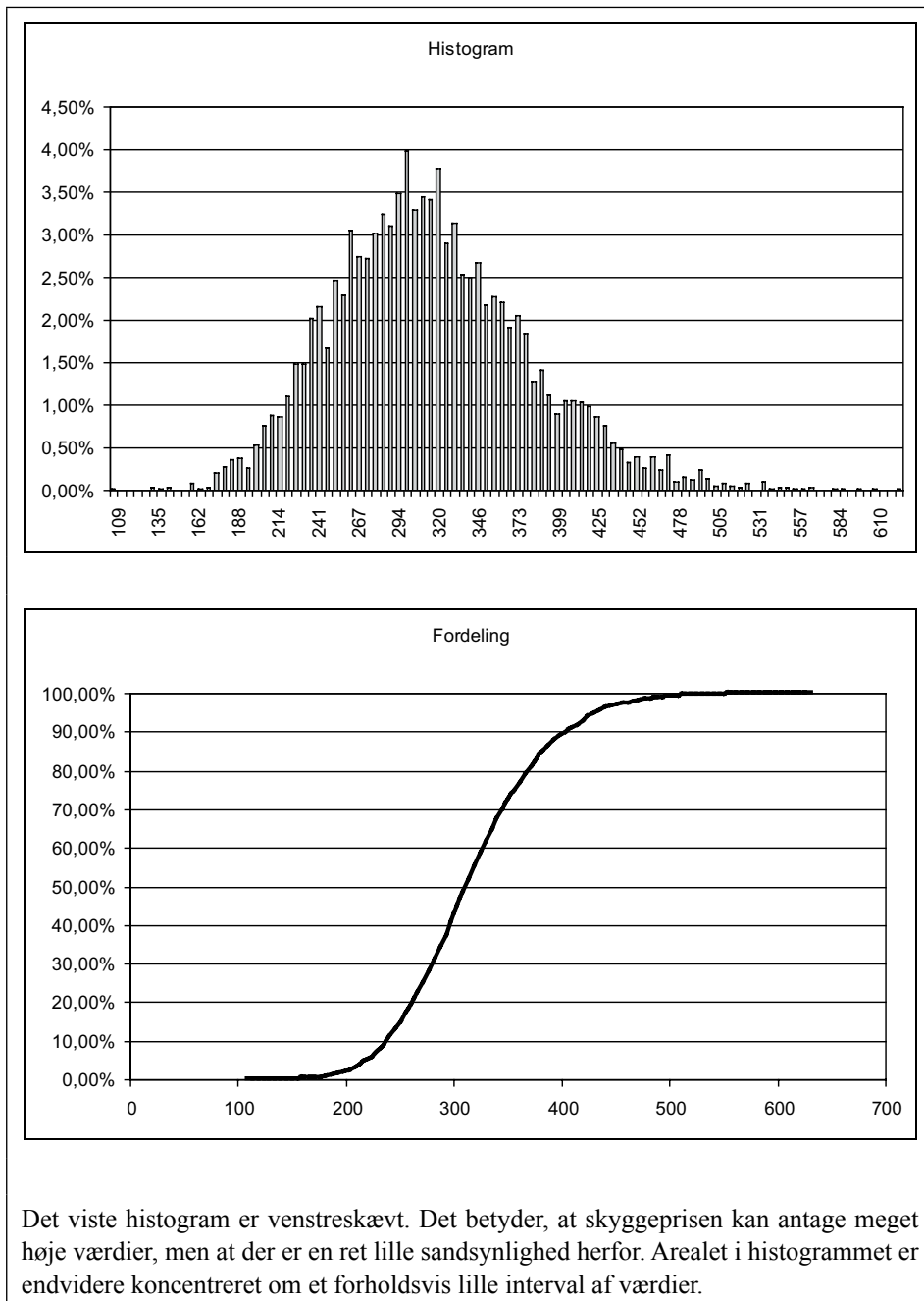
For en nærmere omtale af projekterne og deres konsekvenser for ressourceallokeringen henvises til *Kapitel 11*. De to projekter er valgt, fordi de udførte følsomhedsanalyser samt worst case og best case beregninger viser, at deres skyggepriser kan variere forholdsvis meget, og de forekommer derfor meget usikre. Spørgsmålet er da, om man ved Monte Carlo simulationerne får tilført ny viden om skyggeprisernes relative usikkerhed.

Beregningsforudsætningerne for de forventede værdier samt for best case og worst case er vist i den følgende tabel.

			Forventede værdier	Best case	Worst case
<b>Rente</b>	Pct.		6	3	8
<b>Pris SO<sub>2</sub></b>	kr./kg		54	78	26
<b>Pris CO<sub>2</sub></b>	kr./kg		0,173	0,345	0,058
<b>Elpris i 2010</b>	kr./GJ	2008	299	436	191
	kr./GJ	2009	291	429	183
	kr./GJ	2010	257	394	149
	kr./GJ	...	...	...	...
	kr./GJ	2034	365	503	257
<b>Pris kul i 2010</b>	kr./GJ	2008	13	16	10
	kr./GJ	2009	12	16	10
	kr./GJ	2010	12	16	10
	kr./GJ	...	...	...	...
	kr./GJ	2034	13	16	10
<b>Pris naturgas i 2010</b>	kr./GJ	2008	35	46	20
	kr./GJ	2009	33	46	20
	kr./GJ	2010	31	46	20
	kr./GJ	...	...	...	...
	kr./GJ	2034	35	46	20
<b>Andel elfortrængning i Danmark</b>	Pct.		50	75	25
<b>Investering og drift, delvis boosting</b>	mio.kr.	2008	170	128	213
	mio.kr.	2009	162	121	202
	mio.kr.	2010	157	118	197
	mio.kr.	...	...	...	...
	mio.kr.	2034	170	128	213
<b>Investering og drift, havvindmøller</b>	mio.kr.		1.758	1.318	2.197

#### *Delvis boosting*

Monte Carlo simulationen for delvis boosting resulterer i en estimeret værdi på 318 kr. pr. kg, der ligger tæt på basisberegningens forventede værdi på 312 kr. pr. kg. Standardafvigelsen er forholdsvis lille med et udsving på +/- 65 kr. pr. kg svarende til et udsving på 21 pct.



Det viste histogram er venstreskævt. Det betyder, at skyggeprisen kan antage meget høje værdier, men at der er en ret lille sandsynlighed herfor. Arealet i histogrammet er endvidere koncentreret om et forholdsvis lille interval af værdier.

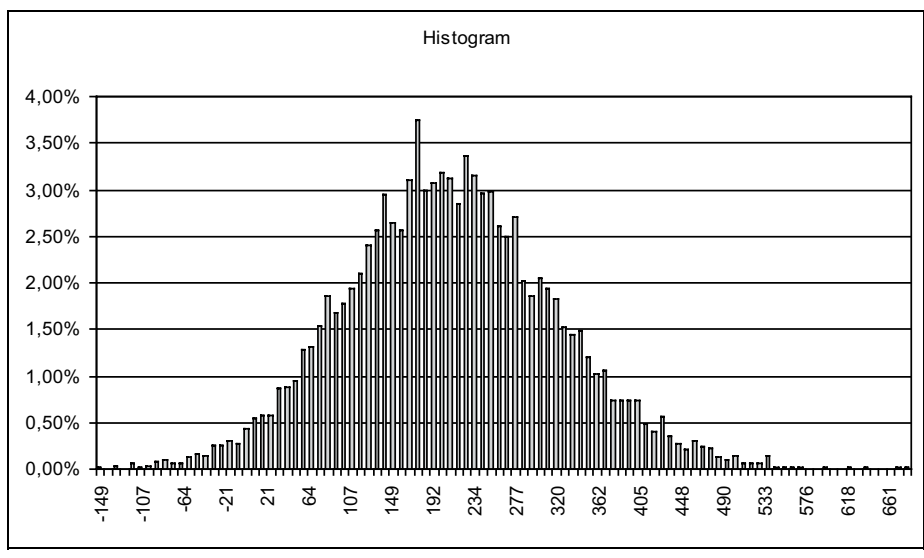


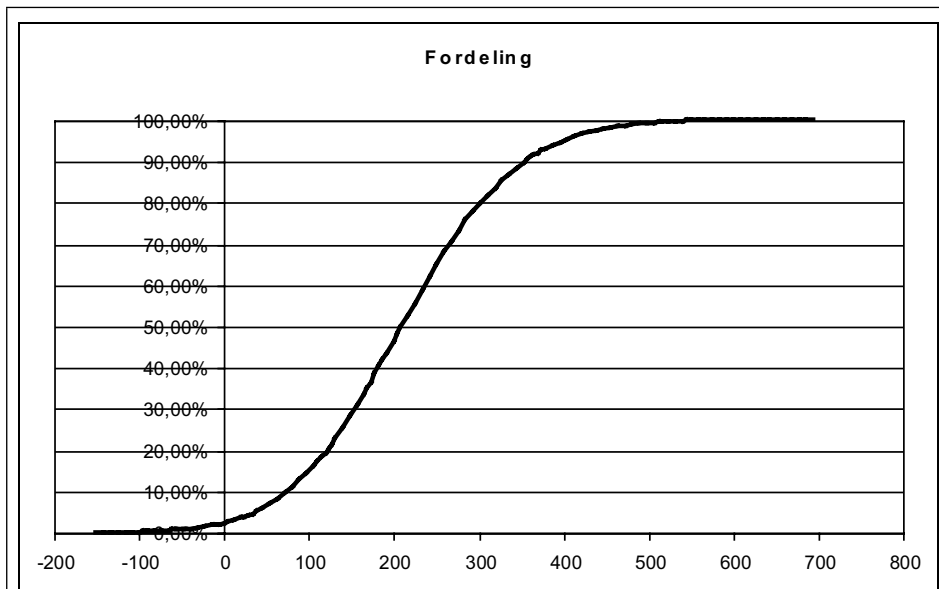
Det ses også, at den viste fordelingskurve er forholdsvis stejl. Der er ca. 2 pct. sandsynlighed for at skyggeprisen er mindre end eller lig med 200 kr. pr. kg., og at der er 90 pct. sandsynlighed for at skyggeprisen er mindre end eller lig med 390 kr. pr. kg.

Monte Carlo simulationen viser altså, at basisberegningens skyggepris for delvis boosting repræsenterer et forholdsvis sikkert estimat. Simulationen bidrager altså med ny viden om, at basisberegningens resultat ikke er helt så usikkert, som man umiddelbart kunne tro ud fra følsomhedsberegningerne og beregningen af best case og worst case.

### Havvindmøller

Monte Carlo simulationen for havvindmøller resulterer i en estimeret værdi på 213 kr. pr. kg, der ligger tæt på basisberegningens forventede værdi på 208 kr. pr. kg. Standardafvigelsen viser et udsving på +/- 110 kr. pr. kg svarende til et udsving på 52 pct. Dette er noget mere end udsvinget på skyggeprisen for delvis boosting, som kun udgjorde 21 pct. Basisberegningens skyggepris for havvindmøller må derfor anses for mere usikker end skyggeprisen for delvis boosting.





Den større usikkerhed omkring havvindmøllernes skyggepris illustreres ved, at det viste histogram herfor er fladere end for delvis boosting, og at fordelingskurven er mindre stejl.

Monte Carlo simulationerne bidrager til en præcisering af de to betragtede projekters relative fordelagtighed. Skyggeprisen for havvindmøller forventes at være *208 kr. pr. kg*, mens den forventes at være *312 kr. pr. kg*. for delvis boosting. Derfor er opførelsen af havvindmøller umiddelbart en mere omkostningseffektiv måde at reducere NOx-emissionerne på end ved at gennemføre delvis boosting på kraftværker. Imidlertid er den beregnede skyggepris for havvindmøller også mere usikker end skyggeprisen for delvis boosting. Dette taler for at vælge denne foranstaltning frem for havvindmøller. Det endelige valg afhænger af beslutningstagerens afvejning af den forventede skyggepris over for standardafvigelsen herpå – dvs. af beslutningstagerens risikoaversion, jf. afsnit 8.2.1.

## 8.2 Kriterier for beslutningstagen under risiko og ren usikkerhed

I de foregående afsnit er det vist, hvorledes den usikkerhed, som er knyttet til projektvurderingens resultat, kan analyseres og beskrives. Projektets samlede fordelagtighed kan herefter vurderes ved hjælp af forskellige vurderingskriterier, afhængigt af om usikkerheden kan beskrives i form af risiko eller ren usikkerhed.

Man kan således stå over for to forskellige grader af usikkerhed, idet udfaldsmulighederne for projektets velfærdsøkonomiske overskud kan foreligge som:

1. En række udfaldsmuligheder *med* tilknyttede sandsynligheder – “risiko”.
2. En række udfaldsmuligheder *uden* tilknyttede sandsynligheder – “ren usikkerhed”.

Beskrivelsen af udfaldsmulighederne ved en sandsynlighedsfordeling kan være resultatet af en Monte Carlo simulation, mens beskrivelsen af udfaldsmulighederne uden tilknyttede sandsynligheder kan være resultatet af følsomhedsanalyser – herunder beregningen af best case og worst case. I de følgende *afsnit 8.2.1 – 8.2.3* skal det herefter først beskrives, hvilke beslutningskriterier der kan anvendes, når projektresultatet foreligger som en række udfaldsmuligheder med tilknyttede sandsynligheder. Kriterierne for beslutningstagen under ”ren usikkerhed” omtales i *afsnit 8.2.4*.

### 8.2.1 Kriterier for beslutningstagen under risiko

Hvis der for hvert projekt foreligger information om sandsynlighederne for de forskellige udfaldsmuligheder, er det muligt at benytte følgende beslutningskriterier:

- Gennemsnitsoverskuddet (det forventede overskud) – vælg det projekt, som forventes at give det største gennemsnitlige velfærdsøkonomiske overskud.
- Gennemsnitsoverskuddet korrejeret for standardafvigelsen herpå – vælg det projekt, som forventes at give den bedste kombination af gennemsnitligt velfærdsøkonomisk overskud og standardafvigelse for overskuddet.

Gennemsnitsoverskuddet svarer til det, der i forbindelse med illustrationen af Monte Carlo simulationen i *afsnit 8.1.4* blev omtalt som det estimerede eller forventede overskud. Det beregnes ved at sammenveje udfaldsmulighederne med sandsynlighederne herfor. Det synes mest nærliggende at foretage valget mellem forskellige projekter på grundlag af deres gennemsnitsoverskud, fordi dette stort set svarer til at vælge det projekt, for hvilket det “bedste gæt” på overskuddet er størst.

Ved alene at basere beslutningen på gennemsnitsoverskuddets størrelse tages der imidlertid ikke hensyn til, at projekterne kan være forbundet med forskellige grader af risiko – udtrykt ved standardafvigelsen på de forventede overskud. Et projekt med et højt forventet gennemsnitligt overskud kan også udmærket være forbundet med stor risiko, hvorfor man måske foretrækker et projekt med både mindre gennemsnitligt overskud og mindre

risiko. Det er op til beslutningstageren at afgøre, hvorledes denne afvejning mellem gennemsnitligt overskud og risiko skal foretages. Der er ingen endegyldig regel herfor. Det er nemlig graden af risikoaversion, der bestemmer, i hvilken udstrækning graden af risiko inddrages i beslutningen.

Hvis der ved beslutningen ses bort fra risikograden, er det udtryk for risikoneutralitet, mens hensyntagen hertil er udtryk for risikoaversion. Denne kommer også til udtryk i den såkaldte option price og option value for et gode.

### 8.2.2 Option price og option value

Når betalingsvilligheden (*WTP*) for at opnå en sikker gevinst overstiger betalingsvilligheden for at opnå en tilsvarende forventet eller gennemsnitlig gevinst, er der tale om risikoaversion. *WTP* for at opnå den usikre gevinst benævnes *option price*, og forskellen mellem option price og *WTP* for at opnå den sikre gevinst af samme størrelse benævnes *option value*. Man har altså:

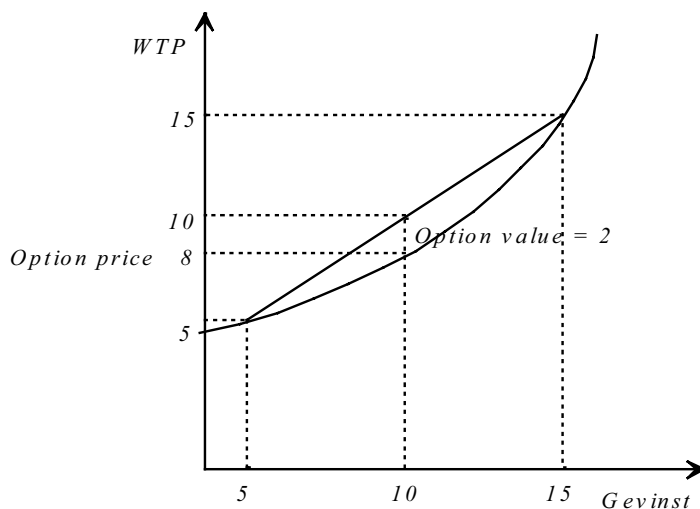
$$\text{Option price} = WTP(\text{usikkert udfald})$$

$$\text{Option value} = WTP(\text{sikkert udfald}) - WTP(\text{usikkert udfald})$$

Option value kan fortolkes som betalingsvilligheden for at erstatte et usikkert udfald med et sikkert. De to begreber er illustreret i *Figur 8.1*.

Valget står mellem to projekter, der begge reducerer miljøbelastningen. Det ene projekt er behæftet med risiko, således at værdien af den velfærdsøkonomiske gevinst enten bliver 5 mio. kr. eller 15 mio. kr. med lige stor sandsynlighed. Værdien af den gennemsnitlige gevinst er således 10 mio. kr. *WTP* for det risikobehæftede projekt er dog på grund af de berørte personers risikoaversion mindre end den gennemsnitlige gevinst. Option price for projektet antages således kun at være 8 mio. kr.

Figur 8.1 Option price og option value



Gennem det andet projekt opnås en sikker miljøgevinst på 10 mio. kr. For dette er WTP selvsagt maksimalt 10 mio. kr., hvilket, når der hersker risikoaversion blandt de berørte personer, er større end option price på 8 mio. kr. Risikoaversionen indebærer, at man er villig til at betale ekstra for at undgå muligheden for kun at opnå en gevinst på 5 mio. kr., men samtidig blive udelukket fra muligheden for at opnå gevinsten på 15 mio. kr. Den ekstra betaling i forhold til den forventede gennemsnitlige gevinst for at opnå sikkerhed er vist som option value på figuren – dvs.  $option\ value = (10\ mio.\ kr. - 8\ mio.\ kr.) = 2\ mio.\ kr.$

#### Boks 8.6 Option price og option value ved udvindingen af kvartssand

Begreberne om option price og option value kan overføres på kvartssandeksemplet fra afsnit 8.1. Her blev den forventede ressourcerente beregnet til 1,4 mio. kr.; men der er også risiko forbundet med udvindingen. Den mulige ressourcerente ligger således i intervallet -2,7 til 5,5 mio. kr. Det er derfor muligt, at villigheden til at betale for at bevare muligheden for at udvinde kvartssand – dvs. option price herfor – er mindre end 1,4 mio. kr. Option value, der beregnes som forskellen mellem betalingsvilligheden for at bevare muligheden og den forventede årlige ressourcerente, er lig med forskellen mellem 1,4 mio. kr. og option price.

Når de personer, som berøres af et projekt, har risikoaversion, er deres betalingsvillighed for projektet og dermed dets option price mindre end den forventede gevinst herved. Derfor bør den samlede vurdering af projektet ikke alene baseres på den forventede gevinst. Risikoen ved projektet – f.eks. målt med standardafvigelsen på gevinsten – bør også indtages i vurderingen. Der kan dog ikke siges noget generelt om, hvilken vægt hhv. den

forventede gevinst og risikoen bør tillægges. Dette afhænger af graden af risikoaversion, som bl.a. kommer til udtryk i option value.

### 8.2.3 Quasi-option værdien

Det er også væsentligt i forbindelse med valget mellem alternative projekter at tage hensyn til, at disse i større eller mindre udstrækning lægger bindinger på fremtidige valgmuligheder. Man skal således være opmærksom på, om projekterne løbende kan justeres i lyset af de indhentede erfaringer gennem projektperioden. Det er alt andet lige en fordel at vælge projekter, som begrænser fleksibiliteten i samfundet mindst muligt. Dette kan illustreres med følgende eksempel fra Pearce et al. (2006).

Eksemplet vedrører valget mellem at bevare primærskov og at fælde denne med henblik på at udlægge arealet til landbrugsproduktion. Gevinsten ved at bevare skoven i år 0 er sikker i år 0, mens der i år 0 kun foreligger usikker information om gevinsten ved at bevare skoven i år 1. Der kan først opnås sikker information herom i år 1. Gevinsten ved landbrugsproduktion er allerede i år 0 helt sikker i både år 0 og år 1. Man kan altså:

- Foretage valget nu i år 0 og basere det på den forventede gevinst ved hhv. at bevare skoven og at opdyrke arealet.
- Vente med at tage beslutningen til år 1 og dermed basere beslutningen på sikker information om gevinsten ved at bevare skoven.

Problemstillingen kan anskueliggøres i beslutningstræet i *Figur 8.2*.

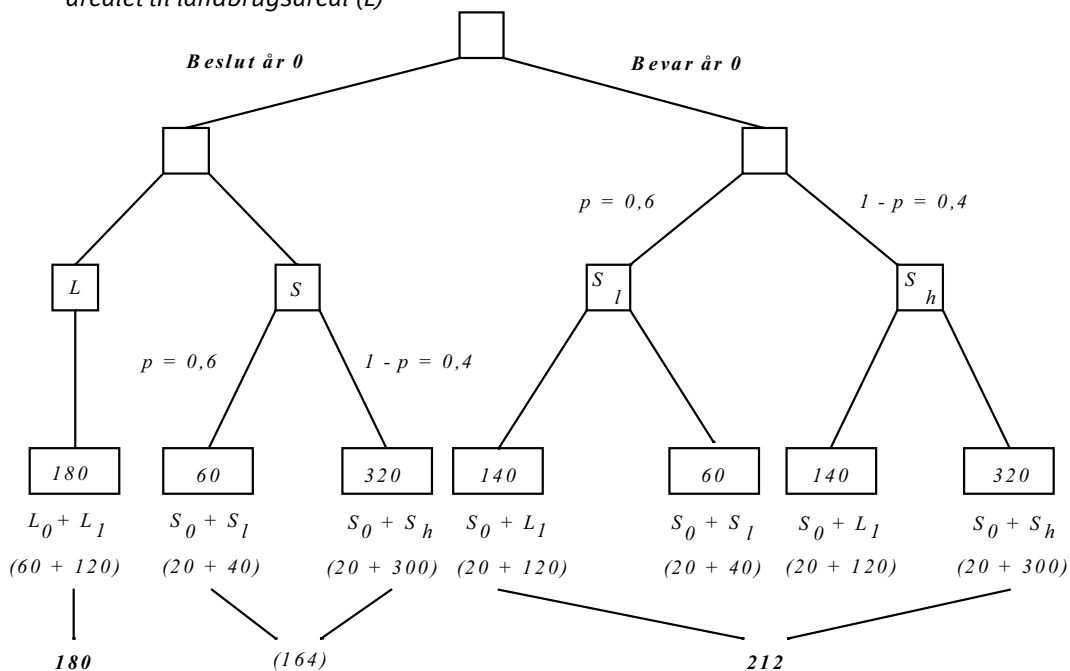
#### Foretage valget i år 0

Hvis man beslutter sig i år 0 vil landbrugsproduktionen med sikkerhed indbringe  $L_0 + L_1 = 60 + 120$  mio. kr. = 180 mio. kr. i perioden år 0 – 1.

Beslutter man sig i stedet i år 0 for endegyldigt at bevare skoven, er gevinsten  $S_0$  i år 0 sikker og lig med 20 mio. kr., mens den i år 1 med den foreliggende information er usikker. Man opnår enten en lav gevinst  $S_l = 40$  mio. kr. med sandsynligheden  $p = 0,6$  eller en høj gevinst  $S_h = 300$  mio. kr. med sandsynligheden  $1 - p = 0,4$ . Den forventede gevinst ved allerede i år 0 at beslutte sig for at bevare skoven endegyldigt er altså

$$(S_0 + S_l) \cdot 0,6 + (S_0 + S_h) \cdot 0,4 = 60 \text{ mio. kr.} \cdot 0,6 + 320 \text{ mio. kr.} \cdot 0,4 = 164 \text{ mio. kr.}$$

Figur 8.2 Beslutningstræ vedrørende valg mellem at bevare skov (S) og udlægge arealet til landbrugsareal (L)



I år 0 er den forventede gevinst ved landbrugsproduktion i år 0 og år 1 lig med 180 mio. kr., mens den forventede gevinst ved at bevare skoven kun er 164 mio. kr. Man bør derfor med den foreliggende information i år 0 vælge at fælde skoven og påbegynde landbrugsproduktionen.

Vente med at tage beslutningen til år 1

Det kan imidlertid betale sig at vente med at tage den endelige beslutning vedrørende gennemførelsen af et projekt, hvis der herved bliver mulighed for at indhente yderligere information om dets konsekvenser. I det foreliggende tilfælde kan man udskyde beslutningen om eventuelt at fælde skoven til år 1. Herved opnås en sikker gevinst fra skoven på  $S_0 = 20$  mio. kr. i år 0, og der vil endvidere ved starten af år 1 foreligge sikker information om gevinsten ved fortsat at bevare skoven. Den vil vise sig at være enten  $S_l = 40$  mio. kr. eller  $S_h = 300$  mio. kr.

Hvis det i år 1 viser sig, at der kun er en beskedne gevinst ved fortsat at bevare skoven  $S_l = 40$  mio. kr., bør man herefter vælge at fælde den og benytte arealet til landbrugsproduktion, fordi  $S_l = 40$  mio. kr. <  $L_1 = 120$  mio. kr. Hvis gevinsten ved at bevare skoven derimod er høj  $S_h = 300$  mio. kr., bør man fortsætte med at bevare skoven, idet  $S_h = 300$  mio. kr. >  $L_1 = 120$  mio. kr. Ved at udskyde beslutningen om at fælde skoven til år 1 er der

altså to muligheder for maksimal gevinst. Sandsynlighederne for de to udfaldsmuligheder er som omtalt hhv.  $p = 0,6$  og  $1 - p = 0,4$ . Den forventede gevinst ved at vente bliver derfor  $(S_0 + L_1) \cdot 0,6 + (S_0 + S_h) \cdot 0,4 = (20 \text{ mio. kr.} + 120 \text{ mio. kr.}) \cdot 0,6 + (20 \text{ mio. kr.} + 300 \text{ mio. kr.}) \cdot 0,4 = 212 \text{ mio. kr.}$

Den forventede gevinst ved at vente med at tage beslutningen på  $212 \text{ mio. kr.}$  er større end den forventede gevinst på  $180 \text{ mio. kr.}$  ved at tage beslutningen nu i år 0. Man bør altså vente med at tage beslutningen til år 1. Gevinsten ved at udskyde beslutningen kaldes *quasi-option værdien (QOV)*, og i eksemplet er  $QOV = 212 \text{ mio. kr.} - 180 \text{ mio. kr.} = 32 \text{ mio. kr.}$

*QOV* er altså udtryk for gevinsten ved fornuftig planlægning, hvor man ikke alene beslutter på grundlag af de aktuelt forventede gevinster og tab ved projektet, men i overvejelserne også inddrager den eventuelle fordel ved at udskyde beslutningen, indtil der foreligger mere information. *QOV* kan generelt beregnes som forskellen mellem den forventede gevinst ved at vente med at tage den endegyldige beslutning *EW* og den maksimale forventede gevinst ved at tage beslutningen nu  $\max(E_p)$  for  $p = 1$ ;  $n$ , hvor  $E_p$  er den forventede gevinst af projekterne 1 til  $n$ . Det gælder altså  $QOV = EW - \max(E_p)$ .

Quasi-optionsværdien er bl.a. blevet fremhævet som vigtig i forbindelse med vurdering af ændringer i artsantal og biodiversitet – jf. diskussionen i relation til regnskovenes ødelæggelse. Det kan have værdi at udskyde beslutningen om sådanne ændringer, indtil de fremtidige muligheder for at drage nytte af naturen er bedre belyst – f.eks. mulighederne for at indsamle lægeplanter i regnskoven eller at udvikle økoturismen. Omvendt kan der også være tilfælde, hvor *QOV* er negativ. F.eks. kan det i forbindelse med klimaproblemstillingen tænkes, at det vil være forbundet med velfærdsøkonomiske tab at udskyde beslutningen om en samlet indsats på verdensplan. Dette vil være tilfældet, hvis tabene ved klimaændringerne viser sig at være væsentlig større end antaget med den aktuelt foreliggende information

Fornuftig planlægning og dermed analysen af, om der er en positiv *QOV* ved at udskyde beslutningen om et projekt, har også stor betydning i relation til projekter med irreversible konsekvenser – dvs. konsekvenser, som ikke kan ændres. Der kan f.eks. være tale om et projekt, der fører til udryddelsen af en dyreart, ugenoprettelig ødelæggelse af et naturområde eller indebærer deponering af affald, som ikke kan fjernes igen. I sådanne situationer er det ikke tilstrækkeligt for straks at sætte projektet i gang, at dets forventede velfærdsøkonomiske overskud er positivt. Det kan senere vise sig, at det velfærdsøkonomiske tab ved de irreversible konsekvenser er langt større end oprindeligt antaget. Det er derfor vigtigt at anlægge en kritisk holdning til valget af iværksættelsestidspunkt for projektet. Omkostningerne ved at tage fejl kan overstige fordelene ved en hurtigere beslutning. Det er derfor vigtigt i en sådan situation at vurdere, om den forventede velfærdsøkonomiske gevinst ved at gennemføre projektet nu frem for at vente til senere er tilstrækkelig stor til at dække de potentielle fremtidige tab ved at have taget en forkert beslutning.



### 8.2.4 Kriterier for beslutningstagen under ren usikkerhed

Hvis der ikke foreligger information om sandsynlighederne for de betragtede projekters forskellige udfaldsmuligheder, kan man for hvert projekt forsøge at beskrive udfaldsrummet for dets velfærdsøkonomiske overskud. Der bliver tale om at gennemføre et vist antal følsomhedsberegninger – herunder af best case og worst case. Valget mellem de forskellige projekter kan herefter foretages på grundlag af ét af følgende kriterier – jf. Johansen (1978) s. 269 – 281 og Connell & Willows (eds.) (2003):

- *La Place kriteriet* – vælg det projekt, hvor et simpelt gennemsnit af de mulige velfærdsøkonomiske overskud er størst muligt.
- *Hurwicz kriteriet* – vælg det projekt, hvor det vægtede gennemsnit af det størst og mindst mulige velfærdsøkonomiske overskud er størst muligt.
- *Maxi-min kriteriet* – vælg det projekt, hvis mindst mulige velfærdsøkonomiske overskud – worst case – er størst muligt.
- *Maxi-max kriteriet* – vælg det projekt, hvis størst mulige velfærdsøkonomiske overskud – best case – er størst.
- *Mini-max fortrydelseskriteriet* – vælg det projekt, hvor summen af forskellene mellem det størst mulige velfærdsøkonomiske overskud i forskellige mulige samfundsmæssige forløb og projektets overskud under disse forløb er mindst muligt.

Det afhænger af beslutningstagerens præferencer i relation til usikkerhed, hvilket af de opstillede kriterier, der foretrækkes. Maxi-min kriteriet vil blive valgt af den meget forsigtige beslutningstager, som udelukkende fokuserer på det dårligst tænkelige udfald. Maxi-max kriteriet vil derimod blive foretrukket af den beslutningstager, som er villig til at løbe en endog meget stor risiko for at have chancen for at opnå det bedst tænkelige udfald.

Anvendelsen af kriterierne kan illustreres ud fra eksemplerne i *Tabel 8.1*. Valget står mellem tre projekter 1 – 3, hvis velfærdsøkonomiske overskud afhænger af, hvilket samfundsøkonomisk forløb A – D der vil vise sig at finde sted. De samfundsøkonomiske forløb kan f.eks. være forløb med forskellige klimaeffekter, eller der kan være tale om forskellige trafikprognoser. Der foreligger ikke information om sandsynlighederne for de forskellige forløb.

Anvendes herefter *La Place's kriterium* på projektvalget, bør *projekt 3* vælges, fordi et simpelt gennemsnit af de mulige overskud for dette projekt er større end de tilsvarende simple gennemsnit for de to andre projekter – jf. *Tabel 8.2*. Dette kriterium kan kritiseres for uden grund at tillægge de mulige overskud for hvert projekt lige stor sandsynlighed. Det er dette, der sker, når beslutningen baseres på et simpelt gennemsnit. Hertil kommer, at sandsynligheden ændres ved at ændre antallet af udfaldsmuligheder.

I følge *Hurwicz' kriterium* bør derimod *projekt 1* vælges, fordi det simple gennemsnit af dette projekts størst og mindst mulige overskud er større end det tilsvarende gennemsnit

for de to andre projekter. Dette kriterium kan kritiseres for udelukkende at tage hensyn til best case og worst case. De andre mellemliggende udfaldsmuligheder vil formentlig også forekomme mange beslutningstagere at være relevante.

Anvendelsen af *Maxi-min kriteriet* resulterer i, at *projekt 1* bør vælges. Dette projekts mindst mulige overskud er større end de mindst mulige overskud for de to andre projekter. Hvis dette kriterium følges, er det som nævnt udtryk for en meget forsigtig eller pessimistisk tilgang til beslutningen fra beslutningstagerens side. Det er formentlig ikke alle beslutningstagere, som vil anlægge en så pessimistisk synsvinkel, at der ses bort fra alle andre mulige udfald.

I følge *Maxi-max kriteriet* bør enten *projekt 1* eller *projekt 3* vælges. De har begge et maksimalt muligt overskud på 5. Mange beslutningstagere vil formentlig ikke tage så store chancer for at opnå det størst mulige overskud, at de er villige til helt at se bort fra alle andre udfaldsmuligheder. Kriteriet kan derfor kritiseres for at anlægge en for optimistisk synsvinkel på beslutningen.

Endelig bør man i følge *Mini-max fortrydelseskriteriet* vælge *projekt 3*, fordi man med dette projekt vil blive udsat for den mindst mulige sum af ”skuffelse” ved at have valgt projektet – målt som summen af forskellen mellem projektets overskud under det enkelte forløb og det højst mulige overskud fra de to alternative projekter under samme forløb. Dette kriterium vælges af den beslutningstager, som frem for alt ikke vil skuffes eller ærgre sig. Der fokuseres udelukkende på muligheden herfor. Dette vil formentlig også forekomme mange beslutningstagere at være en for snæver tilgang til beslutningen.

*Tabel 8.1 Velfærdøkonomisk overskud for tre projekter ved fire forskellige udfaldsforløb*

	Projekt 1	Projekt 2	Projekt 3
<b>Forløb A</b>	-2	-1	-3
<b>Forløb B</b>	2	0	2
<b>Forløb C</b>	5	3	3
<b>Forløb D</b>	0	0	5

*Tabel 8.2 Projektvalg under usikkerhed ved anvendelse af forskellige beslutningskriterier*

	Projekt 1	Projekt 2	Projekt 3	Valg
<b>La Place kriteriet</b>	5/4	2/4	7/4	Projekt 3
<b>Hurwicz' kriterium</b>	3/2	2/2	2/2	Projekt 1
<b>Maxi-min kriteriet</b>	-2	-1	-3	Projekt 2
<b>Maxi-max kriteriet</b>	5	3	5	Projekt 1 eller 3
<b>Mini-max fortrydelseskriteriet</b>	$1 + 0 - 2 + 5 = 4$	$-1 + 2 + 2 + 5 = 8$	$2 + 0 + 2 - 5 = -1$	Projekt 3

De fem kriterier kan altså føre til helt forskellige valg. Samtidig kan der, som angivet, rejses kritikpunkter mod hvert af dem, og ingen af kriterierne kan siges at opfylde samtlige mulige rationalitetskrav til valg under usikkerhed – jf. Borch (1972). Det er altså op til den enkelte beslutningstager at afgøre, hvilket kriterium der bedst afspejler hans vilighed til at tage chancer og hans subjektive tro på, hvorledes udfaldsmulighederne reelt fordeler sig.

Det er imidlertid vigtigt, at beslutningstageren er bevidst og åben om, hvilket kriterium der lægges til grund for beslutningen. F.eks. om der anlægges en neutral, pessimistisk eller optimistisk synsvinkel ved valget. Der bør også så vidt muligt anvendes samme kriterium i de forskellige analyser for at sikre så stor ensartethed i beslutningsprocessen som muligt.

## KAPITEL 9

### Fordelingsanalyser

Den i de foregående kapitler behandlede del af projektvurderingen har været rettet mod den velfærdsøkonomiske analyse af projektets allokeringseffekter – dvs. den samlede netto-ændring i samfundets forbrug i bred forstand. Projektvurderingen bør imidlertid også omfatte en beskrivelse og vurdering af projektets fordelingsmæssige konsekvenser. Selvom analysen af allokeringseffekterne viser, at projektet samlet set er godt for samfundet – den samlede værdi af forbrugsændringerne er positiv – kan enkelte samfundsgrupper godt blive dårligere stillet og andre bedre stillet som følge af projektet. Dets fordelingsvirkninger bør derfor kortlægges for de særlig berørte grupper og præsenteres for beslutningstagerne på en sådan måde, at disse får det bedst mulige grundlag for at tage hensyn til fordelings effekterne ved vurderingen af projektet.

#### Anbefaling

Det er vigtigt at identificere projektets positive og negative konsekvenser for forskellige samfundsgrupper. Projektets fordelings effekter tillægges således stor betydning i beslutningsprocessen, og de bør derfor formidles klart til beslutningstagerne. Med beskrivelsen af fordelings effekterne sættes fokus på potentielle interessekonflikter i tilknytning til projektet.

Der kan laves flere typer af fordelingsanalyser:

1. *Den budgetøkonomiske analyse* viser de direkte økonomiske konsekvenser for de forskellige involverede parter – hvem påføres udgifter, og hvem opnår indtægter.
2. *Den velfærdsøkonomiske analyse af projektets forbrugskonsekvenser for forskellige indkomstgrupper* omsætter værdien af projektets forbrugseffekter i hvert år (det velfærdsøkonomiske overskud) til nytteændringer i hvert år.
3. *Den velfærdsøkonomiske analyse af projektets forbrugskonsekvenser fordelt over tid* – herunder fordelingen af konsekvenserne mellem nulevende og fremtidige personer – omsætter værdien af projektets forbrugsændringer i hvert af årene over projektets levetid til værdien af den herved skabte nyttesum.
4. *Fordeling af projektets miljøeffekter* på samfundsgrupper kan kombineres med den budgetøkonomiske analyse med henblik på at sammenholde fordelingen af den økonomiske byrde med fordelingen af miljøeffekterne, hvilket kan danne grundlag for rimeligheds- og retfærdighedsbetragtninger.

### 1. Budgetøkonomisk analyse (Afsnit 9.1)

Der bør altid gennemføres en budgetøkonomisk analyse af projektets udgifts- og indtægtsmæssige konsekvenser for de berørte parter. Udgifter og indtægter kan fordeles på staten, kommunerne, virksomheder, indenlandske erhverv, husholdninger, regioner og udland. Analysen sammenfattes i et fordelingsskema svarende til *Tablet 9.1*.

I den budgetøkonomiske analyse er det betalinger mellem sektorer eller samfundsgrupper, der er i fokus – i modsætning til i den velfærdsøkonomiske analyse, der som udgangspunkt vedrører alle projektets konsekvenser for hele samfundet. Derfor indgår værdien af ikke-markedsomsatte miljøkonsekvenser ikke i den budgetøkonomiske analyse, og der medtages også en række betalinger, som ikke indgår i den velfærdsøkonomiske analyse. Det drejer sig om betalinger, der ikke vedrører køb af forbrugs- og produktionsgoder – f.eks. skattebetalinger, compensationer, indkomstoverførsler etc.

Den budgetøkonomiske analyse bør omfatte følgende elementer:

- Identifikation af de vigtigste parter, som berøres økonomisk af projektet.
- Beskrivelse af, hvordan projektet finansieres, og dermed af, hvem der påføres udgifter herved.
- Beskrivelse af, hvem der opnår indtægter ved projektet – f.eks. gennem støtteordninger og compensationer.
- Beskrivelse af, hvorledes projektets eventuelle påvirkning af produktionsforholdene påfører virksomheder og husholdninger udgifter og indtægter.
- Beskrivelse af projektets konsekvenser for skatte- og afgiftsbetalinger, hvorved de statslige og/eller kommunale finanser påvirkes.
- Beskrivelse af eventuelle formuegevinster og tab ved projektet.

Vær opmærksom på, at en indtægt for én part ofte er en udgift for en anden part. Det samme beløb skal i så fald optræde med modsat fortegn i den budgetøkonomiske analyse.

Den budgetøkonomiske analyse beskriver de af projektet afledte faktiske betalingsstrømme. Disse opgøres derfor i de priser, som de forskellige samfundsgrupper faktisk betaler og modtager for projektets varer og tjenester. Der anvendes altså andre priser end i den velfærdsøkonomiske analyse.

Ved beregningen af den årlige realkapitaludgift og ved beregningen af de budgetøkonomiske konsekvensers nutidsværdier benyttes diskonteringsraten.

## 2. Velfærdsøkonomisk analyse af projektets forbrugskonsekvenser for forskellige indkomstgrupper (Afsnit 9.2)

Hvis projektets konsekvenser for fordelingen af projektets forbrugsændringer på indkomstgrupper i samfundet anses for relevant, anbefales det at gennemføre en velfærdsøkonomisk analyse heraf. Projektets forbrugskonsekvenser i det enkelte år  $t$  fordeles først på indkomstgrupper. Derefter foretages en sammenvejning. Som vægte bruges den

enkelte gruppes  $j$ 's marginale nytte af indkomst beregnet ved formlen  $MU_j = \frac{\bar{y}}{y_j}$ ,

hvor  $\bar{y}$  er den gennemsnitlige indkomst i samfundet, og  $y_j$  er indkomsten i indkomstgruppe  $j$ . Herved beregnes den skabte sum af nytte i det enkelte år – et vægtet velfærdsøkonomisk overskud.

## 3. Velfærdsøkonomisk analyse af projektets forbrugskonsekvenser fordelt over tid (Afsnit 9.3)

Værdien af projektets forbrugskonsekvenser skal altid foreligge fordelt på de enkelte år over den valgte tidshorizont – jf. afsnit 3.4. På dette grundlag beregnes projektets nutidsværdi ved diskontering – jf. Kapitel 5. Dette sker for at undersøge, om projektet lever op til et alternativt afkastkrav, og fordelingen af projektets forbrugsændringer på de enkelte år er uden betydning. Det antages, at disse kan/vil blive omfordelt efter behag, således at den opnåede afkastrate fastholdes.

Tillægges fordelingen af forbrugsændringerne over tid imidlertid betydning – herunder fordelingen mellem nulevende og fremtidige personer – anbefales det at beregne projektets konsekvenser for den samlede sum af nytte i samfundet over den valgte tidshorizont. Dette sker ved at diskontere forbrugsændringerne i de enkelte år med en forbrugsdiskonteringsrate. Denne diskonteringsrate afspejler den forventede generelle vækst i forbruget, og at den marginale nytte af forbrug derfor er faldende over tid – sml. at den marginale nytte af en forbrugsændring er større for en person med lav indkomst end for en person med høj indkomst, jf. pkt. 2.

## 4. Fordeling af projektets miljøkonsekvenser (Afsnit 9.4)

I visse tilfælde kan det endelig være relevant at beskrive fordelingen af projektets miljø- og naturkonsekvenser på befolkningsgrupper og holde dem op mod de budgetøkonomiske konsekvenser for de samme grupper. Det sker med henblik på at kunne vurdere, om der er et rimeligt sammenfald mellem dem, der har glæde af gevinsterne, og dem der betaler herfor, samt mellem dem, der belaster miljøet, og dem, der kommer til at betale for en belastningsreduktion.

Det anbefales, når det er relevant, at beskrive fordelingen af projektets miljø- og naturkonsekvenser på befolkningsgrupper og holde denne beskrivelse op mod resultaterne af den budgetøkonomiske analyse.

Projektets fordelingsmæssige konsekvenser kan opdeles i:

### *1. Budgetøkonomiske fordelingskonsekvenser*

a. Indtægts- og udgiftsmæssige konsekvenser for forskellige institutioner og samfundsgrupper.

### *2. Velfærdsøkonomiske fordelingskonsekvenser*

a. Forbrugsmæssige konsekvenser fordelt på forskellige indkomstgrupper.

b. Forbrugsmæssige konsekvenser fordelt over tid.

c. Fordeling af omkostninger og gevinster på forurenere og dem, der udsættes for forureningen.

De fordelingsmæssige konsekvenser kan være en meget vigtig del af den samfundsøkonomiske analyse med stor politisk bevågenhed. En ofte fremført kritik af samfundsøkonomiske analyser har således været, at de ikke tager hensyn til fordelingseffekter. Dette er dog ikke helt korrekt. I dette kapitel opstilles retningslinjer for følgende typer af fordelingsanalyser:

- Budgetøkonomisk analyse af de økonomiske konsekvenser for indenlandske erhverv, offentlige institutioner, husholdninger, regioner og udland.
- Velfærdsøkonomisk analyse af forbrugskonsekvenserne for forskellige indkomstgrupper.
- Velfærdsøkonomisk analyse af forbrugskonsekvenserne fordelt over tid.
- Fordeling af miljø- og naturkonsekvenserne og de hermed forbundne økonomiske konsekvenser.

### **9.1 Budgetøkonomisk analyse af de økonomiske konsekvenser for indenlandske erhverv, offentlige institutioner, økonomiske sektorer, husholdninger, befolkningsgrupper, regioner og udland**

Den budgetøkonomiske analyse vedrører pengestrømme og altså ikke som den velfærdsøkonomiske analyse forbrugs- og nytteændringer. Derfor indgår ikke-markedsomsatte miljøkonsekvenser ikke i analysen. Der anvendes også andre priser i den budgetøkonomiske analyse, og både indenlandske og udenlandske indkomstoverførsler er også omfattet heraf. Analysen fokuserer således på projektets udgifts- og indtægtsmæssige konsekvenser for de berørte parter. Disse konsekvenser afhænger både af projektets konsekvenser for ressourceallokeringen og af dets finansiering. Budgetøkonomiske analyser skal altid gennemføres ved fremsættelse af lovforslag, bekendtgørelser osv. Det anbefales at udvide denne praksis til alle former for miljøprojekter.

Med den budgetøkonomiske vurdering tilstræbes det altså at beskrive, hvorledes forskellige samfundsgrupper berøres økonomisk af projektet. Det kan f.eks. være forskellige

indenlandske erhverv, offentlige institutioner, økonomiske sektorer, husholdninger, befolkningsgrupper, regioner, udland etc. Den budgetøkonomiske analyse gennemføres primært for at belyse eventuelle modstridende økonomiske interesser mellem de forskellige parter, der berøres af projektet. Hvem er vindere og tabere i økonomisk henseende? Det kan have betydning for, hvem der er potentielle tilhængere og modstandere af projektet. Identifikationen af vindere og tabere kan således bidrage til at forudse barrierer og forhindringer til det foreslåede projekt. Det bliver også muligt at ændre på projektet eller introducere supplerende regulering for at afbøde dets negative virkninger – f.eks. kan den budgetøkonomiske analyse belyse behovet for eventuel kompensation til taberne. Visse projekter kan også gennem deres budgetøkonomiske virkninger have konsekvenser for bestemte erhvervs konkurrenceevne. Endelig kan projektet have regionale fordelingskonsekvenser, som har politisk interesse af hensyn til den regionale udvikling.

Det er særdeles vigtigt at belyse det budgetøkonomiske fordelingsaspekt, fordi der udmærket kan opstå konflikter mellem, hvad der på den ene side viser sig at være velfærdsøkonomisk mest hensigtsmæssigt, og på den anden side det de forskellige involverede parter foretrækker. Hver part vil nemlig normalt argumentere for det projekt, som fra et budgetøkonomisk synspunkt er mest fordelagtigt for netop denne part. Det er i sidste ende op til de besluttende myndigheder at foretage afvejningen mellem det velfærdsøkonomiske allokeringshensyn og det budgetøkonomiske fordelingshensyn. Afvejningen af budgetøkonomiske fordelings effekter og interessekonflikter er således et politisk spørgsmål uden for den samfundsøkonomiske analyse.

### 9.1.1 *Det budgetøkonomiske fordelingskema*

Projektets budgetøkonomiske konsekvenser kan sammenfattes i et fordelingskema svarende til det allokeringsmæssige konsekvenskema – jf. *afsnit 3.5*. Et eksempel på et budgetøkonomisk fordelingskema er vist i *Tabel 9.1*. I tabellens hoved er angivet de samfundssektorer, for hvilke det kan være relevant at beskrive de økonomiske konsekvenser. I forspalten er angivet de økonomiske transaktioner, som kan give anledning til budgetøkonomiske fordelings effekter.



Tabel 9.1 Budgetøkonomisk fordelingskema

	Staten	Kommuner	Virksomheder	Erhverv	Husholdninger	Regioner	Udland
Anlæg og drift							
Skatter							
Afgifter og subsidier							
Brugerbetaling							
Lån, afdrag og renter							
Støtteordninger							
Kompensationer							
Produktions- og omkostningsforhold i erhverv							
Beskæftigelseeffekter <sup>1</sup>							
Formueeffekter							
I alt							

1. Her angives indkomstændringer, der skyldes en evt. stigning i beskæftigelsen i samfundet som følge af tiltaget. Normalt antages projektet dog ikke at have beskæftigelseeffekter.

Opgørelsen af projektets budgetøkonomiske konsekvenser hænger snævert sammen med beskrivelsen af projektets allokerings- og finansieringsmæssige konsekvenser – jf. *Kapitel 3* og *6*. Det er således de *betalingsstrømme*, der er knyttet til projektets omallokering af samfundets ressourcer og til finansieringen heraf, som søges afdækket gennem den budgetøkonomiske analyse. I det følgende er beskrevet, hvordan de forskellige økonomiske transaktioner, der er angivet i *Tabel 9.1*, giver anledning til budgetøkonomiske fordelings effekter.

### 9.1.2 Økonomiske transaktioner som har budgetøkonomiske konsekvenser

#### Finansiering

De betalingsstrømme, som er forbundet med projektet, afhænger først og fremmest af dets *finansiering*. Det vil normalt være klart, hvem der umiddelbart betaler for projektet i såvel anlægs- som driftsfasen. Det vil typisk være en offentlig myndighed, en privat virksomhed eller private husholdninger. Den umiddelbare betaler vil dog ofte søge at få sine udgifter dækket gennem en forøgelse af sine indtægter.

For et offentligt finansieret projekt, antages finansieringen at ske ved, at skatter eller afgifter hæves, eller eventuelt ved at der indføres brugerbetaling – jf. *Kapitel 6*. Finansieringen påhviler herved i sidste ende husholdninger og virksomheder. Gennemføres projektet af en privat virksomhed, indebærer det umiddelbart en stigning i dennes omkostningsniveau. Virksomheden har imidlertid efterfølgende mulighed for lade nogle af udgifterne dække gennem en forøgelse af priserne på dens produkter. Det er priselasticiteten på disse, som er bestemmende for, hvor stor andel af omkostningsforøgelsen der

herefter hhv. påføres virksomheden og husholdningerne. Det kan i praksis være særdeles vanskeligt at opgøre denne fordeling.

I stedet for skatte- eller afgiftsfinansiering er det også i visse tilfælde muligt at finansiere et statsligt projekt gennem *brugerbetaling*. I sådanne tilfælde bliver projektets udgifter helt eller delvist finansieret af husholdninger og virksomheder.

Endelig kan både et offentligt og privat projekt finansieres gennem *lånoptagelse*. Gennem udbetalingen af lånet og den efterfølgende tilbagebetaling af renter og afdrag omfordeles økonomiske midler mellem långiver og tager. Hvis der er tale om et indenlandsk lån, kan det have udgifts- og indtægtsmæssige konsekvenser for både staten, kommuner, virksomheder og husholdninger. Et udenlandsk lån medfører selvsagt betalinger mellem dele af det danske samfund og udlandet.

### *Styringsmæssigt indgreb*

Når der er tale om *styringsmæssige indgreb*, er det provenuvirkningerne heraf, som bør danne udgangspunkt for beskrivelsen af de budgetøkonomiske fordelingsvirkninger – jf. *Kapitel 7*. Desuden bør man vurdere, hvilke administrationsomkostninger der er forbundet med tiltaget for såvel virksomheder som for staten. De statslige udgifter kan f.eks. omfatte udgifter til kontrol og håndhævelse samt administration af den pågældende ordning. I overensstemmelse med anbefalingerne i *Kapitel 7* antages *økonomiske styringsmidler* altid at være provenuneutrale for staten, mens der godt kan være administrationsomkostninger for staten og virksomheder forbundet med disse indgreb.

Nogle af de produkter, der indgår i projektet enten som input eller output, kan være belagt med særlige afgifter eller subsidier. Projektet kan derfor, som omtalt i *afsnit 6.2*, alene af denne grund både have konsekvenser for statens afgiftsprovenu og udgifter til subsidier. Disse *indirekte afgifts- og subsidiemæssige konsekvenser*, der indgår i beregningen af skatteforvriddningstab, bør indarbejdes i den budgetøkonomiske analyse på samme måde som konsekvenserne af egentlige styringsmæssige indgreb.

Anvendelsen af *administrative styringsmidler* kan give anledning til statslige udgifter – f.eks. til information og kontrol – men disse antages at blive dækket ind gennem en forøgelse af skatter og afgifter. Da der er administrationsomkostninger forbundet med opkrævningen af skatter og afgifter skal disse imidlertid fratrækkes merprovenuet. Nettoeffekten på de statslige udgifter er derfor ikke entydig. Styringsmæssige indgreb pålægges i visse tilfælde også husholdninger og virksomheder direkte øgede udgifter.

### *Støtteordninger og kompensationer*

Tilstedeværelsen af en række forskellige *støtteordninger* kan have stor betydning for, hvorledes de forskellige institutioner, erhverv og befolkningsgrupper påvirkes økonomisk af de forskellige projekter. Støtteordningerne kan i visse tilfælde ligefrem være styrende for, hvilke projekter der vælges. F.eks. må kommunerne som udgangspunkt forventes at

vælge projektløsninger, hvortil staten yder støtte. Private virksomheder og erhverv vil vælge de projekter, der under hensyntagen til eventuel offentlig støtte – herunder støtte fra EU – vil koste dem mindst.

I forbindelse med visse projekter ydes der *kompensation* til de husholdninger, virksomheder eller erhverv, som rammes økonomisk negativt af projektet. Et eksempel herpå er kompensationen til lodsejere, hvis arealer inddrages i forbindelse med naturgenopretningsprojekter. I praksis er disse kompensationsbeløb sjældent vanskelige at opgøre, og det er væsentligt, at de omfattes af den budgetøkonomiske analyse. Er der ikke taget beslutninger om eventuelle kompensations størrelse, kan beskrivelsen af projektets budgetøkonomiske konsekvenser omvendt danne udgangspunkt for fastsættelsen heraf.

### *Økonomiske konsekvenser for erhvervene og regionerne som følge af projektets omallokering af ressourcer*

Ud over de betalingsstrømme, som er knyttet til projektets finansiering, støtteordninger og kompensationer, kan projektet have *økonomiske konsekvenser for en række erhverv*, der på forskellig måde berøres heraf. De erhverv, som står for eventuelle anlægsaktiviteter i forbindelse med projektet, samt direkte og indirekte leverer udstyr og materialer hertil i anlægs- og driftsfaserne, berøres umiddelbart økonomisk heraf. I mange tilfælde vil der imidlertid blot være tale om, at disse erhverv erstatter alternative produktive aktiviteter med de projektrelaterede. I så fald påvirkes de reelt ikke økonomisk af projektet. Det er normalt at gøre denne antagelse i forbindelse med den budgetøkonomiske analyse. Dog kan der være situationer, hvor erhvervene påvirkes midlertidigt af projektet.

Produktionsmulighederne for enkelte virksomheder og erhverv kan også blive påvirket af projektet med heraf følgende økonomiske konsekvenser. Projektet kan f.eks. blive gennemført på og betalt af en given virksomhed – særlige renseforanstaltninger, omlægning af produktionen i mere miljøvenlig retning, produktion af genbrugsprodukter osv. Ændringen af produktionsmulighederne kan også ramme flere virksomheder eller hele erhverv. Dette sker bl.a. i forbindelse med styringsmæssige indgreb, som godt kan forøge produktionsomkostningerne og dermed reducere *konkurrenceevnen* i de regulerede erhverv. De endelige budgetøkonomiske konsekvenser for erhvervene afhænger af efterspørgselsforholdene og herunder mulighederne for at overvælde omkostningsstigningerne på erhvervets produkter.

De budgetøkonomiske konsekvenser i ét erhverv kan også have afledte konsekvenser for andre erhverv. Et eksempel herpå er inddragelsen af landbrugsarealer i forbindelse med naturgenopretningsprojekter. De landmænd, der bliver omfattet heraf, kommer umiddelbart til at lide et økonomisk tab, som dog i de fleste tilfælde kompenseres – jf. nedenfor. Reduktionen af landbrugsproduktionen kan imidlertid også have negative budgetøkonomiske konsekvenser for følgeindustriene i fødevarerhvervet. Behandlingen af sådanne afledte effekter i den velfærdsøkonomiske analyse er beskrevet i *afsnit 3.2.5*.

Nogle miljøprojekter kan dog også have positive indirekte konsekvenser for visse erhvervs indtjeningsmuligheder. En forbedret vandmiljøkvalitet kan skabe mere gunstige vilkår for fiskeriet, og forbedret luftkvalitet kan indebære reducerede udgifter til udbedring af materialeskader. Naturprojekter kan have konsekvenser for turisterhvervet, der generelt eller blot lokalt kan opleve en ændring i turiststrømmen. Der kan både være tale om en stigning og et fald i turiststrømmen, afhængigt af om projektet tiltrækker yderligere turister eller gennem restriktioner på brugen af naturen holder turisterne borte. En generel ændring i antallet af turister påvirker de økonomiske vilkår for turisterhvervet som sådan, mens flytning af turiststrømmen primært har *regionaløkonomisk* betydning. Infrastrukturprojekter kan føre til transporttidsreduktioner og dermed også til forbedrede udviklingsmuligheder for erhvervene i de berørte landsdele.

### *Beskæftigelseseffekter*

I afsnit 4.1.2 blev det omtalt, hvorledes beregningsprisen på arbejdskraft afhænger af, om projektet antages at indebære en egentlig stigning i beskæftigelsen ved at ansætte ledig arbejdskraft, eller om der blot er tale om at trække arbejdskraft bort fra anden beskæftigelse. Det antages normalt, at hvis arbejdskraften trækkes bort fra alternativ beskæftigelse, så har projektet ingen reel beskæftigelseseffekt. Hvis det i stedet antages, at der ansættes ledig arbejdskraft ved projektet, så har projektet en reel beskæftigelseseffekt. Spørgsmålet om projektets *beskæftigelseseffekt* er også relevant for den budgetøkonomiske analyse. Hvis den samlede beskæftigelse er upåvirket af projektet, har dette ingen budgetøkonomiske konsekvenser for de beskæftigede. Er der derimod tale om en stigning i den samlede beskæftigelse, vil de personer, som kommer i beskæftigelse, opleve en stigning i indkomsten svarende til forskellen mellem lønnen og den hidtil modtagne arbejdsløshedsunderstøttelse. Staten vil samtidig spare udgifter til understøttelse.

### *Formueeffekter*

Projektet kan også have *formueeffekter*. Miljø- og infrastrukturprojekter påvirker undertiden ejendomsværdierne i de berørte områder. Disse ændringer er ikke velfærdsøkonomisk relevante; men de kan opfattes som indikatorer på værdien af projekternes konsekvenser for udbudet af ikke-markedsomsatte miljø- og naturgoder. Gennem hedonisk værdisætning (husprismetoden) fastsættes f.eks. værdien af ændringer i stilhed, rekreative muligheder og lugtgener ud fra disse miljøkonsekvensers påvirkning af huspriserne.

Formueændringerne bør derimod være omfattet af den budgetøkonomiske analyse. De repræsenterer således økonomiske gevinster eller tab for de berørte virksomheder og husholdninger.

### *Indirekte skattemæssige konsekvenser*

Når private husholdningers, virksomheders eller hele erhvervs indkomster ændres som følge af projektet, berøres også statens og kommunernes skatteprovenu heraf. På grund af de meget komplekse skatteregler og meget begrænset viden om de skattepligtiges økonomiske forhold er det imidlertid særdeles vanskeligt i praksis at opgøre disse *indirekte*

*skattemæssige konsekvenser.* Private personers skattebetalinger afhænger således i høj grad af deres formuemæssige status, opsparingsbeslutninger, adgang til overførselsindkomster osv., mens virksomhedernes og erhvervenes skattebetalinger afhænger af deres finansielle status, afskrivningsmuligheder, henlæggelsesbeslutninger osv. Om disse forhold foreligger der normalt ikke tilgængelig information. I forbindelse med praktisk projektvurdering må man derfor normalt nøjes med at opgøre indkomstændringerne før skat og se bort fra ændringer i indkomstskatteprovenu.

### *Priserne i den budgetøkonomiske analyse*

Projektets budgetøkonomiske konsekvenser skal opgøres som de indkomstændringer, de involverede parter rent faktisk oplever. Dette indebærer, at konsekvenserne for erhvervene skal opgøres i de priser, virksomheder og husholdninger faktisk modtager og skal betale for projektets varer og tjenester. Den for virksomheden relevante salgspris er således produktets køberpris fratrukket alle afgifter, som ikke tilfalder virksomheden, og tillagt eventuelle varetilknyttede subsidier. For virksomhedens køb af input til produktionen er det de indkøbte varers og tjenesters priser fratrukket refunderbare afgifter såsom moms.

I den budgetøkonomiske analyse bruges altså de priser, som er relevante for den enkelte, dvs. inkl. afgifter, der betales, og ekskl. afgifter, der refunderes. Beregningspriserne, som bliver anvendt i forbindelse med den velfærdsøkonomiske analyse, er ikke relevante for den budgetøkonomiske analyse.

### *Diskonteringsraten i den budgetøkonomiske analyse*

Ved opgørelsen af projektets budgetøkonomiske realkapitalomkostninger bør der anvendes en real-rente, som afspejler den rente til hvilken realkapitalanskaffelsen kan finansieres. I Møller (2009) er der opstillet en tidsserie for statens reale lånerente for perioden 1981 – 2004. I denne periode har renten i gennemsnit ligget på ca. 4,5 pct. Den internationale realrente repræsenteret ved den valutakursjusterede tyske real obligationsrente har imidlertid i samme periode ligget på i gennemsnit ca. 3,5 pct. Virksomheder og husholdninger har kunnet låne penge i bankerne til en realrente på i gennemsnit ca. 7,5 pct. før skat. Ved beregningen af de årlige budgetøkonomiske realkapitalomkostninger anbefales det at benytte den realrente, som Finansministeriet anbefaler.

I *Boks 9.1* og *9.2* er vist eksempler på budgetøkonomiske analyser. Der henvises også til de to praktiske eksempler i *Kapitel 10* og *11*, som også omfatter budgetøkonomiske analyser.

*Boks 9.1 Eksempel på budgetøkonomisk analyse – Regenerering af støbesand*

I Møller et al. (2000) er der gennemført en analyse af de budgetøkonomiske konsekvenser ved at producere og anvende hhv. nyt støbesand og regenereret støbesand. Der er to parter, hvis økonomi berøres af projektet – støbesandsproducenten, der kan producere hhv. nyt og regenereret støbesand, og støberierne, der kan deponere brugt støbesand eller lade det regenerere. Der er altså to parter – støbesandsproducent og støberier – og to alternativer – regenerering eller brug af nyt støbesand. Analysen omfatter derfor følgende fire tilfælde.

1. De budgetøkonomiske omkostninger for støbesandsproducenten ved at udvinde *45.000 tons* nyt støbesand om året i *10 år*.
2. De budgetøkonomiske omkostninger for støbesandsproducenten ved at regenerere *60.000 tons* brugt støbesand til *45.000 tons* nyt støbesand om året i *10 år*.
3. De budgetøkonomiske omkostninger for støberierne ved at deponere *60.000 tons* affaldssand om året i *10 år*.
4. De budgetøkonomiske omkostninger for støberierne ved at forbehandle og sende *60.000 tons* affaldssand til regenerering om året i *10 år*.

De budgetøkonomiske omkostninger opgøres i alle fire tilfælde som nutidsværdien af de årlige omkostninger over *10 år*. Der er valgt denne periodelængde, fordi anlæggene til støbesandsproduktion og regenerering begge har en levetid på *10 år*.

Følgende tabel viser de omkostningselementer, som er omfattet af den budgetøkonomiske analyse.

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

	<b>Producent af støbesand</b>		<b>Støberier</b>	
<b>Nyt støbesand</b>	<i>Udvinde nyt støbesand</i>		<i>Deponering brugt støbesand</i>	
	Investering i udvindingsanlæg		Deponering af støbesand (inkl. afgift)	
	Forbrug af råstof – ressourcerente	I alt omkostning <b>27,5 mio.kr.</b>	Transport af affaldssand til deponering	I alt omkostning <b>86,6 mio.kr.</b>
	Løn			
	Energi			
	Vedligeholdelse			
<b>Genanvend. af støbesand</b>	<i>Regenerering</i>		<i>Forbehandling og transport af brugt støbesand til regenerering</i>	
	Investering i regenereringsanlæg		Investering i forbehandlingsanlæg	
	Løn		Energi	
	Energi		Vedligeholdelse	
	Vedligeholdelse	I alt omkostning <b>106,7 mio. kr.</b>	Transport af affaldssand til regenerering	I alt omkostning <b>21,8 mio. kr.</b>
	Deponering af rest affaldssand fra regenereringen		Sparet råstofafgift ved køb af regenereret støbesand	
	Transport af affaldssand til deponering			

Det ses, at nutidsværdien af de angivne omkostningselementer for producenten af støbesand er 27,5 mio. kr. for at udvinde støbesand, mens de er beregnet til 106,7 mio. kr. ved regenerering af støbesand. Set fra producentens synspunkt er det altså ikke med de gældende priser økonomisk favorabelt at regenerere støbesand.

Set fra støberierne ser situationen anderledes ud. Nutidsværdien af de anførte omkostningselementer ved at deponere affaldssandet er beregnet til 86,6 mio. kr. Derimod koster det kun støberierne 21,8 mio. kr. at forbehandle affaldssandet og sende det til regenerering. For støberierne er det altså med de gældende priser mere økonomisk favorabelt at få affaldssandet regenereret end at lade det deponere.

Den budgetøkonomiske analyse viser altså, at regenerering af støbesand med de gældende priser vil være en økonomisk fordel for støberierne, mens producenten har betydelig større økonomisk fordel af at udvinde støbesand frem for at regenerere det. Støberierne vil vinde *64,8 mio. kr.* ( $86,6 - 21,8$  mio. kr.) ved at lade affaldssandet regenerere, mens producenten vil tabe *79,2 mio. kr.* ( $106,7 - 27,5$  mio. kr.) herpå.

Analysen illustrerer en interessekonflikt mellem støbesandsproducent og støberier. Omfanget af konflikten afhænger imidlertid bl.a. af prisen på deponering. Ved en tilstrækkelig stor prisstigning på deponering, bliver støberiernes fordel ved regenerering så stor, at de gennem betalingen for regenerering kan dække producentens meromkostninger herved.

### *Boks 9.2 Eksempel på budgetøkonomisk analyse – Kystsikring i forbindelse med klimatilpasning*

I Miljøstyrelsen (2006d) er der gennemført en budgetøkonomisk analyse af at etablere en forstærket kystsikring langs Nordsjællands kyst. Kystsikringen nødvendiggøres af de forventede klimaændringer, som forventes at føre til generelle vandstandsstigninger. Disse vil kombineret med øget stormstyrke føre til, at den maksimale havvandstand stiger. Dette vil resultere i øget erosion langs Nordsjællands kyst. Eksemplet viser beregningen ved en stigning i den maksimale vandstand på *1,05 m.*

Det analyserede tiltag vedrører etablering af et kystbeskyttelsesanlæg, der skal forhindre øget erosion langs en 3 km lang kyststrækning med 87 sommerhuse i Nordsjælland. Omkring år 2050 skal der her bygges et nyt anlæg, når det nuværende forventes at være slidt op. I analysen undersøges, om det i år 2050 vil være samfundsøkonomisk fordelagtigt at dimensionere det nye anlæg efter de forventede klimaændringer set i forhold til blot at genetablere det gamle anlæg.

Den budgetøkonomiske analyse er vist i nedenstående tabel. Der er tre berørte parter – staten, kommunen og sommerhusejerne. Det er antaget, at kommunen finansierer *2/3* og grundejerforeningen *1/3* af kystbeskyttelsesomkostningerne. Analysen viser, at tiltaget samlet set koster kommunen *8,3 mio. kr.*, mens staten og sommerhusejerne opnår netto-indtægter på hhv. *1,9 mio. kr.* og *17,9 mio. kr.* Kommunens udgifter skyldes primært, at denne finansierer en stor del af kystbeskyttelsen. Statens indtægt stammer fra den fortsatte ejendomsværdiskat fra sommerhusene, og husholdningernes nettoindtægt skyldes hovedsageligt, at de bevarer deres sommerhuse.



2005-priser i mio. kr.		
Staten	Udgifter	–
	Indtægt – undgået tab af ejendomsværdiskatter	1,9 mio. kr.
	Netto-indtægt	1,9 mio. kr.
Kommunen	Udgift – 2/3 af ekstra etablerings- og driftsomkostninger	10,5 mio. kr.
	Indtægt – undgået tab af grundskyld	2,2 mio. kr.
	Netto-indtægt	- 8,3 mio.kr.
Husholdningerne	Udgift – 1/3 af ekstra etablerings- og driftsomkostninger	5,2 mio. kr.
	Udgift – ejendomsværdiskat og grundskyld af sparet tab af land	4,1 mio. kr.
	Indtægt – værdi af sparet tab af land	26,7 mio. kr.
	Netto-indtægt	17,4 mio. kr.

Bemærk, at der i den budgetøkonomiske analyse er medtaget betalinger, som ikke indgår i den velfærdsøkonomiske analyse. Det drejer sig om ejendomsværdiskatter og grundskyld, som er en væsentlig del af de budgetøkonomiske omkostninger.

## 9.2 Velfærdsøkonomisk analyse af projektets forbrugskonsekvenser for forskellige indkomstgrupper

Som omtalt i *afsnit 9.1* kan de budgetøkonomiske konsekvenser i praksis normalt kun opgøres for de i *Tabel 9.1* angivne samfundsgrupper. Hvis man imidlertid ønsker at korrigere det opgjorte velfærdsøkonomiske overskud – befolkningens samlede betalingsvillighed – for forskellige indkomstgruppers varierende betalingsevne, er det også nødvendigt at fordele overskuddet på indkomstgrupper. Dette er imidlertid ofte meget vanskeligt i praksis. I de tilfælde, hvor det er muligt, kan overskuddet fordelt på indkomstgrupper principielt efterfølgende sammenvejes med fordelingsvægte til et indkomstfordelingskorrigeret velfærdsøkonomisk overskud. Principperne for fastsættelsen af indkomstfordelingsvægtene omtales i det følgende.

I den velfærdsøkonomiske analyse tillægges alle personers nytteændringer lige stor vægt. Dette betyder imidlertid ikke, at værdien af forbrugsændringer for rige personer også har samme nyttemæssige værdi som værdien af fattige personers forbrugsændringer – eller at rige personers betalingsvillighed er udtryk for den samme nytteændring som fattige personers betalingsvillighed. Rige personers marginale nytte af indkomst eller forbrug må nemlig antages at være lavere end fattiges. En given forbrugsændring har derfor større nytteværdi for en fattig person end for en rig, og når personer med høje indkomster udtrykker en betalingsvillighed på et vist antal kr., er det udtryk for en mindre nytteværdi, end når personer med lave indkomster udtrykker den samme betalingsvillighed.

Forbrugsværdien af projektets konsekvenser (det velfærdsøkonomiske overskud) opgøres år for år ved hjælp af beregningspriser, der udtrykker personers marginale betalingsvilighed. Hvis man herefter ønsker at vurdere den nyttemæssige værdi af de årlige forbrugsændringer, er det nødvendigt at fordele disse på indkomstgrupper og dernæst omregne dem til årlige nytteændringer. Dette sker på grundlag af indkomstgrupperne  $j$ 's marginale nytte af forbrug  $MU_j$ .

Det foreslås at anvende følgende beregningsformel til bestemmelse af indkomstgruppernes marginale nytte af forbrugsændringer i det enkelte år – jf. Møller et al. (2000) og Pearce et al. (2006).

$$9.1 \quad MU_j = \left( \frac{\bar{y}}{y_j} \right)^{e_{mic}}$$

hvor

$\bar{y}$  = gennemsnitsindkomsten i samfundet i det pågældende år

$e_{mic}$  = elasticiteten for den marginale nytte af indkomst

$y_j$  = indkomstgruppe  $j$ 's indkomst

Elasticiteten for den marginale nytte af indkomst indgår også i formlen for forbrugsdiskonteringsraten, som omtales i *afsnit 9.3*. Af hensyn til vurderingens konsistens bør der derfor anvendes samme elasticitet ved fastsættelsen af denne rate og indkomstgruppernes marginale nytte af forbrug. Det anbefales at anvende en elasticitet  $e_{mic} = 1$ , hvilket ligger inden for de intervaller, som anbefales i den internationale litteratur om emnet – jf. Pearce et al. (2006). I så fald er

$$9.2 \quad MU_j = \frac{\bar{y}}{y_j}.$$

**Boks 9.3** *Anvendelsen af indkomstfordelingsvægte til at omsætte værdien af forbrugsændringer til nytteændringer*

Hvis der f.eks. er tre indkomstgrupper i samfundet, og de i gennemsnit tjener hhv. 200.000 kr., 400.000 kr. og 900.000 kr. i år  $t$ , er den gennemsnitlige indkomst i samfundet 500.000 kr. Ved anvendelse af *formel 9.2* kan deres respektive marginale nytte af indkomst beregnes til hhv. 2,5, 1,25 og 0,56. Dette er de fordelingsvægte, som skal anvendes for at beregne et projekts samlede nytteskabelse i år  $t$ .

Hvis de tre indkomstgrupper i år  $t$  oplever en forbrugsændring på hhv. 10.000 kr., 7.000 kr. og 3.000 kr. som følge af projektet, kan værdien af dets samlede forbrugsændring i år  $t$  opgøres til 20.000 kr. Den nyttemæssige værdi af forbrugsændringen for indkomstgrupperne kan derimod ved anvendelse af fordelingsvægtene beregnes som 10.000 kr.  $\cdot$  2,5 + 7.000 kr.  $\cdot$  1,25 + 3.000 kr.  $\cdot$  0,56 = 35.400 kr.

I dette eksempel er det vægtede nyttemæssige overskud på 35.400 kr. altså større end det uvægtede forbrugsoverskud på 20.000 kr.. Det betyder, at når man tager hensyn til fordelingen på indkomstgrupper, så bliver det velfærdsøkonomiske overskud større. Det omvendte kan også være tilfældet – hvis f.eks. forbrugsændringerne særligt er til gunst for de høje indkomstgrupper.

Den nyttemæssige værdi af forbrugsændringerne for de øvrige år over projektets levetid kan beregnes på tilsvarende vis. Hvis det forventes, at den gennemsnitlige realindkomst  $\bar{y}$  stiger med 2 pct. om året, bør den nyttemæssige værdi af de årlige forbrugsændringer diskonteres med en forbrugsdiskonteringsrate på 2 pct. for at beregne den af projektet skabte sum af nytte – jf. afsnit 9.3.

Det er vigtigt at gøre sig klart, at de beregnede marginale nytter af forbrug ikke, som Pearce et al. (2006) gør, må fortolkes som politisk fastsatte fordelingsvægte. Elasticiteten for den marginale nytte af forbrug estimeres således empirisk på grundlag af personers valg på markedet. Herved udtrykker den, hvorledes personers marginale nytte af forbrug varierer med indkomsten og ikke politikeres indkomstfordelingspræferencer. Politikernes fordelingspræferencer kan eventuelt indarbejdes i projektvurderingen gennem anvendelse af det såkaldte *prioritetsprincip*, i følge hvilket en nytteændring for en i nyttemæssig henseende dårligt stillet person tillægges større vægt end den tilsvarende nytteændring for en person, der i nyttemæssig henseende er godt stillet.

De fastsatte marginale nytter af indkomst bør anvendes ved opgørelsen af den nyttemæssige værdi af såvel forbrugsgevinster som forbrugsomkostninger for de forskellige indkomstgrupper. Dette indebærer, at også betalingsvillighederne for forskellige typer af miljøgoder bør korrigeres for indkomstforskelle mellem de adspurgte – jf. afsnit 4.2. Tilsvarende bør den i Kapitel 6 beskrevne skatteforvridningsfaktor korrigeres for skatbetalingernes fordeling på forskellige indkomstgrupper.

Den beskrevne korrektion for forskellige indkomstgruppers marginale nytte af indkomst indgår sjældent som en del af den praktiske projektvurdering. Dette skyldes først og fremmest store praktiske problemer med at fordele projektets samlede forbrugskonsekvenser på indkomstgrupper. Det anbefales derfor, at der lægges mere vægt end hidtil på at løse disse problemer, således at det som udgangspunkt bliver muligt at beskrive fordelingen af projektets forbrugsændringer på indkomstgrupperne. Denne beskrivelse kan, som beskrevet ovenfor, danne grundlag for at beregne den nyttemæssige værdi af de opgjorte årlige forbrugsændringer; men den kan også især ved inefficente projekter benyttes som udgangspunkt for en analyse af, hvilke fordelingsvægte der skal til, for at projektet aligevel bliver velfærdsøkonomisk fordelagtigt.

### 9.3 Velfærdsøkonomisk analyse af forbrugskonsekvenserne fordelt over tid

I *afsnit 9.2* blev det beskrevet, hvorledes der i den velfærdsøkonomiske vurdering af et projekt kan tages hensyn til, at projektets forbrugskonsekvenser har forskellig nyttemæssig værdi for forskellige indkomstgrupper – det såkaldt *intratemporele fordelingsaspekt*. I det følgende beskrives, hvorledes vurderingen kan udvides til også at omfatte den relative nyttemæssige værdi af forbrugsændringer i forskellige år – det såkaldte *intertemporele fordelingsaspekt*.

Den velfærdsøkonomiske konsekvensbeskrivelse og værdisætning resulterer i en beskrivelse af projektets samlede forbrugsændringer år for år. Hvis befolkningen i fremtiden uanset projektets gennemførelse forventes at blive bedre stillet i forbrugsmæssig henseende, indebærer antagelsen om en faldende marginal nytte af forbrug, at en given forbrugsændring i fremtiden ikke repræsenterer så stor nytteændring som en tilsvarende aktuel forbrugsændring – sml. *afsnit 9.2*, hvor der blev argumenteret for, at en person med lav indkomst har større marginal nytte af en given forbrugsændring end en person med høj indkomst. Dette betyder, at fremtidige forbrugsændringer bør diskonteres med en *forbrugsdiskonteringsrate*, som svarer til det årligt forventede procentvise fald i befolkningens marginale nytte af forbrug. Der kan opstilles følgende formel for forbrugsdiskonteringsraten  $i$ :

$$9.3 \quad i = g_c \cdot e_{muc}$$

hvor

- $i$  = forbrugsdiskonteringsraten
- $g_c$  = den forventede årlige realvækst i forbruget
- $e_{muc}$  = elasticiteten for den marginale nytte af forbrug

Elasticiteten for den marginale nytte af forbrug  $e_{muc}$  angiver, hvor mange procent den marginale nytte af forbrug ændres ved én procent ændring i forbrugsniveauet. Hvis forbrugsvæksten eller elasticiteten forventes at variere over årene, vil diskonteringsraten derfor variere. Den kan også blive negativ, hvis der forventes en negativ vækst i forbruget i vid forstand – f.eks. som følge af forringede miljøforhold.

Det anbefales, at benytte Finansministeriets skøn for den forventede årlige realvækst i forbruget. Samtidig er der, som omtalt i *afsnit 9.2*, empirisk belæg for, at elasticiteten for den marginale nytte af forbrug er omkring én – jf. Pearce et al. (2006). Det anbefales i velfærdsøkonomiske vurderinger af miljøprojekter at anvende den forbrugsdiskonteringsrate, der fastsættes af Finansministeriet.

Når projektets strøm af forbrugsændringer ( $B_t + C_t$ ) diskonteres med forbrugsdiskonteringsraten, omsættes denne strøm til en strøm af nytteændringer  $\Delta U_t$ . Projektets nutids-

værdi af forbrugsændringerne  $N$  er derfor lig med summen af den skabte nytte.

$$9.4 \quad N = \sum_{t=0}^T (B_t - C_t) \cdot (1+i)^{-t} = \sum_{t=0}^T \Delta U_t$$

Med dette valg af forbrugsdiskonteringsrate tillægges befolkningens nytteændringer den samme samfundsmæssige værdi, uanset hvornår de finder sted. Fremtidige forbrugsændringer tillægges kun en lavere nyttemæssig værdi, når der forventes en generel vækst i forbruget. Derimod har det fra et etisk synspunkt lige stor værdi, om en nulevende eller en fremtidig person opnår en given nytteændring. Der er gode etiske argumenter for denne antagelse – jf. Robinson (1990) og Møller (2009). Det anbefales derfor at fastholde denne antagelse.

Hvis man imidlertid ønsker at indarbejde en såkaldt *ren samfundsmæssig tidspræference* i diskonteringen, kan dette ske ved at forhøje forbrugsdiskonteringsraten med en *nyttediskonteringsrate*  $\rho$ , således at  $i = g_c \cdot e_{muc} + \rho$ . Nyttediskonteringsraten kan være udtryk for, at tiden anses for etisk relevant, hvilket, som omtalt, er vanskeligt at fastholde. Nyttediskonteringsraten kan også være udtryk for, at sandsynligheden for menneskehedens overlevelse og dermed sandsynligheden for, at den overhovedet vil opleve nytteændringerne er faldende med denne rate. Dette taler for, at nyttediskonteringsraten inden for en overskuelig tidshorizont er forsvindende lille. Endelig er det også muligt at fortolke nyttediskonteringsraten i overensstemmelse med det i *afsnit 9.2* omtalte *prioritetsprincip*. Hvis fremtidige personer ikke alene i forbrugsmæssig, men også i nyttemæssig henseende forventes at være bedre stillet end nulevende personer, så kan der argumenteres for at tillægge fremtidige personers nytteændringer mindre etisk værdi end nulevende personers.

Accepteres prioritetsprincippet, bør projektets forbrugsændringsstrøm foruden at blive diskonteret med forbrugsdiskonteringsraten også diskonteres med en rate, der afspejler den forventede vækst i nytteniveauet og den heraf følgende ændring i værdien af en marginal nytteændring. Diskonteringsfaktoren  $(1+u)^{-t}$  for en forbrugsændring i år  $t$  bør således være

$$9.5 \quad (1+u)^{-t} = \left( (1+e_{mvu} \cdot e_{uc} \cdot g_c) \cdot (1+e_{muc} \cdot g_c) \right)^{-t}$$

hvor

- $e_{mvu}$  = elasticiteten for den marginale velfærdsændring ved en ændring i nytten
- $e_{uc}$  = nytteelasticiteten med hensyn til ændringer i forbruget
- $g_c$  = den forventede årlige vækst i forbruget
- $e_{muc}$  = elasticiteten for den marginale nytte af forbrug

I *formel 9.5* angiver  $e_{muc} \cdot g_c$  forbrugsdiskonteringsraten  $i$ . Ved diskontering med denne rate omregnes projektets forbrugsstrøm til en nytteændringsstrøm – jf. *formel 9.4*. Den velfærdsmæssige værdi af nytteændringerne aftager med raten  $e_{mvu} \cdot e_{uc} \cdot g_c$ , idet den for-

ventede generelle vækst i nytteniveauet beregnes som  $e_{mu} \cdot g_c$ . I overensstemmelse med prioritetsprincippet beregnes den velfærdsmæssige værdi af projektets nytteændringsstrøm ved at diskontere denne med raten  $e_{mwu} \cdot e_{uc} \cdot g_c$ . Det skal bemærkes, at elasticiteten for den marginale velfærdsændring ved en ændring i nytten  $e_{mwu}$  i modsætning til elasticiteten for den marginale nytte af forbrug  $e_{muc}$  er politisk bestemt.

#### 9.4 Fordeling af miljø- og naturkonsekvenserne og de hermed forbundne økonomiske konsekvenser

Der kan endelig gennemføres endnu en fordelingsanalyse af det velfærdsøkonomiske forbrugsoverskud, som især er relevant, når projektet har konsekvenser for miljøbelastningen og dermed for udbudet af en række miljø- og naturgoder – jf. Pearce et al. (2006). Det anbefales i sådanne tilfælde at beskrive, hvorledes den velfærdsøkonomiske værdi af projektets omkostninger og gevinster fordeles på dem, der belaster miljøet, og dem, der udsættes for belastningens konsekvenser. Denne fordeling har velfærdsøkonomisk interesse ud fra en rimeligheds- eller rettighedsbetragtning.

Hvis det f.eks. forudsættes, at man har ret til risikofrit at kunne trække vejret, forekommer det ikke rimeligt, at man udsættes for røgbelastningen fra naboens brændeovn. Omkostningerne ved et projekt, der sigter mod at reducere denne form for miljøbelastning, bør derfor bæres af brændeovnsbrugerne, og en del af gevinsterne ved belastningsreduktionen bør tilfalde de naboer, som ikke selv bruger brændeovne. Tilsvarende rimelighedsbetragtninger kan anlægges ved andre former for luftforurening, støjforurening og vandforurening. Betragtningen kan også være relevant i forbindelse med naturprojekter. Hvem har glæde af disse, og hvem skal betale herfor?

For at understøtte denne form for fordelingsanalyse anbefales det så vidt muligt at beskrive, hvorledes værdien af projektets miljø- og naturkonsekvenser bliver fordelt på befolkningsgrupper. Denne beskrivelse bør holdes op mod den budgetøkonomiske analyse, som tilsvarende beskriver fordelingen af projektets økonomiske gevinster og omkostninger på befolkningsgrupper. En sammenligning af de to analyser kan give information, om hvem der bliver berørt af miljøeffekterne sammenholdt med hvem der bliver økonomisk berørt.

I Serret & Johnstone (2006) findes der en oversigt over de analyser, der hidtil er udarbejdet vedrørende fordelingen af miljøkonsekvenserne af de samfundsmæssige aktiviteter. De fleste af dem går på placering af affaldsdepoter, støjbelastning og luftforurening samt adgang til offentlige grønne områder. I de fleste analyser er der fundet en mere eller mindre stærk positiv sammenhæng mellem udsættelse for ovennævnte miljøeffekter og fattigdom. I *Boks 9.4* er gengivet et eksempel fra Serret & Johnstone (2006).

*Boks 9.4 Støj fordelt på indkomstgrupper*

I Serret & Johnstone (2006) refereres en undersøgelse af sammenhængen mellem forskellige persongrupperes indkomst og det omfang, hvori de pågældende grupper udsættes for trafik- og flystøj. Analysen er lavet for befolkningen i Birmingham. Det er også undersøgt, i hvilken udstrækning forskellige etniske grupper, udsættes for støj; men resultaterne af denne undersøgelse skal ikke refereres her.

Befolkningen i Birmingham inddeles i fire indkomstkvarter, hvor de 25 pct. rigeste befinder sig i 1. kvartil og de 25 pct. fattigste i 4. kvartil. I den følgende tabel er vist, hvor megen støj disse grupper udsættes for i nattetimerne. Støjniveauet er angivet som medianstøjniveauet målt i *decibel*. I tabellen er også vist støjniveauet for den fattigste tiendedel af befolkningen i Birmingham – 10. *decil*.

<i>1. kvartil</i>	<i>2. kvartil</i>	<i>3. kvartil</i>	<i>4. kvartil</i>	<i>10. decil</i>	<i>Gns. Birmingham</i>
41,3	42,1	41,8	42,5	42,7	41,8

Eksemplet viser, at befolkningen i 4. kvartil og herunder især i 10. *decil* er mere støjbelastet i nattetimerne end den øvrige befolkning.

En sådan analyse af støjbelastningens fordeling på befolkningsgrupper kan bruges i en samfundsøkonomisk analyse af støjbegrænsningsprojekter – f.eks. opsætning af støjskærme, lydisolerede vinduer og støjdæmpende asfalt. Man vil kunne vise, hvem der får glæde af projekterne, og denne oplysning kan efterfølgende sammenlignes med, hvem der eventuelt skal betale for støjbegrænsningen. Finansieringen kan f.eks. være fordelt på lufthavnen, staten, kommunen, borgerne i hele Birmingham eller befolkningen i de støjudsatte områder.

## KAPITEL 10

### NO<sub>x</sub> handlingsplan

Dette kapitel omhandler opstillingen af en omkostningseffektiv NO<sub>x</sub> handlingsplan. Problemstillingen er, at Danmark skal opnå et givet miljømål i et bestemt år, og det undersøges, hvordan Danmark mest omkostningseffektivt kan opfylde denne målsætning. I det konkrete tilfælde drejer det sig om Danmarks opfyldelse af NEC-direktivets målsætning om, at de årlige NO<sub>x</sub> emissioner i 2010 skal være reduceret til *127.000 tons*

Kapitlets eksempler stammer fra en analyse, som Miljøstyrelsen udførte i 2006. Fremskrivninger fra DMU viste på daværende tidspunkt, at Danmark skal nedbringe NO<sub>x</sub> udledningerne med ca. *7.000 tons* i 2010 for at overholde målsætningen. Der er regnet omkostninger og NO<sub>x</sub> reduktion på i alt 24 tiltag i analysen. I dette kapitel præsenteres tre udvalgte tiltag, hvis beregninger indeholder metodiske problemstillinger, der illustrerer vejledningens anbefalinger. Desuden vises selve analysen af omkostningseffektivitet. For yderligere dokumentation henvises til rapporter fra Miljøstyrelsen (2006a), Miljøstyrelsen (2006b) og Miljøstyrelsen (2006c). Det er vigtigt at pointere, at disse beregninger skal ses som metodiske eksempler, og ikke som aktuelle politikanbefalinger.

#### 10.1 Forudsætninger for beregningerne

Beregningerne i dette kapitel er revideret i forhold til rapporten fra 2006, så de stemmer overens med denne vejlednings anbefalinger. Resultaterne adskiller sig derfor fra rapporten i 2006.

I eksemplet er anvendt en diskonteringsrate på *4 pct.* i den budgetøkonomiske beregning. I den velfærdsøkonomiske beregning er også diskonteret med en diskonteringsrate på *4 pct.* Der er ikke foretaget trin 3 vedr. diskontering, dvs. der er ikke diskonteret med *2 pct.* Det skyldes, at analysen vedrører tiltag på relativt kort sigt, nemlig prioritering af ressourcer med henblik på opfyldelse af en målsætning i 2010. Trin 3 drejer sig om fordeling over tid (mellem generationer), og denne problemstilling er ikke relevant for denne analyse.

Ved beregningen af de velfærdsøkonomiske omkostninger er der anvendt en netto-afgiftsfaktor på *1,17*. I beregningen af de velfærdsøkonomiske omkostninger er netto-afgiftsfaktoren ikke forhøjet med skatteforvriddningstabet, hvilket den var i 2006 rapporten.

De 24 tiltag, der i det følgende skal sammenlignes og prioriteres imellem, iværksættes ikke på samme tid, men i forskellige år. Nogle tiltag handler om at fremrykke investeringer. Flere af priserne (f.eks. elprisen) ændrer sig over tiden (tidsserier). Beregningerne er derfor foretaget for en 30-årig periode 2005–2034 og opgjort som nutidsværdi i 2004. Derved bliver det muligt at sammenligne tiltagene. Der regnes i 2004-priser.



## 10.2 Reduceret andel af persondieselbiler

Dette eksempel viser en samfundsøkonomisk beregning for et økonomisk styringsmiddel. Eksemplet illustrerer beregning af dødvægtstab, skatteforvriddningstab og indirekte provenutab – jf. *Kapitel 7*.

Tiltaget går ud på at omlægge registreringsafgiften, således at dieselbilerne beskattes hårdere. Formålet med tiltaget er at reducere NO<sub>x</sub> emissionerne ved at reducere antallet af dieselbiler til fordel for benzinbiler. Tiltaget gælder dog kun for personbiler. Registreringsafgiften for dieselbiler hæves og registreringsafgiften for benzinbiler sænkes.

Tiltaget pålægger dieselbilerne en forhøjet skat i tre år fra 2006 til og med 2009. Fra og med 2010 er der ikke længere nogen NO<sub>x</sub> gevinst ved at pålægge en ekstraskat på dieselbilerne, idet NO<sub>x</sub> emissionerne for diesel- og benzinbiler fra dette år forventes at være stort set ens, idet EURO 5 bilerne på det tidspunkt er kommet på markedet.

### 10.2.1 Konsekvensskema

Når registreringsafgiften for dieselbiler forøges, stiger prisen på dieselbiler, og derved vil der blive solgt færre dieselbiler og flere benzinbiler. Konsekvensskemaet viser ændringerne i satsen for registreringsafgiften samt ændringerne i bilsalget – jf. *Tabel 10.1*. Der er også vist ændringerne i miljøeffekterne. Netto-effekten er en forøgelse af CO<sub>2</sub> emissionerne, en reduktion af partikelemissionerne og af NO<sub>x</sub> emissionerne.

Der er ikke tale om et projekt med fysiske investeringer, drift etc., men om en afgiftsomlægning, der påvirker biletterspørgslen og derved får en effekt på miljøet og på statens afgiftsprovener. Provenuændringerne er en central del af den budget- og velfærdsøkonomiske analyse og medtages derfor i konsekvensskemaet. Samlet set giver omlægningen et ekstraprovener på ca. 10 mio.kr. i 2009. Det skyldes hovedsagelig, at indtægterne fra benzinafgiften stiger. Omlægningen resulterer i en markant forskydning af provener fra registreringsafgift og årlig ejerafgift til brændstofafgift.

Tabel 10.1 Konsekvensskema. Årlige effekter i de tre år 2006–2009. Effekten i 2009 er vist.

	Dieselbiler	Benzinbiler	I alt
Ændring i sats for registreringsafgift i 2006–2009	+23.958 kr./bil	-5.248 kr./bil	-
Ændring af bilsalg pr. år i 2006–2009	-3590 biler/år	+3590 biler/år	0
Provenueffekt i 2009			
– registreringsafgift	+16 mio.kr.	-15 mio.kr.	+1
– årlig ejerafgift	-50 mio.kr.	+35 mio.kr.	-14 mio.kr.
– brændstofafgift	-51 mio.kr.	+74 mio.kr.	+23 mio.kr.
I alt provenueffekt i 2009			+10 mio.kr.
Miljøeffekt emission pr. år i 2006–2009			
CO <sub>2</sub>			+14.628 tons
Partikler			-5 tons
NO <sub>x</sub>			-107 tons

Ændringen af provenuet fra registreringsafgiften er opgjort for tre år (2006–2009). De øvrige provenuændringer (brændstof- og ejerafgift) er årlige og for en længere periode. De vil blive 0, efterhånden som de tre årgange biler skrottes.

### 10.2.2 Budgetøkonomiske omkostninger

De berørte parter er bilejerne (borgerne) og staten. Bilejerne får en udgift på 10 mio.kr. i 2009 (omfatter registrerings-, årlig ejer- og brændstofafgift). Dette er omvendt en indtægt for staten på 10 mio.kr. i 2009. Den årlige effekt falder mod nul, i takt med at bilerne skrottes, og nutidsværdien i 2004 er 93 mio.kr.

### 10.2.3 Velfærdsøkonomiske omkostninger

De velfærdsøkonomiske omkostninger består af følgende komponenter:

- Dødvægtstab som følge af ændret registreringsafgift
- Skatteforvridningsgevinst som følge af provenuvirkning fra årlig brændstof- og ejerafgift

For 2009, det sidste år med ændret registreringsafgift, beregnes disse enkeltkomponenter således:

#### Dødvægtstab som følge af ændret registreringsafgift

Når det drejer sig om at udregne dødvægtstabet, (D), ved en ændring af en eksisterende afgift bruges følgende formel – jf. afsnit 7.1.3:

$$D = -a \cdot dQ - \frac{1}{2} \cdot da \cdot dQ$$

hvor

- $dQ$  = ændringen i bilkøbet,  
 $a$  = afgiftssatsen (dvs. den oprindelige registreringsafgift for ændring)  
 $da$  = ændringen i afgiften (dvs. ændringen af registreringsafgiften)

Der forudsættes perfekt elastisk udbud (dvs. vandret udbudskurve) og en lineær efterspørgselskurve. Der henvises til Skatteministeriet (2002a).

*For dieselbiler i år 2009 fås:*

Registreringsafgiften før ændringen udgør gennemsnitlig 144.080 kr. per dieselbil og den forhøjes med 23.958 kr. efter afgiftsændringen. Dette medfører et fald i bilsalget på 3.590 biler – jf. Tabel 10.1:

$$\text{Dødvægtstab} = -(144.080 \text{ kr.} \cdot -3.590 \text{ biler}) - (\frac{1}{2} \cdot 23.958 \text{ kr.} \cdot -3.590 \text{ biler}) = +560 \text{ mio. kr.}$$

*For benzinbiler i år 2009 fås:*

Registreringsafgiften før ændringen udgør gennemsnitlig 107.641 kr. per benzinbil, og den sænkes med 5.248 kr. efter afgiftsændringen. Dette medfører et øget bilsalg på 3.590 biler – jf. Tabel 10.1:

$$\text{Dødvægtstab} = -(102.393 \text{ kr.} \cdot 3.590 \text{ biler}) - (\frac{1}{2} \cdot 5.248 \text{ kr.} \cdot 3.590 \text{ biler}) = -377 \text{ mio. kr.}$$

Bemærk, at når der er tale om en sænkning af en afgift, benyttes afgiftssatsen efter sænkningen, dvs.  $107.641 - 5.248 = 102.393 \text{ kr.}$  Dette er nærmere forklaret i afsnit 7.1.3.

*For diesel- og benzinbiler i alt:*

Det samlede dødvægtstab i 2009 bliver dermed 560 mio.kr. fratrukket 377 mio.kr., dvs. 183 mio.kr. Dette skal ikke forhøjes med momsen, da den allerede er indregnet i den angivne registreringsafgift. Således bliver det samlede dødvægtstab fra ændringer i registreringsafgiften på 183 mio.kr.

*Skatteforvridningsgevinst som følge af provenuvirkning fra årlig brændstof- og ejerafgift*

Omlægningen af registreringsafgiften er i sig selv provenuneutral; men den har afledte virkninger på provenuet af brændstof- og ejerafgifterne.

For brændstofafgiftens vedkommende skyldes det, at biler og brændstof er komplementære goder, der efterspørges i et bestemt mængdeforhold. Når efterspørgslen efter dieselbiler reduceres, sker der også et fald i efterspørgslen efter diesel. Omvendt øges efterspørgslen efter benzin, når antallet af benzinbiler stiger. Disse efterspørgselseffekter viser sig som forskydninger i de respektive efterspørgselskurver, hvilket giver anledning til et

indirekte provenuvirkninger svarende til areal P i *Figur 7.4* i *Kapitel 7*. Det reducerede antal dieselmotorer resulterer altså i et provenutab fra dieselaftgiften, og omvendt medfører det øgede antal benzinbiler et øget afgiftsprovenu fra benzinaftgiften.

Det afledte årlige provenutab fra dieselaftgiften kan opgøres til *51 mio.kr.* Der er til gengæld en provenugevinst fra benzinaftgiften på *74 mio.kr.* Den samlede provenuvirkning af ændringen i diesel- og benzinefterspørgslen bliver altså en provenugevinst på *23 mio.kr.* i 2009.

Med hensyn til ejerafgiftsprovenuet påvirkes dette også af ændringen i antallet af hhv. diesel- og benzinbiler. Netto-resultatet af faldet i provenuet fra ejerafgiften på dieselmotorer og stigningen i provenuet fra benzinbiler bliver et provenutab på *14 mio.kr.* i 2009.

Samlet set indebærer omlægningen af registreringsafgiften en samlet provenuforøgelse fra brændstof- og ejerafgifterne på *10 mio.kr.* i 2009 – jf. *Tabel 10.1*. Denne provenugevinst giver anledning til en skatteforvridningsgevinst, der kan beregnes som provenuforøgelsen forhøjet med skatteforvridningsfaktoren på 1,2 – jf. *afsnit 7.3.1*. Der henvises også til Skatteministeriet (2002b). Skatteforvridningsgevinsten bliver derfor *12 mio.kr.* i 2009.

#### *Samlede velfærdsøkonomiske omkostninger*

Når alle de ovenstående effekter regnes sammen, fås en samfundsøkonomisk omkostning i 2009 på *171 mio.kr.* – jf. *Tabel 10.2*. De velfærdsøkonomiske omkostninger for alle de andre år 2005 til 2034 er beregnet på samme måde. Nutidsværdien af de velfærdsøkonomiske omkostninger bliver derfor samlet set *528 mio.kr.*

*Tabel 10.2 Velfærdsøkonomiske omkostninger ved ændring af registreringsafgiften*

	For 2009, mio.kr.
Dødvægtstab	183
Skatteforvridningsgevinst	12
Velfærdsøkonomiske omkostninger i alt	171

#### *Miljøeffekter*

Udover reduktionen af NO<sub>x</sub>-emissionen leder tiltaget til en forøgelse af CO<sub>2</sub>-emissionerne og til en reduktion i partikeludledningerne. Værdien af disse afledte miljøeffekter (andre end NO<sub>x</sub>) er *25 mio.kr.* i nutidsværdi i 2004. De anvendte priser fremgår af tabel 2–3 og tabel 2–4 i Miljøstyrelsen(2006c).

#### *Skyggepris*

Nutidsværdien af de samlede omkostninger bliver *528 mio.kr.* Værdien af de øvrige miljøgevinster (andre end NO<sub>x</sub>) er *25 mio.kr.* i nutidsværdi. De samlede netto-omkostninger ved tiltaget er da *502 mio.kr.* Den reducerede NO<sub>x</sub>-emission tilbagediskonteret til 2004

udgør 1.144 tons  $\text{NO}_x$ . Dermed bliver skyggeprisen (netto-omkostning i kr. pr. kg  $\text{NO}_x$ ) 502 mio.kr. divideret med 1.144 tons, svarende til 439 kr. pr. kg  $\text{NO}_x$ .

Tabel 10.3 Velfærdsøkonomiske netto-omkostninger ved at omlægge registreringsafgiften 2005 – 2034. Mio.kr. (2004-priser)

	Velfærdsøkonomiske omkostninger			Velfærdsøkonomiske gevinster	
	Dødvægtstab Registrerings- afgift	Skatteforvrid- ningsgevinst	Omkostninger I alt	Værdi andre miljø effekter	$\text{NO}_x$ reduktion
	Mio.kr.	Mio.kr.	Mio.kr.	Mio.kr.	Tons
<b>NPV i 2004</b>	640	112	528	25	1.144
<b>Skyggepris</b>			439 kr./kg $\text{NO}_x$		

NPV står for nutidsværdi (net present value).

### 10.3 Delvis Boosting

Dette eksempel illustrerer en samfundsøkonomisk analyse på energiområdet. Det er et dyrt tiltag med beskedent potentiale, men viser nogle metodemæssige problemstillinger. Det viser, hvorledes resultatet af den samfundsøkonomiske analyse afhænger af forudsætninger om:

- El fra boostede anlæg fortrænger billigere el fra andre termiske anlæg.
- Fordelingen af emissioner mellem ind- og udland.
- Anvendelsen af en elpris, der indeholder  $\text{CO}_2$ -omkostninger, hvilket betyder, at man skal være varsom, hvis der fortrænges el ved forurenende produktion.

Eksemplet illustrerer også vigtigheden af at bruge et konsekvensskema som udgangspunkt for beregningerne. Uden et konsekvensskema er det svært at overskue konsekvenserne af fortrængning af el. Problemerne vedrører bl.a. opgørelsen af de inden- og udenlandske effekter og håndteringen af  $\text{CO}_2$ -effekten, når noget af  $\text{CO}_2$ -effekten er indeholdt i elprisen, mens anden  $\text{CO}_2$ -effekt ikke er.

Boosting af et kraftværk udvider produktionskapaciteten. Det gøres ved at tilslutte en gasturbine til kedlen på kraftværket. Dette udvider produktionskapaciteten, hvilket kan medføre en øget elproduktion. Herved fortrænges anden kondensel, hvilket giver en lavere  $\text{NO}_x$ -emission. Kondensel er den elproduktion, der ikke sker i samproduktion med varme.

Der regnes på delvis boosting af en eksisterende kulfyret blok på et kraftværk. Der tilkobles en gasturbine på 50 MW til en eksisterende kulkedel med SCR (Selektiv Katalytisk Reduktion) på et kraftværk. Der anvendes fortsat kul på kedlen, mens der anvendes gas på gasturbinen. Elproduktionen antages at øges med ca. 22 pct., som antages at fortrænge

kondensel. Det forudsættes, at der er installeret SCR på blokken inden boostningen. Det er ligeledes forudsat, at den nuværende gasforsyning i Nordsøen er i stand til at dække det øgede gasforbrug.

I beregningerne er der anvendt emissionskoefficienterne angivet i *Tabel 10.4*:

*Tabel 10.4 Emissionskoefficienter delvis boosting*

	NO <sub>x</sub> (g/GJ)
Før: Kulkedel med SCR installeret	70
Efter: Gasturbine koblet sammen med kulkedel og med SCR installeret	8,4

Der henvises til Miljøstyrelsen (2006b) afsnit 4.1 for yderligere information.

### 10.3.1 Konsekvensskema

*Tabel 10.5* viser konsekvensskemaet for delvis boosting.

Tabel 10.5 Konsekvensskema for en gennemsnitsblok

Gasturbinen	
• Investering gasturbine i 2009	22 mio.kr.
• Levetid	20 år
• Gasforbrug på turbinen	3,2 mio. GJ pr år
• Drift og vedligeholdelse for turbinen	20 kr./MWh, svarer til 8 mio.kr./år
Produktion fra kraftværket	
• Øget elproduktion på blokken (+22 %, stigning i elvirkningsgrad på 3 %)	413.000 MWh pr år
• Varmeproduktion	Uændret
Fortrængning af anden elproduktion (kondensel)	
• I Danmark	Til og med 2015: 206.500 MWh/år Fra 2016: 413.000 MWh/år
• I udlandet	Til og med 2015: 206.500 MWh/år Fra 2016: 0
Miljøeffekter	
Fra boostningen (dvs. gasturbinen) effekter i Danmark	+ 27 tons NO <sub>x</sub> i 2010 + 182.000 tons CO <sub>2</sub> + 0,032 tons SO <sub>2</sub>
Fra den sparede elproduktion (kondensel)	
• I Danmark	- 123 tons NO <sub>x</sub> i 2010 - 1.582 tons i NPV - 46,6 tons SO <sub>2</sub> i 2010 - 3 tons CH <sub>4</sub> i 2010 - 5 tons N <sub>2</sub> O i 2010 CO <sub>2</sub> emissionen opgøres ikke, da værdien heraf er indeholdt i elprisen, og dermed i værdien af den sparede elproduktion
• I udlandet	- 123 tons NO <sub>x</sub> i 2010 - 655 tons i NPV - 46,4 tons SO <sub>2</sub> i 2010 - 3 tons CH <sub>4</sub> i 2010 - 5 tons N <sub>2</sub> O i 2010
NO <sub>x</sub> effekt i alt (ind- og udland)	-218 tons i 2010 -1.939 tons i NPV
Netto-effekt NO <sub>x</sub> i Danmark i 2010 (målåret)	- 96 tons NO <sub>x</sub>
Skatteforvridningstab	Skyldes det mistede provenu fra SO <sub>2</sub> – afgiften

Det er nødvendigt at opgøre miljøeffekten særskilt for udlandet og Danmark, fordi

- NO<sub>x</sub> reduktionen i Danmark skal findes, da analysen går på opfyldelse af en national målsætning.
- Eventuelle afgiftseffekter i Danmark skal findes til brug for opgørelse af skatteforvidningstab.

Miljøeffekterne består dels af effekterne fra selve boostningen (drift af gasturbinen) og dels af effekterne fra den sparede elproduktion.

Gasforbruget på gasturbinen ved boostningen øger udledningen af NO<sub>x</sub>, CO<sub>2</sub> og SO<sub>2</sub>. CO<sub>2</sub> effekten er beregnet vha. DMU's emissionskoefficient for en gasturbine, som er på 56,9 kg CO<sub>2</sub> pr. GJ – jf. DMUs hjemmeside.

Den sparede elproduktion formindsker emissionen af NO<sub>x</sub>, CO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> og N<sub>2</sub>O. Bemærk dog, at det ikke er nødvendigt at opgøre CO<sub>2</sub>-mængden, da udledningen af CO<sub>2</sub> ikke medregnes ved den sparede elproduktion. Det skyldes, at CO<sub>2</sub>-omkostningerne allerede er indeholdt i elprisen på Nord Pool markedet, og dermed er medregnet i værdien af den sparede elproduktion. Det er dog vigtigt at huske, at CO<sub>2</sub>-omkostningen fra selve boostningen skal medtages. Mængderne af NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> og N<sub>2</sub>O er beregnet ved hjælp af emissionskoefficienterne for el på Nord Pool. Disse kan findes i Energistyrelsen (2008).

Selve boostningen forøger NO<sub>x</sub>-udledningen. Dette skyldes det ekstra forbrug af gas på gasturbinen. I målsætningsåret 2010 udgør denne stigning *27 tons NO<sub>x</sub>* – jf. *Tabel 10.6*. Dette er beregnet som det øgede gasforbrug på *3.200 TJ* multipliceret med NO<sub>x</sub>-emissionskoefficienten på en ny gasturbine på *8,4 g pr. GJ* fra *Tabel 10.5*.

Til gengæld mindsker den fortrængte el udledningen af NO<sub>x</sub>. Fortrængningen giver en reduktion på *245 tons NO<sub>x</sub>* i 2010. Dette er beregnet vha. emissionskoefficienten for el baseret på gennemsnitlig dansk kondenselproduktion – jf. Energistyrelsen (2008). Halvdelen af fortrængningen – *123 tons* – sker i Danmark og den anden halvdel i udlandet. Det skyldes, at halvdelen af elproduktionen antages at blive fortrængt i udlandet frem til 2015.

Udlandsreduktionen er selvfølgelig diskutabel, hvis el i udlandet produceres på en anden måde. Her ses bort fra denne problemstilling. Forudsætningen om en ligelig fordeling mellem indenlandsk og udenlandsk elproduktion indtil 2015 og derefter *100 pct.* indenlandsk elproduktion stammer fra beregninger på Energistyrelsens RAMSES-model.

Alt i alt fås en reduktion af NO<sub>x</sub> udledningen i Danmark. Denne kan beregnes som *123 tons* fratrukket *27 tons*, i alt *96 tons NO<sub>x</sub>* i 2010.



Tabel 10.6 Reduktion af  $NO_x$  udledning, delvis boosting (pr blok).

	Effekt i Danmark			Samlet effekt		
	Ved boosting	Effekt i DK pga. sparet el produktion	$NO_x$ reduktion i DK i alt	Ved boosting	Samlet effekt (både DK og udland) pga. sparet el produktion	$NO_x$ reduktion i alt
	Tons	Tons	Tons	Tons	Tons	Tons
2005	0	0	0	0	0	0
2006	0	0	0	0	0	0
2007	0	0	0	0	0	0
2008	-27	125	98	-27	249	222
2009	-27	124	98	-27	249	222
2010	-27	123	96	-27	245	218
2011	-27	122	95	-27	244	217
2012	-27	125	98	-27	251	224
2013	-27	128	101	-27	255	228
2014	-27	127	100	-27	253	227
2015	-27	135	108	-27	270	243
2016	-27	226	199	-27	226	199
2017	-27	240	213	-27	240	213
2018	-27	241	214	-27	241	214
2019	-27	177	150	-27	177	150
2020	-27	160	134	-27	160	134
2021	-27	157	130	-27	157	130
2022	-27	153	127	-27	153	127
2023	-27	142	115	-27	142	115
2024	-27	133	106	-27	133	106
2025	-27	123	96	-27	123	96
2026	-27	108	81	-27	108	81
2027	-27	109	82	-27	109	82
2028	-27	108	81	-27	108	81
2029	-27	111	84	-27	111	84
2030	-27	111	84	-27	111	84
2031	-27	114	87	-27	114	87
2032	-27	114	87	-27	114	87
2033	-27	114	87	-27	114	87
2034	-27	114	87	-27	114	87
NPV i 2004	-390	2062	1672	-390	2815	2424

### 10.3.2 Budgetøkonomiske omkostninger

Der er to berørte parter – elværkerne og staten. For elværkerne, der foretager boosting, består de budgetøkonomiske omkostninger af:

- Investeringer til boosting (gasturbineanlæg samt gasforsyning) med en levetid på 20 år.
- Driftsomkostninger til gas på gasturbinen.
- Drifts- og vedligeholdelsesomkostninger på gasturbinen.
- Indtægt fra salg af øget elproduktion.

De totale meromkostninger til investering og drift ved delvis boosting på en blok udgør 1974 mio. kr. i nutidsværdi. Indtægterne fra det ekstra elsalg har en nutidsværdi på 1854 mio.kr. Blokken får derved en netto-omkostning på 120 mio.kr. i nutidsværdi.

Omkostningerne er beregnet ved at annuisere investeringen over 20 år (den tekniske levetid). Herved er beregnet en årlig investering på 22 mio.kr., som gentages uendeligt – i dette tilfælde over de 35 år, som er tidshorizonten for denne analyse. Nutidsværdien heraf i 2004 er 321 mio.kr. Nutidsværdien af de årlige omkostninger til gas samt drift og vedligeholdelse er på hhv. 1.533 mio.kr. og 120 mio.kr.. I alt bliver omkostningerne 1.974 mio.kr. Indtægterne fra det ekstra elsalg på 413.000 MWh pr. år er ganget med elprisen på Nordpool markedet (den uvægtede). El- og gaspriser kan findes i Energistyrelsen (2008).

Staten får et provenutab på ca. 9 mio.kr. i nutidsværdi for en gennemsnitsblok fra mistet SO<sub>2</sub>-afgift. SO<sub>2</sub>-emissionen falder, fordi den fortrængte el i Danmark har højere SO<sub>2</sub>-emission end den ekstra el produceret ved gas på turbinen ved boostingen. Bemærk, at det kun er SO<sub>2</sub>-effekten i Danmark, der indgår. Afgiftssatsen er 10 kr. pr. kg SO<sub>2</sub>. Dette provenutab spares af de værker, hvor fortrængningen finder sted i Danmark.

### 10.3.3 Velfærdsøkonomiske omkostninger

#### Anlæg og drift

Nutidsværdien af de velfærdsøkonomiske investerings- og driftsomkostninger er 2.310 mio.kr. pr. blok – jf. Tabel 10.7. Dette er beregnet som de budgetøkonomiske omkostninger på 1.974 mio. kr. forhøjet med netto-afgiftsfaktoren. Kraftværkets ekstra indtægt fra den ekstra elproduktion indgår i analysen via den fortrængte elproduktion – jf. nedenfor.

#### Skatteforvriddingstab

Ved boosting bliver statens afgiftsprovener mindre, da emissionen af SO<sub>2</sub> formindskes – jf. ovenfor. Provenutabet tilfalder i første omgang forbrugerne, der kan øge deres forbrug og dermed velfærd. Til gengæld mister de velfærd i form af offentligt forbrug. For at neutralisere dette må skatten sættes op, hvorved privat forbrug igen skiftes ud med offentligt forbrug – velfærden forbliver uændret – og samtidig giver skattestigningen anledning til et velfærdsøkonomisk forvriddingstab på 20 pct. af provenutabet – jf. afsnit 7.1.3. Statens

provenu mindskes samlet med ca. 9 mio.kr. i nutidsværdi for en gennemsnitsblok. Dette giver et samlet skatteforvridningstab på knap 2 mio.kr. i nutidsværdi, når provenutabet forhøjes med en netto-afgiftsfaktor på 1,17. Da kraftværkerne ikke betaler CO<sub>2</sub>-afgift, mister staten ikke et provenu som følge af en nedgang i CO<sub>2</sub>-emissionen.

### *Sparet elproduktion*

Boosting medfører en øget elproduktion. Det antages, at den ekstra elproduktion ved boostningen fortrænger anden elproduktion i såvel Danmark som i de øvrige nordiske lande. De sparede omkostninger ved elproduktion er beregnet ud fra elprisen på det nordiske elmarked, Nordpool markedet. Der spares 413.000 MWh pr. år pr. gennemsnitsblok ganget med Nord Pool-prisen og forhøjet med netto-afgiftsfaktoren. Nordpool prisen kan findes i Energistyrelsen (2008), hvor der er en tabel med en tidsserie for elprisen (opdateres løbende). Der er anvendt den uvægtede Nord Pool pris forhøjet med netto-afgiftsfaktoren. Nutidsværdien bliver 2.170 mio.kr. pr. blok – jf. Tabel 10.7.

### 10.3.4 Miljøeffekten

Der opgøres dels værdien af den samlede miljøeffekt og dels de afledte miljøeffekter.

Værdien af den samlede miljøeffekt bruges til opgørelsen af det velfærdsøkonomiske overskud. Den samlede miljøeffekt er inklusive NO<sub>x</sub> og indeholder effekter i både udland og Danmark. Værdien af de afledte miljøeffekter bruges til beregningen af skyggeprisen for NO<sub>x</sub>, og værdien opgøres derfor ekskl. NO<sub>x</sub>-reduktionen.

Nutidsværdien af værdien af de samlede miljøeffekter er -176 mio.kr. pr. blok, jf. Tabel 10.7. Den negative værdi skyldes, at værdien af CO<sub>2</sub>-udledningen fra selve boostningen, dvs. det ekstra gasforbrug på turbinen, medregnes som en omkostning. Den sparede CO<sub>2</sub>-værdi pga. den fortrængte el indgår ikke, da den allerede er inkluderet i elprisen. Værdien af den sparede CO<sub>2</sub> er dermed inkluderet i værdien af den fortrængte el, dvs. de sparede elproduktionsomkostninger i Tabel 10.7. Man bør derfor være opmærksom på, at Tabel 10.7 ikke giver et samlet billede af miljøeffekten.

Værdien af de afledte miljøeffekter (andre end NO<sub>x</sub>) har en nutidsværdi på -383 mio.kr. De afledte miljøeffekter består i dette tilfælde af SO<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub> (kun fra gasturbinen), N<sub>2</sub>O og CH<sub>4</sub>. Priserne fremgår af NO<sub>x</sub> rapporten.

### 10.3.5 Sammenfatning velfærdsøkonomisk resultat – skyggepris

Skyggeprisen for NO<sub>x</sub> er beregnet som nutidsværdien af de velfærdsøkonomiske omkostninger, divideret med nutidsværdien af NO<sub>x</sub> reduktionen i Danmark opgjort i tons. Bemærk, at det er NO<sub>x</sub> reduktionen i Danmark, der divideres med (og ikke den totale reduktion inkl. effekten i udlandet). Det skyldes som nævnt, at det er en national målsætning, der regnes på. Skyggeprisen beregnes altså som kr. pr. kg fjernet NO<sub>x</sub> i Danmark.

De samlede velfærdsøkonomiske omkostninger består af summen af:

- Investeringer og drift
- Skatteforvridningstab
- Sparede elproduktionsomkostninger fra den fortrængte el (fratrækkes).

Dette giver velfærdsøkonomiske omkostninger med en nutidsværdi på *142 mio.kr.* pr. blok – jf. *Tabel 10.7.*

Skyggeprisen bliver altså  $142 - (-383) / 1.672 = 314$  kr. pr. kg. De velfærdsøkonomiske omkostninger pr. kg fjernet NO<sub>x</sub> (skyggeprisen) bliver altså *314 kr. pr. kg NO<sub>x</sub>*, der reduceres.

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

Tabel 10.7 Samlede velfærdøkonomiske omkostninger, delvis boosting (pr. blok). 2004-priser

År	Omkostninger				Miljøeffekter		
	Invest og drift Mio.kr.	Forvridningstab Mio.kr.	Sparet el Mio.kr.	Omkostninger i alt Mio.kr.	NO <sub>x</sub> Reduktion i DK Tons	Værdi NO <sub>x</sub> i DK og udland Mio.kr.	Værdi af afledte miljøeffekter Mio.kr.
2005	-	-	-	-	-	-	-
2006	-	-	-	-	-	-	-
2007	-	-	-	-	-	-	-
2008	166	0,1	173	12	98	19	-29
2009	158	0,1	163	12	98	19	-29
2010	153	0,1	138	32	96	19	-30
2011	154	0,1	140	31	95	19	-30
2012	154	0,1	143	28	98	19	-30
2013	155	0,1	146	26	101	19	-29
2014	155	0,1	147	26	100	19	-29
2015	155	0,2	157	16	108	21	-27
2016	156	0,3	186	-12	199	17	-27
2017	156	0,3	175	-1	213	18	-28
2018	157	0,3	175	0	214	18	-27
2019	157	0,2	188	-13	150	13	-29
2020	158	0,2	177	-2	134	11	-30
2021	158	0,2	177	-1	130	11	-30
2022	160	0,2	177	1	127	11	-30
2023	160	0,1	162	16	115	10	-32
2024	161	0,1	177	2	106	9	-32
2025	162	0,1	164	15	96	8	-33
2026	163	0,1	179	2	81	7	-33
2027	164	0,1	179	3	82	7	-33
2028	164	0,1	177	6	81	7	-33
2029	165	0,1	179	5	84	7	-33
2030	166	0,1	186	-1	87	7	-33
2031	166	0,1	186	-1	87	7	-33
2032	166	0,1	186	-1	87	7	-33
2033	166	0,1	186	-1	87	7	-33
2034	166	0,1	186	-1	87	7	-33
NPV i 2004	2.310	2	2.170	142	1.672	207	-383

Skyggepris, omkostning i kr. pr. kg NO<sub>x</sub>  $142 - (-383) / 1672 = 314$

#### 10.4 Udskiftning til mere miljøvenlig brænder på bestående kedler i industrien

Denne beregning illustrerer velfærdsøkonomiske beregninger i relation til fremrykning af en investering – dvs. hvor investeringen foretages tidligere, end man ellers ville have gjort – med henblik på at overholde målsætningen i et givet år.

Omkostningerne ved tiltaget er de ekstraomkostninger, der er forbundet med at fremrykke investeringen. Der tages således hensyn til, at teknologien alligevel skulle have været indført/udskiftet på et senere tidspunkt.

##### 10.4.1 Konsekvensskema

Tiltaget i det konkrete eksempel består i, at brænderne på eksisterende kedler i industrien udskiftes i år 2009 som led i opnåelsen af målsætningen vedr. NO<sub>x</sub>-udledning i 2010. Brænderne ville uden yderligere regulering blive udskiftet i år 2019.

Brænderne udskiftes altså før, de er nedslidte, og de skiftes til en model med lavere NO<sub>x</sub>-emission, en såkaldt lav-NO<sub>x</sub> brænder. Der er således tale om en fremrykning af udskiftningen af brændere, og dermed om en udgift, industrien alligevel skulle have afholdt på et senere tidspunkt.

*Tabel 10.8* viser konsekvensskemaet. Effekten af tiltaget opgøres som forskellen mellem scenariet, hvor man ikke vælger at gøre noget (basis) med scenariet, hvor man foretager en fremrykning af investeringen (tiltaget). Alt regnes som nutidsværdi i 2004. Der er i analysen regnet på situationer, hvor der er hhv. 5 og 10 år tilbage af brændernes levetid. Det er antaget at 1/3 af brænderne har 10 år tilbage og 2/3 af brænderne har 5 år tilbage. Der er gjort de samme antagelser om kedler med gasolie. I *Tabel 10.8* er konsekvenserne opgjort for naturgaskedler, der har 10 år tilbage af deres levetid.

I beregningen tilbagediskonteres miljøeffekten, dvs. NO<sub>x</sub>-reduktionen opgjort i mængder (tons). Når man tilbagediskonterer en miljøeffekt opgjort i mængder, antages det implicit, at prisen på miljøeffekten er konstant i reale termer. Dette er tilfældet for prisen på NO<sub>x</sub>. I *afsnit 5.3* er nærmere forklaret, hvornår man kan diskontere miljøeffekter.

*Tabel 10.8 Konsekvensskema. Udskiftning til lav-NO<sub>x</sub> brændere på kedler med naturgas i industrien, hvor der er 10 år tilbage af levetid.*

(2004-priser)	Investering	Miljøeffekt	Budgetøkonomisk skyggepris (kr. pr. kg)	Velfærdsøkonomisk skyggepris (kr. pr. kg)
Basis (business as usual)	I 2019 investeres 60 mio.kr. Svarer til NPV i 2004 på 28 mio.kr.	Fjerner 665 tons NO <sub>x</sub> pr. år fra 2019 NPV i 2004 4.476 tons	6,41	7,5
Tiltag (fremrykningen)	I 2009 investeres 60 mio.kr. Svarer til NPV i 2004 på 58 mio.kr.	Fjerner 665 tons NO <sub>x</sub> pr. år fra 2009 NPV i 2004 9.089 tons	6,41	7,5
Effekt af tiltag = forskellen mellem tiltag og basis	NPV i 2004 på 30 mio.kr.	NPV i 2004 4.612 tons	6,41	7,5

#### 10.4.2 Budgetøkonomi

Der er kun én berørt part ved dette tiltag, nemlig industrien.

Omkostningen ved at fremrykke udskiftningen af brændere med 10 år er forskellen mellem investeringen i 2009 og den tilsvarende investering 10 år senere (i år 2019). Tiltagets meromkostning er derfor forskellen i nutidsværdi mellem de to investeringer. Tilsvarende er miljøeffekten ved fremrykningen forskellen mellem de to nutidsværdier for miljøeffekten opgjort i tons.

Nutidsværdien af investeringen i 2009 er 58 mio.kr. Denne udgift skulle alligevel være afholdt 10 år senere i år 2019. Nutidsværdien af denne oprindelige investering er 28 mio.kr. Merudgiften bliver dermed forskellen mellem de to, altså en nutidsværdi på 30 mio.kr. På tilsvarende vis består miljøeffekten ved fremrykningen af forskellen mellem de to, svarende til en nutidsværdi på 4.612 tons.

Det koster dermed 30 mio.kr. i nutidsværdi at fremrykke udskiftningen til lav-NO<sub>x</sub> brændere 10 år. Dette svarer til 6,41 kr. pr. kg fjernet NO<sub>x</sub>.

#### 10.4.3 Velfærdsøkonomiske omkostninger

De velfærdsøkonomiske omkostninger er beregnet ved at forhøje de budgetøkonomiske omkostninger med netto-afgiftsfaktoren. De velfærdsøkonomiske omkostninger bliver  $68-34=34$  mio.kr. i nutidsværdi. Den velfærdsøkonomiske skyggepris bliver 7,5 kr. pr. kg. NO<sub>x</sub>, der reduceres.

#### 10.4.4 Skyggeprisen og fremrykning af investering

Det bemærkes, at det koster det samme at fjerne et kg. NO<sub>x</sub>, uanset om investeringen sker i 2009 eller i 2019. Skyggeprisen er således uafhængig af, hvornår investeringen foretages. Dette viser en af svaghederne ved at anvende skyggepriser (analyse af omkostningseffektivitet) som prioriteringsværktøj. Det kommer ikke til at fremgå, at der er en miljømæssig gevinst ved at fremrykke investeringen – nemlig en højere nutidsværdi af de reducerede NO<sub>x</sub>-emissioner.

### 10.5 Velfærdsøkonomiske omkostninger ved at opfylde et miljømål i et bestemt år – opstilling af marginalomkostningskurve

#### 10.5.1 Opstilling af marginalomkostningskurve

Dette eksempel viser, hvorledes man beregner, hvordan samfundet billigst muligt opfylder et givet miljømål til et bestemt tidspunkt.

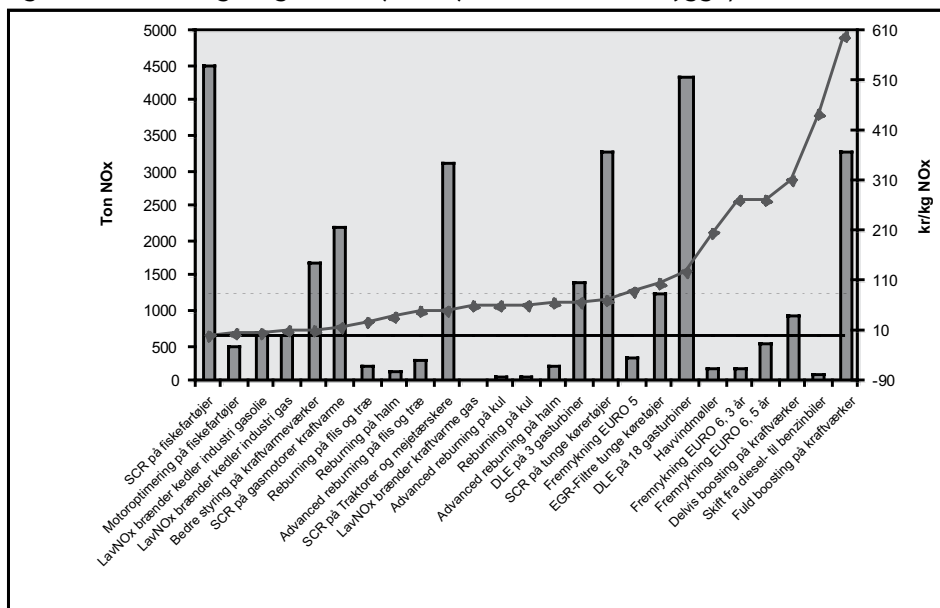
Hvordan kan målsætningen om at reducere NO<sub>x</sub> emissionerne i 2010 til 127.000 tons opnås billigst muligt for samfundet? I fht. basisforløbet indebærer dette, som nævnt i indledningen til indeværende kapitel, at emissionerne skal reduceres med 7.000 tons. For at besvare dette spørgsmål undersøges det, hvordan man kan fjerne ca. 7.000 tons NO<sub>x</sub> til de lavest mulige velfærdsøkonomiske omkostninger. Dette sker som udgangspunkt ved at rangordne tiltagene efter omkostningseffektivitet (skyggepris) og vælge dem med lavest omkostning pr. NO<sub>x</sub>-reduktion, indtil målsætningen er opfyldt.

Der er belyst omkostninger og NO<sub>x</sub>-reduktion for en lang række tekniske tiltag til at reducere NO<sub>x</sub>-emissionen i Danmark. Tre af dem er præsenteret i de foregående afsnit.

Figur 10.1 viser de tiltag, der er regnet på. Søjlerne viser tiltagets potentiale for NO<sub>x</sub>-reduktion opgjort i tons NO<sub>x</sub> pr. år, der kan aflæses på figurens venstre lodrette akse. Kurven viser tiltagets velfærdsøkonomiske omkostning pr. kg fjernet NO<sub>x</sub> (skyggepris), der kan aflæses på figurens højre lodrette akse. Alle tiltagene er opstillet efter stigende skyggepris (fra venstre mod højre). Eksempelvis fjerner tiltaget SCR på gasmotorer i kraftvarmesektoren ca. 2.200 tons NO<sub>x</sub> (aflæses på venstre akse) til en pris af 18 kr. pr. kg. (aflæses på højre akse).



Figur 10.1 Alle tiltag rangordnet efter velfærdsøkonomisk skyggepris



Opgaven er nu, at få opstillet den kombination af tiltag, som til de lavest mulige velfærdsøkonomiske omkostninger reducerer emissionerne med ca. 7.000 tons NO<sub>x</sub> i 2010.

En række af tiltagene udelukker parvis hinanden og kan derfor ikke implementeres samtidigt. Eksempelvis kan der enten installeres reburning eller advanced reburning – ikke begge dele på én gang.

Der er 8 par tiltag, der er indbyrdes konkurrerende:

- Fuld boosting og delvis boosting
- SCR og bedre styring på gasmotorer i kraftvarmesektoren
- SCR og motoroptimering på fiskerifartøjer
- EGR og SCR på eksisterende tunge køretøjer
- Reburning og advanced reburning på flis og træ i fjernvarmesektoren
- Reburning og advanced reburning på halm i fjernvarmesektoren
- Reburning og advanced reburning på kul i fjernvarmesektoren
- For Dry Low Emission (DLE) på gasturbiner i offshoresektoren er der 18 tiltag, som kan implementeres enkeltvis eller adderes. *Tabel 10.9* viser tiltaget, hvor DLE implementeres på en eller flere turbiner. Der er medtaget de turbiner, hvor det er billigst at implementere DLE og disse er gradvist akkumuleret.

Da tiltagene udelukker hinanden, er det nødvendigt at vælge mellem dem.

Fremgangsmåden er som følger. Først vælges det billigste tiltag. Men selv om man konsekvent vælger tiltag med den laveste skyggepris, så kan man godt i nogle tilfælde få en billigere pakke af tiltag ved at udskifte blandt de konkurrerende tiltag, hvis de lidt dyrere tiltag har større effekt. Dette undersøges i *afsnit 10.5.2*.

For de to tiltag vedrørende fiskefartøjer er der ikke tvivl om, hvilket tiltag der skal vælges, da det billigste også fjerner mest NO<sub>x</sub>. Men for de øvrige tiltag i energi- og transportsektoren gælder det, at det tiltag, der er mest omkostningseffektivt, til gengæld fjerner mindst NO<sub>x</sub>.

Der er valgt det tiltag med den laveste skyggepris. *Tabel 10.9* viser de akkumulerede omkostninger og tilhørende akkumulerede NO<sub>x</sub> reduktioner. Tiltagene er akkumuleret efter stigende skyggepris (vist i første kolonne). Der startes med den laveste skyggepris (SCR på fiskefartøjer), og der akkumuleres op til og med den dyreste. Der er taget hensyn til, at nogle tiltag udelukker hinanden og ikke begge kan implementeres, som beskrevet ovenfor.

Af *Tabel 10.9* kan aflæses den mest omkostningseffektive måde at opfylde målsætningen på. I tabellen er markeret, hvornår der nås op på en samlet reduktion på 7.000 tons NO<sub>x</sub>, således at mankoen fjernes. Der er således indsat en linje, der viser, hvornår mankoen på 7.000 tons rammes, når tiltagene akkumuleres startende med de billigste. Det sker efter tiltaget reurning på flis og træ.

Opfyldelse af målsætningen i 2010 koster erhvervslivet 51 mio.kr. om året fordelt over en 30-årig periode (de budgetøkonomiske omkostninger), jf. *Tabel 10.9*. Denne omkostning påhviler især energisektoren, men også industrien og fiskeriet får omkostninger. Statens finanser påvirkes i positiv retning med årlige gevinster på 19 mio.kr. fra øgede afgiftsindtægter. Disse skyldes, at ved tiltaget bedre styring på kraftvarmeværker stiger den afgiftspligtige del af gasforbruget, idet en større del afregnes som gas til varmemål, jf. afsnit 6.3 i Miljøstyrelsen (2006d). De velfærdøkonomiske omkostninger er på 33 mio. kr. om året. Skyggeprisen lige inden målsætningen rammes er alternativomkostningerne for NO<sub>x</sub> på ca. 30 kr. pr. kg. NO<sub>x</sub>.

*Tablet 10.9 Akkumulerede omkostninger og fjernet mængde NO<sub>x</sub> i 2010. Omkostningseffektiv fjernelse af mankoen på ca. 7.000 tons NO<sub>x</sub> i 2010.*

	Skyggepris	Akkumuleret efter stigende skyggepris			
	Velfærds- økonomi	Miljøeffekt	Budgetøkonomisk omkostning		Velfærds- økonomi
		NO <sub>x</sub> reduktion i 2010	Erhverv	Stat	Omk. pr. år
	Kr. pr. kg	Tons	Mio.kr. pr. år	Mio.kr. pr. år	Mio.kr. pr. år
SCR på fiskefartøjer	3	3.919	10	0	11
Lav-NO <sub>x</sub> brænder kedler industri gasolie	7	4.623	11	0	13
Lav-NO <sub>x</sub> brænder kedler industri gas	8	5.288	12	0	14
Bedre styring på kraftvarme- værker	10	6.973	34	-6	28
Reburning på flis og træ	30	7.184	51	-19	33
Her er målsætningen opfyldt og mankoen på 7.000 tons i 2010 fjernet					
Reburning på halm	35	7.349	65	-27	38
SCR på Traktorer og meje- tærskere	48	10.460	124	-27	97
DLE på 2 gasturbiner (8,9)	49	11.203	147	-27	124
DLE på 1 gasturbine (4)	57	11.864	171	-27	151
Advanced reburning på kul	60	11.946	174	-26	155
SCR på tunge køretøjer	69	15.225	257	-26	238
Fremrykning af EURO 5	84	15.584	265	-23	252
Havvindmøller	99	15.779	211	-22	270
DLE på 7 gasturbiner (3,1,14,16,10,7, 18)	102	17.767	302	-22	376
DLE på 1 gasturbine (17)	207	18.156	314	-22	390
DLE på 4 gasturbiner (11,12,13,5,)	240	18.529	344	-22	426
Fremrykning af EURO 6, 3 år	241	18.722	377	-8	485
DLE på 2 gasturbiner (19,15)	289	18.893	401	-8	512
Delvis boosting på kraftværker	314	19.850	470	-2	816
Skift fra diesel- til benziner	469	19.956	475	-8	785

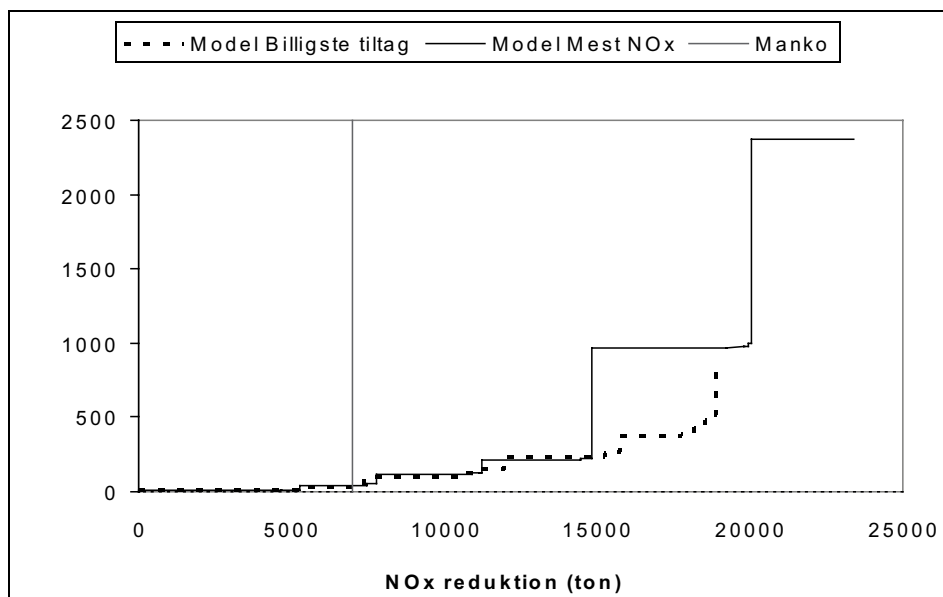
Anm.: Ekskl. tiltag under bagatelgrænse på 50 tons NO<sub>x</sub>

Anm.: Bemærk, at det er miljøeffekten (NO<sub>x</sub>-reduktion) i 2010 og ikke den årlige (annuiterede) miljøeffekt, der er vist i tabellen. Da en del af tiltagene kun reducerer NO<sub>x</sub> i nogle få år med henblik på at opfylde målsætningen i 2010, betyder det, at man ikke kan dividere tabellens årlige omkostning med NO<sub>x</sub> reduktionen i 2010 og få den gennemsnitlige skyggepris. Her skal divideres med den annuiterede miljøeffekt, som for nogle tiltag altså er væsentligt lavere end i 2010.

Hvor meget NO<sub>x</sub> kan de analyserede tiltag tilsammen maksimalt fjerne? Dette kan findes ved udelukkende at prioritere efter størst NO<sub>x</sub> reduktion blandt de parvis konkurrerende tiltag og ikke som før efter laveste skyggepris. Denne model ("Mest NO<sub>x</sub>") kan maksimalt fjerne ca. 24.000 tons NO<sub>x</sub>. Men det bliver også væsentligt dyrere pga. de stigende marginalomkostninger. De velfærdsøkonomiske omkostninger bliver 2,4 mia. kr. årligt, og det koster erhvervslivet 2,7 mia.kr. årligt.

Figur 10.2 viser de to modeller "Billigste tiltag" og "Mest NO<sub>x</sub>" beskrevet ovenfor. Model "Billigste tiltag" fjerner maksimalt ca. 20.000 tons NO<sub>x</sub> til en omkostning på næsten 800 mio.kr. årligt. Mankoen rammes ved en omkostning på knap 33 mio.kr. årligt, hvilket kan være svært at se på figuren, men er vist i Tabel 10.9. Model "Mest NO<sub>x</sub>" har stærkt stigende marginalomkostninger og stopper ved ca. 24.000 tons NO<sub>x</sub> i 2010.

Figur 10.2 Model "Billigste tiltag" og "Mest NO<sub>x</sub>" akkumulerede velfærdsøkonomiske omkostninger



I dette afsnit er illustreret, hvordan man kan opstille en marginalomkostningskurve for problemstillingen, hvor man skal opnå et miljømål til et bestemt tidspunkt. Næste trin vil være overvejelser om valg af styringsmidler til at implementere de tekniske muligheder (tiltagene). Eksempler på styringsmidler er afgifter, tilskud, omsættelige kvoter, emissionsnormer etc. Valg af styringsmiddel er imidlertid en anden karakter og behandles ikke i denne vejledning. Men marginalomkostningskurven er selvfølgelig en vigtig del af overvejelserne om valg af styringsmiddel.

Det skal dog understreges, at kurven kan komme til at se anderledes ud, hvis det specificeres, hvilke styringsmidler der skal tages i anvendelse. Det skyldes, at der kan være velfærdsøkonomiske effekter forbundet med anvendelsen af et styringsmiddel. Der er f.eks. et velfærdstab i form af skatteforvridningstab ved indførelse af en afgift – jf. *Kapitel 7* om styringsmæssige indgreb.

Det behøver ikke kun at være det ene tiltag blandt de parvis konkurrerende tiltag, der vil blive implementeret i virkelighedens verden. Enten/eller gælder for den enkelte virksomhed, men ikke nødvendigvis for hele sektoren. Det afhænger helt af det valgte styringsmiddel. Hvis der f.eks. indføres et styringsmiddel, hvor det er op til den enkelte virksomhed at beslutte, hvilken teknologi der skal implementeres, kan nogle virksomheder f.eks. vælge SCR, mens andre kan vælge bedre styring alt efter deres individuelle forhold. I beregningerne er det forudsat, at hele sektoren vælger den samme teknologi.

### 10.5.2 Udskiftning blandt de konkurrerende tiltag – specialtilfælde

Selvom man konsekvent vælger tiltag med den laveste skyggepris, så kan man godt i nogle tilfælde få en billigere pakke af tiltag ved at udskifte blandt de konkurrerende tiltag. Dette skyldes, at det mest omkostningseffektive tiltag ikke nødvendigvis er det, som giver den største  $\text{NO}_x$  effekt. Ved blandt de konkurrerende tiltag hver gang at vælge det mest omkostningseffektive tiltag, kan man derfor blive nødt til også at inddrage dyre tiltag for at opfylde den samlede reduktionsmålsætning. Det er derfor nødvendigt at undersøge, om de meromkostninger, man påfører samfundet, ved at vælge det mindst omkostningseffektive, men mest  $\text{NO}_x$ -reducerende tiltag af to gensidigt udelukkende tiltag, trods alt ikke tjenes ind ved ikke at skulle gennemføre et meget dyrt tiltag.

Dette undersøges ved for hvert par konkurrerende tiltag at opgøre den ekstra fjernede mængde  $\text{NO}_x$  og den tilhørende årlige meromkostning, der kommer ved at udskifte det dyreste tiltag med det billigste. Derefter kan man beregne meromkostningen pr. kg for den ekstra mængde  $\text{NO}_x$ .

I det følgende er vist et tænkt eksempel, der adskiller sig fra *afsnit 10.5.1*. Ved at vælge f.eks. advanced reurning frem for reurning på flis og træ får man fjernet ekstra 84 tons  $\text{NO}_x$  i 2010 – jf. *Tabel 10.10*. Det koster velfærdsøkonomisk 6 mio.kr. mere om året. Det svarer til en ekstra omkostning på 16 kr. pr. kg.  $\text{NO}_x$ .

*Tabel 10.10 Meromkostning pr. kg NO<sub>x</sub> ved blandt konkurrerende tiltag at udskifte det billigste med et dyrere, men også mere NO<sub>x</sub>-reducerende tiltag for 4 par af gensidigt udelukkende tiltag*

	Ekstra fjernet mængde NO <sub>x</sub> i 2010	Ekstra årlig velfærdsøk. omk.	Ekstra velfærdsøk. omk. pr. kg
	Tons/år	Mio. kr./år	Kr./kg
Udskift reburning med advanced reburning på kul	22	1	3
Udskift reburning med advanced reburning på flis og træ	84	6	16
Udskift reburning med advanced reburning på halm	66	7	27
Udskift bedre styring med SCR på gasmotorer kraftvarme	508	15	6

Det kan betale sig at foretage udskiftningen inden for parvis konkurrerende tiltag, så længe meromkostningen pr. kg ved udskiftningen er lavere end skyggeprisen for de tiltag, der overflødiggøres i relation til opfyldelsen af målsætningen. Det kan dermed betale sig at foretage alle fire udskiftninger i *Tabel 10.10*.



## KAPITEL 11

### Naturgenopretning og kultursikring af Åmosen

Dette eksempel vurderer de samfundsøkonomiske fordele og ulemper ved tre alternative scenarier for naturgenopretnings- og kultursikringsprojektet i Åmosen i Vestsjælland. Der er tale om en typisk ex ante vurderingssituation, hvor det vurderes, om gennemførelsen af projektet er hensigtsmæssig ud fra en budget- og velfærdsøkonomisk analyse. Eksemplet er tidligere publiceret i Miljøstyrelsen (2005c), men beregningen er revideret, så den følger anbefalingerne i denne vejledning.

Eksemplet illustrerer, hvilken fremgangsmåde der bør anvendes ved naturgenopretnings- og kultursikringsprojekter, og tydeliggør

- vigtigheden af en grundig konsekvensanalyse,
- håndteringen af usikre værdisætningsstudier gennem en break-even tilgang og følsomhedsanalyser
- behandlingen af afledte effekter
- anvendelsen af nøgletal i jordrenteberegninger.

#### 11.1 Projektets scenarier

Åmosen er et 1.750 ha stort tilgroet moseområde i Vestsjællands amt, og er i dag en mosaik af natur, landbrugsdrift og skov. Åmosen har en betydelig naturværdi, da området er Danmarks største lavmose, Sjællands største mose og desuden udpeget som habitatområde. Endelig er Åmosen internationalt kendt for sin kulturhistoriske værdi grundet talrige og usædvanligt velbevarede stenalderfund. De kulturhistoriske værdier er dog truet, idet den intensive landbrugsdrift forårsager kunstigt lav vandstand og dermed en iltningsproces, der nedbryder de organiske oldtidsfund.

Åmoseprojektets overordnede formål er derfor at:

- Beskytte de kulturhistoriske værdier i området
- Genoprette naturen i området
- Forbedre de rekreative muligheder i området

Formålet med den samfundsøkonomiske analyse er at belyse, om det samfundsøkonomisk kan betale sig at genoprette naturen og kultursikre Åmosen. Dette gøres ved at vurdere tre alternative scenarier og sammenligne med status quo (situationen i dag). De tre scenarier er vist i *Tabel 11.1*.



Tabel 11.1 Scenariebeskrivelser

Scenario I	Scenario II	Scenario III
615 ha naturgenoprettes, hvilket medfører, at nedbrydningstempoet for nogle af de mest betydende fortidsminder i mosen reduceres væsentligt, dog uden at nedbrydningen bringes til ophør. De rekreative muligheder og biologiske værdier forbedres noget, og der sker en ekstensivering af landbrugsdriften.	1.339 ha naturgenoprettes, hvorved nedbrydningstempoet reduceres betydeligt for næsten alle kendte fortidsminder af betydning i mosen. Landbrugsdriften ekstensiveres, og der etableres et stort sammenhængende område, som vil øge de rekreative og biologiske værdier væsentligt.	1594 ha naturgenoprettes, hvilket indebærer opstemninger af Åmose Å og Sandlyng Å, og der skabes større vådområder og søer. Samtidig ekstensiveres landbrugsdriften. Rekreativt og biologisk er der betydelige positive effekter, og der opnås varig sikring af alle væsentlige kulturhistoriske værdier i projektområdet. Dog vil de store vådområder begrænse arealet, hvor publikum kan færdes.

## 11.2 Konsekvensbeskrivelse

Til brug for de budget- og velfærdsøkonomiske beregninger skal konsekvenserne af projektgennemførelsen opgøres i fysiske enheder (ha, ton, stk., kg., etc.). De opgjorte mængdemæssige konsekvenser værdisættes i den budget- og velfærdsøkonomiske analyse ved anvendelsen af hhv. faktorpriser og beregningspriser. Konsekvensskemaet giver således et godt overblik fra starten og hjælper med at strukturere dataindsamlingen. Det samlede konsekvensskema vises i *Tabel 11.2*, hvor det er inddelt i to hovedgrupper: Ressourceforbrug og Miljø- og natureffekter.

På nogle områder er konsekvenserne ikke opgjort. Det drejer sig om virkninger på fosfor og ammoniakudledning, fiskeri, grundvand, turisme samt vedligeholdelse af dræn, grøfter og vandløb. Det skyldes, at disse effekter vurderes at være yderst beskedne eller ikke kan opgøres.

Afledte effekter af projektet på landbrug og følgeindustrier er ikke medtaget i basisanalysen i overensstemmelse med anbefalingerne i *afsnit 3.2.5*. Der er dog udført følsomhedsanalyser, hvor virkningen af at medtage de afledte effekter i landbruget illustreres, men ikke for de afledte effekter i følgeerhvervet. Dette er nærmere beskrevet i *afsnit 11.5*.

Tabel 11.2 Konsekvensskema for ressourceforbrug og miljøeffekter ved projekt Åmosen

	Enhed	Scenario I	Scenario II	Scenario III
<b>I. Ressourceforbrug</b>				
Det samlede projektareal	Ha	615	1339	1594
<b>Afgrødefordeling</b>				
Afgrødefordeling før projekt	Ha			
• Planteavl (hvede og vårbyg)		197	316	491
• Brak		85	135	210
• Vedvarende græs		83	212	212
• § 3, skov, krat mv.		250	676	681
• I alt		615	1.339	1.594
Afgrødefordeling efter projekt	Ha			
• Sø og sump		139	369	638
• Krat/ skov		123	268	319
• Græsning		176	351	319
• Slåning tøreg		81	190	80
• Slåning vådeng		96	161	239
• I alt		615	1.339	1.594
<b>MVJ-støtte arealer</b>				
MVJ-støtte arealer før projekt	Ha			
• Miljøvenligt græs		44	77	74
• Udtagning af landbrugsjord		85	173	188
• Andet		182	322	311
• I alt		311	572	573
MVJ-støtte arealer efter projektet	Ha			
• Miljøvenligt græs		180	348	586
• Etablering af vådområder		35	167	162
• I alt		215	515	748
Anlægsudgifter	Mio.kr. (NPV)	8,4	12,0	17,7
Arealer i alt som staten køber ved projektet, heraf	Ha			
• Jord i omdrift		400	450	500
• Jord med krat, græs eller § 3		150	175	175
• Jord med krat, græs eller § 3		250	275	325
Erstatnings areal:	Ha			
• Omdrifts jord		122	504	535
• Jord med krat, græs eller § 3		83	343	439
• Søflade		10	41	100
• Skov		0	0	100
• Rådighedsindskrænkninger		215	889	1.094
• Harmoniareal		50	300	400
Ændret vandløbsvedligeholdelse			Ikke opgjort	
Sparede omkostninger til vedligeholdelse af dræn mm.			Ikke opgjort	
Forbedret jagt, heraf i	Ha	930	2.332	2.787
• Projektområdet		215	889	1.094
• Randområder		715	1.443	1.693
Fiskeri, turisme og grundvand			Ikke opgjort	

II. Miljø- & natureffekter		Effekt		
Kvælstofreduktion	Kg/år	13.486	25.183	92.349
Reduktion af klimagasser (CO <sub>2</sub> -ækvivalenter)	Tons/år	493	790	1.228
Reduktion af fosfor og ammoniak		Ikke opgjort		
Forbedret biodiversitet		Nogen mangfoldighed	Stor mangfoldighed	Stor mangfoldighed
Sikring af kulturhistoriske værdier		Reduceret nedbrydnings-tempo	Reduceret nedbrydnings-tempo	Varig sikring
Forbedret rekreative muligheder		Udvidet adgang til naturområdet	Udvidet adgang til naturområdet	Udvidet adgang til naturområdet (dog begrænset)

Nedenfor er de væsentligste parametre i *Tabel 11.2* specificeret.

#### *Ændret arealanvendelse (afgrødefordeling)*

Ved gennemførelse af kultursikrings- og naturgenopretningsprojektet ekstensiveres landbrugsdriften i området, og der kan ikke dyrkes egentlige afgrøder. Til gengæld skal store arealer græsses eller slås for at genoprette og bevare lysåbne naturtyper.

Afgrødefordelingen før og efter projektet skal bruges til beregning af ændringer i jordrenter i den budget- og velfærdsøkonomiske analyse. Før projektet produceres primært konventionelle afgrøder, mens det resterende areal af projektområdet enten er § 3-arealer (områder omfattet af Naturbeskyttelseslovens § 3), krat eller skov. Efter projektgennemførelsen kan der ikke dyrkes landbrug i projektområdet. I stedet vil der komme arealer med sø, sump, græs og krat. En del af disse arealer skal plejes af såvel private som det offentlige.

#### *Ændret MVJ-støtte*

På samme måde som arealanvendelsen skal fordelingen af MVJ-støttearealer (MVJ er Miljøvenlige Jordbrugsforanstaltninger) før og efter projektet bruges til beregning af MVJ-støtten i den budget- og velfærdsøkonomiske analyse. MVJ-støtte er ikke medtaget i nøgletallene for jordrenter, hvorfor MVJ-støttearealer skal opgøres separat for at kunne beregne projektets effekt på MVJ-støtten.

#### *Anlægsomkostninger*

Anlægsomkostningerne til projektet vedrører konkrete anlægsudgifter, publikumsfaciliteter, projektering, førstegangsgreb og diverse udgifter. Der indgår ikke løbende udgifter til vedligeholdelse og reinvesteringer, da det vurderes at disse poster er beskedne.

### *Køb af jord*

Området er før projektets gennemførelse privatejet, mens det efter projektets gennemførelse bliver delvis privat og offentligt ejet, idet staten opkøber mellem 400 og 500 ha jord af lodsejerne. Prisen for jord i omdrift og for jord med græs, krat mv. er forskellig, og en opdeling er derfor nødvendig.

### *Erstatninger*

Landmændene i projektområdet kompenseres for deres fremtidige indtægtstab. Kompensationerne afgøres dels af jordens nuværende anvendelse, dels af den mulige anvendelse efter projektgennemførelsen. Da erstatningsbeløbene varierer efter type (omdriftsjord, søflade etc.) er en opdeling af arealerne efter type påkrævet.

### *Jagt*

Ved gennemførelse af projektet vil en del af området som nævnt overgå fra privat til offentligt eje. Grundet de rekreative anvendelser vil der på de offentlige arealer ikke blive udbudt jagt, hvilket betyder, at det samlede jagtareal i området formindskes. Til gengæld forbedres selve jagten betydeligt – ikke blot i projektområdet, men også i dets tilstødende randområder indenfor en zone af 500 meter.

### *Kvælstofreduktion*

I scenario I og II vurderer Skov- og Naturstyrelsen, at belastningen reduceres med mellem 25 og 50 kg kvælstof pr. ha pr. år, mens reduktionen er betydeligt højere i scenario III, da der etableres større søer og vådområder. Beregningerne af kvælstofreduktion fremgår af *Tabel 11.3*.

*Tabel 11.3 Antal kg kvælstof der fjernes fra projektarealet*

<b>Kvælstoffjernelse</b>	<b>Kg/ha/år</b>	<b>Antal ha</b>	<b>Samlet kvælstofreduktion i de tre scenarier (kg N)</b>
Frit vandspejl, sump, våd og tør eng			
Scenario I	25	150	3.750
Scenario II	25	300	7.500
Scenario III, heraf		550	68.000
• høj reduktionsmængde	180	350	63.000
• lav reduktionsmængde	25	200	5.000
Udtagning af omdrift/brak & græs			
Scenario I	50	365	9.736
Scenario II	50	663	17.683
Scenario III	50	913	24.349
Samlet kvælstofreduktion scenario I			13.486
Samlet kvælstofreduktion scenario II			25.183
Samlet kvælstofreduktion scenario III			92.349

### *Klimagasser*

Ekstensivering af landbruget samt den øgede vandstand i projektområdet har betydning for udslippet af CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O og CH<sub>4</sub>. Det er i analysen valgt at overføre de fysiske mængder beregnet i VMP III-forarbejdet, svarende til 2,5 tons mindre CO<sub>2</sub>-ækvivalenter pr. ha – jf. Jacobsen et al. (2004), da det vurderes, at disse beregninger er dækkende. Beregningerne er baseret på, at emissionerne alene mindskes på arealer med intensiv landbrugsdrift. Disse udgør hhv. 197 ha, 316 ha og 491 ha i de tre scenarier, jf. *Table 11.2*.

### *Biologiske værdier*

De biologiske værdier i Åmosen er primært knyttet til de uopdyrkede moseområder, som giver mulighed for den særlige mosevegetation med hertil hørende dyreliv. De biologiske værdier i Åmosen er i dag truet af landbrugsdriften i området, hvorfor gennemførelsen af et af de tre naturgenopretningsprojekter vil forbedre de biologiske vilkår betydeligt.

### *Kulturhistoriske værdier*

Åmosen rummer den største koncentration af fundsteder fra stenalderen. Fundstederne er af international unik kvalitet, da området har usædvanlig gode bevaringsforhold for organiske materialer. I dag er de kulturhistoriske værdier i Åmosen truet af landbrugsdriften i området, og ved at gennemføre et af de tre naturgenopretningsprojekter, vil man således forbedre bevaringsforholdene for de kulturhistoriske værdier.

### *Rekreative muligheder*

Med projektgennemførelsen vil der være udvidede rekreative muligheder pga. bedre fremkommelighed, selvom der stadig vil være ringe fremkommelighed i dele af området. Friluftslivet forbedres i scenario I og II med fugletårne, stisystem og bro over Åmose å.

## **11.3 Budgetøkonomisk analyse**

Hensigten med den budgetøkonomiske analyse er at klarlægge, hvordan de enkelte parter bliver økonomisk berørt i de forskellige scenarier. Hermed bliver det muligt at vurdere de indkomstfordelingsmæssige konsekvenser ved at gennemføre ét af de tre beskrevne scenarier.

I denne analyse er der to implicerede parter, nemlig

- landmænd
- staten og de tidligere amter

Det er valgt at sammenlægge stat og amt, da de eksisterende data ikke er opdelt og effekterne for amtet skønnes meget beskedne. I det følgende bruges kun betegnelsen stat. Kommunerne er ikke medtaget, da de budgetøkonomiske konsekvenser for disse er minimale.

I beregningerne er der anlagt en uendelig tidshorisont, og prisniveauet er 2004-priser. Der er brugt en diskonteringsrate på 4 pct.

*Tabel 11.4* viser det budgetøkonomiske netto-resultat (overskud) for de to berørte parter af projektet. Bemærk, at netto-resultaterne ikke kan lægges sammen, da det ikke giver mening. Typisk er en udgift for en part nemlig en indtægt for en anden part.

De budgetøkonomiske resultater viser samlet, at byrdefordelingen for projektet primært påhviler staten, mens landbruget i området kompenseres for deres mistede fremtidige indtægter. Statens omkostninger i nutidsværdi ligger således på mellem 56 mio. kr. og 124 mio. kr., hvorimod landbrugets budgetøkonomiske overskud i nutidsværdi ligger på mellem 32 mio. kr. og 82 mio. kr. Generelt er konklusionen, at både landbruget og staten oplever et større netto-overskud hhv. større omkostninger, jo større arealet er.

*Tabel 11.4 Budgetøkonomiske netto-resultater (NVP i mio. kr., 2004 priser)*

	Scenario I	Scenario II	Scenario III
Landbrug	31,9	60,9	82,5
Stat	-55,6	-95,8	-124,5

I det følgende forklares, hvorledes de budgetøkonomiske netto-resultater er fremkommet for hhv. landbruget og staten.

### 11.3.1 Landbruget

For landbruget er der tale om budgetøkonomiske effekter i form af

- salg af jord
- erstatninger
- ændrede jagtindtægter
- ændret MVJ-støtte
- ændrede jordrenter

*Tabel 11.5* viser en samlet opgørelse for landbrugets budgetøkonomiske konsekvenser. Landbruget som erhverv vil få betragtelige netto-overskud ved at etablere hvert af de tre projektscenarier, idet scenario I, II og III resulterer i et budgetøkonomisk overskud for landbruget på hhv. 32 mio.kr., 61 mio.kr. og 82 mio.kr. opgjort i nutidsværdi. Overskudene stammer primært fra salg af jord, erstatning for begrænsningerne på rådigheden over de resterende private arealer samt fra forøget MVJ-støtte.

*Tabel 11.5 De tre scenariers budgetøkonomiske konsekvenser for landbruget (NPV i 1.000 kr., 2004 priser).*

	Scenario I	Scenario II	Scenario III
Samlede indtægter	46.570	89.297	122.869
Salg af jord	30.000	34.000	37.000
Erstatninger	8.603	38.532	49.940
Ændret jagtindtægt	2.325	5.830	6.968
Ændring i MVJ-støtte	5.642	10.934	28.962
Samlede omkostninger	14.709	28.367	40.401
Ændring i jordrenter	14.709	28.367	40.401
I alt (netto-overskud)	31.860	60.929	82.468

I det følgende vises, hvordan de enkelte poster beregnes. Hvor intet andet nævnes, henvises der til *Tabel 11.5*. De fysiske konsekvenser (mængderne) kan findes i konsekvensskemaet *Tabel 11.3*.

#### *Salg af jord*

Staten køber 400–500 ha jord af lodsejerne fordelt på jord i omdrift og på krat, græs m.m. til en jordpris på 100.000 kr. pr. ha for jord i omdrift og 60.000 kr. pr. ha for arealer med krat, vedvarende græs m.m. Arealerne fremgår af *Tabel 11.2*. Eksempelvis får landbruget i scenario I en indtægt på ca. 32 mio.kr. – jf. *Tabel 11.5*. Dette er beregnet som 150 ha à 100.000 kr. og 250 ha à 60.000 kr.

#### *Erstatninger*

Den samlede erstatning til landbruget fremgår af *Tabel 11.6*. Heraf fremgår også de forventede gennemsnitlige erstatningsbeløb, som bygger på skøn fra Hedeselskabet. Der er tale om éngangs-erstatninger. Arealerne fremgår af konsekvensskemaet *Tabel 11.2*. F.eks. får landbruget for omdriftsjord i scenario I en erstatning på 122 ha à 31.763 kr., i alt 3.875 mio.kr. – jf. *Tabel 11.2* og *Tabel 11.6*.

*Tabel 11.6 Budgetøkonomiske erstatninger til landbruget (2004 priser).*

	Erstatningsbeløb	Samlet erstatning Scenario I	Samlet erstatning Scenario II	Samlet erstatning Scenario III
	Kr./ha	1.000 kr. i nutidsværdi		
Omdriftsjord	31.763	3.875	16.023	16.977
§ 3/vedv.græs/krat	5.294	439	1.817	2.321
Søflade	42.351	424	1.751	4.235
Skov	21.175	0	0	2.118
Rådighedsind- skrænkelse	10.588	2.276	9.412	11.583
Harmonijord	31.763	1.588	9.529	12.705
I alt		8.603	38.532	49.940

*Ændrede jagtindtægter*

Den forbedrede jagt omtalt i *afsnit 11.2* forventes at medføre en prisstigning på den årlige jagtret i projektområdet og i de tilstødende randområder på ca. 100 kr. pr. ha, dvs. fra 500 til 600 kr. pr. ha. I den budgetøkonomiske analyse er medtaget de yderligere jagtindtægter, der vil forekomme på de private arealer samt på de tilstødende randområder. De tabte jagtindtægter for landmanden, på de arealer der overgår til offentligt eje, og hvor der ikke længere må dyrkes jagt, er inkluderet i handelsprisen på jord. Der vil derfor ikke i den budgetøkonomiske analyse være tale om gevinster eller tab fra jagtindtægter i disse områder.

Et område på i alt 930 ha – se konsekvensskemaet *Tabel 11.2* – opnår forbedret jagt til en værdi af 100 kr. pr. ha i scenario I. Det giver en årlig ekstraintægt for landmændene på 93.000 kr. Nutidsværdien af et sådant konstant årligt beløb ved en uendelig tidshorisont beregnes som det årlige beløb divideret med diskonteringsraten, dvs.  $93.000/0,04 = 2,325$  mio.kr.

*Ændret MVJ-støtte*

Ved projektgennemførelsen vil landbruget kunne søge MVJ-støtte til større områder og samlet få mere i støtte. Det skyldes bl.a., at støtten til etablering af vådområder er højere end til den hidtidige græsning. Beregningerne er baseret på oplysninger fra Vestsjællands Amt. Forskellen i MVJ-støtte før og efter projektet er vist i *Tabel 11.7*. MVJ-støtten er en årlig støtte over 20 år.

*Tabel 11.7 Forskellen i MVJ-støtten før og efter projektgennemførelsen (NPV i 1.000 kr., 2004 priser).*

	Scenario I	Scenario II	Scenario III
MVJ-støtte til landbruget før projektet	10.434	20.718	21.362
MVJ-støtte til landbruget efter projektet	16.076	31.652	50.325
Ændring i MVJ-støtte til landbruget	5.642	10.934	28.962

Der henvises til Miljøstyrelsen (2005c) for specifikation af beregningen.

*Ændring i jordrenter*

Jordrenten er forskellen mellem produktionsværdi og dyrkningsomkostninger, og er således det beløb der er til rest til aflønning af ejeren af jorden – jf. *afsnit 4.1.2*. *Tabel 11.8* viser opgørelse af jordrenten ud fra den budgetøkonomiske tankegang.



*Tabel 11.8 Opgørelse af budgetøkonomisk jordrente*

Produktionsværdi
+ Hektarstøtte mv.
+ Øvrige
– Variable input (udsæd, gødning, pesticider, etc.)
– Maskin- og bygningsomkostninger
– Aflønning af arbejdskraft
– Rentebelastning af beholdninger
– Finansielle omkostninger på driftsaktiver
– Skatter og afgifter
= Jordrente

Anm. Opgøres i faktorpriser og budgetøkonomisk afkastrate (rente)

Kilde: Schou & Abildtrup (2005)

I analysen af Åmosen har det ikke været muligt at basere jordrenteberegningerne på en bedriftsspecifik analyse, hvorfor der i stedet anvendes nøgletal fra Fødevareøkonomisk Instituts Landbrugsregnskabsdatabase. Nøgletallene er i *Tabel 11.9* opgivet budgetøkonomisk. De budgetøkonomiske nøgletal forefindes med en diskonteringsrate på hhv. 4 pct. og 6 pct., hvor der i denne analyse er anvendt 4 pct. Nøgletallene er udarbejdet i 2004 og delvis forældede, men de anvendes i denne analyse af illustrative grunde, da hensigten med dette kapitel er at illustrere metoden.

Den første kolonne i *Tabel 11.9* inkluderer alene planteavlsbedrifter. Dette estimat repræsenterer omkostningen ved udtagning af landbrugsjord uden konsekvenser for husdyrproduktionen. Derudover er der vist et gennemsnitligt estimat for alle bedriftstyper som udtryk for, at såvel husdyr- som planteavlsproduktionen ophører ved ekstensivering.

*Tabel 11.9 Nøgletal for årlige budgetøkonomiske jordrenter, diskonteringsrate 4 pct., kr. pr. ha.*

	Planteavl	Planteavl + husdyr
Hele DK	2.300	2.400
Øst, alle jordtyper	2.300	2.300
Vest, alle jordtyper	2.000	2.500
Hele DK, lerjord	2.400	2.700
Hele DK, øvrige jordtyper	1.900	2.200

Kilde: Abildtrup & Schou (2005)

I analysen om Åmosen er der anvendt nøgletallene for Østdanmark, planteavl alle jordtyper – se også noterne til *Tabel 11.10*. For at nøgletallene fra *Tabel 11.9* kan anvendes i projektområdet, er det dog nødvendigt at vurdere rimeligheden af de generelle forudsætninger vedrørende geografiske forhold, udviklingen i den fremtidige jordrente, aflønning

af arbejdskraft, brug af nøgletal for de største bedrifter og betydningen af implementeringens tidshorisont. Nøgletallene fra *Tabel 11.9* er således på baggrund af et ringere høstudbytte og højere dyrkningsomkostninger i projektområdet nedskrevet med 25 pct., mens det ikke er nødvendigt at korrigere for de øvrige forbehold.

Med den ovenstående beskrevne korrektion af nøgletallene beregnes jordrenter for forskellige arealanvendelser i *Tabel 11.10*, som anvendes til beregning af jordrenter før og efter projektgennemførelse. Nutidsværdien over en uendelig tidshorisont af den budgetøkonomiske jordrente pr. ha er fremkommet som den årlige jordrente divideret med kalkulationsrenten. For planteavl giver det  $1.725/0,04 = 43.125$  kr. pr. ha.

*Tabel 11.10 Budgetøkonomiske jordrenter (kr. pr. ha) for planteavl, brak, græsning, og slåning af hhv. tør og vådeng (2004 priser). Korrigerede nøgletal for Åmosen.*

	Planteavl <sup>1</sup>	Græsning <sup>2</sup>	Brak <sup>3</sup>	Slåning tøreg <sup>2</sup>	Slåning vådeng <sup>4</sup>
Årlige jordrenter	1.725	-1.155	2.300	-557	-1.114
Nutidsværdier <sup>5</sup>	43.125	-29.233	57.500	-14.104	-27.851

1. Korrigerede jordrenter for planteavl på alle jorde i Østdanmark baseret på Schou & Abildtrup (2005)
2. Jordrenten for græs er baseret på Hasler og Schou (2003) og Schou et al. (2002) og er uden MVJ-støtte.
3. Beregnet som jordrentetabet på højbundsjerne, dvs. nøgletal før korrigering
4. Fastsat til den dobbelte pris af almindelig slåning (baseret på skøn af Odsherred statsskovdistrikt)
5. Der er antaget en uendelig tidshorisont og diskonteringsrate på 4 pct.

Den endelige ændring i de budgetøkonomiske jordrenter er vist i *Tabel 11.11*. Ændringen i jordrenten for landbruget beregnes som forskellen mellem jordrenten før og efter projektgennemførelsen. Dette findes som arealanvendelsen før og efter gennemførelsen multipliceret med de relevante jordrenter. Arealanvendelsen fremgår af konsekvensskemaet *Tabel 11.2* og jordrenterne af *Tabel 11.10*.

Før projektet for eksempelvis scenario I beregnes jordrenten som 197 ha planteavl à 43.125 kr., 85 ha brak à 57.500 kr., 41,5 ha græsning à -29.233 kr. og 41,5 ha slåning tøreg à -14.104 kr. Dette giver i alt 11,577 mio.kr. i nutidsværdi – jf. *Tabel 11.11*. Efter projektet er jordrenten beregnet som 176 ha græsning à -29.233 kr., 81 ha slåning tøreg à -14.104 kr. og 96 ha slåning vådeng à -27.851 kr., i alt 8,960 mio.kr. i nutidsværdi. Heraf tegner landbruget sig for 35 pct. Ud af det samlede projektareal på 615 ha køber staten nemlig 400 ha (65 pct.), mens landbruget fortsat beholder de 215 ha (35 pct.) – jf. konsekvensskemaet *Tabel 11.2*. I alt fås -3,133 mio.kr. i nutidsværdi for landbrugets jordrente efter projektet – jf. *Tabel 11.11*. Projektets påvirkning af landbrugets jordrente bliver da forskellen mellem efter og før gennemførelsen, dvs. -3,133 mio.kr. -11,577 mio. kr. = -14,709 mio.kr. i nutidsværdi. Altså et jordrentetab på 14,7 mio.kr. i nutidsværdi for scenario I – jf. *Tabel 11.11*.

*Tabel 11.11 Budgetøkonomisk ændring i jordrenten ved projektgennemførelse for landbruget (NVP i 1.000 kr., 2004 priser).*

	Scenario I	Scenario II	Scenario III
Jordrente før	11.577	16.798	28.658
Jordrente efter	-3.133	-11.569	-11.743
Netto-overskud for landbrug	-14.709	-28.367	-40.401

Jordens handelspris (jordens kapitaliserede værdi) burde i princippet svare til nutidsværdien af den forventede årlige budgetøkonomiske jordrente i al fremtid tilbagediskonteret med den valgte diskonteringsrate. Men da landbruget anvender andre forudsætninger i deres egne privatøkonomiske beregninger, end der er anvendt ved opgørelsen af de ovenfor beskrevne jordrenter, bliver dette ikke tilfældet.

Summen af erstatninger og salg af jord overstiger således langt ændringen i jordrenten. For scenario III fås f.eks. hhv. 87 mio.kr. og 40 mio.kr. i nutidsværdi, jf. – Tabel 11.5. Dette er ikke udtryk for overkompensering af landbruget, men skyldes primært, at

- markedet selv værdisætter jorden, hvor handelsprisen på jord er presset op af landmændenes forventninger til, at harmonikravene strammes (jordens optionsværdi)
- landbruget anvender en lavere diskonteringsrate end 4 pct. i deres privatøkonomiske kalkuler
- landmanden ofte er villig til at arbejde til en lavere timeløn end antaget i jordrente-beregningerne.

Dette resulterer i, at handelsværdien for landbrugsjord bliver en del højere end de beregnede budgetøkonomiske jordrenter tilsiger.

### 11.3.2 Staten

De budgetøkonomiske omkostninger for staten består af

- Køb af jord
- Erstatninger til landbruget
- Anlægsudgifter
- Plejeomkostninger
- Ændring i MVJ-støtte for statsejede arealer

Staten har ingen indtægter ved projektet.

Tabel 11.12 viser en samlet opgørelse af projektets budgetøkonomiske konsekvenser for staten. Staten lider et budgetøkonomisk tab, uanset hvilket et af de tre scenarier der gennemføres. Det budgetøkonomiske tab i de tre scenarier er hhv. 56 mio. kr., 96 mio. kr. og 124 mio. kr. opgjort i nutidsværdier. De primære forhold med betydning for resultatet er

udgiften til køb af landbrugsarealer, anlægsomkostninger samt erstatninger for restriktioner i anvendelsen af et område. Dertil kommer plejeomkostninger af arealerne samt MVJ-støtte.

*Tabel 11.12 De tre scenariers budgetøkonomiske konsekvenser for staten (NVP i 1.000 kr., 2004 priser)*

	Scenario I	Scenario II	Scenario III
Samlede indtægter	0	0	0
Samlede omkostninger	55.637	95.820	124.469
Køb af jord	30.000	34.000	37.000
Erstatninger	8.603	38.532	49.940
Anlægsudgifter	8.385	11.964	17.681
Plejeomkostninger	5.828	5.856	5.367
Ændring i MVJ-støtte	2.821	5.467	14.481
I alt (netto-overskud)	-55.637	-95.820	-124.469

I det følgende specificeres beregningerne. De fysiske konsekvenser (mængderne) kan findes i konsekvenskemaet *Tabel 11.2*.

#### *Køb af jord og erstatninger*

Lodsejernes indtægt ved salg af jord til staten er omvendt en udgift for staten. Tilsvarende gælder for erstatninger – se *afsnit 11.3.1*.

#### *Anlægsomkostninger mv.*

Anlægsomkostninger til projektet vedrører konkrete anlægsudgifter (afbrydelse af dræn, anlæg af stryg mm.), publikumsfaciliteter, projektering m.m. Alle anlægsomkostningerne falder i projektstartsåret og er dermed engangsomkostninger. Der indgår ikke omkostninger til løbende vedligeholdelse og reinvesteringer, idet det vurderes, at disse poster er meget beskedne.

#### *Plejeomkostninger*

Jordrenten repræsenterer statens udgifter til drift og pleje af de opkøbte arealer. Beregningerne heraf er specificeret i *Tabel 11.13*. Før projektet var staten ikke jordejer, derfor er jordrenten nul. Efter projektet er jordrenterne negative, fordi de er negative for al den arealanvendelse, som finder sted på statens jorde (græsning, slåning tøjeng og vådeng). Jordrenten efter projektet for scenario I er beregnet som 65 pct. af den samlede jordrente på 8.960 mio.kr., dvs. 5,8 mio.kr. i nutidsværdi, idet staten nu ejer 65 pct. af projektarealet – jf. omtalen af landbrugets jordrente i *afsnit 11.3.1*. Forskellen mellem jordrenten efter og før projektets gennemførelse giver et underskud, altså jordrentetab for staten – nemlig -5,8 mio.kr. i nutidsværdi for scenario I, jf. *Tabel 11.12*.

*Ændret MVJ-støtte*

Den øgede MVJ-støtte til landbruget – se *afsnit 11.3.1* – skal delvist betales af staten, da den finansierer halvdelen af MVJ-støtten – resten finansieres af EU. Landbruget modtager i scenario I MVJ-støtte til en nutidsværdi af 5,6 mio.kr. – jf. *Tabel 11.5*. Statens udgift er da halvdelen heraf, svarende til 2,8 mio.kr. i nutidsværdi – jf. *Tabel 11.12*.

**11.4 Velfærdsøkonomisk analyse**

Den velfærdsøkonomiske analyse viser projektets påvirkning af samfundets nytte. Af *Tabel 11.13* fremgår de velfærdsøkonomiske gevinster og omkostninger, der er forbundet med Åmose-projektet.

*Tabel 11.13 Oversigt over velfærdsøkonomiske gevinster og omkostninger ved Åmose-projektet*

Gevinster	Omkostninger
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Reduktion af næringsstoffer</li> <li>• Reduktion af klimagasser</li> <li>• Ændrede jagtindtægter</li> <li>• Sikring og forbedring af de kulturhistoriske, biologiske og rekreative værdier</li> <li>• Ændret MVJ-støtte</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ændret jordrente</li> <li>• Anlægsomkostninger mv.</li> <li>• Skatteforvridningstab</li> </ul>

I gevinsterne indgår værdien af de biologiske, kulturhistoriske og rekreative værdier af Åmose-projektet. Som følge af de metodiske usikkerheder ved værdisætningen heraf, er det i den samfundsøkonomiske analyse af Åmosen valgt at fokusere på en såkaldt break-even pris for de biologiske, kulturhistoriske og rekreative værdier. Det vil sige, at alle de øvrige omkostninger og gevinster opgøres, hvorefter det undersøges, hvad værdien af at forbedre de biologiske, kulturhistoriske og rekreative værdier mindst skal være, for at projektet giver et velfærdsøkonomisk overskud.

I *Tabel 11.14* er vist det samlede velfærdsøkonomiske resultat (netto-gevinsten), hvis værdien af de biologiske, kulturhistoriske og rekreative værdier i Åmosen er nul. Dette giver et underskud på 46 mio.kr., 59 mio.kr. og 29 mio.kr. i nutidsværdi for hhv. scenario I, II og III. Det betyder, at de biologiske, kulturhistoriske og rekreative værdier i Åmosen mindst skal være af disse størrelser for at projektet giver overskud. Break-even værdien skal altså mindst være på hhv. 46 mio.kr., 59 mio.kr. og 29 mio. kr. i nutidsværdier for de tre scenarier, for at det er forbundet med et velfærdsøkonomisk overskud at gennemføre projektet.

*Tabel 11.14 De tre scenariers velfærdsøkonomiske konsekvenser for samfundet baseret på at værdien af de biologiske, kulturhistoriske og rekreative værdier er nul (NVP i mio. kr., 2004 priser)*

	Scenario I	Scenario II	Scenario III
Gevinster	14	32	99
Kvælstofreduktion	10	18	68
Reduktion af klimagasser	2	4	6
Jagt(inkl. randområder)/fiskeri	-3	0	1
Biodiversitet, kulturhistorie og rekreative værdier	0	0	0
Ændring i MVJ støtte	5	10	25
Omkostninger	60	91	128
Ændring i jordrente	35	57	83
Anlægsomkostninger mv.	14	14	21
Skatteforvridningstab	11	19	25
Netto-gevinst	-46	-59	-29

DMU og AKF har til brug for den samfundsøkonomiske analyse af Åmosen gennemført en værdisætningsundersøgelse baseret på besvarelser fra et udsnit af den danske befolkning, hvor værdien af at forbedre og beskytte de biologiske, kulturhistoriske og rekreative værdier i Åmosen er belyst – jf. Lundhede et al. (2005). Hvis værdisætningsstudiet anvendes direkte, skabes der et overskud i milliardklassen, idet værdien af de biologiske, kulturhistoriske og rekreative gevinster er meget høj i forhold til omkostningerne. Værdisætningsresultater er dog som nævnt behæftet med en vis usikkerhed, hvorfor resultaterne skal tages med et betydeligt forbehold.

I det følgende specificeres beregningerne af de velfærdsøkonomiske gevinster og omkostninger.

#### 11.4.1 Velfærdsøkonomiske gevinster

##### *Reduktion af næringsstoffer*

Kvælstof er værdisat ved alternativomkostningsmetoden. Alternativomkostningen kan anvendes som beregningspris, fordi der er vedtaget en reduktionsmålsætning for udledningen af næringsstoffer – jf. afsnit 4.2.6. Ræsonnementet bag alternativomkostningsmetoden er, at et areal med vådområder kan erstatte et andet tiltag, og at den sparede omkostning for dette tiltag kan ses som værdien af vådområdets reduktion af næringsstoffer.

Der er anvendt en velfærdsøkonomisk pris på 29 kr. pr. kg kvælstof (N), hvor prisen stammer fra forarbejdet til Vandmiljøplan III – jf. Jacobsen et al.(2004). De reducerede mængder kvælstof fremgår af konsekvenskemaet *Tabel 11.2*. For scenario III fjernes 92.349 kg å 29,37 kr. Da der anlægges en uendelig tidshorisont, skal der divideres med diskonteringsraten på 4 pct. for at få nutidsværdien, som dermed bliver 68 mio.kr. – jf. *Ta-*

bel 11.14. I følsomhedsanalysen i afsnit 11.5 illustreres, hvorledes resultatet ændres, hvis der anvendes en pris på 8 kr. pr. kg N, hvilket svarer til omkostningerne ved reduktion af kvælstof ved etablering af efterafgrøder.

#### *Reduktion af klimagasudledningen*

Ved værdisætning af reduktionen i udledningen af klimagasser, er der anvendt en pris på 180 kr. pr. tons CO<sub>2</sub> – jf. Miljøstyrelsens nøgletalskatalog Miljøstyrelsen (2007). CO<sub>2</sub>-reduktionen fremgår af konsekvensskemaet *Tabel 11.2*. Værdien af klimagasreduktionen bliver for scenario III 1.228 tons á 180 kr. divideret med 4 pct., dvs. 5,5 mio.kr. i nutidsværdi.

#### *MVJ-støtte*

Der anlægges en national afgrænsning i denne analyse. Da en del af MVJ-støtten betales af EU, oplever samfundet en velfærdsøkonomisk netto-gevinst i forbindelse med projektgennemførelsen – en valutaindtægt. Netto-gevinsten beregnes som EU's andel (halvdelen) af den samlede MVJ-støtte til Danmark forhøjet med netto-afgiftsfaktoren på 1,17. Bemærk at det er den samlede MVJ-støtte der skal anvendes, dvs. både til landbruget og til staten. For scenario III modtager landbruget 29,0 mio.kr. og staten 14,5 mio.kr. i MVJ-støtte – se *Tabel 11.5* og *Tabel 11.12* – i alt en støtte på 43,5 mio.kr. i nutidsværdi. Den velfærdsøkonomiske værdi heraf er da halvdelen forhøjet med 1,17, dvs. 25 mio.kr. i nutidsværdi – jf. *Tabel 11.14*.

#### *Ændrede jagtindtægter*

I den velfærdsøkonomiske analyse er medtaget de gevinster, der opnås som følge af større jagtindtægter på de private arealer. Det skal bemærkes, at disse indtægter ikke er transfereringer i samfundet mellem to sektorer, men i stedet en gevinst for samfundet, idet kvaliteten af jagten forbedres og derved giver større nytte. Samtidig er de mistede jagtmuligheder på de arealer, der overgår til offentligt ejerskab, medtaget som et velfærdsøkonomisk tab.

Områderne med forbedret jagt som følge af projektet udgør 2.787 ha for scenario III – jf. konsekvensskemaet *Tabel 11.2*. Forbedringen giver en prisstigning på 100 kr. pr. ha. Derved fås en velfærds-mæssig gevinst på 278.700 kr. pr. år. Dette omregnes til nutidsværdi over en uendelig tidshorizont ved at dividere med diskonteringsraten på 4 pct., dvs. 7,0 mio. kr. Herfra skal trækkes tabet ved, at der nu ikke længere kan jages på de arealer, som staten overtager. Det drejer sig om 500 ha – se *Tabel 11.2* – til en pris á 500 kr. pr. ha (prisen på jagt inden projektet). Tabet har en nutidsværdi på  $500 \cdot 500/0,04 = 6,3$  mio.kr. Den velfærds-mæssige gevinst vedr. jagt bliver da  $7 - 6,3 = 0,7$  mio.kr. i nutidsværdi – jf. *Tabel 11.14*. Bemærk at prisen på jagt ikke skal forhøjes med netto-afgiftsfaktoren, da jagt er et forbrugsgode med en køberpris.

For scenario I betyder de ændrede jagtindtægter et underskud – jf. *Tabel 11.14*. Det skyldes, at et relativt stort område i scenario I overgår til offentligt eje, hvor jagtmulighederne

forsvinder, mens et relativt lille areal får forbedrede jagtmuligheder. For scenario II og III mere end opvejer kvalitetsstigningen af jagten værditabet ved de mistede jagtmuligheder. Se også *afsnit 11.3.1*.

#### *Sikring og forbedring af de kulturhistoriske, biologiske og rekreative værdier*

Erfaringerne med værdisætningsmetoderne er relativt få i Danmark, og metoderne er under stadig udvikling. Derfor er værdisætning af naturgoder forbundet med store usikkerheder og metodiske udfordringer.

DMU og AKF har til brug for den samfundsøkonomiske analyse af Åmosen gennemført en værdisætningsundersøgelse baseret på besvarelser fra et udsnit af den danske befolkning, hvor værdien af at forbedre og beskytte de biologiske, kulturhistoriske og rekreative værdier i Åmosen er belyst – jf. Lundhede et al. (2005). Værdisætningen er foretaget med valgekspérimentmetoden (Choice Experiments). Den samlede betalingsvillighed fordeles ud på fire undergrupper af goder, betalingsvillighed for hhv. biodiversitet, bevaring af kulturminder, rekreative muligheder og adgangsforhold. Summen af disse angiver da den samlede betalingsvillighed.

*Tabel 11.15* viser resultaterne fra værdisætningsundersøgelsen. Befolkningen har en betalingsvillighed for en stor biologisk mangfoldighed i Åmosen på ca. 500 kr. pr. år i ekstra skattebetaling pr. individ (scenario III). Dette er betalingsvilligheden for at ændre Åmosens nuværende ringe biologiske mangfoldighed til et højere niveau betegnet som stor mangfoldighed. Betalingsvilligheden for at sikre en varig beskyttelse af fortidsminderne under muldlaget er estimeret til ca. 1.200 kr. pr. individ pr. år for scenario III. Betalingsvilligheden for en udvidelse af det genoprettede areal udgør ca. 250 kr. pr. år pr. individ. Betalingsvilligheden for øget adgang til Åmosen er derimod negativ. Dvs. at befolkningen i gennemsnit oplever en negativ nytte ("disnytte") ved, at der etableres yderligere adgang til området udover det eksisterende sti- og vejssystem. Det kan skyldes, at befolkningen har den opfattelse, at omfanget af stier og veje i området har en negativ indflydelse på vilkårene for dyre- og plantelivet samt beskyttelsen af fortidsminderne. For den del af befolkningen, som bor forholdsvis tæt på Åmosen, er der imidlertid en positiv betalingsvillighed for udvidet adgang. Den samlede betalingsvillighed for scenario III er summen af betalingsvillighederne for de fire omtalte goder, dvs. 1.859 kr. pr. individ pr. år. De kulturhistoriske værdier tegner sig for den største andel på ca. 60 pct. af den samlede betalingsvillighed. For yderligere oplysninger henvises til Lundhede et al. (2005). De årlige betalingsvilligheder pr. person er nederst i tabellen aggregeret til værdier for hele den danske befolkning.



*Tabel 11.15 Estimerede betalingsvilligheder for Åmosens biologiske, kulturhistoriske, og rekreative værdier (2004-priser)*

	Scenario I	Scenario II	Scenario III
Biologisk mangfoldighed Kr./år/individ	Nogen <sup>1</sup>	Stor 543	Stor 543
Nedbrydningstempo, fortidsminder Kr./år/individ	Reduceret nedbrydning 840	Reduceret nedbrydning 840	Varig sikring 1192
Adgangsforhold Kr./år/individ	Udvidet -131	Udvidet -131	Udvidet -131
Areal Kr./år/individ	615 ha 98	1339 ha 214	1594 ha 255
Summeret betalingsvillighed Kr./år/individ	807	1466	1859
Betalingsvillighed for den danske befolkning over 18 år.			
Mio. kr. pr. år	3.400	6.100	7.800
Nutidsværdi i mio.kr.	85.000	152.500	195.000

Kilde: Lundhede et al. (2005)

1. Værdien er ikke medtaget, da resultatet ikke var signifikant.

#### 11.4.2 Velfærdsøkonomiske omkostninger

##### Ændring i jordrenter

Det velfærdsøkonomiske tab ved at ekstensivere landbrugsdriften udtrykkes ved ændringen i jordrenten. *Tabel 11.16* viser posterne, der indgår i den velfærdsøkonomiske jordrente, og *Tabel 11.17* viser nøgletallene fra Schou & Abildtrup (2005). De velfærdsøkonomiske nøgletal for jordrenter er en del højere end de budgetøkonomiske – jf. *Tabel 11.17* og *Tabel 11.9*. Det hænger især sammen med – udover virkningen af netto-afgiftsfaktoren – at der i de velfærdsøkonomiske jordrenter ikke fratrækkes finansielle omkostninger på driftsaktiver og skatter og afgifter – jf. *Tabel 11.16* og *11.8*.

*Tabel 11.16 Opgørelse af velfærdsøkonomisk jordrente*

Produktionsværdi
+ Hektarstøtte mv. (kun den del, som repræsenterer en netto-valutaindtjening for Danmark)
+ Øvrige
– Variable input (udsæd, gødning, pesticider, etc.)
– Maskin- og bygningsomkostninger
– Aflønning af arbejdskraft
– Rentebelastning af beholdninger
= Jordrente

Anm. Opgøres med velfærdsøkonomiske beregningspriser og diskonteringsrate

Kilde: Schou & Abildtrup (2005)

*Tabel 11.17 Nøgletal for årlige velfærdsøkonomiske jordrenter, diskonteringsrate 3 pct., kr. pr. ha.*

	Planteavl	Planteavl + husdyr
Hele DK	5000	6200
Øst, alle jordtyper	4900	6000
Vest, alle jordtyper	5000	6500
Hele DK, lejrjord	5100	6400
Hele DK, øvrige jordtyper	4600	6000

Kilde: Schou & Abildtrup (2005)

De velfærdsøkonomiske nøgletal fra Schou & Abildtrup (2005) er beregnet med en diskonteringsrate på 3 pct., dvs. en lavere diskonteringsrate end de 4 pct., der ellers anvendes i denne analyse. Dette er dog uden betydning for metoden i øvrigt.

De velfærdsøkonomiske nøgletal korrigeres på tilsvarende måde som de budgetøkonomiske til Åmose-forhold, dvs. de nedskrives med 25 pct. For planteavl (øst, alle jordtyper) fås f.eks. en årlig jordrente på  $0,75 \cdot 4.900 = 3.675$  kr. pr. ha – jf. *Tabel 11.17* og *11.18*. Dette omregnes til nutidsværdi ved at dividere med diskonteringsraten på 4 pct., da der anlægges en uendelig tidshorisont. Dette giver en nutidsværdi på  $3.675/0,04 = 91.875$  kr. pr. ha.

*Tabel 11.18 Velfærdsøkonomiske jordrenter (kr. pr. ha) for planteavl, brak, græsning, og slåning af hhv. tør og vådeng (2004 priser)*

	Planteavl <sup>1</sup>	Græsning <sup>2</sup>	Brak <sup>3</sup>	Slåning tøreng <sup>2</sup>	Slåning vådeng <sup>4</sup>
Årlig jordrente	3.675	-841	4.900	-648	-1.296
Nutidsværdi	91.875	-21.284	122.500	-16.411	-32.409

1. Korrigerede jordrenter for planteavl på alle jorde i Østdanmark baseret på Schou & Abildtrup (2005)
2. Jordrenten for græs er baseret på Hasler og Schou (2003) og Schou et al. (2002) og er uden MVJ-stotte.
3. Beregnet som jordrentetabet på højbundsjorde, dvs. nøgletal før korrigeret
4. Fastsat til den dobbelte pris af almindelig slåning (baseret på skøn af Odsherred statskovdistrikt)

Ændringen i jordrenten som følge af projektet beregnes som forskellen mellem jordrenten før og efter projektets gennemførelse – jf. *Tabel 11.19*. For detaljerede oplysninger om beregningen henvises til Miljøstyrelsen (2005c). Jordrenteændringen udgør knap 70 pct. af de samlede velfærdsøkonomiske omkostninger.

*Tabel 11.19 Velfærdsøkonomisk ændring i jordrenten ved projektgennemførelse (NPV i 1.000 kr., 2004 priser).*

	Scenario I	Scenario II	Scenario III
Jordrente før	26.933	41.582	66.847
Jordrente efter	-8.186	-15.807	-15.848
Netto-overskud	-35.120	-57.388	-82.695

### *Anlægsomkostninger mv.*

De velfærdsøkonomiske anlægsomkostninger er beregnet som de budgetøkonomiske anlægsomkostninger for staten fra *Tabel 11.12* forhøjet med netto-afgiftsfaktoren, som her er 1,17. For scenario III fås  $17,7 \cdot 1,17 = 20,7$  mio. kr. i nutidsværdi – jf. *Tabel 11.14*.

### *Skatteforvridningstab*

Skatteforvridningstabets beregnes som 20 pct. af statens netto-omkostninger fra *Tabel 11.12* – jf. anbefalingerne i *afsnit 6.2*. Projektets påvirkning af statens finanser er en omkostning på *124,5 mio.kr.* i nutidsværdi i scenario III – jf. *Tabel 11.12*. Det medfører et skatteforvridningstab på 20 pct. heraf, dvs. *24,9 mio.kr.* i nutidsværdi – jf. *Tabel 11.14*.

## **11.5 Følsomhedsanalyser**

I det følgende gennemgås først følsomhedsanalyser specifikt for værdisætningsstudiet og dernæst for hele den velfærdsøkonomiske analyse. Som basis anvendes en diskonteringsrate på 4 pct.

### *11.5.1 Følsomhedsanalyser af værdisætningsstudiet*

Da resultaterne fra værdisætningsstudiet er forbundet med stor usikkerhed, og de forekommer meget høje, ses der i det følgende på værdisætningsstudiets følsomhed i forhold til at ændre centrale antagelser og forudsætninger.

Usikkerhederne og udfordringerne ved værdisætning er indgående behandlet i såvel dansk som international forskningslitteratur, se f.eks. Lundhede et al. (2005) og Miljøstyrelsen (2005c). Det påpeges, at betalingsvillighederne kan være påvirket af en række forhold, hvoraf her skal nævnes:

- Manglende opfattelse af projektets skala. Betalingsvilligheden er opgjort for genopretning af ét projekt, Åmosen. Respondenterne har ikke taget stilling til, om de vil give det samme beløb pr. projekt, hvis der f.eks. gennemføres 10 projekter.
- Personlig betalingsvillighed contra husholdningens betalingsvillighed. Der er spurgt til den enkelte respondents personlige betalingsvillighed, men besvarelsen kan måske nærmere være udtryk for husholdningens betalingsvillighed, idet husholdningen ofte er den økonomiske enhed, som respondenter refererer til i det daglige.
- Årlig betaling contra engangsbeløb. Den årlig tilbagevendende betalingsvillighed er anvendt i undersøgelsen, men respondenter kan have udtrykt en betalingsvillighed svarende til en engangsbetaling.
- Ikke alle har besvaret spørgeskemaet. Man kan således formode, at den andel, der ikke har besvaret, har en mindre interesse i projektet og følgelig en måske lavere betalingsvillighed.

- Det Økonomiske Råd har anbefalet at halvere betalingsvillighederne – jf. Det Økonomiske Råd (2004). Dette er begrundet med, at der i flere internationale studier er fundet en meget stor forskel mellem den reelle og den i interviewundersøgelsen oplyste hypotetiske betalingsvillighed.

Som følge heraf er det valgt at gennemføre en række følsomhedsanalyser, hvor det analyseres, hvor robust værdisætningsstudiets resultater er. Ved herefter at sammenligne resultatet fra følsomhedsanalyserne med den beregnede break-even pris, kan det vurderes, hvor robust konklusionen om velfærdøkonomisk overskud ved gennemførelse af projektet er. Der fokuseres på kombinationer af følgende antagelser:

- Der er tale om husholdningers og ikke personers betalingsvillighed
- Betalingsvilligheden gælder ikke hele landet, men kun lokalområdet
- Betalingsvilligheden er ikke en årlig tilbagevendende betaling, men en engangsbetaling
- Det Økonomiske Råds anbefaling (divider betalingsvilligheden med 2)
- Dem, der ikke besvarede spørgeskemaet, har en betalingsvillighed på kun 10 pct. af den estimerede betalingsvillighed.

*Tabel 11.21 Kombinationer af forskellige følsomhedsanalyser for biologiske, kulturhistoriske og rekreative værdier ved de tre scenarier (NVP i mio. kr., 2004 priser)*

Antagelser					Scenario I	Scenario II	Scenario III	
<b>A</b>	<b>B</b>	<b>C</b>	<b>D</b>	<b>E</b>	<b>Betalingsvillighed ifølge værdisætningsstudiets basistal</b>	<b>85.000</b>	<b>152.500</b>	<b>195.000</b>
					<b>Følsomheder hvor enkeltparameter ændres</b>			
				x	Husholdninger (og ikke individer)	50.000	92.500	115.000
	x				Kun lokalområdet	775	800	1.050
		x			Éngangsbetaling (og ikke årlig betaling)	3.400	6.100	7.800
			x		DØRs anbefaling (divider med 2) på basis	42.500	76.250	97.500
				x	Dem der ikke svarede har WTP på 10 %	46.030	86.307	109.322
					<b>Kombinationer af følsomheder rangordnet</b>			
x			x		Husholdninger, DØRs anbefaling	25.000	46.250	57.500
			x	x	DØRs anbefaling, ikke-svar 10 % WTP	23.015	43.154	54.661
x				x	Husholdning, ikke-svar 10 % WTP	3.498	6.559	8.308
x		x			Husholdning, engangsbetaling	1.999	3.748	4.747
		x	x		Engangsbetaling, ikke-svar 10 % WTP	1.841	3.453	4.373
		x	x		Engangsbetaling, DØRs anbefaling	1.700	3.050	3.900
x		x		x	Husholdninger, engangsbetaling, ikke-svar har 10 % WTP	1.099	2.061	2.611

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

		x	x	x	Engangsbetaling, ikke-svar 10 % WTP, DØRs anbefaling	921	1.726	2.187
x		x	x	x	Husholdninger, engangsbetaling, ikke-svar 10 % WTP, DØRs anbefaling	550	1.031	1.306
x	x				Husholdninger, lokalområdet	334	627	794
	x			x	Lokalområdet, ikke-svar 10 % WTP	308	578	732
	x		x		Lokalområdet, DØRs anbefaling	388	400	525
x	x			x	Husholdninger, lokalområdet, ikke-svar har 10 % WTP	184	345	437
x	x		x		Husholdninger, lokalområdet, DØRs anbefaling	167	313	397
x			x	x	Lokalområdet, ikke-svar 10 % WTP, DØRs anbefaling	154	289	366
x	x		x	x	Husholdninger, lokalområdet, ikke-svar 10 % WTP, DØRs anbefaling	92	172	218
					<b>BREAK-EVEN for scenario I og II</b>	<b>46</b>	<b>59</b>	
	x	x			Lokalområdet, engangsbetaling	22	42	53
x	x	x			Husholdninger, lokalområdet, engangsbetaling	13	25	32
	x	x		x	Lokalområdet, engangsbetaling, ikke-svar 10 % WTP	12	23	29
					<b>BREAK-EVEN for scenario III</b>			<b>29</b>
	x	x	x		Lokalområdet, engangsbetaling, DØRs anbefaling	11	21	27
x	x	x		x	Husholdninger, lokalområdet, engangsbetaling, ikke-svar 10 % WTP	7	14	17
x	x	x	x		Husholdninger, lokalområdet, engangsbetaling, DØRs anbefaling	7	13	16
	x	x	x	x	Lokalområdet, engangsbetaling, ikke-svar 10 % WTP, DØRs anbefaling	6	12	15
x	x	x	x	x	Worst case: husholdninger, lokalområdet, engangsbetaling, halvdelen har WTP på 10 %, DØRs anbefaling	4	7	9

Øverst i *Tabel 11.21* vises, hvordan betalingsvillighederne ændres når der ændres på antagelserne A–E enkeltvist. Betalingsvilligheden ændres mest, hvis man kun ser på lokalområdet (antagelse B) og når betalingen kun er en éngangsbetaling (antagelse C). Når disse to antagelser ændres falder betalingsvilligheden til under 5 pct. af betalingsvilligheden fra værdisætningsstudiets basistal. Ændres de tre øvrige antagelser har dette en mindre indflydelse på betalingsvilligheden.

Dernæst viser *Tabel 11.21*, hvordan betalingsvillighederne ændres ved forskellige kombinationer af følsomhedsanalyser. Det ses, at der kan ændres på en del af antagelserne, uden at det har betydning for, om projekterne giver overskud eller ej. For at komme under break-even værdien og dermed give underskud, skal de to mest betydende antagelser ændres på en gang – nemlig at det ikke er hele befolkningen, der vil betale, men kun personer i lokalområdet, og at de udtrykte betalingsvilligheder ikke er årlige betalinger, men en engangsbetaling. For at nærme sig break-even prisen skal nedskrivningen af værdisætningsstudiets resultat altså være meget omfattende. Derfor er konklusionen, at det er forbundet med et velfærdsøkonomisk overskud at gennemføre hvert af de tre projektsценарier. Desuden gælder, at prioriteringsrækkefølgen for de tre scenarier forbliver uændret.

### 11.5.2 Følsomhedsanalyser af den velfærdsøkonomiske analyse

I det foregående afsnit blev der præsenteret følsomhedsanalyser på prisen for de biologiske, kulturhistoriske og rekreative forhold. I dette afsnit beskrives følsomhedsanalyser for hele analysen, og heri indgår udvalgte følsomhedsanalyser for værdisætningsstudiet. Følsomhedsanalyserne er udført i forhold til en basisberegning, hvor de biologiske, kulturhistoriske og rekreative værdier er værdisat med en værdi svarende til de break-even værdier, som blev beregnet for hvert scenarie i foregående afsnit (og altså ikke den estimerede værdi fra værdisætningsstudiet). I basisberegningen bliver projektets nutidsværdi derfor nul; mens resultatet af følsomhedsberegningerne herefter fremstår som positive eller negative udsving i forhold hertil.

I en følsomhedsanalyse ændres enkelte centrale parametre, hvorefter resultatet sammenlignes med basisanalysen. Det er valgt at fokusere på de poster i det velfærdsøkonomiske resultat i *afsnit 11.4*, som vurderes at have størst betydning for analysens velfærdsøkonomiske resultat:

- Værdisætning af de biologiske, kulturhistoriske og rekreative gevinster
- Valg af diskonteringsrate
- Valg af tidshorisont
- Værdien af kvælstofreduktionen og reduktionsmængden
- Ændringer i jordrenten

De udførte følsomhedsanalyser er vist i *Tabel 11.22*, og deres påvirkning af det velfærdsøkonomiske netto-resultat fremgår af *Tabel 11.23*.

Tabel 11.22 Følsomhedsanalyser udført for den velfærdsøkonomiske analyse

Parameter	Basis	Ændring
<b>Omkostninger</b>		
Jordrente	Nedskrivning af nøgletal for jordrenter med 25 pct.	Ingen nedskrivning af nøgletal. Nedskrivning af nøgletal med 50 %
Skatteforvridningstab	20 % af de offentlige mer-udgifter	Tabet øges ved at de offentlige mer-udgifter (jordprisen og erstatningerne) hhv. opskrives/ nedskrives med 25 pct.
Anlægsomkostninger		Anlægsomkostninger op- og nedskrives med 25 pct.
Afledte effekter på beskæftigelse og i landbrugets følgeerhverv, pga. ændring i salgsafgrøder og husdyrproduktion	Ikke medtaget	Afledte effekter medtages. Opgøres på basis af Jensen (2004). Den tabte værditilvækst medtages.
<b>Gevinster</b>		
<b>Kvælstofreduktion</b>		
Kvælstofreduktion pr. ha	Reduktion på 25 kg N pr. ha.	Reduktionen på 50 kg N pr. ha.
Værdi af kvælstofreduktion	Pris for kvælstofreduktion på 29 kr. pr. kg N.	Pris for kvælstofreduktionen på 8 kr. pr. kg N.
Areal med høj kvælstofreduktion (kun scenario III)	En reduktion af kvælstof på 352 ha.	En høj reduktion af kvælstof på 610 ha.
<b>MVJ-støtte</b>		
MVJ-støtte til landbrug	MVJ-støtten til landbruget er større ved projektet end i dag pga. større græsarealer mm.	Der bliver ikke udbetalt mere støtte i projektområdet end i dag.
MVJ-støtte til stat	Staten søger ikke MVJ-støtte til de arealer, de erhverver	Staten får MVJ-støtte til de arealer, de erhverver
Diskonteringsrate	Velfærdsøkonomisk diskonteringsrate på 4 pct.	Velfærdsøkonomisk diskonteringsrate på 6 pct.
Tidshorisont	Uendelig tidshorisont	20-årig tidshorisont
Jagtindtægter	Jagttretten kan sælges til ekstra 100 kr./ha/år end før projektgennemførelsen	Prisen på jagt op- hhv. nedskrives med 50 pct.
Værdisætningsstudie	Anvendelse af break-even pris for værdi af biologiske, kulturhistoriske og rekreative gevinster	Betalingsvillighed baseres på lokalområdet Betalingsvillighed baseres på engangsbetaling DØRs anbefaling (betalingsvilligheden divideres med 2)
”Best case”	–	Bedste scenario for projektgennemførelse
”Worst case”	–	Bedste scenario for bevarelse af den nuværende arealanvendelse, dvs. intet projekt gennemføres

Tabel 11.23 Følsomhedsanalyser vist som ændringer i det velfærdsøkonomiske netto-resultat i forhold til en basisanalyse med break-even værdier (1000 kr.; 2004-priser).

Følsomheder	Scenario I	Scenario II	Scenario III
Basisanalyse	0	0	0
Ingen korrektion af nøgletal for jordrente	-8.061	-12.891	-20.037
Nedskrive nøgletal for jordrenter med 50 %	8.061	12.891	20.037
Erstatninger og jordpris op 25 %	-2.258	-4.243	-5.086
Erstatninger og jordpris ned 25 %	2.258	4.243	5.086
Anlægsomkostninger op 25 %	-4.038	-5.761	-8.515
Anlægsomkostninger ned 25 %	4.038	5.761	8.515
Afledte effekter – salgsafgrøder – Lav	-330	-528	-820
Afledte effekter – salgsafgrøder –Høj	-825	-1.319	-2.050
Afledte effekter – husdyrproduktion –Lav	-976	-1.468	-1.468
Afledte effekter – husdyrproduktion –Høj	-1.387	-2.086	-2.086
Afledte effekter – salgsafgrøder & husdyrproduktion – Lav	-1.306	-1.995	-2.288
Afledte effekter – salgsafgrøder & husdyrproduktion – Høj	-2.211	-3.405	-4.136
Højere kvælstofreduktion i scenario I og II (50 kg N pr. ha)	3.671	7.343	4.895
Lavere pris på kvælstofreduktion 8 kr. pr. kg N	-9.607	-17.939	-65.785
Større sø i scenario III (DMU beregninger)	0	0	40.923
Ingen stigning i MVJ	-1.911	-3.703	-9.809
Staten får MVJ til de jorde de køber	2.757	3.515	5.266
Højere diskonteringsrate 6 % 1	0	0	0
20-årig tidshorisont 1	0	0	0
Jagt pris 50 % op	2.740	7.414	5.145
Jagt pris 50 % ned	931	-71	-250
Værdisætning – kun lokalområdet	974.573	978.631	1.336.057
Værdisætning – engangsbetaling	3.341.240	6.011.965	7.736.057
Værdisætning – DØRs anbefaling (divider med 2)	56.607.906	101.578.631	129.936.057



Bedste scenario for projektgennemførelse ("best case")	113.249.560	202.605.476	260.015.176
Bedste scenario for bevarelse af den nuværende areal-anvendelse – ("worst case")	-55.459	-81.690	-113.324

1. Det skal bemærkes, at brugen af break-even prisen resulterer i, at resultatet er uændret for følsomhedsanalyserne, hvor diskonteringsraten og tidshorizonten ændres. Hvis man indsætter værdierne fra værdisætningsstudiet Lundhede et al. (2005), er konklusionen for ændringer i diskonteringsraten, at jo højere rente, der anvendes, jo mindre bliver det velfærdsøkonomiske overskud. Tilsvarende for valg af tidshorizont. Jo kortere tidshorizont, jo lavere velfærdsøkonomisk overskud.

Den største betydning for det velfærdsøkonomiske resultat har værdien af de biologiske, kulturhistoriske og rekreative værdier. Dernæst er det især værdien af kvælstofreduktion (både pris og mængde) samt nedskrivningen af jordrenteindtjeningen i projektområdet med 25 pct. som følge af ringere høstudbytte og højere driftsomkostninger, der har betydning for resultatet.

Endvidere viser følsomhedsanalyserne, som i basisanalysen i *afsnit 11.4.3*, at det største velfærdsøkonomiske overskud opnås ved gennemførelse af scenario III, mens rangordningen af scenario I og II varierer fra analyse til analyse.

### 11.6 Sammenfattende konklusion

Analysen viser, at hvert af de tre scenarier for Åmosen giver et meget sikkert velfærdsøkonomisk overskud. Det mest omfattende af de tre projekter, scenario III, giver det største velfærdsøkonomiske overskud, efterfulgt af scenario II og I. Dette baseres på, at værdien af at forbedre og beskytte de biologiske, kulturhistoriske og rekreative værdier mindst skal være hhv. *46 mio.kr.*, *59 mio.kr.* og *29 mio.kr.* i nutidsværdi, for at projektet giver overskud (break-even tilgangen). Værdierne fra et egentligt værdisætningsstudie af de biologiske, kulturhistoriske og rekreative værdier for Åmosen er væsentligt højere end disse beløb. Dette tyder på, at alle de analyserede scenarier er fordelagtige.

De udførte følsomhedsanalyser viser, at resultaterne er rimeligt robuste. Størst indflydelse på resultatet har naturligvis ændringer i værdien af de biologiske, kulturhistoriske og rekreative effekter; men derudover er det ændringer i kvælstofreduktion og jordrente, som betyder mest.

Budgetøkonomisk viser analysen, at staten får omkostninger i nutidsværdi på hhv. *56 mio.kr.*, *96 mio.kr.* og *125 mio. kr.* ved de tre scenarier, mens landbruget vil få et nettooverskud i nutidsværdi på hhv. *32 mio.kr.*, *61 mio.kr.* og *83 mio. kr.* Det er især statens køb af jord og erstatninger til landbruget, som giver disse betalingsstrømme mellem stat og landbrug.

## KAPITEL 12

### Samfundsøkonomisk vurdering og andre vurderingsmetoder

Samfundsøkonomisk vurdering er ikke den eneste form for vurdering af miljøprojekter. Der skal derfor i dette kapitel omtales en række andre relevante vurderingsmetoder, idet fremstillingen vil blive koncentreret om hensigten med den enkelte vurderingsmetode og om, hvorledes den adskiller sig fra en samfundsøkonomisk vurdering.

Først omtales i *afsnit 12.1* EU-kommissionens *Impact Assessment Guidelines*, som opstiller en bred ramme for vurdering af temastrategier, direktivforslag etc. Der er også en lang tradition for at anvende *Livscyklusanalyse* på miljøområdet. Derfor omtales denne analyseform i *afsnit 12.2*. På miljøområdet anvendes også i mange sammenhænge metoder for såkaldt *Multikriteriebeslutningstagen*. Denne omfattende samling af vurderingsmetoder omtales kort i *afsnit 12.3*. Endelig diskuteres i *afsnit 12.4* den i politiske sammenhænge ofte benyttede formulering ”*mere miljø for pengene*”. Formuleringen fortolkes som et ønske om at følge resultaterne af *Cost Effectiveness Analyser* udført på et velfærdsøkonomisk grundlag.

#### 12.1 EU-kommissionens Impact Assessment

EU-kommissionens *Impact Assessment Guidelines* præsenteres i European Commission (2009). Formålet med Impact Assessment (konsekvensanalyser) er at foretage en integreret analyse af de miljømæssige, økonomiske og sociale konsekvenser af policy-forslag. EU's vejledning beskriver, hvordan man sikrer dette gennem forberedelsen og vurderingen af policy-forslag – herunder temastrategier, direktivforslag etc. Vejledningen er bredt formuleret og ikke specielt rettet mod miljøområdet, men dækker også dette. Forberedelsen af et policy-forslag bør ud over at følge en række procedureregler for planlægning, koordinering, høring og afrapportering af forslagene gennemløbe de i *Boks 12.1* angivne seks analysetrin:

##### *Boks 12.1 De seks analysetrin i EU-kommissionens konsekvensanalyse*

1. Identifikation af problemet
2. Formulering af målsætninger
3. Udvikling og formulering af de væsentligste policy-muligheder
4. Beskrivelse af policy-mulighedernes konsekvenser
5. Sammenligning af policy-mulighederne
6. Udformning af monitorings- og evalueringsprogram

I det følgende omtales de seks trin nærmere.

### 12.1.1 Identifikation af problemet

EU-kommissionens vejledning er rettet mod at finde løsninger på problemer – det være sig på miljøområdet, sundhedsområdet, det sociale område eller uddannelsesområdet. For at finde den eller de rette løsninger er det vigtigt, at problemet formuleres klart, at årsagerne til problemet erkendes, og at dets sammenhæng med andre problemer beskrives.

Problemer kan i denne sammenhæng forstås meget bredt; men EU-kommissionen synes primært at tænke på relativt overordnede problemer, som genfindes inden for hele EU-området – f.eks. at risikoen for at dø som følge af partikelforurening vurderes at være for høj. Der tænkes ikke på snævert afgrænsede projektrelaterede problemer, såsom om det er hensigtsmæssigt at gennemføre et foreslået skovrejsningsprojekt, eller om det er hensigtsmæssigt at øge andelen af papiraffald, som genanvendes.

En væsentlig del af identifikationen af problemet er at beskrive, hvorledes det udvikler sig, hvis der ikke gennemføres policy-indgreb over for problemet. EU-kommissionen taler om et ”no policy scenario”. I indeværende vejledning indgår præciseringen af basisforløbet også som en central del af problemformuleringen – jf. *afsnit 2.2*.

### 12.1.2 Formulering af målsætninger

Identifikationen af problemet bør ifølge EU-kommissionen følges op af formuleringen af klare målsætninger for, hvad der ønskes opnået gennem et eventuelt policy-indgreb. Klare målsætninger er nødvendige for at kunne finde frem til hensigtsmæssige og tilstrækkelige indgreb.

*De specifikke målsætninger* skal i følge EU-kommissionen være:

- *Specifikke* – dvs. have en entydig fortolkning.
- *Målbare* – dvs. det skal være muligt at afgøre, om de bliver opfyldt.
- *Accepterede* af dem, som stilles til ansvar for opfyldelsen af målsætningerne.
- *Realistiske* – dvs. være mulige at opfylde på en meningsfuld måde.
- *Tidsafhængige* – dvs. det skal være angivet, hvornår målsætningerne skal være opfyldt.

I tilknytning til de specifikke målsætninger kan der også opstilles *operationelle målsætninger*. Disse er især knyttet til de valgte policy-indgreb – jf. *afsnit 12.1.5*. Indgrebene skal antage den ønskede karakter og det ønskede omfang.

EU-kommissionens vejledning for udformningen af policy-forslag er knyttet til én eller flere målsætninger, som kan variere fra problem til problem. Kommissionen lægger også vægt på, at de opstillede målsætninger for ét problemfelt ikke er i konflikt med målsætninger opstillet for andre problemfelter.

Indeværende vejledning vedrører primært den velfærdsøkonomiske analyse. Denne er altid bygget op omkring én målsætning – nemlig forøgelse af velfærden eller værdien af befolkningens nytte. Hermed vurderes alle eventuelle delmålsætninger – f.eks. reduktion af  $\text{NO}_x$ -emissionerne med  $x$  pct. – altid i forhold til deres bidrag til forøgelse af befolkningens velfærd. Delmålsætningerne har ikke selvstændig betydning.

Der kan dog også gennemføres velfærdsøkonomiske analyser i relation til opfyldelsen af en given miljømålsætning. Målsætningen i sig selv underlægges ikke en vurdering; men det vurderes, på hvilken måde denne kan opfyldes med mindst muligt velfærdstab til følge. Der er tale om en såkaldt cost effectiveness analyse – jf. *afsnit 10.5* og *afsnit 12.4*.

### 12.1.3 Udvikling og formulering af de væsentligste policy-muligheder

Når EU-kommissionen taler om policy-muligheder, tænkes der udelukkende på styringsmæssige indgreb. Hermed menes f.eks. lovindgreb på EU eller nationalt niveau, selvregulering såsom informationstiltag eller oplysningskampagner, frivillige aftaler eller økonomiske styringsmidler såsom afgifter og subsidier.

EU-kommissionen lægger vægt på, at indgrebene vurderes ud fra deres:

- *Effektivitet* – dvs. indgrebenes evne til at opfylde målsætningerne.
- *Efficiens* – dvs. indgrebenes evne til at opfylde målsætningen med færrest mulige omkostninger til følge.
- *Konsistens* – dvs. indgrebenes evne til at begrænse konflikter på tværs af økonomiske, sociale og miljømæssige hensyn.

Disse tre kriterier er alle omfattet af den velfærdsøkonomiske analyse. I denne analyse er der dog som nævnt kun én målsætning – nemlig forøgelse af befolkningens velfærd. Omkostningerne er præciseret som tab af velfærd, hvor omkostningsbegrebet i EU-kommissionens vejledning er uspecificeret. Endelig indgår hensynet til summen af den skabte nytte (det økonomiske hensyn), hensynet til fordelingen af nytten (det sociale hensyn) og miljøkonsekvensernes betydning for nytteskabelsen (miljøhensynet) i den velfærdsøkonomiske analyse.

### 12.1.4 Beskrivelse af policy-mulighedernes konsekvenser

EU-kommissionens konsekvensanalyse lægger op til en meget omfattende beskrivelse af de enkelte styringsmæssige indgrebs konsekvenser. Det endelige mål med vurderingen er netop at bibringe tilstrækkelig og klar information om de forskellige policy-muligheders konsekvenser med henblik på at kunne sammenligne mulighederne. Ved beskrivelsen af konsekvenserne anbefales det at benytte en tretrinsprocedure:

1. Identificer de økonomiske, miljømæssige og sociale konsekvenser af hvert styringsmæssigt indgreb, beskriv hvorfor de fremkommer og beskriv, hvem der påvirkes af indgrebet.
2. Identificer de mest betydningsfulde konsekvenser.
3. Gennemfør en avanceret kvalitativ og kvantitativ beskrivelse af konsekvenserne.

### *ad. 1 Identifikation af økonomiske, miljømæssige og sociale konsekvenser*

De *økonomiske konsekvenser* omfatter konsekvenser for EU-virksomheders konkurrenceevne, konkurrenceforholdene i EU, virksomhedernes omkostnings- og forretningsvilkår, ejendomsrettigheder, husholdningernes økonomiske vilkår, regionale og sektormæssige økonomiske forhold, tredje verdens lande og internationale handelsrelationer, offentlige budgetter samt makroøkonomiske forhold. Denne liste af økonomiske konsekvenser viser, at EU-kommissionens vejledning særligt er rettet mod meget omfattende policyindgreb, som kan have meget vide konsekvenser. Indeværende vejledning er primært rettet mod væsentligt mindre foranstaltninger på nationalt niveau, og der lægges op til en kvantitativ beskrivelse af konsekvenserne. Den kvantitative beskrivelse kan i mange tilfælde med fordel uddybes med en verbal beskrivelse svarende til EU-kommissionens anbefaling. Endelig er EU-kommissionens konsekvensanalyse ikke direkte rettet mod ressourceallokeringen og dermed konsekvenserne for befolkningens velfærd. Der er tale om en sammenblanding af velfærds-, budget- og nationaløkonomiske konsekvenser.

De *miljømæssige konsekvenser* omfatter konsekvenser for luftkvaliteten og dermed sundhed, landbrugsafgrøder, skove og bygninger. Hertil kommer konsekvenserne for vand- og jordkvaliteten, klimaet, forbrug af fornybare og udtømmelige ressourcer, biodiversitet, arealanvendelse, affaldsproduktion og genanvendelse, risikoen for miljøkatastrofer, mobilitet og energiforbrug, virksomhedernes miljøpåvirkning, vilkårene for flora og fauna samt fødevarer sikkerheden. Der er igen tale om en opremsning af konsekvenser, som på mange måder overlapper og påvirker hinanden. I indværende vejledning rettes konsekvensanalysen direkte mod miljøkonsekvensernes betydning for befolkningens velfærd – dvs. muligheden for at anvende miljøet og naturen som produktionsfaktor, befolkningens sundhed, dens rekreative muligheder og egentlige eksistensværdier såsom særlige naturforhold og kulturelle værdier.

De *sociale konsekvenser* omfatter konsekvenser for beskæftigelsen, alle former for arbejdsmarkedsforhold, indkomstuligheden, risikoen for social udstødelse, særligt udsatte grupper, ligheden i samfundet, personers privatliv, befolkningens sundhed og sikkerhed, kriminaliteten og risikoen for terror, adgangen til alle former for offentlig service samt alle andre samfundsmæssige forhold, som må antages at påvirke levevilkårene. De omtalte forhold er relevante for udviklingen i befolkningens velfærd og er derfor relevante i relation til velfærdsøkonomiske analyser. Det er imidlertid et problem, at de sociale konsekvenser i mange tilfælde ikke kan kvantificeres og dermed heller ikke kan tillægges en velfærds mæssig værdi. I indværende vejledning inddrages de sociale konsekvenser i den velfærdsøkonomiske analyse i den udstrækning, det er muligt. F.eks. tillægges eventuelle

beskæftigelses- og fordelingskonsekvenser betydning. Andre sociale konsekvenser må, ligesom EU-kommissionen lægger op til, beskrives verbalt.

EU-kommissionen lægger særlig vægt på, at det beskrives, hvem der påvirkes af de styringsmæssige indgreb, og over hvilken tidshorisont det må forventes at ske. Afdækningen af potentielle vindere og tabere er særligt vigtig, ligesom den formodede offentlige mening om indgrebene kan have betydning.

Hensigten med det første trin i konsekvensanalysen er at skabe et samlet overblik over de forskellige indgrebs potentielle konsekvenser. Det næste trin vedrører identifikation af de formodede mest betydningsfulde konsekvenser.

#### *ad. 2 Identifikation af de mest betydningsfulde konsekvenser*

Identifikationen af de mest betydningsfulde konsekvenser kan ske gennem to indbyrdes supplerende tilgange. For det første ved at fokusere på årsagsmæssige sammenhænge mellem konsekvenserne, således at man får alle relevante konsekvenser inddraget i vurderingen. For det andet ved at underkaste konsekvenserne en kvalitativ vurdering af deres betydning.

*Den kvalitative vurdering* af konsekvenserne sker på grundlag af:

- Sandsynligheden for at en mulig konsekvens bliver en realitet.
- Konsekvensens størrelse.
- Konsekvensens vigtighed – altså hvor stor værdi eller betydning den tillægges.

Vurderingen kan med fordel sammenfattes i en konsekvensmatrice. Hver række i matricen vedrører ét indgreb. Hver søjle repræsenterer en mulig konsekvens. I hver celle angives herefter for hver kombination af indgreb og mulig konsekvens, konsekvensens sandsynlighed, forventede størrelse og vigtighed. Vurderingen udtrykkes verbalt med betænelserne meget/lidt, stor/lille, høj/lav osv.

Resultatet af den kvalitative vurdering på trin 2 skal tjene som grundlag for udvælgelsen af de væsentligste konsekvenser, som herefter underkastes en mere avanceret analyse på tredje trin i konsekvensanalysen.

#### *ad. 3 Avanceret kvalitativ og kvantitativ beskrivelse af konsekvenserne*

Endemålet for konsekvensanalysen er en avanceret kvantitativ beskrivelse af policy-mulighedernes konsekvenser: ”Essentially, the aim is to understand the extent of the impacts of the policy options and to estimate the costs and benefits in monetary form when this is feasible” – jf. EU-kommissionen (2009) s. 38. Dette citat kan fortolkes som, at endemålet med konsekvensanalysen er at gennemføre en Cost Benefit Analyse, dvs. en velfærdsøkonomisk vurdering af de enkelte policy-muligheder. I indeværende vejledning opstilles retningslinierne for at gennemføre en sådan analyse. Vejledningen kan derfor ses som et bidrag til at opfylde EU-kommissionens endemål.

EU-kommissionen anser det dog for meget vanskeligt at gennemføre en avanceret kvantitativ analyse, som dækker alle betydningsfulde konsekvenser. Der er derfor normalt behov for at supplere den kvantitative vurdering med en kvalitativ beskrivelse og vurdering af de konsekvenser, som ikke lader sig kvantificere. Faktisk lægger kommissionen også op til en mere bred avanceret analyse, hvor f.eks. modelbaserede makroøkonomiske analyser, multikriterieanalyser og kvalitative beskrivelser kombineres.

EU-kommissionen lægger sig altså ikke fast på én bestemt avanceret konsekvensanalysemetode. Det er først og fremmest vigtigt, at resultaterne fra konsekvensanalysen er:

- *Gennemskuelige* – dvs. at det er tydeligt forklaret, hvorledes man er nået til resultaterne
- *Robuste* – dvs. at andre med samme metode og data vil nå til samme resultater
- *Vurderet med hensyn til usikkerhed* – dvs. at eventuelle svagheder ved den anvendte metode og de anvendte data er beskrevet

### 12.1.5 Sammenligning af policy-mulighederne

Sammenligningen af policy-mulighederne skal ifølge EU-kommissionen ske på baggrund af en afvejning af disse positive og negative konsekvenser. Afvejningen foretages bedst, hvis konsekvenserne systematiseres på tabelform. Dette kan ske på flere forskellige måder:

- En tabel for hver policy-mulighed, hvor der for hver af dens væsentlige konsekvenser gives en kvalitativ, kvantitativ og monetariseret beskrivelse af konsekvensen. Det anerkendes, at den kvantitative og monetariserede beskrivelse ikke nødvendigvis er mulig for alle konsekvenser.
- En tabel, hvor det for hver policy-mulighed og for et bestemt sæt af costs og benefits, angives i hvor stort omfang policy-muligheden giver anledning til hver type af costs og benefits.
- En tabel, hvor det for hver policy-mulighed mere bredt beskrives dens forskellige fordele og ulemper.
- En tabel, hvor det for hver policy-mulighed angives, hvem der hhv. vinder og taber herefter.

I indeværende vejledning vælges det at præsentere de enkelte projekters konsekvenser i et såkaldt konsekvensskema. I dette er projekternes allokeringsmæssige konsekvenser så vidt muligt angivet på kvantificeret form. Det bliver herved muligt på en overskuelig måde at afgøre, hvori det enkelte projekts styrker og svagheder ligger med hensyn til skabelse af endeligt forbrug og med hensyn til ressourceforbrug – jf. *afsnit 3.5*.

EU-kommissionen lægger op til, at evalueringen af policy-mulighederne skal ske på grundlag af kriterier, som kan variere med problemstillingens karakter og de valgte mål-

sætninger. De centrale evalueringskriterier vil imidlertid i alle tilfælde være *effektivitet*, *efficiens* og *konsistens* – jf. *afsnit 12.1.3*. Evalueringen fører ikke nødvendigvis til en klar konklusion, vedrørende hvilken policy-mulighed der bør foretrækkes; men det endelige valg bør også altid tilfalde EU-kommissionen.

#### 12.1.6 *Udformning af monitorings- og evalueringsprogram*

Det sidste trin i EU-kommissionens retningslinjer for konsekvensanalyse er opstillingen af et monitorerings- og evalueringsprogram. Et centralt element heri er udviklingen af en række *indikatorer* for de målsætninger, som ønskes opnået gennem det valgte policy-indgreb. EU-kommissionen tillægger det altså stor betydning at undersøge, om de valgte policy-indgreb virker efter hensigten.

Indeværende vejledning omfatter ikke denne del af konsekvensanalysen. Vejledningen fokuserer på de fem første trin heri – den såkaldte *ex ante vurdering* af projekter. Den efterfølgende evaluering af projekterne – den såkaldte *ex post vurdering* – omtales dog i *afsnit 2.1.5*. Det fremhæves her, at et væsentligt problem i forbindelse med *ex post* vurderinger er at afgøre, hvilke konsekvenser der skyldes policy-indgrebet og adskille disse konsekvenser fra konsekvenserne af ændringer i andre forhold i samfundet. Denne helt centrale problemstilling omtales ikke i EU-kommissionens vejledning.

#### 12.1.7 *Sammenfatning*

Den af EU-kommissionen forslåede overordnede ramme for konsekvensanalyse er i høj grad relevant for fremgangsmåden i samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter. De fem første trin i EU-kommissionens vejledning, der vedrører *ex ante* vurderingen, vil da også let kunne genfindes i den samfundsøkonomiske vurderings forskellige delelementer – jf. *Indledningen*.

EU-kommissionens fokus med hensyn til problemformulering og valg af styringsmæssige indgreb er lidt anderledes end i indeværende vejledning. Der tages udgangspunkt i en overordnet problemstilling, for hvis løsning der opstilles målsætninger. Disse søges opfyldt gennem brug af administrative og økonomiske styringsmidler.

I indeværende vejledning fokuseres der på vurderinger af enkeltstående anlægs- og investeringsprojekter samt på løsning af teknikvalgsproblemstillinger. Vejledningens retningslinjer er derfor også i høj grad rettet mod vurderingen af sådanne konkrete projekter og ikke alene mod styringsmæssige indgreb.

Indeværende vejledning vedrører udelukkende velfærdsøkonomisk og budgetøkonomisk vurdering. Derfor er hensigten med analyserne og fortolkningen af deres resultater også klarere formuleret end i EU-kommissionens vejledning.



## 12.2 Livscyklusanalyse

Der er i en ingeniørvidenskabelig sammenhæng udviklet en særlig form for beskrivelse af samfundsmæssige aktiviteterets miljø- og ressourcemæssige konsekvenser – nemlig den såkaldte livscyklusanalyse. I en dansk sammenhæng er der udarbejdet en grundig vejledning i livscyklusanalyse – jf. Hauschild (red.) (1996) – og ved Livscyklusanalysecentret arbejdes der videre med udvikling af metoden – jf. <http://www.lca-center.dk/cms/site.aspx?p=378>.

I forhold til EU-kommissionens konsekvensanalyse har livscyklusanalysen et væsentligt mere begrænset sigte. Analysen er således koncentreret om beskrivelsen af materiale- eller stofstrømme afledt af produktionen og forbruget af produkter. Idealt beskrives alle former for forbrug af råstoffer og udledninger til miljøet lige fra produktionen af forskellige input til produktionen af produktet til dette på den ene eller anden måde deponeres eller destrueres – det såkaldte ”*vugge til grav koncept*”. Gennem livscyklusanalysen opnås et komplet billede af alle de direkte og indirekte konsekvenser for miljøet og forbruget af naturgivne ressourcer, som en produktions- eller forbrugsaktivitet giver anledning til.

En af de væsentligste problemstillinger i livscyklusanalysen er *systemafgrænsningen*. Denne omfatter flere delproblemstillinger. Med hvor stor detaljeringsgrad skal stofstrømmene beskrives? Hvilke stoffer skal indgå i beskrivelsen, og hvor detaljeret skal beskrivelsen af de afledte konsekvenser være? Skal konsekvenserne af hver eneste afledte aktivitet beskrives, eller skal beskrivelsen koncentreres om de væsentligste aktiviteter? Hvilke forudsætninger skal der gøres om de afledte produktionsaktiviteter – skal man f.eks. antage at el produceres på et vandkraftværk, et atomkraftværk eller et kulfyret kraftværk? Hvilken geografisk afgrænsning bør vælges?

Svarene på disse spørgsmål afhænger ofte af tilgængeligheden af data. I princippet bør analysen nemlig være så detaljeret som mulig og med en global afgrænsning. Det må være fuldstændig klart, hvilke antagelser der er gjort vedrørende de afledte aktiviteterets karakter. Resultatet af en livscyklusanalyse afhænger i sidste ende af den valgte systemafgrænsning.

Dette er i høj grad også tilfældet med den samfundsøkonomiske analyse, hvilket bl.a. skyldes, at livscyklusanalysens konsekvensbeskrivelse bør være en integreret del af den velfærdsøkonomiske analyse – jf. *Kapitel 3*. Det er imidlertid et særkende ved livscyklusanalysen, at den ikke opfatter råstoffer og produktionsfaktorer som knappe ressourcer. Når disse ressourcer anvendes i en given produktionsproces, trækkes de bort fra anden anvendelse, hvilket bl.a. har konsekvenser for befolkningens forbrug og for den anden anvendelses påvirkning af miljøet og naturen. Disse konsekvenser indgår ikke i livscyklusanalysen, mens de er helt centrale i den velfærdsøkonomiske analyse.

Den velfærdsøkonomiske analyse omfatter i modsætning til livscyklusanalysen også adfærdsmæssige konsekvenser af et projekt. Dette kommer særligt til udtryk ved vurderingen af styringsmæssige indgreb, som netop har til hensigt at påvirke befolkningens adfærd. Livscyklusanalysen er derimod alene bygget op omkring en række tekniske sammenhænge inden for den samlede produktionsproces fra vugge til grav.

Endelig er der ikke i den oprindelige udformning af livscyklusanalysen lagt op til en samlet vurdering af fordelene og ulemperne ved den betragtede produktionsproces. Der er tale om en ren konsekvensbeskrivelse udtrykt i fysiske størrelser. I videreudviklingen af livscyklusanalysen er der dog eksempler på, at ulemper og fordele analyseres inden for en multikriterie-tilgang. Der er principielt heller ikke noget i vejen for, at livscyklusanalysens konsekvensbeskrivelse omfattes af en velfærdsøkonomisk vurdering.

### 12.3 Multikriterie-beslutningstagen

Multikriterie-tilgangen til beslutningstagen dækker over en lang række af metoder til sammenvæjning af projekters konsekvenser. Sammenvæjningen resulterer i en rangordning af projekterne efter fordelagtighed. Multikriterie-beslutningstagen har vundet nogen indpas på miljøområdet – især uden for den samfundsvidenskabelige verden. Der er således en del eksempler på anvendelsen af multikriterie-vurderingsmetoder i forbindelse med livscyklusanalyser – jf. Hauschild (red.) (1996). Der skal ikke i denne vejledning gøres nærmere rede for metoderne, men kun i det følgende gives to eksempler, der illustrerer multikriterie-tilgangen. I Janssen (1992) og Møller (1996) omtales en række multikriterie-metoder.

Sørensen et al. (2006) har udviklet en metode til rangordning af miljøtiltag – f.eks. forskellige teknikker til rensning af forurenede jord. Metoden bygger på, at de enkelte tiltags relative fordelagtighed skal vurderes på grundlag af en række på forhånd specificerede kriterier. Der kan være tale om rensningsgrad, hvor hurtigt rensningen sker, hvad den koster det offentlige etc. Herefter undersøges det, hvorledes rangordningen af tiltagene afhænger af, hvilken betydning – dvs. vægt – de enkelte kriterier tillægges. Hvis et tiltag rangordnes som det bedste projekt, uanset hvilke kriterievægte der benyttes, bør det selvfølgelig vælges. I alle andre tilfælde vælges det tiltag, som med størst sandsynlighed vil blive rangordnet som nummer ét – dvs. for de fleste sammensætninger af vægtene vil blive foretrukket. Fremgangsmåden fører ikke altid til en fuldstændig entydig rangordning; men den skitserede systematiske tilgang giver et godt indtryk af, hvad valget af det ene tiltag frem for det andet kræver med hensyn til kriterievægtenes relative størrelse.

I forbindelse med konstruktionen af såkaldte aggregerede miljøindeks anvendes undertiden en anden multikriterie-vurderingsmetode – jf. Adriaanse (1993) og Pedersen et al. (2002). Miljøindikatorer opstilles på et mere overordnet niveau for at beskrive forskellige sider af miljøforholdene. Indikatorerne kan i sagens natur både udvikle sig i positiv og

negativ retning. Hvis man herefter ønsker at vurdere, om miljøforholdene samlet set har udviklet sig i positiv eller negativ retning, er det nødvendigt at sammenveje indikatorerne til et aggregeret miljøindeks. Den af Adriaanse (1993) anvendte metode tager udgangspunkt i en række ideale værdier for de involverede miljøindikatorer. Ændringen i ”afstanden” mellem de ideale og de aktuelle indikatorværdier benyttes herefter som udtryk for udviklingen i den samlede miljøtilstand. Er den samlede afstand til idealværdierne blevet mindre, er miljøforholdene samlet set blevet bedre og omvendt, hvis afstanden er blevet større. Afstandsændringerne summeres direkte, således at ændringen i alle miljøindikatorer tillægges samme betydning.

Disse to metoder kræver ikke, at beslutningstageren udtrykker sine præferencer over for de forskellige typer af konsekvenser. En lang række multikriterie-metoder forudsætter imidlertid dette. Gennem brugen af disse metoder bliver rangordningen af projekterne et udtryk for beslutningstagerens præferencer.

Velfærdsøkonomisk vurdering kan opfattes som en form for multikriterie-analyse. Den er karakteriseret ved en meget præcis afgrænsning af de konsekvenser, som bør være omfattet af vurderingen – nemlig alle konsekvenser, som har betydning for befolkningens levevilkår og velfærd. Ved mange andre former for multikriterie-analyse er der i højere grad tale om et frit valg af konsekvenser, som anses for betydningsfulde. Det er klart, at valget af relevante konsekvenser i høj grad kan påvirke rangordningen af forskellige miljøtiltag.

Den velfærdsøkonomiske vurdering er også karakteriseret ved et præcist grundlag for sammenvejningen af konsekvenserne. Disse tillægges nemlig vægte eller beregningspriser, som afspejler befolkningens relative marginale nytte af de enkelte konsekvenser. Ingen af de andre multikriterie-metoder bygger på dette vurderingsgrundlag. Enten undlades at fastsætte et endeligt sammenvejningsgrundlag – jf. Sørensen et al. (2006) – eller der benyttes mere eller mindre tilfældigt valgte ”objektive” vægte – jf. Adriaanse (1993) – eller det er beslutningstagerens præferencer, der lægges til grund for sammenvejningen.

### 12.4 Cost Effectiveness Analyse

Hensigten med *Cost Effectiveness Analyse* er at opnå den størst mulige miljøeffekt til færrest mulige omkostninger. Miljøeffekten skal være velafgrænset og kvantificerbar – f.eks. reduktion af SO<sub>2</sub>-emissionerne eller vandforbruget. Omkostningsbegrebet er derimod noget vanskeligere at håndtere.

Det er her væsentligt at skelne mellem budgetøkonomiske og velfærdsøkonomiske omkostninger. De *budgetøkonomiske omkostninger* omfatter udgifterne for den, der foretager miljøtiltaget – f.eks. udgifterne for den virksomhed, der ønsker at reducere SO<sub>2</sub>-emissionerne. Disse kan reduceres på flere forskellige måder, og gennem en budgetøkonomisk

Cost Effectiveness Analyse kan virksomheden afgøre, hvor meget hver mulighed koster pr. reduceret SO<sub>2</sub>-emission. Virksomheden vil herefter vælge den mest omkostningseffektive løsning – altså den løsning, hvor udgiften pr. SO<sub>2</sub>-reduktion er mindst.

Problemet med den budgetøkonomiske tilgang er, at de indgreb, som fra et budgetøkonomisk udgiftssynspunkt er de fordelagtigste, ikke nødvendigvis er de samfundsmæssigt mest fordelagtige. Dette skyldes bl.a., at indgrebene, som omtalt, kan have andre miljøeffekter end den effekt, der fokuseres på i Cost Effectiveness Analysen. De forskellige måder at reducere SO<sub>2</sub>-emissionerne på, kan f.eks. også have konsekvenser for andre emissioner. Dette bør der fra et samfundsmæssigt synspunkt også tages hensyn til ved valget af indgreb. Hertil kommer, at den budgetøkonomiske tilgang ikke er dækkende for de typer af indgreb – f.eks. miljøafgifter – som ikke umiddelbart påvirker de samlede netto-udgifter i samfundet.

Disse problemer løses ved at basere Cost Effectiveness Analysen på en opgørelse af tiltagens *velfærdsøkonomiske omkostninger*. Disse omkostninger udtrykker det velfærdsmæssige tab ved at gennemføre det enkelte indgreb. Andre positive miljøkonsekvenser end den, der fokuseres på i analysen, indregnes i analysen som en negativ omkostning, mens andre eventuelle negative konsekvenser forøger de samlede velfærdsøkonomiske omkostninger. Disse kan også beregnes for indgreb, som ikke umiddelbart har udgiftsmæssige konsekvenser.



## LITTERATUR

**Adriaanse A.** (1993): "Environmental Policy Performance Indicators", The Hague 1993

**AEA Technology Environment** (2005): "Methodology for the Cost-Benefit analysis for CAFE: Volume 1: Overview of Methodology", AEA Technology Environment, 2005  
[http://ec.europa.eu/environment/air/cape/pdf/cba\\_methodology\\_vol1.pdf](http://ec.europa.eu/environment/air/cape/pdf/cba_methodology_vol1.pdf)

**Alberini A.,** Hunt A. & Markandya A. (2006): "Willingness to pay to reduce mortality risks: evidence from a three-country contingent valuation study", *Environmental and Resource Economics*, vol. 33, p. 251–264.

**Andersen M. S.,** Frohn L. M., Jensen S. S., Nielsen J. S., Sørensen P. B., Hertel O., Brandt J. & Christensen J. (2004): "Sundhedseffekter af luftforurening – beregningspriser", Faglig rapport fra DMU nr. 507, Danmarks Miljøundersøgelser, 2004  
[http://www2.dmu.dk/1\\_Viden/2\\_Publikationer/3\\_Fagrapporter/rapporter/FR507.pdf](http://www2.dmu.dk/1_Viden/2_Publikationer/3_Fagrapporter/rapporter/FR507.pdf)

**Andersen M.S.,** Frohn L.M., Nielsen J.S., Nielsen M., Jensen J.B., Jensen S.S., Christensen J. & Brandt J. (2008): "A Non-linear Eulerian Approach for Assessment of Health-cost Externalities of Air Pollution", paper presented at the 16th annual conference of EAERE, Gothenburg June 25–28, 2008

**Bach, H.,** Andersen, M.S., Illerup, J.B., Møller, F., Birr-Pedersen, K., Brandt, J., Ellermann, T., Frohn, L.M., Hansen, K.M., Palmgren, F., Nielsen, J.S. & Winther M. (2006): "Vurdering af de samfundsøkonomiske konsekvenser af Kommissionens temastrategi for luftforurening", Faglig rapport fra DMU nr. 586, Danmarks Miljøundersøgelser, 2006  
[http://www2.dmu.dk/1\\_viden/2\\_Publikationer/3\\_fagrapporter/rapporter/FR586.pdf](http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR586.pdf)

**Birr-Petersen K.** (2006): "Measurement and benefit transfer of amenity values from afforestation projects – A spatial economic valuation approach using GIS technology", PhD Report National Environmental Research Institute, 2006

**Boadway, R.W. & Wildasin, D.E.** (1984): "Public Sector Economics", Boston, 1984

**Borch K.H.** (1972): "The Economics of Uncertainty", Princeton, 1972

**Connell R. & Willows R.** (eds.) (2003): "Climate adaption: risk, uncertainty and decision making", UK Climate Impacts Programme, 2003

**Cropper M. L.,** Aydede S. K. & Portney P. R. (1992): "Rates of Time Preference for Saving Lives", *American Economic Review*, vol. 82 1992, p. 469 – 472

**Damgaard C.**, Strandmark L., Heidemann R., Nielsen T. & Emborg L. (2006): ”Metodeproblemer i relation til opstillingen af en dansk klimatilpasningsstrategi”, Miljøprojekt nr. 1122, Miljøstyrelsen, 2006  
<http://www.mst.dk/udgiv/publikationer/2006/87-7052-251-0/pdf/87-7052-252-9.pdf>

**Danø S.** (1985): ”Investeringsplanlægning”, Blå memo nr. 132, Københavns Universitets Økonomiske Institut, 1985

**Det Økonomiske Råd** (1998): ”Dansk økonomi efterår 1998 – Bæredygtighed: Balance mellem generationer”, Det Økonomiske Råd, 1998

**Det Økonomiske Råd** (2004): ”Dansk økonomi efterår 2004 – Vand og natur”, Det Økonomiske Råd, 2004 <http://www.dors.dk/sw1149.asp>

**Dubgaard A.** & Ladenburg J. (2007): ”Værdisætning af miljøgoder”, i K. Halsnæs, P. Andersen & A. Larsen (red.): ”Miljøvurdering på økonomisk vis”, København, 2007, s. 327 – 354

**Energistyrelsen** (2005): ”Vejledning i samfundsøkonomiske analyser på energiområdet”, Energistyrelsen, 2005 [http://www.ens.dk/graphics/Energipolitik/dansk\\_energipolitik/oekonomiske\\_analyser/vejledning\\_110405/Vejledning1\\_1104\\_2005.pdf](http://www.ens.dk/graphics/Energipolitik/dansk_energipolitik/oekonomiske_analyser/vejledning_110405/Vejledning1_1104_2005.pdf)

**Energistyrelsen** (2008): ”Forudsætninger for samfundsøkonomiske analyser på energiområdet”, Energistyrelsen, 2008 [http://www.ens.dk/graphics/Energipolitik/dansk\\_energipolitik/oekonomiske\\_analyser/vejledning\\_110405/Beregningsforudsætninger\\_08\\_final.pdf](http://www.ens.dk/graphics/Energipolitik/dansk_energipolitik/oekonomiske_analyser/vejledning_110405/Beregningsforudsætninger_08_final.pdf)

**Enevoldsen M. K.**, Ryelund A. V. & Andersen M. S. (2007): ”Decoupling of industrial energy consumption and CO<sub>2</sub>-emissions in energyintensive industries in Scandinavia” *Energy Economics*, vol. 29, 2007, p. 665 – 692

**European Commission** (2009): ”Impact Assessment Guidelines”, European Commission, 2009 [http://ec.europa.eu/governance/impact/docs/key\\_docs/iag\\_2009\\_en.pdf](http://ec.europa.eu/governance/impact/docs/key_docs/iag_2009_en.pdf)  
[http://ec.europa.eu/governance/impact/docs/key\\_docs/iag\\_2009\\_annex\\_en.pdf](http://ec.europa.eu/governance/impact/docs/key_docs/iag_2009_annex_en.pdf)

**EU Commission** (2005): ”Non Paper. Further Information on Measures, Costs & Benefits in Relation to the Thematic Strategy on Air Pollution”, EU Commission, 2005

**Finansministeriet**, Miljøministeriet, Skatteministeriet, Udenrigsministeriet og Økonomi- og Erhvervsministeriet (2003): ”En omkostningseffektiv klimastrategi”, Finansministeriet, 2003

**Finansministeriet** (1999): Vejledning i udarbejdelse af samfundsøkonomiske konsekvensvurderinger, Finansministeriet, 1999

**Frandsen S. E.**, Jensen H. G. & Stæhr M. H. J. (1999): ”Kan velfærdsændringer i de generelle ligevægtsmodeller forklares”, *Nationaløkonomisk Tidsskrift*, 1999, s. 197 – 212

**Freeman III A. M.** (2003): ”The Measurement of Environmental and Resource Values – Theory and Methods”, Washington, 2003

**Fødevareøkonomisk Institut** (2004): ”Beregning af afledte konsekvenser af vandmiljøtiltag for beskæftigelse og værditilvækst”, notat fra Fødevareøkonomisk Institut 30. marts 2004

**Geel Andersen A.** (1978): ”Investeringsteori: Partiel investeringsplanlægning under sikkerhed”, Århus, 1978

**Hansen L. G.** (1999): ”Is there a Weak Double Dividend: Some implications of regulatory capture and revenue rules for environmental taxes”, AKF Forlaget, København, 1999

**Hasler B.**, Schou J. S. & Andersen M. S. (2004): ”Forprojekt til værdisætning af grundvand”, Miljøprojekt nr. 969, Miljøstyrelsen, 2004 <http://www.mst.dk/udgiv/publikationer/2004/87-7614-465-8/pdf/87-7614-466-6.pdf>

**Hasler B.**, Lundhede T., Martinsen L., Ney S. & Schou J.S. (2005): ”Valuation of Groundwater Production versus Water Treatment in Denmark by Choice Experiments and Contingent Valuation”, Faglig rapport fra DMU nr. 543, Danmarks Miljøundersøgelser, 2005 [http://www2.dmu.dk/1\\_viden/2\\_Publikationer/3\\_fagrapporter/rapporter/FR543.PDF](http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR543.PDF)

**Hauschild M. (red.)** (1996): ”Baggrund for miljøvurdering af produkter”, Danmarks Tekniske Universitet, Miljøstyrelsen og Dansk Industri, 1996

**Hepburn C.** (2006): ”Use of Discount Rates in the Estimation of the Costs of Inaction with Respect to Selected Environmental Concerns”, ENV/EPOC/WPNEP (2006)13, Working Party on National Environmental Policy, OECD, 2006

**HM Treasury** (2003): ”The Green Book: Appraisal and Evaluation in Central Government”, HM Treasury, London 2003, [http://www.hmtreasury.gov.uk/media/785/27/Green\\_Book\\_03.pdf](http://www.hmtreasury.gov.uk/media/785/27/Green_Book_03.pdf) [http://www.hm-treasury.gov.uk/media/54C/E8/Green\\_Book2\\_03.pdf](http://www.hm-treasury.gov.uk/media/54C/E8/Green_Book2_03.pdf)

**Institut for Miljøvurdering** ”IMV værktøjskasse – metoder og redskaber”, <http://www.imv.dk/Default.aspx?ID=39>



**Jacobsen, B.H.**, Abildtrup, M. J., Andersen, T. Christensen, B. H., Hussain, Z. B., Huusom, H., Jensen, J. D., Schou, J.S., Ørum, J. E. (2004): ”Omkostninger ved reduktion af landbrugets næringsstofab til vandmiljøet – Forarbejde til Vandmiljøplan III”. Rapport nr. 167 fra Fødevareøkonomisk Institut, København, 2004

**Janssen R.** (1992): ”Multiobjective Decision Support for Environmental Management”, Dordrecht, 1992

**Jensen, J.D.** (2004): ”Beregninger af afledte konsekvenser af vandmiljø-tiltag for beskæftigelse og værditilvækst”, notat fra Fødevareøkonomisk Institut, København, 2004

**Johansen L.** (1978): “Lectures on Macroeconomic Planning II – centralization, decentralization and uncertainty”, Amsterdam, 1978

**Karlsson, K.**, Grinderslev D., Werner M., & Andersen F. M. (2007): ”Makroøkonomi og miljøpolitik”, Kapitel 12 i Halnæs K., Andersen P. & Larsen A. (red.): Miljøvurdering på økonomisk vis. Jurist- og Økonomiforbundets Forlag, København, 2007

**Krupnick A.**, Morgenstern R., Batz M., Nelson P., Burtraw D., Shih J-S. & McWilliams M. (2006): ”Not a Sure Thing: Making Regulatory Choices Under Uncertainty”, Resources for the Future, 2006

**Lundhede, T.** Hasler, B. Bille, T (2005): ”Værdisætning af genopretningen af natur og fortidsminder i Store Åmose i Vest Sjælland”, DMU, 2005

**Miljøministeriet** (1993): ”Råd om fremgangsmåde ved miljøkonsekvensvurdering af lovforslag og andre regeringsforslag”, Miljøministeriet, 1993

**Miljøstyrelsen** (2002): ”Samfundsøkonomisk analyse af bortskaffelse af plastflaske- og dunkeaffald fra husholdninger”, Miljøprojekt nr. 695, Miljøstyrelsen, 2002  
<http://www2.mst.dk/common/Udgivramme/Frame.asp?>  
<http://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2002/87-7972-139-7/html/default.htm>

**Miljøstyrelsen** (2003a): ”Skal husholdningernes madaffald brændes eller genanvendes? Samfundsøkonomisk analyse af øget genanvendelse af organisk dagrenovation”, Miljøprojekt nr. 814, Miljøstyrelsen, 2003  
<http://www2.mst.dk/udgiv/publikationer/2003/87-7972-685-2/pdf/87-7972-686-0.pdf>

**Miljøstyrelsen** (2003b): ”Hvad koster støj? Værdisætning af vejstøj ved brug af husprismetoden”, Miljøstyrelsen, 2003 <http://www2.mst.dk/common/Udgivramme/Frame.asp?>  
<http://www2.mst.dk/udgiv/publikationer/2003/87-7972-568-6/html/>

**Miljøstyrelsen** (2004): "Valuation of Chemical Related Health Impacts – Estimation of direct and indirect costs for asthma bronchiale, headache, contact allergy, lung cancer and skin cancer", Miljøprojekt nr. 929, Miljøstyrelsen, 2004  
<http://www2.mst.dk/udgiv/publications/2004/87-7614-295-7/pdf/87-7614-296-5.pdf>

**Miljøstyrelsen** (2005a): "Samfundsøkonomisk analyse af spildevandsafgiften – revideret udgave", Miljøprojekt nr. 976, Miljøstyrelsen, 2005  
<http://www.mst.dk/udgiv/Publikationer/2005/87-7614-503-4/pdf/87-7614-504-2.PDF>

**Miljøstyrelsen** (2005b): "Retningslinjer for gennemførelse af samfundsøkonomiske analyser for pilotprojekter for nationalparker", Miljøstyrelsen, 2005

**Miljøstyrelsen** (2005c): "Samfundsøkonomisk analyse af naturgenopretnings- og kultur-sikringsprojekt af den østre del af Åmosen", Miljøprojekt nr. 1043, Miljøstyrelsen, 2005  
<http://www.mst.dk/udgiv/Publikationer/2005/87-7614-829-7/pdf/87-7614-830-0.pdf>

**Miljøstyrelsen** (2006a): "NO<sub>x</sub>-emissioner og reduktionstiltag i Danmark", Miljøstyrelsen, 2006

**Miljøstyrelsen** (2006b): "Samfundsøkonomisk analyse af NO<sub>x</sub> reduktion, Bilagsrapport, Arbejdsrapport", Miljøstyrelsen nr. 21, 2006 <http://www2.mst.dk/common/Udgivramme/Frame.asp?http://www2.mst.dk/udgiv/publikationer/2006/87-7052-141-7/html/>

**Miljøstyrelsen**(2006c): "Analyse af Danmarks muligheder for at reducere emissionerne af NO<sub>x</sub> i 2010, Hovedrapport", Miljøprojekt nr. 1104, Miljøstyrelsen, 2006  
<http://www2.mst.dk/common/Udgivramme/Frame.asp?http://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2006/87-7052-139-5/html/default.htm>

**Miljøstyrelsen** (2006d): "Samfundsøkonomiske analyser i forbindelse med klimatilpasninger", Miljøprojekt nr. 1121, Miljøstyrelsen, 2006  
<http://www2.mst.dk/udgiv/publikationer/2006/87-7052-249-9/pdf/87-7052-250-2.pdf>

**Miljøstyrelsen** (2007): "Nøgletal for samfundsøkonomiske beregninger på miljø- og naturområdet", Miljøstyrelsen, 2007 <http://www2.mst.dk/common/Udgivramme/Frame.asp?http://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2007/978-87-7052-617-3/html/default.htm>

**Moore M. J. & Viscusi W. K.** (1990): "Discounting Environmental Health Risks: New Evidence and Policy Implications", Journal of Environmental Economics and Management, vol. 18, 1990, p. 51 – 62

**Møller F.** (1996): "Værdisætning af miljøgoder", København, 1996

**Møller F.** (2003a): ”Metoder til miljøkonsekvensvurdering af økonomisk politik”, Faglig rapport fra DMU nr. 432, Danmarks Miljøundersøgelser, 2003  
[http://www2.dmu.dk/1\\_viden/2\\_Publikationer/3\\_fagrappporter/rapporter/FR432.pdf](http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrappporter/rapporter/FR432.pdf)

**Møller F.** (2003b): ”Projektvurdering over tid – aspekter af diskonteringsproblemstillingen”, Arbejdsrapport fra DMU nr. 193, Danmarks Miljøundersøgelser, 2003  
[http://www2.dmu.dk/1\\_viden/2\\_Publikationer/3\\_arbrappporter/rapporter/AR193.pdf](http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_arbrappporter/rapporter/AR193.pdf)

**Møller F.** (2009): ”Velfærd nu eller i fremtiden”, Aarhus, 2009

**Møller F. & Wier M.** (1997): ”Indirekte miljøeffekter i traditionel projektvurdering”, Nationaløkonomisk Tidsskrift, 1997, s. 58 – 72.

**Møller F., Andersen S. P., Grau P., Huusom H. Madsen T. Nielsen J. & Strandmark L.** (2000): ”Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter”, Danmarks Miljøundersøgelser, Miljøstyrelsen og Skov- og Naturstyrelsen, 2000  
[http://www2.dmu.dk/1\\_viden/2\\_Publikationer/3\\_Ovrige/rapporter/samf\\_vurd.pdf](http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_Ovrige/rapporter/samf_vurd.pdf)

**Møller F. & Jensen D. B.** (2004): ”Velfærdsøkonomiske forvridningsomkostninger ved finansiering af offentlige projekter”, Faglig rapport fra DMU nr. 496, Danmarks Miljøundersøgelser, 2004  
[http://www2.dmu.dk/1\\_viden/2\\_Publikationer/3\\_fagrappporter/rapporter/FR496.pdf](http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrappporter/rapporter/FR496.pdf)

**Navrud S.** (2007): ”Practical Tools for Value Transfer in Denmark – Guidelines and an Example”, Miljøstyrelsen, 2007 [http://www2.mst.dk/common/Udgivramme/Frame.asp?http://www2.mst.dk/Udgiv/publications/2007/978-87-7052-656-2/html/default\\_eng.htm](http://www2.mst.dk/common/Udgivramme/Frame.asp?http://www2.mst.dk/Udgiv/publications/2007/978-87-7052-656-2/html/default_eng.htm)

**Ney S.** (2007): Vejledning i brug af Monte Carlo program, Miljøministeriet, 2007

**OECD** (2006): ”Purchasing Power Parities – Comparative Price Levels”, OECD, 2006  
<http://www.oecd.org/dataoecd/61/54/18598754.pdf>

**OECD** (2007): ”Cost of Inaction: Annotated Outline and Selected Draft Chapters”, Environment Policy Committee, OECD 30. – 31. May, 2007

**Pearce D. W. & Turner R. K.** (1990): ”Economics of Natural Resources and the Environment”, New York, 1990

**Pearce D., Mourato S. & Atkinson G.** (2006): ”Cost-benefit analysis and the environment: Recent developments”, OECD, 2006

**Pedersen O. G., Møller F. & Christensen N.** (2002): Informationsgrundlaget for integreret miljøplanlægning”, Danmarks Statistik og Danmarks Miljøundersøgelser, 2002

**Petersen T. W.** (1997): ”Introduktion til CGE modeller”, Nationaløkonomisk Tidsskrift, 1997, s. 113 – 134

**Robinson J. C.** (1990): ”Philosophical Origins of the Social Rate of Discount in Cost-Benefit Analysis”, The Milbank Quarterly, vol. 68, no. 2, 1990, p. 245 – 265

**Schou J. S. & Abildtrup J.** (2005): ”Jordrentetab ved arealekstensivering i landbruget”, Faglig rapport fra DMU nr. 542, Danmarks Miljøundersøgelser, 2005  
[http://www2.dmu.dk/1\\_viden/2\\_Publikationer/3\\_fagrapporter/rapporter/FR542.PDF](http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR542.PDF)

**Serret Y. & Johnstone N.** (ed.) (2006): ”The Distributional Effects of Environmental Policy”, OECD, 2006

**SJFI** (1998a): ”Økonomien i Landbrugets Driftsgrene 1996/97”, serie B nr. 81, Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut, 1998

**SJFI** (1998b): ”Landbrugets Prisforhold 1997”, serie C nr. 82, Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut, 1998

**Skatteministeriet** (2000): ”Skatteforvridningstab ved miljøafgifter – notat af 28. september 2000 og 13. december 2000”, Skatteministeriet, 2000

**Skatteministeriet** (2002a): ”Hvordan opgøres dødvægstabet?”, Skat, december, 2002

**Skatteministeriet** (2002b): ”Afgifter og eksterne effekter”, Skat, april, 2002

**Skatteministeriet** (2003): ”Virkning på udgifts- og skattetryk af flere skatteudskrivende myndigheder”, Skat, april 2003

**Strand J.** (1995): ”Doble gevinster i miljøbeskatningen – problemstillinger og forskningsresultater”, SNF Bulletin nr. 2, 1995, s. 8 – 12

**Sørensen P. B.**, Brüggemann R., Lerche D., Thomsen M., Fauser P. & Jensen T. S. (2006): ”New method for multi-criteria ranking for supporting precaution risk assessment of chemicals”, (under publicering)

**Trafikministeriet** (2003): ”Manual for samfundsøkonomisk analyse”, Trafikministeriet, 2003 [http://www.trm.dk/graphics/Synkron-Library/trafikministeriet/Publikationer/pdf/samfundsokonomisk\\_analyse.pdf](http://www.trm.dk/graphics/Synkron-Library/trafikministeriet/Publikationer/pdf/samfundsokonomisk_analyse.pdf)

**Trafikministeriet** (2006): ”Nøgletalskatalog – til brug for samfundsøkonomiske analyser på transportområdet”, Trafikministeriet, 2006 <http://www.trm.dk/graphics/SynkronLibrary/trafikministeriet/Publikationer/Rapporter/Noegletalskatalog%20juni%202006.pdf>

**United States Environmental Protection Agency (2003):** "Guidelines for Preparing Economic Analyses", United States Environmental Protection Agency, 2003  
[http://yosemite.epa.gov/ee/epa/eed.nsf/webpages/Guidelines.html/\\$file/Guidelines.pdf](http://yosemite.epa.gov/ee/epa/eed.nsf/webpages/Guidelines.html/$file/Guidelines.pdf)

## INDEKS

Administrative styringsmidler .....	182	Direkte regulering .....	182
Direkte regulering .....	182	Diskontering.....	18;113
Frivillige aftaler .....	183	Afgrensning af relevans .....	141
Informationstiltag.....	183	Annuisering.....	18;121
Annuisering.....	121	Diskonteringsrate .....	18
Basisforløb .....	46;50	Forbrugsdiskonteringsrate.....	241
Business as usual.....	46	Forskellige tidsprofiler .....	136
Comparison of alternatives .....	49	Miljøkonsekvenser, ikke	
Opstilling af basisforløb.....	8	værdisatte .....	135
Status quo .....	46	Nutidsværdiberegning.....	116
Benefit transfer.....	80;107	Tidsfastsættelse .....	122
Beregningspriser		Velfærdsøkonomisk analyse.....	18;113
Dødsrisiko .....	98	Diskonteringsrate .....	116;117;119
Ikke markedsomsatte goder ...	14;80;94	Enhedspriser.....	104
Internationalt handlede goder .....	92	Ex post analyse .....	45
Markedsomsatte goder .....	13;78;83	Forbrugsdiskonteringsrate.....	241
Producerede produktionsgoder og		Fordelingsanalyser .....	6;31;225
råvarer .....	92	Budgetøkonomisk	
Produktionsfaktorer.....	83	analyse.....	6;31;226;228
Arbejdskraft .....	84	Budgetøkonomisk fordelings-	
Naturen.....	86	skema .....	230
Realkapital .....	85	Fordeling over tid.....	33;227;241
Vand .....	88	Indkomstgrupper .....	33;227;199
Rekreative værdier.....	100	Miljøkonsekvenser .....	34;227;243
Råstoffer.....	87	Velfærdsøkonomiske analyse.....	6;241
Stilhed .....	100	Formueeffekt .....	233
Sygdom .....	97	Fremrykning af investering.....	133
Udenlandske miljøeffekter.....	104	Frivillige aftaler .....	183
Beskæftigelseseffekt .....	84;233	Følsomhedsberegning .....	202
Best case og worst case.....	204	Gebyr.....	181
Break even pris .....	206	Generel analyse.....	163;187
Brugerbetaling.....	181	Geografisk afgrænsning .....	57
Brugsværdi.....	95	Ikke-brugsværdi .....	95
Budgetøkonomisk analyse .....	2;6;28;234	Impact Assessment.....	295
Fordelingsskema .....	228	Indkomstfordelingsvægte.....	238
Bøder.....	182	Informationstiltag .....	183
Cost Benefit Analyse.....	18	Konsekvensbeskrivelse .....	8;55
Cost Effectiveness		Afgrensning.....	63
Analyse .....	19;114;137;304	Afledte konsekvenser .....	66
Cost of inaction .....	42	Geografisk afgrænsning .....	12;57;68
Direkte indgreb .....	6;37	Konsekvensskema.....	9;10;55;75

Miljøkonsekvenser .....	60	Provenuvirkninger	
Miljøkonsekvenser, direkte ....	10;56;76	Andre varer end den regulerede	
Miljøkonsekvenser, indirekte .	10;56;76	vare.....	184
Måleenheder.....	62	Indførelse af miljøafgift .....	169
Tidsmæssig afgrænsning.....	12;57;73	Offentligt projekt.....	21;150
Økonomiske konsekvenser .....	59	Privat projekt.....	22;154
Økonomiske konsekvenser,		Ændring af miljøafgift .....	175
direkte .....	9;56;75	Quasi-option værdi.....	219
Økonomiske konsekvenser,		Ressourcerente .....	79;86
indirekte .....	56	Risiko og usikkerhed.....	6;27;197
Konsekvensskema.....	75	Best case og worst case.....	204
Livscyklusanalyse .....	302	Break even pris .....	206
Marginalomkostningskurve .....	262	Følsomhedsberegninger .....	202
Miljøafgift.....	167	Kriterier for beslutnings-	
Indførelse af miljøafgift .....	167	tagen.....	29;197;216
Optimale miljøafgifter .....	178	Monte Carlo simulation .....	207
Ændring af miljøafgift .....	174	Option price .....	217
Miljøgoder.....	60	Option value.....	217
Beregningspriser .....	96	Quasi-option værdi.....	219
Diskontering af miljøkonse-		Skatteforvridningsfaktor .....	21
kvenser .....	141	Skatteforvridnings-	
Enhedspriser.....	104	tab.....	20;143;146;157;193
Skyggepriser .....	105	Indførelse af miljøafgift .....	169
Værdisætning .....	95	Offentligt projekt.....	144;148
Værdisætning af miljøkonse-		Privat projekt.....	145;151
kvenser i udlandet .....	104	Styringsmæssige indgreb .....	193
Monte Carlo simulation .....	207	Ændring af miljøafgift .....	175
Multikriterie beslutningstagen .....	303	Skyggepriser .....	17;105
Netto-afgiftsfaktor.....	21;84	Startår.....	123
Nutidsværdi.....	116	Styringsmæssige indgreb .....	6;23;40;161
Omkostningseffektivitet.....	137;261	Administrative styringsmidler ..	27;166
Fremrykning af investering.....	259	Analyse vha AGL model.....	184
Marginalomkostningskurve .....	262	Andre styringsmidler .....	27;179
Skyggepriser .....	17;105;249;261	Generel analyse.....	23;163
Varige og ikke-varige miljø-		Indførelse af miljøafgift ....	24;163;167
effekter .....	137	Partiel analyse.....	26;179
Omsættelige kvoter .....	180	Ændring af miljøafgift .....	24;163;167
Optimalitetsbetragtninger .....	43	Økonomiske styringsmidler .....	26;165
Option price .....	217	Subsidie.....	180
Option value.....	217	Sunk costs .....	127
Pantordninger.....	181	Tidsfastsættelsesproblemet .....	122
Partiel analyse .....	167	Begrænset planlægningshorisont ...	131
Problemformulering.....	7;35	Fastsættelse af startår .....	123

Fremrykning af investering.....	133;259
Sunk costs .....	127
Tidsmæssig afgrænsning .....	73
Tilskud .....	180
Valutaoverførsler .....	73;93
Velfærdsøkonomisk analyse.....	2;6;80
Værdisætning .....	13;77
Benefit transfer.....	15;80;107
Beregningspriser .....	13;14;78
Økonomiske styringsmidler .....	180
Brugerbetaling.....	181
Bøder.....	182
Gebyr.....	181
Omsættelige kvoter .....	180
Pantordninger .....	181
Subsidie.....	180
Tilskud .....	180



Vejledningen opstiller retningslinjer for, hvorledes Miljøministeriets samfundsøkonomiske analyser bør udføres, så disse udføres på et ensartet grundlag og er i overensstemmelse med den seneste udvikling indenfor det miljøøkonomiske område. Hovedformålet med at udarbejde samfundsøkonomiske analyser er at klarlægge og synliggøre de miljømæssige og økonomiske konsekvenser af at gennemføre miljøtiltag. Dette kan enten ske, før der træffes en beslutning om at sætte tiltag i gang, eller når der foretages evalueringer af gennemførte tiltag. Samfundsøkonomiske analyser er med til at forbedre beslutningsgrundlaget ved at give en systematisk fremstilling af miljøtiltagenes samlede velfærdsmæssige konsekvenser.

